Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

**Modelagem hidrológica e estudos de pagamentos por serviços ambientais para
bacia hidrográfica do Rio Piracicaba**

Tárcio Rocha Lopes

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências. Área de concentração: Engenharia de Sistemas
Agrícolas

Piracicaba
2020

Tárcio Rocha Lopes
Engenheiro Agrícola

**Modelagem hidrológica e estudos de pagamentos por serviços ambientais para bacia
hidrográfica do Rio Piracicaba**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **MARCOS VINICIUS FOLEGATTI**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências. Área de concentração: Engenharia de Sistemas
Agrícolas

Piracicaba
2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Lopes, Tércio Rocha

Modelagem hidrológica e estudos de pagamentos por serviços ambientais para bacia hidrográfica do Rio Piracicaba / Tércio Rocha Lopes. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2020.

144 p.

Tese (Doutorado) - - USP / Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

1. Serviços ecossistêmicos 2. Valoração ambiental 3. Tomada de decisão 4. Gestão hídrica I. Título

DEDICATÓRIA

Dedico o presente trabalho aos meus pais:

ÉDEN ROCHA LOPES

e

FRANCISCO LOPES DE JESUS

e as minhas irmãs:

EDIMARA ROCHA LOPES

e

FRANCIELE ROCHA LOPES

AGRADECIMENTOS

A minha família, pelo apoio, amor e dedicação.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Marcos Vinicius Folegatti, pela orientação, ensinamentos, realização deste trabalho e pelas experiências compartilhadas.

Ao Programa de Pós-graduação em Engenharia de Sistemas Agrícolas da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ/USP), a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa.

Aos professores do curso da pós-graduação, pelos ensinamentos. Especialmete ao Prof. Dr. Sérgio Nascimento Duarte.

Ao Prof. Dr. Córnelio Alberto Zolin, pela ajuda e ensinamentos.

Aos colegas e amigos da Pós-graduação. Especialmente aos meus amigos do Grupo de Pesquisa (Túnel), Luciano Sobral Fraga Junior (Xana oficial), Otávio Neto Almeida Santos (Xana II), Rubmara Ketzer Oliveria (Rubs), Larissa Bretas Moura (Bombom), Álex Júnior Zanchet Bordignon (Bira), Lucas Camargo Antedomenico (Alevino), Claudia Moster e Wagner Wolff, pelo companheirismo, momentos, ajudas, risadas, amizade e conselhos.

A Beatriz Regina Duarte Novaes e a Davilmar Domingues Collevatti pela ajuda e paciência.

A minha amiga Mariely Lopes dos Santos com quem dividi moradia durante o período de Doutorado, pelos momentos de distração, cumplicidade, companheirismo e risadas. A Beatriz Motta por estar sempre ao meu lado e me ajudar.

Ao Vôlei ESALQ (@voleiesalq), pelos momentos de descontração, treino e ensinamentos.

A todos os meus amigos, que estiveram ao meu lado durante esta jornada, pelo carinho, amizade, força e presença.

Aos membros da Comissão Examinadora.

E a todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para realização deste trabalho.

Muito Obrigado!

EPÍGRAFE

...

It's a new dawn

It's a new day

It's a new life

For me

And I'm feeling good

...

(Nina Simone - Feeling Good)

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	9
LISTA DE FIGURAS.....	10
LISTA DE TABELAS	14
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	16
1. INTRODUÇÃO	22
1.1. CONTEXTO.....	22
1.2. PLANO DE AÇÃO	24
2. MODELAGEM HIDROLÓGICA PARA BACIA DO RIO PIRACICABA VISANDO SUBSÍDIO À GESTÃO DA ÁGUA E A SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS	30
RESUMO	30
ABSTRACT	30
2.1. INTRODUÇÃO	31
2.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	33
2.2.1. Área de estudo.....	33
2.2.2. Modelo SWAT	34
2.2.3. Base de dados	35
2.2.3.1. Variáveis climáticas.....	35
2.2.3.2. Variáveis Físicas	38
2.2.4. Parametrização	39
2.2.5. Desempenho do modelo	41
2.2.6. Preenchimento de falhas.....	43
2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
2.3.1. Análise de sensibilidade.....	45
2.3.2. Avaliação da dinâmica da simulação	52
2.3.3. Análise do desempenho do modelo.....	57
2.4. CONCLUSÃO	63
3. ANÁLISE MULTICRITERIAL PARA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS AO PROVIMENTO DE SERVIÇOS AMBIENTAIS.....	70
RESUMO	70
ABSTRACT	70
3.1. INTRODUÇÃO	71
3.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	73
3.2.1. Área de estudo e classificação dos objetivos	73
3.2.2. Análise Multicriterial: critérios e restrições	74

3.2.3. Matriz de comparação pareada: Analytic Hierarchy Process	80
3.2.4. Agregação dos critérios	82
3.2.4.1. Combinação Linear Ponderada	82
3.2.4.2. Ordered Weighted Averaging	83
3.2.5. Classificação das áreas prioritárias.....	84
3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	85
3.4. CONCLUSÕES	103
4. VALOR ECONÔMICO DO SERVIÇO AMBIENTAL DE REGULAÇÃO DA VAZÃO E DE MANUTENÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIRACICABA	111
RESUMO	111
ABSTRACT	111
4.1. INTRODUÇÃO	112
4.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	114
4.2.1. Área de estudo.....	114
4.2.2. Valoração econômica ambiental.....	115
4.2.3. Definição dos cenários.....	116
4.2.4. Valoração econômica	117
4.2.4.1. Custo pelo armazenamento/regulação do fluxo de água.....	118
4.2.4.2. Custo pela manutenção da qualidade da água	119
4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	121
4.4. CONCLUSÃO	132
APÊNDICES.....	138

RESUMO

Modelagem hidrológica e estudos de pagamentos por serviços ambientais para bacia hidrográfica do Rio Piracicaba

A utilização de modelos hidrológicos aliados a estudos de serviços ambientais é uma ótima ferramenta para fornecer respostas sobre gerenciamento de recursos naturais e auxiliar na tomada de decisão no planejamento e na definição de estratégias para implantação de projetos. Com isso, este trabalho teve o objetivo calibrar e validar o modelo SWAT para bacia do Rio Piracicaba; gerar informações necessárias para identificação de áreas prioritárias ao provimento de serviços ambientais por meio da Análise Multicriterial e por fim gerar cenários para estimar o valor econômico do serviço ambiental de regulação da vazão e de manutenção da qualidade da água. Foi utilizado o modelo SWAT para calibração e validação de dados de vazão, sólidos totais, nitrogênio total e fósforo total. O desempenho do modelo foi avaliado com base no coeficiente de determinação, no parâmetro de eficiência Nash-Sutcliffe (NS) e sua versão logarítmica, bem como nas análises de viés de porcentagem (PBIAS). Foi utilizada a Análise Multicriterial (AMC), com a integração dos *outputs* do modelo SWAT que foram agregados por meio dos métodos de AMC denominados Ordered Weighted Averaging (OWA) variando risco e compensação e Combinação Linear Ponderada (WLC), especificamente para identificar áreas que possuam potencial para conservação da água, áreas que possuam problemas relacionados à erosão, produção de sedimentos e problemas relacionados à qualidade de água. A partir da AMC foram gerados cenários de restauração florestal e então foi utilizado o método dos “custos evitados” para valoração econômica do serviço de regularização da vazão e da adequação da qualidade da água na bacia do Rio Piracicaba. Com base nos parâmetros estatísticos, após calibrado o modelo SWAT conseguiu reproduzir adequadamente as variáveis estudadas, permitindo um bom ajuste entre os dados observados e os simulados, viabilizando a utilização desta ferramenta para o gerenciamento dos recursos hídricos. A aplicação dos métodos de AMC não indicaram uma única solução ótima, e sim, pontos relevantes associados à flexibilidade de ponderação da abordagem OWA e WLC. Foi possível estimar valores para regulação da quantidade e adequação da qualidade de serviços de provisão de água, respectivamente, em termos de armazenamento de água/regulação do fluxo de água e manutenção da qualidade da água

Palavras-chave: Serviços ecossistêmicos, Valoração ambiental, Tomada de decisão, Gestão hídrica

ABSTRACT

Hydrological modeling and studies of payments for environmental services for the Piracicaba River basin

The use of hydrological models combined with studies of environmental services is a great tool to provide answers on natural resource management and assist in decision making in planning and defining strategies for project implementation. Thus, this study aimed to calibrate and validate the SWAT model for the Piracicaba River basin; to generate necessary information to identify priority areas for the provision of environmental services through Multicriterial Analysis and, finally, to generate scenarios to estimate the economic value of the environmental service of flow regulation and maintenance of water quality. The SWAT model was used for calibration and validation of flow data, total solids, total nitrogen and total phosphorus. The performance of the model was evaluated based on the coefficient of determination, the Nash-Sutcliffe efficiency parameter (NS) and its logarithmic version, as well as the percentage bias analysis (PBIAS). Multicriterial Analysis (AMC) was used, with the integration of the SWAT model outputs that were aggregated through AMC methods called Ordered Weighted Averaging (OWA) varying risk and compensation and Weighted Linear Combination (WLC), specifically to identify areas that have potential for water conservation, areas that have problems related to erosion, sediment production and problems related to water quality. From AMC, forest restoration scenarios were generated and then the “avoided costs” method was used for the economic valuation of the flow regularization service and the adequacy of water quality in the Piracicaba River basin. Based on the statistical parameters, after calibrating the SWAT model, it was able to properly reproduce the studied variables, allowing a good fit between the observed and simulated data, enabling the use of this tool for the management of water resources. The application of AMC methods did not indicate a single optimal solution, but relevant points associated with the weighting flexibility of the OWA and WLC approach. It was possible to estimate values for regulation of the quantity and adequacy of the quality of water supply services, respectively, in terms of water storage/regulation of water flow and maintenance of water quality.

Keywords: Ecosystem services, Environmental valuation, Decision making, Water management

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Plano de ação da tese. Capítulo 2 (A); Capítulo 3 (B); e Capítulo 4 (C). LH-OHT (Latin-Hypercube - One-factor-At-a-Time), coeficiente de determinação (R^2), coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (NS) e sua versão logarítmica (NS_{log}), porcentagem BIAS (P_{BIAS}), Ordered Weighted Averaging (OWA), Combinação Linear Ponderada (WLC), Analytical Hierarchy Process (AHP), cenário atual (C0), cenário 1 (C1), cenário 2 (C2), cenário 3 (C3) e cenário 4 (C4).....	25
Figura 2. Localização da bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.....	33
Figura 3. Localização das estações utilizadas e variáveis físicas exigidas pelo SWAT (Farr et al. 2007; Santos et al. 2011; Rossi et al. 2017; ANA 2018; INMET, 2018).....	38
Figura 4. Ajuste das equações para preenchimento de falhas de dados de vazão e sólidos totais (ST). R^2 - coeficiente de determinação; R^2_a - coeficiente de determinação ajustado, Vazão Q - vazão regionalizada.....	45
Figura 5. Hidrograma de vazões diárias observadas e simuladas durante os períodos de calibração e validação para as estações de Dal Bo (a), Bairro da Ponte (b), Desembargador Furtado (c), Usina Ester (d), Foz do Jaguari (e), Acima de Paulínia (f), Piracicaba (g) e Artemis (h) na bacia do Rio Piracicaba.	53
Figura 6. Hidrograma de vazões mensais observadas e simuladas durante os períodos de calibração e validação para as estações de Dal Bo (a), Bairro da Ponte (b), Desembargador Furtado (c), Usina Ester (d), Foz do Jaguari (e), Acima de Paulínia (f), Piracicaba (g) e Artemis (h) na bacia do Rio Piracicaba.	54
Figura 7. Sólidos totais observados e simulados durante os períodos de calibração e validação para as estações de Fonte Sulfurosa (a), Piracicaba (b), Foz Ribeirão dos Coqueiros (c), Ponte Estrada Americana (d) e Rio Piracicaba (e) na bacia do Rio Piracicaba.....	55
Figura 8. Nitrogênio total observado e simulado durante os períodos de calibração e validação para as estações de Fonte Sulfurosa (a), Piracicaba (b), Foz Rib. dos Coqueiros (c), Ponte Estrada Americana (d) e Rio Piracicaba (e) na bacia do Rio Piracicaba.	56

Figura 9. Fósforo total observado e simulado durante os períodos de calibração e validação para as estações de Fonte Sulfurosa (a), Piracicaba (b), Foz Rib. dos Coqueiros (c), Ponte Estrada Americana (d) e Rio Piracicaba (e) na bacia do Rio Piracicaba.....	57
Figura 10. Localização das sub-bacias hidrográficas do Rio Piracicaba.....	73
Figura 11. Características e fatores selecionados para a Análise Multicritério: uso do solo (A), drenagem (B), escoamento superficial (C), armazenamento de água no solo (D), escoamento lateral e subterrâneo (E), tempo de concentração (F), declividade (G), perda de solo (H) e nitrogênio (I).....	78
Figura 12. Fatores normalizados por uma escala contínua comum de 0 a 255 bytes: escoamento superficial (A), armazenamento de água no solo (B), escoamento lateral e subterrâneo (C), tempo de concentração (D), proximidade aos cursos d'água(E), perda de solo (F), declividade (G), nitrogênio (H) e proximidade a áreas de mineração (I).....	79
Figura 13. Escala contínua para elaboração da matriz de comparação pareada.	80
Figura 14. Espaço estratégico para a tomada de decisão.	83
Figura 15. Áreas prioritárias com potencial para conservação da água na bacia do Rio Piracicaba (Objetivo 1), obtidas pelos métodos WLC, OWA1, OWA2, OWA3 e OWA4. (OWA1 - Baixo risco; OWA1 - Alto risco; OWA3/OWA4 - Risco médio)	88
Figura 16. Áreas prioritárias com susceptibilidade ou problemas relacionados à erosão e à produção de sedimentos na bacia do Rio Piracicaba (Objetivo 2), obtidas pelos métodos WLC, OWA1, OWA2, OWA3 e OWA4. (OWA1 - Baixo risco; OWA1 - Alto risco; OWA3/OWA4 - Risco médio).....	89
Figura 17. Áreas prioritárias que possuam problemas relacionados à qualidade de água na bacia do Rio Piracicaba (Objetivo 3), obtidas pelos métodos WLC, OWA1, OWA2, OWA3 e OWA4. (OWA1 - Baixo risco; OWA1 - Alto risco; OWA3/OWA4 - Risco médio)	90
Figura 18. Porcentagem das classes de prioridade em áreas com potencial para conservação da água (Objetivo 1) na sub-bacia do Rio Piracicaba (A), Corumbataí (B), Camanducaia (C), Atibaia (D) e Jaguari (E). (OWA1 - Baixo risco; OWA1 - Alto risco; OWA3/OWA4 - Risco médio) 91	
Figura 19. Porcentagem das classes de prioridade em áreas com susceptibilidade ou problemas relacionados à erosão e à produção de sedimentos (Objetivo 2) na sub-bacia dos Rios Piracicaba (A), Corumbataí (B), Camanducaia (C), Atibaia (D) e Jaguari (E). (OWA1 - Baixo risco; OWA1 - Alto risco; OWA3/OWA4 - Risco médio).....	92

Figura 20. Porcentagem das classes de prioridade em áreas que possuem problemas relacionados à qualidade de água (Objetivo 3) na sub-bacia dos Rios Piracicaba (A), Corumbataí (B), Camanducaia (C), Atibaia (D) e Jaguari (E). (OWA1 - Baixo risco; OWA1 - Alto risco; OWA3/OWA4 - Risco médio)	93
Figura 21. Características ambientais de uso solo (A), escoamento superficial (B), armazenamento de água no solo (C), tempo de concentração (D), escoamento lateral e subterrâneo (E) e proximidade aos cursos d'água (F), relacionadas às classes de alta e muito alta prioridade para áreas que possuam potencial para conservação da água, pelos métodos de AMC aplicados à bacia do Rio Piracicaba. (OWA1 - Baixo risco; OWA1 - Alto risco; OWA3/OWA4 - Risco médio)	96
Figura 22. Características ambientais de uso do solo (A), perda de solo (B), declividade (C), escoamento superficial (D) e proximidade aos cursos d'água (E), relacionadas às classes de alta e muito alta prioridade para áreas que possuam susceptibilidade ou problemas relacionados à erosão e à produção de sedimentos, pelos métodos de AMC aplicados à bacia do Rio Piracicaba. (OWA1 - Baixo risco; OWA1 - Alto risco; OWA3/OWA4 - Risco médio)	98
Figura 23. Características ambientais de uso do solo (A), nitrogênio (B), perda de solo (C), escoamento superficial (D) e proximidade às áreas de mineração (E), relacionadas às classes de alta e muito alta prioridade para áreas que possuam problemas relacionados à qualidade de água, pelos métodos de AMC aplicados à bacia do Rio Piracicaba. (OWA1 - Baixo risco; OWA1 - Alto risco; OWA3/OWA4 - Risco médio)	99
Figura 24. Localização das sub-bacias hidrográficas da bacia do Rio Piracicaba e do Sistema Cantareira	114
Figura 25. Métodos de valoração econômica (Motta, 1997)	115
Figura 26. Regiões homogêneas em relação à chuva na bacia do Rio Piracicaba.	121
Figura 27. Custo evitado mensal relacionado ao armazenamento/regulação do fluxo de água para cada cenário analisado. CAP - custo pelo total de água produzida.	125
Figura 28. Custos evitados pela manutenção da qualidade da água com base na variável nitrogênio (A), fósforo (B) e sedimentos (C). CMQA - custo pela manutenção da qualidade da água	128
Figura 29. Variação média anual do escoamento superficial (Q_{sup}), escoamento lateral (Q_{lat}), contribuição do aquífero raso e profundo (Q_{gw}), recarga total do aquífero ($T_{totalgw}$),	

rendimento de água (Q_{total}), evapotranspiração (ET) e produção de sedimentos (Sed) para os cenários C0, C1, C2, C3 e C4.	131
--	-----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Estações climatológicas utilizadas para obtenção de séries históricas e dados estatísticos do clima da bacia hidrográfica do Rio Piracicaba	35
Tabela 2. Estações fluviométricas para obtenção dos dados de vazão, sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT)	37
Tabela 3. Parâmetros e seus respectivos intervalos utilizados na análise da sensibilidade para calibração da vazão, sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT)	40
Tabela 4. Períodos utilizados para simulação das variáveis vazão, sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) no modelo SWAT.	42
Tabela 5. Critérios para avaliação do desempenho do modelo para calibração vazão (Q), sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT). Os critérios de classificação de desempenho são baseados em Moriasi et al. (2007).	43
Tabela 6. Ajuste das equações para preenchimento de falhas de dados de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT).....	44
Tabela 7. Melhor valor calibrado dos parâmetros relativos às vazões mensais para a bacia do Rio Piracicaba	47
Tabela 8. Análise de sensibilidade global ranqueando os parâmetros mais sensíveis para calibração das vazões mensais para a bacia do Rio Piracicaba.....	47
Tabela 9. Melhor valor calibrado dos parâmetros na simulação dos sólidos totais (ST) para a bacia do Rio Piracicaba.....	48
Tabela 10. Melhor valor calibrado dos parâmetros relativos à simulação do nitrogênio total (NT) para a bacia do Rio Piracicaba	49
Tabela 11. Melhor valor calibrado para os parâmetros na simulação do fósforo total (PT) para a bacia do Rio Piracicaba.....	50
Tabela 12. Ranking dos parâmetros mais sensíveis para calibração de sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT)	51
Tabela 13. Indicadores de desempenho do modelo SWAT na Bacia do Rio Piracicaba para estimativa da vazão diária e mensal, sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT)	58
Tabela 14. Objetivos específicos definidos para identificação de áreas prioritárias para o provimento de serviços ambientais.....	74
Tabela 15. Valores do índice randômico em função da ordem da matriz	82

Tabela 16. Matriz de comparação pareada entre os mapas de fatores.	84
Tabela 17. Ordem e pesos atribuídos aos sete conjuntos de soluções para tomada de decisão.	85
Tabela 18. Áreas com e sem restrição para as sub-bacias do Rio Piracicaba	86
Tabela 19. Porcentagem de ocupação da classe de uso do solo para cada cenário.	117
Tabela 20. Tarifa média de água e desvio padrão, vazão média e áreas das sub-bacias do Rio Piracicaba.....	121
Tabela 21. Porcentagem de área de classes de uso do solo para cada região homogênea (A, B, C, D, E, F, G, H) e tipo de cenário (C0, C1, C2, C3, C4) analisado.	123
Tabela 22. Custos evitados relativos ao armazenamento/regulação do fluxo de água para cada região homogênea (A, B, C, D, E, F, G, H) e cenário analisado (C1, C2, C3, C4).....	124
Tabela 23. Coeficientes de participação (CP) de cada cenário na contribuição da carga de nitrogênio, fósforo e sedimentos.....	126

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGRL	Agricultura/Pastagem
AGRR	Culturas Anuais
AHP	Analytic Hierarchy Process
ALPHA_BF	Fator de recessão do escoamento de base
AMC	Análise Multicriterial
AMC	Ordered Weighted Averaging
ANA	Agência Nacional das Águas
APP	Área de Preservação Permanente
ARESPCJ	Agência Reguladora dos Serviços de Saneamento das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí
BC4	Constante de mineralização de fósforo orgânico a fósforo dissolvido no canal a 20°C
BIOMIX	Eficiência do revolvimento biológico
C	Fator de cobertura e de gestão
C0	Cenário atual
C1	Canário 1
C2	Canário 2
C3	Canário 3
C4	Canário 4
CAP	Valor total de água produzida
CDN	Coeficiente da taxa exponencial de desnitrificação
CFRG	Fator de fragmento bruto
CH_COV1	Fator de erodibilidade do canal
CH_COV2	Fator de cobertura do canal
CH_K2	Condutividade hidráulica efetiva no canal
CH_N2	Coeficiente de Manning (n) do canal
CH_OPCO	Concentração de fósforo orgânico no canal
CLAY	Argila
CMN	Taxa de mineralização do húmus para nutrientes orgânicos ativos.
CMQA	Valor total pela manutenção da qualidade da água
CN2	Curva Número inicial para a condição de umidade AMC II

CP	Coeficiente de participação
CX	Cambissolo
DEWPT	Média da temperatura do ponto de orvalho no mês
Ea	Quantidade de evapotranspiração no dia i
ERORGN	Fator de enriquecimento do nitrogênio orgânico na carga de sedimento
ERORGP	Fator de enriquecimento do fósforo na carga com sedimento
ESCO	Fator de compensação de evaporação do solo
ET	Evapotranspiração
EUCA	Floresta Plantada
FRSE	Formação Florestal
FRST	Formação Savânica
G1	Grupo de estações 1
G2	Grupo de estações 2
G3	Grupo de estações 3
G4	Grupo de estações 4
GW_DELAY	Intervalo de tempo para a recarga do aquífero
GW_REVAP	Coeficiente de re-evaporação da água subterrânea
GWHT	Altura inicial da água subterrânea
GWSOLP	Concentração de fósforo solúvel na contribuição da água subterrânea para o escoamento superficial da sub-bacia
GX	Gleissolo
HIDROWEB	Sistema de Informação Hidrológica
HLIFE_NGW	Meia-vida do nitrato no aquífero raso
HRU	Hydrologic Response Unit
hru	Área de HRU
HYDCRP	Grupo hidrológico
IAP	Índice de Qualidade das Águas para fins de Abastecimento Público
IC	Índice de Consistência
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IQA	Índice de Qualidade de Água
IR	Índice Randômico
K	Coeficiente de infiltração
KFRSE	coeficiente de infiltração para áreas de Formação florestal

LAT_ORGP	Fósforo orgânico no escoamento de base
LAT_SED	Concentração de sedimentos nos fluxos lateral e subterrâneo
LH	Latin-Hypercube
LS	Fator topográfico
LV	Latossolo Vermelho
LVA	Latossolo Vermelho Amarelo
MDE	Modelo Digital de Elevação
MT	Chernossolo
MUSLE	Equação Universal Modificada de Perda de Solo
N	Nitrogênio
N_UPDIS	Parâmetro de distribuição do nitrogênio
NPERCO	Coeficiente de percolação do nitrato
NS	Coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe
NS _{log}	Versão logarítmica do coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe
NT	Nitrogênio total
NV	Nitossolo Vermelho
OAT	One-factor-At-a-Time
OWA	Ordered Weighted Averaging
OWA1	Baixo risco
OWA1	Alto risco
OWA3/OWA4	Risco médio
$\bar{Q}_m$	Variável média observada
$\bar{Q}_s$	Variável média dos dados simulados
OV_N	Coeficiente de Manning (n) para escoamento superficial
P	Fator de prática de apoio
P_UPDIS	Parâmetro de distribuição do fósforo
PAST	Pastagem
PBIAS	viés de porcentagem/ porcentagem BIAS
Pc	Precipitação
PCJ	Projeto Produtor de Águas
PCPD	Número de dias de precipitação
PCPMM	Média da precipitação total mensal
PCPSKW	Coeficiente de assimetria para a precipitação diária do mês

PCPSTD	Desvio padrão para precipitação diária do mês
PHOSKD	Coeficiente de particionamento do fósforo no solo
PIB	Produto Interno Bruto
PPERCO	Coeficiente de percolação do fósforo
PRW1	Probabilidade de dia úmido seguido de dia seco
PRW2	Probabilidade de dia úmido seguido de dia úmido
PSA	Pagamento por Serviços Ambientais
PSE	Pagamentos por Serviços Ecológicos
PT	Fósforo total
PV	Argissolo Vermelho
PVA	Argissolo Vermelho Amarelo
P-Value	Valores de significância
Qgw	Contribuição do aquífero raso e profundo
Qlat	Escoamento lateral
Qm	Variável observada no dia i
qpeak	Índice máximo de escoamento
Qs	Variável simulada no dia i
Qsubt	Quantidade de fluxo de retorno no dia i
Qsup	Quantidade de área de escoamento superficial no dia i
Qsup	Escoamento superficial
Qsurf	Volume de escoamento superficial
Qtotal	Rendimento de água
R	Quantidade de precipitação no dia I
R ²	coeficiente de determinação
R ² a	Coeficiente de determinação ajustado
RAINHHMX	Precipitação máxima de 0.5 hora ou 1 hora
RC	Razão de Consistência
RCHRG_DP	Fração de percolação para o aquífero profundo
RCN	Concentração de nitrogênio na chuva
REVAPMN	Profundidade da água no aquífero raso para ocorrer percolação
RL	Neossolo Litólico
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
RNGE	Formação Campestre

ROCK	Afloramento de rochas/Seixo
RQ	Neossolo Quartzarênico
RS2	Taxa de fonte bentônica de fósforo dissolvido no canal a 20°C
RS5	Taxa de fósforo orgânico que sedimenta no canal a 20°C
RSDCO	Coefficiente de decomposição do resíduo
SAAC	Sistema de Abastecimento de Água da Cantareira
SABESP	Companhia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo
SAND	Areia
SDNCO	Limite de quantidade de água na desnitrificação
sed	Produção de sedimentos
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SILT	Silte
SLSUBBSN	Comprimento médio de rampa
SLSUBBSN	Comprimento médio de rampa
SOL_AWC	Capacidade de água disponível
SOL_AWC	Armazenamento de água no solo
SOL_BD	Densidade aparente do solo
SOL_BD	Densidade aparente
SOL_CBN	Carbono orgânico
SOL_K	Condutividade hidráulica
SOL_K	Condutividade hidráulica do solo saturado
SOL_PH	pH do solo
SOL_Z	Profundidade da camada
SOL_ZMX	Profundidade máxima
SOLARAV	Média da radiação solar no mês
SOLP_CON	Concentração de fósforo solúvel no escoamento superficial, após a aplicação de BMP urbana
SPEXP	Parâmetro exponencial para o cálculo de sedimentos reconduzidos ao canal
SRTM	Shuttle Radar Topographic Mission
ST	Sólidos totais
SUFI-2	Sequential Uncertainty Fitting
SURG	Cana de Açúcar
SURLAG	Tempo de retardo do escoamento superficial

SURQ	Escoamento superficial
SW ₀	Umidade do solo inicial no dia i
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
SW _t	Quantidade final de água no solo
SX	Planossolo
T _a	Tarifa média do tratamento da água
TMPMN	Média da temperatura mínima diária do mês
TMPMX	Média da temperatura máxima diária do mês
TMPSTDMN	Desvio padrão da temperatura mínima diária do mês
TMPSTDMX	Desvio padrão da temperatura máxima diária do mês
Totalgw	Recarga total do aquífero
t-Stat	Grau de sensibilidade
UGRHI 5	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá
UIDU	Mineração
URBN	Área Urbana/ Área não vegetada
URLD	Área não vegetada
USLE_K	Fator de erodibilidade do solo da USLE
USLE_K	Erodibilidade
USLE_P	Fator relativo às práticas de conservação do solo
VCCA	Valor indicado para cobrança de captação de água bruta na bacia do Rio Piracicaba
WATR	Água
WLC	Combinação Linear Ponderada
WNDV	Velocidade do vento
W _s	Quantidade de água que entra na zona de aeração do perfil do solo no dia i
WXGEN	Weather Generator

1. INTRODUÇÃO

1.1. Contexto

As diferentes mudanças de uso da terra geram impactos nas bacias hidrográficas, principalmente sobre o balanço hídrico (Kundu et al, 2017). De forma geral, a consequência final dessas modificações é percebida apenas quando há ocorrência de eventos hidrológicos extremos, tais como estiagens severas, inundações, produção e transporte de sedimentos em bacias hidrográficas, prejudicando de maneira drástica diversos setores (Andrade et al, 2013).

A Região Sudeste do Brasil já experimentou secas sazonais intensas, como em 1953, 1971 e 2001. Mais recentemente, a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) vivenciou uma das maiores secas da sua história. A combinação de baixos índices pluviométricos, principalmente durante os verões de 2013-2014 e 2014-2015; o grande crescimento da demanda de água por parte a agricultura, produção energética, atividade industrial e abastecimento público; a ausência de planejamento adequado para o gerenciamento do recurso hídrico e; a ausência de consciência coletiva dos consumidores brasileiros para o uso racional da água têm gerado a denominada “crise hídrica” (Marengo et al, 2015). O Sistema de Abastecimento de Água da Cantareira (SAAC) foi um dos reservatórios atingidos pela “crise hídrica” e o mesmo é de extrema importância para a provisão de água da região metropolitana de São Paulo, é o maior manancial de abastecimento da região e um dos maiores sistemas de abastecimento público do mundo (ANA, 2019; Mohor e Mediondo, 2017).

Neste sentido, cabe aos poderes públicos definir estratégias e políticas, a fim de implementar o uso sustentável dos recursos hídricos. No Brasil, a principal referência para gestão dos recursos hídricos é a Lei número 9.433/1997 (BRASIL, 1997), como instrumento de gestão com objetivo de melhorar a oferta de água, em qualidade e quantidade, gerenciando as demandas e considerando a água um elemento estruturante para a implementação das políticas setoriais (BRASIL, 2005).

No contexto atual, tendo em vista a importância do conhecimento do balanço hídrico e da dinâmica do uso do solo dentro de uma bacia, verifica-se que estudos que objetivam conhecer melhor as características físicas e climáticas da bacia, podem fornecer subsídios técnicos para a melhor gestão dos recursos hídricos e, uso correto do solo e introdução de políticas e programas setoriais, como os processos de outorga do direito do uso da água e “Pagamento por Serviços Ambientais” (PSA).

O PSA é uma compensação por serviços ambientais, ou seja, é a transferência de recursos com finalidade de contribuir para a conservação e manutenção dos serviços ambientais, como reflorestamento, redução da perda de solo, utilização de práticas conservacionistas e entre outros (Zolin et al., 2011). Em bacias hidrográficas, os PSA estão relacionados à implementação de mecanismos para remunerar usuários com a finalidade de que eles mantenham ou modifiquem o uso da terra que está afetando a quantidade e qualidade dos recursos hídricos.

Ao se optar pela conservação de tal recurso, por consequência ocorre o envolvimento da questão do desenvolvimento econômico e geração de custos. Desse modo, a valoração econômica ambiental é uma ótima ferramenta para nortear a tomada de decisão de políticas públicas (Dayle, 2000). Os métodos de valoração econômica têm o propósito de calcular o valor monetário do recurso natural perdido, assim tornando-se um fator estratégico no que diz respeito à estimação do valor econômico e ecológico dos serviços ecossistêmicos (Gonzalez, 2010), desta forma o gestor terá que ponderar o problema de destinar um orçamento financeiro frente a inúmeras opções de gastos que visam diferentes opções de investimentos ou de consumo. De acordo com os estudos em relação aos PSA e valoração econômica ambiental (Adams et al., 2008; Alipaz, 2010; Gonzalez, 2010; Jardim, 2010; Camelo, 2011; Guedes e Seehusen, 2011; Jericò Daminello, 2014; Mota, 2014; Zolin et al., 2014) somente esses não são suficientes para garantir a geração e entrega de serviços ecossistêmicos, principalmente no que diz respeito aos serviços hidrológicos, que são caracterizados por um sistema composto por diferentes elementos, incertezas e processos conflitantes (Brauman et al., 2007).

Devido à modelagem hidrológica considerar a distribuição espacial e temporal de variáveis iniciais para o escoamento de água e geração de sedimentos, a utilização dessa técnica é indispensável para conhecer informações e prever fenômenos relacionados aos processos hidrológicos. Um dos principais objetivos relacionados ao desenvolvimento de modelos hidrológicos é o de simular/predizer como as alterações no ambiente (sistema solo, planta e água), resultantes das atividades agrícolas, refletem nas alterações do balanço de água no solo e afeta o transporte de sedimentos e erosão, o que, por sua vez, causam diversas modificações nos ecossistemas aquáticos e terrestres (Neto et al. 2014). O SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (Arnold et al., 2012) é um dos modelos mais empregados no Brasil e no mundo, devido ao número de diferentes processos físicos que podem ser simulados em bacias hidrográficas, além disso, o SWAT é um modelo de parâmetros distribuídos, ou seja, suas variáveis e parâmetros dependem do espaço e/ou tempo.

Nesse sentido, a união de modelos hidrológicos e econômicos podem auxiliar nas análises que ocorrem no ambiente, para reduzir os níveis de subjetividade e incerteza. Assim, na

tomada de decisão para a gestão ambiental, essa metodologia pode fornecer uma forma de qualificar e quantificar custos econômicos ambientais.

Então, propõe-se neste estudo testar a hipótese de que o modelo SWAT é capaz de representar o balanço hídrico na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba; e que os outputs do modelo podem ser utilizados para identificar áreas prioritárias a provimento de serviços ambientais, gerar cenários preditivos de uso do solo para restauração e valorar serviços ambientais hidrológicos.

1.2. Plano de ação

Neste trabalho é apresentado:

- Modelagem hidrológica para bacia do Rio Piracicaba visando subsídio à gestão da água e a serviços ecossistêmicos (Capítulo 2) com o objetivo de calibrar e validar dados de vazão, sólidos totais, nitrogênio total e fósforo total, utilizando o modelo SWAT aplicado à bacia do Rio Piracicaba;
- Análise multicriterial para identificação de áreas prioritárias ao provimento de serviços ambientais (Capítulo 3) com o objetivo de priorizar áreas que possuam potencial para conservação da água, áreas que possuam susceptibilidade ou problemas relacionados à erosão e produção de sedimentos, e áreas que possuam problemas relacionados à qualidade de água;
- Valor econômico do serviço ambiental de regulação da vazão e de manutenção da qualidade da água (Capítulo 4) com o objetivo de estimar os benefícios econômicos a partir do custo pelo armazenamento e pela manutenção da qualidade da água visando gerar vários instrumentos econômicos de apoio aos tomadores de decisão.

A Figura 1 ilustra o fluxograma de ação da tese para os testes de hipótese e conclusão dos objetivos propostos.

Figura 1. Plano de ação da tese. Capítulo 2 (A); Capítulo 3 (B); e Capítulo 4 (C). LH-OHT (Latin-Hypercube - One-factor-At-a-Time), coeficiente de determinação (R^2), coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (NS) e sua versão logarítmica (NS_{log}), porcentagem BIAS (P_{BIAS}), Ordered Weighted Averaging (OWA), Combinação Linear Ponderada (WLC), Analytical Hierarchy Process (AHP), cenário atual (C0), cenário 1 (C1), cenário 2 (C2), cenário 3 (C3) e cenário 4 (C4).

REFERÊNCIAS

- ADAMS, C., DA MOTTA, R. S., ORTIZ, R. A., REID, J., AZNAR, C. E., DE ALMEIDA SINISGALLI, P. A. The use of contingent valuation for evaluating protected areas in the developing world: Economic valuation of Morro do Diabo State Park, Atlantic Rainforest, São Paulo State (Brazil). **Ecological Economics**, v. 66, n. 2, p. 359-370, 2008.
- ALÍPAZ S. M. F. **Quantificação e Valoração Econômica dos Serviços Ambientais Redutores de Sedimentação na Bacia do Ribeirão Pipiripau**. 2010. Dissertação, Universidade de Brasília.
- ANA - Agência Nacional das Águas. **Sistema Cantareira**. 2019. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/sala-de-situacao/sistema-cantareira/sistema-cantareira-saiba-mais>>
- ANDRADE, M. A., MELLO, C. R., BESKOW, S. Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, p. 69-76, 2013.
- ARNOLD, J. G., MORIASI, D. N., GASSMAN, P. W., ABBASPOUR, K. C., WHITE, M. J., SRINIVASAN, R., KANNAN, N. Model use, calibration, and validation. **Transactions of the ASABE**, v. 55, n. 4, p. 1491-1508, 2012.
- BRASIL. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Resolução No. 357, de 17 de março de 2005. Brasília, DF: SEMA. 23 p. 2005. Disponível em: www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 11 Agosto 2018.
- BRASIL. **Lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. I da Lei nº 8001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 9 jan. 1997.
- 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**, 2007, vol. 32, p. 67.
- CAMELO A. P. S., **Quantificação e valoração do serviço ambiental hidrológico resultante da recomposição de passivos ambientais na bacia hidrográfica do Ribeirão Pipiripau**. 2011. Dissertação. Universidade de Brasília.

- DAILY, G. C., SÖDERQVIST, T., ANIYAR, S., ARROW, K., DASGUPTA, P., EHRLICH, P. R., FOLKE, C., JANSSON, A., JANSSON, B., KAUTSKY, N., LEVIN, S., LUBCHENCO, J., MALER, K., SIMPSON, D., STARRETT, D., TILMAN, D., WALKER, B. The value of nature and the nature of value. **Science**, v. 289, n. 5478, p. 395-396, 2000.
- GONZALEZ, A. M. G. O. **Modelo de simulação dinâmica para valoração ecológica de serviços ecossistêmicos hídricos nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí**. 2010. Tese. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo.
- GUEDES F. B., SEEHUSEN S. E. **Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: Lições aprendidas e desafios**. Brasília, 2011.
- JARDIM M. H., **Pagamentos por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso do município de Extrema-MG**, 2010. Dissertação. Universidade de Brasília. Centro de Desenvolvimento Sustentável.
- JERICÓ-DAMINELLO C., **Identificação e valoração sociocultural dos Serviços Ecossistêmicos – o caso da comunidade do Marujá, Ilha do Cardoso – SP**, 2014.
- KUNDU, S., KHARE, D., MONDAL, A. Land use change impact on sub-watersheds prioritization by analytical hierarchy process (AHP). **Ecological informatics**, v. 42, p. 100-113, 2017.
- MARENGO, J. A., NOBRE, C. A., SELUCHI, M. E., CUARTAS, A., ALVES, L. M., MENDIONDO, E. M., OBREGON, G., SAMPAIO, G. A seca e a crise hídrica de 2014-2015 em São Paulo. **Revista USP**, n. 106, p. 31-44, 2015.
- MOHOR, G. S., MENDIONDO, E. M. Economic indicators of hydrologic drought insurance under water demand and climate change scenarios in a Brazilian context. **Ecological Economics**, v. 140, p. 66-78, 2017.
- MOTA DA SILVA J. **O serviço ambiental hidrológico das áreas de proteção permanente: um estudo de caso com modelagem numérica em pequena e mesoescala na bacia do Rio Piracicaba**. 2014, Tese Universidade de São Paulo.
- NETO, J. DE O. M.; SILVA, A. M.; MELLO, C. R.; MÉLLO JÚNIOR, A. V. Simulação Hidrológica Escalar com o Modelo SWAT. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 19 n.1, p. 177-188, 2014.

- ZOLIN, C. A., FOLEGATTI, M. V., MINGOTI, R., SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M., PAULINO, J., GONZÁLES, A. M. G. O. Minimização da erosão em função do tamanho e localização das áreas de floresta no contexto do programa conservador das águas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, p. 2157-2166, 2011.
- ZOLIN, C. A., FOLEGATTI, M. V., MINGOTI, R., PAULINO, J., SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M., ORELLANA GONZÁLEZ, A. M. G. The first Brazilian municipal initiative of payments for environmental services and its potential for soil conservation. **Agricultural Water Management**, v. 137, p. 75-83, 2014.

2. MODELAGEM HIDROLÓGICA PARA BACIA DO RIO PIRACICABA VISANDO SUBSÍDIO À GESTÃO DA ÁGUA E A SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

RESUMO

A aplicação da modelagem hidrológica é de grande importância para apoiar os tomadores de decisão, fornecendo subsídios técnicos para a melhor gestão dos recursos hídricos, uso correto do solo e introdução de políticas e programas setoriais, identificando áreas potenciais para sua implantação. Neste estudo, foi calibrado e validado o modelo SWAT e avaliado seu desempenho para simulação da vazão, sólidos totais, nitrogênio total e fósforo total da bacia do rio Piracicaba. O desempenho do modelo foi avaliado com base no coeficiente de determinação, no parâmetro de eficiência Nash-Sutcliffe (NS) e sua versão logarítmica, bem como nas análises de viés de porcentagem (PBIAS). Para simulação da vazão mensal, os valores de NS variaram entre 0.72 a 0.89 para o período de calibração e 0.50 a 0.75 no período de validação. Os sólidos totais apresentaram NS superiores a 0.48 e PBIAS inferior 20.90%. Já para os dados de nitrogênio e fósforo total o NS variou de -1.53 a 0.78, com PBIAS inferior a 42.62%. Com base nos parâmetros estatísticos, após calibrado o modelo SWAT conseguiu reproduzir adequadamente as variáveis estudadas, permitindo um bom ajuste entre os dados observados e os simulados, viabilizando a utilização desta ferramenta para o gerenciar os recursos hídricos, bem como subsidiar Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos.

Palavras-Chave: Calibração; Validação; SWAT; Serviços ambientais, Sistema Cantareira.

ABSTRACT

The application of hydrological modeling is very important to support decision makers, providing technical basis for better management of water resources, correct use of soil and introduction of sectorial policies and programs, identifying potential areas for their implementation. In this study, the SWAT model was calibrated and validated and its performance was evaluated for the simulation of flow, total solids, total nitrogen and total phosphorus in the Piracicaba River basin. The performance of the model was evaluated based on the coefficient of determination, the Nash-Sutcliffe efficiency parameter (NS) and its logarithmic version, as well as on the percentage bias analysis (PBIAS). For simulation of the monthly flow, the NS values varied from 0.72 to 0.89 for the calibration period and from 0.50 to 0.75 for the validation period. Total solids showed NS greater than 0.48 and P_{BIAS} less than 20.90%. For the nitrogen and total phosphorus data, the NS ranged from -1.53 to 0.78, with P_{BIAS} below 42.62%. Based on the statistical parameters, after calibrating the SWAT model, it was able to properly reproduce the studied variables, providing a good fit between observed and simulated data, enabling the use of this tool to manage water resources, as well as supporting Payments for Ecosystem Services.

Keywords: Calibration; Validation; SWAT; Environmental services; Cantareira System.

2.1. INTRODUÇÃO

O tema “uso sustentável dos recursos hídricos” gerou leis por todo o Mundo, com a finalidade de melhor gerenciar a utilização da água. Nesse contexto, o Brasil, implementou-se a Lei número 9.433/1997 como instrumento de gestão, com o objetivo de melhorar a oferta de água, em qualidade e quantidade, gerenciando as demandas e considerando a água um elemento estruturante para a implementação das políticas setoriais (BRASIL, 2005).

A maioria das bacias hidrográficas do estado de São Paulo são altamente industrializadas, sendo que os principais usos da água são os setores industrial, urbano e agrícola, que, simultaneamente ligados às diversas formas de uso e cobertura do solo levam à escassez de água, que tem sido considerada um dos problemas ambientais mais graves e complexos (Gomes e Barbieri, 2004). A bacia hidrográfica do rio Piracicaba, localizada nos Estados de São Paulo e Minas Gerais, é uma bacia altamente industrializada e urbanizada, com disponibilidade de água insuficiente para atender a demanda populacional e a taxa de desenvolvimento econômico (Folegatti et al., 2010), sendo este um problema que vem se agravando ainda mais nos últimos anos, a exemplo do racionamento entre os anos de 2013 e 2016 (Dias, 2016).

A água das cabeceiras da bacia do rio Piracicaba é represada, para transposição para a maior cidade brasileira, São Paulo. O conjunto de 5 reservatórios (Represa Jaguari, Jacaré, Cachoeira, Atibainha e Paiva Castro) forma o SAAC. A precipitação na área de drenagem do Sistema Cantareira teve uma redução sistemática nos anos de 2012, 2013 e 2014, representando respectivamente 92%, 69 % e 61% da média histórica, retornando ao valor de 104% em 2015 (ANA, 2019; Mohor e Mediondo, 2017; Taffarello et al. 2016a). Esta oscilação leva a uma redução de sua cobertura de abastecimento, que hoje, utiliza $33 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de água para abastecer 46% da população da RMSP, aproximadamente 9,9 milhões de habitantes (ANA/DAEE, 2017) e que atualmente está sob novos estudos para uma nova licença.

Com isso, a razão entre a precipitação e a vazão dos reservatórios está mais baixa nos últimos anos, o que pode ser resultado da diminuição dos níveis de água no solo (Mohor e Mediondo, 2017; Coutinho et al., 2015). Dentro deste contexto, o estudo e entendimento dos processos que estão direta ou indiretamente relacionados a dinâmica hídrica dessa bacia, constitui uma etapa crucial para a gestão sustentável e conservação dos recursos hídricos.

Dada a conjuntura crítica em relação a oferta e demanda de água da bacia do Rio Piracicaba, em 2005 foi criado o primeiro projeto brasileiro de Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos (PSE), conhecido como Projeto Conservador de Águas, que visa manter a

qualidade dos mananciais do município de Extrema – Minas Gerais, na região de nascentes da bacia, promovendo a adequação ambiental das propriedades rurais. (Richards et al. 2015). Neste projeto, as duas bacias hidrográficas selecionadas estão dentro do SAAC e a restauração florestal é focada em áreas ribeirinhas, com o objetivo de prover serviços hidrológicos, de redução da erosão e da sedimentação (Taffarello et al. 2017).

O Projeto Produtor de Águas – PCJ é um Sistema de PSE para restauração da “saúde ecossistêmica” de micro-bacias hidrográficas dos mananciais da sub-bacia do SAAC. O mesmo foi desenvolvido em duas cidades localizadas dentro da bacia do rio Piracicaba (ANA, 2019), visando beneficiar produtores rurais que, por meio de práticas e manejos conservacionistas e de melhoria da cobertura vegetal, pudessem contribuir, além do abatimento efetivo da erosão e sedimentação, com o aumento da infiltração de água (Taffarello et al. 2016b, 2017).

Tais ações teriam resultado importante para a manutenção do abastecimento da RMSP e a continuidade e a aplicação desses projetos em outras sub-bacias da mesma região é de grande importância para a conservação da bacia; no entanto, para implantação de PSE é necessário o conhecimento do balanço hídrico e da dinâmica do uso do solo dentro da bacia, ou seja, estudos que objetivem conhecer melhor as características físicas e climáticas da bacia, podendo assim fornecer subsídios técnicos para a melhor gestão dos recursos hídricos, uso correto do solo e introdução de políticas e programas setoriais, identificando áreas potenciais para implantação.

Devido à modelagem hidrológica considerar a distribuição espacial e temporal de variáveis iniciais para o escoamento de água e geração de sedimentos, a utilização dessa técnica é indispensável para obter informações e prever fenômenos relacionados aos processos hidrológicos. Um dos principais objetivos relacionados ao desenvolvimento de modelos hidrológicos é o de simular/predizer como as alterações no ambiente (sistema solo, planta e água), decorrentes de atividades que causam alterações do balanço de água no solo e afetam o transporte de sedimentos e a erosão, podem resultar em diversas modificações nos ecossistemas aquáticos e terrestres (Neto et al. 2014).

O SWAT (Arnold et al., 2012) é um dos modelos mais empregados no Brasil e no mundo, devido ao número de diferentes processos físicos que podem ser simulados em bacias hidrográficas; além disso, o SWAT é um modelo de parâmetros semi-distribuídos, ou seja, suas variáveis e parâmetros dependem do espaço e/ou tempo. Embora a aplicação do SWAT tenha ganhado força no Brasil na última década, existe ainda grande carência da aplicação desta ferramenta para as diferentes áreas de estudo e condições do país, principalmente da utilização do modelo para avaliar serviços ecossistêmicos (Francesconi et al. 2016).

Assim sendo, este trabalho tem por objetivo calibrar, validar e testar o desempenho do modelo SWAT aplicado à bacia do Rio Piracicaba, utilizando dados de vazão, sólidos totais, nitrogênio total e fósforo total, visando dar suporte de informações que possam auxiliar a tomada de decisão no que diz respeito à qualidade e disponibilidade dos recursos hídricos nesta bacia, bem como subsidiar a introdução de políticas, projetos e programas setoriais relacionados aos PSE.

2.2. MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1. Área de estudo

A bacia hidrográfica do Rio Piracicaba encontra-se em sua maior parte no estado de São Paulo, dentro da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (UGRHI 5); possui 12.587,21 km², sendo um dos principais contribuintes da margem direita do Tietê Médio Superior (PCJ, 2011) (Figura 2).

No total, a bacia do Rio Piracicaba, abrange inteira ou parcialmente a área de 57 municípios do estado de São Paulo e 4 municípios no estado de Minas Gerais. As bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ) compreendem um contingente de aproximadamente 5,2 milhões de habitantes e é responsável por 14,6% do PIB Paulista (PCJ, 2011).

Figura 2. Localização da bacia hidrográfica do Rio Piracicaba.

2.2.2. Modelo SWAT

O modelo SWAT é um modelo físico, semi-distribuído e contínuo no tempo, desenvolvido para a análise dos impactos de diferentes alternativas de manejo sobre os recursos hídricos em grandes bacias (Arnold et al., 2012). Adicionalmente, o modelo necessita de diversos tipos de dados de entrada, o que gera desafios para a parametrização e calibração. O SWAT considera no processo de modelagem o delineamento da bacia em sub-bacias (Teshager et al., 2016) e posteriormente em Unidades de Resposta Hidrológica (*Hydrologic Response Unit* – HRU), que são áreas que agregam características semelhantes de tipo de solo, uso e cobertura do solo e relevo. Por fim, o SWAT simula o balanço hidrológico para cada HRU.

A quantificação do ciclo hidrológico na fase terrestre no modelo SWAT é calculada a partir da seguinte equação de balanço hídrico:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R - Q_{sup} - E_a - W_s - Q_{subt}) \quad (1)$$

Em que SW_t é a quantidade final de água no solo (mm), SW_0 é a umidade do solo inicial no dia i (mm), t é o tempo (dias), R é a quantidade de precipitação no dia i (mm), Q_{sup} é a quantidade de área de escoamento superficial no dia i (mm), E_a é a quantidade de evapotranspiração no dia i (mm), W_s é a quantidade de água que entra na zona de aeração do perfil do solo no dia i (mm) e Q_{subt} é a quantidade de fluxo de retorno no dia i (mm) devido ao escoamento sub-superficial.

A produção de sedimentos é simulada pelo SWAT de acordo com a Equação Universal Modificada de Perda de Solo (MUSLE), a seguir:

$$sed = 11.8 (Q_{surf} \cdot q_{peak} \cdot area_{hru})^{0.56} \cdot K \cdot C \cdot P \cdot LS \cdot CFRG \quad (2)$$

Em que sed é produção de sedimentos (Mg), Q_{surf} é o volume de escoamento superficial ($mm \cdot ha^{-1}$), q_{peak} é o índice máximo de escoamento ($m^3 \cdot s^{-1}$), hru é a área de HRU (ha), K é fator de erodibilidade do solo, P é o fator de prática de apoio, C é fator de cobertura e de gestão, LS é fator topográfico e $CFRG$ é o fator de fragmento bruto.

2.2.3. Base de dados

2.2.3.1. Variáveis climáticas

Foram utilizadas 50 estações convencionais para inserção da variável precipitação diária disponibilizada pelo Sistema de Informação Hidrológica (HIDROWEB) (Tabela 1). Foram utilizados também dados de nove estações fluviométricas para obtenção de valores reais de vazão, sendo que a estação de Monte Alegre (3D-002) foi utilizada somente como base para o preenchimento de falhas; e além disso, cinco estações de monitoramento de sedimentos e qualidade da água também foram acessadas (Tabela 2) (ANA, 2018).

Tabela 1. Estações climatológicas utilizadas para obtenção de séries históricas e dados estatísticos do clima da bacia hidrográfica do Rio Piracicaba

Ordem	Código	Estação	Latitude	Longitude	Tipo
1	2246015	Martim Francisco	-22,517	-46,950	Convencional
2	2246020	Fazenda Chapadão	-22,617	-46,850	Convencional
3	2246021	Fazenda da Barra	-22,667	-46,967	Convencional
4	2246022	Monte Alegre Do Sul	-22,700	-46,667	Convencional
5	2246023	Amparo	-22,710	-46,775	Convencional
6	2246024	Arcadas	-22,717	-46,833	Convencional
7	2246025	Pinhalzinho	-22,783	-46,600	Convencional
8	2246028	Pedreira	-22,750	-46,933	Convencional
9	2246033	Rio Abaixo (Faz. Cachoeira)	-22,881	-46,632	Convencional
10	2246034	Morungaba	-22,883	-46,783	Convencional
11	2246036	Vargem (Us. Flores - CPFL)	-22,900	-46,417	Convencional
12	2246035	Bragança Paulista	-22,933	-46,533	Convencional
13	2246038	Itatiba	-22,985	-46,830	Convencional
14	2246057	Camanducaia	-22,760	-46,147	Convencional
15	2246087	Barreiro	-22,950	-46,700	Convencional
16	2246090	Joanópolis	-22,933	-46,267	Convencional
17	2246095	Pedra Bela	-22,800	-46,450	Convencional
18	2246168	Sítio São José	-22,869	-46,247	Convencional
19	2246169	Sítio Canto da Siriema	-22,860	-46,241	Convencional
20	2246170	Sítio Bela Vista	-22,850	-46,242	Convencional
21	2246171	Recanto do Ratinho	-22,837	-46,230	Convencional
22	2247004	Analândia	-22,133	-47,667	Convencional
23	2247010	Corumbataí	-22,217	-47,617	Convencional
24	2247015	Grauna	-22,300	-47,750	Convencional

25	2247018	Fazenda São José	-22,333	-47,483	Convencional
26	2247020	Rio Claro	-22,417	-47,550	Convencional
27	2247021	Ipeuna	-22,433	-47,717	Convencional
28	2247022	Santa Gertrudes	-22,483	-47,517	Convencional
29	2247027	Limeira	-22,567	-47,367	Convencional
30	2247028	Fazenda Holambra	-22,633	-47,050	Convencional
31	2247031	Usina Ester	-22,667	-47,217	Convencional
32	2247039	Fazenda São Pedro	-22,750	-47,450	Convencional
33	2247041	Fazenda Monte D'este	-22,783	-47,033	Convencional
34	2247042	Barão Geraldo	-22,833	-47,067	Convencional
35	2247044	Rio das Pedras	-22,867	-47,617	Convencional
36	2247046	Campinas – IA	-22,883	-47,083	Convencional
37	2247055	Jaguariuna	-22,708	-46,986	Convencional
38	2247075	UHE Americana Jusante	-22,697	-47,288	Convencional
39	2247094	Piracicaba (SEMAE)	-22,718	-47,652	Convencional
40	2247100	Artur Nogueira	-22,567	-47,167	Convencional
41	2247180	Itirapina	-22,249	-47,827	Convencional
42	2247208	Recreio	-22,583	-47,683	Convencional
43	2247214	Sumaré	-22,850	-47,250	Convencional
44	2248115	Fazenda Boa Vista	-22,633	-48,200	Convencional
45	2346001	Itatiba	-23,017	-46,833	Convencional
46	2346007	Atibaia	-23,150	-46,550	Convencional
47	2346010	Nazaré Paulista	-23,183	-46,400	Convencional
48	2346094	Piracaia	-23,052	-46,365	Convencional
49	2346095	Atibaia	-23,103	-46,558	Convencional
50	2346329	Fazenda Primavera	-23,000	-46,717	Convencional
51	A711	São Carlos	-21,950	-47,867	Automática
52	A713	Sorocaba	-23,350	-47,667	Automática
53	A726	Piracicaba	-22,700	-47,617	Automática
54	A728	Taubaté	-23,033	-45,517	Automática
55	A739	Itapira	-22,400	-46,800	Automática
56	A741	Barra Bonita	-22,333	-48,550	Automática

Fonte: ANA (2018); INMET (2018).

Tabela 2. Estações fluviométricas para obtenção dos dados de vazão, sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT)

Ordem	Código	Nome	Latitude	Longitude	Área (km ²)	Variável
1	3D-002	Monte Alegre do Sul	-22,696	-46,674	350	Vazão
2	3D-001	Fazenda Barra	-22,673	-46,973	928	Vazão
3	3D-006	Bairro da Ponte	-22,983	-46,829	1920	Vazão
4	3D-003	Desembargador Furtado	-22,769	-46,989	2490	Vazão
5	4D-009	Acima de Paulínia	-22,744	-47,130	2738	Vazão
6	4D-001	Usina Ester	-22,657	-47,215	3394	Vazão
7	4D-013	Foz do Jaguari	-22,675	-47,279	4045	Vazão
8	4D-015	Piracicaba	-22,667	-47,667	8500	Vazão
9	4D-007	Artemis	-22,679	-47,775	10918	Vazão
10	62696800	Rio Piracicaba	-22,711	-47,323	7200	ST, NT e PT
11	62697100	Ponte Estrada Americana	-22,698	-47,387	7840	ST, NT e PT
12	62697200	Foz Rib. dos Coqueiros	-22,689	-47,583	8700	ST, NT e PT
13	62697300	Piracicaba	-22,700	-47,712	8900	ST, NT e PT
14	62697500	Fonte Sulfurosa	-22,692	-47,778	10800	ST, NT e PT

Fonte: ANA (2018).

Para o preenchimento de falhas nas séries de dados foi utilizado o modelo de geração de dados climáticos WXGEN (Weather Generator) (Sharpley e Williams, 1990), disponível no modelo SWAT, que permite a geração de dados meteorológicos para o preenchimento de falhas na série de dados meteorológicos diários, bem como para a geração de dados inexistentes. Para a geração de dados de radiação solar, temperatura máxima e mínima, umidade relativa e velocidade do vento, foram utilizadas seis estações automáticas do estado de São Paulo disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) (Tabela 1) (INMET, 2018).

As variáveis requeridas pelo modelo para o preenchimento de falhas e geração de dados, são (APENDICE A, B, C, D, E e F): TMPMX, TMPMN – média da temperatura máxima e mínima diária do mês (°C); TMPSTDMX, TMPSTDMN – desvio padrão da temperatura máxima e mínima diária do mês (°C); PCPMM – média da precipitação total mensal (mm); PCPSTD – desvio padrão para precipitação diária do mês (mm); PCPSKW – coeficiente de assimetria para a precipitação diária do mês; PRW1, PRW2 – probabilidade de dia úmido seguido de dia seco e probabilidade de dia úmido seguido de dia úmido (%); PCPD – número de dias de precipitação (dias); RAINHHMX – precipitação máxima de 0,5 hora (mm); SOLARAV – média da radiação solar no mês (MJ. m⁻².dia⁻¹); DEWPT – média da temperatura do ponto de orvalho no mês (°C); WNDV – velocidade do vento (m.s⁻¹). A base de dados do INMET não disponibiliza a chuva máxima de 0,5 hora, e quando não foi possível disponibilizar esse dado, utilizou-se a chuva máxima de 1 hora, conforme recomendação (Ferrigo, 2014).

2.2.3.2. Variáveis Físicas

Dentre as variáveis físicas exigidas pelo SWAT, estão o relevo, a pedologia e o uso e a cobertura da terra. Neste trabalho foi utilizado o Modelo Digital de Elevação (MDE) do sensor orbital SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*) com resolução espacial de 30m (Figura 3), disponibilizado pelo *U.S. Geological Survey* (Farr et al. 2007).

Figura 3. Localização das estações utilizadas e variáveis físicas exigidas pelo SWAT (Farr et al. 2007; Santos et al. 2011; Rossi et al. 2017; ANA 2018; INMET, 2018).

Foi utilizado o mapa com os tipos de solo predominantes na bacia do Rio Piracicaba elaborado pela Instituto Florestal do Estado de São Paulo e pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), conforme Santos et al. (2011) e Rossi et al. (2017), que compreende as seguintes classes de solo: Cambissolo (CX; 4,09%); Latossolo Vermelho (LV; 10,20%); Latossolo Vermelho Amarelo (LVA; 25,28%); Argissolo Vermelho (PV, 1,52%); Argissolo Vermelho Amarelo (PVA; 39,52%); Neossolo Quartzarênico (RQ; 2,92%); Neossolo Litólico (RL; 5,40%); Chernossolo (MT; 0,02%); Gleissolo (GX; 1,81%), Planossolo (SX; 0,04%) e Nitossolo Vermelho (NV; 0,67%); Afloramento de rochas (ROCK; 0,03%) (Figura 3).

Os parâmetros que caracterizam cada tipo de solo foram inseridos no modelo SWAT com base nos dados estudados por Mingoti et al. (2016), sendo estes: HYDCRP (grupo

hidrológico), SOL_ZMX (profundidade máxima), SOL_Z (profundidade da camada), SOL_BD (densidade aparente), SOL_AWC (armazenamento de água no solo), SOL_K (condutividade hidráulica), SOL_CBN (carbono orgânico), CLAY (argila), SILT (silte), SAND (areia), ROCK (seixo), USLE_K (erodibilidade) e SOL_PH (pH do solo) (APENDICE G).

Foi utilizado o mapa de uso e cobertura da solo elaborado pelo projeto MapBiomias (MAPBIOMAS, 2018), que separa as principais coberturas do solo na bacia do Piracicaba em Agricultura/Pastagem (AGRL), Culturas Anuais (AGRR), Floresta Plantada (EUCA), Formação Florestal (FRSE), Formação Savânica (FRST), Pastagem (PAST), Formação Campestre (RNGE), Cana de Açúcar (SURG), Mineração (UIDU), Área Urbana (URBN), Área não Vegetada (URLD) e Água (WATR) (Figura 3).

A divisão da Bacia do Rio Piracicaba em sub-bacias e em Unidades de Resposta Hidrológica foi realizada a partir dos dados de relevo (obtidos do MDE), de solos e de uso e cobertura da terra. Para a obtenção das HRUs as declividades foram divididas em classes de 0-5%, 5-10%, 10-15%, 15-20%, e superior a 20%.

2.2.4. Parametrização

Dentre os cinco algoritmos (Glue, ParaSol, SUFI-2, MCMC e PSO) para identificar quais parâmetros são mais sensíveis na calibração do escoamento superficial, foi feita a análise de sensibilidade com o uso do algoritmo SUFI-2 (Sequential Uncertainty Fitting), devido à melhor calibração da vazão em relação aos demais algoritmos. O SUFI-2 combina os dois seguintes métodos de análise de sensibilidade: Latin-Hypercube (LH) e One-factor-At-a-Time (OAT) (Van Griensven et al., 2006). O método combinado Latin-Hypercube One-factor-At-a-Time (LH-OAT) opera por loopings, e em cada looping é calculado o efeito parcial da variação do parâmetro, enquanto que o efeito final é a média desses efeitos parciais.

Entre os diversos parâmetros que podem ser utilizados, foram escolhidos os que estão apresentados na Tabela 3 para calibração da vazão, sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT).

A análise da sensibilidade representa uma avaliação aplicada aos parâmetros utilizados na modelagem em função da qualidade de suas respostas em relação aos dados observados (NETO et al., 2014). Entre os diversos parâmetros que podem ser utilizados para calibração e

validação no modelo SWAT, foram escolhidos os parâmetros ranqueados de acordo os valores de significância (P-Value) e grau de sensibilidade (t-Stat).

Tabela 3. Parâmetros e seus respectivos intervalos utilizados na análise da sensibilidade para calibração da vazão, sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT)

Parâmetro	Definição	Intervalo inicial	
		mín.	máx.
Vazão			
r_OV_N.hru	Coeficiente de Manning (n) para escoamento superficial	0,01	10
r_CN2.mgt	Curva Número inicial para a condição de umidade AMC II	-0,2	0,2
v_ALPHA_BF.gw	Fator de recessão do escoamento de base (dia)	0	1
v_GW_DELAY.gw	Intervalo de tempo para a recarga do aquífero (dias)	30	450
v_GW_REVAP.gw	Coeficiente de re-evaporação da água subterrânea	0,02	0,2
v_ESCO.hru	Fator de compensação de evaporação do solo	0	1
v_CH_N2.rte	Coeficiente de Manning (n) do canal	0	0,4
v_CH_K2.rte	Condutividade hidráulica efetiva no canal (mm h ⁻¹)	5	130
v_SLSUBBSN.hru	Comprimento médio de rampa (m)	10	150
r_SOL_BD.sol	Densidade aparente do solo (g.cm ⁻³)	-0,3	0,3
v_REVAPMN.gw	Profundidade da água no aquífero raso para ocorrer percolação (mm)	0	100
v_GWHT.gw	Altura inicial da água subterrânea (m)	0	25
v_SURLAG.bsn	Tempo de retardo do escoamento superficial (dia)	0,05	24
r_SOL_K.sol	Condutividade hidráulica do solo saturado (mm h ⁻¹)	-0,8	0,8
r_SOL_AWC.sol	Capacidade de água disponível (mm solo ⁻¹)	-0,3	0,3
ST			
r_OV_N.hru	Coeficiente de Manning (n) para escoamento superficial	2,5	7,5
v_USLE_P.mgt	Fator relativo às práticas de conservação do solo	-0,005	0,006
r_USLE_K.sol	Fator de erodibilidade do solo da USLE (t h MJ ⁻¹ mm ⁻¹)	-0,03	0,3
v_CH_COV2.rte	Fator de cobertura do canal	0,5	1,5
v_CH_COV1.rte	Fator de erodibilidade do canal	0,15	0,5
v_LAT_SED.hru	Concentração de sedimentos nos fluxos lateral e subterrâneo (mg L ⁻¹)	-10	30
v_SPEXP.bsn	Parâmetro exponencial para o cálculo de sedimentos reconduzidos ao canal	0,65	2
v_SLSUBBSN.hru	Comprimento médio de rampa (m)	65	170
r_CN2.mgt	Curva Número inicial para a condição de umidade AMC II	-0,2	0,2
NT			
v_RSDCO.bsn	Coeficiente de decomposição do resíduo	0,02	0,1
v_CDN.bsn	Coeficiente da taxa exponencial de desnitrificação	0	3
v_CMN.bsn	Taxa de mineralização do húmus para nutrientes orgânicos ativos.	0,001	0,003
v_N_UPDIS.bsn	Parâmetro de distribuição do nitrogênio (%)	0	100
v_RCHRG_DP.gw	Fração de percolação para o aquífero profundo	0	1
v_NPERCO.bsn	Coeficiente de percolação do nitrato	0	1

v_RCN.bsn	Concentração de nitrogênio na chuva (mg N L ⁻¹)	0	15
v_SDNCO.bsn	Limite de quantidade de água na desnitrificação	0	1
v_HLIFE_NGW.gw	Meia-vida do nitrato no aquífero raso (dias)	0	200
v_ERORGN.hru	Fator de enriquecimento do nitrogênio orgânico na carga de sedimento	0	5
v_BIOMIX.mgt	Eficiência do revolvimento biológico	0	1
PT			
v_P_UPDIS.bsn	Parâmetro de distribuição do fósforo (%)	0	100
v_PHOSKD.bsn	Coeficiente de particionamento do fósforo no solo (m ³ Mg ⁻¹)	100	200
v_PPERCO.bsn	Coeficiente de percolação do fósforo	10	17,5
v_BIOMIX.mgt	Eficiência do revolvimento biológico	0	1
v_ERORGP.hru	Fator de enriquecimento do fósforo na carga com sedimento	0	5
v_SOLP_CON.hru	Concentração de fósforo solúvel no escoamento superficial, após a aplicação de BMP urbana (ppm)	0	3
v_GWSOLP.gw	Concentração de fósforo solúvel na contribuição da água subterrânea para o escoamento superficial da sub-bacia (mg P L ⁻¹)	0	0,5
v_LAT_ORGP.gw	Fósforo orgânico no escoamento de base (mg L ⁻¹)	0	0,5
v_CH_OPCO.rte	Concentração de fósforo orgânico no canal (ppm)	0	0,5
v_BC4.swq	Constante de mineralização de fósforo orgânico a fósforo dissolvido no canal a 20°C (dia ⁻¹)	0,01	0,7
v_RS2.swq	Taxa de fonte bentônica de fósforo dissolvido no canal a 20°C (mg P m ⁻² dia ⁻¹)	0,001	0,1
v_RS5.swq	Taxa de fósforo orgânico que sedimenta no canal a 20°C (dia ⁻¹)	0,001	0,1

2.2.5. Desempenho do modelo

No início da simulação têm-se grandes incertezas quanto às condições iniciais de alguns parâmetros do modelo; dessa forma é necessário utilizar um “período de aquecimento”. Com isso as variáveis avaliadas não sofrem influência das condições iniciais (Mello et al., 2008; Andrade et al., 2013; Aragão et al., 2013).

Após a calibração dos parâmetros, o modelo deve ser validado com dados de outro período para verificar sua acurácia (Alansi et al., 2009). A validação do modelo é o processo que demonstra sua capacidade de tornar suficientemente precisas as simulações; além disso, envolve a execução do modelo usando parâmetros que foram determinados durante o processo de calibração, comparando-os com os dados observados não utilizados nesta etapa (Arnold et al., 2012).

Na Tabela 4 estão apresentados os períodos de aquecimento, de calibração e de validação, para as respectivas estações e as variáveis simuladas. Foi feita uma triagem verificando os dados disponíveis e com menor número de falhas para definição de cada

período da simulação. Na simulação da vazão, as estações foram divididas em grupos, ou seja, as estações do mesmo grupo têm a mesma parametrização e o mesmo valor calibrado.

Tabela 4. Períodos utilizados para simulação das variáveis vazão, sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) no modelo SWAT.

Estação	Grupo	Aquecimento	Calibração	Validação
Vazão				
Artemis	G1	2003 -2005	2006 - 2009	01/2010 - 12/2012
Piracicaba		2003 -2005	2006 - 2009	01/2010 - 12/2012
Acima de Paulínia		2003 -2005	2006 - 2009	01/2010 - 12/2012
Foz do Jaguari	G2	2003 -2005	2006 - 2008	01/2009 - 10/2010
Usina Ester		2003 -2005	2006 - 2008	01/2009 - 10/2010
Desembargador Furtado	G3	2003 -2005	2006 - 2009	01/2010 - 12/2012
Bairro da Ponte		2003 -2005	2006 - 2009	01/2010 - 12/2012
Dal Bo	G4	2003 -2005	2006 - 2008	01/2009 - 10/2010
ST				
Rio Piracicaba	-	2003 -2005	2006 - 2008	01/2009 - 10/2010
Ponte Estrada Americana		2003 -2005	2006 - 2008	01/2009 - 10/2010
Foz Rib. dos Coqueiros		2003 -2005	2006 - 2008	01/2009 - 10/2010
Piracicaba		2003 -2005	2006 - 2008	01/2009 - 10/2010
Fonte Sulfurosa		2003 -2005	2006 - 2008	01/2009 - 10/2010
NT				
Rio Piracicaba	-	2004-2006	2007 - 2009	01/2010 - 12/2010
Ponte Estrada Americana		2004-2006	2007 - 2009	01/2010 - 12/2010
Foz Rib. dos Coqueiros		2004-2006	2007 - 2009	01/2010 - 12/2010
Piracicaba		2004-2006	2007 - 2009	01/2010 - 12/2010
Fonte Sulfurosa		2004-2006	2007 - 2009	01/2010 - 12/2010
PT				
Rio Piracicaba	-	2004-2006	2007 - 2008	01/2009 - 12/2009
Ponte Estrada Americana		2004-2006	2007 - 2008	01/2010 - 10/2010
Foz Rib. dos Coqueiros		2004-2006	2007 - 2008	11/2009 - 10/2010
Piracicaba		2004-2006	2007 - 2008	01/2009 - 12/2019
Fonte Sulfurosa		2004-2006	2007 - 2008	01/2010 - 12/2010

G1 – grupo 1; G2 – grupo 2; G3 – grupo 3; G4 – grupo 4.

Para avaliar o desempenho do modelo SWAT no processo de calibração e validação foi utilizado o coeficiente de determinação (R^2), o coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (NS) e sua versão logarítmica ($NS_{\log}$), além da porcentagem BIAS (P_{BIAS}), conforme a Tabela 5.

O NS é uma estatística normalizada que determina a magnitude relativa da variância residual quando comparada com a variação dos dados de medição. A versão logarítmica do índice de eficiência de Nash-Sutcliffe reflete na boa precisão na simulação de vazões mínimas.

O PBIAS corresponde ao percentual viés da variável simulada em relação à observada. Valores positivos indicam que o modelo subestima a vazão simulada em relação à observada e se o valor for negativo, superestima.

Tabela 5. Critérios para avaliação do desempenho do modelo para calibração vazão (Q), sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT). Os critérios de classificação de desempenho são baseados em Moriasi et al. (2007).

Equação estatística	Variável	Classificação			
		Insatisfatório	Satisfatório	Bom	Muito bom
$R^2 = \frac{\{\sum_{i=1}^n [(Q_s - \bar{Q}_s)(Q_m - \bar{Q}_m)]\}^2}{\sum_{i=1}^n (Q_s - \bar{Q}_s)^2 \sum_{i=1}^n (Q_m - \bar{Q}_m)^2}$	Todas	<0,50	0,5 – 0,60	0,60 – 0,70	0,70 – 1
$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_m - Q_s)^2}{\sum_{i=1}^n (Q_m - \bar{Q}_m)^2}$	Todas	<0,50	0,5 – 0,65	0,65 – 0,75	0,75 – 1
$NS_{log} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (\log(Q_m) - \log(Q_s))^2}{\sum_{i=1}^n (\log(Q_m) - \log(\bar{Q}_m))^2}$	Todas	<0,50	0,5 – 0,65	0,65 – 0,75	0,75 – 1
$\pm P_{BIAS} \% = 100 \frac{\sum_{i=1}^n (Q_m - Q_s)_i}{\sum_{i=1}^n Q_m}$	Q	>25	15 – 25	10 – 15	<10
	ST	>55	30 – 55	15 – 30	<15
	NT, PT	>70	40 – 70	25 – 40	<25

Em que Q_m é a variável observada no dia i ; Q_s é a variável simulada no dia i ; $\bar{Q}_m$ é a variável média observada; $\bar{Q}_s$ é a variável média dos dados simulados e n é número de eventos.

2.2.6. Preenchimento de falhas

Para o preenchimento de falhas das estações de fluviométricas foi utilizado o método de regressão linear simples, utilizando uma estação fluviométrica próxima ou que apresentasse melhor ajuste na equação. Na Figura 4A a 4F estão apresentados os ajustes para o preenchimento da vazão ($p < 0,01$).

O SWAT requer dados de ST em megagramas e dados de NT e PT em quilogramas; porém, os dados disponibilizados pela Agência Nacional das Águas (ANA) apresentam esses dados em forma de concentração (mg L^{-1}). Para transformação desses dados em unidade de massa, foi necessário gerar uma equação regionalizada para obter a vazão nestes pontos de coleta. Para tal fim, foi utilizada a área de contribuição e a vazão mensal (2005 – 2010) da estação de Foz do Jaguari para estimar a vazão da estação de Artemis, já que todas as estações de

qualidade estão no mesmo curso d'água entre essas duas estações de vazão, com distância de 50 km. Com isso, utilizou-se o método dos mínimos quadrados, e gerou-se a equação 3 ($p < 0,01$) com coeficiente de determinação igual a 0,97.

$$Q = 0.155 A^{0,302} q^{1,008} \quad (3)$$

Em que:

A – área de contribuição (km^2);

q – vazão média no dia i da estação Foz do Jaguari ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$).

As estações de qualidade utilizadas apresentam dados de coleta de apenas um dia de cada mês ímpar. Esse dado diário foi extrapolado para um nível mensal e os dados dos meses pares foram preenchidos com base na vazão. Para o preenchimento da variável ST foram utilizadas regressões linear e potencial, como apresentados na Figura 4G a 4K. Somente para a estação Fonte Sulfurosa foi as vazões da estação de Artemis para o preenchimento, pois ambas são muito próximas.

Na Tabela 6 estão apresentadas as equações ($p < 0,01$) para o preenchimento dos dados de NT e PT dos meses pares. Para obter um melhor ajuste das equações, os dados fora da reta (outliers) foram desconsiderados; e na análise do desempenho do modelo, os dados mensais pares foram excluídos, ou seja, o preenchimento de falhas para estas variáveis foi utilizado somente para obter uma tendência na simulação e pelo fato do SWAT requerer dados contínuos no tempo.

Tabela 6. Ajuste das equações para preenchimento de falhas de dados de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT)

Estação	Equações			
	Nitrogênio total (kg)	R ²	Fósforo total (kg)	R ²
Rio Piracicaba	$y = 5390,9 Q + 17192$	0,80	$y = 544,1 Q - 1810$	0,84
Ponte Estrada Americana	$y = 9815,3 Q - 44580$	0,84	$y = 932,9 Q + 5114$	0,82
Foz Rib. dos Coqueiros	$y = 5089,1 Q + 19046$	0,80	$y = 1441 Q - 31216$	0,84
Piracicaba	$y = 5124,5 Q + 192318$	0,75	$y = 1176 Q + 14213$	0,70
Fonte Sulfurosa	$y = 4656,2 q + 268369$	0,81	$y = 939,5 q + 13667$	0,81

R² - coeficiente de determinação; Q – vazão regionalizada; q – vazão na estação de Artemis.

Figura 4. Ajuste das equações para preenchimento de falhas de dados de vazão e sólidos totais (ST). R^2 - coeficiente de determinação; R^2a - coeficiente de determinação ajustado, Vazão Q - vazão regionalizada.

2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1. Análise de sensibilidade

Os melhores valores dos parâmetros utilizados para calibração da vazão mensal, ST, NT e PT da bacia do Rio Piracicaba são apresentados, respectivamente, nas Tabelas 7,9, 10

e 11. Já a análise da sensibilidade global da calibração das mesmas variáveis está apresentada nas Tabelas 8 e 12.

Não foram analisados os dados de sensibilidade dos parâmetros para calibração da vazão na escala diária, pois apesar de o modelo ter apresentado um bom desempenho no período de calibração, tal desempenho não foi observado no período de validação.

Além das estações dentro de cada grupo terem a mesma parametrização e valores calibrados, houve também um mesmo valor calibrado para os respectivos parâmetros para grupos de estações diferentes. Pode-se observar na Tabela 7 que os Grupos 1, 3 e 4, apresentam os mesmos valores de mínimos, máximos e valor ajustado.

A calibração dos dados mensais de vazão (Tabela 8) mostrou que os parâmetros de comprimento médio de rampa (SLSUBBSN), densidade aparente do solo (SOL_BD), condutividade hidráulica do solo saturado (SOL_K), curva número inicial para a condição de umidade AMC II (CN2) e o fator de compensação de evaporação do solo (ESCO) foram os parâmetros mais significativos, caracterizados também pelo maior grau de sensibilidade para todos os grupos de estações.

A sensibilidade dos parâmetros está relacionada a diferentes características inerentes ao sistema, como tipo de solo, uso e cobertura da terra e clima. Devi et al., (2015) citam que os dados meteorológicos e as propriedades do solo correspondem a parâmetros de grande influência na performance dos modelos e isso se dá devido aos dados e condições meteorológicas influenciarem nas condições de vegetação, solo, água subterrânea e superficial. O modelo SWAT mostrou-se altamente sensível a parâmetros de escoamento superficial e parâmetros de solo (CN2, SOL_BD, SOL_K e ESCO), para calibração da vazão mensal na bacia do Rio Piracicaba, sendo estes alguns dos parâmetros mais usados e sensíveis para simulações de vazões de rios por outros autores (Hernandes et al. 2018; Moreira et al. 2018; Paz et al. 2018; Pereira et al. 2016; Pontes et al. 2016; Neto et al. 2014; Andrade et al. 2013; Lelis et al. 2011; Feyereisen et al. 2007; Schuol e Abbaspour, 2006).

O comprimento da rampa é representado no SWAT pelo parâmetro SLSUBBSN. Seu valor é atribuído com base nas classes de declive e este parâmetro tem alta influencia no escoamento de pico (Mosbahi e Benabdallah, 2020), sendo o mais sensível neste trabalho, verificando assim que a vazão dos cursos d'água tem maior contribuição do escoamento do tipo superficial. O parâmetro ESCO controla o movimento ascendente da água das camadas inferiores do solo para atender à demanda evaporativa (Neitsch et al., 2011), e sua alta sensibilidade pode refletir da falta da cobertura florestal na bacia, textura e consequentemente, porosidade do solo.

Tabela 7. Melhor valor calibrado dos parâmetros relativos às vazões mensais para a bacia do Rio Piracicaba

Parâmetro	G1, G3 e G4			G2		
	Novo min.	Novo máx.	Valor ajust.	Novo min.	Novo máx.	Valor ajust.
OV_N	1,389	7,168	4,278	0,298	6,805	3,552
CN2	-0,221	0,061	-0,080	-0,276	0,043	-0,116
ALPHA_BF	-0,189	0,607	0,209	0,493	1,489	0,991
GW_DELAY	149,042	392,049	270,545	122,377	342,350	232,364
GW_REVAP	-0,004	0,133	0,064	0,105	0,278	0,192
ESCO	0,265	0,807	0,536	0,220	0,744	0,482
CH_N2	0,055	0,287	0,171	0,044	0,283	0,164
CH_K2	37,049	102,496	69,773	-39,104	74,104	17,500
SLSUBBSN	77,675	214,689	146,182	61,144	165,038	113,091
SOL_BD	-0,332	0,092	-0,120	-0,005	0,594	0,295
REVAPMN	21,990	74,374	48,182	-8,014	64,378	28,182
GWHT	-8,826	13,826	2,500	9,128	27,691	18,409
SURLAG	-0,560	15,901	7,670	-1,452	0,056	-0,698
SOL_K	-1,059	0,187	-0,436	-0,070	0,397	0,164
SOL_AWC	-0,048	0,463	0,207	6,184	18,737	12,460

G1 – grupo 1; G2 – grupo 2; G3 – grupo 3; G4 – grupo 4.

Tabela 8. Análise de sensibilidade global ranqueando os parâmetros mais sensíveis para calibração das vazões mensais para a bacia do Rio Piracicaba

	G3	G4	G1	G2
OV_N	10	12	10	10
CN2	4	4	5	5
ALPHA_BF	15	10	14	11
GW_DELAY	8	13	15	14
GW_REVAP	13	11	13	12
ESCO	5	5	4	4
CH_N2	12	8	8	9
CH_K2	9	14	11	15
SLSUBBSN	1	1	1	1
SOL_BD	3	2	2	2
REVAPMN	11	15	12	13
GWHT	6	6	6	6
SURLAG	7	9	9	8
SOL_K	2	3	3	3
SOL_AWC	14	7	7	7

G1 – grupo 1; G2 – grupo 2; G3 – grupo 3; G4 – grupo 4.

A calibração do fluxo de água subterrânea e do fluxo de base é afetada pelos parâmetros GW_REVAP, ALPHA_BF e GW_DELAY. Na Tabela 8, estes parâmetros são os menos sensíveis para estimativa da vazão, e de acordo com Blainski et al. (2017), alguns desses parâmetros são difíceis de se medir e calibrar.

Na calibração da variável ST nas estações estudadas, os parâmetros mais sensíveis foram o fator relativo às práticas de conservação do solo (USLE_P), a curva número inicial para a condição de umidade AMC II (CN2), o coeficiente de Manning (n) para fluxo superficial (OV_N), o fator de erodibilidade do solo da USLE (USLE_K) e o parâmetro exponencial para o cálculo de sedimentos reconduzidos ao canal (SEPPX).

Tabela 9. Melhor valor calibrado dos parâmetros na simulação dos sólidos totais (ST) para a bacia do Rio Piracicaba

Parâmetro	Estações de monitoramento								
	Fonte Sulfurosa, Piracicaba e Ponte Estrada Americana			Foz Rib. dos Coqueiros			Rio Piracicaba		
	Novo min.	Novo máx.	Valor ajust.	Novo min.	Novo máx.	Valor ajust.	Novo min.	Novo máx.	Valor ajust.
OV_N	3,327	6,128	4,727	1,690	5,583	3,636	0,326	5,128	2,727
USLE_P	-0,005	0,002	-0,001	-0,005	0,002	-0,001	-0,004	0,003	-0,001
USLE_K	0,016	0,206	0,111	0,073	0,281	0,177	-0,029	0,191	0,081
CH_COV2	0,902	1,716	1,309	0,393	1,135	0,764	0,038	1,016	0,527
CH_COV1	0,265	0,499	0,382	-0,002	0,334	0,166	0,198	0,401	0,300
LAT_SED	0,957	23,40	12,18	5,320	36,49	20,90	-3,407	19,04	7,818
SPEXP	1,291	2,587	1,939	1,070	1,924	1,497	0,174	1,396	0,785
SLSUBBSN	68,04	136,40	102,22	65,18	135,44	100,31	76,64	139,26	107,95
CN2	-0,276	0,043	-0,116	-0,043	0,276	0,116	-0,319	0,029	-0,145

De acordo com Me et al. (2015), os parâmetros para calibração de sólidos são divididos em parâmetros que controlam os processos no canal, parâmetros exclusivos para determinação de sólidos e parâmetros que controlam os processos terrestres. Os parâmetros que controlam processos terrestres, por exemplo CN2, OV_N, USLE_P e USLE_K, foram os mais sensíveis para as estimativas da carga sólidos totais de escoamento direto; já os parâmetros que controlam os processos do canal principal e os exclusivos para estimativas de sólidos totais, foram os menos sensíveis.

Dakhlalla e Parajuli (2019) também utilizaram o SWAT para calibração de ST, e alguns parâmetros mais sensíveis foram USLE_K, USLE_P e SEPPX. Já Luz et al. (2016), verificando a produção de sedimentos em reservatórios em uma usina hidrelétrica, encontraram CN2 e USLE_P como os parâmetros com a mais alta sensibilidade.

Nitrogênio e fósforo são variáveis dinâmicas, ou seja, com maior variação no espaço e no tempo devido a diversos fatores, como uso do solo, fontes poluidoras, clima, localização da sub-bacia, entre outros, levando assim a uma maior dificuldade do arranjo do mesmo conjunto de parâmetros para estações diferentes.

Tabela 10. Melhor valor calibrado dos parâmetros relativos à simulação do nitrogênio total (NT) para a bacia do Rio Piracicaba

Parâmetro	Estações de monitoramento								
	Fonte Sulfurosa, Rio Piracicaba e Piracicaba			Foz Rib. dos Coqueiros			Ponte Estrada Americana		
	Novo min.	Novo máx.	Valor ajust.	Novo min.	Novo máx.	Valor ajust.	Novo min.	Novo máx.	Valor ajust.
RSDCO	-0,017	0,061	0,022	0,059	0,137	0,098	-0,008	0,064	0,028
CDN	1,014	3,077	2,045	1,069	3,240	2,155	1,451	4,386	2,918
CMN	0,001	0,002	0,001	0,002	0,004	0,003	0,002	0,003	0,002
N_UPDIS	13,80	71,64	42,72	34,72	105,27	70,00	38,35	116,18	77,27
RCHRG_DP	0,411	1,244	0,827	0,293	0,889	0,591	0,111	0,707	0,409
NPERCO	0,320	0,971	0,645	-0,216	0,598	0,191	0,375	1,135	0,755
RCN	-6,519	7,883	0,682	-3,657	8,838	2,591	6,025	18,248	12,13
SDNCO	0,275	0,835	0,555	0,492	1,489	0,991	0,083	0,698	0,391
HLIFE_NGW	27,62	143,28	85,45	89,47	270,52	180,00	-10,52	130,52	60,00
ERORGN	-0,678	3,132	1,227	2,143	6,493	4,318	-0,539	3,176	1,318
BIOMIX	-0,299	0,571	0,136	0,292	0,889	0,591	0,256	0,780	0,518

Pode-se observar na Tabela 12 que os parâmetros mais sensíveis e significativos foram o fator de enriquecimento do nitrogênio orgânico na carga de sedimento (ERORGN), a eficiência do revolvimento biológico (BIOMIX) e o limite de quantidade de água na desnitrificação (SDNCO); contudo, estes aparecem em ordem diferente no ranking de avaliação a depender da estação utilizada. O mesmo ocorre para os parâmetros relacionados ao fósforo sendo que a carga de fósforo orgânico no escoamento de base (LAT_ORGP) é um dos fatores mais sensíveis para calibração do fósforo total nas estações Ponte Sulfurosa, Rio Piracicaba e Ponte Estrada Americana, e um dos menos sensíveis para as estações de Piracicaba e Foz Ribeirão dos Coqueiros, gerando assim incertezas das estimativas do modelo em relação a simulação do NT e PT.

Tabela 11. Melhor valor calibrado para os parâmetros na simulação do fósforo total (PT) para a bacia do Rio Piracicaba

Parâmetro	Estações de monitoramento														
	Fonte Sulfurosa			Piracicaba			Foz Rib. dos Coqueiros			Ponte Estrada Americana			Rio Piracicaba		
	Novo min.	Novo máx.	Valor ajust.	Novo min.	Novo máx.	Valor ajust.	Novo min.	Novo máx.	Valor ajust.	Novo min.	Novo máx.	Valor ajust.	Novo min.	Novo máx.	Valor ajust.
P_UPDIS	47,42	143,48	95,45	30,17	91,64	60,9	-46,18	51,63	2,727	37,44	113,46	75,45	-40,75	53,48	6,364
PHOSKD	129,26	188,91	159,09	146,54	240,73	193,63	133,81	202,55	168,18	134,72	205,27	170	53,81	151,64	102,72
PPERCO	10,626	15,23	12,93	13,08	19,32	16,2	8,785	14,624	11,7	12,6	17,89	15,25	13,55	20,76	17,15
BIOMIX	-0,026	0,662	0,318	0,293	0,889	0,591	0,138	0,716	0,427	0,056	0,689	0,373	0,084	0,698	0,391
ERORGP	0,417	3,492	1,955	-0,128	3,31	1,591	2,053	6,219	4,136	0,281	3,447	1,864	-0,537	3,173	1,318
SOLP_CON	-1,304	1,577	0,136	0,578	2,204	1,391	0,96	2,913	1,936	1,205	3,649	2,427	1,096	3,322	2,209
GWSOLP	-0,095	0,304	0,105	0,164	0,499	0,332	-0,217	0,263	0,023	-0,245	0,254	0,005	0,083	0,363	0,223
LAT_ORGP	-0,041	0,323	0,141	0,096	0,368	0,232	0,137	0,418	0,277	0,082	0,363	0,223	-0,082	0,31	0,114
CH_OPCO	-0,176	0,276	0,05	0,083	0,363	0,223	0,069	0,358	0,214	-0,163	0,281	0,059	0,155	0,472	0,314
BC4	-0,196	0,404	0,104	0,199	0,586	0,393	-0,083	0,442	0,179	-0,102	0,436	0,167	0,237	0,699	0,468
RS2	-0,045	0,052	0,004	0,049	0,146	0,097	-0,029	0,058	0,015	0,036	0,108	0,072	-0,026	0,058	0,016
RS5	0,043	0,13	0,087	0,029	0,086	0,058	0,046	0,138	0,092	-0,045	0,052	0,004	0,038	0,113	0,076

Tabela 12. Ranking dos parâmetros mais sensíveis para calibração de sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT)

	Estações de monitoramento				
	Fonte Sulfurosa	Foz Rib. dos Coqueiros	Rio Piracicaba	Piracicaba	Ponte Estrada Americana
ST					
OV_N	5	4	3	5	3
USLE_P	1	1	1	1	1
USLE_K	4	3	4	4	4
CH_COV2	9	8	8	9	8
CH_COV1	6	9	9	6	9
LAT_SED	8	6	6	8	6
SPEXP	3	5	5	3	5
SLSUBBSN	7	7	7	7	7
CN2	2	2	2	2	2
NT					
RSDCO	8	9	10	9	11
CDN	7	6	9	7	8
CMN	10	11	11	11	10
N_UPDIS	9	7	7	8	4
RCHRG_DP	5	3	5	5	3
NPERCO	3	10	4	4	9
RCN	11	4	8	10	6
SDNCO	4	1	3	3	1
HLIFE_NGW	6	5	6	6	7
ERORGN	1	8	1	1	5
BIOMIX	2	2	2	2	2
PT					
P_UPDIS	3	1	4	1	1
PHOSKD	10	11	10	9	11
PPERCO	5	3	5	3	4
BIOMIX	9	10	9	8	10
ERORGP	7	4	8	5	7
SOLP_CON	12	12	11	12	12
GWSOLP	2	7	3	10	5
LAT_ORGP	1	9	1	11	2
CH_OPCO	6	5	6	4	6
BC4	4	2	2	2	3
RS2	8	8	7	7	8
RS5	11	6	12	6	9

2.3.2. Avaliação da dinâmica da simulação

O modelo SWAT forneceu uma boa representação das tendências diárias e mensais da vazão, sólidos totais, nitrogênio total e fósforo total, exibindo acurácia para a região da bacia do Rio Piracicaba (Figura 5, 6, 7 e 8). Entretanto, uma comparação entre os valores das descargas observadas e simuladas do modelo SWAT, nas escalas de tempo diária e mensal, revela algumas discrepâncias em diferentes períodos. Isso inclui uma subestimação das vazões mínimas na calibração da vazão em escala diária para todas as estações, durante o período de calibração (Figura 5), bem como uma superestimação das descargas mínimas nas estações do grupo 1 (G1), durante o período de calibração da vazão na escala mensal (Figura 6F a 6H). Além disso, uma superestimação da vazão de pico foi observada no período de calibração para a maioria das estações de vazão.

No período de estiagem os ST foram subestimados durante a calibração para todas as estações analisadas, bem como na fase chuvosa para estação de Piracicaba e Ponte Estrada Americana (Figura 7B e 7D). Já para as estações de Fonte Sulfurosa, Foz Ribeirão dos Coqueiros e Rio Piracicaba, os ST foram superestimados nos intervalos com vazões de pico, no período de calibração (Figura 7A, C e E).

Analisando as tendências entre os dados observados e simulados de NT e PT, no período de calibração, observa-se uma subestimativa tanto nos valores de concentração mínima, quanto nos valores de máxima em todas as estações de qualidade utilizadas na simulação (Figura 8 e 9).

Figura 5. Hidrograma de vazões diárias observadas e simuladas durante os períodos de calibração e validação para as estações de Dal Bo (a), Bairro da Ponte (b), Desembargador Furtado (c), Usina Ester (d), Foz do Jaguari (e), Acima de Paulínia (f), Piracicaba (g) e Artemis (h) na bacia do Rio Piracicaba.

Figura 6. Hidrograma de vazões mensais observadas e simuladas durante os períodos de calibração e validação para as estações de Dal Bo (a), Bairro da Ponte (b), Desembargador Furtado (c), Usina Ester (d), Foz do Jaguari (e), Acima de Paulínia (f), Piracicaba (g) e Artemis (h) na bacia do Rio Piracicaba.

Figura 7. Sólidos totais observados e simulados durante os períodos de calibração e validação para as estações de Fonte Sulfurosa (a), Piracicaba (b), Foz Ribeirão dos Coqueiros (c), Ponte Estrada Americana (d) e Rio Piracicaba (e) na bacia do Rio Piracicaba.

Figura 8. Nitrogênio total observado e simulado durante os períodos de calibração e validação para as estações de Fonte Sulfurosa (a), Piracicaba (b), Foz Rib. dos Coqueiros (c), Ponte Estrada Americana (d) e Rio Piracicaba (e) na bacia do Rio Piracicaba.

Figura 9. Fósforo total observado e simulado durante os períodos de calibração e validação para as estações de Fonte Sulfurosa (a), Piracicaba (b), Foz Rib. dos Coqueiros (c), Ponte Estrada Americana (d) e Rio Piracicaba (e) na bacia do Rio Piracicaba.

2.3.3. Análise do desempenho do modelo

Analisando o desempenho do modelo (Tabela 13), o coeficiente de determinação (R^2) no período de calibração da vazão diária variou de 0,55 a 0,78, classificando o modelo como satisfatório a muito bom; já para o período de validação foi insatisfatório para todas as estações analisadas. Já para vazão mensal o modelo apresentou um desempenho muito bom no período de calibração, com coeficientes de determinação superiores a 0,83, enquanto que na validação o modelo pode ser classificado entre satisfatório e muito bom.

Tabela 13. Indicadores de desempenho do modelo SWAT na Bacia do Rio Piracicaba para estimativa da vazão diária e mensal, sólidos totais (ST), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT)

Estação	Calibração				Validação			
	R ²	NS	NSlog	PBIAS	R ²	NS	NSlog	PBIAS
Vazão diária								
Artemis	0,78	0,76	0,63	-1,87	0,35	0,28	0,17	27,48
Piracicaba	0,78	0,73	0,68	-9,81	0,34	0,30	0,20	21,63
Acima de Paulínia	0,76	0,41	0,59	-20,52	0,32	0,20	-0,10	3,09
Foz do Jaguari	0,69	0,55	0,12	20,90	0,47	0,41	0,17	11,31
Usina Ester	0,69	0,61	0,44	20,97	0,45	0,42	0,34	3,94
Desembargador Furtado	0,68	0,59	0,41	25,32	0,23	0,16	0,19	-5,22
Bairro da Ponte	0,69	0,54	-0,27	30,61	0,20	0,14	0,16	-3,27
Dal Bo	0,55	0,48	0,69	1,47	0,32	0,23	0,25	10,41
Vazão mensal								
Artemis	0,90	0,89	0,83	-1,19	0,63	0,57	0,66	18,28
Piracicaba	0,89	0,88	0,81	-7,42	0,59	0,54	0,66	15,33
Acima de Paulínia	0,83	0,73	0,67	-16,16	0,61	0,58	0,65	-1,53
Foz do Jaguari	0,85	0,72	0,36	21,39	0,72	0,68	0,47	12,20
Usina Ester	0,85	0,80	0,66	11,33	0,76	0,75	0,66	6,63
Desembargador Furtado	0,85	0,76	0,70	-12,98	0,57	0,57	0,62	1,07
Bairro da Ponte	0,85	0,75	0,66	-5,24	0,50	0,50	0,58	4,17
Dal Bo	0,86	0,79	0,84	-5,92	0,63	0,52	0,55	-1,16
ST								
Fonte Sulfurosa	0,71	0,67	-	-6,60	0,59	0,59	-	1,90
Piracicaba	0,80	0,77	-	-2,00	0,63	0,61	-	8,70
Foz Rib. dos Coqueiros	0,60	0,60	-	-5,80	0,54	0,54	-	-0,90
Ponte Estrada Americana	0,83	0,73	-	-6,40	0,62	0,58	-	15,60
Rio Piracicaba	0,79	0,73	-	18,20	0,56	0,48	-	20,90
NT								
Fonte Sulfurosa	0,28	-0,16	-	29,28	0,59	-1,53	-	25,86
Piracicaba	0,46	0,24	-	42,63	0,75	-0,39	-	22,76
Foz Rib. dos Coqueiros	0,61	0,57	-	-0,15	0,69	0,55	-	12,49
Ponte Estrada Americana	0,59	0,50	-	22,35	0,78	0,18	-	-0,02
Rio Piracicaba	0,70	0,59	-	33,63	0,81	0,45	-	-12,62
PT								
Fonte Sulfurosa	0,42	0,06	-	13,73	0,81	0,78	-	0,35
Piracicaba	0,34	-0,21	-	-16,87	0,86	0,76	-	23,90
Foz Rib. dos Coqueiros	0,77	0,76	-	-2,37	0,47	0,41	-	-0,65
Ponte Estrada Americana	0,71	0,65	-	11,64	0,65	0,37	-	18,61
Rio Piracicaba	0,55	0,51	-	9,07	0,12	-0,43	-	36,28

Para os ST, o R² foi superior a 0,60 e 0,54, para o período de calibração e validação, respectivamente, sendo considerado de bom a muito bom na calibração e de satisfatório a bom

na validação. No que diz respeito à calibração do NT e PT, somente as estações de Foz Ribeirão dos Coqueiros, Ponte Estrada Americana e Rio Piracicaba, apresentaram R^2 superior a 0,50, enquanto que no período de validação da variável NT o mesmo variou de 0,59 a 0,81 para todas as estações, e para o fósforo apenas a estação de Foz Ribeirão dos Coqueiros e Rio Piracicaba foram inferiores a 0,50.

O coeficiente NS reflete o desempenho do modelo, principalmente na estimativa de vazões de pico. Moriasi et al. (2007) apresentam uma classificação da faixa de valores de NS e a respectiva avaliação do desempenho do modelo SWAT para a escala mensal; portanto, na calibração da vazão diária, o modelo não pode ser classificado de acordo com a mesma escala. O NS para calibração das vazões diárias variou entre 0,41 e 0,76; já para o período de validação, todas as estações apresentaram valores de NS inferiores a 0,42. Na calibração da vazão em escala mensal, o modelo foi classificado como muito bom para todas as estações, exceto para a estação Acima de Paulínia e Foz do Jaguari, nas quais o modelo foi classificado como bom. No período de validação da vazão mensal, o coeficiente NS variou entre 0,50 a 0,75, classificando assim o modelo como satisfatório a muito bom.

O coeficiente NSlog verifica o desempenho do modelo na recessão do hidrograma, ou seja, segundo as vazões de estiagem. O mesmo só foi analisado nas vazões diárias e mensais, pois a estimativa da vazão mínima tem importância singular no que diz respeito à disponibilidade hídrica. O NSlog variou de bom a muito bom para os períodos de calibração e validação na escala de tempo mensal, com a exceção da estação de Foz do Jaguari. De acordo com esse coeficiente, o modelo não apresentou um bom desempenho na estimativa das vazões diárias de estiagem no período de calibração e validação.

No período de calibração os valores de NS foram de 0,67, 0,77, 0,60, 0,73 e 0,73 para as estações Fonte Sulfurosa, Piracicaba, Foz Ribeirão dos Coqueiros, Ponte Estrada Americana e Rio Piracicaba, respectivamente, classificando assim o modelo como de satisfatório a muito bom para estimativa de ST na bacia do Rio Piracicaba. Na validação da mesma variável, somente a estação Rio Piracicaba apresentou coeficiente NS insatisfatório, correspondente a 0,48.

Para as estações Foz Ribeirão dos Coqueiros, Ponte Estrada Americana e Rio Piracicaba foram calibrados os dados de NT e PT, nas quais, de acordo com os valores e classificação do índice NS, o modelo é considerado de satisfatório a muito bom; porém, no período de validação, os mesmos não apresentaram um bom desempenho, somente para os dados de NT na validação da estação Foz Rib. dos Coqueiros.

No período de validação, o coeficiente NS foi menor em comparação com o período de calibração para todas as variáveis estudados, o que é comumente observado (Andrade et al.

2019; Dakhlalla e Parajuli, 2019; Nguyen et al. 2019; Dias et al. 2018; Hernandez et al. 2018; Taffarello et al. 2018; Lamparter et al. 2016; Fukunaga et al. 2015, Me et al. 2015; Lelis et al. 2012, Neto et al. 2014, Monteiro et al. 2014, Monteiro et al. 2016, Schuol e Abbaspour 2007, Strauch et al. 2012), embora em alguns estudos ocorra o contrário. Silva et al. (2015) avaliaram o desempenho do modelo SWAT para fluxos diários estimados em uma bacia hidrográfica na região nordeste do Brasil e encontraram valores mais baixos de NS no período de calibração (0,74) em comparação com o período de validação (0,88). Resultados semelhantes também foram encontrados por Andrade et al. (2013), com valores de NS de 0,66 e 0,87 para os períodos de calibração e validação, respectivamente.

Os valores de PBIAS referentes à simulação da vazão mensal, refletiram uma boa adequação do modelo, com valores inferiores a 25%. As estações de Foz do Jaguarí e Usina Ester foram as únicas que subestimaram a vazão observada no período de calibração, 21,39 e 11,33%, respectivamente. Já as estações Acima de Paulínia e Dal Bo foram as únicas que superestimaram a vazão na validação, com valores de PBIAS correspondente a 1,53 e 1,16%, respectivamente.

A estação Ponte Estrada Americana está localizada em uma área de drenagem de água dos municípios de Limeira, Americana, Nova Odessa e Sumaré, que somam uma população de aproximadamente 780 mil habitantes. De acordo com o Relatório de Situação dos Recursos Hídricos da bacia do rio Piracicaba (PCJ, 2011), os rios que passam por esses municípios são classificados nas classes 3 e 4, considerados de péssima qualidade e localizados em regiões com alta suscetibilidade à erosão. Tudo isso associado às chuvas intensas e ao escoamento drenam grande quantidade de sólidos, explicando a superestimação dos valores de TS no período chuvoso para a estação Ponte Estrada Americana. Cenário semelhante ocorre com a estação de Piracicaba, localizada a jusante do município de Piracicaba (população de 365 mil habitantes).

Pontes et al. (2016) também relataram um bom desempenho do modelo SWAT para simulações na bacia do Rio Camanducaia, localizada na região sudeste do Brasil, com erros de PBIAS variando de -10,9% a -1,1% e de -7,3% a -1,8%, para os períodos de calibração e validação de descarga mensal e diária, respectivamente. Os mesmos autores também avaliaram o desempenho do modelo aplicado à bacia do Rio Jaguarí, com PBIAS correspondentes a 4,10%, -3,5 %, 7,9% e -0,70%, para os períodos de calibração e validação de descarga mensal e diária, respectivamente.

Todas as estações apresentaram PBIAS menores de 30% para a calibração e validação dos ST. No período de calibração, todas as estações superestimaram, exceto a estação Rio

Piracicaba, que subestimou em 18,2%. Já para o período de validação, somente a estação Foz Rib. dos Coqueiros superestimou em 0,9%.

Apesar dos valores de NS não demonstrarem um bom desempenho para a simulação dos dados de NT e PT, os valores de PBIAS foram inferiores a 70% para todas as estações estudadas no período de calibração e validação destas variáveis. Assim, considerando a classificação de Moriasi et al., (2007), esses resultados indicam uma boa adequação do modelo SWAT, ou seja, mesmo que os valores observados e estimados não apresentem uma tendência semelhante, os dados de PT podem ser utilizados e analisados quando acumulados no tempo. O mesmo se aplica aos valores de vazão diária, para os quais nenhuma das estações foi validada.

Abbaspour et al., (2015), mencionam que as incertezas e limitações do modelo são: (i) devido a simplificações conceituais (por exemplo, método do número da curva SCS para particionamento de fluxo), (ii) aos processos que ocorrem na bacia hidrográfica, mas não incluídos no programa (por exemplo, erosão eólica, processos de zonas úmidas), (iii) e principalmente processos que estão incluídos no programa, mas suas ocorrências na bacia são desconhecidas para o modelador ou inexplicadas devido a limitações de dados (por exemplo, represas e reservatórios, transferências de água, gestão de fazendas que afetam a qualidade da água). Esses dois últimos fatores são os mais importantes para explicar o mau desempenho da calibração e validação dos valores de TN e TP, uma vez que a bacia é altamente urbanizada e industrializada, principalmente na porção média da bacia, com ênfase nas áreas próximas à foz dos rios Atibaia e Jaguari, e na porção mais a montante da bacia do rio Piracicaba, formada pela confluência desses rios (PCJ, 2011). No entanto, a maioria desses nutrientes provém de indústrias e esgoto doméstico. No entanto, desconhece-se o levantamento do número de indústrias e da proporção e tipo de resíduos gerados por elas e pelos municípios, o que limita a entrada de dados no modelo e consequentemente a simulação de variáveis em função desses dados.

Me et al. (2015), aplicando o modelo SWAT para calibrar e validar dados de ST, NT e PT para uma bacia na Nova Zelândia, também não obtiveram bom desempenho de acordo com os valores de NS; porém, os valores de PBIAS classificaram a performance do modelo como muito bom.

Os dados observados de NT e PT foram extrapolados de escala diária para mensal, e ainda estimados para os meses pares a partir dos dados de vazão regionalizados, gerando uma fonte de dúvida, devido à inconsistência dos dados observados. Além disso, a maior porcentagem de desempenho insatisfatório para o NT e o PT no conjunto de dados de calibração provavelmente reflete a dificuldade do SWAT de reproduzir altas concentrações em

eventos de pico (Chu et al., 2004; Me et al. 2015). O menor desempenho na simulação das cargas de NT e PT também pode estar relacionado aos erros locais na simulação das vazões e fluxos de sedimentos, como também observado por Malagó et al. (2017) e Vigiak et al. (2017).

Abbaspour et al., (2015), citam que as incertezas e limitações do modelo são: (i) devidas a simplificações conceituais (por exemplo, método de número de curva SCS para particionamento de fluxo), (ii) aos processos que ocorrem na bacia hidrográfica, mas não incluídos no programa (por exemplo, erosão eólica, processos de áreas úmidas), (iii) e principalmente processos que estão incluídos no programa, mas suas ocorrências na bacia são desconhecidas pelo modelador ou inexplicáveis devido à limitação de dados (por exemplo, barragens e reservatórios, transferências de água, gerenciamento da fazenda que afeta a qualidade da água). Esses dois últimos fatores são os mais preponderantes para explicar o mal desempenho da calibração e validação dos valores de TN e TP, pois a bacia é altamente urbanizada e industrializada, principalmente na porção média da bacia, com destaque para áreas próximas à foz dos rios Atibaia e Jaguari, e na porção mais a montante da bacia do Rio Piracicaba, que se forma pela confluência desses corpos d'água (PCJ, 2011). A maior parte desses nutrientes são originados de indústrias e esgoto doméstico. No entanto o levantamento do número de indústrias e a proporção e tipo de resíduos gerados pelas mesmas e pelas cidades é desconhecido, limitando assim a entrada de dados no modelo e consequentemente a simulação de variáveis dependente desses dados.

Francesconi et al. (2016) realizaram uma revisão da literatura para identificar estudos nos quais o SWAT foi explicitamente usado para quantificar os serviços do ecossistema em termos de aspectos de provisionamento, regulação, suporte e cultura. Dentre as 44 publicações revisadas por pares, a maioria deles usou o SWAT para quantificar serviços de provisionamento (34%), serviços de regulação (27%) ou uma combinação de ambos (25%) e dentre os trabalhos avaliados, somente dois trabalhos são aplicados a bacias no Brasil (Fukunaga et al. 2015; Rodrigues et al. 2014). Assim, com a calibração e validação do modelo SWAT para variáveis relacionadas à quantidade e qualidade da água, pode-se utilizar os dados/mapas de saída do modelo (armazenamento de água no solo, escoamento superficial, escoamento lateral e subterrâneo, curva número, tempo de concentração, ST, média anual de NT e PT, componentes da equação universal de perda de solo, entre outros) como informações para o auxílio à tomada de decisão e outros trabalhos, como a análise multicriterial para a identificação de áreas prioritárias à implantação de projetos e valoração de PSE.

De forma geral, o modelo SWAT apresentou bom desempenho e foi capaz de reproduzir adequadamente os dados vazão mensal, ST, NT e PT na bacia do Rio Piracicaba,

apresentando bom desempenho, mesmo nas condições limitadas das séries históricas das estações de qualidade de água. Adicionalmente, os resultados encontrados com o modelo SWAT serão importantes para subsidiar a tomada de decisão quanto à gestão racional e sustentável dos recursos hídricos nesta bacia, que apresenta grande carência de tais informações. Embora os estudos que utilizam o SWAT para avaliar os serviços ecossistêmicos sejam limitados, a utilização do modelo pode ser empregada para quantificar os serviços ecossistêmicos e auxiliar na tomada de decisão.

2.4. CONCLUSÃO

Os parâmetros relacionados ao escoamento superficial foram os que apresentaram maior sensibilidade na simulação da vazão para a bacia do Rio Piracicaba. Os parâmetros que controlam os processos terrestres foram os mais sensíveis para estimativa dos dados de sólidos totais.

Com base nos parâmetros estatísticos, pode-se inferir que o SWAT foi capaz de simular a vazão, sólidos totais, nitrogênio total e fósforo total na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba de forma adequada, demonstrando boa performance e permitindo um bom ajuste entre os dados observados e simulados.

Apesar dos valores de NS não demonstrarem um bom desempenho para simulação dos dados de nitrogênio e fósforo, os valores de PBIAS indicaram uma boa adequação do modelo SWAT, ou seja, mesmo que os valores observados e estimados não apresentem uma tendência semelhante, os dados de fósforo podem ser utilizados e analisados quando acumulados no tempo.

O modelo SWAT gerou bons resultados de simulações para o período de calibração e validação, viabilizando a utilização desta ferramenta para o gerenciar os recursos hídricos da bacia em estudo, bem como para subsidiar a introdução de políticas, projetos e programas setoriais relacionados aos Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos.

REFERÊNCIAS

- ABBASPOUR, K. C., ROUHOLAHNEJAD, E., VAGHEFI, S., SRINIVASAN, R., YANG, H., KLØVE, B. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. **Journal of Hydrology**, 524, 733-752, 2015.
- ALANSI, A. W., AMIN, M. S. M., ABDUL HALIM, G., SHAFRI, H. Z. M. AIMRUN, W. Validation of SWAT model for stream flow simulation and forecasting in Upper Bernam humid tropical river basin, Malaysia. **Hydrology and Earth System Sciences Discussions**, v. 6, n. 6, p. 7581-7609, 2009.
- ANA - Agência Nacional das Águas. Hidroweb: Sistemas de informações hidrológicas. 2018. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br>>
- ANA - Agência Nacional das Águas. **Sistema Cantareira**. 2019. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/sala-de-situacao/sistema-cantareira/sistema-cantareira-saiba-mais>>
- ANA. Agência Nacional das Águas. Projeto Produtor de Água no PCJ - Joanópolis e Nazaré Paulista/SP. 2019. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/programas-e-projetos/programa-produtor-de-agua/pasta-projetos/produtor-de-agua-pcj>>
- ANA/DAEE. Agência Nacional das Águas/Departamento de Águas e Energia Elétrica. **Resolução Conjunta ANA/DAEE 925/2017**. 2017. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/arquivos/resolucoes/2017/925-2017.pdf>174417
- ANDRADE, C. W., MONTENEGRO, S. M., MONTENEGRO, A. A., LIMA, J. R. D. S., SRINIVASAN, R., JONES, C. A. Soil moisture and discharge modeling in a representative watershed in northeastern Brazil using SWAT. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, n. 2, p. 238-251, 2019.
- ANDRADE, M. A., MELLO, C. R., BESKOW, S. Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região do Alto Rio Grande, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, p. 69-76, 2013.
- ARAGÃO, R. DE, CRUZ, M. A. S., AMORIM, J. R. A. DE, MENDONÇA, L. C., FIGUEIREDO, E. E., SRINIVASAN, V. S. Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT e simulação dos processos hidrossedimentológicos em uma bacia no agreste nordestino. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 1091-1102, 2013.

- ARNOLD, J. G., MORIASI, D. N., GASSMAN, P. W., ABBASPOUR, K. C., WHITE, M. J., SRINIVASAN, R., KANNAN, N. Model use, calibration, and validation. **Transactions of the ASABE**, v. 55, n. 4, p. 1491-1508, 2012.
- BLAINSKI, E., ACOSTA, E., NOGUEIRA, P. C.P., Calibração e validação do modelo SWAT para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica do litoral norte catarinense. **Revista Ambiente e Água**, v. 12, n. 2, p. 226-237, 2017.
- BRASIL. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Resolução No. 357, de 17 de março de 2005. Brasília, DF: SEMA. 23 p. 2005. Disponível em: www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 11 Agosto 2018.
- CHU, T. W., SHIRMOHAMMADI, A., MONTAS, H., ABBOTT, L., SADEGHI, A. Watershed level BMP evaluation with SWAT model. In: **ASAE ANNUAL INTERNATIONAL MEETING**, 2005. Saint Joseph. (ASAE Paper n. 052098). 2005.
- COUTINHO, R. M., KRAENKEL, R. A., PRADO, P. I. Catastrophic regime shift in water reservoirs and São Paulo water supply crisis. **PloS one**, v. 10, n. 9, p. e0138278, 2015.
- DAKHLALLA, A. O., PARAJULI, P. B. Assessing model parameters sensitivity and uncertainty of streamflow, sediment, and nutrient transport using SWAT. **Information processing in agriculture**, v. 6, n. 1, p. 61-72, 2019.
- DEVI, G. K., GANASRI, B. P., DWARAKISH, G. S. A review on hydrological models. **Aquatic Procedia**, v. 4, p. 1001-1007, 2015.
- DIAS, N. **O sistema Cantareira e a crise da água em São Paulo: falta de transparência, um problema que persiste**. São Paulo: Artigo 19, Brasil, 2016.
- DIAS, V.D., LUZ, M.P., MEDERO, G.M., NASCIMENTO, D.T.F., OLIVEIRA, W.N., MERELLES, L.R.D. Historical streamflow series analysis applied to Furnas HPP reservoir watershed using the SWAT model. **Water**, v. 10, n. 4, p. 458, 2018.
- FARR, T.G., ROSEN, P.A., CARO, E., CRIPPEN, R., DUREN, R., HENSLEY, S., KOBRICK, M., PALLER, M., RODRIGUEZ, E., ROTH, L., SEAL, D., SHAFFER, S., SHIMADA, J., UMLAND, J., WERNER, M., OSKIN, M., BURBANK, D., ALSDORF, D. The Shuttle Radar Topography Mission. **Reviews of Geophysics**. v. 45, n. 2, p. 21-35, 2007.
- FEYEREISEN, G. W., STRICKLAND, T. C., BOSCH, D. D., SULLIVAN, D. G. Evaluation of SWAT manual calibration and input parameter sensitivity in the Little River watershed. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 3, p. 843-855, 2007.

- FOLEGATTI, M. V., SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M., ZOLIN, C. A., GONZÁLEZ, A. Transposição de água e disponibilidade hídrica das Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivarí e Jundiá (BH-PCJ). In: **CONGRESO LATINOAMERICANO Y DEL CARIBE DE INGENIERÍA AGRÍCOLA - CLIA**. p. 1-10, 2010.
- FRANCESCONI, W., SRINIVASAN, R., PÉREZ-MIÑANA, E., WILLCOCK, S. P., QUINTERO, M. Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to model ecosystem services: A systematic review. **Journal of Hydrology**, v. 535, p. 625-636, 2016.
- FUKUNAGA, D. C., CECÍLIO, R. A., ZANETTI, S. S., OLIVEIRA, L. T., CAIADO, M. A. C. Application of the SWAT hydrologic model to a tropical watershed at Brazil. **Catena**, v. 125, p. 206-213, 2015.
- GOMES, J. L., BARBIERI, J. C. Gerenciamento de recursos hídricos no Brasil e no Estado de São Paulo: Um novo modelo de política pública. **Cadernos EBAPE. BR**, v. 2, n. 3, p. 01-21, 2004.
- HERNANDES, T. A. D., SCARPARE, F. V., SEABRA, J. E. A. Assessment of the recent land use change dynamics related to sugarcane expansion and the associated effects on water resources availability. **Journal of Cleaner Production**, v. 197, p. 1328-1341, 2018.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. **Estações Automáticas**. 2018. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesautomaticas>>
- LAMPARTER, G., NOBREGA, R. L. B., KOVACS, K., AMORIM, R. S., GEROLD, G. Modelling hydrological impacts of agricultural expansion in two macro-catchments in Southern Amazonia, Brazil. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 1, p. 91-103, 2018.
- LELIS, T. A., CALIJURI, M. L., SANTIAGO, A. F., LIMA, D. C. ROCHA, E. O. Análise de sensibilidade e calibração do modelo SWAT aplicado em bacia hidrográfica da região sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 2, p. 623-634, 2012.
- LUZ, M., BEEVERS, L., CUTHBERTSON, A., MEDERO, G., DIAS, V., NASCIMENTO, D. The mitigation potential of buffer strips for reservoir sediment yields: The Itumbiara hydroelectric power plant in Brazil. **Water**, v. 8, n. 11, p. 489, 2016.
- MALAGÓ, A., BOURAOU, F., VIGIAK, O., GRIZZETTI, B., PASTORI, M. Modelling water and nutrient fluxes in the Danube River Basin with SWAT. **Science of the Total Environment**, v. 603, p. 196-218, 2017.
- MAPBIOMAS – **Mapas e dados**. 2018. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/>>
- ME, W., ABELL, J. M.; HAMILTON, D. P. Effects of hydrologic conditions on SWAT model performance and parameter sensitivity for a small, mixed land use catchment in New Zealand. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 19, n. 10, p. 4127-4147, 2015.

- MELLO, C. D., VIOLA, M. R., NORTON, L. D., SILVA, A. M., & WEIMAR, F. A. Development and application of a simple hydrologic model simulation for a Brazilian headwater basin. **Catena**, v. 75, n. 3, p. 235-247, 2008.
- MINGOTI, R., SPADOTTO, C. A., MORAES, D. A. de C. Suscetibilidade à contaminação da água subterrânea em função de propriedades dos solos no Cerrado Brasileiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 51, n. 9, p. 1252-1260, 2016.
- MOHOR, G. S., MENDIONDO, E. M. Economic indicators of hydrologic drought insurance under water demand and climate change scenarios in a Brazilian context. **Ecological Economics**, v. 140, p. 66-78, 2017.
- MONTEIRO, J. A. F., STRAUCH, M., SRINIVASAN, R., ABBASPOUR, K., BJORN, G. Accuracy of grid precipitation data for Brazil: application in river discharge modelling of the Tocantins catchment. **Hydrological Processes**, v. 30, n. 9, p. 1419-1430, 2016.
- MOREIRA, L. L., SCHWAMBACK, D., RIGO, D. Sensitivity analysis of the Soil and Water Assessment Tools (SWAT) model in streamflow modeling in a rural river basin. **Revista Ambiente & Água**, v. 13, n. 6, 2018.
- MORIASI, D. N., ARNOLD, J. G., LIEW, M. W. V., BINGER, R. L., HARMEL, R. D., VEITH, T. L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.
- MOSBAHI, M., BENABDALLAH, S. Assessment of land management practices on soil erosion using SWAT model in a Tunisian semi-arid catchment. **Journal of Soils and Sediments**, p. 1-11, 2020.
- NEITSCH, S. L., ARNOLD, J. G., KINIRY, J. R., WILLIAMS, J. R. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009. Texas Water Resources Institute. 2011.
- NETO, J. DE O. M., SILVA, A. M., MELLO, C. R., MÉLLO JÚNIOR, A. V. Simulação Hidrológica Escalar com o Modelo SWAT. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 19 n.1, p. 177-188, 2014.
- NGUYEN, H. H., RECKNAGEL, F., MEYER, W., FRIZENSCHAF, J., YING, H., GIBBS, M. S. Comparison of the alternative models SOURCE and SWAT for predicting catchment streamflow, sediment and nutrient loads under the effect of land use changes. **Science of The Total Environment**, v. 662, p. 254-265, 2019.
- PAZ, Y. M., GALVÍNCIO, J. D., DE HOLANDA, R. M., SRINIVASAN, R., JONES, C. A. Análise de sensibilidade e calibração espacial do modelo SWAT aplicado em uma bacia do litoral pernambucano através de dados climáticos observados e de reanálise. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 11, n. 1, p. 371-388, 2018.

- PCJ - COMITÊ DA BACIA DOS RIOS PIRACICABA, JUNDIAÍ E CAPIVARÍ. **Plano das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí 2010-2020**: Relatório síntese. 2011.
- PEREIRA, D. D. R., MARTINEZ, M. A., PRUSKI, F. F., DA SILVA, D. D. Hydrological simulation in a basin of typical tropical climate and soil using the SWAT model part I: Calibration and validation tests. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 7, p. 14-37, 2016.
- PONTES, L. M., VIOLA, M. R., SILVA, M. L. N., BISPO, D. F., CURI, N. Hydrological modeling of tributaries of cantareira system, Southeast Brazil, with the SWAT model. **Engenharia Agrícola**, v. 36, n. 6, p. 1037-1049, 2016.
- RICHARDS, R. C., REROLLE, J., ARONSON, J., PEREIRA, P. H., GONÇALVES, H., BRANCALION, P. H. Governing a pioneer program on payment for watershed services: Stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic Forest of Brazil. **Ecosystem services**, v. 16, p. 23-32, 2015.
- RODRIGUES, D. B., GUPTA, H. V., MENDIONDO, E. M. A blue/green water-based accounting framework for assessment of water security. **Water Resources Research**, v. 50, n. 9, p. 7187-7205, 2014.
- ROSSI, M. **Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado**. 1. ed. São Paulo: Instituto Florestal, v. 1. 118p. 2017.
- SANTOS, H., JÚNIOR, W. C., DART, R. O., ÁGLIO, M. L. D., SOUZA, J., PARES, J. G., OLIVEIRA, A. P. **O novo mapa de solos do Brasil**: legenda atualizada - Dados eletrônicos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 2011.
- SCHUOL, J., ABBASPOUR, K. C. Using monthly weather statistics to generate daily data in a SWAT model application to West Africa. **Ecological Modelling**, v. 201, n. 3-4, p. 301-311, 2007.
- SCHUOL, J., ABBASPOUR, K. C. Calibration and uncertainty issues of a hydrological model (SWAT) applied to West Africa. **Advances in Geosciences**, v. 9, p. 137-143, 2006.
- SHARPLEY, A.N., WILLIAMS, J.R. Erosion/productivity impact calculator. Model documentation. Washington, D.C: USDAARS Technical, 1990. 235p. **Bulletin** 1768.
- STRAUCH, M., BERNHOFER, C., KOIDE, S., VOLK, M., LORZ, C., MAKESCHIN, F. Using precipitation data ensemble for uncertainty analysis in SWAT streamflow simulation. **Journal of Hydrology**, v. 414, p. 413-424, 2012.

- TAFFARELLO, D., CALIJURI, M. C., VIANI, R. A. G., MARENGO, J. A., MENDIONDO, E. M. Hydrological services in the Atlantic Forest, Brazil: An ecosystem-based adaptation using ecohydrological monitoring. **Climate Services**, v. 8, p. 1-16, 2017.
- TAFFARELLO, D., GUIMARÃES, J., LOMBARDI, R. K. S., CALIJURI, M. C., MENDIONDO, E. M. Hydrologic monitoring plan of the Brazilian Water Producer/PCJ project. **Journal of Environmental Protection**, v. 7, n. 12, p. 1956, 2016b.
- TAFFARELLO, D., SAMPROGNA MOHOR, G., DO CARMO CALIJURI, M., MENDIONDO, E. M. Field investigations of the 2013–14 drought through qualitative and quantitative freshwater monitoring at the headwaters of the Cantareira System, Brazil. **Water International**, v. 41, n. 5, p. 776-800, 2016a.
- TAFFARELLO, D., SRINIVASAN, R., MOHOR, G. S., GUIMARÃES, J. L. B., DO CARMO CALIJURI, M., MENDIONDO, E. M. Modeling freshwater quality scenarios with ecosystem-based adaptation in the headwaters of the Cantareira system, Brazil. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 22, n. 9, p. 4699-4723, 2018.
- TESHAGER, A. D., GASSMAN, P. W., SECCHI, S., SCHOOF, J. T., MISGNA, G. Modeling Agricultural Watersheds with the Soil and Water Assessment Tool (SWAT): Calibration and Validation with a Novel Procedure for Spatially Explicit HRUs. **Environmental Management**, v. 57, n. 4, p. 894-911, 2016.
- VAN GRIENSVEN, A., MEIXNER, T., GRUNWALD, S., BISHOP, T., DILUZIO, M., SRINIVASAN, R. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. **Journal of Hydrology**, v. 324, n. 1-4, p. 10-23, 2006.
- VIGIAK, O., MALAGÓ, A., BOURAOU, F., VANMAERCKE, M., OBREJA, F., POESEN, J., HABERSACK, H., FEHÉR, J., GROŠELJ, S. Modelling sediment fluxes in the Danube River Basin with SWAT. **Science of The Total Environment**, v. 599, p. 992-1012, 2017.

3. ANÁLISE MULTICRITERIAL PARA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS AO PROVIMENTO DE SERVIÇOS AMBIENTAIS

RESUMO

O Pagamento por Serviços Ambientais é uma ferramenta aplicada em algumas regiões da bacia hidrografia do Rio Piracicaba; porém, existem outras áreas desta bacia com grande potencial para a aplicação desse tipo de projeto visando a maximização da disponibilidade e melhoria da qualidade dos recursos hídricos; no entanto, é necessário a utilização de abordagens que possibilitem a identificação dessas áreas para ser possível a implantação efetiva de tal mecanismo. Neste contexto, o objetivo do estudo foi o de avaliar métodos de análise multicritério e mapear áreas prioritárias ao provimento de Serviços Ambientais, visando subsidiar os tomadores de decisão quanto à conservação do solo e da água. Foi utilizada a Análise Multicritério (AMC), com a integração dos critérios que foram agregados por meio dos métodos de AMC denominados Ordered Weighted Averaging (OWA) variando risco e compensação e Combinação Linear Ponderada (WLC). A aplicação dos métodos de AMC não indicaram uma única solução ótima, e sim, pontos relevantes associados à flexibilidade de ponderação da abordagem OWA e WLC. A identificação de áreas potenciais para introdução de projetos de serviços ambientais se mostrou eficiente e com grande potencial, caso seja aplicada, para o fornecimento de serviços ambientais de regulação, provisão, cultural e de suporte.

Palavras-Chave: Serviços ecossistêmicos; AHP; Tomada de decisão; SIG; Risco

ABSTRACT

Payment for Environmental Services is a tool applied in some regions of the Piracicaba River basin, but there are other areas in this basin with great potential for the application of this type of project aimed at maximizing availability and improving the quality of water resources. However, it is necessary to use approaches that make it possible to identify these areas in order to be able to effectively implement such a mechanism. In this context, the objective of the study was to evaluate multi-criteria analysis methods and to map priority areas for the provision of Environmental Services, aiming to support decision makers regarding soil and water conservation. Multicriteria Analysis (MCA) was used, with the integration of criteria that were aggregated through MCA methods called Ordered Weighted Averaging (OWA) varying risk and tradeoff and Weighted Linear Combination (WLC). The application of MCA methods did not indicate a single optimal solution, but relevant points associated with the weighting flexibility of the OWA and WLC approach. The identification of potential areas for the introduction of environmental service projects has proved to be efficient and with great potential, if applied, to generate environmental regulation, provision, cultural and support services.

Keywords: Ecosystem services; AHP; Decision making; GIS; Risk.

3.1. INTRODUÇÃO

Na bacia do Rio Piracicaba há uma relação delicada entre a disponibilidade hídrica existente e a demanda crescente de vazões para os usos urbanos e econômicos, o que gera tensão entre os setores usuários e consequente conflito pelo uso da água. Esta tensão, por sua vez, é amplificada pela ausência de estruturas de regularização das águas, o que torna excessivamente vulneráveis os sistemas de abastecimento por ocasião de fenômenos, não tão raros, de estiagem severa e prolongada (PCJ, 2011; Ritcher e Jacobi, 2018).

Os principais corpos d'água que compõem a bacia do Rio Piracicaba, drenam uma região de alta densidade populacional e econômica, compreendendo um contingente de aproximadamente 5,2 milhões de habitantes e é responsável por 14,6% do PIB do estado de São Paulo. Estes corpos d'água encontram-se, de maneira geral, grandemente afetados pelas elevadas cargas poluidoras decorrentes, em boa parte, do lançamento de esgotos domésticos (PCJ, 2011). Segundo o Relatório de Situação dos Recursos Hídricos da bacia do Rio Piracicaba (PCJ, 2019), o Índice de Qualidade de Água (IQA) em quatro pontos de monitoramento foi classificado como ruim e em seis pontos foi classificado como péssimo. Os pontos em pior situação se concentram em grande parte nas regiões de intensa urbanização na porção média da bacia, com destaque para áreas próximas à foz dos rios Atibaia e Jaguari, e na porção mais a montante da bacia do Rio Piracicaba, que se forma pela confluência desses corpos d'água. Com base no Índice de Qualidade das Águas para fins de Abastecimento Público (IAP), um ponto de monitoramento no Rio Piracicaba, foi classificado em condição péssima e na região próxima à foz do Rio Corumbataí foi classificado em condição ruim.

Desta forma, a bacia do Rio Piracicaba requer estratégias para recuperação da disponibilidade e da qualidade da água. O PSA é uma prática já utilizada na bacia, e consiste na transferência de recursos com finalidade de contribuir para a conservação e manutenção dos recursos ambientais, como reflorestamento, redução da perda de solo, utilização de práticas conservacionistas, entre outras (Zolin et al, 2011, 2014). Os projetos de PSA aplicados à bacia do Rio Piracicaba se concentram dentro da região estratégica do SAAC, localizado nas cabeceiras do Rio Jaguari e Atibaia (Taffarello et al. 2017; ANA, 2019) onde a água é transposta para RMSP, que utiliza $33 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de água para abastecer aproximadamente 9,9 milhões de habitantes (ANA/DAEE, 2017); porém, existem outras áreas da mesma bacia em que a aplicação deste tipo de projeto seria uma ótima estratégia para o aumento da disponibilidade e

melhoria da qualidade dos recursos hídricos; no entanto, é necessário o uso de abordagens que possibilite a identificação dessas áreas com potencial para implantação desses mecanismos.

Para resolução de problemas relacionados ao uso sustentável de recursos naturais, bem como para tomada de decisões, é crucial suprir a demanda por integração de dados, bem como ter amplo conhecimento das dimensões econômicas, sociais e ambientais das áreas de estudo (Laskar, 2003). Segundo Ferraz e Vettorazzi (1998), a escolha de áreas prioritárias para conservação, normalmente, está relacionada com a modelagem cartográfica, mais especificamente com a sobreposição de planos de informação (mapas), que representam critérios/fatores utilizados em um processo de priorização. No processo de planejamento, é necessário também a participação do público, cuja contribuição pode ser usada para aumentar a legitimidade de uma decisão e facilitar a implementação, e, ainda, proporcionar maior qualidade substantiva à decisão visando um benefício social total (Nordström et al., 2010), ou seja, é desejável a combinação de opiniões pode tornar os resultados obtidos melhores estruturados, formado por um grande número de pontos de vista (Karjalainen et al., 2013).

Neste contexto, os métodos de Avaliação Multicritério (AMC) se mostram promissores quando se objetiva um processo com a participação das partes interessadas (Langemeyer et al., 2016), integrando questões das instituições governamentais, das organizações não-governamentais e das comunidades locais, por exemplo (Grošelj et al., 2016).

Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo aplicar métodos de AMC para a bacia do Rio Piracicaba com a finalidade de priorizar áreas que possuam potencial para conservação da água, áreas que possuam susceptibilidade ou problemas relacionados à erosão e produção de sedimentos, e áreas que possuam problemas relacionados à qualidade de água. Em particular, as fases específicas para o desenvolvimento do modelo são: aplicar dois métodos de análise multicritério, variando compensação e risco dentro do espaço estratégico de decisão; mapear áreas prioritárias a provimento de serviços ambientais e gerar cenários preditivos alternativos como subsídio para tomada de decisão de partes interessadas.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1. Área de estudo e classificação dos objetivos

Os resultados da Análise Multicriterial foram avaliados por sub-bacia; para tal, a bacia hidrográfica do rio Piracicaba localizada na faixa 22° 36' 53" S e 48° 19' 12" O, foi dividida em seus principais afluentes, que são os Rios Corumbataí, Jaguari, Camanducaia, Atibaia e Piracicaba, apresentando extensões territoriais de 1679, 3290, 1030, 2868 e 3700 km², respectivamente (PCJ, 2011) (Figura 10).

Dessas cinco unidades hidrográficas principais, somente a bacia do Rio Atibaia, Camanducaia e Jaguari apresentam maiores áreas no território paulista e pequena porcentagem em território mineiro.

O objetivo geral foi desmembrado em objetivos isolados para cumprir os requisitos dos métodos de AMC utilizados, e para atender esses objetivos específicos (Tabela 14) foram utilizados critérios/conjuntos de dados, formulários e fatores (mapas) com escalas diferentes.

Figura 10. Localização das sub-bacias hidrográficas do Rio Piracicaba.

Tabela 14. Objetivos específicos definidos para identificação de áreas prioritárias para o provimento de serviços ambientais.

Objetivo 1	Priorizar as áreas que possuem potencial para conservação da água (escassez, sedimentos, assoreamento, baixa infiltração e retenção de água...)
Objetivo 2	Priorizar as áreas que possuem susceptibilidade ou problemas relacionados à erosão e produção de sedimentos.
Objetivo 3	Priorizar as áreas que possuem problemas relacionados à qualidade de água (sedimentos, nutrientes...)

Os serviços ambientais são todas as atividades humanas que favorecem a conservação ou a melhoria dos ecossistemas e, como consequência, contribuem para a manutenção dos serviços ecossistêmicos fornecidos. Com isso, foram escolhidos os objetivos da Tabela 14 com intuito de melhorar o ecossistema da bacia do Rio Piracicaba, fornecendo suporte aos tomadores de decisão para busca e melhoria da sustentabilidade hídrica e redução de conflitos.

3.2.2. Análise Multicriterial: critérios e restrições

No processo de definição de áreas prioritárias para a Análise Multicriterial, são estabelecidos critérios relevantes para a tomada de decisão. Os critérios são divididos em fatores e restrições, sendo os primeiros referentes às características da paisagem e/ou processo (topográficos, climatológicos, por exemplo) que devem ser considerados no estudo, sendo as restrições aquelas responsáveis por limitar espacialmente os locais em que não são possíveis/necessárias ações (Silva et al., 2017). A definição dos fatores foi realizada por meio da consulta à especialistas e à literatura.

As restrições estabelecidas foram o limite da bacia e as classes de uso do solo (“corpos d’água”, “floresta plantada”, “formações florestais”, “formações savânicas”, e “infraestrutura urbana”). O mapa de uso e cobertura do solo utilizado neste estudo foi obtido do projeto MapBiomas (MAPBIOMAS, 2018). Foi utilizada a lógica Booleana para as restrições, em que as áreas excluídas tem o valor igual a 0 e aquelas a serem consideradas têm o valor igual a 1. Para atender cada objetivo, os fatores (Figura 11) foram ranqueados de acordo com sua relevância, sendo eles:

Escoamento superficial, escoamento lateral/subterrâneo e armazenamento de água no solo: locais com maior escoamento superficial favorecem a ocorrência de enxurradas,

processos erosivos, promovendo o carreamento de partículas que podem causar a contaminação dos recursos hídricos.

Em contraste, a infiltração de água no solo é importante para o crescimento da vegetação, para o abastecimento dos aquíferos (reservatórios de água subterrânea), para armazenar a água que mantém o fluxo nos rios durante as estiagens, para reduzir o escoamento superficial, reduzir as cheias e diminuir a erosão. Assim, locais com menor armazenamento de água no solo, menor escoamentos lateral e subterrâneo, e maior escoamento superficial apresentam maior necessidade de priorização.

Tempo de concentração: tempo de concentração é o tempo que leva para que toda a bacia considerada contribua para o escoamento superficial na seção estudada. No entanto o uso do solo pode influenciar as características naturais, ou seja, alterar as quantidades de água que escoam, infiltram e evaporam, alterando o tempo de percurso da água e o comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica (Rodrigues et al., 2013). Assim, quanto menor o tempo de concentração, maior a velocidade e o pico de escoamento da água e, conseqüentemente, maior a necessidade de priorização.

Sedimentos: a erosão do solo nas bacias de drenagem pode comprometer a qualidade da água por meio do carreamento de sedimentos para os cursos d'água, e resultar no desequilíbrio de ecossistemas e no assoreamento de rios e reservatórios. Portanto, áreas com altos valores de sedimentação correspondem a regiões mais sensíveis da bacia, em termos de escoamento superficial (Vettorazi e Valente, 2016). Os níveis mais altos de prioridade foram associados às regiões com maiores valores de sedimentação.

Proximidade ao curso d'água: a presença da vegetação na zona ripária exerce um papel importante na proteção das margens dos rios e na manutenção da qualidade da água devido a seus inúmeros benefícios ambientais, tais como a interceptação do escoamento superficial, a retenção de sedimentos e poluentes (Croke, et al., 2017; Novoa et al., 2018). Adicionalmente, a vegetação ripária reduz a velocidade de escoamento da água na superfície, e, dessa forma, favorece a infiltração e a percolação da água no perfil do solo, e a deposição de sedimentos que poderiam alcançar os corpos hídricos (Liu et al., 2008).

Em ambientes de rios perenes, esta vegetação afeta a hidrologia das cheias por meio da atenuação das ondas de inundação e redução da erosão das margens (Croke et al., 2017). Além da importância da vegetação ripária para os processos supracitados, ela também abriga substancialmente um grande número de espécies de plantas e animais terrestres, e influencia na diversidade e abundância de espécies em habitats aquáticos (Kuglerova et al., 2014). Neste contexto, a proximidade ao curso d'água apresenta relevância quanto ao planejamento da

restauração florestal, e foi considerado como um dos fatores, sendo os maiores níveis atribuídos à vegetação mais próxima dos rios.

Declividade: o relevo de uma área representa um fator extremamente importante para o entendimento e a quantificação dos processos erosivos. A declividade e o comprimento de rampa estão relacionados ao controle de erosão e podem ser utilizados em modelos e equações para a predição de perdas de solo (Lu et al., 2004).

A declividade atua sobre a energia do escoamento, de modo que, quanto maior a declividade do terreno, menor será o volume de água que se infiltrará no solo e, conseqüentemente, maior o volume e a energia associada ao escoamento, quando se considera as mesmas condições de solo (Valladares et al., 2012). Portanto, maiores declividades favorecem a ocorrência de processos erosivos, promovendo o carreamento de partículas que podem influenciar na qualidade e na quantidade dos recursos hídricos. O mapa de declividade foi gerado a partir do MDE do sensor orbital SRTM com resolução espacial de 30 m, disponibilizado pelo USGS (U.S. Geological Survey) (Farr et al., 2007).

Nitrogênio: o problema de contaminação da água fica restrito a alguns micronutrientes e, principalmente, ao nitrogênio (N). O enriquecimento excessivo das águas superficiais com nitrogênio (nitrato e amônia), leva à eutrofização dos mananciais, o que favorece a proliferação exagerada de algas e plantas aquáticas. Como consequência, pode haver redução da penetração de luz na água, alterando o ambiente subaquático. Além disso, a própria respiração e os restos de plantas e algas mortas depositados no fundo provocam a redução na disponibilidade de oxigênio, culminando na mortandade de peixes e outros organismos (Resende, 2002; Barreto et al., 2013). Portanto, áreas com maior quantidade de nitrogênio, foram priorizadas.

Proximidade a áreas de mineração: as áreas de mineração produzem diversos efeitos ambientais, hidrológicos e econômicos (desmatamento, contaminação dos recursos hídricos e do solo, degradação da paisagem, geração de resíduos e disposição inadequada de rejeitos). Esses problemas ocorrem com muita frequência, porque a mineração desenvolve-se sob o nível freático, com incidência também das águas superficiais, em maior ou menor intensidade. Por isso, há a necessidade de se drenar as águas nas áreas das minas, muitas vezes com grandes vazões, relacionadas ao desenvolvimento de extensos cones de drenagem, os quais devem ser mantidos ao longo da operação de mineração (Domingues et al., 2006; Mechi e Sanches, 2010). Com isso, áreas próximas a áreas de mineração são passíveis de provimento de serviços ambientais.

Todos esses aspectos mencionados são cruciais, como fonte de poluição difusa, para a gestão da qualidade da água. Como observado por Brooks et al. (1991), os processos hidrológicos afetam a erosão do solo, o transporte de sedimentos erodidos, a deposição de sedimentos e as características físicas, químicas e biológicas que coletivamente determinam, em parte, a qualidade das águas superficiais e subterrâneas, sendo a quantidade de sedimentos, provavelmente, o mais significativo de todos os poluentes em termos de sua concentração na água, seus impactos no uso da água e seus efeitos no transporte de outros poluentes.

Todos os mapas dos critérios são dados cartográficos de resolução espacial de 30 m e foram obtidos por meio dos dados de saída (*output*) do modelo SWAT, exceto os fatores de proximidade e declividade, que foram extraídos a partir do mapa de uso do solo e do MDE.

Para o Objetivo 1, foram utilizados os fatores de escoamento superficial, armazenamento de água no solo, escoamento lateral e subterrâneo, tempo de concentração e a proximidade aos cursos d'água; para o Objetivo 2 foram utilizados os sedimentos, declividade, o escoamento superficial e a proximidade aos cursos d'água; no Objetivo 3 foram utilizados os fatores de nitrogênio, os sedimentos, o escoamento superficial e a proximidade a áreas de mineração.

Antes da normalização, o mapa de sedimentos foi reclassificado em cinco classes de perda de solo de acordo com o proposto por Beskow et al., (2009) e o mapa de declividade foi reclassificado de acordo com o Código Florestal (Lei nº 12.651 de 2012) (BRASIL, 2012), no qual as áreas de encostas ou partes dessas com declividade superior a 45° são consideradas Área de Preservação Permanente (APP) e neste trabalho foram consideradas áreas altamente prioritárias.

Os mapas dos fatores foram normalizados para uma escala de 0 - 255, na qual o valor 0 indica que não é adequado e 255 é perfeitamente adequado (Figura 12). A normalização dos mapas dos fatores e restrições foi realizada em ambiente SIG (Sistema de Informação Geográfica) (Idrisi 17.0 – The Selva Edition). Para a padronização de dados quantitativos de imagens fatoriais foi utilizado o módulo FUZZY. Para proximidade a corpos d'água, proximidade a áreas de mineração, armazenamento de água no solo, escoamento lateral/subterrâneo e tempo de concentração foi utilizada uma função de associação linear decrescente, enquanto que para declividade, escoamento superficial, sedimentos e nitrogênio foi utilizada uma função linear crescente.

Figura 11. Características e fatores selecionados para a Análise Multicritério: uso do solo (A), drenagem (B), escoamento superficial (C), armazenamento de água no solo (D), escoamento lateral e subterrâneo (E), tempo de concentração (F), declividade (G), perda de solo (H) e nitrogênio (I).

Figura 12. Fatores normalizados por uma escala contínua comum de 0 a 255 bytes: escoamento superficial (A), armazenamento de água no solo (B), escoamento lateral e subterrâneo (C), tempo de concentração (D), proximidade aos cursos d'água (E), perda de solo (F), declividade (G), nitrogênio (H) e proximidade a áreas de mineração (I).

3.2.3. Matriz de comparação pareada: Analytic Hierarchy Process

O método Analytic Hierarchy Process (AHP) foi desenvolvido por Tomas L. Saaty no início da década de 70 (Saaty, 1980). Este método é muito utilizado e reconhecido, no que diz respeito à tomada de decisão em problemas com vários critérios. O método AHP consiste na comparação pareada dos fatores com base em uma escala contínua, na qual “1” tem igual importância, valores acima tem maior grau de importância e valores abaixo menor grau de importância (Figura 13). A matriz é simétrica, sendo assim necessário somente o preenchimento de uma das suas duas partes triangulares.

Foram consultados 15 especialistas relacionados às seguintes áreas: Hidrologia, Irrigação, Manejo e Conservação do Solo, e Geoprocessamento. Por meio da exposição de um formulário elaborado com o resumo do projeto e os mapas com as características da área (https://docs.google.com/forms/d/e/1FAIpQLSe20yhmNnwaO2loC6g9MIic9hkf4JCTk-IFKF62lr0liV9z7Q/viewform?usp=sf_link), os especialistas definiram o ranking dos critérios pré-estabelecidos e analisaram a importância dos fatores quando pareados seguindo a escala da Figura 13. O julgamento reflete as respostas de duas perguntas: qual dos dois elementos é mais importante com respeito a um critério de nível superior, e com que intensidade, usando a escala da Figura 13.

Figura 13. Escala contínua para elaboração da matriz de comparação pareada.

Após o julgamento foi preenchida a matriz de comparação pareada que foi elaborada para encontrar os pesos fatoriais, por meio do método AHP, considerando o grau de importância de cada fator (Tabela 16), ou seja, cada julgamento da matriz deve refletir quantas vezes determinado critério é mais importante que o outro com o qual está sendo comparado, ou seja, o decisor deverá definir qual dos dois critérios é dominante e qual a intensidade dessa dominância, conforme escala fundamental (Saaty, 1980).

A matriz de julgamento possui as seguintes características, conforme Saaty (1980): $a_{ij} > 0$, a matriz de julgamento é positiva; $a_{ij} = 1$, para $i = j$, uma vez que é indiferente a preferência de um decisor quando comparado um elemento a ele mesmo; $a_{ij} = 1 / a_{ji}$, para $i, j = 1, 2, \dots, n$, ou seja, a comparação entre os elementos de um mesmo nível hierárquico deve ser recíproca; $a_{ij} = a_{ik} \cdot a_{kj}$, para $i, j, k = 1, 2, \dots, n$, se a regra de transitividade é satisfeita, então a matriz é consistente. Se apenas uma relação de ambas não for satisfeita, a matriz é inconsistente. Note-se que a diagonal da matriz é toda unitária, afinal cada atributo comparado a ele próprio é igual à unidade.

$$A = [a_{ij}] \begin{bmatrix} 1 & a_{12} & \cdots & a_{1n} \\ 1/a_{21} & 1 & \cdots & a_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 1/a_{n1} & 1/a_{n2} & \cdots & 1 \end{bmatrix}$$

Em seguida, as matrizes passaram por um processo de normalização prévia para realização do cálculo de prioridades médias locais e globais, ou seja, o peso/prioridade associada a cada alternativa em relação ao objetivo principal.

Para a aplicação eficaz do método, a Relação de Consistência (RC) das respostas dos especialistas devem ser consideradas. Uma forma de se mensurar a intensidade ou grau de consistência em uma matriz de julgamentos paritários é avaliar o quanto o maior auto-valor desta matriz se afasta da ordem da matriz. Saaty (1990) propõe a seguinte equação para o cálculo do Índice de Consistência (IC).

$$IC = \frac{|\lambda_{\max} - N|}{N-1} \quad (3)$$

Em que N e $\lambda_{\max}$ representam, respectivamente, a ordem e o maior autovalor da matriz de julgamentos paritários.

Se “A” é considerada como uma matriz de consistência, as relações entre os pesos “W” e os julgamentos a_{ij} são identificados por $W_i/W_j = a_{ij}$ (para $i, j = 1, 2, \dots, n$). O autovetor dá a ordem de prioridade e o autovalor é a medida de consistência do julgamento. O método da análise hierárquica busca o autovalor máximo, $\lambda_{\max}$, que pode ser calculado pela multiplicação da matriz de julgamentos “A” pelo vetor coluna de prioridades computado w , seguido da divisão desse novo vetor encontrado, Aw , pelo primeiro vetor w , chegando-se ao valor de $\lambda_{\max}$.

$$\lambda_{\max} = \sum_{j=1}^n a_{ij} \frac{w_j}{w_i} \quad (4)$$

Saaty (2000) propôs o uso da Razão de Consistência (RC), que permite avaliar a inconsistência em função da ordem da matriz de julgamentos, na qual a condição de consistência dos julgamentos é $RC \leq 0,10$; neste caso há consistência para prosseguir utilizando o método. Caso contrário, recomenda-se refazer os procedimentos (reorganizar os critérios) até que a consistência aumente.

$$RC = \frac{IC}{IR} \quad (5)$$

Em que IR é o Índice Randômico de uma matriz recíproca gerada randomicamente, e varia de acordo com a ordem de matriz, de acordo com a Tabela 15.

Tabela 15. Valores do índice randômico em função da ordem da matriz

N	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
IR	0,00	0,00	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49	1,51	1,48	1,56	1,57	1,59

Fonte: Saaty (1991).

3.2.4. Agregação dos critérios

3.2.4.1. Combinação Linear Ponderada

No método da Combinação Linear Ponderada (WLC), os fatores são normalizados para uma escala numérica comum, são atribuídos os pesos e são combinados por meio de uma média ponderada (Voogd, 1983). A WLC consiste na padronização dos fatores para uma escala numérica comum, a partir da atribuição de pesos de importância relativa aos mapas de adequação. Em seguida, os mapas e os pesos são combinados por meio de média ponderada para obter uma pontuação geral (Yalcin, 2008).

3.2.4.2. Ordered Weighted Averaging

O Ordered Weighted Averaging (OWA) é um dos métodos de combinação multicritério (Yager, 1988), no qual a alteração dos critérios e parâmetros pode gerar diferentes mapas e cenários (Firozjaei et al., 2018). Neste método, a tomada de decisão é baseada em um espaço estratégico (Figura 14), considerando o operador de interseção (AND) de menor risco e união (OR) de maior risco (Borouhaki, & Malczewski, 2008), ou seja, controla a posição da análise multicritério nos eixos de risco e compensação. Neste sentido, é possível controlar o nível de risco a ser assumido na Análise Multicritério e o grau de ponderação dos fatores que influenciará no mapa final.

Figura 14. Espaço estratégico para a tomada de decisão.

No método OWA, o controle sobre o risco e compensação é possível por meio de um conjunto de pesos ordenados para diferentes posições, ranqueados, de fatores a cada localização. Os parâmetros de risco e compensação podem ser calculados pelas seguintes equações (Malczewski1999):

$$\text{RISCO} = \frac{1}{n-1} \sum [(n-1)W_i] \quad (6)$$

$$\text{COMPENSAÇÃO} = 1 - \sqrt{\frac{\sum (W_i - 1/n)^2}{n-1}} \quad (7)$$

Por fim, os mapas de prioridade foram reclassificados em cinco classes de prioridades: muito baixa, baixa, média, alta e muito alta, de acordo com o histograma de frequência, considerando o intervalo dos valores dos pixels de cada mapa em uma divisão de intervalos iguais dentro da escala de 0 a 255 bytes.

Tabela 17. Ordem e pesos atribuídos aos sete conjuntos de soluções para tomada de decisão.

Critério	Rank	OWA1	OWA2	OWA3	OWA4	WLC
Objetivo 1						
Esc. superficial	1	0,3928	0,0435	0,30	0,12	0.20
Arm. de água no solo	2	0,2824	0,1009	0,15	0,20	0.20
Tempo de concentração	3	0,1804	0,1804	0,10	0,36	0.20
Esc. lateral e subterrâneo	4	0,1009	0,2824	0,15	0,20	0.20
Prox. aos cursos d'água	5	0,0435	0,3928	0,30	0,12	0.20
Risco		0,7200	0,2800	0,50	0,50	0.50
Compensação		0.6864	0,6864	0,7908	0,7809	1,00
Objetivo 2						
Perda de solo	1	0,4256	0,0436	0,35	0,15	0.25
Declividade	2	0,3312	0,1996	0,15	0,35	0.25
Esc. superficial	3	0,1996	0,3312	0,15	0,35	0.25
Prox. aos cursos d'água	4	0,0436	0,4256	0,35	0,15	0.25
Risco		0,7129	0,2871	0,50	0,50	0.50
Compensação		0.6682	0,6682	0,7691	0,7691	1,00
Objetivo 3						
Concentração de nitrogênio	1	0,4256	0,0436	0,35	0,15	0.25
Perda de solo	2	0,3312	0,1996	0,15	0,35	0.25
Esc. superficial	3	0,1996	0,3312	0,15	0,35	0.25
Prox. a áreas de mineração	4	0,0436	0,4256	0,35	0,15	0.25
Risco		0,7129	0,2871	0,50	0,50	0.50
Compensação		0.6682	0,6682	0,7691	0,7691	1,00

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os fatores pareados, com seus respectivos graus de importância, julgados pelos especialistas, estão apresentados na Tabela 16. Com relação aos pesos atribuídos aos fatores, para o Objetivo 1 o escoamento superficial obteve o maior peso, seguido pelo armazenamento de água no solo, escoamento lateral e subterrâneo, tempo de concentração e proximidade aos cursos d'água. Para o Objetivo 2 o fator perda de solo teve maior peso, seguido de escoamento

superficial, declividade e proximidade aos cursos d'água. Já para o Objetivo 3, o nitrogênio recebeu quase 50% do peso total, seguido de escoamento superficial, perda de solo e proximidade a áreas de mineração.

A relação de consistência (RC) das respostas obtidas foi menor do que 0.10 (Tabela 16), o que indica uma consistência aceitável, de acordo com o critério proposto por Saaty (2000). As áreas de restrições corresponderam a 23,99 % da área total da bacia, sendo as sub-bacias que mais contribuíram restritivamente foram as sub-bacias do Rio Atibaia, Jaguari e Piracicaba, com áreas correspondentes a 1023,07 km², 798,79 km² e 714,10 km², respectivamente (Tabela 18).

Tabela 18. Áreas com e sem restrição para as sub-bacias do Rio Piracicaba

Bacia	Área total (km ²)	Área sem restrição(km ²)	Área com restrição (km ²)
Piracicaba	3703,47	2989,36	714,10
Corumbataí	1713,66	1412,33	301,34
Camanducaia	1039,37	856,66	182,71
Atibaia	2839,34	1816,27	1023,07
Jaguari	3291,36	2492,57	798,79
Total	12587,21	9567,19	3020,02

Os mapas de áreas prioritárias, obtidos por meio da agregação dos mapas de critérios, pelos métodos WLC, OWA1, OWA2, OWA3 e OWA4 para os respectivos objetivos, podem ser visualizados nas Figuras 15, 16 e 17, enquanto que a porcentagem de área de cada classe de prioridade, para as sub-bacias e métodos aplicados, são apresentados nas Figuras 18, 19 e 20.

Observando-se as Figuras 15, 16 e 17, as áreas priorizadas foram semelhantes para os métodos WLC, OWA1 e OWA4 dentro de cada objetivo estudado, enquanto que os métodos OWA2 e OWA3 priorizaram maior porcentagem de área.

Quando se considera um cenário de risco médio ($R=0,5$) e compensação máxima ($T=1$), o método WLC é aplicado (Tabela 17), e desta maneira, a prioridade é refletida somente pela influência do fator peso e da importância atribuída aos fatores. No método WLC para o Objetivo 1, a maioria das áreas foram classificadas como de baixa prioridade a conservação da água (Figura 15 e 18). Porém, WLC também apresentou áreas com alta prioridade, com 5,59% da área para sub-bacia Piracicaba (Figura 18A), 2,55% para Corumbataí (Figura 18B), 1,89% para Camanducaia (Figura 18C), 11,64% para Atibaia (Figura 18D) e 2,70% para Jaguari (Figura 18E).

Na priorização de áreas que possuem susceptibilidade ou problemas relacionados à erosão e à produção de sedimentos (Objetivo 2), o método WLC apresentou áreas com alta

prioridade, correspondendo a 3,05 % da área total sem restrição da sub-bacia do Rio Piracicaba (Figura 19A), 5,51% da bacia do Rio Corumbataí (Figura 19B), 3,37% da bacia Camanducaia (Figura 19C), 6,29% para Atibaia (Figura 19D) e 0,94% para Jaguari (Figura 19E).

Figura 15. Áreas prioritárias com potencial para conservação da água na bacia do Rio Piracicaba (Objetivo 1), obtidas pelos métodos WLC, OWA1, OWA2, OWA3 e OWA4. (OWA1 - Baixo risco; OWA1 - Alto risco; OWA3/OWA4 - Risco médio)

Figura 16. Áreas prioritárias com susceptibilidade ou problemas relacionados à erosão e à produção de sedimentos na bacia do Rio Piracicaba (Objetivo 2), obtidas pelos métodos WLC, OWA1, OWA2, OWA3 e OWA4. (OWA1 - Baixo risco; OWA1 - Alto risco; OWA3/OWA4 - Risco médio)

Figura 17. Áreas prioritárias que possam problemas relacionados à qualidade de água na bacia do Rio Piracicaba (Objetivo 3), obtidas pelos métodos WLC, OWA1, OWA2, OWA3 e OWA4. (OWA1 - Baixo risco; OWA1 - Alto risco; OWA3/OWA4 - Risco médio)

Figura 18. Porcentagem das classes de prioridade em áreas com potencial para conservação da água (Objetivo 1) na sub-bacia do Rio Piracicaba (A), Corumbataí (B), Camanducaia (C), Atibaia (D) e Jaguari (E). (OWA1 - Baixo risco; OWA1 - Alto risco; OWA3/OWA4 - Risco médio)

O método WLC aplicado para identificar áreas que possuam problemas relacionados à qualidade de água (Objetivo 3), apresentou uma porcentagem de área com alta prioridade correspondente a 9,72% para sub-bacia do rio Piracicaba (Figura 20A), 16,23% para a do Corumbataí (Figura B), 6,60% para a do Camanducaia (Figura 20C), 3,58% para a do Atibaia (Figura 20D) e 2,87 % para a do Rio Jaguari.

As áreas classificadas como de muito alta prioridade pelo método WLC, para todos os objetivos foram consideradas como nulas pois apresentaram apenas 0,02% para as sub-bacias analisadas.

Figura 19. Porcentagem das classes de prioridade em áreas com susceptibilidade ou problemas relacionados à erosão e à produção de sedimentos (Objetivo 2) na sub-bacia dos Rios Piracicaba (A), Corumbataí (B), Camanducaia (C), Atibaia (D) e Jaguari (E). (OWA1 - Baixo risco; OWA1 - Alto risco; OWA3/OWA4 - Risco médio)

Figura 20. Porcentagem das classes de prioridade em áreas que possuem problemas relacionados à qualidade de água (Objetivo 3) na sub-bacia dos Rios Piracicaba (A), Corumbataí (B), Camanducaia (C), Atibaia (D) e Jaguari (E). (OWA1 - Baixo risco; OWA1 - Alto risco; OWA3/OWA4 - Risco médio)

O método OWA1 considera de médio a baixo risco e compensação parcial. Para o Objetivo 1, o risco foi de 0,72 e compensação de 0,6864; já para o Objetivo 2 e 3 o risco foi de 0,7129 e a compensação de 0,6682 (Tabela 17).

O OWA1 foi o método que menos resultou em áreas com alta prioridade para os três objetivos analisados, sendo que para o Objetivo 2, não houve áreas classificadas como de muito

alta prioridade e as áreas com alta prioridade ocorreram somente para a sub-bacia do Corumbataí e Camanducaia, com porcentagens de área correspondentes a 0,04 e 0,30%, respectivamente (Figura 19B e C). Para definição de áreas dentro do Objetivo 1, as porcentagens de áreas com alta prioridade variaram em aproximadamente 2%, exceto a bacia do rio Atibaia que priorizou uma área equivalente a 8,58% (Figura 18D). Já classes de muita alta prioridade foram encontradas somente para as bacias do Camanducaia e do Atibaia, não ultrapassando área equivalente a 0,12% (Figura 18C e D).

Para o Objetivo 3, o método OWA1 não identificou áreas como de muita alta prioridade; no entanto, para classe de alta prioridade a bacia que mais demonstrou áreas com potencial a problemas relacionados à qualidade da água foi a bacia do rio Corumbataí, priorizando 6,36% da área (Figura 20B).

O método OWA2 que considera de médio a alto risco e compensação parcial, não apresentou uma boa solução para os Objetivos 1 e 3 em relação a tomada de decisão e definição de áreas prioritárias, com potencial para introdução de PSA, nas bacias estudadas. Nota-se que em algumas bacias, a classe de alta prioridade foi superior a 40% da área (Figura 18 e 20).

Em contraste, para o Objetivo 2, o método OWA2 foi o que mais priorizou áreas em relação aos outros métodos e mostrou-se uma boa ferramenta para identificação de áreas prioritárias com susceptibilidade ou problemas relacionados à erosão e à produção de sedimentos. Foram classificadas 8,72%, 8,11%, 5,44%, 5,26% e 3,11% das áreas respectivamente para as sub-bacias do Rio Piracicaba, Corumbataí, Camanducaia, Atibaia e Jaguari como alta prioridade (Figura 19). Já para a classe de muito alta prioridade, as bacias do Rio Corumbataí e Atibaia foram as que mais apresentaram porcentagem de área com potencial para conservação do solo, sendo 4,66% e 5,23%, respectivamente (Figura 19B e D).

Na identificação de áreas com potencial para conservação da água (Objetivo 1), o método OWA3 foi o que mais priorizou quantidades de área, chegando a 13,79% para bacia do rio Corumbataí na classe alta prioridade (Figura 18B). Já o método OWA4 para o mesmo objetivo, apresentou porcentagens de área e distribuição espacial muito semelhantes ao método OWA1 para classe de alta prioridade (Figuras 15B e E).

No que diz respeito ao Objetivo 3, o método OWA4 foi o que mais priorizou quantidades de área, chegando a 17,38%, também para a bacia do rio Corumbataí na classe de alta prioridade (Figura 20B).

Analisando-se as características ambientais das áreas com alta e muito alta prioridade para conservação da água, os métodos WLC e OWA4 identificaram áreas prioritárias principalmente em locais onde o uso do solo são mosaicos de agricultura e pastagem, 83,80% e 77,8%,

respectivamente. Já para a classe alta e muito alta do método OWA1, priorizou em média 84,3% para mosaicos de pastagem e agricultura. Nos métodos OWA2 e OWA3, além das áreas de agricultura e pastagem, também foram priorizadas plantações de cana-de-açúcar (Figura 21A).

Com relação ao escoamento superficial (Figura 21B), todos os métodos priorizaram áreas com valores superiores a 351 mm, com exceção do método OWA2 que apresentou distribuição dentro de todas as classes de escoamento superficial, ou seja, não priorizou somente áreas com altas lâminas de escoamento. Isso se deve ao fato de o método considerar alto risco e compensação parcial, fazendo com que o fator escoamento superficial, apesar de ser o fator mais importante, receber o menor peso.

Foi definido que áreas com menor armazenamento de água no solo deveriam ser consideradas para priorizar áreas com potencial para conservação da água. Diante disso, o método OWA2 para a classe de alta prioridade, não obedeceu ao critério e priorizou maiores porcentagens de áreas com armazenamentos superiores a 271 mm (Figura 21C). De acordo com os critérios utilizados, também foi definido que áreas com menor tempo de concentração, menor contribuição lateral e subterrânea e próximas aos cursos d'água fossem priorizadas para atender o Objetivo 1; portanto, de acordo com as Figuras 21D, E e F, todos os métodos analisados priorizaram tempos de concentração inferiores a 1,05h, contribuições subsuperficiais menores que 1000 mm e porcentagens médias de área correspondentes a 22,99%, 21,64%, 28,10%, 19,44% e 8,14%, respectivamente, para distâncias de até 200 m, 500m, 1000m, 2000m e superior a 2000m dos cursos d'água.

Dentre os métodos utilizados, todos apresentam uma boa solução estratégica para definição de áreas prioritárias ao provimento de pagamentos por serviços ambientais, priorizando áreas com potencial para conservação da água, exceto o método OWA2 que não considera os critérios pré-estabelecidos de escoamento superficial e armazenamento de água no solo.

Analisando as características ambientais das áreas com alta e muito alta prioridade, a susceptibilidade ou os problemas relacionados à erosão e à produção de sedimentos (Objetivo 2), todos os métodos identificaram áreas prioritárias principalmente em locais onde o uso do solo é pastagem e agricultura (Figura 22A).

Figura 21. Características ambientais de uso solo (A), escoamento superficial (B), armazenamento de água no solo (C), tempo de concentração (D), escoamento lateral e subterrâneo (E) e proximidade aos cursos d'água (F), relacionadas às classes de alta e muito alta prioridade para áreas que possam potencial para conservação da água, pelos métodos de AMC aplicados à bacia do Rio Piracicaba. (OWA1 - Baixo risco; OWA1 - Alto risco; OWA3/OWA4 - Risco médio)

Em todos os métodos que apresentaram áreas com a classe de muito alta prioridade, priorizou-se em média 99,88% de regiões com perda de solo muito alta. Considerando a classe de alta prioridade e os métodos WLC, OWA1, OW3 e OWA4, essa média é equivalente a 99,23%. No método OWA2, para a classe de alta prioridade, identificou-se áreas com alta e muito alta perda de solo, sendo 62,28% e 36,84%, respectivamente (Figura 22B).

Com relação ao fator declividade (Figura 22C), com exceção do método OWA1, todos apresentaram áreas prioritárias nas três classes de declividade. Nos métodos WLC, OWA3 e OWA4, 100% das áreas acima de 20% de declividade foram priorizadas para a classe de muito alta prioridade. Já na classe de alta prioridade para os mesmos métodos, a média de área priorizada com declividade acima de 20% foi de 42,06% do total da área. As faixas de declividade de 11 a 20% e superior a 20% somaram uma área equivalente a 48,9% para a classe de alta prioridade e 73,36% para a classe de muito alta prioridade.

Foi pré-estabelecido que áreas com alto escoamento superficial fossem consideradas para identificar áreas com susceptibilidade a produção de sedimentos. No entanto, observando-se a Figura 22D, em todos os métodos analisados, foram priorizadas áreas com lâminas de escoamento superior a 351 mm. Já no que diz respeito ao fator proximidade dos cursos d'água (Figura 22E), a distribuição de áreas priorizadas foram encontradas, com maior frequência, distante dos cursos d'água (distâncias superiores a 1000m). Esse resultado pode ser explicado pelo fato do fator em questão ser o menos importante dentro do rank e receber menores pesos nos métodos WLC, OWA1 e OWA4. Quando esse fator recebe altos pesos nos métodos OWA2 e OWA3, as áreas próximas aos cursos d'água estão associados à prioridade de média e baixa.

Dentre os métodos utilizados, todos apresentam uma boa solução estratégica para definição de áreas prioritárias ao provimento de pagamentos por serviços ambientais, priorizando áreas com susceptibilidade ou problemas relacionados à erosão e produção de sedimentos, exceto o método OWA1 que identificou uma área correspondente a 3,13 km², sendo que somente a soma das áreas com classes de perda de solo alta e muito alta é de 881,12 km². Apesar do método OWA1 considerar risco baixo, ou seja, atribuição do maior peso ao fator mais importante (perda de solo), os demais fatores também foram ponderados, fazendo com que os pixels das áreas com alta perda de solo não fossem priorizados.

Figura 22. Características ambientais de uso do solo (A), perda de solo (B), declividade (C), escoamento superficial (D) e proximidade aos cursos d'água (E), relacionadas às classes de alta e muito alta prioridade para áreas que possuam susceptibilidade ou problemas relacionados à erosão e à produção de sedimentos, pelos métodos de AMC aplicados à bacia do Rio Piracicaba. (OWA1 - Baixo risco; OWA1 - Alto risco; OWA3/OWA4 - Risco médio)

O método OWA2 não revelou ser uma boa solução para identificação de áreas com problemas relacionados à qualidade da água (Objetivo 3), sendo que o mesmo priorizou áreas com perda de solo de muito baixa a moderada, com baixo escoamento superficial e distante de áreas com atividades de mineração (Figura 23C, D e E).

Figura 23. Características ambientais de uso do solo (A), nitrogênio (B), perda de solo (C), escoamento superficial (D) e proximidade às áreas de mineração (E), relacionadas às classes de alta e muito alta prioridade para áreas que possam apresentar problemas relacionados à qualidade de água, pelos métodos de AMC aplicados à bacia do Rio Piracicaba. (OWA1 - Baixo risco; OWA1 - Alto risco; OWA3/OWA4 - Risco médio)

Todos os métodos identificaram áreas com mosaicos de agricultura com pastagem como prioritárias para o Objetivo 3. O fator nitrogênio foi o mais importante dentro do ranking, e mesmo nos métodos nos quais ele recebe baixo peso (OWA2 e OWA4), áreas onde há alta concentração desse nutriente foram priorizadas (Figura 23B).

Os métodos WLC, OWA1, OWA3 e OWA4 identificaram áreas com altas perdas de solo e escoamento superficial (Figura 23C e D). Em contraste, as áreas próximas a mineração não foram

priorizadas em nenhum dos métodos, ou seja, áreas com alta e muito alta prioridade foram encontradas a distâncias superiores a 2000m das áreas de mineração (Figura 23E).

De acordo com a distribuição espacial (Figuras 15, 16 e 17) e as porcentagens de áreas priorizadas, as sub-bacias que necessitam de maior atenção com relação a conservação da água e do solo são as bacias dos rios Piracicaba, Corumbataí e Atibaia. Dentre todas, a bacia do Rio Jaguari foi a que menos apresentou áreas prioritárias para os três objetivos estudados, podendo esse resultado ser reflexo dos programas de PSA já implantados na cabeceira da bacia (Richards et al, 2015; Tafarello et al, 2016). O plano atual (2010-2020) das bacias Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ, 2011), elaborou um relatório com o objetivo de compatibilizar a oferta e demanda de água, em quantidade e qualidade. Este relatório apresenta áreas críticas relacionadas a disponibilidade e a qualidade da água. De acordo com os dados de quantidade, os métodos WLC e OWA3 corroboraram com algumas áreas apresentadas no relatório, principalmente na sub-bacia do Rio Corumbataí e Piracicaba. Com relação aos dados de qualidade, o relatório apresenta áreas críticas principalmente na foz do Rio Atibaia, na bacia do Piracicaba e Corumbataí, devido à alta densidade urbana e consequentemente populacional; com isso os métodos WLC, OWA3 e OWA4 também prioriza uma grande porcentagem de área nessas mesmas bacias. Já o mapa de susceptibilidade a erosão apresentado no relatório apresenta áreas em comum com o que está priorizado no método OWA2.

A principal diferença entre os métodos WLC e OWA é que no primeiro método não há controle sobre as influências de cada fator no processo de tomada de decisão como é feito no método OWA, o que pode direcionar a espacialização das áreas prioritárias. Mesmo sob essas condições, o WLC é considerado um método robusto e, entre aqueles que não incluem a compensação de fatores (Malczewski, 2000), é frequentemente usado para diferentes aplicações, como recuperação florestal (Vettorazzi e Valente, 2016; Silva et al, 2016; Valente et al, 2017; Almeida et al, 2019; Almeida et al, 2020), adequação do uso do solo (Romano et al, 2015), susceptibilidade à erosão (Ghosh e Lepcha, 2019; Sujatha e Sridhar, 2019) e serviços ecossistêmicos (Comino et al, 2018).

Usando a abordagem OWA, os pesos dos fatores podem ser alterados. É possível produzir uma gama quase infinita de soluções possíveis para um problema, para que os tomadores de decisão e administradores possam escolher uma solução de alto ou de baixo risco para a identificação de áreas (Drobne e Lisec, 2009).

O OWA já foi aplicado em muitos outros estudos que certificam sua confiabilidade, como a análise de adequação do uso do solo (Valente e Vettorazzi, 2005, 2008; Ferretti e Pomarico, 2013;

Romano et al, 2015; Vettorazi e Valente, 2016), avaliação de perigos (Tang et al., 2018; Xiao et al., 2017, 2018) e equilíbrio de serviços do ecossistema (Zhang et al., 2015; Qin et al, 2019).

Ghosh e Lepcha (2019) utilizaram o método WLC para análise do potencial de susceptibilidade à erosão do solo no distrito de Malda (Índia) e dentre os oito critérios utilizados, 3 eram geomorfológicos (elevação, declividade e aspecto), que por isso receberam maiores pesos. Já o fator proximidade aos cursos d'água foi o fator para o qual foi atribuído o menor peso. O método WLC apresentou uma ótima acurácia e capacidade de identificação de áreas com susceptibilidade à erosão, sendo que os resultados obtidos certamente ajudariam o governo local a tomar medidas adequadas de controle de erosão nas áreas severamente afetadas. Também na Índia, Sujatha e Sridhar (2019) geraram um mapa de susceptibilidade à erosão utilizando o método WLC; os fatores relacionados ao relevo receberam maiores pesos e o mapa de erosão apresentou 6% da bacia com alta susceptibilidade.

Silva et al. (2016) também utilizaram o método WLC na priorização de áreas para conservação florestal visando a manutenção dos recursos hídricos, e verificaram que o método permite que a priorização de áreas para conservação florestal nas bacias hidrográficas promova uma direção apropriada para ações de conservação.

Analizando o método OWA é possível perceber que, quanto maior o risco maior a frequência de áreas dentro das classes de alta prioridade. Nesse trabalho o método OWA2, quando comparado aos outros, priorizou maior porcentagem de área nos três objetivos estudados.

Cao et al. (2019) avaliaram o risco na simulação de vários cenários para probabilidade de risco ecológico da paisagem, visando facilitar diferentes preferências de tomada de decisão e encontraram maior probabilidade de risco ecológico no método que considerou maior risco. Mesmo resultado foi encontrado nos trabalhos de Romano et al, (2015); Vettorazzi e Valente (2016); Ferretti e Pomarico, (2013); Xiao et al, (2017, 2018).

Vettorazzi e Valente (2016) utilizaram os métodos WLC e OWA com baixo e alto risco, próximos aos riscos e compensações utilizadas nesse trabalho. Os autores obtiveram melhor solução para o método OWA com baixo risco, no qual 10% da área da bacia foi classificada como de alta prioridade e 9% como de muito alta prioridade para restauração florestal, visando a conservação dos recursos hídricos na bacia do Rio Corumbataí. Dentre os fatores utilizados pelos autores estão a erosividade, a erodibilidade e a proximidade aos cursos d'água, demonstrando assim que o método aplicado prioriza áreas com susceptibilidade a erosão próxima aos rios. Contudo, o método OWA com baixo risco priorizou áreas ao norte e a oeste da bacia do Rio Corumbataí, corroborando com os mapas de prioridade do Objetivo 2 deste trabalho, que concentra áreas prioritárias principalmente na região norte da bacia supracitada.

Silva et al. (2016), testando a correlação entre o mapa de prioridades e os mapas de critérios, verificou que os critérios que recebem menor peso quase não são encontrados nas áreas priorizadas. O mesmo ocorre nos três objetivos analisados para todos os métodos, mostrando que os critérios de proximidade aos cursos d'água e de áreas de mineração são encontrados com menor frequência nas áreas priorizadas.

Em uma análise de predição de como será a dinâmica do uso e a cobertura do solo para os anos de 2020, 2030, 2040 e 2050, Kundu et al. (2017) verificaram que as áreas florestadas serão convertidas em áreas de agricultura e que essas se tornarão áreas prioritárias ameaçadas e que necessitarão de gestão e conservação no futuro. Nesse sentido, o presente trabalho corrobora com os referidos autores, uma vez que prioriza as áreas agrícolas no que diz respeito a problemas com susceptibilidade à erosão, qualidade e quantidade de água.

A aplicação dos métodos de AMC não indicaram uma única solução ótima, e sim, pontos relevantes associados à flexibilidade de ponderação da abordagem OWA e WLC. A identificação de áreas potenciais para introdução de projetos de Serviços Ambientais se mostrou eficiente e se for aplicada pode fornecer serviços de regulação do fluxo da água e controle da erosão, serviços de provisão relacionados a quantidade e à qualidade da água e, conseqüentemente, pode fornecer serviços culturais e de suporte de maneira indireta e em longo prazo, como formação de solo e *habitats*, ciclo de nutrientes, produção de oxigênio, entre outros.

Francesconi et al. (2016) realizaram um estudo de revisão sobre o uso do modelo SWAT e de seus outputs para modelar serviços ecossistêmicos, e concluíram que, ao fornecer respostas para perguntas sobre gerenciamento de recursos naturais, o SWAT é capaz de avaliar o desempenho dos Serviços Ecossistêmicos. Dentre os 37 artigos analisados na revisão, a maioria fornecia serviços de provisão, regulação e suporte para a qualidade de água, produção de sedimentos e principalmente quantidade de água. Para alcançar esses objetivos os trabalhos usaram em maior frequência dados de saída do modelo SWAT como rendimento de água, evapotranspiração, escoamento superficial, produção de sedimentos e principalmente vazão dos cursos d'água.

A definição de áreas prioritárias por meio da AMC para bacia hidrográfica do Rio Piracicaba representa uma ferramenta relevante, na qual se pode prever diversos cenários e, assim, auxiliar os tomadores de decisão no planejamento e na definição de estratégias para implantação de projetos de PSA, bem como a mitigação de danos ambientais na bacia. Além disso, Comino et al. (2014) comprovam que a utilização das informações resultantes da AMC é uma ótima ferramenta para avaliação econômica dos serviços ecossistêmicos, por fornecer orientação no

entendimento das preferências dos tomadores de decisão e do valor relativo que as gerações atuais atribuem aos serviços ecossistêmicos.

3.4. CONCLUSÕES

Os dados de saída do modelo SWAT podem ser utilizados como fatores integrados na AMC para identificar áreas prioritárias a provimento de Serviços Ambientais e outros interesses relacionados ao uso, gestão e conservação da água.

O método OWA2, que considera de médio a alto risco, não se mostrou uma boa solução ao priorizar áreas que possuam potencial para conservação da água e áreas que possuam problemas relacionados à qualidade de água, pois não atendeu os requisitos dentro de cada critério utilizado. Já o método OWA1, que considera de médio a baixo risco, não identificou áreas com susceptibilidade ou problemas relacionados à erosão e a produção de sedimentos.

Os demais métodos de AMC identificaram com sucesso áreas potenciais para provimento de Serviços Ambientais dentro de cada objetivo, possibilitando assim, uma solução viável para a manutenção da qualidade e da disponibilidade de água para bacia em estudo. A aplicação dos métodos OWA e WLC permitiu a geração de cenários preditivos, que podem auxiliar os gestores ao considerar o risco assumido e a compensação entre os fatores.

A implantação de Serviços Ambientais em áreas que foram classificadas como de alta e muito alta prioridade podem beneficiar o ecossistema, fornecendo regulação do fluxo da água, controle da erosão, melhoria na quantidade e qualidade da água; pode também ser suporte como fonte de alimentos e matéria prima. De maneira indireta e em longo prazo essas áreas podem contribuir com a formação de solo e habitats, ciclo de nutrientes e produção de oxigênio, e também podem fornecer benefícios não materiais, como recreação física e mental, turismo ecológico, estudos sobre os processos naturais, apreciação estética, enriquecimento espiritual, entre outros.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, F. C., DE OLIVEIRA SILVEIRA, E. M., DE PAIVA, L. L., JÚNIOR, F. W. A. Mapping priority areas for forest recovery using multicriteria analysis in the Brazilian Atlantic Forest. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 46, n. 3, p. 113-124, 2019.
- ALMEIDA, F. C., OLIVEIRA SILVEIRA, E. M., JUNIOR, F. W. A., JESUS FRANÇA, L. C., BUENO, I. T., TERRA, B. J. O. Análise multicritério na definição de áreas prioritárias para recuperação florestal na bacia do Rio Doce, em Minas Gerais. **Nativa**, v. 8, n. 1, p. 81-90, 2020.
- ANA. Agência Nacional das Águas. **Projeto Produtor de Água no PCJ - Joanópolis e Nazaré Paulista/SP**. 2019. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/programas-e-projetos/programa-produtor-de-agua/pasta-projetos/produtor-de-agua-pcj>>
- ANA/DAEE. Agência Nacional das Águas/Departamento de Águas e Energia Elétrica. **Resolução Conjunta ANA/DAEE 925/2017**. 2017. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/arquivos/resolucoes/2017/925-2017.pdf?174417>
- BARRETO, L. V., BARROS, F. M., BONOMO, P., ROCHA, F. A., AMORIM, J. D. S. Eutrofização em rios brasileiros. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer-Goiânia**, v. 9, n. 16, p. 2167, 2013.
- BESKOW, S., MELLO, C. R., NORTON, L. D., CURTI, N., VIOLA, M. R., AVANZI, J. C. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, Amsterdam, v.79, n.1, p.49-59, Oct. 2009.
- BOROUSHAKI, S., MALCZEWSKI, J. Implementing an extension of the analytical hierarchy process using ordered weighted averaging operators with fuzzy quantifiers in ArcGIS. **Computers & Geosciences**, v. 34, n. 4, p. 399-410, 2008.
- BRASIL. **LEI Nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>
- BROOKS, K.N.; FFOLLIOTT, P.F.; GREGERSEN, H.M. THAMES, J.L. **Hydrology and the management of watersheds**. Ames, Iowa State University Press, 1991. 392p.
- CAO, Q., ZHANG, X., LEI, D., GUO, L., SUN, X., WU, J. Multi-scenario simulation of landscape ecological risk probability to facilitate different decision-making preferences. **Journal of cleaner production**, v. 227, p. 325-335, 2019.

- COMINO, E., BOTTERO, M., POMARICO, S., ROSSO, M. Exploring the environmental value of ecosystem services for a river basin through a spatial multicriteria analysis. **Land use policy**, v. 36, p. 381-395, 2014.
- CROKE, J., THOMPSON, C., FRYIRS, K. Prioritising the placement of riparian vegetation to reduce flood risk and end-of-catchment sediment yields: Important considerations in hydrologically-variable regions. **Journal of environmental management**, v. 190, p. 9-19, 2017.
- DE RESENDE, A. V. Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato. **Embrapa Cerrados-Documentos (INFOTECA-E)**, 2002.
- DOMINGUES, A. F., BOSON, P. H. G., ALÍPAZ, S. A gestão dos recursos hídricos e a mineração. **Brasília: Agência Nacional de Água e Instituto Brasileiro de Mineração**, 2006.
- DROBNE, S., LISEC, A. Multi-attribute decision analysis in GIS: weighted linear combination and ordered weighted averaging. **Informatica**, v. 33, n. 4, 2009.
- FARR, T.G., ROSEN, P.A., CARO, E., CRIPPEN, R., DUREN, R., HENSLEY, S., KOBRICK, M., PALLER, M., RODRIGUEZ, E., ROTH, L., SEAL, D., SHAFFER, S., SHIMADA, J., UMLAND, J., WERNER, M., OSKIN, M., BURBANK, D., ALSDORF, D. The Shuttle Radar Topography Mission. **Reviews of Geophysics**. v. 45, n. 2, p. 21-35, 2007.
- FERRAZ, S. F. B.; VETTORAZZI, C. A. Mapeamento de risco de incêndios florestais por meio de um sistema de informações geográficas (SIG). **Scientia Forestalis**, n. 53, p. 39-48, 1998.
- FERRETTI, V., POMARICO, S. Ecological land suitability analysis through spatial indicators: An application of the Analytic Network Process technique and Ordered Weighted Average approach. **Ecological Indicators**, v. 34, p. 507-519, 2013.
- FIROZJAEI, M. K., NEMATOLLAHI, O., MIJANI, N., SHORABEH, S. N., FIROZJAEI, H. K., TOOMANIAN, A. An integrated GIS-based Ordered Weighted Averaging analysis for solar energy evaluation in Iran: Current conditions and future planning. **Renewable energy**, v. 136, p. 1130-1146, 2019.
- FRANCESCONI, W., SRINIVASAN, R., PÉREZ-MIÑANA, E., WILLCOCK, S. P., QUINTERO, M. Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to model ecosystem services: A systematic review. **Journal of Hydrology**, v. 535, p. 625-636, 2016.
- GHOSH, P., LEPCHA, K. Weighted linear combination method versus grid based overlay operation method—A study for potential soil erosion susceptibility analysis of Malda district (West Bengal) in India. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, v. 22, n. 1, p. 95-115, 2019.

- GROŠELJ, P.; HODGES, D. G.; STIRN, L. Z. Participatory and multi-criteria analysis for forest (ecosystem) management: A case study of Pohorje, Slovenia. **Forest Policy and Economics**, v. 71, p. 80-86, 2016.
- KARJALAINEN, T. P., MARTTUNEN, M., SARKKI, S., RYTKÖNEN, A. M. Integrating ecosystem services into environmental impact assessment: an analytic–deliberative approach. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 40, p. 54-64, 2013.
- KUGLEROVÁ, L., ÅGREN, A., JANSSON, R., LAUDON, H. Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. **Forest Ecology and Management**, v. 334, p. 74-84, 2014.
- LANGEMEYER, J., GÓMEZ-BAGGETHUN, E., HAASE, D., SCHEUER, S., ELMQVIST, T. Bridging the gap between ecosystem service assessments and land-use planning through Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA). **Environmental Science & Policy**, v. 62, p. 45-56, 2016.
- LASKAR, A. **Integrating GIS and multicriterial decision making techniques for land resource planning**. Thesis (Master os Science in Geoinformatics). ITC – International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation Enschede, The Netherlands. 2003.
- LIU, X., ZHANG, X., ZHANG, M. Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping: A review and analysis. **Journal of Environmental Quality**, v. 37, n. 5, p. 1667-1674, 2008.
- LU, D., LI, G., VALLADARES, G. S., BATISTELLA, M. Mapping soil erosion risk in Rondonia, Brazilian Amazonia: using RUSLE, remote sensing and GIS. **Land degradation & development**, v. 15, n. 5, p. 499-512, 2004.
- MALCZEWSKI, J. On the use of Weighted Linear Combination method in GIS: common and best practice approaches. **Transactions in GIS**. 2000;4(1):5-22.
- MALCZEWSKI, J. **GIS and multicriteria decision analysis**. John Wiley & Sons, 1999.
- MAPBIOMAS – **Mapas e dados**. 2018. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/>>
- MECHI, A., SANCHES, D. L. Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo. **Estudos Avançados**, v. 24, n. 68, p. 209-220, 2010.
- NORDSTRÖM, E.; ERIKSSON, L. O.; ÖHMAN, K. Integrating multiple criteria decision analysis in participatory forest planning: Experience from a case study in northern Sweden. **Forest Policy and Economics**, v. 12, n. 8, p. 562-574, 2010.
- NOVOA, J., CHOKMANI, K., LHISSOU, R. A novel index for assessment of riparian strip efficiency in agricultural landscapes using high spatial resolution satellite imagery. **Science of the Total Environment**, v. 644, p. 1439-1451, 2018.

- PCJ – COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ. **Plano das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí 2010-2020**: Relatório síntese. 2011.
- PCJ – COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ. **Relatório de situação dos recursos hídricos: versão simplificada**. Piracicaba: Fundação Agência das Bacias PCJ, 2019.
- QIN, K., LI, J., LIU, J., YAN, L., HUANG, H. Setting conservation priorities based on ecosystem services: A case study of the Guanzhong-Tianshui Economic Region. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 3062-3074, 2019.
- RICHARDS, R. C., REROLLE, J., ARONSON, J., PEREIRA, P. H., GONÇALVES, H., BRANCALION, P. H. Governing a pioneer program on payment for watershed services: Stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic Forest of Brazil. **Ecosystem services**, v. 16, p. 23-32, 2015.
- RICHTER, R. M., JACOBI, P. R. Conflitos na macrometrópole paulista pela perspectiva da crise hídrica. **Rev. Bras. Estud. Urbanos Reg**, p. 556-569, 2018.
- RODRIGUES, J. O., DE ANDRADE, E. M., MENDONÇA, L. A., DE ARAÚJO, J. C., PALÁCIO, H. A. D. Q., ARAÚJO, E. M. Respostas hidrológicas em pequenas bacias na região semiárida em função do uso do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 3, 2013.
- ROMANO, G., DAL SASSO, P., LIUZZI, G. T., GENTILE, F. Multi-criteria decision analysis for land suitability mapping in a rural area of Southern Italy. **Land Use Policy**, v. 48, p. 131-143, 2015.
- SAATY, T. The analytic hierarchy process: planning, priority setting, resources allocation. **New York: McGraw**, v. 281, 1980.
- SAATY, T. **Decision making for leaders: the analytic hierarchy process for decisions in a complex world**. RWS publications, 1990.
- SILVA, V. A., MELLO, K. D., VETTORAZZI, C. A., COSTA, D. R. D., VALENTE, R. A. Priority areas for forest conservation, aiming at the maintenance of water resources, through the multicriteria evaluation. **Revista Árvore**, v. 41, n. 1, 2017.
- SUJATHA, E. R., SRIDHAR, V. Mapping of erosion susceptibility using a weighted linear combination model: A case study of a hill sub-watershed in Kodaikkanal, Western Ghats, South India. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 14, p. 34-45, 2019.

- TAFFARELLO, D., CALIJURI, M. C., VIANI, R. A. G., MARENGO, J. A., MENDIONDO, E. M. Hydrological services in the Atlantic Forest, Brazil: An ecosystem-based adaptation using ecohydrological monitoring. **Climate Services**, v. 8, p. 1-16, 2017.
- TAFFARELLO, D., GUIMARÃES, J., LOMBARDI, R. K. S., CALIJURI, M. C., MENDIONDO, E. M. Hydrologic monitoring plan of the Brazilian Water Producer/PCJ project. **Journal of Environmental Protection**, v. 7, n. 12, p. 1956, 2016.
- TANG, Z., ZHANG, H., YI, S., XIAO, Y. Assessment of flood susceptible areas using spatially explicit, probabilistic multi-criteria decision analysis. **Journal of Hydrology**, v. 558, p. 144-158, 2018.
- VALENTE, R. A., PETEAN, F. C. D. S., VETTORAZZI, C. A. Multicriteria decision analysis for prioritizing areas for forest restoration. **Cerne**, v. 23, n. 1, p. 53-60, 2017.
- VALENTE, R. D. O. A., VETTORAZZI, C. A. Comparação entre métodos de avaliação multicriterial, em ambiente SIG, para a conservação ea preservação florestal. **Scientia Forestalis**, v. 69, n. 69, p. 51-61, 2005.
- VALLADARES, G. S., GOMES, A. D. S., TORRESAN, F. E., RODRIGUES, C. A. G., GREGO, C. R. Modelo multicritério aditivo na geração de mapas de suscetibilidade à erosão em área rural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 9, p. 1376-1383, 2012.
- VETTORAZZI, C. A., VALENTE, R. A. Priority areas for forest restoration aiming at the conservation of water resources. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 255-267, 2016.
- VOOGD, H. **Multicriteria evaluation for urban and regional planning**. London: Pion; 1983. 125p.
- XIAO, Y., YI, S., TANG, Z. A spatially explicit multi-criteria analysis method on solving spatial heterogeneity problems for flood hazard assessment. **Water Resources Management**, v. 32, n. 10, p. 3317-3335, 2018.
- XIAO, Y., YI, S., TANG, Z. Integrated flood hazard assessment based on spatial ordered weighted averaging method considering spatial heterogeneity of risk preference. **Science of the Total Environment**, v. 599, p. 1034-1046, 2017.
- YAGER, R. R. On ordered weighted averaging aggregation operators in multicriteria decisionmaking. **IEEE Transactions on systems, Man, and Cybernetics**, v. 18, n. 1, p. 183-190, 1988.
- YALCIN, A. GIS-based landslide susceptibility mapping using analytical hierarchy process and bivariate statistics in Ardesen (Turkey): comparisons of results and confirmations. **Catena**, v. 72, n. 1, p. 1-12, 2008.

- ZHANG, L., FU, B., LÜ, Y., ZENG, Y. Balancing multiple ecosystem services in conservation priority setting. **Landscape Ecology**, v. 30, n. 3, p. 535-546, 2015.
- ZOLIN, C. A., FOLEGATTI, M. V., MINGOTI, R., SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M., PAULINO, J., GONZÁLES, A. M. G. O. Minimização da erosão em função do tamanho e localização das áreas de floresta no contexto do programa conservador das águas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, p. 2157-2166, 2011.
- ZOLIN, C. A., FOLEGATTI, M. V., MINGOTI, R., PAULINO, J., SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M., ORELLANA GONZÁLEZ, A. M. G. The first Brazilian municipal initiative of payments for environmental services and its potential for soil conservation. **Agricultural Water Management**, v. 137, p. 75-83, 2014.

4. VALOR ECONÔMICO DO SERVIÇO AMBIENTAL DE REGULAÇÃO DA VAZÃO E DE MANUTENÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIRACICABA

RESUMO

A regulação da vazão e a manutenção da qualidade da água são considerados serviços ambientais, pois fornecem benefícios ao ecossistema e, portanto, tem valor econômico para sociedade. A partir de modelos hidrológicos distribuídos ou semi-distribuídos é possível identificar onde as decisões de uso da terra podem trazer maiores benefícios econômicos com relação ao uso da água. Este trabalho visa integrar simulações de um modelo hidrológico variando o uso do solo em quatro cenários que influenciam os benefícios econômicos da provisão de serviços ambientais, trazendo as alternativas do usuário como um parâmetro-chave e por fim estimar o valor econômico de tais benefícios. Foi utilizado o método dos “custos evitados” para valoração econômica do serviço de regularização da vazão e da adequação da qualidade da água na bacia do Rio Piracicaba visando gerar vários instrumentos econômicos de apoio aos tomadores de decisão. O custo pelo armazenamento de água foi estimado a partir do gradiente de volume de chuva infiltrado no solo a partir da mudança da dinâmica do uso do solo, enquanto que o custo pela manutenção da qualidade da água foi obtido a partir da variação entre os efeitos dos cenários nas cargas de nitrogênio, fósforo e sedimentos. O custo médio evitado pelo armazenamento de água nos cenários estudados variou de R\$ 96,47 ha⁻¹ ano⁻¹ a R\$ 157,73 ha⁻¹ ano⁻¹. O custo médio evitado pela manutenção da qualidade da água com base na variável nitrogênio foi de R\$ 991,15 ha⁻¹ ano⁻¹, já considerando a variável fósforo o custo médio foi de R\$ 273,23 ha⁻¹ ano⁻¹ e, para variável sedimentos foi de R\$ 565,58 ha⁻¹ ano⁻¹.

Palavras-Chave: Serviços ambientais; Modelos hidrológicos; Valoração; Gestão da água.

ABSTRACT

Flow regulation and maintenance of water quality are considered environmental services, as they provide benefits to the ecosystem and, therefore, have economic value for society. From distributed or semi-distributed hydrological models, it is possible to identify where land use decisions can bring greater economic benefits in relation to water use. This work aims to integrate simulations of a hydrological model varying the land use in four scenarios that influence the economic benefits of the provision of environmental services, bringing the user's alternatives as a key parameter and finally estimating the economic value of such benefits. The “avoided costs” method was used for the economic valuation of the flow regularization service and the adequacy of water quality in the Piracicaba River basin, aiming to generate various economic instruments to support decision makers. The cost for water storage was estimated from the gradient of rain volume infiltrating the soil from the change in the dynamics of land use, while the cost of maintaining water quality was obtained from the variation between the effects of scenarios in nitrogen, phosphorus and sediment loads. The average cost avoided for water storage in the studied scenarios ranged from R\$ 96.47 ha⁻¹ year⁻¹ to R\$ 157.73 ha⁻¹ year⁻¹. The average cost avoided by maintaining water quality based on the nitrogen variable was R \$ 991.15 ha⁻¹ year⁻¹, considering the phosphorus variable the average cost was R\$ 273.23 ha⁻¹ year⁻¹ and, for the sediment variable, it was R\$ 565.58 ha⁻¹ year⁻¹.

Keywords: Environmental services; Hydrological models; Valuation; Water management.

4.1. INTRODUÇÃO

A região Sudeste do Brasil, mais especificamente o estado de São Paulo, é altamente impactada pelos eventos hidrológicos extremos, pois é uma área densamente povoada, tem apenas 6% dos recursos hídricos disponíveis do país e possui uma alta demanda para a indústria, agricultura, irrigação, geração de energia hidrelétrica e abastecimento público (Marengo e Alvez, 2015; Custódio, 2015; Neto, 2015).

A relação entre a disponibilidade e a demanda dos recursos hídricos para os usos urbanos e econômicos na bacia do Rio Piracicaba é preocupante, e o problema se agrava mais devido à ausência de estruturas de regularização das águas nos rios, o que torna excessivamente vulneráveis os sistemas de abastecimento; esse problema é ampliado por ocasião de fenômenos de estiagem severa e prolongada (Ritcher e Jacobi, 2018). Acrescido a isso, a maioria das cidades não possui tratamento de esgoto e lança os efluentes in natura na rede de esgotamento pluvial, que escoam pelos rios urbanos, causando deterioração da qualidade da água à jusante e criando potenciais riscos ao abastecimento da população (Tucci, 2008).

Entre os anos de 2012 e 2016, a região de São Paulo enfrentou uma de suas piores secas já registradas nos últimos 60 anos, por consequência da falta de chuvas. Juntamente com o mau planejamento no fornecimento e distribuição de água, bem como da ocupação urbana irregular e/ou desordenada do solo, a escassez de chuva resultou em uma séria crise de água e na severa redução dos principais sistemas de abastecimento de água entre os anos 2012-2016 (Soriano et al. 2016).

A bacia do Rio Piracicaba conta com o Sistema Cantareira, que é um sistema de captura e de tratamento de água para a RMSP. Esse sistema é considerado um dos maiores sistemas produtores de água no mundo (Soriano, 2016), abrangendo 12 municípios e produzindo cerca de 33 mil litros de água por segundo e abastece aproximadamente 9,9 milhões de pessoas (ANA/DAEE, 2017). Entretanto a maior parte da água produzida no Sistema Cantareira vem das cabeceiras da Bacia do Rio Piracicaba e possui melhor qualidade que a água que escoam a jusante da bacia e recebe grande carga orgânica. Essa água é transposta para a Bacia do Alto Tietê, onde está localizada a RMSP. Em épocas de seca (crise hídrica), é permitido o uso da reserva técnica do Sistema Cantareira, conhecido como “volume morto”, que acrescenta cerca de 480 bilhões de litros de água aos reservatórios (ANA, 2019), mas apenas $2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ são mantidos na bacia do Piracicaba.

A precipitação na área de drenagem do Sistema Cantareira teve uma redução sistemática nos anos de 2012, 2013 e 2014, representando respectivamente 92%, 69% e 61% da média histórica (ANA, 2019). Segundo Nobre et al. (2015), nesses anos as vazões anuais de entrada nos

reservatórios do Sistema Cantareira também diminuíram. Nos meses de dezembro a fevereiro (época de recarga) de 2014 a vazão média foi de $16,1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e nos mesmos meses de 2015 foi de $22,7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, o que representa, respectivamente, 24,5% e 35,6% da vazão média de longo período afluente de dezembro a fevereiro (período de 1930 a 2013).

A diminuição da capacidade de infiltração da água, decorrente da redução na área permeável (Du et al. 2012; Guan et al. 2015) e efeitos negativos ao ambiente, afetando a paisagem, o clima local e a vida das pessoas (Hung et al; 2020). A impermeabilização faz com que a água que antes infiltrava, escoe livremente na superfície e nos condutos pluviais, aumentando a velocidade do escoamento e consequentemente reduzindo seu tempo de concentração, aumentando a probabilidade de incidência de alagamentos e cheias urbanas (Ogden et al. 2011), que por fim afetam a regulação da disponibilidade e da qualidade da água.

A presença de florestas, por sua vez, causa o aumento de infiltração das águas das chuvas no solo, aumenta a recarga de aquíferos subterrâneos e contribui para regulação da vazão ao longo do ano, principalmente por assegurar a vazão dos rios nos meses de estiagem, proporcionando os serviços ecossistêmicos dependentes dessa água (Honda e Durigan, 2017). Além disso, as florestas nativas podem também desempenhar a função de controle da erosão e do aporte de sedimentos e, consequentemente, influenciar os parâmetros físico-químicos dos cursos d'água (Tambosi et al., 2015). Assim, pode-se considerar a regulação de vazão e a adequação da qualidade da água como um serviço ambiental, que gera benefícios econômicos devido ao uso conservacionista da terra e, portanto, esses serviços de regulação têm valor econômico para a sociedade.

O conhecimento do valor do serviço ambiental da regulação da vazão e da melhoria da qualidade da água apoia a aplicação de instrumentos econômicos para gerenciar os recursos hídricos (tarifas ou pagamento por serviços ambientais), direciona as decisões de uso da terra em bacias hidrográficas e orienta estudos de avaliação de impacto ambiental e de definição de medidas de mitigação (Marques et al. 2017).

A partir da modelagem hidrológica, é possível identificar onde as decisões de uso da terra devem favorecer uma ocupação mais ou menos intensa, bem como as consequências das decisões. Portanto, nesse trabalho foram integradas simulações a um modelo hidrológico variando o uso do solo que pesa benefícios econômicos contra perdas de serviços ambientais, trazendo as preferências do usuário como um parâmetro-chave. A partir disso, o objetivo do trabalho foi estimar os benefícios econômicos a partir do custo pelo armazenamento e pela manutenção da qualidade da água na bacia do Rio Piracicaba visando gerar vários instrumentos econômicos de apoio aos tomadores de decisão.

4.2. MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1. Área de estudo

A bacia do Rio Piracicaba apresenta uma área equivalente a 12.587,21 km², localizada principalmente no estado de São Paulo, na faixa 22° 36' 53" S e 48° 19' 12" O, região sudeste do Brasil (Figura 24). Suas principais sub-bacias são as dos rios Corumbataí, Jaguari, Camanducaia, Atibaia e Piracicaba. No total, a bacia do Rio Piracicaba, abrange inteira ou parcialmente a área de 57 municípios do estado de São Paulo e 4 municípios no estado de Minas Gerais; compreende um contingente de aproximadamente 5,2 milhões de habitantes e é responsável por 14,6% do PIB paulista (PCJ, 2011).

Além disso, a bacia do Rio Piracicaba possui uma área denominada Sistema Cantareira (Figura 24), que é o maior produtor de água para a RMSP. Esse sistema é formado por cinco reservatórios (Jaguari, Jacaré, Cachoeira, Atibainha e Paiva Castro) que são utilizados para abastecer, aproximadamente, 46% da população da RMSP. Para produzir essa quantidade de água, o Sistema faz a transposição entre duas bacias hidrográficas, desviando água da Bacia do Rio Piracicaba para a Bacia do Alto Tietê (ANA, 2019).

Figura 24. Localização das sub-bacias hidrográficas da bacia do Rio Piracicaba e do Sistema Cantareira.

A porção leste da bacia do Rio Piracicaba é montanhosa, com grandes áreas de floresta, agricultura e pastagem. A região central possui elevação moderada; já a porção a oeste é principalmente de planície. Essas duas últimas regiões possuem extensas áreas de plantação de cana-de-açúcar, agricultura, alta densidade populacional e industrial em grandes centros urbanos e algumas áreas de pastagens (MAPBIOMAS, 2018; Filoso et al. 2003).

4.2.2. Valoração econômica ambiental

A literatura econômica ambiental vem demonstrando que não há classificação única para os métodos de valoração e que se pode encontrar diversas abordagens, como as metodologias propostas por Hufschmidt et al. (1983), Pearce e Pretty (1993), Hanley e Spash (1993) e Bateman e Tuner (1992).

Uma classificação de métodos de valoração é também descrita por Motta (1997) (Figura 25), na qual são classificados nos Métodos da Função de Demanda: métodos de mercado de bens complementares (preço hedônico e de custos de viagem) e métodos da valoração de contingente; Métodos de Função de Produção: métodos da produtividade marginal e de mercado de bens substitutos (reposição, custos evitados e custos de controle).

Figura 25. Métodos de valoração econômica (Motta, 1997).

Dentre os dois métodos expostos por Motta (1997), os Métodos de Função de Produção de mercado de bens substitutos são os mais usados, pois a sua aplicabilidade consiste no fato de que o recurso ambiental é observado no quanto ele pode contribuir como insumo ou como fator de produção de outro produto.

Os métodos baseados em mercado de bens substitutos consistem na seguinte hipótese: supondo uma bacia hidrográfica que disponibiliza o serviço de provisão de água para diversos usuários; pode-se dizer que “D” é uma constante e representa o serviço de provisão de água por “E”. Diante disso, o serviço de provisão de água vem sofrendo variação devido a problemas na qualidade da água (aporte de nutrientes e sedimentos) ou diminuição da capacidade de infiltração da água em algumas áreas, ou seja, a variação ocorrida em “E” (provisão de água), vem ocasionando a redução da disponibilidade em “D”. Portanto, nota-se que a disponibilidade da água está em função do serviço de provisão de água.

$$D = f(E) \quad (1)$$

No entanto, a valoração econômica apresenta alguns métodos que podem ajudar a quantificar um serviço ambiental. Neste trabalho foi utilizado o método dos custos evitados (Figura 25), que é conhecido também como o de gastos defensivos ou preventivos. O método de custos evitados estima valores relacionados à prevenção de perdas em quantidade ou qualidade dos serviços ecossistêmicos (Mota e Bursztyn, 2013).

Para valorar os serviços ambientais de regulação da disponibilidade e da qualidade da água, foram utilizados quatro cenários de uso e ocupação do solo, os quais apresentam área com formação florestal maior que a do cenário atual. Esses cenários foram inseridos no modelo SWAT e verificados quanto aos outputs de sedimentos, fósforo, nitrogênio e o volume de água infiltrado, analisando a variação relativa de tais variáveis em comparação com o cenário atual.

4.2.3. Definição dos cenários

Para representação do Cenário atual (C0) foi utilizado o mapa de uso e cobertura do solo elaborado pelo projeto MapBiomias (MAPBIOMAS, 2018), que separa as principais coberturas do solo na bacia do Piracicaba em Agricultura/Pastagem (AGRL), Culturas Anuais (AGRR), Floresta Plantada (EUCA), Formação Florestal (FRSE), Formação Savânica (FRST), Pastagem (PAST), Formação Campestre (RNGE), Cana-de-Açúcar (SURG), Mineração (URBN), Área Urbana (URBN), Área não Vegetada (URBN) e Água (WATR).

Para a definição dos Cenários 1, 2 e 3 foram utilizadas os mapas de áreas prioritárias, definidos a partir da Análise Multicriterial do Capítulo 2, no qual foi escolhido o cenário preditivo

mais restritivo e adequado dentro de cada objetivo estudado e posteriormente as áreas classificadas com alta e muito alta prioridade foram reclassificadas como Formação Florestal (FRSE).

O Cenário 1 (C1) foi extraído da identificação de áreas que possuem susceptibilidade ou problemas relacionados à erosão e à produção de sedimentos, sendo o OWA2 o método mais restritivo, causando um aumento de 6,78% das áreas de floresta na bacia (Tabela 19). O Cenário 2 (C2) foi obtido da identificação de áreas que possuem potencial para conservação da água, sendo o método OWA3 o mais restritivo, aumentando a classificação das áreas de floresta na bacia em 7,27% (Tabela 19). Já o Cenário 3 (C3) foi extraído da identificação de áreas que possuem problemas relacionados à qualidade de água, sendo o método OWA4 o que mais priorizou áreas com problemas de qualidade e que acarretou um aumento nas áreas de floresta na bacia em 8,82% (Tabela 19).

A definição do Cenário 4 (C4) foi estabelecida a partir de faixas marginais aos rios, ou seja, áreas ripárias de 50 m para os cursos d'água. Para isso, foi criado um buffer de 50 m na rede de drenagem da bacia e posteriormente esse foi reclassificado como Formação Florestal (FRSE) e unido ao Cenário atual, gerando um aumento de 4.67% de áreas florestadas (Tabela 19).

Tabela 19. Porcentagem de ocupação da classe de uso do solo para cada cenário.

Uso do solo	Cenários (%)				
	C0	C1	C2	C3	C4
Pastagem	17,87	17,3	16,92	17,84	17,2
Floresta Plantada	3,17	3,16	3,14	3,16	3,11
Cana-de-açúcar	13,35	13,34	12,64	13,33	13,2
Área Urbana/não vegetada/Mineração	5,37	5,37	5,37	5,37	5,22
Água	1,55	1,55	1,55	1,55	1,55
Agricultura / Pastagem	40,26	34,10	34,73	31,59	36,66
Formação Florestal	17,30	24,08	24,57	26,12	21,97
Formação Savânica	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Formação Campestre	0,47	0,46	0,42	0,46	0,43
Culturas anuais	0,65	0,62	0,64	0,56	0,64

4.2.4. Valoração econômica

Foi feita a valoração por meio dos custos evitados para regulação da quantidade e adequação da qualidade de serviços de provisão de água, respectivamente, em termos de armazenamento de água/regulação do fluxo de água e manutenção da qualidade da água. Para

estimar os custos evitados foi feita uma adaptação do método utilizado no Projeto Oasis São Paulo/Apucarana (Nunes et al. 2013).

4.2.4.1. Custo pelo armazenamento/regulação do fluxo de água

Em uma bacia hidrográfica, a distribuição de chuvas não é igual em toda sua extensão; então, a partir dos outputs do modelo SWAT, foram espacializados os dados de precipitação média anual (mm) e dividida a bacia em regiões homogêneas de acordo com a lâmina precipitada.

Para obter a quantidade de água infiltrada em cada classe de uso do solo, foram utilizadas as saídas do software SWAT-Check da aba Land Use Summary, que apresenta o balanço hidrológico por uso e cobertura do solo. Assim, a partir dos dados de chuva, evapotranspiração e escoamento superficial para cada uso do solo foi obtido o coeficiente de infiltração (Equação 2).

$$K = \frac{P_c - SURQ - ET}{P_c} \quad (2)$$

Em que K é o coeficiente de infiltração para o uso e cobertura do solo; P_c é a precipitação (mm); SURQ é o escoamento superficial (mm); e ET é a evapotranspiração (mm).

Tendo conhecimento do coeficiente de infiltração para cada uso do solo e região homogênea, foi possível obter o volume de água infiltrado. Para obter o custo pelo armazenamento/regulação do fluxo de água, foi utilizada a seguinte equação adaptada de Nunes et al., (2013):

$$CAP = 10 \cdot VCC \cdot A \cdot \sum_{i=1}^n P(K_{FRSE} - K_i) \quad \text{para todo K em que } A_{Cj} < A_{Co} \quad (3)$$

Em que CAP é o valor total de água produzida ($R\$ \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); VCCA é o valor indicado para cobrança de captação de água bruta na bacia do Rio Piracicaba, e por ser uma bacia em que a cobrança pelo uso dos recursos hídricos é de domínio da União, o valor vigente (2020) é de $R\$0,0140 \text{ m}^{-3}$ (ANA, 2020); P é a precipitação anual (mm ano^{-1}); A é a área da classe de uso do solo dentro de cada cenário (ha); K é o coeficiente de infiltração para determinado uso e cobertura do solo; K_{FRSE} é o coeficiente de infiltração para áreas de Formação florestal; i é a variação do uso e cobertura do solo; e j a variação do cenários.

Foi imposta a condição $A_{cj} < A_{co}$, pois só haverá variação de armazenamento ou rendimento de água se a área de determinado uso no cenário analisado for menor que a área do mesmo uso no C0, ou seja, se a área de determinado uso e ocupação do solo não se alterar comparando os dois cenários, o armazenamento de água será o mesmo. Portanto, só será considerado o K das classes de uso do solo que sofreram diminuição em área em relação ao cenário C0.

Foi utilizado o K_{FRSE} da formação florestal como base, pois o armazenamento de água na bacia hidrográfica, ou rendimento de água, é incrementado pela presença de florestas por causa do aumento de infiltração das águas das chuvas no solo, ajudando na regulação do fluxo hídrico e no aumento da recarga de aquíferos subterrâneos.

Por fim, foi verificado qual seriam os efeitos e custos evitados, simulando os cenários alterados de uso e ocupação do solo por região homogênea.

4.2.4.2. Custo pela manutenção da qualidade da água

Para se obter o custo pela manutenção da qualidade da água, foi utilizada a seguinte equação adaptada de Nunes et al., (2013):

$$CMQA = \frac{Q \cdot 31536000 \cdot Ta}{A} (CP_{C0} - CP_{Ci}) \quad \text{para todo } CP_{Ci} < CP_{C0} \quad (4)$$

Em que CMQA é o custo pela manutenção da qualidade da água ($R\$ \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), Q é a vazão média de longo período ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$), Ta é a tarifa média do tratamento da água ($R\$ \text{ m}^{-3}$), CP é o coeficiente de participação de cada bacia na carga poluidora de fósforo, nitrogênio ou sedimentos; A é a área da bacia (ha); e i a variação do cenários.

As bacias hidrográficas com índices de vegetação significativos produzem um volume de poluentes muito menor do que bacias hidrográficas urbanizadas, por causa da menor densidade populacional e da retenção de substâncias químicas pelas formações florestais e de várzeas. Dessa forma, há uma diminuição do aporte de cargas de poluentes aos corpos d'água, melhorando a qualidade de água proveniente de bacias florestadas e consequentemente minimizando os custos de tratamento. Com isso, foi avaliada a carga de fósforo, nitrogênio e sedimentos simulados no modelo SWAT por Unidade de Resposta Hidrológica dentro de cada cenário e posteriormente

quantificado qual é a porcentagem de participação (CP) de cada cenário na carga poluidora da sub-bacia analisada.

$$CP_{co} = \left(\frac{P_{co_{nfs}}}{P_{ci_{nfs}} + P_{co_{nfs}}} \right) \quad (5)$$

$$CP_{ci} = \left(\frac{P_{ci_{nfs}}}{P_{ci_{nfs}} + P_{co_{nfs}}} \right) \quad (6)$$

Em que CP_{co} é o coeficiente de participação da sub-bacia na carga poluidora de fósforo, nitrogênio ou sedimentos no cenário atual (C0); CP_{ci} é o coeficiente de participação da sub-bacia na carga poluidora de fósforo, nitrogênio ou sedimentos no cenário comparado; $P_{co_{nfs}}$ é a carga poluidora de fósforo, nitrogênio ou sedimentos da sub-bacia no cenário atual (C0) (kg); e $P_{ci_{nfs}}$ é a carga poluidora de fósforo, nitrogênio ou sedimentos da sub-bacia no cenário comparado (kg).

A condição $CP_{ci} < CP_{co}$ significa que cenários com maior porcentagem de área de formação florestal tem menor aporte de poluentes quando comparado ao cenário C0. Quando $CP_{ci} \geq CP_{co}$, o cenário em estudo não traz benefícios, ou seja, não há redução das cargas de nitrogênio, fósforo ou sedimentos.

A vazão média de longo período foi obtida pelo método de regionalização de vazões para o estado de São Paulo, desenvolvida por Wolff et al. (2014), que disponibiliza uma plataforma online (Wolff, 2013) para consulta das vazões de referência para qualquer bacia do estado de São Paulo.

As tarifas de tratamento de água foram obtidas da Agência Reguladora dos Serviços de Saneamento das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (ARESPCJ) e da Companhia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (SABESP) (ARESPCJ, 2019; SABESP, 2019). Para analisar o custo evitado foi considerada a tarifa média e o desvio padrão dos municípios inseridos dentro da área de cada sub-bacia (Tabela 20).

Tabela 20. Tarifa média de água e desvio padrão, vazão média e áreas das sub-bacias do Rio Piracicaba.

Sub bacia	Tarifa média de água (R\$ m ⁻³)	Vazão média (m ³ s ⁻¹)	Área (km ²)
Atibaia	2,58 ($\pm 0,56$)	41,4742	2839
Camanducaia	1,78 ($\pm 0,57$)	15,1756	1039
Corumbataí	1,82 ($\pm 0,99$)	23,0754	1714
Jaguari	1,92 ($\pm 0,62$)	48,0758	3291
Piracicaba	2,10 ($\pm 0,47$)	50,8054	3703
Sistema Cantareira	1,85 ($\pm 0,70$)	6,8462	1939

4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 26 estão apresentadas as regiões homogêneas em relação à chuva; de acordo com a espacialização da precipitação média anual foram obtidas 10 regiões homogêneas, classificadas de A a H, sendo que as sub-bacias da cabeceira leste recebem maior lâmina de precipitação pluvial e as próximas a foz recebem lâminas menores (oeste).

Figura 26. Regiões homogêneas em relação à chuva na bacia do Rio Piracicaba.

Os coeficientes de infiltração obtidos para cada uso do solo foram de 0,35 (AGRL), 0,31 (AGRR), 0,44 (EUCA), 0,55 (FRSE), 0,34 (FRST), 0,42 (PAST), 0,47 (RNGE), 0,23 (SURG), e 0,22 (URBN).

O coeficiente de infiltração foi considerado na Equação 3 somente para as classes de uso que sofreram mudança na comparação com o cenário C0. A classe mais sensível quando convertida em FRSE foi a classe de AGRL (Tabelas 19 e 21). No cenário C4, que considera FRSE em uma faixa de 50m em torno dos cursos d'água, é possível observar que as classes de uso mais irregulares dentro deste cenário foram áreas com AGRL e PAST.

Na Tabela 21 estão apresentadas as mudanças do uso e ocupação do solo por regiões homogêneas. As únicas classes que não se alteraram em todos os cenários foi a FRST e a WATR. Como os cenários C1, C2 e C3 foram gerados a partir da AMC (Capítulo 2) e a classe URBN é considerada restrição para definição de áreas prioritárias, essa classe continua com a mesma porcentagem de área nesses cenários. No entanto, muitas cidades apresentam cursos d'água dentro do seu território, ocasionando assim a redução da classe URBN no cenário C4.

As regiões homogêneas B, C, E e F foram as que mais tiveram aumento de áreas com a FRSE, com um acréscimo médio de 8,66%, 10,05% e 11,25%, respectivamente, para os cenários C1, C2 e C3. Já para as demais regiões homogêneas (A, D, F, G e H) esses acréscimos foram menores, correspondendo a uma média de 3,18% para o cenário C1, 2,93% para o cenário C2 e 5,51% para o cenário C3. Analisando o cenário C4 e todas as áreas homogêneas, o aumento médio da classe FRSE foi de 4,67%.

Na Tabela 22 estão apresentados os custos evitados relativos ao armazenamento e regulação do fluxo de água por unidade de área ($R\$ \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) e o custo evitado considerando que todas as áreas dos cenários C1, C2, C3 e C4 com a classe FRSE fossem realmente reflorestadas ($R\$ \text{ano}^{-1}$). Dentre os cenários, o C1 foi o que apresentou os menores custos por unidade de área, resultando em um custo médio evitado de $R\$ 96,47 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$. Já os cenários C2 e C3 tiveram uma média correspondente a $R\$ 112,87 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ e $R\$ 107,28 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, respectivamente.

O cenário C4 resultou nos maiores custos evitados, com uma média de $R\$ 157,73 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$. Esse aumento de custo no cenário C4 em relação aos demais cenários se deve à redução da classe URBN e consequentemente pela diferença entre os coeficientes de infiltração entre as classes FRSE e URBN. Este fato resulta em maior gradiente de lâmina de água infiltrada, elevando assim o custo.

Dentre as regiões homogêneas, as áreas B e C (ambas na sub-bacia do rio Piracicaba), foram as regiões que demonstraram os maiores custos evitados, equivalente a uma média de $R\$ 135,71 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ para o cenário C1 e C3; $R\$ 108,42 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ para o cenário C2; e $R\$ 155,46 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ para o cenário C4.

Tabela 21. Porcentagem de área de classes de uso do solo para cada região homogênea (A, B, C, D, E, F, G, H) e tipo de cenário (C0, C1, C2, C3, C4) analisado.

Uso do solo	A (726.3 km ²)					B (1871 km ²)					C (1832 km ²)					D (361.3 km ²)				
	C0	C1	C2	C3	C4	C0	C1	C2	C3	C4	C0	C1	C2	C3	C4	C0	C1	C2	C3	C4
FRSE	5,98	7,80	10,11	7,87	10,85	13,71	23,14	21,64	24,88	18,02	3,22	11,53	16,62	17,60	8,16	9,13	10,15	12,40	15,07	12,94
FRST	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
EUCA	1,07	1,07	1,07	1,07	1,06	2,32	2,31	2,31	2,31	2,29	0,06	0,06	0,05	0,06	0,06	0,26	0,26	0,26	0,26	0,25
RNGE	0,34	0,34	0,26	0,33	0,27	0,24	0,24	0,09	0,24	0,22	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,11	0,11	0,11	0,11	0,10
PAST	11,10	10,99	10,60	11,06	10,52	17,12	16,48	15,68	17,07	16,52	3,59	3,39	2,69	3,55	3,47	2,77	2,74	2,42	2,74	2,63
AGRR	3,51	3,44	3,49	3,33	3,47	0,27	0,20	0,27	0,18	0,27	1,70	1,62	1,65	1,47	1,70	1,45	1,45	1,45	1,41	1,45
SUGC	20,28	20,28	19,84	20,28	20,07	20,58	20,54	19,57	20,52	20,40	31,36	31,34	29,51	31,31	30,93	37,11	37,09	36,40	37,06	36,58
AGRL	53,25	51,61	50,16	51,58	49,30	40,17	31,51	34,84	29,21	36,68	43,59	35,59	33,01	29,54	39,51	47,64	46,68	45,43	41,82	44,53
URBN	3,90	3,90	3,90	3,90	3,89	0,85	0,85	0,85	0,85	0,84	15,80	15,80	15,80	15,80	15,50	1,00	1,00	1,00	1,00	0,98
WATR	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	4,73	4,73	4,73	4,73	4,73	0,64	0,64	0,64	0,64	0,64	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50

	E (1714 km ²)					F (2839 km ²)					G (1039 km ²)					H (2203.4 km ²)				
	C0	C1	C2	C3	C4	C0	C1	C2	C3	C4	C0	C1	C2	C3	C4	C0	C1	C2	C3	C4
FRSE	13,94	24,28	25,15	28,81	18,19	28,17	34,72	35,83	32,75	32,43	15,33	21,70	17,71	23,60	21,17	26,68	30,18	28,63	32,62	31,77
FRST	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
EUCA	4,03	4,01	3,87	4,02	4,00	4,34	4,34	4,34	4,34	4,25	3,60	3,60	3,55	3,60	3,55	5,25	5,25	5,25	5,25	5,14
RNGE	0,09	0,09	0,09	0,09	0,08	1,23	1,22	1,16	1,23	1,16	0,28	0,26	0,27	0,28	0,26	0,50	0,49	0,49	0,50	0,48
PAST	14,52	12,38	12,48	14,45	14,06	21,11	20,80	20,39	21,11	20,38	31,71	30,99	30,98	31,70	30,41	27,00	26,89	26,68	26,99	25,88
AGRR	0,24	0,22	0,23	0,20	0,23	0,09	0,09	0,09	0,08	0,09	0,13	0,10	0,13	0,09	0,13	0,30	0,30	0,29	0,17	0,30
SUGC	23,44	23,44	21,81	23,44	23,19	1,06	1,06	0,97	1,06	1,06	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
AGRL	39,73	31,57	32,35	25,00	36,29	35,91	29,69	29,14	31,33	32,83	45,71	40,12	44,14	37,50	41,41	35,52	32,13	33,90	29,72	31,84
URBN	3,78	3,78	3,78	3,78	3,73	6,68	6,68	6,68	6,68	6,39	2,38	2,38	2,38	2,38	2,21	2,73	2,73	2,73	2,73	2,56
WATR	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	1,41	1,41	1,41	1,41	1,41	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	2,01	2,01	2,01	2,01	2,01

Agricultura/Pastagem (AGRL), Culturas Anuais (AGRR), Floresta Plantada (EUCA), Formação Florestal (FRSE), Formação Savânica (FRST), Pastagem (PAST), Formação Campestre (RNGE), Cana-de-Açúcar (SURG), Mineração, Área Urbana e Área não Vegetada (URBN) e Água (WATR).

Analisando e considerando que todas as áreas dos cenários preditivos fossem reflorestadas, ou seja, que a condição do uso do solo atualmente fossem as áreas dos cenários C1, C2, C3 e C4 estabelecidas, os custos evitados nas áreas homogêneas estudadas variariam entre R\$ 10,7 mil a R\$ 781,5 mil ano⁻¹.

Tabela 22. Custos evitados relativos ao armazenamento/regulação do fluxo de água para cada região homogênea (A, B, C, D, E, F, G, H) e cenário analisado (C1, C2, C3, C4)

RH	CAP (R\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹)				CAP (R\$ ano ⁻¹)			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
A	77,03	132,06	77,03	143,06	35751,28	83696,72	38280,51	94242,86
B	138,26	108,76	138,26	160,38	475205,72	411316,40	580889,91	215564,54
C	133,17	108,08	133,17	150,54	438040,41	763559,06	767233,39	290166,21
D	97,97	97,97	135,20	170,47	10766,41	38960,76	63372,58	44334,99
E	98,38	153,71	98,38	217,25	492069,68	614604,72	781594,04	227346,09
F	58,30	118,83	76,23	134,53	609710,03	701089,10	437511,55	387306,17
G	106,24	75,55	99,16	141,65	221450,65	72910,29	304013,91	195659,08
H	62,39	107,99	100,79	143,99	274240,73	143478,49	473439,75	367838,83

CAP é o custo pelo total de água produzida;

Com relação às regiões homogêneas, as áreas B, C, E e F são equivalentes às sub-bacias dos Rios Corumbataí, Atibaia e Piracicaba, e por consequência apresentaram maior porcentagem de áreas que merecem ser reflorestadas. Assim, estão relacionadas aos maiores custos evitados para armazenamento/regulação do fluxo de água, chegando a R\$ 609,7 mil ano⁻¹ para a área F do cenário C1; R\$ 763,5 mil ano⁻¹ para a área C do cenário C2; R\$ 781,5 mil ano⁻¹ para a área C do cenário C3; R\$ 387,3 mil ano⁻¹ para a área F do cenário C4.

Gopal (2016) propõe que a avaliação de serviços ecossistêmicos e a sua valoração deva ser feita a partir dos fluxos ambientais, mais especificamente, sobre as vazões dos rios. Ainda, ressalta que ao vincular os serviços do ecossistema aos regimes de vazão, é importante reconhecer que as alterações na vazão podem ocorrer em qualquer um ou em todos os estágios de vazões baixas, médias ou de pico, ou na frequência ou na velocidade da descarga.

Na Figura 27A observa-se a distribuição da precipitação mensal para bacia do Rio Piracicaba, na qual entre os meses de maio a setembro a lâmina varia de 28,76 mm (agosto) a 58,73 mm (julho), e entre os meses de outubro a abril as médias precipitadas variam entre 97,46 mm (abril) a 330,35 mm (janeiro), ou seja, há uma grande sazonalidade na distribuição da chuva durante o ano. Com isso, as variações de armazenamento, rendimento e disponibilidade de água também se alteram, afetando assim os valores dos custos que poderiam ser evitados ao longo do ano.

Figura 27. Custo evitado mensal relacionado ao armazenamento/regulação do fluxo de água para cada cenário analisado. CAP - custo pelo total de água produzida.

A Figura 27B apresenta o custo mensal por unidade de área, na qual no mês de janeiro o valor evitado chega a R\$ 41,16 ha⁻¹ para os cenários C1, C2 e C3 e R\$ 54,11 ha⁻¹ para o cenário C4. Já no mês de agosto para os cenários C1, C2 e C3 o valor é de R\$ 3,58 ha⁻¹ e para o C4 corresponde a R\$ 4,71 ha⁻¹.

Considerando que todas as áreas dos cenários fossem reflorestadas, o valor evitado pelo armazenamento/regulação do fluxo de água para o mês de janeiro seria de R\$ 570,4 mil, R\$ 643,6 mil, R\$ 772,6 mil e R\$ 401,2 mil, respectivamente para os cenários C1, C2, C3 e C4. Para os mesmos cenários, os valores mínimos ocorrem no mês de agosto, com respectivos valores de R\$ 49,6 mil, R\$ 56,0 mil, R\$ 67,2 mil e R\$ 34,9 mil.

Resultados semelhantes foram relatados por Xie et al (2017), que avaliou a variação temporal do valor dos serviços ecossistêmicos na China e encontrou os maiores valores entre os meses de maio e setembro, período no qual há aumento da temperatura e precipitação.

Na Tabela 23 estão apresentados os coeficientes de participação de cada cenário na contribuição da carga de nitrogênio, fósforo e sedimentos. No cenário C4 a sub-bacia do Piracicaba não contribuiu para diminuição do aporte dos nutrientes de nitrogênio e fósforo. Dentro do mesmo cenário, as sub-bacias dos Rios Corumbataí, Jaguari, Piracicaba e Sistema Cantareira, também não forneceram diminuição da carga de sedimentos.

Tabela 23. Coeficientes de participação (CP) de cada cenário na contribuição da carga de nitrogênio, fósforo e sedimentos.

Sub-bacia	C0	C1	C0	C2	C0	C3	C0	C4
Nitrogênio								
Atibaia	0,5316	0,4684	0,5392	0,4608	0,5288	0,4712	0,5205	0,4795
Camanducaia	0,5386	0,4614	0,5091	0,4909	0,5591	0,4409	0,5289	0,4711
Corumbataí	0,5469	0,4531	0,5392	0,4608	0,5971	0,4029	0,5203	0,4797
Jaguari	0,5187	0,4813	0,5121	0,4879	0,5324	0,4676	0,5238	0,4762
Piracicaba	0,5603	0,4397	0,5306	0,4694	0,5675	0,4325	-	-
Sistema Cantareira	0,5318	0,4682	0,5019	0,4981	0,5226	0,4774	0,5301	0,4699
Fósforo								
Atibaia	0,5300	0,4700	0,5452	0,4548	0,5108	0,4892	0,5094	0,4906
Camanducaia	0,5133	0,4867	0,5319	0,4681	0,5115	0,4885	0,5220	0,4780
Corumbataí	0,5005	0,4995	0,5097	0,4903	0,5063	0,4937	0,5024	0,4976
Jaguari	0,5189	0,4811	0,5316	0,4684	0,5157	0,4843	0,5131	0,4869
Piracicaba	0,5312	0,4688	0,5302	0,4698	0,5301	0,4699	-	-
Sistema Cantareira	0,5609	0,4391	0,5783	0,4217	0,5290	0,4710	0,5300	0,4700
Sedimentos								
Atibaia	0,5271	0,4729	0,5243	0,4757	-	-	0,5002	0,4998
Camanducaia	0,5285	0,4715	0,5170	0,4830	0,5083	0,4917	0,5160	0,4840
Corumbataí	0,5317	0,4683	0,5066	0,4934	0,5062	0,4938	-	-
Jaguari	0,5240	0,4760	0,5115	0,4885	-	-	-	-
Piracicaba	0,5441	0,4559	0,5325	0,4675	-	-	-	-
Sistema Cantareira	0,5264	0,4736	0,5321	0,4679	-	-	-	-

Observa-se ainda que não há diminuição do transporte de sedimentos nas sub-bacias dos Rios Atibaia, Jaguari, Piracicaba e Sistema Cantareira dentro do cenário C3. Isso se deve ao fato de que o cenário C3 é proveniente da identificação de áreas que tenham problemas na qualidade da água, que por sua vez será reflorestada, e não coincide com áreas que contribuem na carga de sedimentos. Portanto, não há análise do custo evitado para as sub-bacias citadas, pois a simulação dos cenários no modelo não segue o critério $CP_{ci} < CP_{co}$ (Equação 4).

O melhor cenário para avaliação do custo evitado pela manutenção da qualidade da água é o C3, pois foi proveniente da identificação de áreas que tenham problemas na qualidade da água com maior área prioritária e consequentemente com maior classe FRSE; portanto, o custo médio evitado pela manutenção da qualidade da água (desconsiderando o Sistema Cantareira) com base na variável nitrogênio foi de R\$ 991,15 ha⁻¹ ano⁻¹ (Figura 28A); já considerando a variável fósforo o custo médio evitado foi de R\$ 273,23 ha⁻¹ ano⁻¹ (Figura 28B).

Com relação à variável sedimentos (Figura 28C), o cenário C1 foi resultante da Análise Multicriterial com objetivo de identificar áreas que possuem susceptibilidade ou problemas relacionados à erosão e produção de sedimentos; portanto, o custo médio evitado pela manutenção da qualidade da água neste cenário (desconsiderando o Sistema Cantareira, pois o mesmo já está incluso dentro das bacias do Rio Atibaia e Jaguari) foi de R\$ 565,58 ha⁻¹ ano⁻¹ (Figura 28A).

O custo evitado utilizando a carga de nitrogênio como base, gera uma redução no custo quando comparado ao fósforo e a sedimentos; e isso é devido à sua maior variação dentro dos diversos usos do solo analisados. De acordo com o custo evitado médio e desvio padrão, as áreas das sub-bacias do Rio Corumbataí, Piracicaba e Camanducaia possuem maiores variações no aporte de nitrogênio se reflorestadas.

O fósforo, o nitrogênio e os sedimentos têm grandes concentrações em centros urbanos e a produção de sedimentos ocorre em certas condições das características do relevo, tipo de solo e manejo e uso desse solo (Goonetilleke et al. 2004). As sub-bacias Atibaia e Piracicaba apresentaram as maiores variações do nutriente fósforo e produção de sedimentos, o que está altamente correlacionado à alta densidade urbana nessas bacias.

Figura 28. Custos evitados pela manutenção da qualidade da água com base na variável nitrogênio (A), fósforo (B) e sedimentos (C). CMQA - custo pela manutenção da qualidade da água.

De acordo com o cenário C0, o Sistema Cantareira possui 39,55% do total da sua área composta por formação florestal e 7,79% de floresta plantada, ou seja, quase 50% da área é composta por floresta, o que explica a não redução da produção de sedimentos e o baixo custo evitado médio e desvio padrão quando comparado com as outras sub-bacias (Figura 28). Com isso, a área do Sistema Cantareira serviu como um padrão de validação, onde áreas com alta cobertura por floresta o custo evitado é muito baixo ou não gera benefício quando o uso e a cobertura do solo é alterado; já para áreas em que a porcentagem de florestas é baixa e há uma grande atividade agrícola ou áreas urbanas os custos evitados são altos, pois geram grandes benefícios relacionados

à diminuição da carga poluidora, ou seja, quanto mais benefícios a mudança do uso do solo gera, maior será o custo evitado.

Quintas-Soriano et al. (2016) avaliaram o valor dos serviços ecossistêmicos na Espanha. O valor médio para regulação da qualidade da água em 2012 foi de R\$ 884,47 ha⁻¹ ano⁻¹, chegando a no máximo R\$ 12.879,14 ha⁻¹ ano⁻¹; já para o controle da erosão o valor médio foi correspondente a R\$ 209,11 ha⁻¹ ano⁻¹, chegando a no máximo R\$ 1534,27 ha⁻¹ ano⁻¹.

Um projeto por Pagamentos por Serviços Ambientais denominado Projeto Oásis, cujo objetivo é a proteção de remanescentes de Mata Atlântica e ecossistemas associados, localizados dentro da área de mananciais da Região Metropolitana de São Paulo, desenvolveu uma metodologia que define um valor de referência para o pagamento por hectare por ano para os serviços prestados pela área natural preservada em relação ao armazenamento de água (Whately e Hercowitz, 2008). A regulação da água foi valorada em R\$ 99,00 ha⁻¹ ano⁻¹, valor que se assemelha ao custo médio estimado neste trabalho para armazenamento e rendimento de água nos cenários C1, C2 e C3.

No Projeto Oásis, a manutenção da qualidade da água foi valorada em R\$ 196,00 ha⁻¹ ano⁻¹ (Nunes et al. 2013). O valor de R\$ 196,00, atribuído à qualidade de água, foi estimado com base na quantidade de fósforo total presente na água. O valor médio estimado neste trabalho, considerando as variáveis de fósforo, nitrogênio e sedimentos foi superior ao valor apresentado no Projeto Oásis, pois na metodologia utilizada nesse projeto considera-se uma tarifa de tratamento de água de R\$ 0,054 m⁻³ com referência ao ano de 2003. Já as tarifas utilizadas atualmente nos municípios da bacia do Rio Piracicaba variam entre R\$ 0,56 m⁻³ (Analândia) a R\$ 3,54 m⁻³ (Campinas).

Verificando o custo evitado total para a bacia do Rio Piracicaba para cada cenário, o C4 apresenta o menor valor por estar relacionado à menor área reflorestada, correspondendo à R\$ 1,8 milhões ano⁻¹; já nos cenários C1 e C2 os valores foram de, respectivamente, R\$ 2,5 milhões ano⁻¹ e R\$ 2,8 milhões ano⁻¹. O C3 tem uma área reflorestada de 8,82% a mais que o cenário atual, sendo a maior dentre todos os cenários e consequentemente apresentando o maior custo evitado devido ao armazenamento/ regulação do fluxo de água (R\$ 3,4 milhões ano⁻¹).

A bacia do rio Piracicaba se encontra dentro da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, denominada bacia PCJ (PCJ, 2011). A bacia PCJ, possui a cobrança pelo uso de recursos hídricos, que é um dos instrumentos de gestão da Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei nº 9.433/97, e têm como objetivo dar ao usuário uma indicação do real valor da água, incentivar o uso racional deste recurso e obter aporte financeiro para recuperação das bacias hidrográficas (BRASIL, 1997). De acordo com o relatório de arrecadação da cobrança do uso da água, no ano de 2019 o total repassado para

investimentos foi equivalente a R\$ 11,2 milhões e a média anual entre os anos de 2006 a 2019 foi de R\$ 15,2 milhões (ANA, 2019). Analisando o custo total evitado devido ao armazenamento e rendimento de água para a bacia do Rio Piracicaba para cada cenário, os valores representam 16,07% (C4) e 30,36% (C3) do total repassado no ano de 2019, e 11,84% (C4) e 22,37% (C3) do valor médio anual repassado, ou seja, representa um valor alto comparado ao total arrecadado para investimentos na bacia.

Considerando que todas as áreas dos cenários fossem reflorestadas e utilizando o nitrogênio como base, o custo evitado pela manutenção da qualidade da água na bacia do Rio Piracicaba chegaria a no máximo R\$ 141,7 milhões ano⁻¹ (C3) e no mínimo R\$ 18,8 milhões ano⁻¹ (C4), que corresponde a respectivamente a 66,71% e 8,85% do total arrecadado acumulado repassado (2006-2019) pela cobrança do uso da água. Analisando o fósforo, o custo máximo evitado seria de R\$ 71,6 milhões ano⁻¹ (C2) e no mínimo R\$ 9,4 milhões ano⁻¹ (C4), que corresponde a respectivamente a 33,71% e 4,43% do total arrecadado acumulado repassado (2006-2019) pela cobrança do uso da água. Já considerando a produção de sedimentos, se evitaria no máximo R\$ 45,1 milhões ano⁻¹ (C1) e no mínimo R\$ 16,5 milhões ano⁻¹ (C4), que corresponde a respectivamente a 21,23% e 7,77% do total arrecadado acumulado repassado (2006-2019) pela cobrança do uso da água.

Com a finalidade de verificar quais outros benefícios os cenários poderiam fornecer, na Figura 29 estão apresentados a variação média anual do escoamento superficial (Qsup), escoamento lateral (Qlat), contribuição do aquífero raso e profundo (Qgw), recarga total do aquífero (Totalgw), rendimento de água (Qtotal), evapotranspiração (ET) e também a variação da produção de sedimentos (Sed).

A retirada da vegetação deixa a superfície do solo mais exposta à ação direta das gotas das chuvas, facilitando o movimento da água na superfície, diminuindo a velocidade de infiltração e, consequentemente, gerando maior escoamento superficial (Cardoso et al., 2012; Rodrigues et al., 2013). Com isso, pode-se observar que os cenários de restauração florestal quando comparados com o cenário C0 (Figura 29) demonstraram menor escoamento superficial, maior escoamento lateral, maior contribuição dos aquíferos para o rendimento de água, maior recarga do aquífero, menor rendimento de água e maior evapotranspiração.

Figura 29. Variação média anual do escoamento superficial (Qsup), escoamento lateral (Qlat), contribuição do aquífero raso e profundo (Qgw), recarga total do aquífero (Totalgw), rendimento de água (Qtotat), evapotranspiração (ET) e produção de sedimentos (Sed) para os cenários C0, C1, C2, C3 e C4.

Pereira et al. (2014) também avaliaram o efeito da mudança de cenários de uso e ocupação do solo no balanço hídrico utilizando o modelo SWAT e verificaram maior escoamento superficial no cenário pessimista, no qual as classes que ocupavam maior parte da bacia eram pastagem e agricultura. Já no cenário onde a mata nativa ocupava 97% da área da bacia, o escoamento superficial e a rendimento de água foram menores e a evapotranspiração aumentou.

Em áreas agrícolas, o mau uso do solo, a mecanização intensiva, o monocultivo, a destruição das áreas de preservação permanente e o elevado uso de insumos químicos podem alterar as características naturais do solo, causando esgotamento, degradação e erosão (Oliveira et al., 2012). Como a maioria das áreas que foram reclassificadas como FRSE eram agrícolas, pode-se verificar um decréscimo da produção de sedimentos nos cenários reflorestados, principalmente no cenário C3, com redução de 0,765 Mg ha⁻¹.

Xie et al. (2017) avaliaram o valor dos serviços ecossistêmicos e verificaram que as florestas apresentam a maior contribuição, responsável por 46,0% do valor total, e entre os serviços ecossistêmicos, os serviços de regulação fornecem o componente mais alto, 71,3% do valor total. Portanto, o aumento da área florestada na bacia do Rio Piracicaba pode ser uma opção efetiva para fornecer serviços de regulação à vazão e à manutenção da qualidade de água.

A relação entre a água e a floresta depende de diversas variáveis específicas do local, como o tipo de solo e de vegetação, o clima, a declividade do terreno, o tipo de manejo adotado, entre outros, que se relacionam com múltiplas interações. Com isso, torna-se difícil isolar uma variável para identificar seu impacto sobre determinados parâmetros do ecossistema (Whately e Hercowitz, 2008). Lara-Pulido et al. (2018) realizaram uma meta-análise da avaliação econômica de serviços ecossistêmicos no México e concluíram que a avaliação econômica é uma ferramenta poderosa para esclarecer a importância dos serviços ecossistêmicos a diversos setores; porém, para se ter estimativas confiáveis os referidos autores recomendam a utilização de modelos, principalmente o modelo SWAT, que é considerado um modelo robusto e que evoluiu muito nos últimos trinta anos.

Independente da metodologia disponível ou utilizada para a avaliação econômica dos serviços ecossistêmicos, haverá a vantagem de se oferecer uma base para o diálogo com os formuladores de políticas (Gopal, 2016), já que o reconhecimento do valor econômico da água impulsiona o desenvolvimento dos países e a partir do mesmo é possível reduzir as perdas de receita e principalmente gerar benefícios ao ecossistema.

As aplicações futuras dessa abordagem podem ajustar ou refinar o método em várias direções e a avaliação monetária também pode ser estendida ao valor da compensação paga aos proprietários para conservação e/ou recuperação dos recursos naturais na bacia do Rio Piracicaba.

4.4. CONCLUSÃO

As mudanças do uso e ocupação do solo afetam os serviços ambientais de regulação de vazão e de manutenção da qualidade da água, evidenciando assim que as áreas estratégicas apresentadas nos cenários podem ser utilizadas como unidades de provisão de serviços ecossistêmicos.

Foi possível estimar valores para regulação da quantidade e adequação da qualidade de serviços de provisão de água, respectivamente, em termos de armazenamento de água/regulação do fluxo de água e manutenção da qualidade da água. O custo médio evitado pelo armazenamento de água nos cenários estudados variou de R\$ 96,47 ha⁻¹ ano⁻¹ a R\$ 157,73 ha⁻¹ ano⁻¹. O custo médio evitado pela manutenção da qualidade da água com base na variável nitrogênio foi de R\$ 991,15 ha⁻¹ ano⁻¹; já considerando a variável fósforo o custo médio foi de R\$ 273,23 ha⁻¹ ano⁻¹ e, para variável sedimentos, R\$ 565,58 ha⁻¹ ano⁻¹.

A aplicação de ferramentas como o SWAT, AMC e os métodos de valoração como os apresentados neste trabalho podem ser especialmente úteis em novos planos de desenvolvimento para bacia do Rio Piracicaba e em outras regiões hidrográficas, para apoiar os tomadores de decisão

quanto ao nível de ocupação e as consequências futuras, tanto em termos econômicos quanto hidrológicos.

REFERÊNCIAS

- ANA - Agência Nacional das Águas. **Cobrança – Informações gerais PCJ**. 2019. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/gestao-da-agua/cobranca/pcj>>
- ANA - Agência Nacional das Águas. **Sistema Cantareira**. 2019. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/sala-de-situacao/sistema-cantareira/sistema-cantareira-saiba-mais>>
- ANA - Agência Nacional das Águas. **COARC**. 2019. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/todos-os-documentos-do-portal/documentos-saf/coarc>>
- ANA/DAEE. Agência Nacional das Águas/Departamento de Águas e Energia Elétrica. **Resolução Conjunta ANA/DAEE 925/2017**. 2017. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/arquivos/resolucoes/2017/925-2017.pdf?174417>
- ARESPCJ. Agência Reguladora dos Serviços de Saneamento das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí. **Pareceres tarifários**. 2019. Disponível em: <<http://www.arespcj.com.br/arquivos/15/parecer-consolidado.aspx>>
- BATEMAN, I. J., TURNER, R. K. Valuation of the environment, methods and techniques: the contingent valuation method. **Sustainable environmental economics and management: principles and practice**, Belhaven Press, London, p. 120-191, 1993.
- BRASIL. **LEI Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>
- CARDOSO, D. P., SILVA, M. L. N., CARVALHO, G. J., FREITAS, D. A. F., AVANZI, J. C. Plantas de cobertura no controle das perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v.16, p.632–638, 2012.
- CUSTÓDIO, V. A crise hídrica na região metropolitana de São Paulo (2014-2015). **GEOUSP Espaço e Tempo**. v. 19, n. 3, p. 445-463, 2015.
- DU, J., QIAN, L., RUI, H., ZUO, T., ZHENG, D., XU, Y., XU, C. Y. Assessing the effects of urbanization on annual runoff and flood events using an integrated hydrological modeling system for Qinhui River basin, China. **Journal of Hydrology**, v. 464, p. 127-139, 2012.
- FILOSO, S., MARTINELLI, L. A., WILLIAMS, M. R., LARA, L. B., KRUSCHE, A., BALLESTER, M. V., VICTORIA, R., DE CAMARGO, P. B. Land use and nitrogen export in the Piracicaba River basin, Southeast Brazil. **Biogeochemistry**, v. 65, n. 3, p. 275-294, 2003.

- GOONETILLEKE, A., THOMAS, E., GINN, S., GILBERT, D. Understanding the role of land use in urban stormwater quality management. **Journal of Environmental Management**, v. 74, n. 1, p. 31-42, 2005.
- GOPAL, B. A conceptual framework for environmental flows assessment based on ecosystem services and their economic valuation. **Ecosystem Services**, v. 21, p. 53-58, 2016.
- GUAN, M., SILLANPÄÄ, N., KOIVUSALO, H. Modelling and assessment of hydrological changes in a developing urban catchment. **Hydrological Processes**, v. 29, n. 13, p. 2880-2894, 2015.
- HANLEY, N., SPASH, C. L. **Cost-Benefit Analysis and the Environment**. Edward Elgar Publishing, 1993.
- HONDA, E. A., DURIGAN, G. A restauração de ecossistemas e a produção de água. **Hoehnea**, v. 44, n. 3, p. 315-327, 2017.
- HUFSCMIDT, M. M., JAMES, D. E., MEISTER, A. D., BOWER, B. T., DIXON, J. A. **Environmental, natural systems and development: an economic valuation guide**. Maryland, US; London: Johns Hopkins University Press, 1983.
- HUNG, C. L. J., JAMES, L. A., CARBONE, G. J., WILLIAMS, J. M. Impacts of combined land-use and climate change on streamflow in two nested catchments in the Southeastern United States. **Ecological Engineering**, v. 143, 2020.
- LANDELL-MILLS, N., PORRAS, I.T. Silver bullet or fools' gold? A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor. **International Institute for Environment and Development (IIED)**, London, 2002.
- LARA-PULIDO, J. A., GUEVARA-SANGINÉS, A., MARTELO, C. A. A meta-analysis of economic valuation of ecosystem services in Mexico. **Ecosystem Services**, v. 31, p. 126-141, 2018.
- MAPBIOMAS – **Mapas e dados**. 2018. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/>>
- MARENGO, J. A., ALVES, L. M. Crise hídrica em São Paulo em 2014: seca e desmatamento. **GEOUSP Espaço e Tempo**. v. 19, n. 3, p. 485-494, 2015.
- MARQUES, G. F., DE SOUZA, V. B., MORAES, N. V. The economic value of the flow regulation environmental service in a Brazilian urban watershed. **Journal of Hydrology**, v. 554, p. 406-419, 2017.
- MOTA, J. A., BURSZTYN, M. O valor da natureza como apoio à decisão pública. **Revista Paranaense de Desenvolvimento**, v. 34, n. 125, p. 39-56, 2013.
- MOTTA, R. S. D. Manual para valoração econômica dos recursos naturais. **Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal**, 1997.

- NETO, J. C. C. A crise hídrica no Estado de São Paulo. **GEOUSP Espaço e Tempo**. v. 19, n. 3, p. 479-484, 2015.
- NOBRE, C., MARENGO, J. A., SELUCHI, M. E., CUARTAS, A., ALVES, L. M., CAMARGO, H. The record drought and water crises of summer 2014 in Southeastern Brazil. **Bulletin of the American Meteorological Society**, 2015.
- NUNES, M. D. L. S., TAKAHASHI, L. Y., FERRETI, A. R., KRIECK, C. A. Projeto Oásis São Paulo e Apucarana. Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil. **São Paulo: SMA/CBRN**, p. 49, 2013.
- OGDEN, F. L., RAJ PRADHAN, N., DOWNER, C. W., ZAHNER, J. A. Relative importance of impervious area, drainage density, width function, and subsurface storm drainage on flood runoff from an urbanized catchment. **Water Resources Research**, v. 47, n. 12, 2011.
- OLIVEIRA, J. G. R., RALISCH, R. G., MARIA, F., BARBOSA, G. M. C., FILHO, J. T. Erosão no plantio direto: perda de solo, água e nutrientes. **Boletim Geografia**, Maringá, v. 30, p. 91-98, 2012.
- PCJ - COMITÊ DA BACIA DOS RIOS PIRACICABA, JUNDIAÍ E CAPIVARÍ. **Plano das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí 2010-2020: Relatório síntese**. 2011.
- PEARCE, D. W., PRETTY, J. N. **Economic values and the natural world**. Earthscan, 1993.
- PEREIRA, D. D. R., ALMEIDA, A. Q. D., MARTINEZ, M. A., ROSA, D. R. Q. Impacts of deforestation on water balance components of a watershed on the Brazilian East Coast. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 4, p. 1350-1358, 2014.
- QUINTAS-SORIANO, C., MARTÍN-LÓPEZ, B., SANTOS-MARTÍN, F., LOUREIRO, M., MONTES, C., BENAYAS, J., GARCÍA-LLORENTE, M. Ecosystem services values in Spain: A meta-analysis. **Environmental Science & Policy**, v. 55, p. 186-195, 2016.
- RICHTER, R. M., JACOBI, P. R. Conflitos na macrometrópole paulista pela perspectiva da crise hídrica. **Rev. Bras. Estud. Urbanos Reg**, p. 556-569, 2018.
- RODRIGUES, J. O., ANDRADE, E. A., MENDONÇA, L. A. R., ARAÚJO, J. C., PALÁCIO, H. A. Q., ARAÚJO, E. M. Respostas hidrológicas em pequenas bacias na região semiárida em função do uso do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, p.312-318, 2013.
- SABESP. Companhia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. **Tarifas**. 2019. Disponível em: <<http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=183>>

- SORIANO, É., LONDE, L. D. R., DI GREGORIO, L. T., COUTINHO, M. P., SANTOS, L. B. L. Crise hídrica em São Paulo sob o ponto de vista dos desastres. **Ambiente & Sociedade**, v. 19, n. 1, p. 21-42, 2016.
- TAMBOSI, L. R., VIDAL, M. M., FERRAZ, S. F. D. B., METZGER, J. P. Funções ecológicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos Avançados**, v. 29, n. 84, p. 151-162, 2015.
- TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. **Estudos Avançados**. São Paulo, v. 22, n. 63, p. 97-112, 2008.
- WHATELY, M., HERCOWITZ, M. Serviços ambientais: conhecer, valorizar e cuidar: subsídios para a proteção dos mananciais de São Paulo. **Instituto Socioambiental**, 2008.
- WOLFF, W. **Regionalização de Vazões – São Paulo**. 2013. Disponível em: <<http://www.leb.esalq.usp.br/leb/wolff/rv/>>
- WOLFF, W., DUARTE, S. N., MINGOTI, R. Nova metodologia de regionalização de vazões, estudo de caso para o Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 4, p. 21-33, 2014.
- XIE, G., ZHANG, C., ZHEN, L., ZHANG, L. Dynamic changes in the value of China's ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 26, p. 146-154, 2017.

APÊNDICES

APÊNDICE A. Parâmetros climáticos obtidos a partir dos dados da estação de São Carlos utilizados ao modelo WXGEN.

Variáveis	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
TMPMX	28.00	29.14	27.70	26.57	24.28	23.57	24.05	26.47	28.09	28.74	28.16	28.63
TMPMN	18.71	19.10	18.34	16.61	13.68	12.59	12.56	13.47	15.51	17.02	17.46	18.49
TMPSTDMX	2.55	2.30	2.44	1.93	2.58	2.59	2.88	2.91	3.59	3.53	2.61	2.42
TMPSTDMN	1.24	1.07	1.36	1.81	2.14	2.31	2.70	2.40	2.49	2.34	1.87	1.37
PCPMM	238.49	151.51	167.14	93.23	48.71	58.23	38.53	31.20	53.98	99.60	154.70	216.08
PCPSTD	12.52	9.39	9.92	8.01	5.01	5.15	3.99	2.98	4.98	8.05	9.88	12.42
PCPSKW	2.78	2.29	2.52	3.11	4.18	3.75	4.21	4.24	3.68	3.29	2.38	2.50
PR_W1	0.56	0.53	0.56	0.29	0.25	0.23	0.14	0.10	0.23	0.33	0.48	0.57
PR_W2	0.62	0.70	0.66	0.55	0.53	0.38	0.43	0.27	0.43	0.52	0.60	0.67
PCPD	17.43	15.00	17.29	9.14	7.71	7.14	4.25	3.00	7.00	10.13	14.75	17.75
RAINHHMX	24.57	21.86	16.74	17.17	9.46	12.00	7.65	5.40	9.23	18.78	21.00	28.98
SOLARAV	19.83	19.96	17.55	16.31	14.67	13.26	13.86	17.12	18.59	20.10	20.17	20.39
DEWPT	17.62	17.72	17.46	15.69	12.59	11.73	10.37	9.34	11.09	13.92	15.83	17.44
WNDVAV	1.73	1.67	1.73	1.72	1.68	1.62	1.62	1.87	2.12	2.15	2.07	1.71

APÊNDICE B. Parâmetros climáticos obtidos a partir dos dados da estação de Sorocaba utilizados ao modelo WXGEN.

Variáveis	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
TMPMX	28.64	30.34	29.06	27.08	24.25	23.46	23.85	25.90	27.24	28.16	28.39	29.35
TMPMN	18.85	19.24	18.26	16.23	12.82	11.33	11.14	11.76	14.07	15.95	16.86	18.21
TMPSTDMX	2.53	2.41	2.45	2.23	3.05	2.81	3.37	3.72	4.09	3.87	2.85	2.80
TMPSTDMN	1.40	1.13	1.42	1.91	2.42	2.83	2.98	2.49	2.37	2.38	2.11	1.78
PCPMM	251.98	103.85	85.08	79.58	36.50	47.98	52.80	26.33	53.10	78.83	122.65	184.13
PCPSTD	12.02	7.95	7.30	7.09	3.98	4.83	4.67	2.49	4.10	5.75	9.71	10.88
PCPSKW	1.79	2.78	3.83	3.35	4.17	4.18	3.42	3.89	3.56	2.95	3.24	2.21
PR_W1	0.60	0.48	0.36	0.34	0.33	0.38	0.33	0.15	0.25	0.31	0.38	0.44
PR_W2	0.70	0.59	0.54	0.50	0.38	0.39	0.44	0.28	0.37	0.45	0.50	0.55
PCPD	18.50	13.75	11.25	10.63	10.25	11.75	10.25	4.50	7.88	9.75	11.75	13.75
RAINHHMX	28.35	18.35	18.70	18.63	7.30	6.35	5.53	3.43	7.00	11.78	23.00	29.75
SOLARAV	18.91	21.07	18.63	16.25	13.70	12.35	12.81	16.16	17.79	19.56	20.98	21.62
DEWPT	18.61	18.67	17.97	16.45	13.53	12.38	11.64	11.17	12.83	14.95	16.21	17.77
WNDVAV	2.15	1.89	2.15	2.24	2.11	1.84	2.08	2.48	2.80	2.96	2.73	2.23

APÊNDICE C. Parâmetros climáticos obtidos a partir dos dados da estação de Piracicaba utilizados ao modelo WXGEN.

Variáveis	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
TMPMX	29.57	31.20	29.80	28.13	25.48	24.78	25.27	27.48	28.90	29.93	29.70	30.32
TMPMN	19.57	19.99	19.04	16.86	13.20	11.75	11.58	12.29	15.18	16.89	17.94	19.25
TMPSTDMX	2.57	2.35	2.57	2.21	2.93	2.91	3.41	3.49	4.28	3.61	2.72	2.61
TMPSTDMN	1.18	1.03	1.41	1.91	2.47	2.72	2.94	2.36	2.80	2.29	1.94	1.58
PCPMM	300.58	124.98	126.63	102.30	47.53	66.60	50.95	20.93	48.33	102.75	117.28	204.25
PCPSTD	14.68	8.37	9.43	8.80	5.03	5.90	4.27	1.96	4.53	8.67	8.57	12.40
PCPSKW	2.10	2.45	3.12	3.40	3.90	3.99	3.21	4.31	4.57	3.61	2.81	2.32
PR_W1	0.70	0.54	0.46	0.36	0.33	0.44	0.34	0.11	0.19	0.35	0.40	0.52
PR_W2	0.74	0.62	0.63	0.56	0.42	0.47	0.41	0.29	0.37	0.39	0.57	0.62
PCPD	21.63	15.50	14.13	11.13	10.25	13.75	10.63	3.38	6.00	10.75	12.38	16.00
RAINHHMX	27.25	19.95	27.00	18.43	8.48	10.10	6.35	3.78	9.98	15.38	15.95	27.43
SOLARAV	18.94	21.13	19.01	16.45	14.20	12.94	13.82	16.53	17.90	20.72	21.06	21.72
DEWPT	19.55	19.43	18.83	17.21	13.96	13.06	12.02	11.00	12.65	15.27	16.83	18.62
WNDVAV	1.97	1.78	1.93	1.84	1.75	1.67	1.80	2.09	2.36	2.41	2.45	2.12

APÊNDICE D. Parâmetros climáticos obtidos a partir dos dados da estação de Taubaté utilizados ao modelo WXGEN.

Variáveis	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
TMPMX	29.99	31.45	29.91	27.59	24.98	24.01	24.19	26.23	27.82	28.77	28.75	30.21
TMPMN	19.60	19.40	18.84	16.29	13.12	11.66	11.05	11.68	14.15	16.58	17.74	19.38
TMPSTDMX	3.04	2.67	2.81	2.76	2.85	2.92	3.45	3.67	4.05	4.32	3.41	3.07
TMPSTDMN	1.15	1.06	1.26	1.92	2.54	2.62	2.79	2.69	2.75	2.26	1.88	1.41
PCPMM	190.26	149.73	109.77	84.23	36.73	35.90	45.08	17.74	34.03	92.43	136.45	179.14
PCPSTD	10.10	9.85	7.44	7.46	3.35	3.00	3.86	1.74	3.47	6.77	8.41	9.45
PCPSKW	2.26	2.26	2.70	3.00	3.57	3.36	3.68	4.34	3.67	2.78	2.29	2.37
PR_W1	0.68	0.53	0.49	0.31	0.27	0.25	0.23	0.16	0.21	0.36	0.51	0.60
PR_W2	0.74	0.61	0.66	0.45	0.43	0.30	0.43	0.37	0.41	0.52	0.61	0.68
PCPD	21.00	15.13	15.14	9.71	8.38	7.75	7.25	5.00	6.63	11.25	15.88	18.57
RAINHHMX	25.49	25.15	21.06	17.63	8.88	6.75	7.28	5.37	9.70	19.70	17.10	24.14
SOLARAV	17.16	18.60	15.54	12.78	11.85	10.66	11.21	13.86	15.25	16.91	18.45	18.49
DEWPT	18.95	18.65	18.30	16.35	13.81	12.79	12.05	11.84	13.25	15.28	16.69	18.39
WNDVAV	1.92	1.86	1.91	1.71	1.62	1.58	1.64	1.95	2.30	2.41	2.36	2.01

APÊNDICE E. Parâmetros climáticos obtidos a partir dos dados da estação de Itapira utilizados ao modelo WXGEN.

Variáveis	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
TMPMX	29.87	31.58	30.04	28.51	26.30	25.37	26.27	28.18	29.60	30.48	30.20	30.75
TMPMN	19.38	19.60	18.94	16.63	13.42	12.44	12.41	13.28	14.96	17.29	18.35	19.43
TMPSTDMX	2.33	2.43	2.65	2.01	2.52	2.73	2.75	3.00	3.67	3.18	2.71	2.45
TMPSTDMN	1.29	1.07	1.44	1.92	2.36	2.31	2.75	2.70	2.56	2.23	1.83	1.42
PCPMM	293.03	126.09	161.83	101.77	42.94	60.97	31.37	29.74	65.46	114.89	143.63	205.89
PCPSTD	15.88	9.29	10.58	8.16	4.35	5.29	2.99	2.55	5.48	8.52	10.23	11.60
PCPSKW	2.44	2.77	2.73	3.42	4.01	3.77	3.78	3.82	3.70	2.49	2.69	2.17
PR_W1	0.67	0.47	0.51	0.39	0.30	0.36	0.22	0.22	0.31	0.34	0.48	0.57
PR_W2	0.71	0.54	0.61	0.54	0.42	0.52	0.32	0.41	0.48	0.45	0.58	0.65
PCPD	20.71	13.71	15.86	12.14	9.43	11.14	6.71	6.71	9.71	10.57	14.86	17.71
RAINHHMX	26.89	19.14	21.91	20.49	9.34	9.34	5.94	4.23	8.54	18.83	17.86	25.11
SOLARAV	19.12	20.76	18.32	16.19	13.63	11.85	12.37	14.25	17.46	19.44	20.58	21.25
DEWPT	18.63	18.41	18.32	16.46	13.31	12.45	11.26	10.20	12.08	14.72	16.52	18.34
WNDVAV	1.19	1.05	1.01	0.93	0.95	0.99	1.10	1.36	1.38	1.50	1.44	1.25

APÊNDICE F. Parâmetros climáticos obtidos a partir dos dados da estação de Barra Bonita utilizados ao modelo WXGEN.

Variáveis	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
TMPMX	30.75	32.13	30.22	28.80	25.97	24.36	25.37	27.90	29.52	30.53	30.98	31.84
TMPMN	20.24	20.68	19.87	18.04	15.16	13.55	13.56	13.79	16.11	17.72	18.98	20.29
TMPSTDMX	2.70	2.62	2.96	2.25	3.00	3.18	3.77	4.03	4.33	3.84	3.11	2.77
TMPSTDMN	1.28	1.09	1.42	1.65	2.06	2.11	2.44	2.47	2.27	2.28	1.95	1.54
PCPMM	329.67	162.92	130.33	85.47	53.40	34.93	39.70	28.64	85.07	118.17	144.37	198.67
PCPSTD	18.73	11.89	8.46	7.82	5.90	3.50	4.17	2.84	7.59	8.53	10.37	10.91
PCPSKW	2.43	2.89	2.70	3.35	3.99	3.95	4.11	4.33	3.58	2.80	2.76	2.13
PR_W1	0.69	0.52	0.41	0.25	0.23	0.23	0.22	0.14	0.27	0.34	0.37	0.53
PR_W2	0.72	0.62	0.55	0.48	0.57	0.39	0.34	0.29	0.45	0.47	0.47	0.58
PCPD	21.33	14.60	12.67	7.67	7.17	7.00	6.67	4.20	8.50	10.50	11.50	16.33
RAINHHMX	30.90	23.92	18.73	19.10	11.67	6.90	7.60	6.00	12.13	18.07	24.50	27.57
SOLARAV	20.52	21.65	18.22	16.59	13.61	11.27	11.59	14.91	16.31	19.80	21.21	22.24
DEWPT	19.01	18.72	18.51	16.81	14.30	13.10	12.44	10.77	12.93	14.96	16.57	18.47
WNDVAV	2.38	1.97	2.52	2.48	2.33	2.15	2.34	2.81	3.05	3.27	3.10	2.70

APÊNDICE G. Parâmetros inseridos no modelo SWAT que caracterizam cada tipo de solo.

SOLO	Horizonte A	HYDGRP	SOL_ZMX	SOL_Z	SOL_BD	SOL_AWC	SOL_K	SOL_CBN	SOL_CLAY	SOL_SILT	SOL_SAND	USLE_K	SOL_PH
URBAN	A	D	140	35	1.47	0.19	20.47	0.88	13.00	29.10	57.90	0.0001	4.35
PV	A	B	1900	650	1.26	0.18	73.07	2.34	54.00	29.23	33.80	0.0228	10.00
PVA	A	B	1550	200	1.38	0.20	160.34	1.12	54.91	16.62	57.47	0.0350	7.49
CX	A	B	1500	450	1.14	0.20	118.32	1.77	34.00	35.70	30.30	0.0254	6.75
GX	A	D	1100	400	1.10	0.14	82.64	3.40	37.75	19.50	42.75	0.0044	10.00
LV	A	A	1600	350	1.14	0.22	200.67	1.62	53.93	28.37	12.97	0.0150	7.17
LVA	A	A	1500	300	1.24	0.20	250.44	1.70	40.70	24.61	34.69	0.0220	6.35
RL	A	D	1400	500	1.30	0.21	34.55	1.37	11.43	30.43	58.13	0.0296	6.27
RQ	A	A	1300	400	1.42	0.15	186.00	0.96	17.65	3.44	60.00	0.1500	2.59
NV	A	B	1200	200	1.00	0.21	15.70	1.39	42.60	31.70	25.70	0.0180	8.81
MT	A	A	300	300	1.32	0.15	432.43	2.24	26.50	25.75	52.75	0.1600	3.00
SX	A	B	1500	220	1.70	0.30	90.00	0.70	9.60	39.40	51.00	0.1800	6.00
	Horizonte 2	HYDGRP	SOL_ZMX	SOL_Z	SOL_BD	SOL_AWC	SOL_K	SOL_CBN	SOL_CLAY	SOL_SILT	SOL_SAND	USLE_K	SOL_PH
ROCK	B	D	105	105	1.53	0.18	9.66	0.27	21.68	35.32	43.00	0.0001	5.04
PV	B	B	1900	1900	1.32	0.18	39.40	0.48	57.00	25.21	25.72	0.0112	5.81
PVA	B	B	1550	1550	1.40	0.27	55.34	0.29	64.21	16.02	25.71	0.0180	4.23
CX	C	B	1300	1500	1.35	0.23	101.03	0.92	34.00	35.70	30.30	0.0186	4.93
GX	C	D	1100	1100	1.03	0.12	33.64	0.35	55.00	14.50	30.50	0.0266	6.50
LV	B	A	1600	1600	1.17	0.25	97.58	0.65	66.28	22.93	10.97	0.0050	3.18
LVA	B	A	1500	1500	1.27	0.25	111.50	0.59	41.90	20.54	38.37	0.0090	2.94
RL	C	D	1400	1400	1.58	0.21	5.22	0.46	7.00	51.30	41.70	0.0296	2.68
RQ	C	A	1300	1300	1.55	0.18	102.82	0.52	18.63	2.79	65.00	0.1081	1.23
NV	B	B	1200	1200	1.22	0.16	7.39	0.44	52.37	28.28	19.35	0.0110	5.77
MT	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SX	B	B	1500	1500.00	1.70	0.30	40.00	0.05	16.60	40.10	43.30	0.1800	6.00