

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas

Departamento de Ciências Atmosféricas

**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**

Jonathan Mota da Silva

Orientador: Humberto Ribeiro da Rocha

São Paulo, SP

Novembro de 2013

JONATHAN MOTA DA SILVA

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

Tese a ser apresentada ao Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, para obtenção do título de Doutor em Ciências Atmosféricas. Esta é uma versão corrigida. A original encontra-se disponível na unidade.

Área de Concentração: Meteorologia

Orientador: Prof. Dr. Humberto Ribeiro da Rocha

Agradecimentos

Ao Prof. Humberto Ribeiro da Rocha, pelas valiosas discussões e sugestões, e principalmente pelo modo de conduzir as situações mais difíceis que um doutorado envolve.

Aos colegas do LCB pelos bons momentos no dia a dia, e por contribuírem direta e indiretamente para o desenvolvimento deste trabalho: em especial Emilia, Ana Elizabeth, Tomas Martin, Tomas Domingues, Leonardo, Gabriel, Carlos, Helber Freitas, Eduardo, Rayane e Jônatan.

À Sandra Isay Saad pela amizade e companheirismo e as discussões sobre o trabalho.

À minha mãe Fátima, aos meus irmãos Thiberio e Lucas, ao meu “pai” Bomilcar Borges e à minha tia Tonica.

Aos meus sogros Susana e Roberto.

Aos amigos Fabricio Silva, André Sayão, Clênia Alcântara, Marcelo Schneider, Aurenice Cunha (Lena), Helber Gomes e Nilton.

Aos professores do IAG, em especial o Adilson Gandu, pela orientação no mestrado.

Ao prof. Adriano Paz e prof. Gré Araújo pelas valiosas discussões sobre hidrologia.

Aos funcionários do IAG, em especial, Sebastião, Djalma e Samuel.

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de doutorado (processo 2009/50051-5) e pelo acompanhamento no desenvolvimento deste trabalho.

Resumo

Visando conciliar pressões antrópicas para o desenvolvimento das atividades sócio-econômicas, com a conservação dos ecossistemas, os serviços ambientais associados aos recursos hídricos são claros benefícios e índices quantitativos que podem ser tomados como parâmetros na tomada de decisões para o uso da terra. No Brasil o Código Florestal prescreve as Áreas de Preservação Permanente (APPs) ao longo das margens dos rios, em topos de morro e áreas de alta declividade como setores onde estes serviços serão potencialmente expressivos. Os efeitos da extensão da vegetação ripária podem variar conforme as características geomorfológicas e extensão da bacia, com os ainda escassos resultados de estudos indicadores da faixa segura de vegetação ripária necessária para minimizar os efeitos das vazões máximas e prover a disponibilidade hídrica em bacias hidrográficas com relevância para o abastecimento humano, como é o caso da bacia do rio Piracicaba, e em bacias de pequena escala, onde também se concentra a agricultura familiar e são as efetivas áreas de mananciais dos grandes reservatórios. O objetivo desta tese foi avaliar o impacto causado pelas APPs ripárias e de áreas íngremes (reflorestamento ripário e de áreas íngremes) no regime hidrológico da bacia do rio Piracicaba (~12000 km²) e na sua sub-bacia, Ribeirão das Posses (12 km²) a partir de simulações com o modelo hidrológico distribuído SWAT. A avaliação do efeito das APPs nas bacias foi realizada a partir de simulações numéricas com o modelo SWAT calibrado e validado, com referência aos regimes de vazão e evapotranspiração dos principais ecossistemas dominantes. As simulações foram compostas de cenários variando-se as faixas de extensão do reflorestamento ripário e reflorestamento das áreas íngremes em pequena escala (Ribeirão das Posses, Extrema, MG) e mesoescala (Rio Piracicaba). Os cenários com reflorestamento (ripário e áreas íngremes) reduziram o escoamento superficial em ambas as bacias e aumentaram o escoamento básico em Posses, reduzindo este em Piracicaba. Os resultados dos cenários com maior reflorestamento ripário indicaram para as bacias do Ribeirão das Posses e do Rio Piracicaba, respectivamente, uma queda de aproximadamente 24% e 4% do escoamento superficial, e no escoamento básico um aumento de 2% e redução de 2%. A redução do escoamento superficial reduziu as vazões extremas máximas em aproximadamente 13% no exutório e 28% na cabeceira do Ribeirão das Posses, enquanto no Rio Piracicaba a redução foi de aproximadamente 4% em toda a bacia. As vazões de estiagem no Ribeirão das Posses aumentaram na cabeceira e no exutório em 19 e 9%, respectivamente, enquanto no Rio Piracicaba a vazão de estiagem teve uma redução de até 2%. Os resultados sugerem que as APPs, nas formas de reflorestamento ripário e nas áreas íngremes em pequena escala, mostram uma redução do escoamento

superficial e da vazão média anual, mas que em termos de serviços ambientais reflete-se favoravelmente na redução dos eventos de inundação devido à diminuição dos pulsos hidrológicos extremos, e no aumento da vazão de estiagem devido ao aumento do escoamento básico. Na mesoescala mostrou-se analogamente uma qualidade favorável de serviço ambiental nas vazões máximas, mas desfavorável na vazão de estiagem, o que todavia deve ser analisada em conjunção com o ajuste dos parâmetros de recarga do aquífero raso e profundo do modelo nesta escala. O estudo indica as APPs como promotoras de serviços ambientais hidrológicos predominantemente favoráveis, a contar pela possibilidade real de recomposição florestal em bacias de menores escalas, com ênfase na influência dos processos nas imediações da rede de drenagem onde habitam as populações rurais que poderiam se beneficiar dos serviços mais direta e frequentemente.

Abstract

Aimed at reconciling human pressures for the development of socio-economic activities with the conservation of ecosystems, ecosystem services associated with water resources are plain benefits and quantitative indices that can be taken as parameters in decision-making for land use. In Brazil, its Forest Code prescribes the Permanent Preservation Areas (PPAs) along rivers banks, steep areas and areas of high slope as sectors where these services will be potentially significant. The effects of the size of riparian vegetation may vary depending on geomorphological characteristics and extension of the basin. There are few studies indicators of the safe range of riparian vegetation necessary to minimize the effects of peak flows and provide water availability in relevant river basins for water supply, like Piracicaba river basin, and in small scale watershed, which also focuses on the family farms and are also effective watershed areas of large reservoirs. The objective of this thesis was to evaluate the impact of the riparian and steep area PPAs in the hydrological regime of the Piracicaba river basin (~ 12000 km²) and its sub-basin, Ribeirão das Posses (12 km²) by means of numerical simulations. Evaluation of the effect of PPAs in the watersheds was carried out using the hydrological model SWAT (Soil and Water Assessment Tool) calibrated (streamflow and evapotranspiration of the main ecosystems of the basin) and validated (streamflow). Scenarios were composed of varying extension of riparian reforestation and afforestation of steep areas in small scale (Ribeirão das Posses, Extrema, MG) and in mesoscale (Piracicaba). The (riparian and steep area) reforestation scenarios reduced surface runoff in both watersheds and increased baseflow in Posses but reduced it in Piracicaba. The results of the annual average scenarios with greater riparian reforestation indicated a runoff decrease of 24% in Ribeirão das Posses and of 4 % in Piracicaba. As for the baseflow, it increased by 2 % and decreased by 2 %, respectively in the two watersheds. The reduction of runoff reduced the maximum streamflows in the mouth in 13% and in 28% at the head of the Ribeirão das Posses. While in Piracicaba, these were reduced to approximately 4% in the entire watershed. low flows in Posses increased the head and mouth in, respectively, 19 % and 9 %, while in Piracicaba drought streamflow had a modest reduction of up to 2 %. The results suggest that the PPAs, in the forms of riparian and steep are reforestation on a small scale, show a reduction of runoff and mean annual flow, but in terms of environmental services reflects favorably on the reduction of flood events due the reduction of extreme hydrological pulses, and the increase of low flow due to increased base flow. The mesoscale showed analogously a favorable quality in providing environmental services in peak flows, but unfavorable as to dry season flow, which however should be analyzed in conjunction with adjusting the parameters

of the model of low and deep aquifer recharge at this scale . The study suggest the PPAs as promoters of environmental hydrological services dominantly favorable, emphasizing the benefits of reforestation in smaller scale watersheds, influencing processes nearby the drainage area, where rural populations could be benefited from services more directly and frequently.

Conteúdo

RESUMO	6
ABSTRACT	8
LISTA DE FIGURAS	11
LISTA DE TABELAS	15
LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS	17
1 Introdução	20
1.1 Objetivo	22
2 Revisão Bibliográfica	23
2.1 Código Florestal Brasileiro e a proteção dos rios	23
2.2 Impactos hidrológicos da mudança do uso da terra	24
3 Metodologia	28
3.1 Área de estudo	29
3.1.1 Bacia do Rio Piracicaba	29
3.1.2 Bacia do Ribeirão das Posses	30
3.2 Dados	31
3.2.1 Evapotranspiração dos ecossistemas	34
3.3 Desenho experimental dos cenários de mudança de uso da terra	35
3.3.1 Reflorestamento das áreas de preservação permanente (APPs)	35
3.3.2 Critérios de avaliação das simulações	40
3.4 Critérios de avaliação do modelo	40
3.5 Modelagem hidrológica	44
3.5.1 Conceito do modelo chuva-vazão	44
3.5.2 Descrição do modelo hidrológico SWAT	44
4 Resultados e discussões	49
4.1 Calibração do modelo hidrológico	49
4.1.1 Calibração da evapotranspiração e adaptações no código fonte do SWAT	49
4.1.2 Calibração e validação da vazão	55
4.2 Efeito das simulações de reflorestamento ripário nas bacias de pequena e meso escalas	62
4.2.1 Variabilidade interanual da vazão e das componentes hidrológicas	62
4.2.2 Quantificação dos Serviços Ambientais Hidrológicos	74
5 Conclusão	89
6 Trabalhos futuros	91
REFERÊNCIAS	92
APÊNDICE A	99
APÊNDICE B	100

Lista de Figuras

<i>Figura 2.1 – Limites das áreas de preservação permanente para as nascentes e para as margens dos rios com largura inferior a 10 e superior a 600 m. As larguras são contabilizadas a partir do leito regular do rio.</i>	24
<i>Figura 3.1 – Metodologia de modelagem utilizada no desenvolvimento da pesquisa.</i>	29
<i>Figura 3.2 – Localização da bacia do rio Piracicaba e dos reservatórios do Sistema Cantareira. Na figura também é mostrada o mapa de vegetação utilizado nas simulações para a bacia do rio Piracicaba.</i>	30
<i>Figura 3.3 – Localização da bacia do Ribeirão das Posses e mapa de vegetação utilizado nas simulações.</i>	31
<i>Figura 3.4 – Localização das forçantes para: (a) bacia do rio Piracicaba onde são indicados os dados pluviométricos e da CFSR e para (b) bacia do Ribeirão das Posses onde são indicados os pluviômetros (azul) as réguas utilizadas para medir o nível do rio (vermelho).</i>	33
<i>Figura 3.5 – Precipitação (mm dia⁻¹) do dia 11 de janeiro de 1997 interpolada para a bacia do rio Piracicaba em: (a) 1km x 1km de espaçamento em grade regular e (b) para cada sub-bacia presente na bacia do rio Piracicaba, esta ultima é utilizada como forçante nas simulações.</i>	33
<i>Figura 3.6 – Distribuição de frequência da largura dos rios (trechos da rede de drenagem utilizados nas simulações) na Bacia do Ribeirão das Posses.</i>	36
<i>Figura 3.7 – Esquema representativo dos cenários de reflorestamento ripário na bacia do Ribeirão das Posses, baseados em três faixas de reflorestamento: 15, 30 e 45 m em ambos os lados dos rios com largura inferior a 10 m.</i>	37
<i>Figura 3.8 - Distribuição de frequência da largura dos rios (trechos da rede de drenagem utilizados nas simulações) na bacia do rio Piracicaba.</i>	37
<i>Figura 3.9 – Representação dos cenários de reflorestamento ripário na bacia do rio Piracicaba. Em verde claro (as maiores extensões) os cenários simulados e em verde escuro (menores extensões), a definição da faixa de reflorestamento segundo o critério do Código Florestal.</i>	38
<i>Figura 3.10 – Mapas de vegetação utilizados nas simulações da bacia do rio Piracicaba para os cenários: (a) controle; reflorestamentos ripários do rio com larguras: (b) baixas, (c) médias e (d) altas; (e) reflorestamento das áreas íngremes.</i>	39
<i>Figura 3.11 – Mapas de vegetação utilizados nas simulações da bacia do Ribeirão das Posses para os cenários: (a) controle; reflorestamentos ripários de: (b) 15 m, (c) 30 m e (d) 45 m; (e) reflorestamento das áreas íngremes.</i>	40
<i>Figura 3.12 – Ilustração da geração das HRUs no SWAT. (a) A sobreposição dos mapas de vegetação, solo e classes de declividade resultando no (b) mapa das HRUs. Adaptado de Pai et al. (2012).</i>	46
<i>Figura 3.13 – Representação dos principais processos do ciclo hidrológico simulado pelo SWAT (Adaptado de Neitsch et al., 2005).</i>	47

<i>Figura 4.1 – Índice de Área Foliar (IAF) médio nas unidades de resposta hidrológicas (HRUs) com cobertura de: cerrado, cana-de-açúcar, eucalipto, floresta e pastagem, no período de 2000-2010 sobre a Bacia do rio Piracicaba (a) antes e (b) depois da implementação da função que prescreve o IAF sazonalmente.</i>	<i>51</i>
<i>Figura 4.2 – Idem à Figura 4.1, mas para o albedo global.</i>	<i>52</i>
<i>Figura 4.3 – Fração Evaporativa (EF) mensal observada e simulada, média em nas HRUs, após o processo de calibração manual para os ecossistemas de: (a) cana-de-açúcar, (b) eucalipto e (c) cerrado.</i>	<i>53</i>
<i>Figura 4.4 – Média nas unidades de resposta hidrológicas (HRUs) da Bacia do rio Piracicaba com diferentes coberturas no período de 2000-2010, depois da implementação da função do IAF sazonalmente e ajuste manual de parâmetros para: (a) Transpiração (Et), (b) evaporação do solo (Es), (c) evaporação da água interceptada pelo dossel (Ec) (e) evapotranspiração (ET)</i>	<i>54</i>
<i>Figura 4.5 – Idem à Figura 4.4, antes da implementação da função do IAF sazonalmente e ajuste manual de parâmetros.</i>	<i>54</i>
<i>Figura 4.6 – Boxplot dos parâmetros encontrados na calibração com hydro PSO para todos os postos da bacia do rio Piracicaba. Para agrupar em um mesmo gráfico o comprimento da declividade média (SLSUBBSN) foi dividido por 1000, a condutividade hidráulica do canal principal (CH_K2) foi dividido por 100 e multiplicado por 10 o comprimento da encosta (SLSOIL), declividade média steepness (HRU_SLP) e retardo do escoamento lateral (LAT_TTIME).</i>	<i>56</i>
<i>Figura 4.7 – Postos fluviométricos utilizados na calibração (2000-2004) na bacia do rio Piracicaba partindo de jusante para montante. As sub-bacias utilizadas para a calibração de cada posto são indicadas na figura.</i>	<i>58</i>
<i>Figura 4.8 – Vazão durante o período de calibração (2000-2004) e validação (2005-2010) nos exutórios dos principais rios da bacia do rio Piracicaba. A divisão dos períodos de calibração e validação é separada pela linha tracejada, no qual também são mostrados o NSE e Viés para os respectivos períodos.</i>	<i>59</i>
<i>Figura 4.9 – Precipitação média na Bacia do Ribeirão das Posses (mm) e vazão observada (linha cheia preta) e calibrada (linha tracejada vermelha) no posto Foz do Ribeirão durante o processo de calibração..</i>	<i>61</i>
<i>Figura 4.10 – Dispersão entre a vazão simulada (Qsim) e observada (Qobs) para a (a) bacia do rio Piracicaba durante o período de validação (2005-2010) e para a (b) Bacia do Ribeirão das Posses durante o período de calibração (2011-2012).</i>	<i>61</i>
<i>Figura 4.11 – Séries anuais simuladas da (a) vazão de estiagem (Q₉₅), (b) vazão média (Q_m) e (c) vazão extrema máxima (Q₁), (em L s⁻¹), no exutório da bacia do Ribeirão das Posses nos cenários: controle (Ctrl), reflorestamento ripário de 15 a 45 m (Refl_15, Refl_30 e Refl_45, respectivamente) e reflorestamento das áreas íngremes (Top_morro).</i>	<i>64</i>
<i>Figura 4.12 – Séries anuais simuladas da (a) vazão de estiagem (Q₉₅), (b) vazão média (Q_m) e (c) vazão extrema máxima (Q₁), (em L s⁻¹), no exutório da bacia do rio Piracicaba (posto Artemis) nos cenários: controle (Ctrl), reflorestamento ripário nos rios de baixa a alta larguras (Ref_LB, Ref_LM e Ref_LA, respectivamente) e reflorestamento das áreas íngremes (Top_morro), todos em m³s⁻¹.</i>	<i>66</i>
<i>Figura 4.13 – Mudança percentual média anual calculada durante todo o período de simulação para vazão de estiagem (Q₉₅), vazão média anual (Q_m) e vazão extrema máxima (Q₁), nos exutório das bacias: (a)</i>	

Ribeirão das Posses e (b) Piracicaba (no posto Artemis), obtidas nos cenários de reflorestamento ripário e reflorestamento das áreas íngremes.	68
Figura 4.14 – Médias anuais (mm ano^{-1}) da precipitação e das componentes hidrológicas médias na bacia do Ribeirão das Posses para os cenários de reflorestamento ripário de 15 a 45 m (Refl_15, Refl_30 e Refl_45), e reflorestamento das áreas íngremes (Top_morro), todos em mm ano^{-1}	70
Figura 4.15 – Médias anuais (mm ano^{-1}) da precipitação e das componentes hidrológicas médias na bacia do rio das Piracicaba para os cenários de reflorestamento nos rios de baixa a alta larguras (Ref_LB, Ref_LM e Ref_LA), e reflorestamento das áreas íngremes (Top_morro), todos em mm ano^{-1}	73
Figura 4.16 – Localização das regiões consideradas como Alto, Médio e Baixo para: (a) a bacia rio do Piracicaba e (b) bacia do Ribeirão das Posses. As áreas de drenagem das regiões do Alto para o Baixo no Piracicaba foram de 1289,5; 8483 e 1221,5 km^2 (correspondentes aos postos Fazenda da barra, Carioba e Artemis). Para o Posses as áreas de drenagem foram: 4,9; 10,7 e 12,05 km^2 , do Alto para Baixo.	75
Figura 4.17 – Dispersão entre a vazão diária simulada (L s^{-1}) no cenário de reflorestamento ripário de 45 m ($Q_1\text{Refl_L45}$) e no cenário controle ($Q_1\text{Ctrl}$), nas regiões do: (a) Alto, (b) Médio e (c) Baixo Posses, concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou superior a vazão extrema máxima (Q_1) do cenário controle. A reta 1:1 e os coeficientes da regressão linear são indicados nos gráficos.	76
Figura 4.18 – Dispersão entre a vazão diária simulada ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) no cenário de reflorestamento ripário dos rios com Largura Alta ($Q_1\text{Refl_LA}$) e no cenário controle ($Q_1\text{Ctrl}$), nas regiões do: (a) Alto, (b) Médio e (c) Baixo Piracicaba, concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou superior a vazão extrema máxima (Q_1) do cenário controle. A reta 1:1 e os coeficientes da regressão linear são indicados nos gráficos.	77
Figura 4.19 – Histograma da vazão diária simulada (L s^{-1}) no cenário de reflorestamento ripário de 45 m (Refl_L45) e no cenário controle (Ctrl), nas regiões do: (a) Alto, (b) Médio e (c) Baixo Posses, concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou superior a vazão extrema máxima (Q_1) do cenário controle.....	78
Figura 4.20 – Histograma da vazão diária simulada ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) no cenário de reflorestamento ripário dos rios com Largura Alta (Refl_LA) e no cenário controle (Ctrl), nas regiões do: (a) Alto, (b) Médio e (c) Baixo Piracicaba, concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou superior a vazão extrema máxima (Q_1) do cenário controle.....	79
Figura 4.21 – Dispersão entre a vazão diária simulada (L s^{-1}) no cenário de reflorestamento ripário de 45 m ($Q_{95}\text{Refl_L45}$) e no cenário controle ($Q_{95}\text{Ctrl}$), nas regiões do: (a) Alto, (b) Médio e (c) Baixo Posses, concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou inferior a vazão de estiagem (Q_{95}) do cenário controle. A reta 1:1 e os coeficientes da regressão linear são indicados nos gráficos.	81
Figura 4.22 – Dispersão entre a vazão diária simulada ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) no cenário de reflorestamento ripário dos rios com Largura Alta ($Q_{95}\text{Refl_LA}$) e no cenário controle ($Q_{95}\text{Ctrl}$), nas regiões do: (a) Alto, (b) Médio e (c) Baixo Piracicaba, concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou inferior a vazão de estiagem (Q_{95}) do cenário controle. A reta 1:1 e os coeficientes da regressão linear são indicados nos gráficos.....	82

- Figura 4.23 – Histograma da vazão diária simulada ($L s^{-1}$) no cenário de reflorestamento ripário de 45 m (Refl_L45) e no cenário controle (Ctrl), nas regiões do: (a) Alto, (b) Médio e (c) Baixo Posses, concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou inferior a vazão de estiagem (Q_{95}) do cenário controle. . 83
- Figura 4.24 – Histograma da vazão diária simulada ($m^3 s^{-1}$) no cenário de reflorestamento ripário dos rios com Largura Alta (Refl_LA) e no cenário controle (Ctrl), nas regiões do: (a) Alto, (b) Médio e (c) Baixo Piracicaba, concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou inferior a vazão de estiagem (Q_{95}) do cenário controle. 84
- Figura 4.25 – Dispersão entre a vazão diária simulada nos cenários de reflorestamento e no cenário controle (Q_1Ctrl), na região Alta da bacia do Ribeirão das Posses (Alto Posses), concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou superior a vazão extrema máxima (Q_1) do cenário de cenário controle. A reta 1:1 e os coeficientes da regressão linear são indicados nos gráficos das dispersões dos cenários de reflorestamento ripário de: (a) 15 ($Q1Refl_{15}$), (b) 30 ($Q1Refl_{30}$) e (b) 45 ($Q1Refl_{45}$), e para o reflorestamento das (d) áreas íngremes ($Q1_Refl_TopM$). 85
- Figura 4.26 – Dispersão entre a vazão diária simulada nos cenários de reflorestamento e no cenário controle (Q_1Ctrl), na região Baixa da bacia do Ribeirão das Posses (Baixo Posses), concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou superior a vazão extrema máxima (Q_1) do cenário de cenário controle. A reta 1:1 e os coeficientes da regressão linear são indicados nos gráficos das dispersões dos cenários de reflorestamento ripário de: (a) 15 ($Q1Refl_{15}$), (b) 30 ($Q1Refl_{30}$) e (b) 45 ($Q1Refl_{45}$), e para o reflorestamento de (d) áreas íngremes ($Q1_Refl_TopM$). 86
- Figura 4.27 – Dispersão entre a vazão diária simulada nos cenários de reflorestamento e no cenário controle (Ctrl), na região Alta da bacia do Ribeirão das Posses (Alto Posses), concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou inferior a vazão de estiagem (Q_{95}) do cenário de cenário controle. A reta 1:1 e os coeficientes da regressão linear são indicados nos gráficos das dispersões dos cenários de reflorestamento ripário de: (a) 15 ($Q95Refl_{15}$), (b) 30 ($Q95Refl_{30}$) e (b) 45 ($Q95Refl_{45}$), e para o reflorestamento de (d) áreas íngremes ($Q95_Refl_TopM$). 87
- Figura 4.28 – Dispersão entre a vazão diária simulada nos cenários de reflorestamento e no cenário controle ($Q_{95}Ctrl$), na região Baixa da bacia do Ribeirão das Posses (Baixo Posses), concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou inferior a vazão de estiagem (Q_{95}) do cenário de cenário controle. A reta 1:1 e os coeficientes da regressão linear são indicados nos gráficos das dispersões dos cenários de reflorestamento ripário de: (a) 15 ($Q_{95}Refl_{15}$), (b) 30 ($Q_{95}Refl_{30}$) e (b) 45 ($Q_{95}Refl_{45}$), e para o reflorestamento de (d) áreas íngremes ($Q_{95}_Refl_TopM$). 88

Lista de Tabelas

<i>Tabela 3.1 – Variáveis da CSFR utilizadas como forçantes no SWAT.....</i>	<i>32</i>
<i>Tabela 3.2 – Configurações utilizadas nos experimentos numéricos com o modelo SWAT. Entre parênteses está informada a resolução espacial dos dados físico das bacias (MDE, mapas de vegetação e solo) e a frequência dos forçantes atmosféricos (precipitação e re-análise). ((Vieira et al. 2005), (Calheiros 2009)(Batjes 2006)</i>	<i>34</i>
<i>Tabela 3.3 – Localizações dos sítios de cerrado, cana-de-açúcar e eucalipto localizados no Estado de São Paulo.....</i>	<i>35</i>
<i>Tabela 3.4 – Descrição dos cenários de reflorestamento ripário para as bacias do Piracicaba e do Ribeirão das Posses.....</i>	<i>38</i>
<i>Tabela 3.5 – Critérios qualitativos de avaliação da destreza do modelo para os índices estatísticos geralmente recomendados calculados em um passo de tempo para vazão mensal (Moriassi et al. 2007). ...</i>	<i>43</i>
<i>Tabela 3.6 – HRUs geradas a partir da combinação única de vegetação, solo e classe de declividade. Ilustrado no exemplo da Figura 3.12.</i>	<i>46</i>
<i>Tabela 4.1 – Parâmetros fisiológicos dos ecossistemas utilizados na calibração da evapotranspiração. A altura máxima da vegetação (chtmx) não foi modificada durante a calibração. Os parâmetros fisiológicos dos ecossistemas descritos abaixo são: condutância foliar estomática máxima (gsi), capacidade máxima de interceptação do dossel (canmx), altura máxima do dossel (chtmx), profundidade máxima das raízes (rdmx), coeficiente de evaporação do solo (esco), índice de área foliar máximo (blai) e índice de área foliar mínimo (alai_{min}).....</i>	<i>51</i>
<i>Tabela 4.2 – Relação dos parâmetros utilizados na calibração da vazão da bacia do rio Piracicaba e da bacia do Ribeirão das Posses. O intervalo de variação prescritos no algoritmo hydroPSO utilizado na calibração dos parâmetros foi idêntico para ambas as bacias calibradas. A coluna Arquivo refere-se à extensão dos arquivos onde são prescritos os parâmetros.</i>	<i>57</i>
<i>Tabela 4.3 – Eficiência de Nash-Suttcliffe (NSE), coeficiente de determinação (R²) e o viés percentual (PBIAS) para vazão diária simulada nos postos da bacia do rio Piracicaba durante o período de calibração (2000-2004).</i>	<i>60</i>
<i>Tabela 4.4 – Idem à Tabela 4.3, mas para o período de validação (2005-2010).....</i>	<i>60</i>
<i>Tabela 4.5 – Média anual (2011-2012), diferença da média entre o cenário reflorestamento e controle e a mudança percentual do cenário reflorestado em relação ao controle para a vazão de estiagem (Q₉₅), vazão média (Q_m) e vazão extrema máxima (Q₁), calculados para os cenários: controle (Ctrl), reflorestamento ripário de 45 m (Refl_L45) e reflorestamento das áreas íngremes (Top_morro) simulados na bacia do Ribeirão das Posses.....</i>	<i>65</i>
<i>Tabela 4.6 – Média anual (2000-2010), diferença da média entre o cenário reflorestamento e controle e a mudança percentual do cenário reflorestado em relação ao controle para a vazão de estiagem (Q₉₅), vazão média (Q_m) e vazão extrema máxima (Q₁), calculados para os cenários: controle (Ctrl), reflorestamento</i>	

ripário nos rios de alta largura (Ref_LB) e reflorestamento das áreas íngremes (Top_morro) simulados na bacia do rio Piracicaba..... 67

Tabela 4.7 – Médias anuais (em mm ano⁻¹) calculadas no período de 2011-2012 das componentes hidrológicas (evapotranspiração (ET), Deflúvio (Deflv), recarga do aquífero (Rchrg), escoamento superficial (Sur_q), escoamento lateral (Lat_q) e escoamento básico (Gw_q)) médias na bacia do Ribeirão das Posses para os cenários: controle (Ctrl), reflorestamento ripário com 45 m (Refl_L45) e reflorestamento das áreas íngremes (Top_morro). A diferença e a mudança percentual das componentes hidrológicas do cenário de reflorestamento ripário em relação ao cenário controle são representadas por Refl_L45-Ctrl e Mudanca_Refl_L45, respectivamente. Analogamente para o cenário de reflorestamento das áreas íngremes, Top_morro-Ctrl e Mudanca_Top_morro..... 71

Tabela 4.8 – Médias anuais (em mm ano⁻¹) calculadas no período de 2000-2010 das componentes hidrológicas (evapotranspiração (ET), Deflúvio (Deflv), recarga do aquífero (Rchrg), escoamento superficial (Sur_q), escoamento lateral (Lat_q) e escoamento básico (Gw_q)) médias na bacia do rio Piracicaba para os cenários: controle (Ctrl), reflorestamento ripário nos rios com alta largura (Refl_LA) e reflorestamento das áreas íngremes (Top_morro). A diferença e a mudança percentual das componentes hidrológicas do cenário de reflorestamento ripário em relação ao cenário controle são representadas por Refl_LA-Ctrl e Mudanca_Refl_LA, respectivamente. Analogamente para o cenário de reflorestamento das áreas íngremes, Top_morro-Ctrl e Mudanca_Top_morro. 74

Lista de Siglas e Símbolos

AD	Área de Drenagem
$alai_{min}$	Índice de área foliar mínimo
ALPHA_BF	Constante de recessão do escoamento básico
ANA	Agência Nacional das Águas
APP	Área de Preservação Permanente
ASTER	<i>Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer</i>
blai	Índice de área foliar máximo
canmax	Capacidade Máxima de Interceptação do Dossel
CF	Código Florestal
CFSR	Climate Forecast System Reanalysis
CFSR	Climate Forecast System Reanalysis
CH_K2	Condutividade hidráulica do canal principal
CH_N1	Coefficiente de Manning do canal tributário
CH_N2	Coefficiente de Manning do canal principal
CH_S1	Declividade média do tributário
CH_S2	Declividade média do canal principal
chtmx	Altura máxima da vegetação
CPRM	Serviço Geológico do Brasil
Ctrl	Cenário controle
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo
Deflv	Deflúvio
E_F	Fração Evaporativa
esco	Coefficiente de evaporação do solo
ET	Evapotranspiração
G	Fluxo de calor no solo
gsi	Condutância Foliar Estomática Máxima
GW_DELAY	Tempo de retardo para a recarga do aquífero
Gw_q	Escoamento Básico
GW_REVAP	Coefficiente de re-evaporação do aquífero raso
GWQMN	Limiar do nível do aquífero raso para geração do escoamento básico
H	Fluxo de Calor Sensível

HRU	Unidade de Resposta Hidrológica
HRU_SLP	Declividade média steepness
IAF	Índice de Área Foliar
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
L	Largura no topo do canal
lai	Índice de área foliar
LAT_TTIME	Retardo do escoamento lateral
Latq	Escoamento Lateral
LCB	Laboratório de Clima e Biosfera do IAG/USP
LH-OAT	<i>Latin Hypercube One-Factor-At-a-Time</i>
MDE	Modelo Digital de Elevação
NSE	Coefficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe
OV_N	Coefficiente Manning para o fluxo superficial
P	Profundidade do canal (m)
PBIAS	Viés percentual
PSO	<i>Particle Swarn Optimisation</i>
Q ₁	Vazão extrema máxima
Q ₉₅	Vazão de estiagem
Q _m	Vazão média
R ²	Coefficiente de determinação
Rchrg	Recarga do aquífero raso
RCHRG_DP	Coefficiente de percolação para a recarga aquífero profundo
rdmx	Profundidade máxima das raízes
Refl_L15	Cenário de reflorestamento ripário com 15 m
Refl_L30	Cenário de reflorestamento ripário com 30 m
Refl_L45	Cenário de reflorestamento ripário com 45 m
Refl_LA	Cenários de reflorestamento para os rios de alta largura
Refl_LB	Cenários de reflorestamento para os rios de baixa largura
Refl_LM	Cenários de reflorestamento para os rios de média largura
REVAPMIN	Coluna d'água mínima do aquífero raso para ocorrer o revap
RL	Reserva Legal
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
R _n	Saldo de Radiação
SIG	Sistemas de Informações Geográficas

SLSOIL	Comprimento da encosta
SLSUBBSN	Comprimento da declividade média
SOL_AWC	Capacidade de água disponível
SOL_K	Condutividade hidráulica saturada
Surq	Escoamento superficial
SWAT	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>
Top_morro	Reflorestamento de áreas íngremes
USDA	Departamento de Agricultura dos Estados Unidos
Wperc	Percolação
λE	Fluxo de Calor Latente

1 Introdução

De um lado as pressões antrópicas para desenvolvimento das atividades econômicas, como o agronegócio e a urbanização, e de outro a necessidade da conservação do ambiente natural, com os serviços ambientais associados. Os Serviços Ambientais são os benefícios que o homem obtém dos ecossistemas, tais como: água, comida e combustível (Serviços de Provisionamento), regulação do clima, controle de doenças e regularização das vazões (Serviços de Regulação), recreação e ecoturismo (Serviços Culturais), ciclo de nutrientes e produção primária (Serviços de Apoio) (MEA 2003). O papel do ecossistema em preservar os recursos hídricos é considerado um Serviço Ambiental Hidrológico, que são os benefícios às pessoas produzidos pelo efeito dos ecossistemas terrestres na água doce. Para ocorrerem dependem de atributos como quantidade, qualidade, local e tempo (Brauman et al. 2007). Para o abastecimento da água, por exemplo, não basta apenas a preocupação de um volume mínimo de água, mas também a sua distribuição ao longo do ano e a sua qualidade, no tempo certo e no local adequado. Um volume muito alto de água pode ser preocupante, a exemplo do que ocorreu no Sistema Cantareira, em janeiro de 2010, quando houve a necessidade de liberar o excesso de água das represas, inundando o município de Atibaia (SP) e outros municípios inseridos na bacia do rio Piracicaba (Estadão 2010).

No Estado de São Paulo existe uma elevada pressão sobre os recursos hídricos, uma vez que no Estado se concentra a maior área urbana do país, com a maior parte da população vivendo nas áreas urbanas e, que nos últimos trinta anos, vem estabelecendo um novo uso da terra, substituindo suas áreas de pastagem por cana-de-açúcar (Lapola et al. 2013). Analogamente esta tem sido a mesma mudança do uso da terra na sua principal bacia de abastecimento humano, a bacia do rio Piracicaba (Caram 2010), que ainda, embora modestamente, vem substituindo além da pastagem, a sua vegetação nativa localizada nas regiões de cabeceira, onde fica situado o principal sistema produtor de águas da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Em média 6% desta área (3184 ha) foram desmatadas entre 1989-2003 (Whately e Cunha 2007). A bacia apresentou nos últimos anos um grande crescimento populacional, industrial e aumento da demanda hídrica para irrigação. Este quadro afetou os ecossistemas presentes na bacia, o que agravou os problemas de abastecimento e da qualidade da água, dificultando ainda mais a manutenção das vazões mínimas no período de estiagem (Azevedo et al. 2005).

Uma das formas encontradas no Brasil na tentativa da coexistência entre as pressões antrópicas e a necessidade de conservação do meio ambiente é o Código Florestal, com a criação das Áreas de Preservação Permanente (APPs) ao longo das margens dos rios e em topos de morro e áreas de alta declividade. As APPs ao longo dos rios compõem as faixas de vegetação ripária. Sua preservação é de fundamental importância para a estabilidade dos ciclos hidrológicos e biogeoquímicos e para uma agricultura sustentável (Tundisi, J.G. e Matsumura-Tundisi 2010). A presença da vegetação ripária ajuda a manter a regularidade da vazão (Likens et al. 1990), sendo reconhecida como ecossistema importante na atenuação das cheias e vazantes, na redução da erosão do solo, no condicionamento da qualidade da água e manutenção de canais de proteção de margens e redução do assoreamento (Silva et al. 2011). Instituições como o Departamento de Agricultura dos Estados Unidos, USDA *Natural Resources Conservation Service*, sugerem a manutenção da vegetação ripária de acordo com a função ecológica que se deseja conservar: estabilização dos taludes (entre 6 e 12 m), sombreamento (entre 6 e 15 m), proteção da qualidade d'água (entre 12 e 45 m), controle de cheias (entre 15 e 67 m) e habitat de fauna silvestre (entre 7 e 75 m) (USDA 2003).

Os modelos hidrológicos tem sido demonstrados como sendo ferramentas capazes de avaliar a implementação de práticas de conservação da vegetação e do solo em bacias hidrográficas. Ao captar as características locais de uma bacia hidrográfica, como clima, topografia e solo, os modelos hidrológicos podem testar hipóteses associadas aos cenários de práticas de conservação (Koch e Grünwald, 2009). Particularmente, um modelo hidrológico amplamente utilizado em diferentes condições climáticas e ambientais para prever a vazão, fluxo de sedimentos e nutrientes em bacias hidrográficas de pequena a grande escala tem sido o *The Soil and Water Assessment Tool* (SWAT, Gassman et al., 2007). O SWAT tem sido aplicado em estudos interdisciplinares para avaliar o impacto da vegetação ripária na redução de nitratos (Sahu e Gu, 2009) e na identificação de regiões prioritárias para o reflorestamento ripário a fim de reduzir a poluição difusa por nutrientes (Zhao et al. 2013), como também em estudos sobre os impactos das práticas conservação do solo na qualidade e quantidade da água em bacias hidrográficas de diversos países (Arabi et al., 2007, Gassman et al., 2006 e Lam et al., 2011), inclusive no Brasil (Bonumá et al., 2012 e Strauch et al., 2013).

Embora as áreas de preservação permanentes sejam protegidas pelo Código Florestal, este não tem sido suficiente em protegê-las, pois dos 103 milhões de hectares apenas 59 milhões de hectares encontram-se preservados, ou seja, existe um déficit de 43% das áreas de preservação permanentes, e este percentual é mais intenso no sul e sudeste do Brasil (Sparovek et al. 2012). Somando-se ao fato que os efeitos da extensão da vegetação ripária e da vegetação de áreas íngremes variem de bacia para bacia, e ainda são poucos ou inexistentes os estudos de no Brasil que avaliem o seu impacto no regime hidrológico em bacias hidrográficas de pequena e meso escala, torna-se fundamental avaliar o impacto causado pelas APPs ripárias e de áreas íngremes no regime hidrológico da bacia do rio Piracicaba (12.400 km²) e na sua sub-bacia, Ribeirão das Posses (12 km²).

1.1 Objetivo

O objetivo desta tese foi avaliar o impacto causado pelas APPs ripárias e de áreas íngremes na quantificação do serviço ambiental hidrológico ligado às componentes hidrológicas e ao regime de vazões da bacia do rio Piracicaba (12.400 km²) e na sua sub-bacia Ribeirão das Posses (12 km²) a partir de simulações com um modelo hidrológico distribuído SWAT.

As metas específicas desta tese foram:

- (i) Implementar o modelo hidrológico distribuído SWAT para avaliar o regime de vazões e evapotranspiração nas bacias do rio Piracicaba e Ribeirão das Posses;
- (ii) Realizar as simulações dos cenários das APPs compostos por: variações das faixas da extensão do reflorestamento ripário e reflorestamento de áreas íngremes;
- (iii) Avaliar o efeito das APPs nas componentes hidrológicas e sobre o deflúvio (escoamento) separado de acordo com:
 - (a) vazão mínima,
 - (b) vazão média e
 - (c) vazão máxima

2 Revisão Bibliográfica

2.1 Código Florestal Brasileiro e a proteção dos rios

Desde o Brasil colonial, existiam regras jurídicas que restringiam a utilização dos recursos naturais, prevendo severas sanções em caso de descumprimento (Sparovek et al. 2011). A primeira versão do Código Florestal (CF) Brasileiro foi instituída em 1934 (Decreto 23.793), onde obrigava os proprietários a preservar 25% da área de suas terras com a cobertura de mata original. Em 1965 o código foi atualizado (Lei nº 4.771), definindo pela primeira vez as Áreas de Proteção Permanente (APPs) nas margens dos rios conforme suas larguras. A partir de 1996, o Código Florestal passou a ser modificado por diversas Medidas Provisórias, até ser totalmente reformulado em outubro de 2012 (Lei 12 651/2012).

O CF institui as regras gerais sobre onde e de que forma o território brasileiro pode ser explorado ao determinar as áreas de vegetação nativa que devem ser preservadas e quais são as legalmente autorizadas a receber os diferentes tipos de produção agrícola (Lei 12 651/2012).

O código utiliza dois tipos de preservação: a Reserva Legal e a Área de Preservação Permanente. A Reserva Legal é a porcentagem de cada propriedade ou posse rural que deve ser preservada variando de acordo com a região e bioma. Os tamanhos das reservas estabelecidas pelo CF de 2012 são: 80% em áreas de floresta da Amazônia, 35% no Cerrado e 20% para os demais biomas do Brasil.

As Áreas de Preservação Permanente são áreas protegidas, cobertas ou não por vegetação nativa, próximas às nascentes, às margens dos lagos ou rios (perenes ou não), nos topos de morro (e entre outras áreas). A mínima vegetação nativa a ser preservada nestas áreas é de: 50 m raio circundando as nascentes (Figura 2.1); faixas variando entre 30-500 m, dependendo da largura do rio, contados a partir do leito regular (Figura 2.1); toda a área com altura mínima de 100 m e declividade média superior a 25° para os topos de morros.

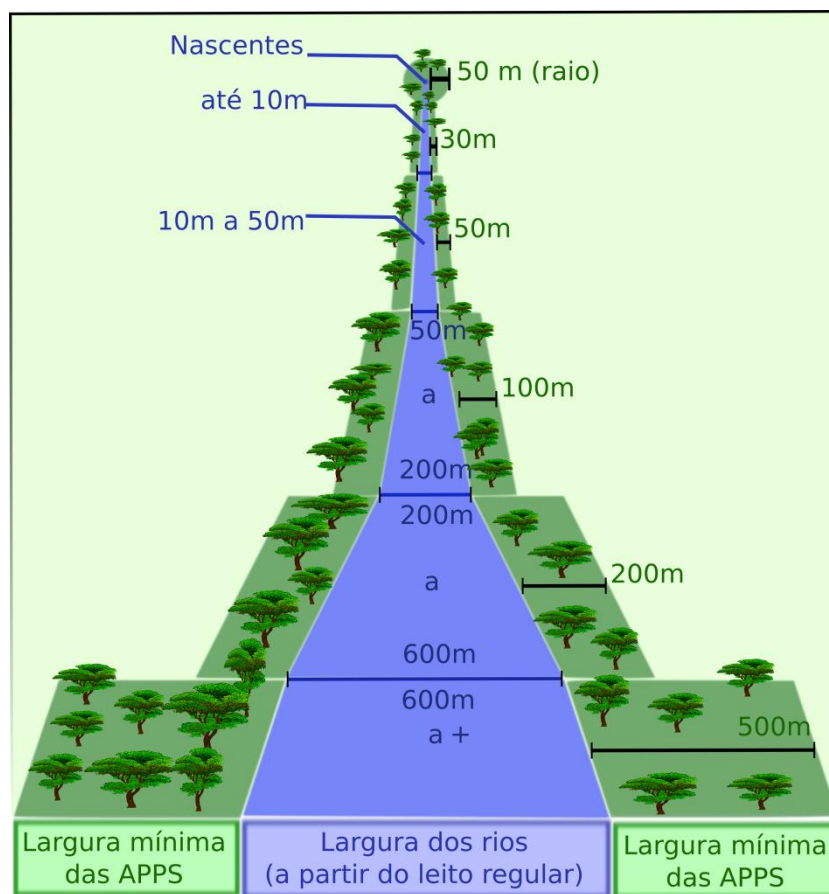


Figura 2.1 – Limites das áreas de preservação permanente para as nascentes e para as margens dos rios com largura inferior a 10 e superior a 600 m. As larguras são contabilizadas a partir do leito regular do rio.

2.2 Impactos hidrológicos da mudança do uso da terra

A integridade hidrológica das bacias hidrográficas decorre de mecanismos naturais de controles existentes nos ecossistemas, muitas vezes alterados pela mudança do uso da terra, decorrentes, por exemplo, do desmatamento que altera o regime hidrológico, a geomorfologia e o padrão biogeoquímico dos rios (Bonan et al. 2004); intensificando a erosão do solo, reduzindo a infiltração e aumentando o escoamento superficial (Bruijnzeel 1990). A mudança do uso da terra tem um relevante papel no sistema terrestre, por alterar o escoamento anual global em um nível semelhante ou superior aos forçantes meteorológicos e a concentração de CO₂ na atmosfera (Sterling et al. 2012). Seus efeitos são inexoravelmente ligados à mudança do ciclo hidrológico, de modo que, entender seus impactos nos recursos hídricos é uma das questões mais fundamentais para sustentabilidade humana (Stonestrom et al. 2009).

Qualidade da água

O principal agente da mudança do uso da terra no Brasil é a agricultura, com projeções de crescimento mundial de 60-110% até ano 2050, lideradas pelo Brasil (Lapola et al. 2013), onde as maiores causas dos problemas ecológicos são a expansão das culturas e a urbanização (Tucci 2008); o uso não sustentável e a poluição dos recursos hídricos (Braga et al. 2008; Hespanhol 2008). A expansão das fronteiras agropastoris sobre as florestas produzem impactos bem conhecidos na qualidade d'água dos rios. Por exemplo, Matheus e Tundisi (1988) mostraram a forte dependência da qualidade da água com a presença de vegetação ripária e sua densidade ao longo do rio, para a Bacia dos Rios Itaqueri e Lobo na região central do Estado de São Paulo. Uma bacia degradada possui alto índice de perda de solo e de nutrientes, que ao se arrastarem aos rios, depositam-se no fundo e nas margens dos rios e reservatórios, diminuindo suas áreas úteis e aumentam a concentração de sedimentos e de nutrientes, impactando em uma turbidez alta e baixa qualidade da água para consumo humano e atividades recreativas.

Vazão mínima

Adicionalmente à qualidade da água, o desmatamento altera a quantidade de água disponível da bacia com impactos distintos no regime de vazões, a exemplo o impacto do desmatamento na vazão mínima que pode diminuir devido à redução da infiltração ou aumentar com a redução da evapotranspiração (Tucci e Clarke 1997). Em um estudo de revisão sobre a vazão mínima Smakhtin (2001) reportou que o desmatamento reduz a infiltração, o que diminui a recarga do aquífero e conseqüentemente o escoamento básico. Este efeito reduz a vazão mínima, uma vez que o escoamento básico mantém a vazão durante os períodos de estiagem.

Vale destacar que os impactos devido à mudança do uso da terra na vazão mínima ainda não possuem um consenso na comunidade científica no que tange o efeito de reduzir ou aumentar a vazão mínima com desmatamento. Certos estudos apontam que os impactos são inconclusivos, como de Lin e Wei (2008) que realizaram um estudo observacional sobre diminuição das florestas no Canadá no qual encontraram um aumento da vazão média e da vazão máxima, mas resultados foram inconclusivos a respeito da vazão mínima.

Vazão média

No reflorestamento as vazões médias são reduzidas (Tucci e Clarke 1997; Andreassian 2004). Os impactos negativos das florestas plantadas são maiores se são utilizadas espécies exóticas, como o eucalipto e pinus, que têm maior impacto no uso da água devido ao maior aumento da evapotranspiração, além de promoverem pouco habitat para espécies que reduziriam a transmissão de doenças (Brauman et al. 2007). Em uma análise de 504 microbacias reflorestadas por Eucaliptos em diversos países Jackson et al. (2005) mostram que a vazão média anual de 52% das microbacias analisadas foi reduzida em média 227 mm ano⁻¹ e 13% dos riachos secaram. Resultados semelhantes foram encontrados por Lucas et al. (2012) para a recarga do aquífero Guarani, medido durante oito anos em onze poços distribuídos em diferentes culturas agrícolas no Estado de São Paulo, onde os autores reportaram que a recarga média nas áreas de Eucalipto foi nula no ano hidrológico menos chuvoso e igual a 241 mm no ano hidrológico chuvoso enquanto que nas áreas de cana-de-açúcar e pastagem a recarga média foi pelo menos o dobro, sendo estas iguais a 584 e 623 mm, respectivamente.

De maneira geral, os impactos do desmatamento na quantidade de água são complexos e dependem de uma série de fatores como clima, mudança da vegetação realizada, local da mudança, escala da bacia, entre outros. Um dos efeitos diretos do desmatamento mais confirmados é que este reduz a evapotranspiração. Com um menor fluxo de água em direção à atmosfera, mais água é disponibilizada para escoamento superficial. Portanto, um dos efeitos do desmatamento é o aumento da vazão média anual. Costa et al. (2003) observaram um aumento da vazão média em torno de 24% na Bacia do Tocantins no sudoeste da Amazônia, onde ocorreu uma forte conversão da floresta para pastagem e culturas. O reverso também é verdadeiro, ou seja, com o reflorestamento a vazão média anual diminui. Esta relação da diminuição (aumento) de flúvio anual com o reflorestamento (desmatamento), devido ao aumento (diminuição) da evapotranspiração foi reafirmada em um trabalho de revisão bibliográfica sobre a vegetação ripária e de flúvio anual em estudos de mudança do uso da terra de (Salemi et al. 2012) em microbacias (2.7-354 ha) em diversos países. Os autores sugeriram um aumento médio no de flúvio de 62 ± 35 mm/ano devido ao desmatamento e uma diminuição de 47 ± 13 mm/ano devido ao reflorestamento, para 10% de uma área reflorestada (desmatada). Coe et al. (2011) observaram um aumento da vazão média no Rio Araguaia de até 25% entre as décadas de 1970 e 1990. Desta mudança, os autores atribuíram em 2/3 desta influência devido ao desmatamento ocorrido na região e o restante à variabilidade climática.

Vazão máxima

Com relação às vazões máximas, estas tendem a aumentar com o desmatamento em maior proporção do que as vazões médias, devido ao aumento imediato do escoamento superficial durante eventos de chuva forte, o que aumenta os riscos de enchente (Andreassian 2004). Mas em determinadas situações o resultado pode variar. Silva Júnior et al. (2004), em um estudo observacional no oeste do Rio Grande do Sul, viram a importância da escala da bacia na determinação da vazão máxima. No estudo, compararam-se três bacias semelhantes, mas com diferentes escalas, todas sofreram o plantio direto, uma prática conservacionista do solo que favorece o aumento da infiltração. Nas bacias de microescala (até 1,1 km²) a vazão de pico reduziu em até 31%. Por outro lado, a bacia de mesoescala (19,5 km²) a vazão de pico aumentou em 39%.

As inundações geram significativos prejuízos à sociedade, apesar de constituir uma componente importante do ciclo hidrológico natural das bacias hidrográficas (Paz 2010). O aumento da sua frequência devido a eventos extremos de precipitação (Silva Dias et al., 2012) produz um desserviço hidrológico para São Paulo, gerando prejuízos de grandes proporções materiais e humanos (Haddad e Teixeira, 2013). O reflorestamento por espécies nativas nas regiões de cabeceira das bacias tem sido reconhecido como uma medida potencialmente benéfica no controle das inundações, devido ao acréscimo de infiltração e à redução da umidade do solo antecessora ao evento severo de chuva (Wahren et al. 2012). Benefício também encontrado, de atenuação dos picos de cheias, investigado utilizando cenários de reflorestamento nas áreas de mais altas declividades (21% da bacia) a partir de simulações hidrológicas na bacia do rio Mogiguaçu (17460 km²), localizada no Estado de São Paulo (Tatsch 2011).

3 Metodologia

Por meio de simulações numéricas com modelo hidrológico SWAT foi realizado experimentos numéricos dos cenários de reflorestamentos ripários compostos por variações das faixas de extensão da vegetação ao longo dos rios e por reflorestamento das regiões íngremes das bacias hidrográficas durante dois períodos. O primeiro durante os anos de 1997-2010 para a bacia do rio Piracicaba e o segundo período durante os anos de 2006-2012 para a bacia do Ribeirão das Posses. Os períodos de simulação foram distintos entre as bacias estudadas devido ao monitoramento de chuva e vazão na bacia do Ribeirão das Posses ter iniciado em outubro de 2008. O período de *warm up* (período em que o modelo atingir as condições de equilíbrio da umidade do solo, onde são descartadas as simulações) considerado foi: os anos de 1997-1999, para a bacia do rio Piracicaba e 2006-2010, para a bacia do Ribeirão das Posses. De maneira geral, o desenvolvimento da metodologia de modelagem passou por três etapas descritas abaixo e esquematizadas na Figura 3.1.

1ª etapa

Constitui-se da implementação do modelo hidrológico, que foi a instalação do modelo, a preparação dos dados de entrada (físicos e meteorológicos) das bacias hidrográficas, inseridos a partir de procedimentos de geoprocessamento por meio de softwares de Sistema de Informação Geográficos (SIG), a prescrição de parâmetros relativos à vegetação e solo das bacias e adaptações no código modelo para a correção de processos representados de forma inconsistente pelo modelo.

2ª etapa

Envolveu a calibração e validação do modelo concomitantemente com a verificação das adaptações realizadas. Neste processo foram utilizados os dados do monitoramento dos sítios experimentais.

3ª etapa

Foi constituída pela construção dos mapas de vegetação relativos aos cenários de variação da extensão do reflorestamento ripário e do reflorestamento nas áreas íngremes das bacias de pequena e meso escala.

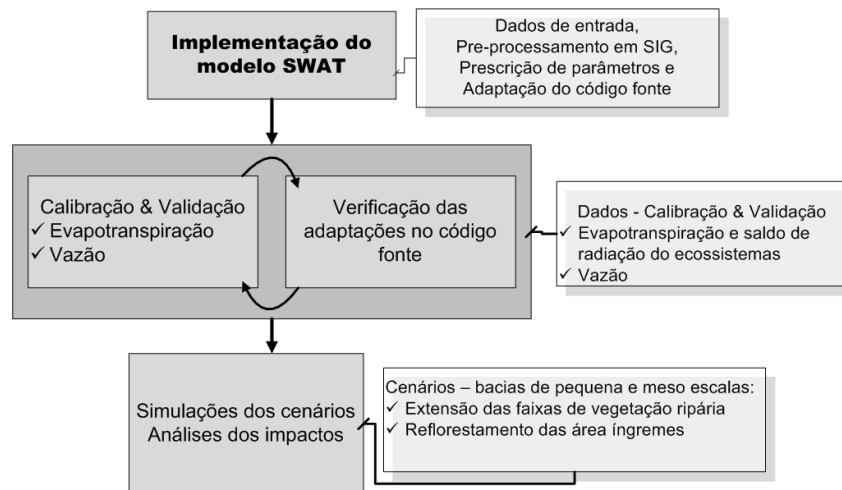


Figura 3.1 – Metodologia de modelagem utilizada no desenvolvimento da pesquisa.

3.1 Área de estudo

3.1.1 Bacia do Rio Piracicaba

As áreas de estudo foram as bacias do rio Piracicaba e do Ribeirão das Posses (Figura 3.2). A bacia do rio Piracicaba está localizada na porção centro-oeste do Estado de São Paulo, cobrindo uma área de 12.400 km². Suas nascentes são formadas pelos rios Atibaia e Jaguari, este último tem suas nascentes no Estado de Minas Gérias. De acordo com Ballester (2008), o clima da bacia tem um período seco (mai-set) e um chuvoso (nov-abr) bem destacados. No período seco a temperatura média diária é geralmente inferior a 18°C e as vazões médias variam entre 65 e 97 m³ s⁻¹ ao passo que no período chuvoso a temperatura média ultrapassa os 25°C e as vazões variam entre 150-224 m³ s⁻¹. A precipitação anual varia entre 1100-1700 mm.

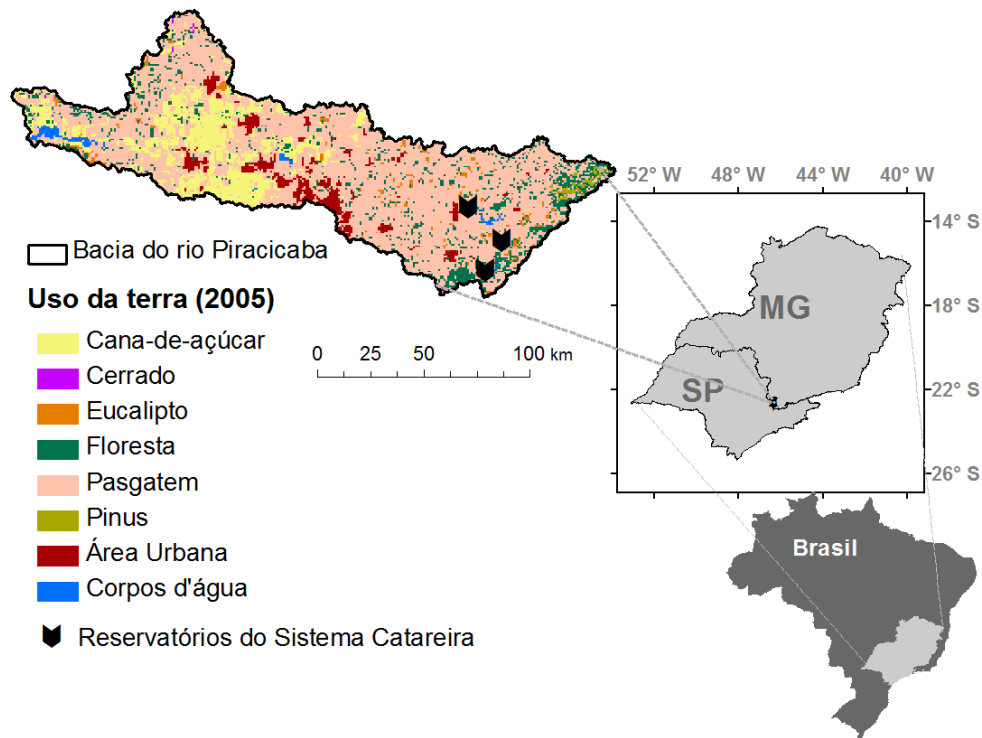


Figura 3.2 – Localização da bacia do rio Piracicaba e dos reservatórios do Sistema Cantareira. Na figura também é mostrada o mapa de vegetação utilizado nas simulações para a bacia do rio Piracicaba.

3.1.2 Bacia do Ribeirão das Posses

A microbacia do Ribeirão das Posses, localizada na região das nascentes da bacia do rio Piracicaba (Figura 3.3), no Município de Extrema (MG), tem um gradiente de topografia acentuado (940-1440 m) e abrange uma área de drenagem de 12 km² (~ 1000 vezes menor do que a bacia do rio Piracicaba). Seu ecossistema dominante é pastagem, assim como a bacia do rio Piracicaba. Suas águas são tributárias do rio Jaguarí, principal fonte do Sistema Cantareira, que são um conjunto de reservatórios utilizados para regular e transferir a água para Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) para abastecimento humano. Cerca de 44% da água utilizada para abastecer a RMSP provém do rio Jaguarí. Devido a sua localização, à substituição da vegetação nativa que sofreu e importância para o abastecimento humano, a bacia foi inserida no programa Conservador das Águas (Kfourri and Favero 2011) que desenvolve ações de preservação e ampliação das áreas com vegetação nativa da bacia.

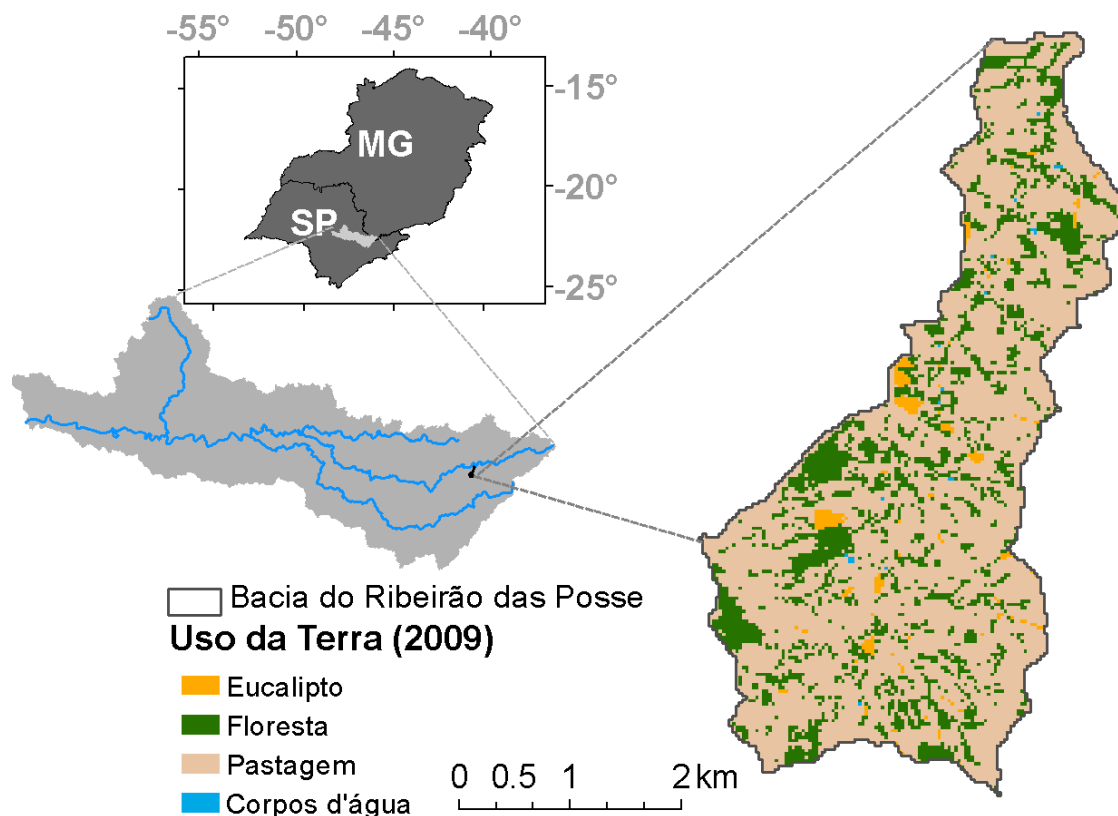


Figura 3.3 – Localização da bacia do Ribeirão das Poses e mapa de vegetação utilizado nas simulações.

3.2 Dados

Os dados de entrada no SWAT podem ser divididos em três grupos. O primeiro grupo de dados são as características físicas da bacia hidrográfica (mapa de vegetação, tipo de solo e modelo digital de elevação (MDE), o segundo grupo são os forçantes meteorológicos (precipitação, temperatura máxima e temperatura mínima do ar, umidade relativa, velocidade do vento e irradiância solar global incidente em superfície) e o terceiro são os dados de vazão a jusantes dos reservatórios (neste caso para a bacia do rio Piracicaba devido ao Sistema Cantareira).

O MDE utilizado nas simulações foi a segunda versão do *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer* (ASTER) com resolução espacial de aproximadamente 30 m. O ASTER é um dispositivo de sensoriamento remoto Japonês a bordo do satélite Terra lançado pela NASA em 1999 que fornece imagens de alta resolução espacial da Terra (15-90 m) em 14 comprimentos de onda variando do espectro visível à luz infravermelha (ASTER 2009). Para as simulações da bacia Ribeirão das Poses, o MDE foi interpolado

bi-linearmente para um espaçamento de 15 m. Os forçantes climáticos utilizados foram obtidos das versões 1 e 2 da re-análise¹ da *Climate Forecast System Reanalysis* (CFSR, Saha et al., 2010 e Saha et al., 2014), já utilizados com sucesso em simulações com o SWAT (Fuka et al. 2013), contudo, para obter um melhor desempenho nas simulações das cheias foi utilizado a precipitação interpolada de pluviômetros do DAEE, para as simulações na bacia do rio Piracicaba (Figura 3.4a), e a precipitação dos pluviômetros do CPRM-ANA durante os anos de 2009-2012 para a microbacia do Ribeirão das Posses (Figura 3.4b). Maiores informações a respeito do mapa do solo e os seus parâmetros, assim como também as configurações utilizadas nas simulações, são dadas na Tabela 3.2.

Os dados de re-análises da CFSR (Saha et al. 2010) são constituídos de um conjunto horário de dados gerados a partir de um modelo global espectral de ~ 38 km de espaçamento horizontal com 64 níveis na atmosfera acoplado a 3 modelos (superfície, oceânico e de gelo). Na sua integração o modelo global utiliza dados meteorológicos interpolados para a resolução espacial de $0,31^\circ$ que inclui assimilação de dados observacionais, de radiossondas e de satélite para os horários de 0, 6, 12 e 18Z, e a previsão de modelo para os demais horários disposto em uma grade irregular para todo o globo terrestre.

O período dos dados da CFSR utilizado para força o SWAT foi 01 janeiro 1997 a 31 de dezembro 2012 (de 2011-2012 foi utilizada a CFSR versão 2 Saha et al. 2014) e as variáveis utilizadas são descritas na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Variáveis da CSFR utilizadas como forçantes no SWAT.

Variável	Descrição	Unidades
dswsfc	Radiação de onda curta incidente	$W m^{-2} s^{-1}$
prate	Precipitação	$kg m^{-2} s^{-1}$
pressfc	Pressão à superfície	Pa
q2m	Umidade específica a 2m da superfície	$g kg^{-1}$
tmax	Temperatura máxima do ar a 2m da superfície	K
tmin	Temperatura mínima do ar a 2m da superfície	K
tmp2m	Temperatura do ar a 2m da superfície	K
wnd10m	Componente zonal (u) e meridional (v) à 10m da superfície	$m s^{-1}$
Observação: a umidade relativa foi obtida pela razão entre a pressão de vapor e a pressão de vapor de saturação estimadas destes dados.		

¹ Sistemas de Assimilação de dados meteorológicos que combinam observações (de superfície, oceano, ar superior e satélites) com a previsão de modelo de circulação geral da atmosfera por meio de análises estatísticas para produzir uma melhor estimativa do estado atual da atmosfera em todo globo

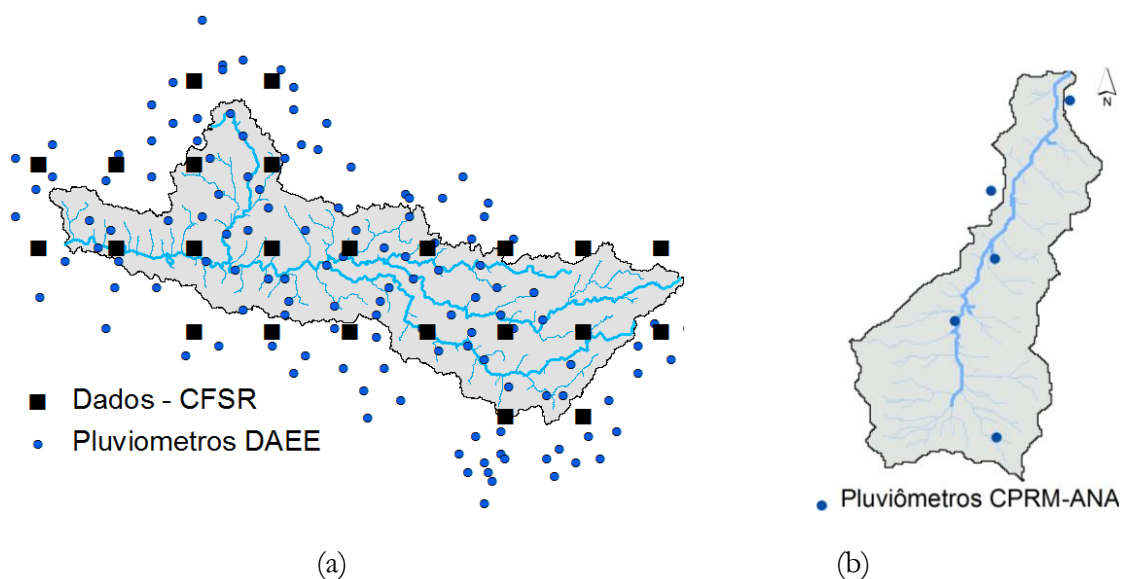


Figura 3.4 – Localização das forçantes para: (a) bacia do rio Piracicaba onde são indicados os dados pluviométricos e da CFJR e para (b) bacia do Ribeirão das Posses onde são indicados os pluviômetros (azul) as réguas utilizadas para medir o nível do rio (vermelho).

As precipitações utilizadas nas simulações da bacia do rio Piracicaba foram geradas pela interpolação bi-linear dos pluviômetros do DAEE dispostos sobre a bacia. Inicialmente a precipitação é interpolada para uma grade regular de 1km x 1km (Figura 3.5a) e posteriormente é realizada uma média dos pontos de grade presentes no domínio das sub-bacias (Figura 3.5b). Esta última é utilizada como entrada para as simulações.

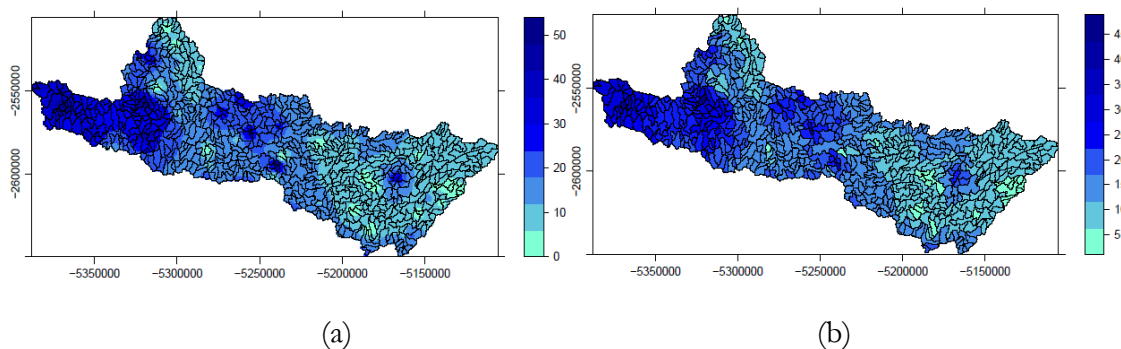


Figura 3.5 – Precipitação (mm dia^{-1}) do dia 11 de janeiro de 1997 interpolada para a bacia do rio Piracicaba em: (a) 1km x 1km de espaçamento em grade regular e (b) para cada sub-bacia presente na bacia do rio Piracicaba, esta ultima é utilizada como forçante nas simulações.

A precipitação utilizada nas simulações do Ribeirão das Posses foi gerada da mesma maneira (interpolada para uma grade regular de 10 m x 10 m) utilizando os dados CPRM-ANA durante os anos de 2009-2012. Os mapas das vegetações utilizados nas simulações denominadas como controle (Ctrl) são mostrados na Figura 3.2 e Figura 3.3.

Tabela 3.2 – Configurações utilizadas nos experimentos numéricos com o modelo SWAT. Entre parênteses está informada a resolução espacial dos dados físico das bacias (MDE, mapas de vegetação e solo) e a frequência dos forçantes atmosféricos (precipitação e re-análise).

Especificações	Fontes	Bacia
Dados físicos e forçantes atmosféricos		
Modelo Digital de Elevação (resolução espacial)	ASTER (30 m e re-amostrado para 15 m)	Piracicaba R. das Posses
Mapa de vegetação (resolução espacial)	Vieira 2005 (1 km) adaptado	Piracicaba
Mapa de vegetação (resolução espacial)	Azevedo 2008 (20 m) adaptado	R. das Posses
Mapa do solo (escala)	Calheiros 2009 e Azevedo 2008 (1:5.10 ⁴)	R. Posses
Mapa do solo (escala)	Batjes 2006 (1:5.10 ⁶)	Piracicaba
Forçantes atmosféricos (frequência)	Reanálise da CFSR (dia)	Piracicaba R. das Posses
Precipitação (frequência)	Pluviômetros do DAEE (dia)	Piracicaba
Precipitação (frequência)	De 2006 a 2008 pluviômetros do INMET (dia) no município de Lorena-MG e de 2009 a 2012 pluviômetros da ANA e CPRM (dia)	R. das Posses
Parametrizações físicas (fonte: Neitsch et al. (2005))		
Evapotranspiração	Penman-Monteith	Piracicaba R. das Posses
Escoamento Superficial	Número de curva do SCS com parâmetro de retenção (S) calculado pela umidade do solo	Piracicaba R. das Posses
Propagação na rede de drenagem	Método de Muskingum	Piracicaba R. das Posses

Observações:

- a granulometria foi obtida dos mapas de solo; solo;
- O SOL_K foi estimado a partir de Saxton e Rawls(2006)para bacia do rio Piracicaba;
- O SOL_AWC para bacia do rio Piracicaba foi obtido dos mapas de solo;
- O SOL_AWC para bacia do Ribeirão das Posses foi obtido de Minasy e Hartemink (2011)

3.2.1 Evapotranspiração dos ecossistemas

Para calibração da evapotranspiração simulada pelo SWAT relativo às coberturas vegetais de cerrado, cana-de-açúcar e eucalipto na bacia do rio Piracicaba utilizaram-se medidas diárias de saldo de radiação e fluxo de calor latente (evapotranspiração) medidos no ecossistema de cerrado e nos agrossistemas de cana-de-açúcar e eucalipto. As medidas foram realizadas com a utilização de torres micrometeorológicas que possuem um sistema de *eddy covariance* e estação meteorológica.

Os sites experimentais, onde estão instaladas as torres, do cerrado e eucalipto estão localizados no município de Santa Rita do Passa Quatro (SP) e o sitio experimental da cana-de-açúcar está localizada no município de Luiz Antônio (SP). Em média, os sítios distam 112

km do município do município de Americana (SP), próximo do ponto médio da bacia do rio Piracicaba.

Os dados destes sítios já foram consistidos em estudos dos padrões climáticos e dos fluxos de água e energia realizados por diversos autores (Rocha et al. 2002; Tatsch 2006; Bruno 2009; Cabral et al. 2010, 2012). A Tabela 3.3 apresenta uma breve descrição destes sítios, maiores detalhes podem ser encontrados em Tatsch (2006) e Bruno (2009).

Tabela 3.3 – Localizações dos sítios de cerrado, cana-de-açúcar e eucalipto localizados no Estado de São Paulo.

Agro (ecossistema)	Fisiologia/Espécie	Localização	Altura do dossel (m)	Período utilizado
Cerrado	<i>sensu stricto</i>	21°37'S;47°38'W	10	1 jan 2001 a 31 dez 2002
Cana-de-açúcar	<i>Saccharum spp</i>	21°38'S;47°47'W	3,5	1 jun 2006 a 31 mai 2007
Eucalipto	<i>Eucalyptus grandis e urophylla</i>	21°35'S;47°36'W	12 m em 2006	1 jan a 31 dez 2007

Para as coberturas de pastagem e floresta utilizamos as frações evaporativas reportadas em von Randow et al. (2004), para pastagem *Brachiaria brizantha* e uma floresta tropical úmida amazônica.

3.3 Desenho experimental dos cenários de mudança de uso da terra

3.3.1 Reflorestamento das áreas de preservação permanente (APPs)

Os cenários de reflorestamento das áreas de preservação permanente (APPs) constituíram-se do reflorestamento de áreas ripárias (às margens dos rios) e do reflorestamento dos topos de morro. O cenário de reflorestamento ripário foi composto por um conjunto de três cenários onde foi variada a faixa de extensão do reflorestamento ripário, dependendo das larguras dos rios, conforme descrição a seguir. Já os cenários de reflorestamento de áreas íngremes foram construídos considerando um critério de declividade superior a 25°, uma das condições estipuladas pelo Código Florestal em vigor para caracterização da área de topo de morro.

A seguir é descrita a construção dos cenários de reflorestamento ripário em função das bacias estudadas e larguras dos rios.

Todos os rios² da bacia do Ribeirão das Posses apresentam largura inferior a 10 m (Figura 3.6), se encaixando na categoria de APP de 30 m, conforme o código florestal. Este trabalho fez uso de cenários de reflorestamento ripário de 30 m na bacia, mas também de 15 m e 45 m, para efeito de comparação, conforme ilustra a Figura 3.7. A largura e a profundidade do rio até o topo do canal são prescritas no SWAT utilizando as equações (3.1) e (3.2), respectivamente, segundo Ames et al. (2009).

$$L = 1.29AD^{0.6} \quad (3.1)$$

$$P = 0.13AD^{0.4} \quad (3.2)$$

onde L é largura no topo do canal (m), P é profundidade do canal (m) e AD é área de drenagem a montante do trecho de rio no qual é estimada a largura ou profundidade, obtido a partir do MDE.

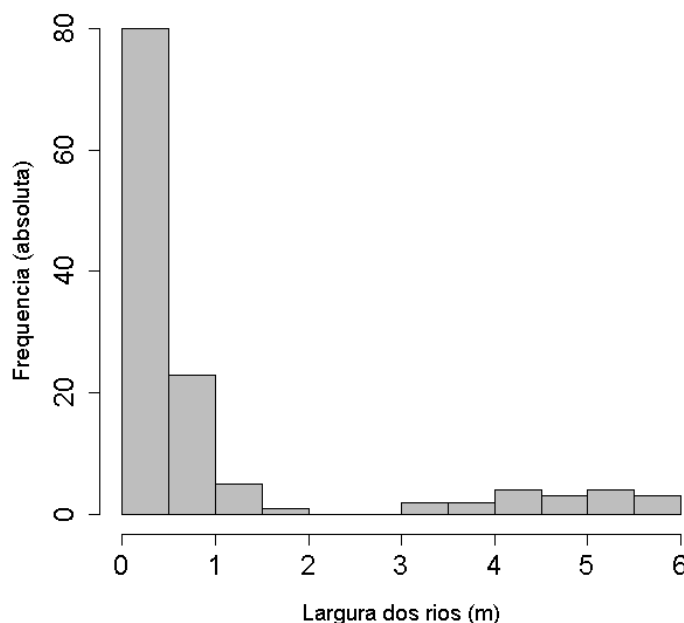


Figura 3.6 – Distribuição de frequência da largura dos rios (trechos da rede de drenagem utilizados nas simulações) na Bacia do Ribeirão das Posses.

² Trechos de rios da rede de drenagem construída a partir do modelo digital de elevação (MDE). A rede de drenagem construída para ambas as bacias estudadas está no Apêndice B.

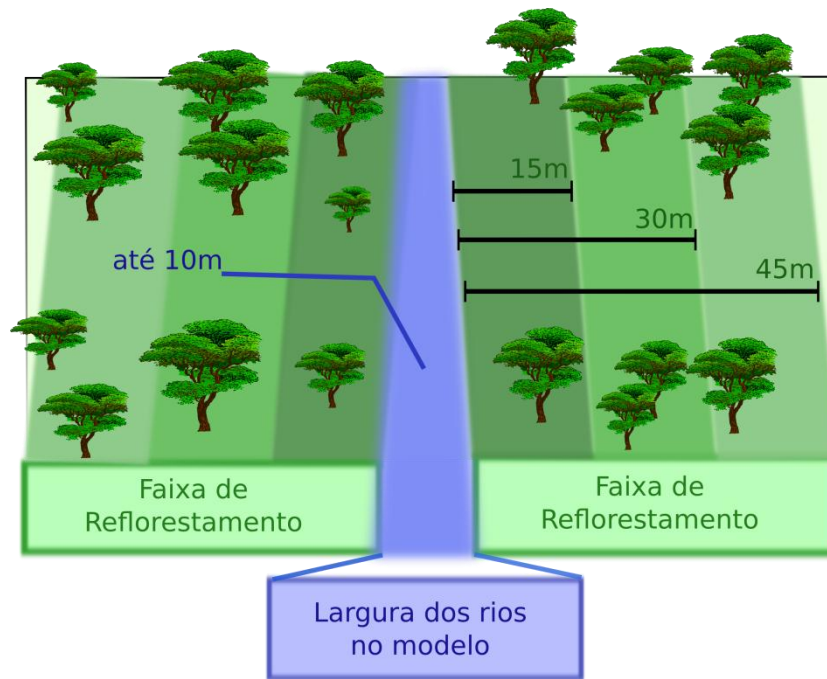


Figura 3.7 – Esquema representativo dos cenários de reflorestamento ripário na bacia do Ribeirão das Posses, baseados em três faixas de reflorestamento: 15, 30 e 45 m em ambos os lados dos rios com largura inferior a 10 m.

Já a bacia do rio Piracicaba possui rios de diversas larguras, cujas APP's se enquadram desde a categoria de 30 m até 500 m, de acordo com o Código Florestal (Figura 3.8). Para efeito de simplificação, dividimos os rios da bacia do rio Piracicaba em três classes: rios de largura baixa, largura média e largura alta (Figura 3.9). Foram feitos três cenários acumulando o reflorestamento dos rios de largura mais baixa aos rios de largura mais alta, conforme indicado na Tabela 3.4.

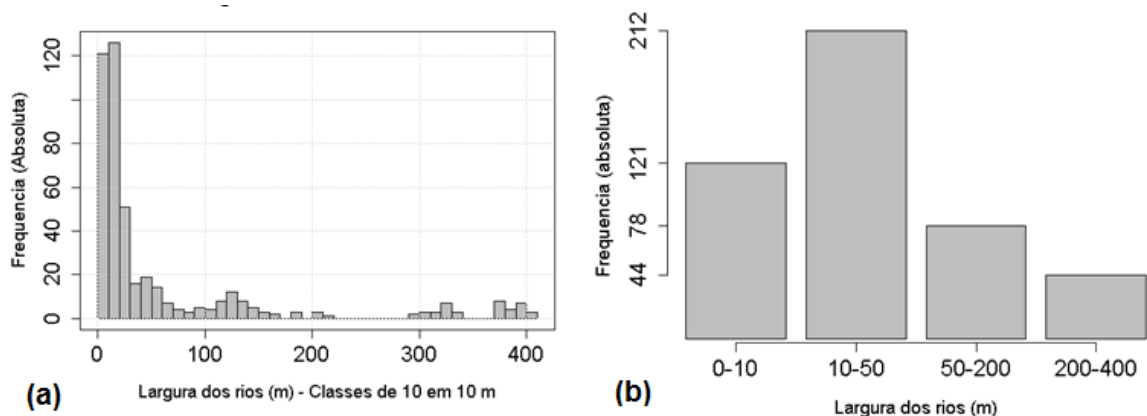


Figura 3.8 - Distribuição de frequência da largura dos rios (trechos da rede de drenagem utilizados nas simulações) na bacia do rio Piracicaba.

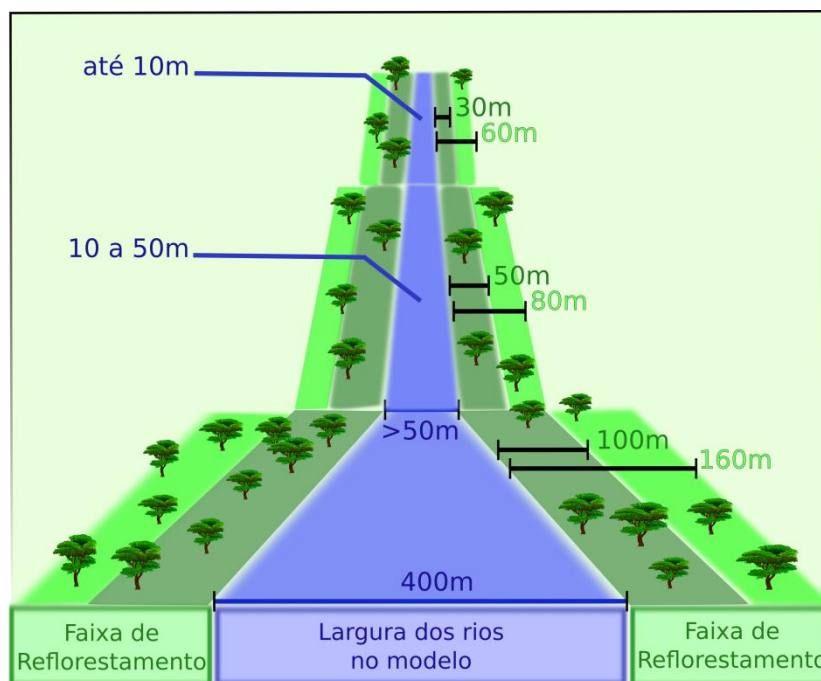


Figura 3.9 – Representação dos cenários de reflorestamento ripário na bacia do rio Piracicaba. Em verde claro (as maiores extensões) os cenários simulados e em verde escuro (menores extensões), a definição da faixa de reflorestamento segundo o critério do Código Florestal.

Tabela 3.4 – Descrição dos cenários de reflorestamento ripário para as bacias do Piracicaba e do Ribeirão das Posses.

Bacia	Cenários (siglas)	Extensão da faixa (m) do reflorestamento ripário para os rios com Largura (L):			% da área da bacia com Floresta	Descrição
		L ≤ 10 m (LB)	10 m > L ≤ 50 m (LM)	L > 50m (LA)		
rio Piracicaba	Ctrl	0	0	0	7.1%	sem reflorestamento ripário (cenário controle).
	Refl_LB	60	0	0	7.4%	reflorestamento ripário nos rios com largura (L) baixa (B) conforme o C.F. adicionados 30 m de floresta.
	Refl_LM	60	80	0	9.1%	reflorestamento ripário nos rios de largura (L) baixa (B) a média (M) conforme o C.F. acrescidos 30 m de floresta.
	Refl_LA	60	80	160	10.6%	reflorestamento ripário nos rios de largura (L) baixa (B) a alta (A) conforme o C.F. acrescidos 30 m de floresta p/os rios de LB a LM e 60 m p/os rios de LA.
	Top_morro	—	—	—	7.9%	reflorestamento nas áreas com declividade superior a 25°
Ribeirão das Posses	Ctrl	0	0	0	22.3%	sem reflorestamento ripário (cenário controle).
	Refl_L15	15	—	—	28.4%	reflorestamento ripário de 15 m.
	Refl_L30	30	—	—	34.2%	reflorestamento ripário conforme o C.F.
	Refl_L45	45	—	—	41.9%	reflorestamento ripário de 45 m.
	Top_morro	—	—	—	32.6%	reflorestamento nas áreas com declividade superior a 25°

Utilizando a informação das larguras dos rios das bacias foi gerado um *buffer* (procedimento realizado no software ArcGIS) em torno da rede de drenagem destas (encontrada no Apêndice B), delimitando assim a região da vegetação ripária, que posteriormente foi sobreposta nos mapas de vegetação e substituída por floresta (Figura 3.10a-Figura 3.10d e Figura 3.11a-Figura 3.11d). Para o reflorestamento das áreas íngremes, foi determinada as regiões da bacia com declividade superior a 25° (procedimento realizado no software ArcGIS), e em seguida estas regiões foram substituídas por floresta (Figura 3.10e e Figura 3.11e). A declividade superior a 25° foi determinada com auxílio da declividade das bacias gerada a partir do MDE destas (encontrados no Apêndice B). Estas etapas obedeceram aos critérios definidos na Tabela 3.4, e os mapas finais utilizados no modelo para construção das HRUs são apresentados na Figura 3.10 e Figura 3.11.

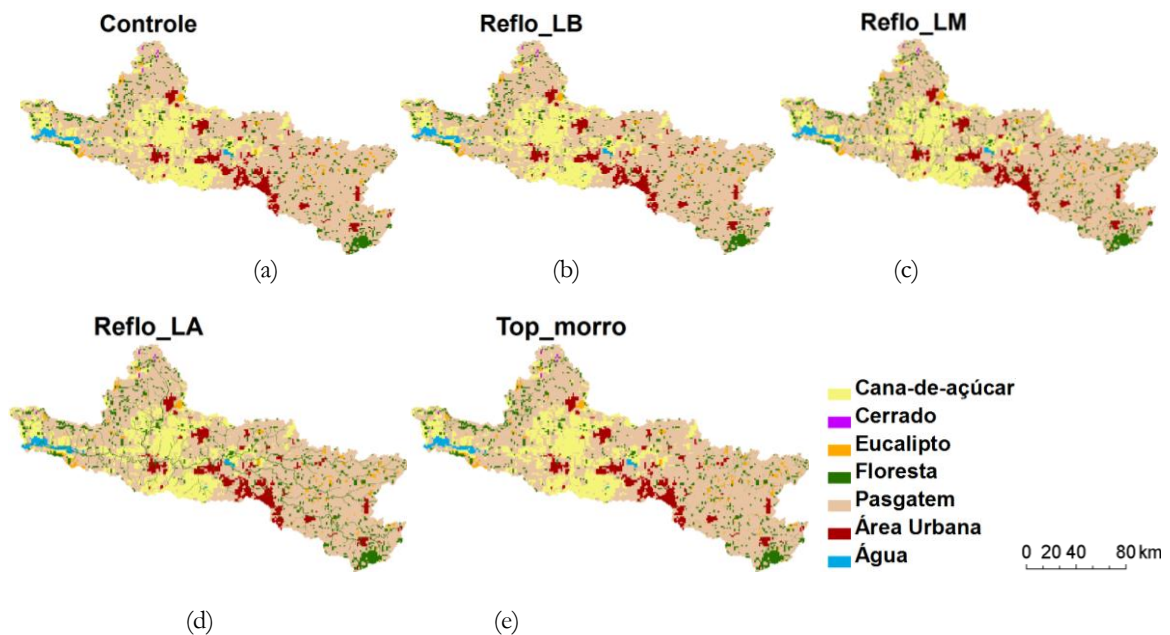


Figura 3.10 – Mapas de vegetação utilizados nas simulações da bacia do rio Piracicaba para os cenários: (a) controle; reflorestamentos ripários do rio com larguras: (b) baixas, (c) médias e (d) altas; (e) reflorestamento das áreas íngremes.

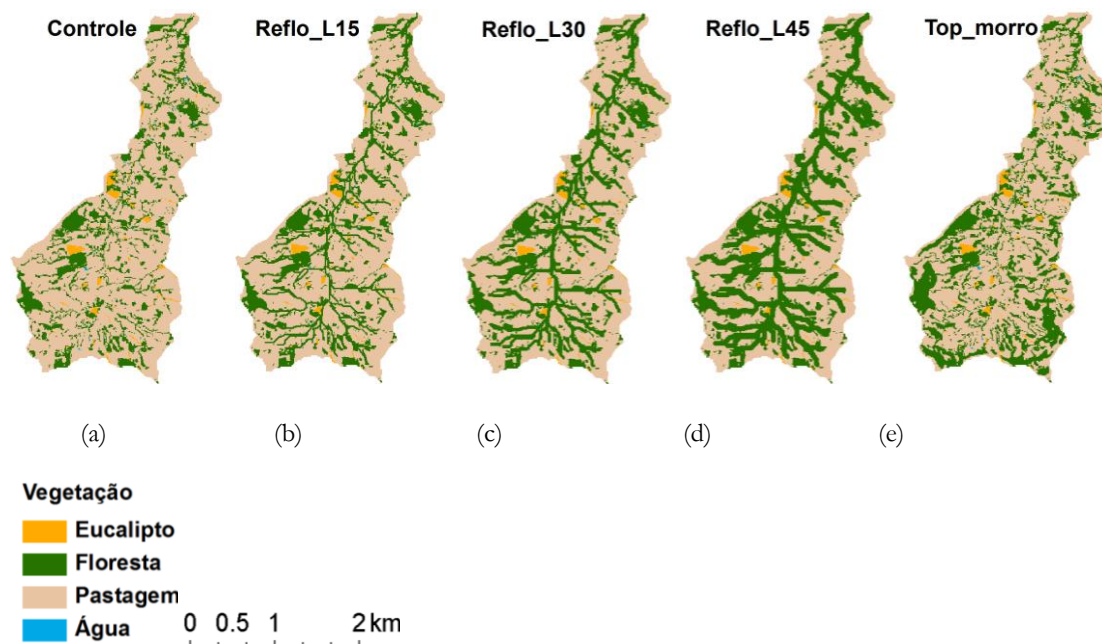


Figura 3.11 – Mapas de vegetação utilizados nas simulações da bacia do Ribeirão das Posses para os cenários: (a) controle; reflorestamentos ripários de: (b) 15 m, (c) 30 m e (d) 45 m; (e) reflorestamento das áreas íngremes.

3.3.2 Critérios de avaliação das simulações

Para avaliar o efeito dos cenários de reflorestamento no regime de vazões separamos esta em três classes: a vazão média, vazão de estiagem e vazão extrema máxima. Estas duas últimas foram representadas a partir das vazões de 95% (Q_{95}) e 1% (Q_1) da curva de permanência, respectivamente. A curva de permanência revela a frequência de ocorrência das vazões, retratando assim, a parcela de tempo em que uma determinada vazão é igualada ou superada, caracterizando a oferta das vazões, o que permite avaliar a disponibilidade frente às demandas de um rio (Cruz e Tucci 2008). Dois critérios podem ser utilizados para estimar a curva de permanência a partir de uma série de vazão, utilizando a “série toda” ou “ano a ano” (Cruz e Tucci 2008). Neste estudo foram utilizados os dois critérios para estimar as curvas de permanência.

3.4 Critérios de avaliação do modelo

Evapotranspiração

A evapotranspiração (E_T) simulada pelo modelo foi avaliada a partir de valores mensais da fração evaporativa (E_F) dos ecossistemas de cerrado, eucalipto e cana-de-açúcar observados e simulados. A fração evaporativa (E_F) é calculada pela razão entre o fluxo de calor latente pela soma do fluxo de calor sensível com fluxo de calor latente. Se os dados dos

fluxos de calor latente (λE) e sensível (H) são instantâneos (10 medidas/segundo, por exemplo), e se deseja calcular a fração evaporativa instantânea, E_F é dada por:

$$E_F = \frac{\lambda E}{(H + \lambda E)} \quad (3.3)$$

Porém, se desejarmos obter a fração evaporativa média sobre um período específico de tempo (mensal, por exemplo) deve-se calcular os valores médios no tempo dos fluxos de calor latente (evapotranspiração) ($\overline{\lambda E}$) e sensível (\overline{H}) para obter a fração evaporativa média ($\overline{E_F}$), dada por:

$$\overline{E_F} = \frac{\overline{\lambda E}}{(\overline{\lambda E} + \overline{H})} \quad (3.4)$$

É muito importante seguir o critério da eq. (3.4) no cálculo da fração evaporativa média sobre um determinado período de tempo, pois a fração evaporativa pode mudar rapidamente com o tempo, e a média temporal de E_F , se for calculada utilizando os valores instantâneos dos fluxos de calor latente e sensível, em vez das suas respectivas médias não representarão o valor médio (Shuttleworth 2012), podendo apresentar até uma tendência. Na calibração da evapotranspiração a fração evaporativa foi calculada pela razão entre a evapotranspiração (E_T) e o saldo de radiação (R_n), considerando o balanço de energia à superfície de maneira simplificada, ou seja, é igual a $(\lambda E + H) = (R_n - G)$. A fração evaporativa no SWAT foi calculada a partir do valor médio em todas as HRUs da respectiva cobertura vegetal a ser calibrada a fração evaporativa. O fluxo de calor no solo (G) foi desprezado no cálculo da fração evaporativa observada e simulada, sendo calculada segunda a equação (3.5):

$$E_F = \frac{E_T}{R_n} \quad (3.5)$$

A fração evaporativa é um índice que expressa o quanto de energia foi utilizado no processo de evapotranspiração do ecossistema. Considerando que o saldo de radiação dos ecossistemas da bacia do rio Piracicaba é próximo do saldo de radiação dos mesmos ecossistemas localizados a 150 km da região central da bacia (município de Americana), podemos utilizar a E_F para calibrar a evapotranspiração dos ecossistemas da bacia do rio

Piracicaba. A evapotranspiração dos ecossistemas localizados fora do domínio da bacia não poderia ser utilizada diretamente no processo calibração, devido à variabilidade climática existente dos ecossistemas localizados fora do domínio da bacia do rio Piracicaba que diferem da variabilidade climática da bacia. Ou seja, em termos absolutos a E_T entre os ecossistemas e a bacia do rio Piracicaba são diferentes, porém a evapotranspiração em termos relativos à oferta de energia, E_F , são semelhantes, podendo assim ser utilizada na calibração da evapotranspiração.

Vazão

A vazão simulada pelo modelo foi avaliada utilizando uma combinação de técnicas gráficas (hidrogramas, gráficos de dispersão e outros recursos gráficos) aliadas a um conjunto de índices estatísticos de desempenho de modelos hidrológicos amplamente recomendados na literatura especializada. O emprego de um conjunto de índices estatísticos permitiu avaliar a vazão de forma quantitativa, considerando a aplicação de cada índice estatístico e o conjunto destes de modo a equilibrar a avaliação do modelo sobre diferentes aspectos de reposta hidrológica. Os índices estatísticos utilizados foram: a eficiência de Nash-Suttcliffe (NSE), o coeficiente de determinação (R^2) e o viés percentual ($PBIAS$), amplamente utilizados em estudos de modelagem hidrológica (Krause and Boyle 2005; Moriasi et al. 2007):

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (O_t - S_t)^2}{\sum_{t=1}^T (O_t - \bar{O})^2} \quad (3.6)$$

$$R^2 = \left(\frac{\sum_{t=1}^T (O_t - \bar{O})(S_t - \bar{S})}{\sqrt{\sum_{t=1}^T (O_t - \bar{O})^2} \sqrt{\sum_{t=1}^T (S_t - \bar{S})^2}} \right)^2 \quad (3.7)$$

$$PBIAS = 100 \frac{\sum_{t=1}^T (S_t - O_t)}{\sum_{t=1}^T O_t} \quad (3.8)$$

onde S_t é a vazão simulada e O_t é vazão observada, ambas no passo de tempo t , ao passo que \bar{S} e \bar{O} representam as médias das respectivas vazões no período de tempo 1, 2, ..., T .

A eficiência de Nash (NSE) mede quão bem as simulações (previsões do modelo) representam os dados observados em relação a uma previsão feita usando o valor médio observado. O NSE pode variar de $-\infty$ a 1, com $NSE = 1$ correspondendo a um ajuste perfeito entre as simulações e as observações. Os erros nas vazões máximas são detectados

pelo *NSE*, quando este se aproxima de 1 o modelo tem bom ajuste para as cheias (Collischonn 2001). O *NSE* foi selecionado como função objetivo na calibração automática dos parâmetros do modelo hidrológico para a calibração da vazão.

O coeficiente de determinação (R^2) varia de 0 a 1 e representa a proporção da variância total nos dados observados que podem ser explicados pelo modelo. Quanto mais o R^2 se aproxima de 1 melhor é a destreza do modelo em representar as observações (correlação perfeita). O R^2 deve ser interpretado junto com o gráfico de dispersão de onde este foi originado, pois o R^2 sozinho quantifica apenas a dispersão dos dados em torno da reta, e esta medida por si só não é um bom indicativo, pois um modelo que sistematicamente super ou subestima durante toda a simulação ainda resultará em um $R^2 \sim$ de 1 (Krause e Boyle 2005). O viés percentual (*PBIAS*) mede a tendência dos dados simulados para mais ou para menos do que indicam os dados observados, onde valores positivos de *PBIAS* indicam que o modelo superestima o viés e valores negativos indicam que o modelo subestima o viés (Gupta et al. 1999).

Adicionalmente, é recomendado o uso de critérios qualitativos aliado aos critérios quantitativos na avaliação da vazão simulada. A Tabela 3.5 apresenta associação entre as duas abordagens de avaliação (quali-quantitativa) desenvolvida por Moriasi et al. (2007) a partir de uma extensa revisão sobre calibração e validação de modelos hidrológicos, em especial o SWAT.

Tabela 3.5 – Critérios qualitativos de avaliação da destreza do modelo para os índices estatísticos geralmente recomendados calculados em um passo de tempo para vazão mensal (Moriasi et al. 2007).

Destreza	<i>NSE</i>	<i>PBIAS</i> (%)
Excelente	$0.75 \leq NSE \leq 1.00$	$PBIAS \geq \pm 15$
Ótima	$0.65 \leq NSE \leq 0.75$	$\pm 10 \leq PBIAS < \pm 15$
Satisfatória	$0.50 \leq NSE \leq 0.65$	$\pm 10 \leq PBIAS < \pm 15$
Insatisfatória	$NSE \leq 0.50$	$PBIAS \geq \pm 15$

Cálculo das mudanças

A mudança percentual (*M*) nas componentes hidrológicas foi calculada segundo a formulação a seguir:

$$MVar^{cen} = \left(\frac{(Var^{cen} - Var^{ctrl})}{Var^{ctrl}} \right) \times 100 \quad (3.9)$$

onde $MVar^{cen}$ (%) representa a mudança de uma variável hidrológica (Var) para um determinado cenário (cen) em relação à mesma variável hidrológica (Var), porém calculada na simulação do cenário controle ($ctrl$). Por exemplo: a mudança da vazão de 1% da curva de curva de permanência de um determinado cenário em relação à vazão também de 1% da curva de permanência, mas do cenário controle representada como sendo $MQ_{1\%}$.

3.5 Modelagem hidrológica

3.5.1 Conceito do modelo chuva-vazão

A crescente necessidade da gestão dos recursos hídricos, a previsão de cheias e a avaliação dos impactos nos fluxos hidrológicos causados pela mudança do uso da terra e as mudanças climáticas vem intensificando o uso de modelos chuva-vazão. Estes modelos representam parte do ciclo hidrológico entre a precipitação e a vazão (Tucci 2005) a partir de formulações matemáticas dos processos físicos mais relevantes e bem conhecidos, que de modo geral, promovem o deslocamento da água pela superfície e sub-superfície da bacia até atingir os seus rios e por fim a propaga até o seu exutório. O conjunto destas equações são implementadas em um código de computador (usualmente em Fortran) adicionadas de alguns parâmetros utilizados para caracterizar as propriedades da bacia invariantes ou não com tempo. As características e os dados necessários para um modelo chuva-vazão dependerão da estrutura do modelo relativo à discretização da bacia hidrográfica (concentrada ou distribuída por sub-bacias ou formas geométricas regulares) e da integração dos processos (na bacia e no canal) realizados por este.

3.5.2 Descrição do modelo hidrológico SWAT

O *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) é um modelo hidrológico distribuído que representar os processos físicos hidrobiogeoquímicos em bacias de pequena a grande escala combinando concepções físicas da natureza e sem-empíricas na escala temporal diária ou horária para vazão (Krysanova e Arnold, 2008; Gassman et al., 2007; Douglas-Mankin et al., 2010). O modelo foi desenvolvido originalmente para prever o escoamento e a perda de nutrientes em bacias rurais (Arnold et al. 1998), no entanto, nas duas últimas décadas o

SWAT vem sendo amplamente utilizado e aperfeiçoado para prever o impacto devido à mudança do uso da terra e/ou as mudanças climáticas na qualidade e quantidade de água em uma extensa gama de escalas espaciais (Gassman et al., 2007; Douglas-Mankin et al., 2010). Sua interface é acoplada a Softwares de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), tais como ArcGis ou MapWindow, que permitem inserir os dados das condições de contorno da bacia (forçantes meteorológicos, topografia, tipos de solo e tipos de vegetação). A interface de maneira automática, a partir de um MDE, constrói a rede de drenagem delimitando a bacia e subdividindo-a em sub-bacias (Di Luzio et al. 2004). Seu código fonte é bem documentado, sendo boa parte dele escrito em Fortran 90, o que permite modificações pelos usuários.

Estrutura do modelo

A discretização da bacia hidrográfica no SWAT se dá pela divisão da bacia principal em sub-bacias (com tamanho a critério do usuário) conectadas entre si pelos canais da rede de drenagem obedecendo à divisão segundo as confluências da rede de drenagem. Segundo Paz et al. (2011), neste tipo de divisão, a rede de drenagem é percorrida de montante para jusante e, para cada confluência encontrada, identificam-se e delimitam-se as sub-bacias correspondentes às áreas contribuintes incrementais das seções dos rios imediatamente a montante da confluência.

Cada sub-bacia é subdividida em várias unidades de resposta hidrológica (HRU), que consiste em um agrupamento de todas as áreas que contem uma única combinação de vegetação, tipo de solo e classes de declividade. A HRU nada mais é do que um método de representação do menor representação espacial das características físicas da bacia cuja função é reduzir o custo computacional das simulações e a quantidade de parâmetros a serem calibrados. Para ilustrar a definição da HRU, considere um conjunto de três mapas com 30 células (5x6) com três tipos de cobertura vegetal e dois tipos de solo e classes de declividade, respectivamente (Figura 3.12a). Estes mapas são sobrepostos espacialmente de tal forma que todas as células com mesma combinação de vegetação, solo e classe de declividade produzem um mapa (Figura 3.12b) no qual é atribuído um número identificador único (Figura 3.12b e Tabela 3.6) que representa cada HRU.

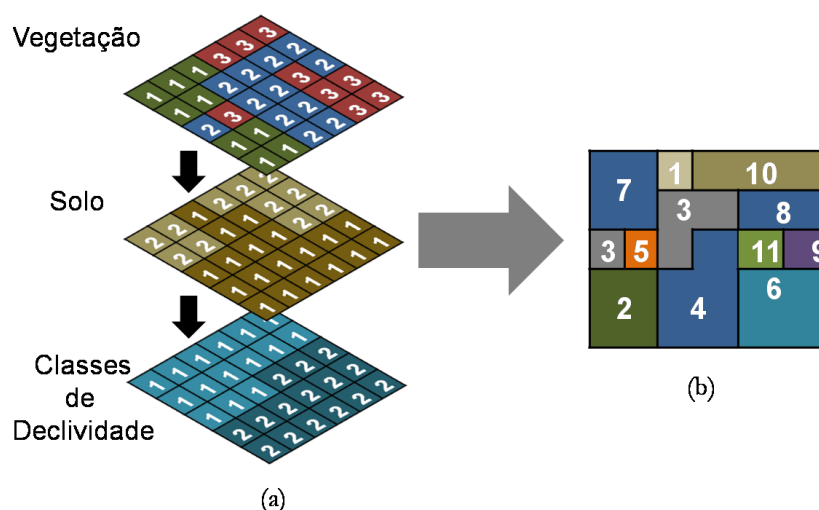


Figura 3.12 – Ilustração da geração das HRUs no SWAT. (a) A sobreposição dos mapas de vegetação, solo e classes de declividade resultando no (b) mapa das HRUs. Adaptado de Pai et al. (2012).

Tabela 3.6 – HRUs geradas a partir da combinação única de vegetação, solo e classe de declividade. Ilustrado no exemplo da Figura 3.12.

HRU	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Vegetação	1	1	2	2	3	3	1	2	2	3	3
Solo	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2
Classes-declividade	1	2	1	2	1	2	1	1	2	1	2

Observe que o agrupamento dos mapas reduziu o número de elementos de cálculo de 30 para 11 preservando a informação dos mapas (Figura 3.12). O objetivo da HRU é reduzir o custo computacional sem que o modelo perca a representatividade da variabilidade espacial das suas características físicas, permitindo que o modelo represente as diferenças na evapotranspiração e nos fluxos hidrológicos para as diferentes coberturas vegetais, solo e declividade, aumentando a destreza na integração dos processos no modelo (FitzHugh e Mackay 2000) e provendo uma melhor descrição física do balanço hídrico (Neitsch et al. 2005).

O SWAT reúne um conjunto de módulos integrados que representa o ciclo hidrológico na superfície, o ciclo de crescimento e desenvolvimento de culturas, erosão, transporte de sedimentos no canal, bem como o fluxo de nutrientes, pesticidas e bactérias entre outros processos (Neitsch et al. 2005). A descrição a seguir abordará o módulo hidrológico da versão 2005 do SWAT utilizada neste estudo. Maiores detalhes ou a descrição dos outros módulos podem ser encontradas em Neitsch et al. (2005).

Balanço hídrico

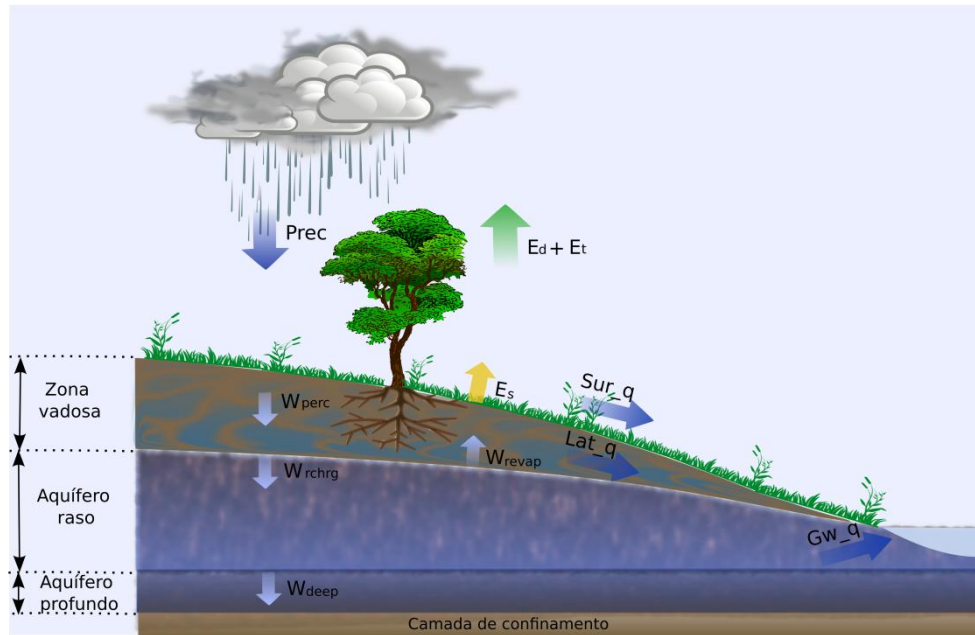


Figura 3.13 – Representação dos principais processos do ciclo hidrológico simulado pelo SWAT (Adaptado de Neitsch et al., 2005).

No SWAT, o particionamento da precipitação nas componentes da evapotranspiração, componentes do escoamento, redistribuição da água ao longo da zona vadosa seguindo em direção ao aquífero profundo e os fluxos de retorno do aquífero raso, são representados conforme indicados na Figura 3.13. No modelo a evapotranspiração (ET) é composta pela soma da transpiração (E_t), evaporação da precipitação interceptada no dossel (E_d) e evaporação do solo (E_s). Os escoamentos: superficial (Sur_q), lateral (Lat_q) e básico (Gw_q), depois de gerados em cada HRU, seguem para os seus respectivos reservatórios lineares na sub-bacia, onde depois serão retardados e amortecidos antes de atingirem a rede de drenagem. A percolação ($Wperc$), também após todo o percurso ao longo da zona vadosa, segue para um reservatório linear, onde é amortecida, tornando-se recarga para ambos os aquíferos. Por fim, a água que atinge o aquífero profundo não retorna para o sistema, a não ser por irrigação. O balanço hídrico é calculado para cada HRU segundo a equação (3.10).

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (Prec_i - ET_i - Sur_q_i - Lat_q_i - Wperc_i) \quad (3.10)$$

onde SW_t é água armazenada no solo (zona vadosa em mm) no dia t , SW_0 (mm) é água armazenada inicialmente no solo (mm) e $Prec_i$, ET_i , Sur_q_i , Lat_q_i e $Wperc_i$ são,

respectivamente, a precipitação (mm), a evapotranspiração (mm), o escoamento superficial (mm), escoamento lateral (mm) e a percolação (mm), respectivamente, no passo de tempo i .

O escoamento superficial é gerado baseado na metodologia de excesso de capacidade de armazenamento, que pode ser estimada pelo método do número de curva do SCS (com parâmetro de retenção de água no solo em função da umidade do solo) ou pelo método de Green & Ampt (Neitsch et al. 2005). A transpiração³ potencial é estimada pelo método de Penman-Monteith, no qual são prescritos parâmetros fisiológicos da vegetação. A propagação de vazão (de sedimento e etc) é realizada em duas etapas, primeiramente no interior da sub-bacia (desempenhada por reservatórios lineares simples), na qual cada sub-bacia possui três reservatórios lineares retratando a propagação do escoamento superficial, fluxo lateral e escoamento básico. A vazão de saída dos reservatórios é direcionada para rede de drenagem por onde segue a propagação de vazão até o exutório da bacia, utilizando o método de Muskingum ou do coeficiente de armazenamento variável descritos em Neitsch et al. (2005). A propagação de vazão inclui a perda de água por transmissão no canal, sedimentação, arrasto de sedimentos, e degradação do canal entre outros processos durante a propagação.

³ Existem outros dois métodos de estimativa transpiração potencial SWAT: Priestley e Talor; e Hargreaves descritos em Neitsch et al. (2005)

4 Resultados e discussões

4.1 Calibração do modelo hidrológico

A calibração do modelo hidrológico foi composta pela calibração da fração evaporativa média nas HRUs representativas dos diferentes ecossistemas presentes na bacia do rio Piracicaba, e da calibração da vazão em treze sub-bacias na bacia do rio Piracicaba, e na foz da bacia do Ribeirão das Posses, onde foram prescritos os parâmetros das coberturas vegetais determinados na calibração da fração evaporativa da bacia do rio Piracicaba (Tabela 4.1).

Inicialmente a calibração do modelo hidrológico partiu pela calibração da fração evaporativa média nas HRUs, devido à importância da evapotranspiração no balanço hídrico. O período de calibração da fração evaporativa variou de 1 a 2 anos para os ecossistemas de cerrado, cana-de-açúcar e eucalipto. Para a floresta e pastagem, utilizou-se um período de 11 anos (2000-2010), avaliando o ciclo anual da fração evaporativa simulada média nas HRUs da bacia do rio Piracicaba, comparando-as com a fração evaporativa observada em Rondônia (não mostrada) conforme reportado por von Randow et al. (2004).

4.1.1 Calibração da evapotranspiração e adaptações no código fonte do SWAT

A calibração da evapotranspiração, obtida pela calibração da fração evaporativa média nas HRUs, consistiu basicamente no desenvolvimento de três etapas:

- i. Implementação no modelo de uma função para prescrever o Índice de Área Foliar (IAF) sazonalmente para diferentes vegetações;
- ii. Prescrição do albedo global para diferentes coberturas vegetais no modelo;
- iii. Calibração manual dos parâmetros da vegetação que exercem controle na fração evaporativa.

No SWAT o IAF influencia diretamente no cálculo de dois processos: a transpiração potencial, a partir do método de Penman-Monteith, e a interceptação da precipitação pelo dossel, que posteriormente será evaporada e contabilizada no cálculo da evapotranspiração. Na versão original do modelo, mesmo modificando os parâmetros de controle do IAF sugeridos pelos desenvolvedores do SWAT, a magnitude e a sazonalidade do IAF das diferentes coberturas vegetais consideradas nas simulações da bacia do rio Piracicaba não correspondiam ao IAF tipicamente observado em ecossistemas florestais (Figura 4.1a), pois na floresta e no cerrado o IAF convergia para zero durante os meses de maio a dezembro. Resultados semelhantes também foram encontrados por Strauch e Volk (2013), que

reportaram a deficiência do SWAT em simular o IAF para o cerrado na região Centro-Oeste do Brasil.

A função dada pela eq. (4.1) foi implementada no código fonte do modelo. Esta função foi adaptada de Reichert e Timm (2012) para prescrever o IAF sazonalmente a partir da prescrição dos parâmetros ($blai$, $alai_{min}$, α e t_{mn}) mostrados na Tabela 4.1, que são encontrados no SWAT no arquivo que contém os parâmetros das coberturas vegetais (chamado de *crop.dat*). O IAF sazonal médio nas HRUs simulado pelo modelo antes e após a implementação da eq. (4.1) é apresentado na Figura 4.1. Vale ressaltar que os parâmetros de máximo e mínimo IAF, $blai$ e $alai_{min}$, foram prescritos identicamente nas duas versões do modelo, com e sem a implementação da eq. (4.1).

$$lai = (blai - alai_{min}) \left\{ \frac{1}{2} \left[\text{sen} \left(\frac{11\pi}{2} + \pi \frac{t}{t_{mn}} \right) + 1 \right] \right\}^{\alpha} \quad (4.1)$$

onde o lai é índice de área foliar ($m^2 m^{-2}$), $blai$ e $alai_{min}$ são o IAF máximo e o IAF mínimo, respectivamente ($m^2 m^{-2}$), α é um fator de forma, t é o dia do ano e t_{mn} é o dia do ano para o qual o IAF é mínimo.

O saldo de radiação tem um forte controle na evapotranspiração nas florestas tropicais (da Rocha et al. 2009) e o albedo global da vegetação possui um forte controle no saldo de radiação, portanto, a representação do albedo global de diferentes coberturas vegetais tem papel fundamental no controle da evapotranspiração e fração evaporativa simulada pelo modelo. No SWAT, o albedo global foi prescrito utilizando as medidas de albedo global realizada nos ecossistemas de cerrado (2001-2003), eucalipto (2007) e cana-de-açúcar (2006-2007). Para a pastagem e floresta foi utilizado o intervalo de variação do albedo global descrito por von Randow et al. (2004) e considerando a sazonalidade do albedo global do cerrado por simplificação (Figura 4.2).

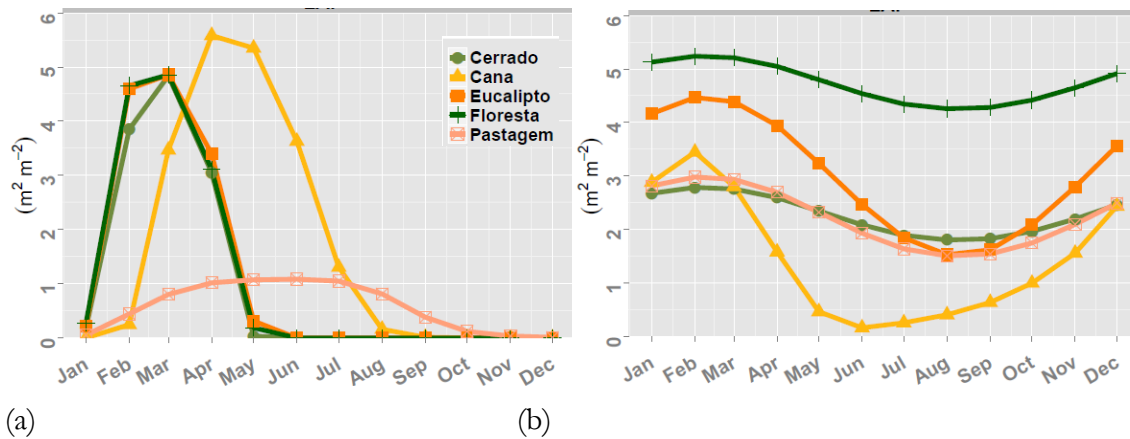


Figura 4.1 – Índice de Área Foliar (IAF) médio nas unidades de resposta hidrológicas (HRUs) com cobertura de: cerrado, cana-de-açúcar, eucalipto, floresta e pastagem, no período de 2000-2010 sobre a Bacia do rio Piracicaba (a) antes e (b) depois da implementação da função que prescreve o IAF sazonalmente.

Tabela 4.1 – Parâmetros fisiológicos dos ecossistemas utilizados na calibração da evapotranspiração. A altura máxima da vegetação ($chtmx$) não foi modificada durante a calibração. Os parâmetros fisiológicos dos ecossistemas descritos abaixo são: condutância foliar estomática máxima (gsi), capacidade máxima de interceptação do dossel ($canmx$), altura máxima do dossel ($chtmx$), profundidade máxima das raízes ($rdmx$), coeficiente de evaporação do solo ($esco$), índice de área foliar máximo ($blai$) e índice de área foliar mínimo ($alai_{min}$).

cobertura vegetal	gsi ($m\ s^{-1}$)	$canmx$ (mm)	$chtmx$ (m)	$rdmx$ (m)	$esco$	$blai$ ($m^2\ m^{-2}$)	$alai_{min}$ ($m^2\ m^{-2}$)	α	$tmin$
Cana-de-açúcar	0.0025	1.00	4.00	2.00	1.00	4.00	1.50	1.00	132.00
Cerrado	0.0035	1.60	10.00	6.00	1.00	3.50	1.80	1.10	182.00
Eucalipto	0.009	1.60	21.00	6.00	1.00	5.50	1.50	1.10	182.00
Floresta	0.005	1.80	30.00	6.00	1.00	6.00	4.50	1.10	182.00
Pastagem	0.003	0.70	1.20	1.50	0.98	3.00	1.50	1.10	182.00

Fontes do $blai$ e $alai_{min}$ prescritos na Tabela 4.1 para os ecossistemas:

Cerrado: Pivello e Varanda (2004)

Cana: Cabral et al. (2012)

Eucalipto: le Maire et al. (2011)

Floresta e Pastagem: (von Randow et al. 2004)

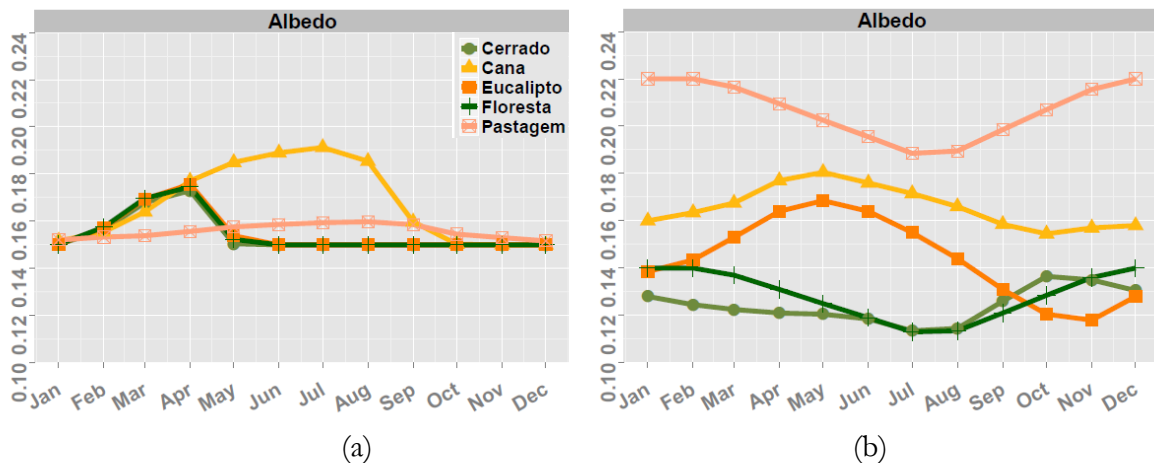


Figura 4.2 – Idem à Figura 4.1, mas para o albedo global.

Posterior a função do IAF sazonal descrita pela equação (4.1) ter sido implementada no código do modelo juntamente com a prescrição do albedo global para as coberturas vegetações encontradas na bacia do rio Piracicaba, foi calibrada a evapotranspiração, obtida pela calibração da fração evaporativa média nas HRUs, utilizando as frações evaporativas mensais observadas nos ecossistemas de cerrado, eucalipto, cana-de-açúcar (Figura 4.3). A calibração da fração evaporativa média nas HRUs foi realizada manualmente modificando os parâmetros descritos na Tabela 4.1, com exceção dos parâmetros utilizados na eq. (4.1). Para pastagem e floresta foi utilizada a mesma metodologia empregada nos outros ecossistemas com dados observados, mas utilizando a fração evaporativa sazonal (do período chuvoso e seco) encontrada em Rondônia (von Randow et al. 2004) (não mostrado). De modo geral, a fração evaporativa simulada média nas HRUs representou satisfatoriamente a sazonalidade da fração evaporativa observada nos ecossistemas de cerrado, cana-de-açúcar e eucalipto, com valores mínimos e máximos próximos dos observados (Figura 4.3).

A calibração também repercutiu nas componentes da evapotranspiração (Figura 4.4), antes simuladas pelo SWAT incoerentemente, pois em todas as vegetações a evaporação do solo (E_s) era a componente dominante da evapotranspiração, onde quem normalmente é transpiração, e além disso a evaporação da chuva interceptada pelo dossel era igual a zero (Figura 4.5). Vale destacar que a evaporação do solo e a evaporação da chuva interceptada pelo dossel eram inconsistentes, já que o coeficiente de evaporação do solo ($escv$) e a capacidade máxima de interceptação do dossel ($canmx$) haviam sido prescritas conforme sugestão padrão SWAT, iguais a 0.950 e 0 mm, respectivamente.

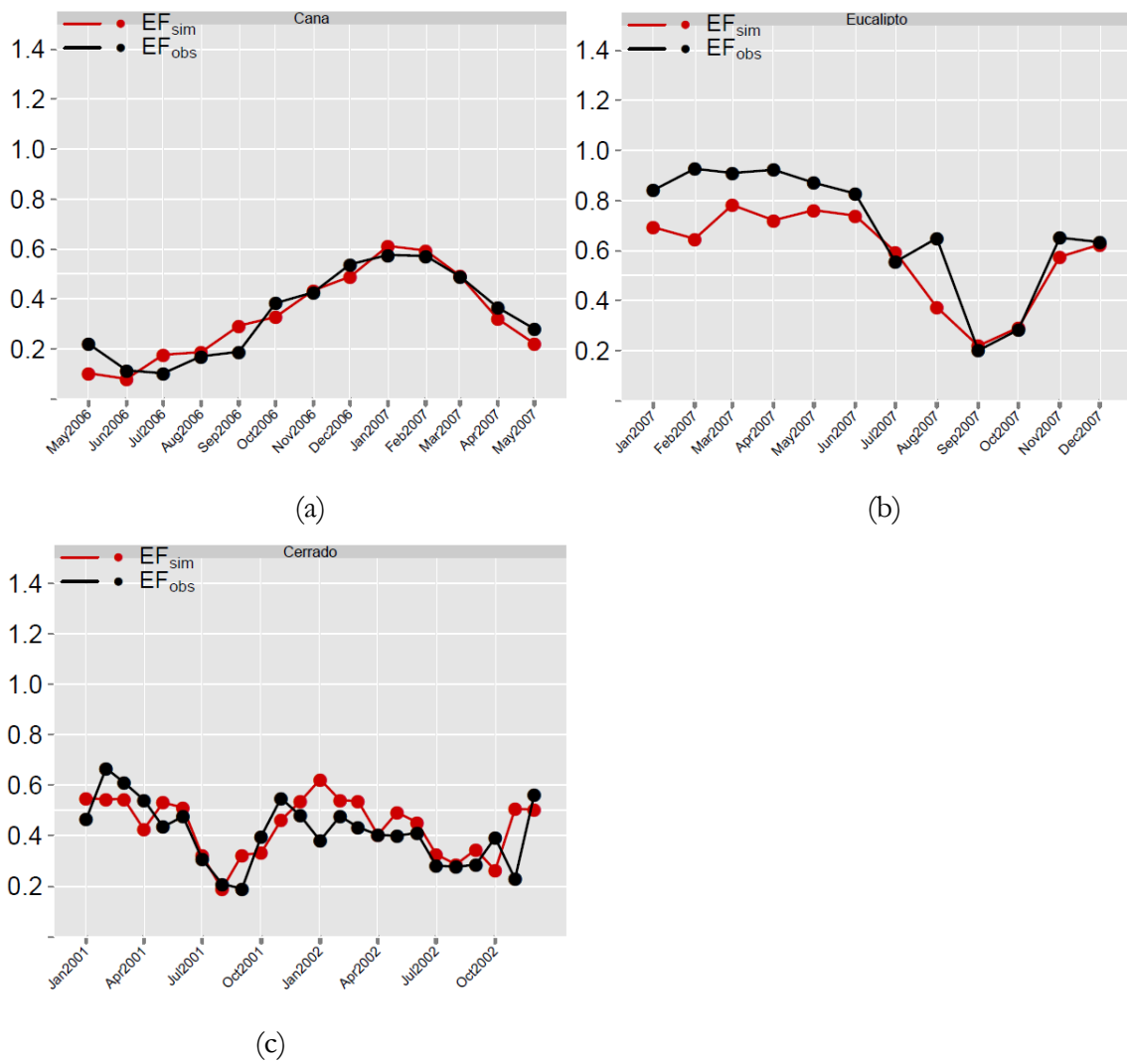


Figura 4.3 – Fração Evaporativa (EF) mensal observada e simulada, média em nas HRUs, após o processo de calibração manual para os ecossistemas de: (a) cana-de-açúcar, (b) eucalipto e (c) cerrado.



Figura 4.4 – Média nas unidades de resposta hidrológicas (HRUs) da Bacia do rio Piracicaba com diferentes coberturas no período de 2000-2010, depois da implementação da função do IAF sazonalmente e ajuste manual de parâmetros para: (a) Transpiração (Et), (b) evaporação do solo (Es), (c) evaporação da água interceptada pelo dossel (Ec) (e) evapotranspiração (ET)

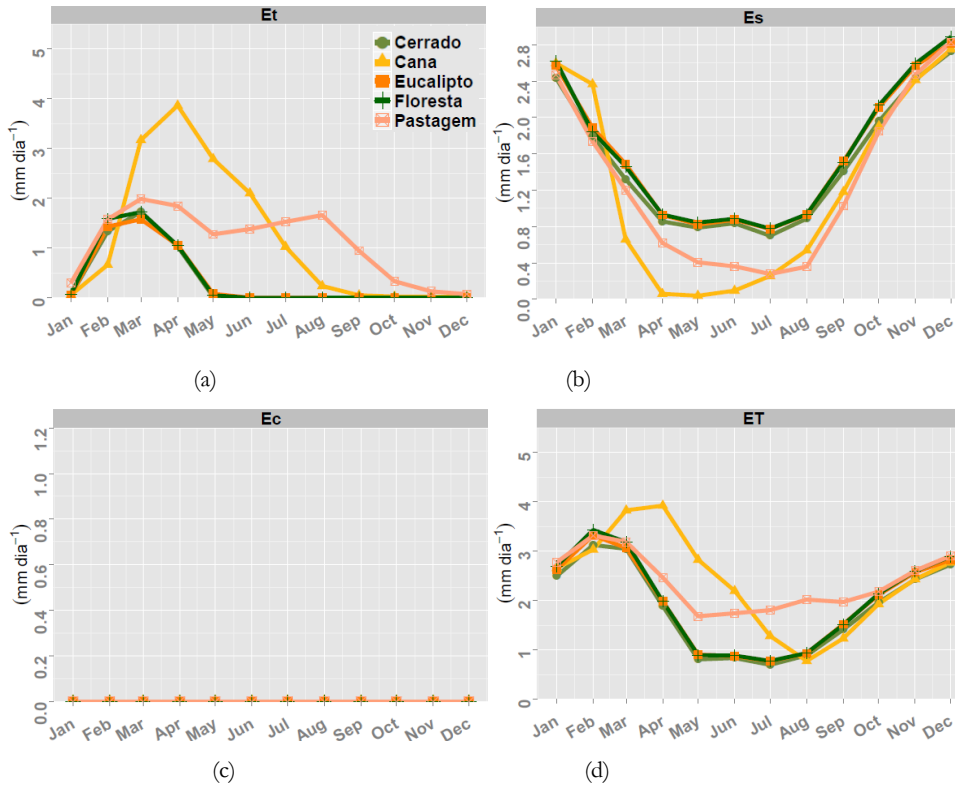


Figura 4.5 – Idem à Figura 4.4, antes da implementação da função do IAF sazonalmente e ajuste manual de parâmetros.

4.1.2 Calibração e validação da vazão

Conforme descrito na seção anterior, a calibração da vazão na bacia do rio Piracicaba e na bacia do Ribeirão das Posses ocorreu após a calibração da fração evaporativa na bacia do rio Piracicaba, o que permitiu que somente os parâmetros hídricos (solo e aquífero) e hidráulicos fossem calibrados, deixando os parâmetros de controle da evapotranspiração (Tabela 4.1) fixos, durante o processo de calibração da vazão.

Para calibrar a vazão foi implementado no ambiente Linux o algoritmo de análise de sensibilidade e calibração automática *hydroPSO* com propósito de realizar uma análise de sensibilidade acompanhada com a calibração dos parâmetros físico hídricos e hidráulicos do modelo identificados com maior sensibilidade a alterações na vazão. O *hydroPSO* é uma *package* (rotina) do software R desenvolvida para calibração do SWAT, podendo ser adaptada para outros modelos. Esta rotina utiliza uma versão melhorada do *Particle Swarm Optimisation* (PSO), um algoritmo inspirado no comportamento social dos pássaros migratórios, que utiliza técnicas de otimização evolutiva (Zambrano-Bigiarini and Rojas 2013). Os parâmetros da rotina *hydroPSO* para calibração das bacias estudadas foram retirados de Zambrano-Bigiarini e Rojas (2013).

A rotina *hydroPSO* utiliza para analisar a sensibilidade dos parâmetros do SWAT o método *Latin Hypercube One-Factor-At-a-Time* (LH-OAT). Seu funcionamento se baseia em projetar um teste, de modo que as mudanças são atribuídas inequivocamente às alterações dos parâmetros, e prescrever o valor a ser testado subdividindo a distribuição de cada parâmetro em N intervalos, cada um com uma probabilidade de ocorrência de $1/N$ (van Griensven et al. 2006).

Foram realizados testes de sensibilidade manuais e utilizando os recursos da rotina *hydrPSO* para identificar os parâmetros mais sensíveis a alteração da vazão (resultados não mostrados), e a partir destes realizar a calibração da vazão. Depois da identificação dos parâmetros sensíveis, a vazão na bacia do rio Piracicaba foi calibrada ao longo de treze postos (Figura 4.7), partindo dos postos na região a montante da bacia até sua região a jusante, realizada durante o período de 2000-2004, utilizando como *warm up* o período de 1997-1999. A validação da vazão compreendeu o período de 2005-2010. O resultado obtido na calibração dos parâmetros físico hídricos e hidráulicos do SWAT, separados por módulos que estes atuam no modelo, determinados com aplicação da rotina *hydroPSO* para os postos da bacia do rio Piracicaba (Figura 4.7) é mostrado no *boxplot* apresentado na Figura 4.6. Uma breve descrição destes parâmetros e o intervalo de variação utilizado na calibração dos mesmos são

apresentados na Tabela 4.2, detalhes das suas funcionalidades no SWAT podem ser encontrados em Neitsch et al. (2005).

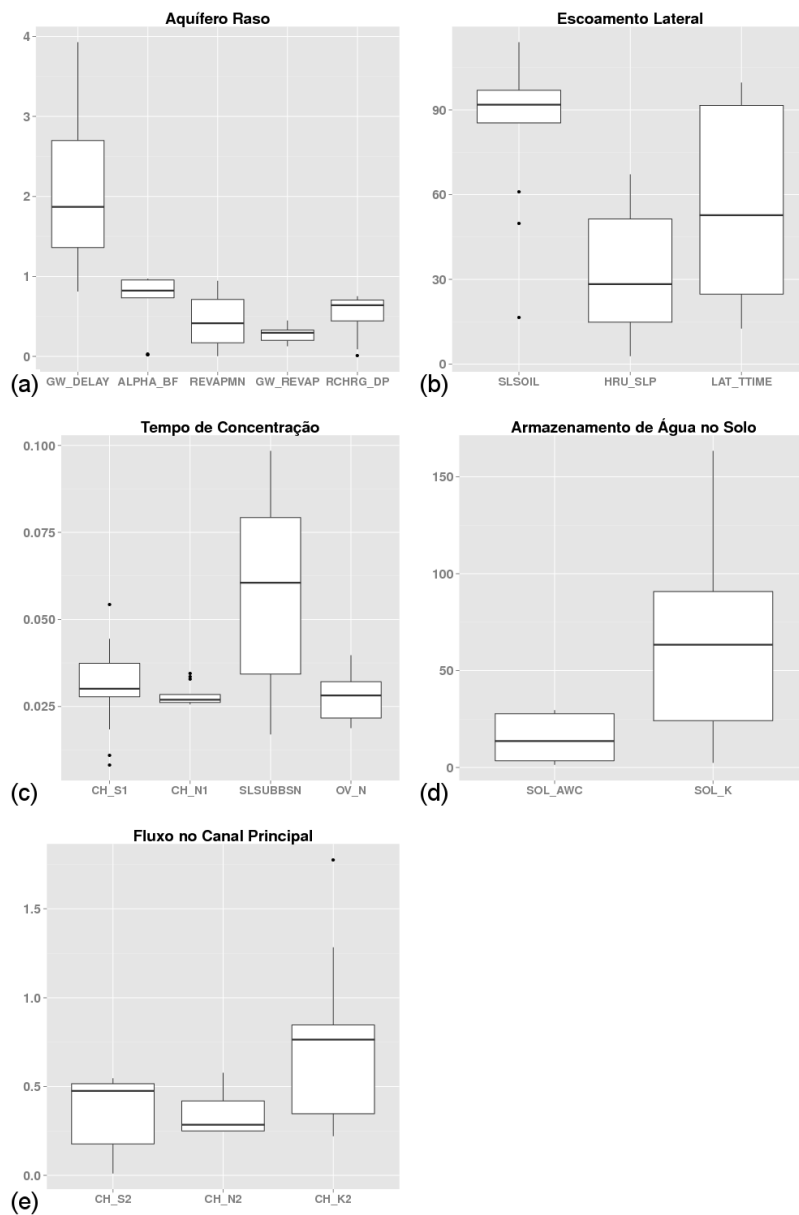


Figura 4.6 – Boxplot dos parâmetros encontrados na calibração com hydro PSO para todos os postos da bacia do rio Piracicaba. Para agrupar em um mesmo gráfico o comprimento da declividade média (SLSUBBSN) foi dividido por 1000, a condutividade hidráulica do canal principal (CH_K2) foi dividido por 100 e multiplicado por 10 o comprimento da encosta (SLSOIL), declividade média *steepness* (HRU_SLP) e retardo do escoamento lateral (LAT_TTIME).

Tabela 4.2 – Relação dos parâmetros utilizados na calibração da vazão da bacia do rio Piracicaba e da bacia do Ribeirão das Posses. O intervalo de variação prescritos no algoritmo *hydroPSO* utilizado na calibração dos parâmetros foi idêntico para ambas as bacias calibradas. A coluna Arquivo refere-se à extensão dos arquivos onde são prescritos os parâmetros.

Parâmetro	Descrição	Intervalo de variação		Arquivo
		Min	Max	
GW_DELAY	tempo de retardo para a recarga do aquífero [dia]	0.00	500.0	.gw
ALPHA_BF	constante de recessão do escoamento básico [1 dia ⁻¹]	0.00	1.00	.gw
REVAPMIN	coluna d'água mínima do aquífero raso para ocorrer o revap [mm]	0.00	10.0	.gw
GW_REVAP	coeficiente de re-evaporação do aquífero raso [adimensional]	0.100	0.500	.gw
RCHRG_DP	coeficiente de percolação para recarga aquífero profundo [adimensional]	0.00	1.00	.gw
SLSOIL	comprimento da encosta [m]	8.00	123.00	.hru
HRU_SLP	declividade média <i>steepness</i> [m m ⁻¹]	0.001	0.700	.hru
LAT_TTIME	retardo do escoamento lateral [dia]	1.00	10.00	.hru
CH_S1	declividade média do tributário [m m ⁻¹]	0.001	0.055	.sub
CH_N1	coeficiente de Manning do tributário [adimensional]	0.025	0.035	.sub
SLSUBBSN	comprimento da declividade media [m m ⁻¹]	8.00	123.00	.hru
OV_N	coeficiente Manning para o fluxo superficial [adimensional]	0.170	0.400	.hru
SOL_AWC	capacidade de água disponível [mm mm ⁻¹]	0.010	0.300	.sol
SOL_K	condutividade hidráulica saturada [mm h ⁻¹]	1.00	180.00	.sol
CH_S2	declividade média do canal principal [m m ⁻¹]	0.001	0.055	.rte
CH_N2	coeficiente de Manning do canal principal [adimensional]	0.025	0.060	.rte
CH_K2	condutividade hidráulica do canal principal [mm h ⁻¹]	0.00	180.00	.rte

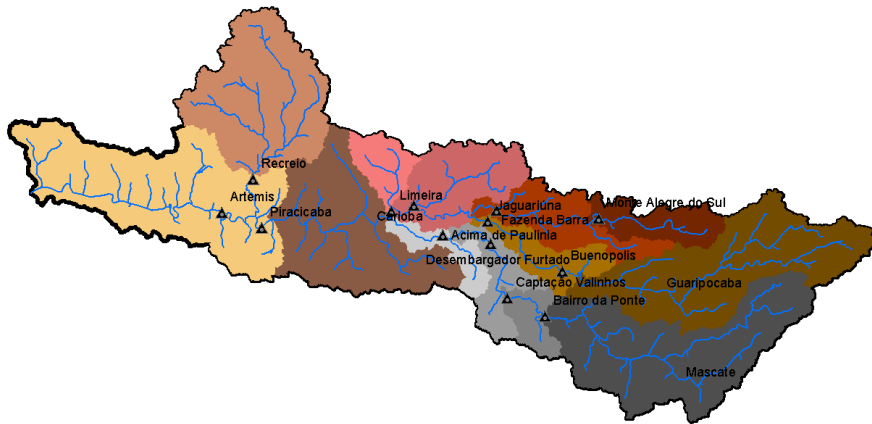


Figura 4.7 – Postos fluviométricos utilizados na calibração (2000-2004) na bacia do rio Piracicaba partindo de jusante para montante. As sub-bacias utilizadas para a calibração de cada posto são indicadas na figura.

Para efeitos de simplificação são apresentados na Figura 4.8 a vazão nos postos representativos dos exutórios das principais sub-bacias da bacia do rio Piracicaba. No posto Paulínia, e outros postos não mostrados, a vazão foi calibrada em um período inferior aos cinco anos (2000-2004), devido a falhas ou inexistência da vazão observada neste período. (O número de dias com dados de vazão nos postos utilizados para calibração e em outros postos da bacia do rio Piracicaba são mostrados no Apêndice A). De um modo geral, a vazão no período de calibração foi levemente superior a vazão durante o período de validação (Figura 4.8). O NSE (coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe) e o Viés na calibração variaram, respectivamente, entre 0,68-0,88 e -15,2-2,8%, contra o NSE e o Viés da validação, que variam, respectivamente, de 0,53-0,85 e -28,5-6,3%. A simulação é considerada ótima quando o NSE é igual a 1 e quando o seu Viés é zero. Os valores obtidos no NSE e no Viés, tanto na calibração quanto a validação da vazão na bacia do rio Piracicaba, qualificam o ajuste da vazão como bom a excelente ajuste (Moriasi et al. 2007), igualmente como o bom ajuste entre a vazão simulada e observada durante a validação, no qual o R^2 foi igual a 0,86 (Figura 4.10a).

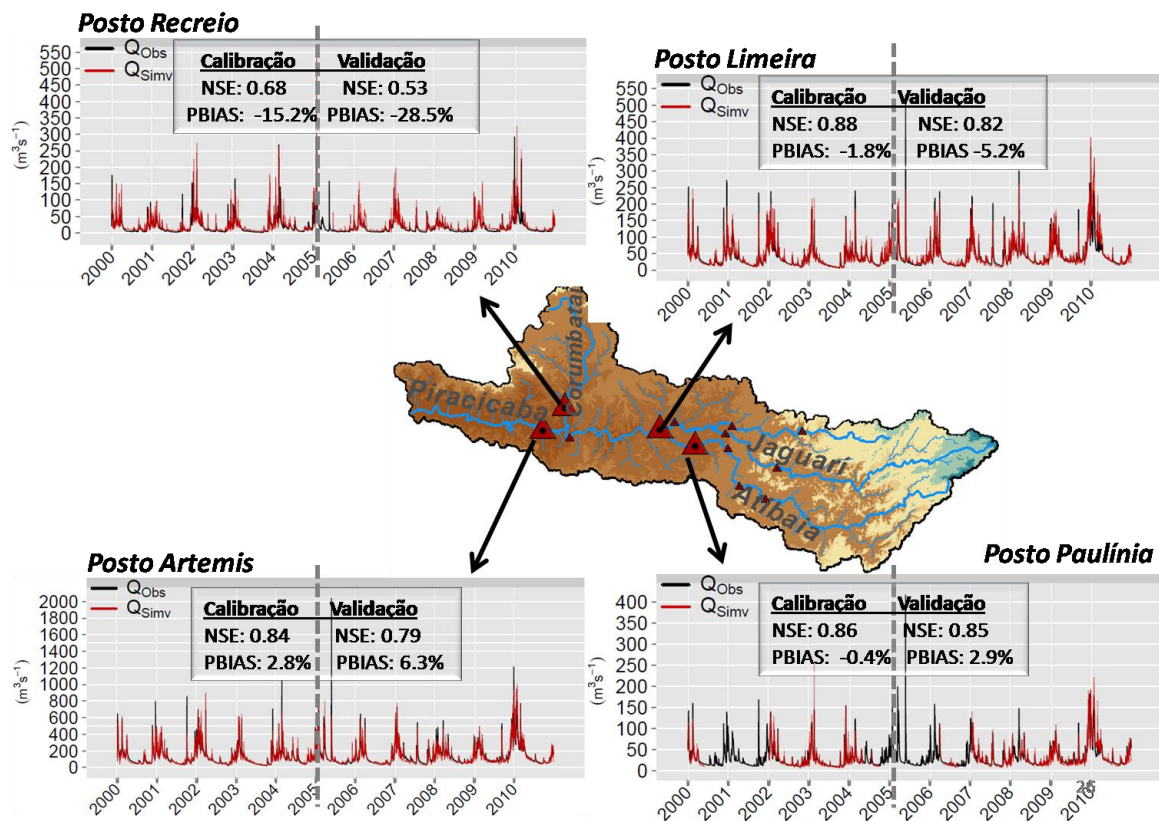


Figura 4.8 – Vazão durante o período de calibração (2000-2004) e validação (2005-2010) nos exutórios dos principais rios da bacia do rio Piracicaba. A divisão dos períodos de calibração e validação é separada pela linha tracejada, no qual também são mostrados o NSE e Viés para os respectivos períodos.

Na Tabela 4.3 e Tabela 4.4 são mostrados os valores diários da vazão simulada na bacia do rio Piracicaba, obtidos na calibração e validação da vazão. Observa-se que o NSE no período de calibração foi superior ao período de validação, em média os postos apresentaram um NSE satisfatório igual a 0,80 e 0,73, para calibração e validação da vazão, respectivamente.

Para bacia do Ribeirão das Posses foram utilizados os mesmos parâmetros das coberturas vegetais (Tabela 4.1) determinados na calibração da fração evaporativa na bacia do rio Piracicaba. Depois destes parâmetros foi realizada a calibração da vazão na da bacia do Ribeirão das Posses (Figura 4.9). Devido à não disponibilidade de dados observados de vazão, não foi realizada uma validação da vazão calibrada. De modo geral, a vazão simulada foi satisfatória, com NSE e um Viés, iguais a 0,50 e 2,3% (Figura 4.9), respectivamente, com uma boa representação da vazão na estiagem e nas cheias, apesar de superestimar levemente a vazão na estiagem, como pode ser percebido no gráfico de dispersão entre a vazão simulada e observada durante a calibração, onde as vazões simuladas entre 0-0,5 m^3s^{-1} estão preponderantemente acima da reta 1:1 (Figura 4.10b).

Tabela 4.3 – Eficiência de Nash-Suttcliffe (*NSE*), coeficiente de determinação (R^2) e o viés percentual (*PBIAS*) para vazão diária simulada nos postos da bacia do rio Piracicaba durante o período de calibração (2000-2004).

Posto	NSE	PBIAS	R2
MontAlgr	0.729	-8.1	0.743
FazBarr	0.693	-15.7	0.741
Buenop	0.833	2.1	0.843
Jaguariuna	0.834	1.2	0.840
UsinEst	0.824	5.1	0.827
Limeira	0.875	-1.8	0.876
BairrPte	0.813	0.0	0.820
Valinh	0.832	-0.1	0.840
DesFurt	0.797	9.9	0.809
Paulinia	0.851	3.2	0.856
Recreio	0.692	-15.5	0.709
Piracicaba	0.892	-0.5	0.892
Artemis	0.836	2.8	0.838

Tabela 4.4 – Idem à Tabela 4.3, mas para o período de validação (2005-2010).

Posto	NSE	PBIAS	R2
MontAlgr	0.644	11.7	0.684
FazBarr	0.765	-3.1	0.775
Buenop	0.764	-0.3	0.814
Jaguariuna	0.564	-12.1	0.609
UsinEst	0.762	-3.4	0.773
Limeira	0.821	-5.2	0.825
BairrPte	0.740	-6.2	0.744
Valinh	0.753	-7.0	0.759
DesFurt	0.716	-2.0	0.716
Paulinia	0.860	2.9	0.869
Recreio	0.536	-28.5	0.586
Piracicaba	0.861	4.1	0.870
Artemis	0.789	6.3	0.799

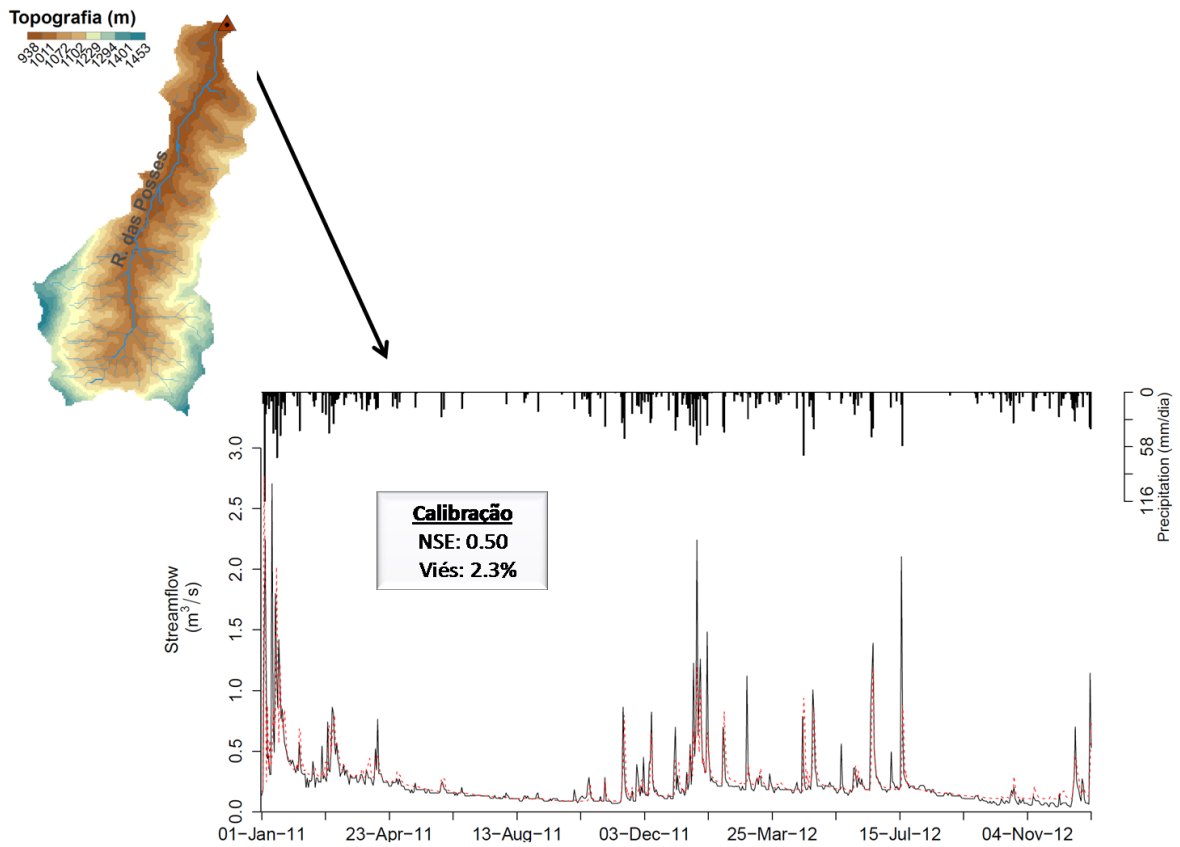


Figura 4.9 – Precipitação média na Bacia do Ribeirão das Posses (mm) e vazão observada (linha cheia preta) e calibrada (linha tracejada vermelha) no posto Foz do Ribeirão durante o processo de calibração.

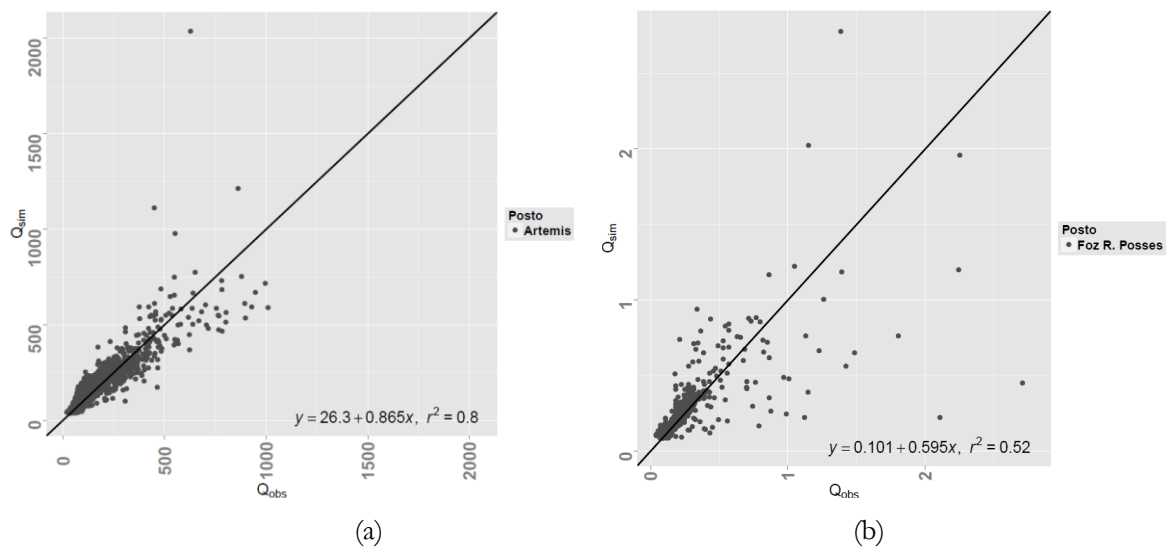


Figura 4.10 – Dispersão entre a vazão simulada (Q_{sim}) e observada (Q_{obs}) para a (a) bacia do rio Piracicaba durante o período de validação (2005-2010) e para a (b) Bacia do Ribeirão das Posses durante o período de calibração (2011-2012).

4.2 Efeito das simulações de reflorestamento ripário nas bacias de pequena e meso escalas

4.2.1 Variabilidade interanual da vazão e das componentes hidrológicas

A seguir discute-se a variabilidade interanual do regime de vazões e das componentes hidrológicas médias anuais das bacias do Ribeirão das Posses e do Piracicaba. A análise consistiu na discussão do padrão obtido no cenário controle e nos cenários de reflorestamento ripário e de áreas íngremes. O reflorestamento ripário analisado foi o com maior cobertura de floresta para ambas as bacias, uma vez que os resultados destes cenários foram proporcionais às áreas florestas.

Vazão

Na Figura 4.11 são apresentadas as séries anuais para a vazão de estiagem (Q_{95}) anual, vazão média (Q_m) anual e vazão extrema máxima (Q_1) anual, no exutório da bacia do Ribeirão das Posses. Percebemos que a vazão de estiagem (Q_{95}) anual praticamente não foi reduzida com o reflorestamento em Posses, se mantendo constante em 2011 (Figura 4.11a). Houve apenas uma modesta redução de $0,1 \text{ L s}^{-1}$ desta em 2012 nos cenários de reflorestamento ripário de 45 m e das áreas íngremes. No entanto, a redução não correspondeu nem a 0.1% da vazão de estiagem média anual (Tabela 4.5).

Foi sistemática a queda na vazão média anual em Posses com o reflorestamento (Figura 4.11b). Quanto maior foi a área reflorestada maior foi a redução da vazão média anual. Conseqüentemente, a maior redução desta foi maior no cenário com reflorestamento ripário de 45 m, com 42% da área da bacia com floresta, onde a vazão média anual foi reduzida em $20,5 \text{ L s}^{-1}$ (8% da Q_m média anual durante 2011-2012 do cenário controle, Tabela 4.5). No cenário com reflorestamento das áreas íngremes (com 33% de área coberta por floresta na bacia) a queda na vazão média anual foi em média 11 L/s (equivalente a 4% da Q_m média anual em 2011-2012 do cenário controle, Tabela 4.5).

Todos os cenários com reflorestamentos promoveram a queda da vazão extrema máxima (Q_1) anual em Posses durante todo o período de simulação (Figura 4.11c). Em média, as vazões extremas máximas foram reduzidas, em 15 e 6% para os cenários com maior reflorestamento ripário e das áreas íngremes, respectivamente (Tabela 4.5). Nestes resultados dois aspectos chamam atenção: o primeiro aspecto foi que a vazão extrema máxima média anual teve uma redução percentual em torno de duas vezes a redução da vazão média anual

de longo período (-15% contra -8%, respectivamente, para o reflorestamento ripário de 45 m, Tabela 4.5). O segundo aspecto foi que o reflorestamento ripário de 30 m, cuja área de reflorestamento foi semelhante ao cenário de reflorestamento das áreas íngremes (34,2 e 32,0%, respectivamente), obteve uma redução de 11% na vazão máxima anual em 2012, ao passo que o reflorestamento das áreas íngremes reduziu a vazão máxima em 6%.

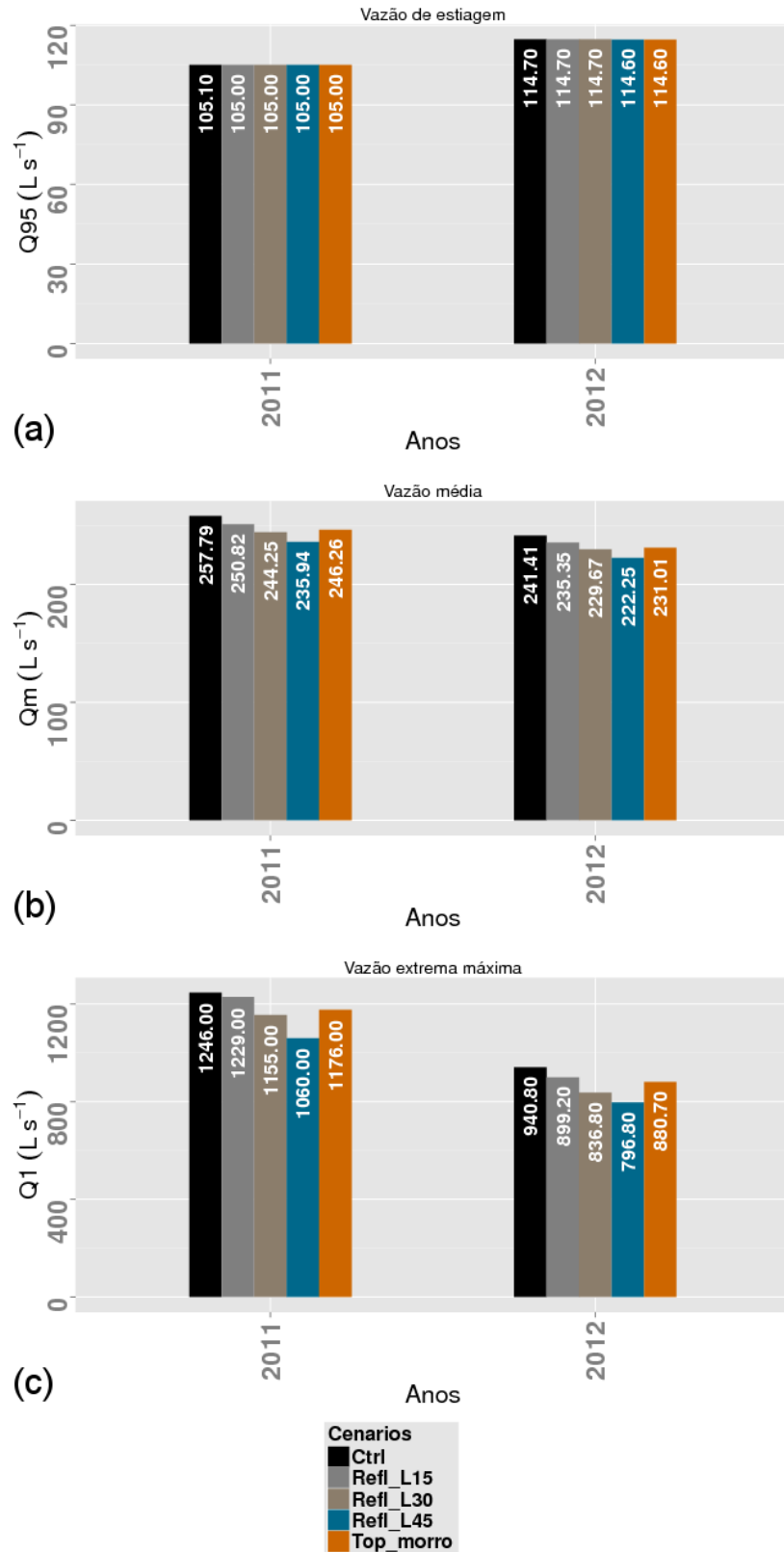


Figura 4.11 – Séries anuais simuladas da (a) vazão de estiagem (Q_{95}), (b) vazão média (Q_m) e (c) vazão extrema máxima (Q_1), (em $L s^{-1}$), no exutório da bacia do Ribeirão das Posses nos cenários: controle (Ctrl), reflorestamento ripário de 15 a 45 m (Refl_15, Refl_30 e Refl_45, respectivamente) e reflorestamento das áreas íngremes (Top_morro).

Tabela 4.5 – Média anual (2011-2012), diferença da média entre o cenário reflorestamento e controle e a mudança percentual do cenário reflorestado em relação ao controle para a vazão de estiagem (Q_{95}), vazão média (Q_m) e vazão extrema máxima (Q_1), calculados para os cenários: controle (Ctrl), reflorestamento ripário de 45 m (Refl_L45) e reflorestamento das áreas íngremes (Top_morro) simulados na bacia do Ribeirão das Posses.

R. das Posses	Q_{95} ($L s^{-1}$)	Q_m (LS^{-1})	Q_1 ($L s^{-1}$)
Ctrl	109.9	249.6	1093.4
Refl_L45	109.8	229.1	928.4
Top_morro	109.8	238.6	1028.3
Refl_L45 - Ctrl	-0.1	-20.5	-165
Top_morro - Ctrl	-0.1	-11	-65.1
Mudança_Refl_L45 (%)	-0.09	-8.21	-15.09
Mudança_Top_morro (%)	-0.09	-4.41	-5.95

Da mesma maneira que na Figura 4.11, na Figura 4.12 são mostradas as séries médias anuais das vazões para a bacia do rio Piracicaba, onde percebemos que a vazão de estiagem (Q_{95}) foi levemente reduzida à medida que o cenário de reflorestamento aumentava (Figura 4.12a). No cenário de reflorestamento ripário e das áreas íngremes as mudanças na vazão de estiagem média anual foram de -1,9 e 0,3% da vazão de estiagem do cenário controle (Tabela 4.6), respectivamente. Estas reduções foram superiores às mudanças encontradas em Posses (Tabela 4.5), apesar da área reflorestada no Piracicaba ter sido menor (proporcionalmente à área da bacia) do que Posses.

A vazão média anual (Q_m) no Piracicaba também foi reduzida sistematicamente como foi em Posses conforme o aumento da área florestada dos cenários (Figura 4.12b). A queda da vazão média anual de longo período (2000-2012) para o cenário com maior reflorestamento ripário e das áreas íngremes foi de 2 e 0.4% em relação à vazão média anual (Tabela 4.6), respectivamente.

Para vazão extrema máxima anual a queda foi 2,9 e 0,4% para os cenários com maior reflorestamento ripário e das áreas íngremes no Piracicaba (Tabela 4.6). A queda de 2,9% da vazão extrema máxima no Piracicaba parece modesta, mas seu valor absoluto foi de $18 m^3s^{-1}$, que corresponde mais de 10% da vazão média anual do posto Artemis (próximo ao exutório no Piracicaba).

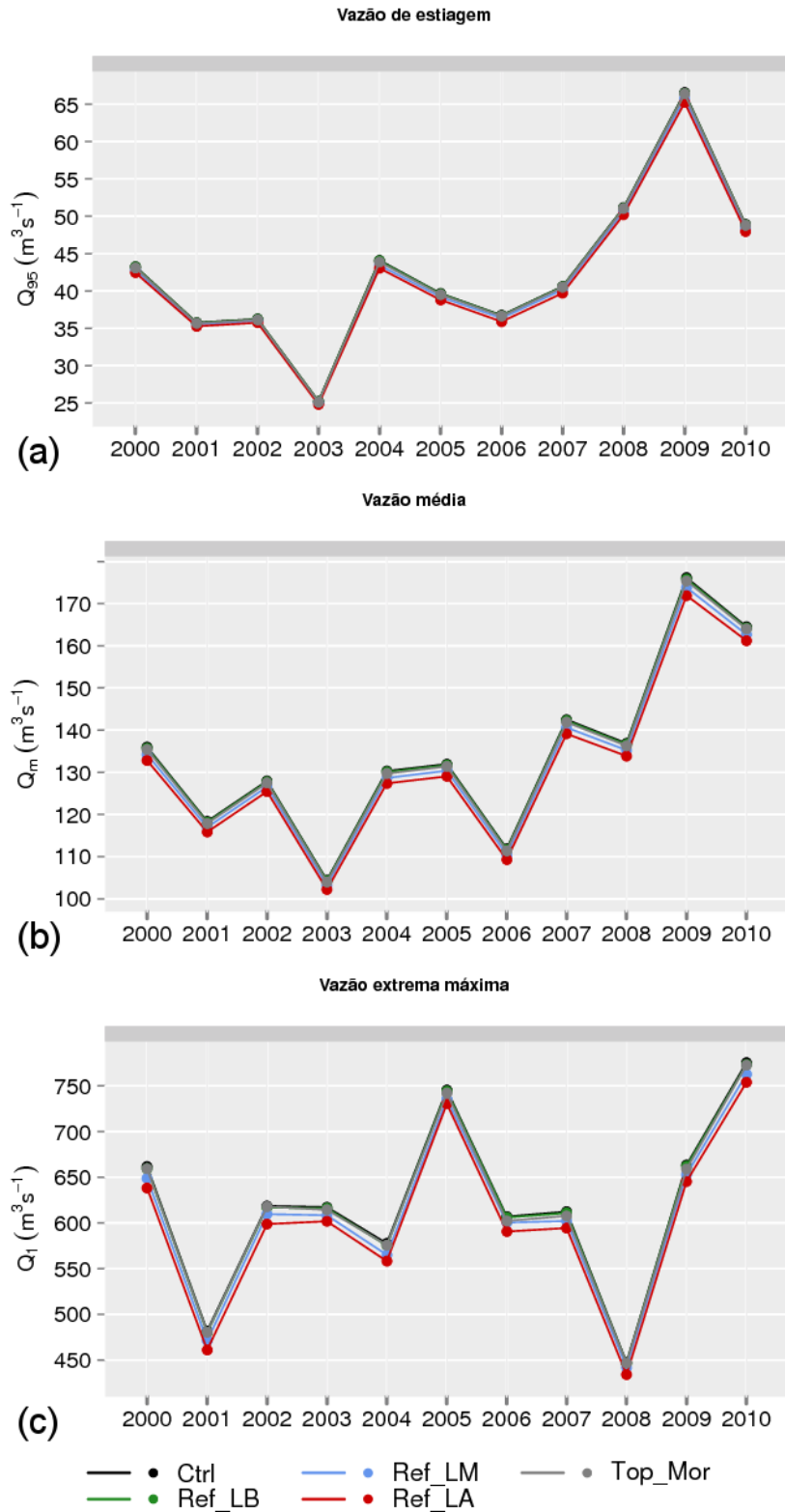


Figura 4.12 – Séries anuais simuladas da (a) vazão de estiagem (Q_{95}), (b) vazão média (Q_m) e (c) vazão extrema máxima (Q_1), (em $L s^{-1}$), no exutório da bacia do rio Piracicaba (posto Artemis) nos cenários: controle (Ctrl), reflorestamento ripário nos rios de baixa a alta larguras (Ref_LB, Ref_LM e Ref_LA, respectivamente) e reflorestamento das áreas íngremes (Top_morro), todos em m^3s^{-1} .

Tabela 4.6 – Média anual (2000-2010), diferença da média entre o cenário reflorestamento e controle e a mudança percentual do cenário reflorestado em relação ao controle para a vazão de estiagem (Q_{95}), vazão média (Q_m) e vazão extrema máxima (Q_1), calculados para os cenários: controle (Ctrl), reflorestamento ripário nos rios de alta largura (Ref_LB) e reflorestamento das áreas íngremes (Top_morro) simulados na bacia do rio Piracicaba.

Piracicaba	Q_{95} (m^3s^{-1})	Q_m (m^3s^{-1})	Q_1 (m^3s^{-1})
Ctrl	42.56	134.6	618.9
Refl_LA	41.73	131.6	600.6
Top_morro	42.43	134.1	616.2
Refl_LA-Ctrl	-0.83	-3	-18.3
Top_morro - Ctrl	-0.13	-0.5	-2.7
Mudanca_Refl_LA(%)	-1.95	-2.23	-2.96
Mudanca_Top_morro(%)	-0.31	-0.37	-0.44

Na Figura 4.13 são mostradas as mudanças percentuais anuais médias da vazão (Q_{95} , Q_m e Q_1) para todos os cenários de reflorestamento simulados em Posses e Piracicaba. As mudanças percentuais médias anuais foram calculadas durante os anos de 2011 a 2012 para Posses, e de 2000 a 2010 para Piracicaba.

Em termos médios anuais, o aumento da área reflorestada em pequena escala (em Posses, Figura 4.13a) praticamente não alterou a disponibilidade hídrica da bacia (Q_{95}), mantendo uma redução modestamente de 0,1% para todos os cenários de reflorestamento. Para a meso escala (Piracicaba) o acréscimo de reflorestamento ripário partindo dos rios de baixa a alta largura (representando 7,4 a 10,6% da área total da bacia, respectivamente) reduziu ligeiramente a vazão de estiagem entre -0,1 e -2,0% (Figura 4.13b).

De maneira geral, os cenários de reflorestamento em pequena (Posses) e meso (Piracicaba) escalas apontaram para uma redução da vazão média anual à medida que a área reflorestada aumentou. As reduções da vazão média foram mais acentuadas na pequena escala (Posses) devido à área florestada em relação à área total desta bacia (de 28,4 a 41,8% para os cenários de menor e maior reflorestamento ripário) serem maiores do que área florestada no Piracicaba, que variou de 7,4 a 10,6% da área total da bacia da menor para o maior reflorestamento ripário.

O reflorestamento foi categórico em reduzir a vazão extrema máxima, em ambas as escalas e para todos os cenários de reflorestamento (Figura 4.13). As reduções das vazões extremas máximas foram mais pronunciadas na pequena escala (Posses), com até 17,8% de redução (Figura 4.13a). Parte destas reduções pode ser explicada pela proporcionalidade da área de floresta em relação à área da bacia, que na pequena escala foi superior à meso. No

entanto, o fato de apenas aumentar a área florestada não significa que a diminuição da vazão extrema máxima obedecerá à mesma proporcionalidade. Na pequena escala o cenário de reflorestamento ripário de 30 m reduziu em 9,8% a vazão extrema máxima, ao passo que o reflorestamento das áreas íngremes reduziu esta em 6,3%. Os cenários possuem áreas florestadas semelhantes em relação à área total de bacia (34,1 e 32,6%, respectivamente), porém a vazão extrema máxima caiu quase o dobro no reflorestamento ripário de 30 m. Este resultado confirma que nem sempre a proporcionalidade da área florestada na pequena escala promove um efeito linear nos processos representados pelo modelo, em termos anuais.

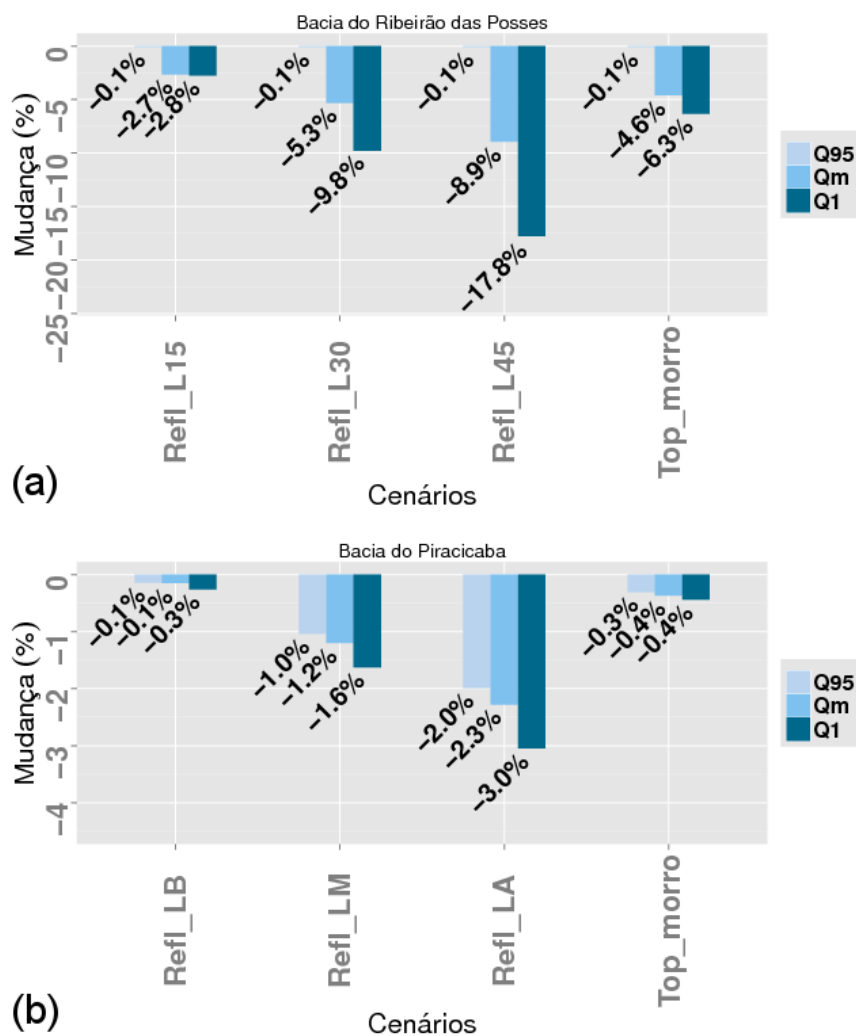


Figura 4.13 – Mudança percentual média anual calculada durante todo o período de simulação para vazão de estiagem (Q_{95}), vazão média anual (Q_m) e vazão extrema máxima (Q_1), nos exutório das bacias: (a) Ribeirão das Posses e (b) Piracicaba (no posto Artemis), obtidas nos cenários de reflorestamento ripário e reflorestamento das áreas íngremes.

Componentes hidrológicas

As médias anuais dos componentes hidrológicos médios na bacia em Posses são mostrados na Figura 4.14 para o cenário controle (Ctrl), reflorestamentos ripários de 15-45 m (Refl_L15-Refl_L45) e reflorestamento das áreas íngremes (Top_morro). É notável o aumento progressivo da evapotranspiração e da recarga do aquífero (este último de maneira menos acentuada) (Figura 4.14 b-c), acompanhados pelo decréscimo do deflúvio (Figura 4.14d), para os cenários de reflorestamento ripário e de topo morro.

O deflúvio médio anual para o cenário com maior reflorestamento ripário (Refl_L45) caiu 8% em relação ao controle. Esta queda foi compensada pelo aumento da evapotranspiração e recarga do aquífero, em 6 e 2% em relação ao cenário controle, respectivamente (Tabela 4.7). O balanço entre estas componentes hidrológicas (Deflv, ET e Rchrg) foi aproximado, pois não foram consideradas as perdas pelos canais. A mesma compensação destes componentes hidrológicos (Deflv, ET e Rchrg) ocorreu no cenário de reflorestamento das áreas íngremes (Top_morro), onde o deflúvio caiu ~ 4% em relação ao cenário controle, compensado por um aumento de ~3 e 1% na evapotranspiração e recarga do aquífero em relação ao cenário controle, respectivamente (Tabela 4.7).

O escoamento superficial (Sur_q), associado às inundações, foi a componente do deflúvio mais reduzida pelo reflorestamento (Figura 4.14e). As reduções foram de 24 e 13% para os cenários de reflorestamento ripário (Refl_L45) e das áreas íngremes, respectivamente (Tabela 4.7). O escoamento lateral (Lat_q) também foi reduzido com reflorestamento (Figura 4.14f), com reduções de 8 e 4% para os cenários de reflorestamento ripário (Refl_L45) e das áreas íngremes, respectivamente (Tabela 4.7).

Ao contrário do escoamento superficial, o escoamento básico, provedor da regularidade da vazão durante a estiagem, aumentou com o reflorestamento (Figura 4.14g). O aumento foi da ordem da recarga do aquífero, 2 e 1%, nos cenários de reflorestamento ripário (Refl_L45) e das áreas íngremes, respectivamente.

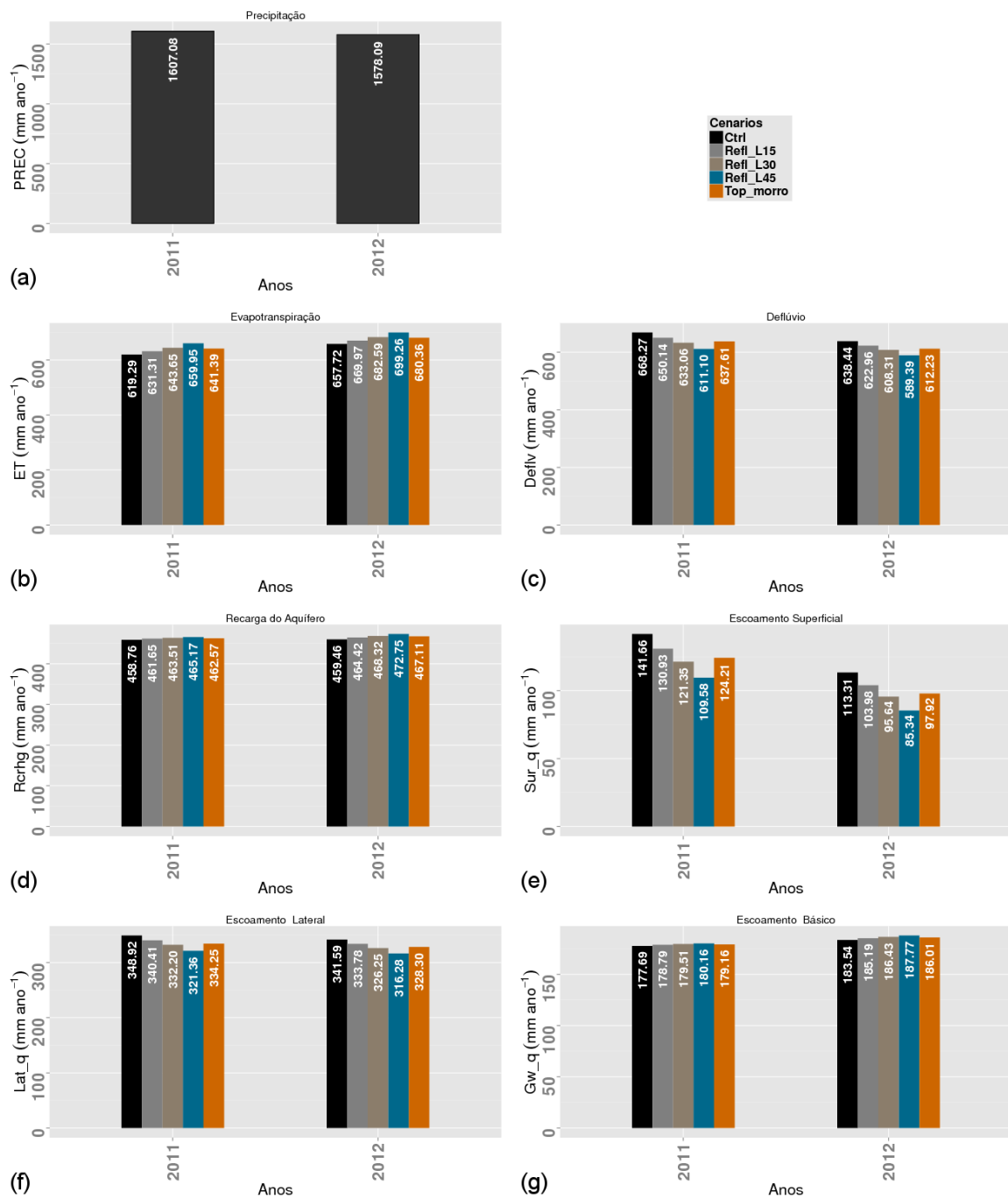


Figura 4.14 – Médias anuais (mm ano⁻¹) da precipitação e das componentes hidrológicas médias na bacia do Ribeirão das Posses para os cenários de reflorestamento ripário de 15 a 45 m (Refl_15, Refl_30 e Refl_45), e reflorestamento das áreas íngremes (Top_morro), todos em mm ano⁻¹.

Tabela 4.7 – Médias anuais (em mm ano⁻¹) calculadas no período de 2011-2012 das componentes hidrológicas (evapotranspiração (ET), Deflúvio (Deflv), recarga do aquífero (Rchrg), escoamento superficial (Sur_q), escoamento lateral (Lat_q) e escoamento básico (Gw_q)) médias na bacia do Ribeirão das Posses para os cenários: controle (Ctrl), reflorestamento ripário com 45 m (Refl_L45) e reflorestamento das áreas íngremes (Top_morro). A diferença e a mudança percentual das componentes hidrológicas do cenário de reflorestamento ripário em relação ao cenário controle são representadas por Refl_L45-Ctrl e Mudanca_Refl_L45, respectivamente. Analogamente para o cenário de reflorestamento das áreas íngremes, Top_morro-Ctrl e Mudanca_Top_morro.

R. das Posses	ET (mm ano ⁻¹)	Deflv (mm ano ⁻¹)	Rchrg (mm ano ⁻¹)	Sur_q (mm ano ⁻¹)	Lat_q (mm ano ⁻¹)	Gw_q (mm ano ⁻¹)
Ctrl	638.5	653.4	459.1	127.5	345.3	180.6
Refl_L45	679.6	600.2	469.0	97.5	318.8	184.0
Top_morro	660.9	624.9	464.8	111.1	331.3	182.6
Refl_L45-Ctrl	41.1	-53.1	9.9	-30.0	-26.4	3.4
Top_morro-Ctrl	22.4	-28.4	5.7	-16.4	-14.0	2.0
Mudanca_Refl_L45 (%)	6.4	-8.1	2.2	-23.6	-7.7	1.9
Mudanca_Top_morro (%)	3.5	-4.4	1.3	-12.9	-4.1	1.1

Na Figura 4.15 são apresentadas as médias anuais dos componentes hidrológicos médios na bacia do rio Piracicaba para o cenário controle (Ctrl) e para os cenários de reflorestamento para os rios de baixa a alta largura (Refl_LB-Refl_LA) e reflorestamento das áreas íngremes. De maneira geral, observamos que a evapotranspiração aumentou com o reflorestamento (cenário Refl_LB ao Refl_LA, Figura 4.15b). O aumento percentual médio anual em relação ao cenário controle da evapotranspiração foi de 1,84% e 0,35% para os cenários com maior reflorestamento ripário (Refl_LA) e o das áreas íngremes, respectivamente (Tabela 4.8).

O padrão anual do deflúvio e recarga do aquífero apresentou o padrão oposto ao da evapotranspiração (Figura 4.15c-d), sendo que estes componentes hidrológicos reduziram com o aumento da área florestada. As reduções médias anuais em relação ao cenário controle foram de 2,18% e 2,71%, respectivamente, para cenário de maior reflorestamento ripário e de 0,36% e 0,44% para o cenário reflorestamento das áreas íngremes (Tabela 4.8). Era de se esperar uma redução do deflúvio devido a um aumento esperado da evapotranspiração e queda do escoamento superficial com o reflorestamento, no entanto acreditava-se em um acréscimo da recarga impulsionado pelo aumento da infiltração (seguida de um aumento da percolação para aquífero) e redução de escoamento superficial.

De fato, o escoamento superficial foi reduzido com reflorestamento (Figura 4.15e) em 3,81% e 0,34%, contudo o escoamento básico foi reduzido (Figura 4.15g). Atribuímos este fato a calibração automática da vazão na bacia do rio Piracicaba que intensificou a recarga para o aquífero profundo, prescrevendo o coeficiente de percolação para o aquífero profundo

(RCHRG_DP) médio na bacia igual a 0,54 (FIGURA). Isto significa que 54% da recarga foi destinada para o aquífero profundo e o restante, 46%, ficou no aquífero raso, que mantém o escoamento básico no SWAT. Uma provável explicação é devida à própria formulação do aquífero profundo no SWAT, que considera este compartimento como sumidouro do sistema, ou seja, a água que atinge o aquífero profundo não retorna mais para bacia; e devido a calibração automática da vazão, que intensificou o transporte de água para o aquífero profundo, na tentativa de ajustar o escoamento básico, atribuindo valores inconsistentes fisicamente ao parâmetro de controle deste processo (RCHRG_DP), provavelmente para compensar algum efeito de captação na bacia. Geralmente, este parâmetro é prescrito de maneira irreal em diversos estudos realizados com o SWAT, conforme reportado em estudo de revisão crítica do modelo (van Griensven et al. 2012).

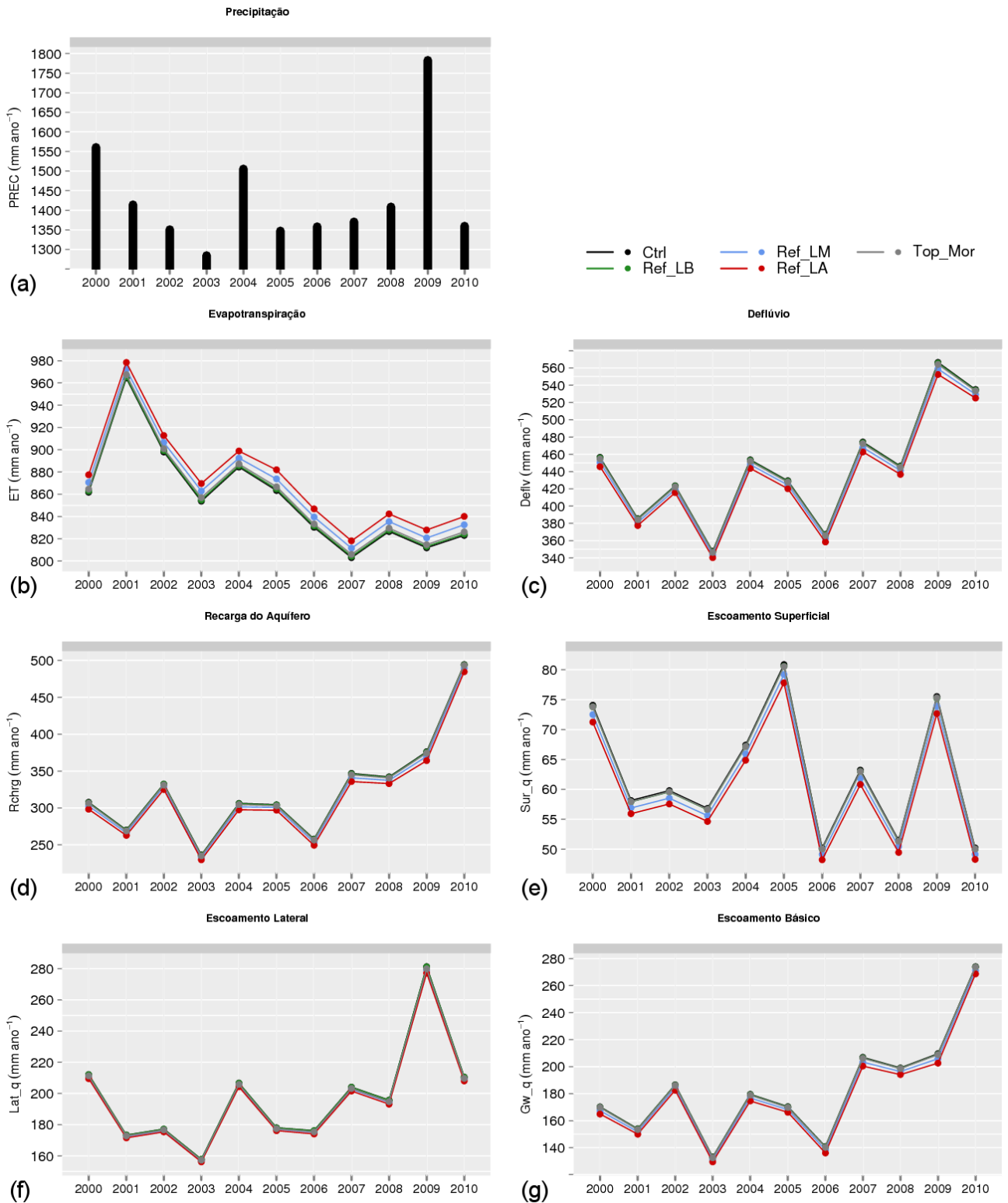


Figura 4.15 – Médias anuais (mm ano^{-1}) da precipitação e das componentes hidrológicas médias na bacia do rio das Piracicaba para os cenários de reflorestamento nos rios de baixa a alta larguras (Ref_LB, Ref_LM e Ref_LA), e reflorestamento das áreas íngremes (Top_morro), todos em mm ano^{-1} .

Tabela 4.8 – Médias anuais (em mm ano⁻¹) calculadas no período de 2000-2010 das componentes hidrológicas (evapotranspiração (ET), Deflúvio (Deflv), recarga do aquífero (Rchrg), escoamento superficial (Sur_q), escoamento lateral (Lat_q) e escoamento básico (Gw_q)) médias na bacia do rio Piracicaba para os cenários: controle (Ctrl), reflorestamento ripário nos rios com alta largura (Refl_LA) e reflorestamento das áreas íngremes (Top_morro). A diferença e a mudança percentual das componentes hidrológicas do cenário de reflorestamento ripário em relação ao cenário controle são representadas por Refl_LA-Ctrl e Mudanca_Refl_LA, respectivamente. Analogamente para o cenário de reflorestamento das áreas íngremes, Top_morro-Ctrl e Mudanca_Top_morro.

Piracicaba	ET (mm ano ⁻¹)	Deflv (mm ano ⁻¹)	Rchrg (mm ano ⁻¹)	Surq (mm ano ⁻¹)	Latq (mm ano ⁻¹)	Gw_q (mm ano ⁻¹)
Ctrl	856.43	444.07	324.93	62.52	197.55	183.99
Refl_LA	872.21	434.4	316.12	60.14	195.2	179.06
Top_morro	859.4	442.49	323.51	62.31	196.73	183.45
Refl_LA-Ctrl	15.78	-9.67	-8.81	-2.38	-2.35	-4.93
Top_morro-Ctrl	2.97	-1.58	-1.42	-0.21	-0.82	-0.54
Mudanca_Refl_LA(%)	1.84	-2.18	-2.71	-3.81	-1.19	-2.68
Mudanca_Top_morro (%)	0.35	-0.36	-0.44	-0.34	-0.42	-0.29

4.2.2 Quantificação dos Serviços Ambientais Hidrológicos

Uma das formas de quantificar os serviços ambientais hidrológicos promovidos por ações na bacia hidrográfica, por exemplo, o reflorestamento ripário, é avaliando o regime de vazões de bacia, considerando sua magnitude e frequência. Sendo assim, utilizaram-se as vazões extremas máximas e as vazões de estiagem, reconhecidas como indicadores regionais para fins de prevenção de inundações e fornecimento de água durante o período de estiagem, respectivamente, para quantificar em termos de processos físicos os efeitos causados pelas APPs na pequena e meso escala.

Na primeira parte foi avaliado o regime de vazões para os cenários de reflorestamento ripário com maior faixa de reflorestamento em relação ao cenário controle. Na segunda parte foi avaliado o regime de vazões entre cenários das APPs (três variações de reflorestamento ripário e reflorestamento das áreas íngremes) para as regiões do Alto e Baixo Ribeirão das Posses.

4.2.2.1 Comparação entre o cenário de reflorestamento ripário *Versus* Controle

Vazões máximas

Avaliamos as vazões extremas máximas e as vazões de estiagem, em três regiões das bacias, denominadas como: Alta, Média e Baixa para as bacias do Ribeirão das Poses e bacia rio do Piracicaba (Figura 4.16), referenciadas agora como Poses e Piracicaba, respectivamente.

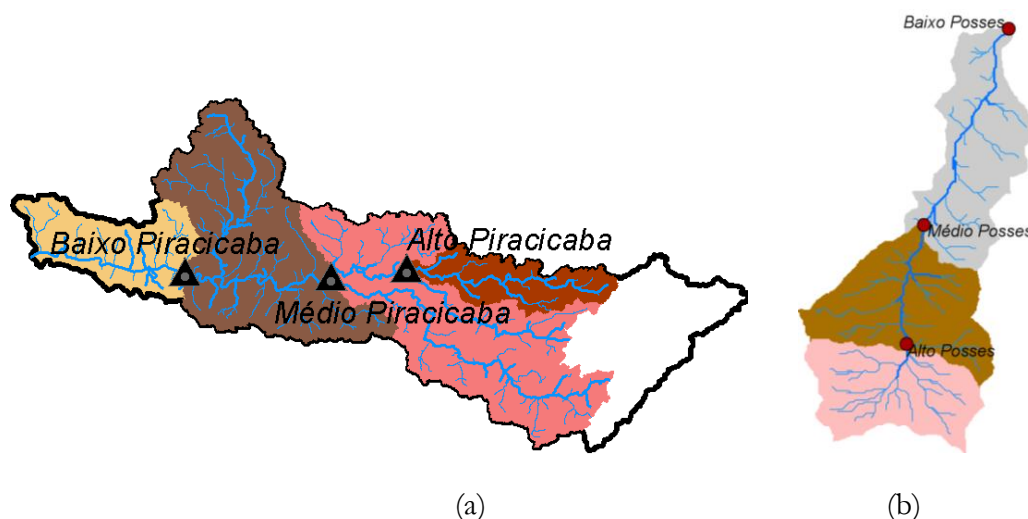


Figura 4.16 – Localização das regiões consideradas como Alto, Médio e Baixo para: (a) a bacia rio do Piracicaba e (b) bacia do Ribeirão das Poses. As áreas de drenagem das regiões do Alto para o Baixo no Piracicaba foram de 1289,5; 8483 e 1221,5 km² (correspondentes aos postos Fazenda da barra, Carioba e Artemis). Para o Poses as áreas de drenagem foram: 4,9; 10,7 e 12,05 km², do Alto para Baixo.

Na Figura 4.17 e Figura 4.18 é mostrada a dispersão entre as vazões simuladas nos cenários de maior reflorestamento ripário no Poses e no Piracicaba, respectivamente, em relação ao cenário controle (Ctrl), selecionada para os eventos de vazão superiores ou iguais à vazão extrema máxima (Q_1). Na Figura 4.17 observamos que o reflorestamento ripário reduziu a vazão extrema máxima no Alto e no Baixo Poses de 28 a 19% para vazões superiores a 200 L s⁻¹ (Figura 4.17a e Figura 4.17c). No Médio Poses as vazões extremas máximas são reduzidas em 13% (Figura 4.17b) para qualquer evento de vazão extrema máxima, ou seja, igual ou superior a Q_1 (Figura 4.17b) do cenário controle.

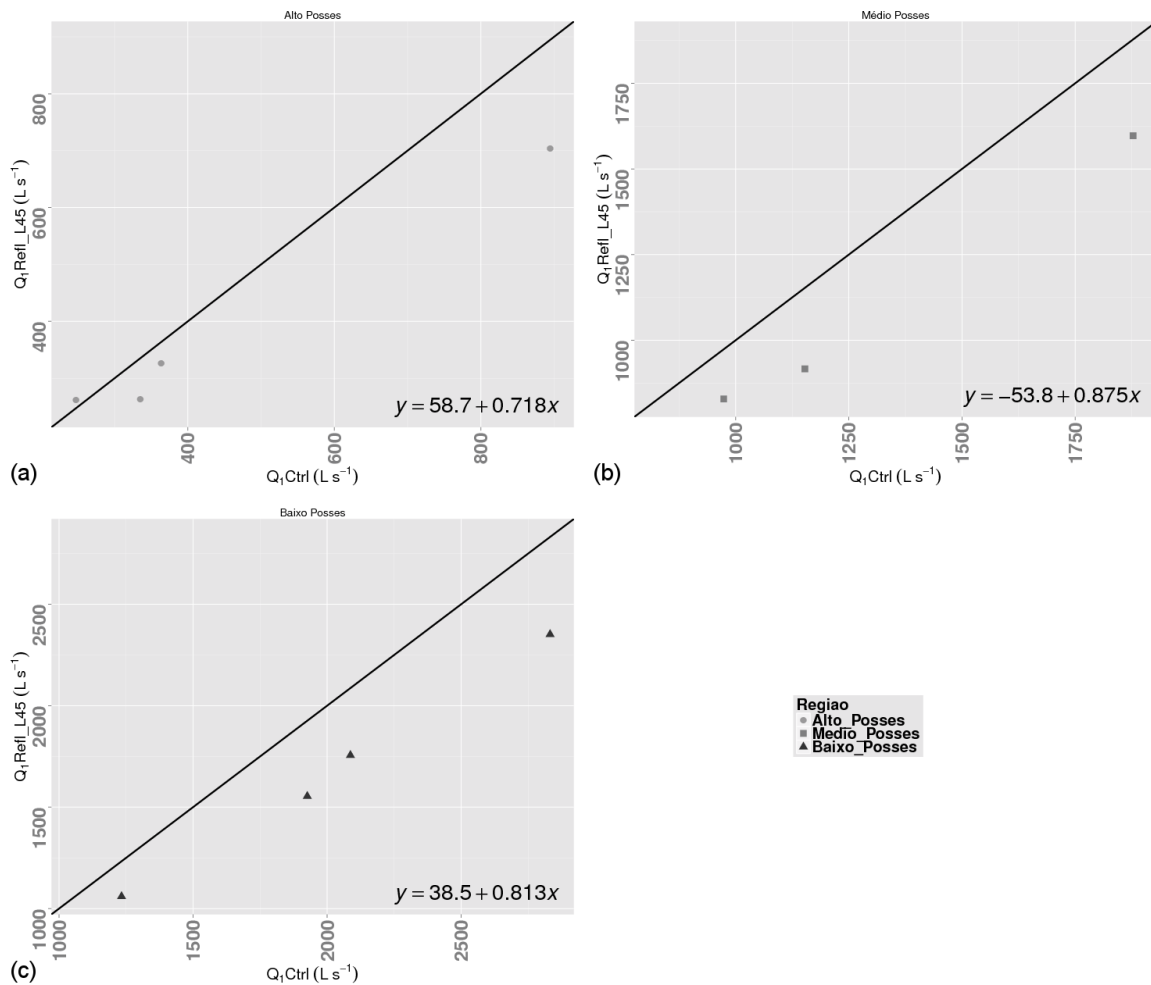


Figura 4.17 – Dispersão entre a vazão diária simulada (L s^{-1}) no cenário de reflorestamento ripário de 45 m ($Q_1\text{Refl_L45}$) e no cenário controle ($Q_1\text{Ctrl}$), nas regiões do: (a) Alto, (b) Médio e (c) Baixo Posses, concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou superior a vazão extrema máxima (Q_1) do cenário controle. A reta 1:1 e os coeficientes da regressão linear são indicados nos gráficos.

No Piracicaba os pulsos hidrológicos extremos máximos também foram reduzidos em 4% no Alto e Baixo Piracicaba, para as vazões superiores a 21,8 e 254 m^3s^{-1} (Figura 4.18a e Figura 4.18c), respectivamente. No Médio Piracicaba a redução foi um pouco superior às outras regiões, 5% para as vazões acima de 192 m^3s^{-1} (Figura 4.18b). Os limiares de 21,8-254 m^3s^{-1} no Piracicaba que condicionaram a redução das vazões extremas máximas, são inferiores à vazão extrema máxima média encontrada de outubro a março do ano seguinte, logo, o reflorestamento seria eficiente em reduzir as vazões máximas extremas no Piracicaba.

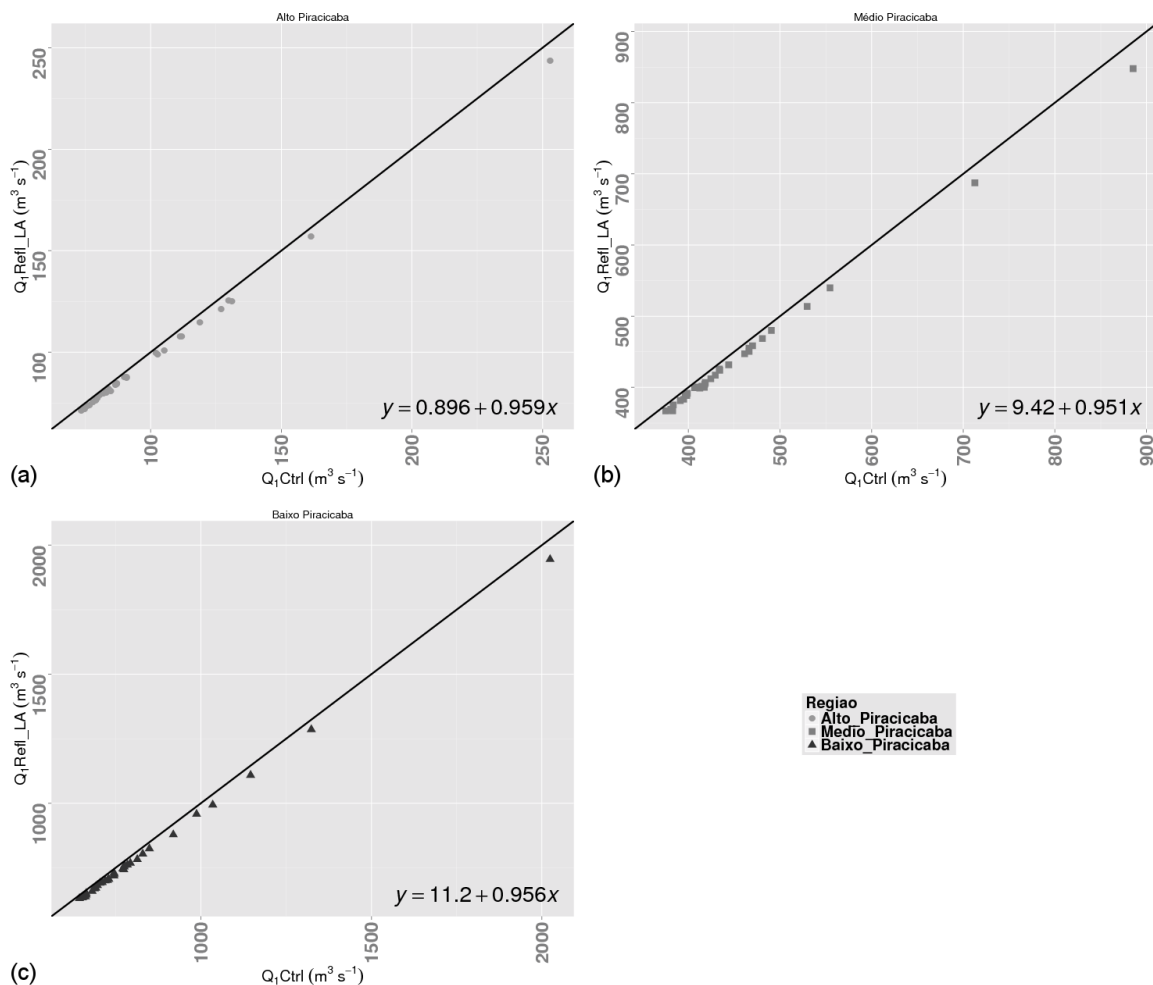


Figura 4.18 – Dispersão entre a vazão diária simulada ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) no cenário de reflorestamento ripário dos rios com Largura Alta ($Q_1\text{Refl_LA}$) e no cenário controle ($Q_1\text{Ctrl}$), nas regiões do: (a) Alto, (b) Médio e (c) Baixo Piracicaba, concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou superior a vazão extrema máxima (Q_1) do cenário controle. A reta 1:1 e os coeficientes da regressão linear são indicados nos gráficos.

A Figura 4.19 e a Figura 4.20 são os histogramas dos eventos das vazões extremas máximas e vazões de estiagem, úteis para avaliar as mudanças do reflorestamento em termos da frequência, uma vez que na análise anterior avaliamos a magnitude apenas dos eventos coincidentes entre os cenários.

Nos histogramas da Figura 4.19 observamos que os cenários de reflorestamento do Alto para o Baixo Posses as vazões extremas máximas estão situadas predominantemente nas menores classes de vazão, e para as classes de vazões superiores, o cenário de reflorestamento não apresentou ocorrência, como foi para os pulsos hidrológicos extremos máximos acima de 800, 1500 e 2500 L s^{-1} do Alto para o Baixo Posses (Figura 4.19). Constatamos também que o

número de eventos também foi reduzido pela metade para as classes de vazão extremas máximas, situadas em 250 a 1500 L s⁻¹ do Alto para o Baixo Posses (Figura 4.19).

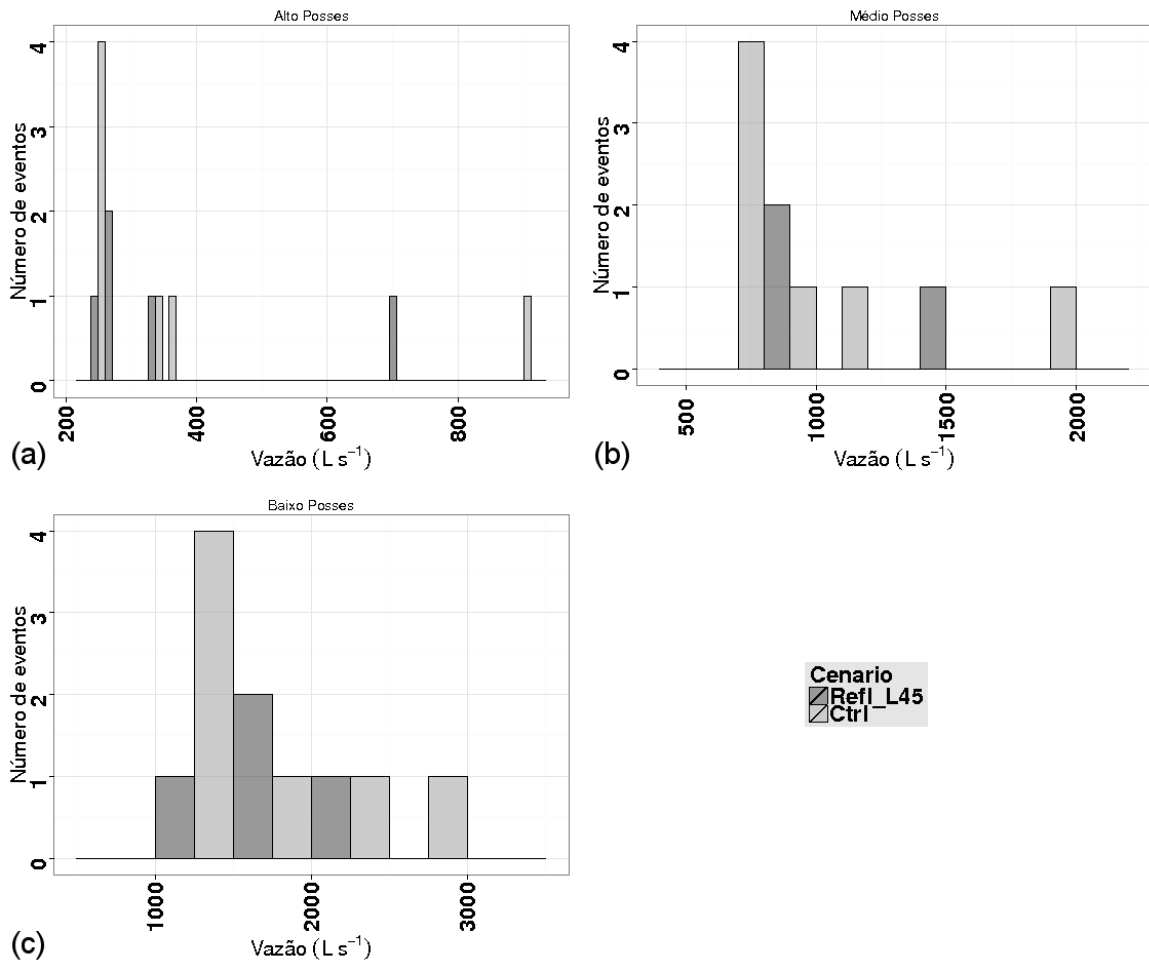


Figura 4.19 – Histograma da vazão diária simulada (L s⁻¹) no cenário de reflorestamento ripário de 45 m (Refl_L45) e no cenário controle (Ctrl), nas regiões do: (a) Alto, (b) Médio e (c) Baixo Posses, concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou superior a vazão extrema máxima (Q_1) do cenário controle.

Também do Alto para o Baixo Piracicaba as vazões extremas máximas se posicionaram predominantemente nas classes inferiores das vazões extremas máximas (Figura 4.20). O número de eventos de vazões extremas máximas para as classes inferiores a 100, 600 e 1000 m³s⁻¹ do Alto para Baixo Piracicaba foi reduzido entre 1-4 eventos (Figura 4.20). Do Médio para o Baixo Piracicaba não houve ocorrência de pulsos hidrológicos extremos máximos mais intensos, como os próximos de 900 e 2100 m³s⁻¹(Figura 4.20 b-c).

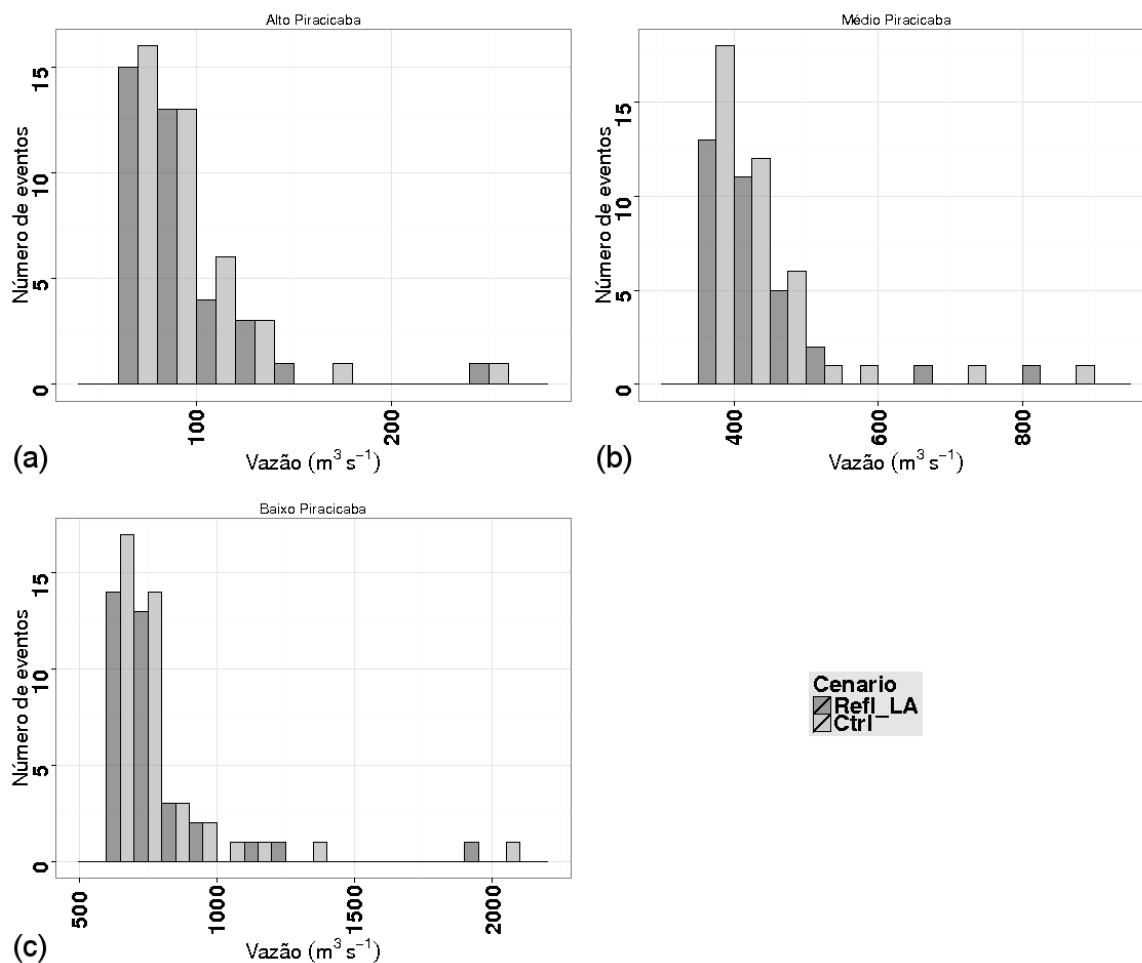


Figura 4.20 – Histograma da vazão diária simulada ($m^3 s^{-1}$) no cenário de reflorestamento ripário dos rios com Largura Alta (Refl_LA) e no cenário controle (Ctrl), nas regiões do: (a) Alto, (b) Médio e (c) Baixo Piracicaba, concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou superior a vazão extrema máxima (Q_1) do cenário controle.

Vazões mínimas

As vazões de estiagem também foram avaliadas para os cenários de maior reflorestamento ripário das bacias do Ribeirão das Posses e do Piracicaba utilizando gráficos de dispersão e histogramas das vazões de estiagem. Estes gráficos foram construídos a partir da seleção dos eventos de vazão iguais ou inferiores a vazão de estiagem (Q_{95}) simulada nos respectivos cenários controles das bacias.

Na Figura 4.21 e Figura 4.22 observamos que o reflorestamento ripário gerou sinais opostos entre pequena e meso escalas (Posses e Piracicaba), onde as vazões de estiagem no Posses aumentaram em média do Alto para Baixo Posses de 3-19%, para as condições de vazões acima de 26-108 $L s^{-1}$, respectivamente (Figura 4.21), ou pode-se considerar que estas permaneceram no mínimo inalteradas com reflorestamento. Ao passo que, no Piracicaba a

vazão de estiagem caiu de 1-2%, para qualquer limiar mínimo de vazão (Figura 4.22). Resultados opostos entre bacias de pequena e meso escalas, em um estudo observacional para sub-bacias da bacia do Potiribu (RS), também foram encontrados por Silva Júnior et al. (2004). No referido trabalho os autores mostram que o plantio direto em duas bacias de pequena escala (micro e transição) gerou a redução das vazões máximas em até 31% enquanto que na bacia de meso escala a vazão máxima aumentou em 39%. Os autores explicam que isto ocorre devido ao escoamento, que na bacia de pequena escala ocorre predominantemente no sub-solo, reduzindo o escoamento superficial, enquanto na bacia de meso escala, o escoamento já entrou nos canais, passando a ser considerado como superficial, aumentando assim a vazão.

Uma possível causa da redução da vazão de estiagem na bacia do rio Piracicaba pode estar associada à recarga para o aquífero profundo, que neste estudo pode ter sido intensificado pelo coeficiente de percolação do aquífero profundo (RCHRG_DP), que particiona a recarga proveniente para este compartimento do modelo (fração de 0-1), ficando o restante da recarga para o compartimento do aquífero raso, responsável pela manutenção do escoamento básico no SWAT. Em média a fração de percolação do aquífero profundo (RCHRG_DP) foi prescrita na bacia do rio Piracicaba como sendo de 0.54 (Figura 4.6), a partir da calibração automática. Isto significa que 54% da recarga foi para o aquífero profundo e o restante (46%) ficou no aquífero raso. Com a recarga do aquífero profundo reduzida, o escoamento básico foi reduzido e conseqüentemente a vazão de estiagem. A fração de percolação do aquífero profundo (RCHRG_DP) junto com a constante de recessão do escoamento básico (ALPHA_BF) são os parâmetros que controlam a calibração do escoamento básico, a exclusão de qualquer um destes parâmetros compromete o ajuste do escoamento básico da bacia. Existe outro parâmetro, o limiar do nível do aquífero raso para geração do escoamento básico (GWQMN), no qual o nível do aquífero raso não estiver neste limiar não é gerado o escoamento básico, e em seguida este é zerado. Não é recomendado o uso deste parâmetro (GWQMN), pois o escoamento básico nas bacias do Sudeste não cessa ao longo do ano, a não ser para algumas bacias da região semi-árida brasileira.

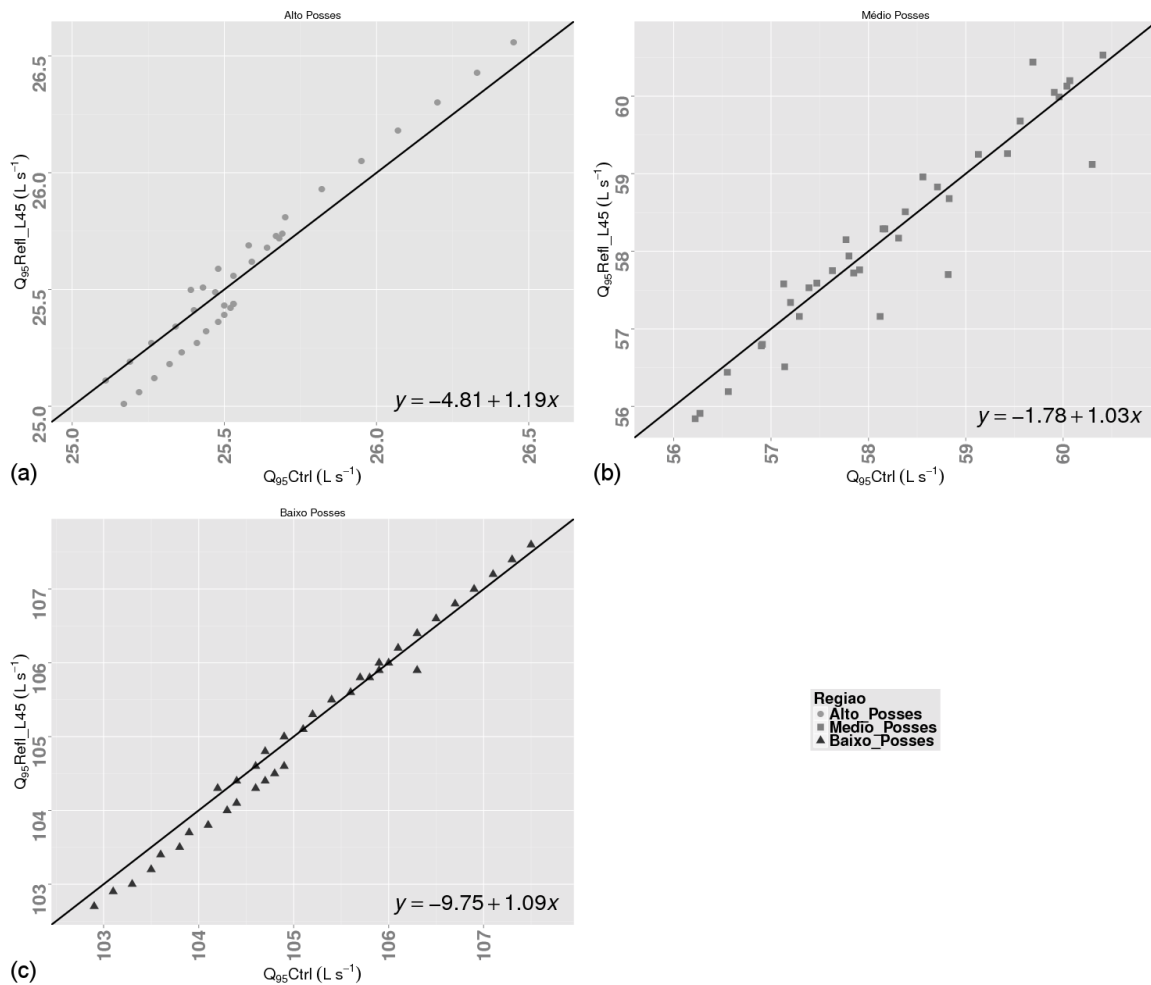


Figura 4.21 – Dispersão entre a vazão diária simulada ($L\ s^{-1}$) no cenário de reflorestamento ripário de 45 m ($Q_{95}Refl_L45$) e no cenário controle ($Q_{95}Ctrl$), nas regiões do: (a) Alto, (b) Médio e (c) Baixo Posses, concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou inferior a vazão de estiagem (Q_{95}) do cenário controle. A reta 1:1 e os coeficientes da regressão linear são indicados nos gráficos.

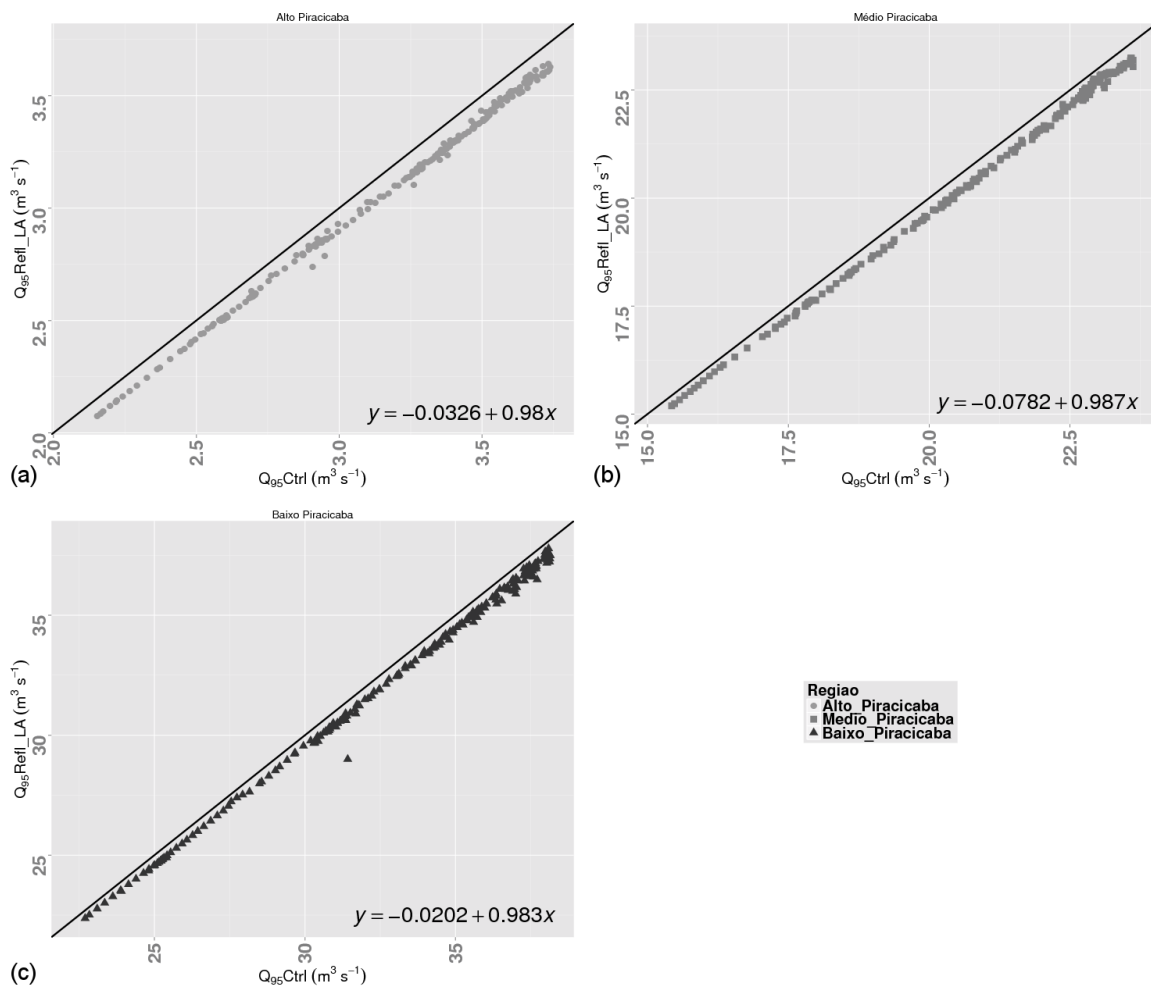


Figura 4.22 – Dispersão entre a vazão diária simulada ($m^3 s^{-1}$) no cenário de reflorestamento ripário dos rios com Largura Alta ($Q_{95}Refl_LA$) e no cenário controle ($Q_{95}Ctrl$), nas regiões do: (a) Alto, (b) Médio e (c) Baixo Piracicaba, concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou inferior a vazão de estiagem (Q_{95}) do cenário controle. A reta 1:1 e os coeficientes da regressão linear são indicados nos gráficos.

Na Figura 4.23 e Figura 4.24 são mostrados os histogramas para as vazões de estiagem do Posses e Piracicaba, respectivamente. De maneira geral, observamos que as vazões de estiagem se situam nas classes superiores, apresentando uma maior ocorrência destas no Alto e Baixo Posses (Figura 4.23 a-c). Do Alto para o Baixo Piracicaba, o histograma das vazões de estiagem foi oposto ao do Alto para o Baixo Posses, apresentando frequência maior, porém situada nas memores classes de vazão de estiagem (Figura 4.24 a-c).

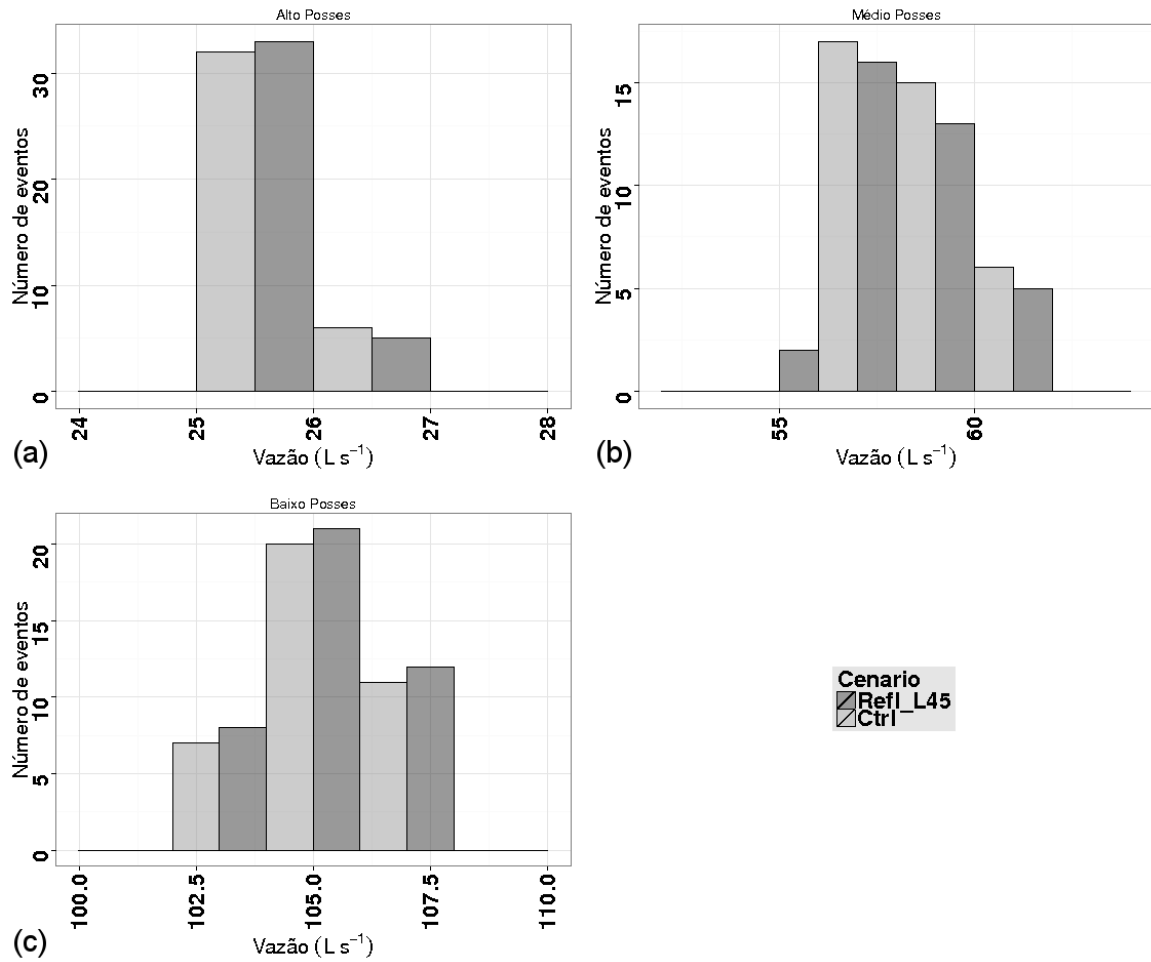


Figura 4.23 – Histograma da vazão diária simulada ($L s^{-1}$) no cenário de reflorestamento ripário de 45 m (Refl_L45) e no cenário controle (Ctrl), nas regiões do: (a) Alto, (b) Médio e (c) Baixo Posses, concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou inferior a vazão de estiagem (Q_{95}) do cenário controle.

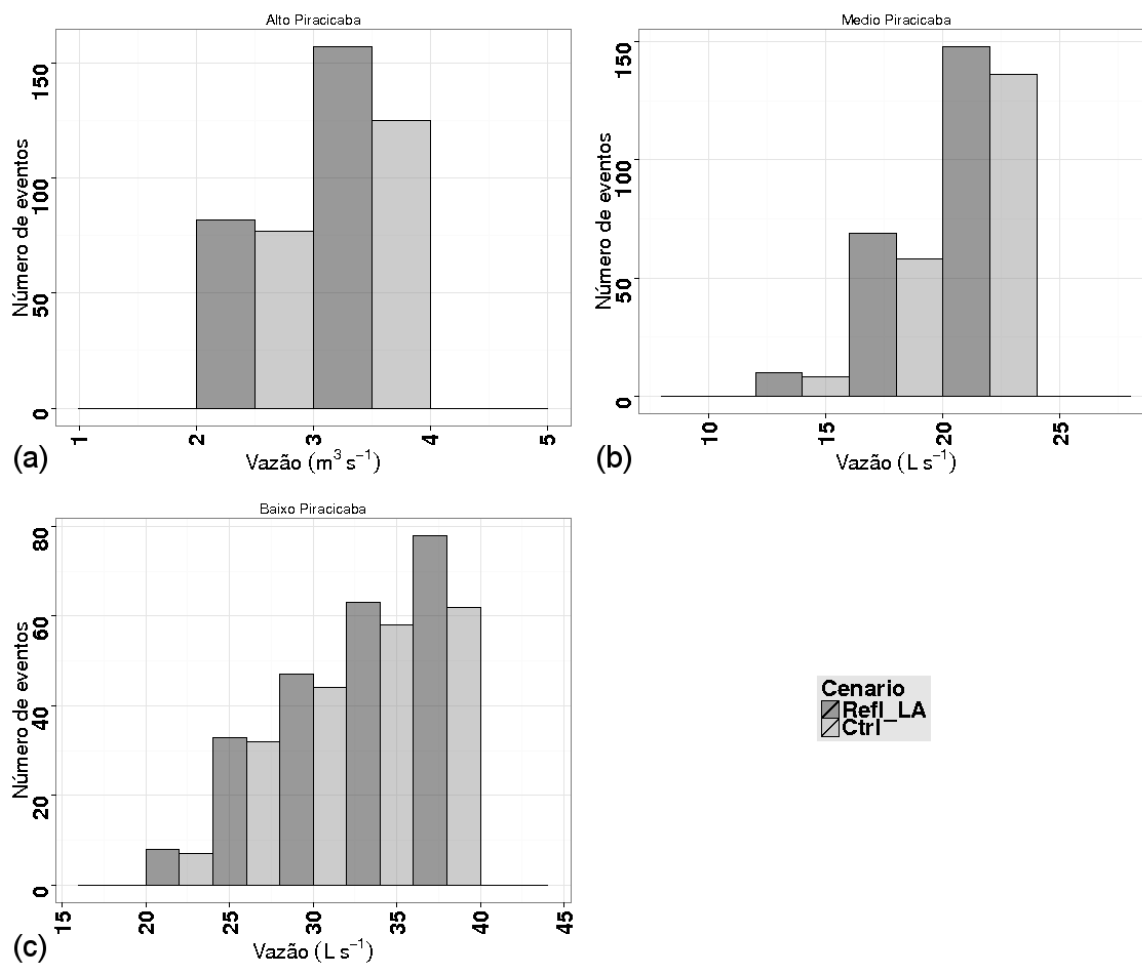


Figura 4.24 – Histograma da vazão diária simulada ($m^3 s^{-1}$) no cenário de reflorestamento ripário dos rios com Largura Alta (Refl_LA) e no cenário controle (Ctrl), nas regiões do: (a) Alto, (b) Médio e (c) Baixo Piracicaba, concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou inferior a vazão de estiagem (Q_{95}) do cenário controle.

4.2.2.2 Comparação entre os cenários de APPs

Avaliamos para a bacia do Ribeirão das Posses os efeitos causados pelos diferentes tipos de reflorestamento no regime de vazões em relação ao cenário controle. A bacia do rio Piracicaba não fez parte desta avaliação devido a pouca sensibilidade apresentada nas variações dos diferentes tipos de reflorestamento em relação a seu cenário controle.

Vazões máximas

Percebe-se na Figura 4.25 que no Alto Posses o reflorestamento nas áreas íngremes foi mais eficiente na redução dos pulsos hidrológicos extremos máximos, reduzindo em -49% as vazões máximas superiores a 296 L s^{-1} (Figura 4.25d), seguido do reflorestamento ripário de 30 m, com uma redução de 46% para eventos acima de 314 L s^{-1} (Figura 4.25b). O reflorestamento com menor *off-set* foi o reflorestamento ripário de 45 m, com vazão de $58,7 \text{ L s}^{-1}$, isto significa que uma vazão extrema máxima a partir de 208 L s^{-1} é reduzida em 28%, ao passo que os outros cenários começam atenuar as vazões extremas máximas para valores superiores a 296 L s^{-1} . No reflorestamento ripário de 15 m, a vegetação ripária começa a amortizar os pulsos hidrológicos extremos máximos a partir dos eventos acima de 410 L s^{-1} .

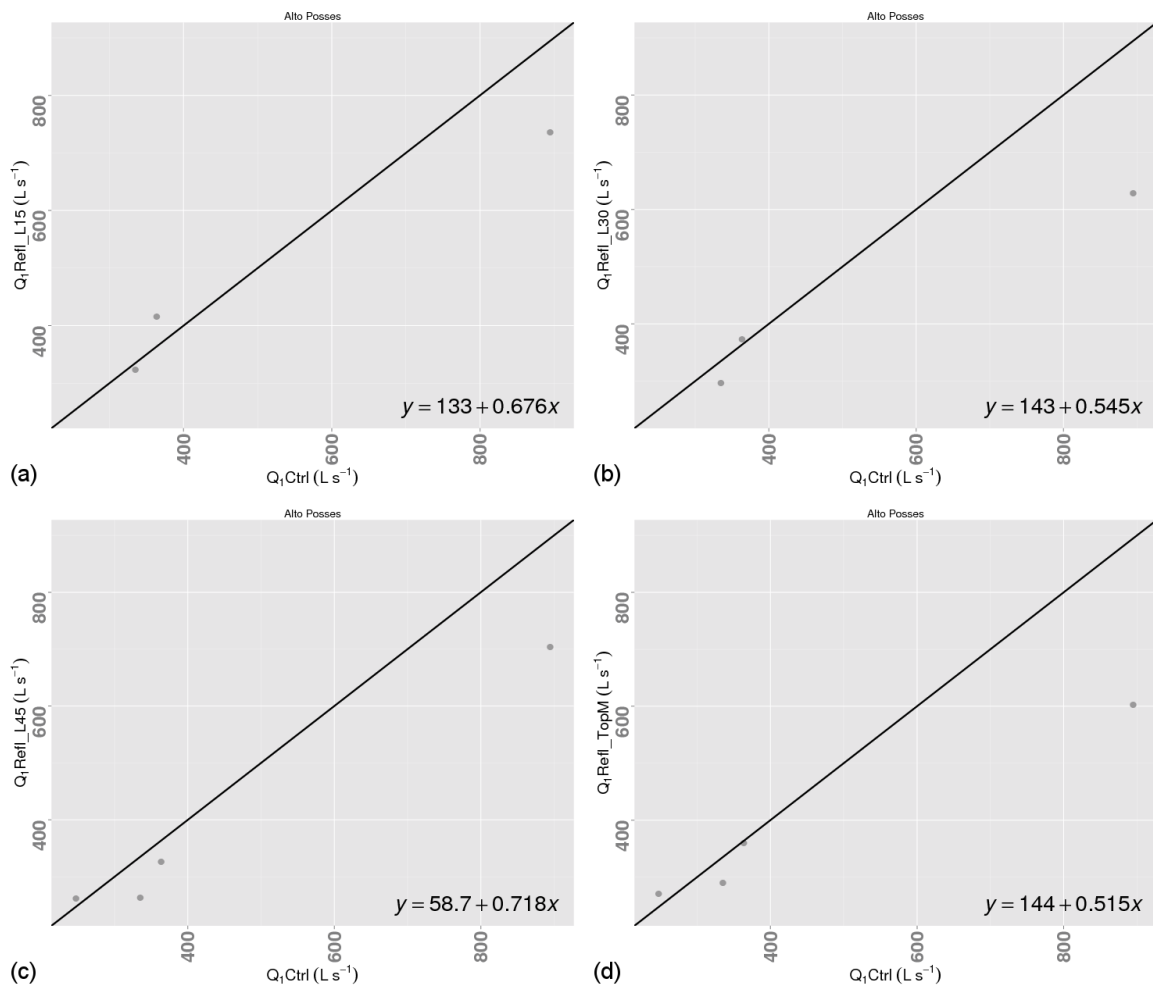


Figura 4.25 – Dispersão entre a vazão diária simulada nos cenários de reflorestamento e no cenário controle (Q_1 Ctrl), na região Alta da bacia do Ribeirão das Posses (Alto Posses), concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou superior a vazão extrema máxima (Q_1) do cenário de cenário controle. A reta 1:1 e os coeficientes da regressão linear são indicados nos gráficos das dispersões dos cenários de reflorestamento ripário de: (a) 15 (Q_1 Refl_15), (b) 30 (Q_1 Refl_30) e (b) 45 (Q_1 Refl_45), e para o reflorestamento das (d) áreas íngremes (Q_1 _Refl_TopM).

No Baixo Posses, os cenários de reflorestamento ripário de 45 e 30 m foram os que geraram maior serviço ambiental hidrológico, reduzindo os pulsos hidrológicos extremos máximos em 19% e 17% para eventos superiores a 203 e 652 L s⁻¹, respectivamente (Figura 4.26b e Figura 4.26c). O cenário com reflorestamento ripário de 15 m reduziu os eventos de vazão extremo máximos também, mas a partir das vazões superiores a 718 L s⁻¹, com uma redução de 10% (Figura 4.26a).

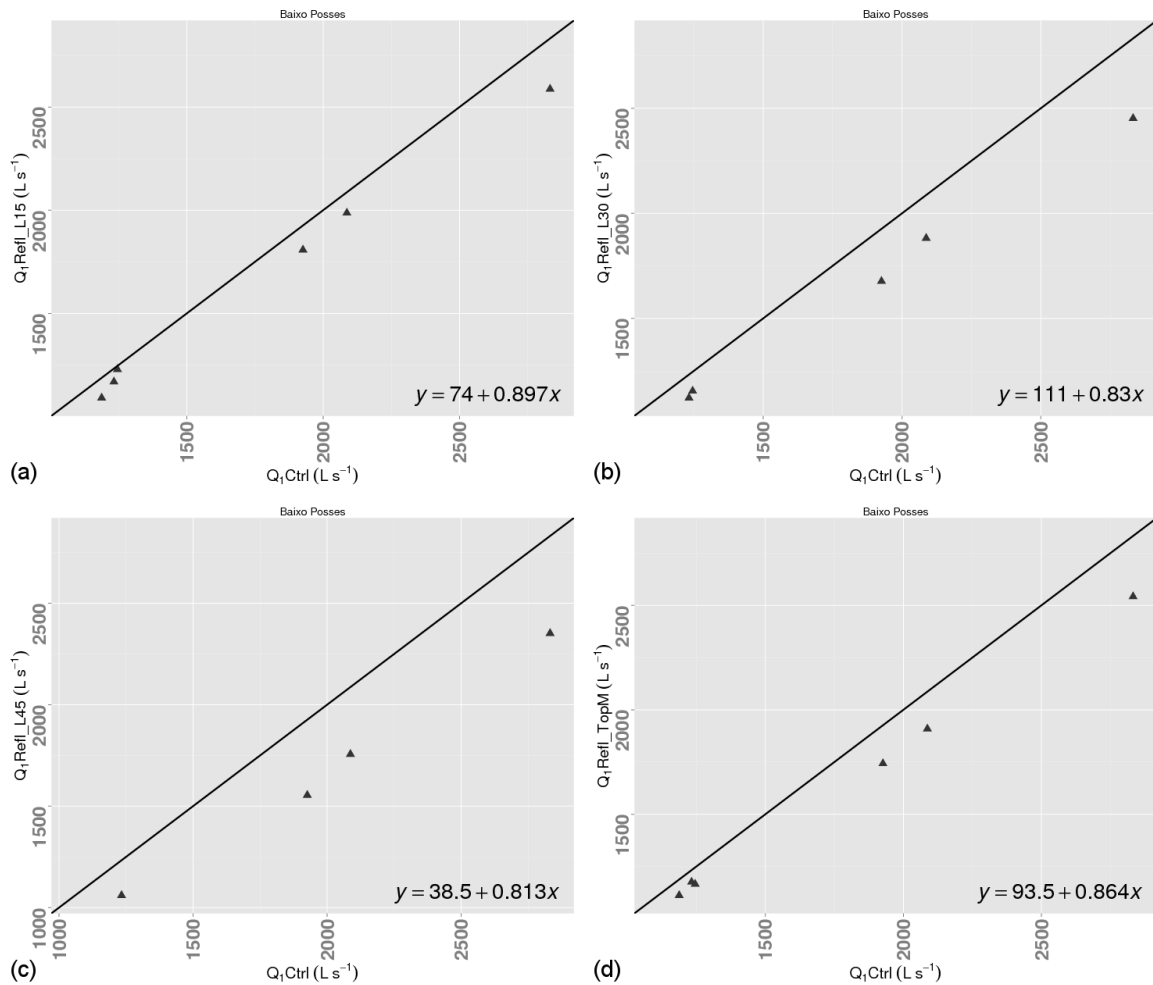


Figura 4.26 – Dispersão entre a vazão diária simulada nos cenários de reflorestamento e no cenário controle (Q_1Ctrl), na região Baixa da bacia do Ribeirão das Posses (Baixo Posses), concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou superior a vazão extrema máxima (Q_1) do cenário de cenário controle. A reta 1:1 e os coeficientes da regressão linear são indicados nos gráficos das dispersões dos cenários de reflorestamento ripário de: (a) 15 (Q_1Refl_{15}), (b) 30 (Q_1Refl_{30}) e (b) 45 (Q_1Refl_{45}), e para o reflorestamento de (d) áreas íngremes (Q_1Refl_{TopM}).

Vazões mínimas

Quanto às vazões de estiagem no Alto Posses, os cenários de reflorestamento, indicaram um aumento de 5-19% em relação ao cenário controle para vazões superiores a 24-25 L s⁻¹. O cenário que apresentou a tendência de aumento em 19% da vazão de estiagem foi o cenário com reflorestamento ripário de 45 m (Figura 4.27c), ao passo que o reflorestamento ripário de 15 m apresentou a menor tendência de aumento da vazão de estiagem, 5%. (Figura 4.27a). O cenário das áreas íngremes aumentou a vazão de estiagem a partir de vazões acima de 24 L s⁻¹ enquanto que os de mais cenários de reflorestamento aumentam a vazão de estiagem a partir de 25 L s⁻¹ (Figura 4.27).

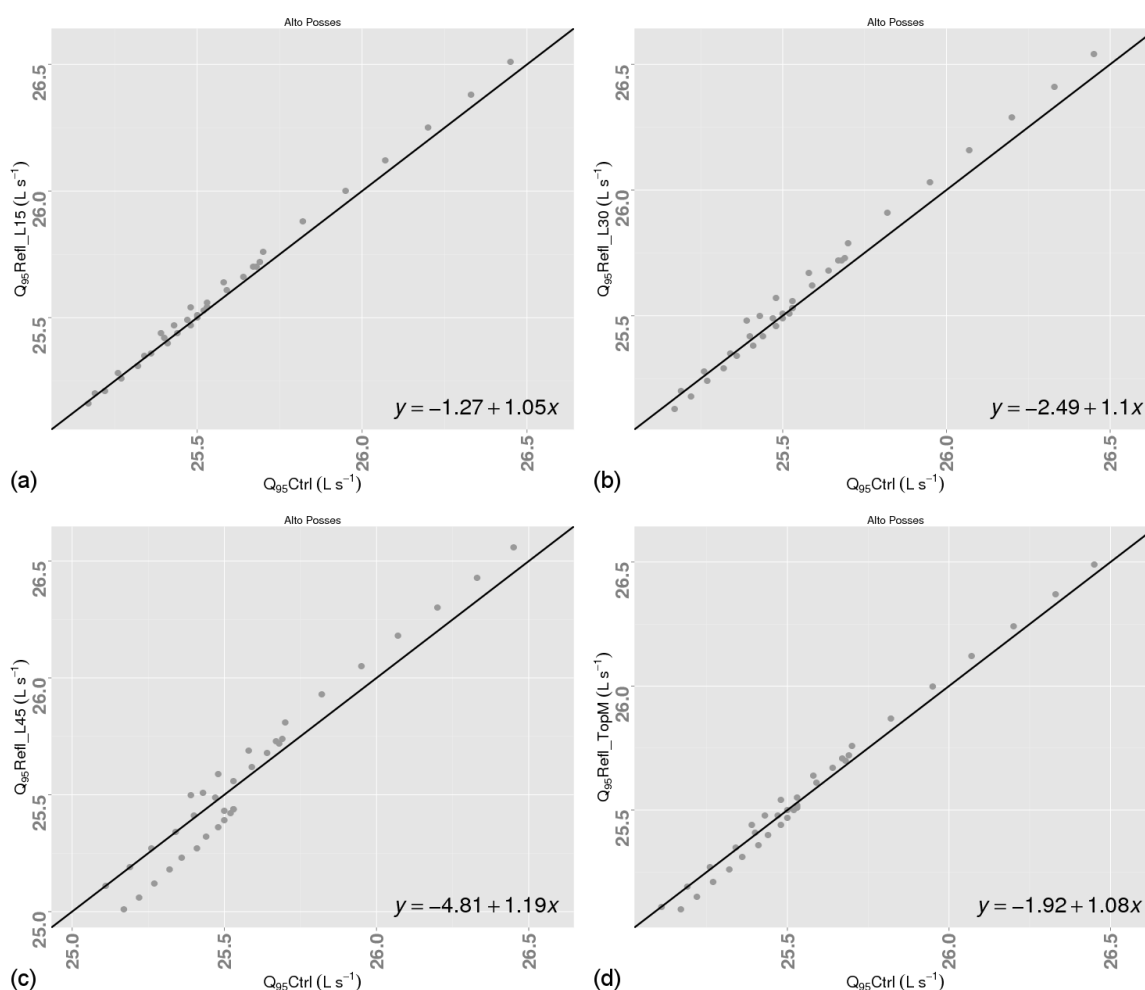


Figura 4.27 – Dispersão entre a vazão diária simulada nos cenários de reflorestamento e no cenário controle (Ctrl), na região Alta da bacia do Ribeirão das Posses (Alto Posses), concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou inferior a vazão de estiagem (Q_{95}) do cenário de cenário controle. A reta 1:1 e os coeficientes da regressão linear são indicados nos gráficos das dispersões dos cenários de reflorestamento ripário de: (a) 15 ($Q_{95}Refl_{15}$), (b) 30 ($Q_{95}Refl_{30}$) e (b) 45 ($Q_{95}Refl_{45}$), e para o reflorestamento de (d) áreas íngremes ($Q_{95_Refl_TopM}$).

No Baixo Posses, os cenários de reflorestamento ripário indicam uma elevação da vazão de estiagem de 2 a 9%, para os cenários de menor e maior reflorestamento ripário, respectivamente, com exceção do reflorestamento nas áreas íngremes, que indicou uma modesta redução inferior a um décimo de litro (0.117 L s^{-1}).

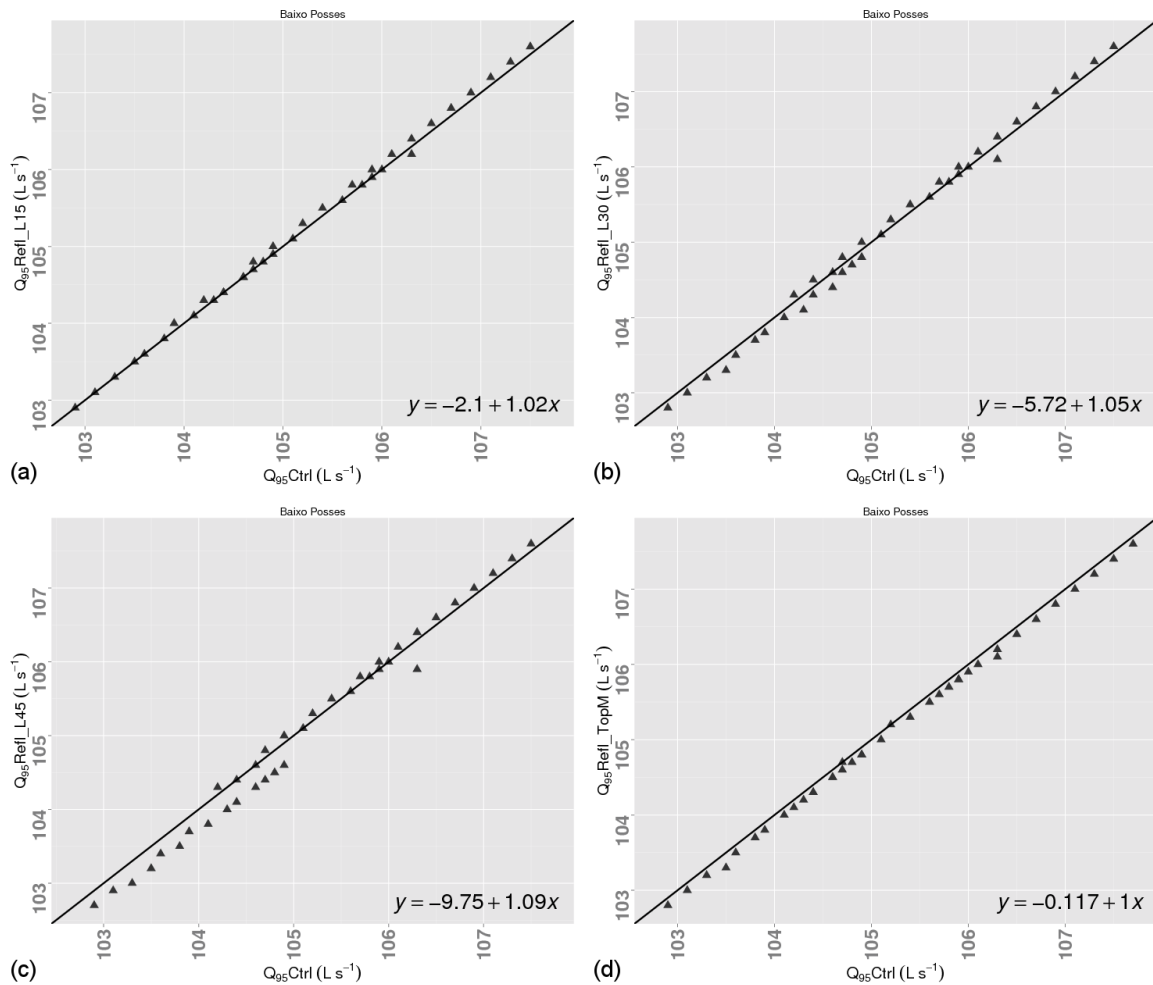


Figura 4.28 – Dispersão entre a vazão diária simulada nos cenários de reflorestamento e no cenário controle ($Q_{95}Ctrl$), na região Baixa da bacia do Ribeirão das Posses (Baixo Posses), concebida apenas para os eventos onde a vazão foi igual ou inferior a vazão de estiagem (Q_{95}) do cenário de cenário controle. A reta 1:1 e os coeficientes da regressão linear são indicados nos gráficos das dispersões dos cenários de reflorestamento ripário de: (a) 15 ($Q_{95}Refl_15$), (b) 30 ($Q_{95}Refl_30$) e (b) 45 ($Q_{95}Refl_45$), e para o reflorestamento de (d) áreas íngremes ($Q_{95}Refl_TopM$).

5 Conclusão

Foi utilizado o modelo hidrológico distribuído SWAT para se avaliar o efeito do reflorestamento das zonas ripárias no balanço hídrico e em especial no regime de vazão, na bacia do rio Piracicaba, com simulações em mesoescala no domínio de 12400 km², e simulações em pequena escala na sub-bacia do Ribeirão das Posses (12 km²). Mostrou-se que nas médias anuais o reflorestamento em ambas as escalas apresentaram um padrão semelhante de acréscimo da evapotranspiração e redução do deflúvio, e que foi proporcional à área de reflorestamento na zona ripária. Este padrão todavia não refletiu-se desta forma nos extremos hidrológicos e em especial nos serviços ambientais associados aos extremos, e, adicionalmente, também não mostrou a mesma sensibilidade quando se confrontam a resposta da pequena e da meso escalas. Ou seja, os efeitos do reflorestamento na pequena escala (Posses) mostraram as variações médias anuais mais pronunciadas, de aproximadamente 6% e -8% para evapotranspiração e deflúvio, respectivamente, enquanto que na mesoescala (Piracicaba) foram de aproximadamente 2% e -2%, nos cenários de maior reflorestamento. Nestes mesmos cenários, a variação das componentes mostrou que o escoamento superficial médio anual em ambas as escalas foi reduzido respectivamente em 24 e 4% no Posses e Piracicaba. Contudo, comparando-se as escalas para a variação do escoamento básico médio anual, mostrou-se um padrão oposto: no Posses houve um aumento de 2% enquanto no Piracicaba reduziu-se em 2%, o que ocorreu devido à recarga média anual do aquífero ter aumentado aproximadamente em 2% no primeiro, e reduzida em 2% no último.

Quanto ao regime das vazões extremas, os efeitos também foram distintos entre as escalas. Para Posses as vazões extremas máximas foram reduzidas em aproximadamente 13% no exutório e 28% na cabeceira da bacia, enquanto no Piracicaba a redução foi 4% no exutório e na cabeceira da bacia. Para a vazão de estiagem, tomando-se como exemplo a vazão de permanência de 95% ($Q_{95\%}$), o reflorestamento em Posses aumentou a vazão de estiagem na cabeceira e no exutório em aproximadamente 19 e 9%, respectivamente, enquanto no Piracicaba houve uma redução de até 2%. (Explicar)

Este resultado provavelmente decorreu devido ao tamanho da área reflorestada em relação à área total da bacia, que no Posse foi maior do que no Piracicaba, o que favoreceu maior infiltração e conseqüentemente o aumento do escoamento básico que, por sua vez, aumentou a vazão de estiagem. E adicionalmente, pelo fato de que a variação simulada do

aquífero profundo do Piracicaba teve uma recarga maior do que a do aquífero raso, o que impactou na redução do escoamento básico e consequentemente na vazão de estiagem.

A simulação do reflorestamento das áreas íngremes mostrou-se dentre os cenários de recomposição de APP aquele que foi um pouco mais significativo nas respostas dos eventos extremos de vazão na cabeceira: no Posses resultaram em uma redução média das vazões máximas extremas 49% no setor da cabeceira; no exutório o reflorestamento ripário de 45 e 30 m reduziram em média as vazões extremas máximas em 19% e 17%. Para as vazões de estiagem, de maneira geral, os cenários de aumento da cobertura das áreas íngremes indicaram um aumento proporcional com a vazão.

Por fim, estes resultados não são desprovidos de incertezas intrínsecas ao SWAT, mais especificamente devido o seu método de discretização dos processos na bacia serem por Unidades de Resposta Hidrológica (HRU), que não possui conectividade hidráulica e não representa explicitamente a posição da vegetação em diferentes regiões da bacia, o que não anula totalmente o efeito do SWAT representar a localização da vegetação próxima à rede de drenagem e nas áreas íngremes, uma vez que os efeitos da posição da vegetação na bacia são representados indiretamente por parâmetros e processos calculados no modelo que consideram a declividade, e esta por sua vez possui valores distintos próximos a rede de drenagem e nas áreas íngremes e baixas da bacia. Também não pode ser descartada a incerteza da calibração dos parâmetros nos resultados dos cenários de reflorestamento, como no caso da bacia do rio Piracicaba, em que a calibração automática, intensificou o transporte de água para o aquífero profundo, sumidouro do sistema no SWAT, atribuindo valores inconsistentes fisicamente ao parâmetro de controle deste processo (RCHRG_DP), na tentativa de ajustar o escoamento básico. Valores inconsistentes do RCHRG_DP obtidos no processo de calibração também já foram encontrados em outros estudos como o estudo de revisão crítica do SWAT realizado por van Griensven et al. (2012).

Os resultados sugerem que as APPs, nas suas formas de reflorestamento ripário e das áreas íngremes, em pequena escala conforme o exemplo do Posses, mostram uma redução do escoamento superficial e da vazão média anual, mas que em termos de serviços ambientais reflete-se favoravelmente na redução dos eventos de inundação devido à diminuição dos pulsos hidrológicos extremos, e no aumento da vazão de estiagem devido ao aumento do escoamento básico. Na mesoescala conforme o exemplo do Piracicaba, mostrou-se analogamente uma qualidade favorável de serviço ambiental nas vazões máximas, mas desfavorável na vazão de estiagem, o que todavia deve ser analisada em conjunção com o ajuste dos parâmetros de recarga do aquífero raso e profundo do modelo nesta escala. Este

estudo indica que as APPs promovem um serviço ambiental hidrológico predominantemente favorável, a contar pela possibilidade real de recomposição florestal em bacias de menores escalas, com ênfase na influência dos processos nas imediações da rede de drenagem onde habitam as populações rurais que poderiam se beneficiar dos serviços mais direta e frequentemente.

6 Trabalhos futuros

Como recomendações para futuras pesquisas sugerem-se:

O aperfeiçoamento e a inclusão de processos hidrológicos até então não considerados no SWAT a fim de reduzir suas limitações, como:

- a implementação de um reservatório segundo Luo et al. (2012) que possibilitaria a transferência de parte água do aquífero profundo para o canal principal, eliminando a característica de sumidouro do aquífero raso.
- utilizar a proposta de correção do índice de área foliar do SWAT para regiões tropicais proposto por Strauch e Volk (2013), para representar os efeitos do clima na vegetação

Avançar na avaliação dos serviços ambientais hidrológicos gerados pela vegetação ripária e pela vegetação de topo de morro, integrando observações hidroclimáticas dos ecossistemas com modelagem hidrológica, para melhorar a representação dos processos hidroclimáticos simulados e a calibração do modelo.

Realizar estudos de modelagem hidrológica para determinar quais cenários de mudança de uso da terra múltiplos em bacias de múltiplas escalas provém um serviço ambiental e hidrológico.

Referências

- Ames, D. P., E. B. Rafn, R. Van Kirk, and B. Crosby, 2009: Estimation of stream channel geometry in Idaho using GIS-derived watershed characteristics. *Environ. Model. Softw.*, **24**, 444–448.
- Andreassian, V., 2004: Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *J. Hydrol.*, **291**, 1–27, doi:10.1016/j.jhydrol.2003.12.015.
- Arabi, M., R. S. Govindaraju, and M. M. Hantush, 2007: A probabilistic approach for analysis of uncertainty in the evaluation of watershed management practices. *J. Hydrol.*, **333**, 459–471.
- Arnold, J. G., R. Srinivasan, R. . Muttiah, and J. R. Williams, 1998: Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. *J. Am. Water Resour. Assoc.*, **34**, 73–89.
- ASTER, 2009: *ASTER Global DEM Validation - Summary Report (Prepared by ASTER GDEM METI/ERSDAC NASA/LPDAAC USGS/EROS)*.
- Azevedo, L. G. T., R. L. Porto, A. V. M. Júnior, J. G. Pereira, D. P. Arrobas, L. C. Noronha, and L. P. Pereira, 2005: Transfêrencia de Água entre Bacias Hidrográficas. p. 93 (Série Técnica Banco Mundial).
- Azevedo, T. S. de, 2008: Legislação e Geotecnologias na Definição das Áreas de Preservação Permanente e das Reservas Legais: Aplicação à Bacia do Córrego das Posses , Município de Extrema – MG . UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA, .
- Ballester, M. V. R., 2008: consequências para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos ”. Universidade de São Paulo - Campus “Luiz de Queiroz,” .
- Batjes, N. H., 2006: Report 2006/02 ISRIC-WISE derived soil properties on a 5 by 5 arc-minutes global grid version 1.0. **1**, 46.
- Bonan, G. B., R. S. De Fries, M. T. Coe, and D. S. Ojima, 2004: *Land use and climate - In: Gutman G (ed) Land change science. Kluwer Academic Publishers, Amsterdam*.
- Bonumá, N. B., C. G. Rossi, J. G. Arnold, J. P. Minella, P. M. Allen, and M. Volk, 2012: Simulating Landscape Sediment Transport Capacity by Using a Modified SWAT Model. *J. Environ. Qual.*, **1**.
- Braga, B. P. F., R. Flecha, D. S. Pena, and J. Kelman, 2008: Federal pact and water management. *Estud. Avançados*, **22**, 17–42.
- Brauman, K. a., G. C. Daily, T. K. Duarte, and H. a. Mooney, 2007: The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, **32**, 67–98, doi:10.1146/annurev.energy.32.031306.102758.
- Bruijnzeel, L. A., 1990: *Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review*. UNESCO, Paris.

- Bruno, R. D., 2009: Balanço de Água em Microbacias de Cerrado Restrito e Eucalipto: Um Estudo de Caso com Medidas Observacionais. Universidade de São Paulo, .
- Cabral, O. M. R., H. R. Rocha, J. H. C. Gash, M. a. V. Ligo, H. C. Freitas, and J. D. Tatsch, 2010: The energy and water balance of a Eucalyptus plantation in southeast Brazil. *J. Hydrol.*, **388**, 208–216, doi:10.1016/j.jhydrol.2010.04.041.
- Cabral, O. M. R., H. R. Rocha, J. H. Gash, M. a. V. Ligo, J. D. Tatsch, H. C. Freitas, and E. Brasílio, 2012: Water use in a sugarcane plantation. *GCB Bioenergy*, **4**, 555–565, doi:10.1111/j.1757-1707.2011.01155.x.
- Calheiros, R. O., 2009: *Relatório - Projeto de monitoramento da evolução das características hidrológicas da microbacia hidrográfica do Ribeirão das Posses, Extrema, Região Minas Gerais*.
- Caram, R. de O., 2010: Mudanças no uso e cobertura do solo e resposta hidrológica da bacia do rio Piracicaba Rochane de Oliveira Caram Piracicaba. Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz,” .
- Coe, M. T., E. M. Latrubesse, M. E. Ferreira, and M. L. Amsler, 2011: The effects of deforestation and climate variability on the streamflow of the Araguaia River, Brazil. *Biogeochemistry*, **105**, 119–131, doi:10.1007/s10533-011-9582-2.
- Collischonn, W., 2001: Simulação hidrológica de grandes bacias. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, .
- Costa, M. H., A. Botta, and J. a Cardille, 2003: Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. *J. Hydrol.*, **283**, 206–217, doi:10.1016/S0022-1694(03)00267-1.
- Cruz, J. C., and C. E. M. Tucci, 2008: Estimativa da Disponibilidade Hídrica Através da Curva de Permanência. **13**, 111–124.
- Douglas-Mankin, K., R. Srinivasan, and J. G. Arnold, 2010: SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL (SWAT) MODEL: CURRENT DEVELOPMENTS AND APPLICATIONS. *Trans. ASABE*, **53**, 1423–1431.
- Estadão, 2010: Sobe para 900 total de famílias afetadas por chuvas em Atibaia. *Matéria do J. do Estado São Paulo - 27/01/2010*,.
- FitzHugh, T. W., and D. S. Mackay, 2000: Impacts of input parameter spatial aggregation on an agricultural nonpoint source pollution model. *J. Hydrol.*, **236**, 35–53, doi:10.1016/S0022-1694(00)00276-6.
- Fuka, D. R., M. T. Walter, C. MacAlister, A. T. Degaetano, T. S. Steenhuis, and Z. M. Easton, 2013: Using the Climate Forecast System Reanalysis as weather input data for watershed models. *Hydrol. Process.*, n/a–n/a, doi:10.1002/hyp.10073.
- Gassman, P. W., E. Osei, A. Saleh, J. Rodecap, S. Norvell, and J. Williams, 2006: Alternative practices for sediment and nutrient loss control on livestock farms in northeast Iowa. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **117**, 135–144.

- Gassman, P. W., M. R. Reyes, C. H. Green, and J. G. Arnold, 2007: The soil and water assessment tool: Historical development, applications, and future research directions. *Trans. ASABE*, **50**, 1211–1250.
- Van Griensven, a., T. Meixner, S. Grunwald, T. Bishop, M. Diluzio, and R. Srinivasan, 2006: A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. *J. Hydrol.*, **324**, 10–23, doi:10.1016/j.jhydrol.2005.09.008.
- Van Griensven, A., P. Ndomba, S. Yalew, and F. Kilonzo, 2012: Critical review of SWAT applications in the upper Nile basin countries. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, **16**, 3371–3381, doi:10.5194/hess-16-3371-2012.
- Gupta, H., S. Sorooshian, and P. Yapo, 1999: Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. *J. Hydrol. Eng.*, **4**, 135–143.
- Haddad, E. A., and E. Teixeira, 2013: Economic Impacts of Natural Disasters in Megacities: The Case of Floods in São Paulo. *TD NEREUS*, **4**, 2013.
- Hespanhol, I., 2008: A new paradigm for water resource management. *Estud. Avançados*, **22**, 131–158.
- Jackson, R. B. and Coauthors, 2005: Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science*, **310**, 1944–1947, doi:10.1126/science.1119282.
- Kfourri, A., and F. Favero, 2011: *Projeto Conservador das Águas Passo a Passo Projeto Conservador das Águas Passo a Passo: Uma Descrição Didática sobre o Desenvolvimento da Primeira Experiência de Pagamento por uma Prefeitura Municipal no Brasil. Série Água, Clima e Floresta. SÉRIE ÁGUA.* The Nature Conservancy –TNC, Brasília - DF,
- Koch, H., and U. Grunewald, 2009: A Comparison of Modelling Systems for the Development and Revision of Water Resources Management Plans. *Water Resour. Manag.*, **23**, 1403–1422, doi:10.1007/s11269-008-9333-x.
- Krause, P., and D. P. Boyle, 2005: Advances in Geosciences Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. 89–97.
- Krysanova, V., and J. G. Arnold, 2008: Advances in ecohydrological modelling with SWAT—a review. *Hydrol. Sci. J.*, **53**, 939–947, doi:10.1623/hysj.53.5.939.
- Lam, Q., B. Schmalz, and N. Fohrer, 2011: The impact of agricultural Best Management Practices on water quality in a North German lowland catchment. *Environ. Monit. Assess.*, **183**, 351–379.
- Lapola, D. M. and Coauthors, 2013: Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nat. Clim. Chang.*, **4**, 27–35, doi:10.1038/nclimate2056.
- Likens, G. E., L. O. Hedin, and T. J. Butler, 1990: Some long term precipitation chemistry patterns of the Hubbard Brook Experimental Forest: extremes and averages. *Verh. Internat. Verein. Limol.*, **24**, 128–135.

- Lin, Y., and X. Wei, 2008: The impact of large-scale forest harvesting on hydrology in the Willow watershed of Central British Columbia. *J. Hydrol.*, **359**, 141–149, doi:10.1016/j.jhydrol.2008.06.023.
- Lucas, M. C., R. C. Guanabara, and E. Wendland, 2012: Estimativa de recarga subterrânea em área de afloramento do Sistema Aquífero Guarani. *Boletín Geológico y Min.*, **123**, 311–323.
- Luo, Y., J. Arnold, P. Allen, and X. Chen, 2012: Baseflow simulation using SWAT model in an inland river basin in Tianshan Mountains, Northwest China. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, **16**, 1259–1267.
- Di Luzio, M., J. G. Arnold, and R. Srinivasan, 2004: Technical Note A GIS-Coupled Hydrological Model System for the Watershed Assessment of Agricultural Nonpoint and Point Sources of Pollution. *Trans. GIS*, **8**, 113–136.
- Le Maire, G., C. Marsden, W. Verhoef, F. J. Ponzoni, D. Lo Seen, A. Bégué, J.-L. Stape, and Y. Nouvellon, 2011: Leaf area index estimation with MODIS reflectance time series and model inversion during full rotations of Eucalyptus plantations. *Remote Sens. Environ.*, **115**, 586–599, doi:10.1016/j.rse.2010.10.004.
- Matheus, C. E., and J. G. Tundisi, 1988: Estudo físico químico e ecológico dos rios da bacia hidrográfica do Ribeirão e represa do Lobo. *Limnol. e Ecol. Represas*, **1**, 419–472.
- MEA, 2003: Ecosystems and Their Services. *Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and Human Well-being. A Framework fo Assessment*, Island Press, 1–266.
- Minasny, B., and A. E. Hartemink, 2011: Predicting soil properties in the tropics. *Earth-Science Rev.*, **106**, 52–62, doi:10.1016/j.earscirev.2011.01.005.
- Moriasi, D. N., J. G. Arnold, M. W. Van Liew, R. L. Bingner, R. D. Harmel, and T. L. Veith, 2007: Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Trans. ASABE*, **50**, 885–900.
- Neitsch, S. L., J. G. Arnold, J. R. Kiniry, and J. R. Williams, 2005: *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation - Version 2005*. Temple, Texas,.
- Pai, N., D. Saraswat, and R. Srinivasan, 2012: Field_SWAT: A tool for mapping SWAT output to field boundaries. *Comput. Geosci.*, **40**, 175–184, doi:10.1016/j.cageo.2011.07.006.
- Paz, A. R., 2010: Simulação hidrológica de rios com grandes planícies de inundação. IPH- Universidade federal do rio grande do sul, .
- Paz, A. R., 2011: Discretização de Modelos Hidrológicos de Grande Escala: grade regula x mini-bacias. *Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Maceio, AL.
- Pivello, V. R., and E. M. (Organizadores) Varanda, 2004: *O Cerrado Pé de Gigante - Ecologia e Conservação*. São Paulo.

- Von Randow, C. and Coauthors, 2004: Comparative measurements and seasonal variations in energy and carbon exchange over forest and pasture in South West Amazonia. *Theor. Appl. Climatol.*, **78**.
- Reichert, K., and L. C. Timm, 2012: *Solo, planta e atmosfera: Conceitos, processos e aplicações*.
- Rocha, H. R., H. C. Freitas, R. Rosolem, R. I. N. Juárez, R. N. Tannus, M. A. Ligo, O. M. R. Cabral, and M. A. F. Silva Dias, 2002: Measurements of CO₂ exchange over a woodland savanna (Cerrado Sensus stricto) in southeast Brasil. *Biota Neotrop.*, **2**, 1–11.
- Da Rocha, H. R., A. O. Manzi, and J. Shuttleworth, 2009: Evapotranspiration. *Bustamante, M.; Gash, J.; Silva Dias P. (Org.). Amaz. Glob. Chang. Washington, DC, US Am. Geophys. Union*, 261–272.
- Saha, S. and Coauthors, 2010: The NCEP Climate Forecast System reAnalysis. *Am. Meteorol. Soc.*, 1015–1057, doi:10.1175/2010Bams3001.1.
- Saha, S. and Coauthors, 2014: The NCEP Climate Forecast System Version 2. *J. Clim.*, **27**, 2185–2208.
- Sahu, M., and R. R. Gu, 2009: Modeling the effects of riparian buffer zone and contour strips on stream water quality. *Ecol. Eng.*, **35**, 1167–1177, doi:10.1016/j.ecoleng.2009.03.015.
- Salemi, L. F., J. D. Groppo, R. Trevisan, J. Marcos de Moraes, W. de Paula Lima, and L. A. Martinelli, 2012: Riparian vegetation and water yield: A synthesis. *J. Hydrol.*, **454-455**, 195–202, doi:10.1016/j.jhydrol.2012.05.061.
- Saxton, K. E., and W. J. Rawls, 2006: Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **70**, 1569, doi:10.2136/sssaj2005.0117.
- Shuttleworth, W. J., 2012: Terrestrial Hydrometeorology. *Eur. J. Soil Sci.*, **63**, 532.
- Silva Dias, M. a. F., J. Dias, L. M. V. Carvalho, E. D. Freitas, and P. L. Silva Dias, 2012: Changes in extreme daily rainfall for São Paulo, Brazil. *Clim. Change*, **116**, 705–722, doi:10.1007/s10584-012-0504-7.
- Silva, J. A. A. and Coauthors, 2011: O Código Florestal e a Ciência: Contribuições para o diálogo. *Soc. Bras. para o Prog. Ciência; Acad. Bras. Ciências, ABC.*, 124.
- Silva Júnior, O. B. da, C. E. M. Tucci, N. M. R. Castro, and J. A. Goldenfum, 2004: Efeito do Uso do Solo nos Eventos de Cheia em Micro e Meso Escalas: Bacia do Potiribu. *Rev. Bras. Recur. Hídricas*, **9**, 153–167.
- Smakhtin, V. ., 2001: Low flow hydrology: a review. *J. Hydrol.*, **240**, 147–186, doi:10.1016/S0022-1694(00)00340-1.
- Sparovek, G., A. Barretto, I. Klug, L. Papp, and J. Lino, 2011: A revisão do Código Florestal brasileiro. *Novos Estud. - CEBRAP*, 111–135, doi:10.1590/S0101-33002011000100007.

- Sparovek, G., G. Berndes, A. G. D. O. P. Barretto, and I. L. F. Klug, 2012: The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? *Environ. Sci. Policy*, **16**, 65–72.
- Sterling, S. M., A. Ducharne, and J. Polcher, 2012: The impact of global land-cover change on the terrestrial water cycle. *Nat. Clim. Chang.*, **3**, 385–390, doi:10.1038/nclimate1690.
- Stonestrom, D. A., B. R. Scanlon, and L. Zhang, 2009: Introduction to special section on Impacts of Land Use Change on Water Resources. **45**, 1–3, doi:10.1029/2009WR007937.
- Strauch, M., and M. Volk, 2013: SWAT plant growth modification for improved modeling of perennial vegetation in the tropics. *Ecol. Modell.*, **269**, 98–112.
- Strauch, M., J. E. F. W. Lima, M. Volk, C. Lorz, and F. Makeschin, 2013: The impact of Best Management Practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment. *J. Environ. Manage.*, .
- Tatsch, J. D., 2006: Uma Análise dos Fluxos de Superfície e do Microclima sobre Cerrado, Cana-De-Açúcar e Eucalipto, com Implicações para Mudanças Climáticas Regionais. Universidade de São Paulo, .
- Tatsch, J. D., 2011: Controle do Uso da Terra no Clima e no Regime Hidrológico da Bacia do Rio Mogi-Guaçú, SP. Universidade de São Paulo, .
- Tucci, C. E. M., 2005: *Modelos hidrológicos*. 2ª Ed. E. Da UFRGS, Ed. Porto Alegre, RS,.
- Tucci, C. E. M., 2008: Urban waters. *Estud. Avançados*, **22**, 97–112.
- Tucci, C. E. M., and R. T. Clarke, 1997: Impacto das Mudanças da Cobertura Vegetal no Escoamento: Revisão. *Rev. Bras. Recur. Hídricos*, **2**, 135–152.
- Tundisi, J.G. & Matsumura-Tundisi, T. ., 2010: Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **10**, 67–76.
- USDA, 2003: *Where the Land and Water Meet: A Guide for Protection and Restoration of Riparian Areas Where the Land and Water Meet*. First Edit. J. Cruz, Ed. Tolland, CT,.
- Vieira, R. M. S. P., R. C. S. Alvalá, F. J. Ponzoni, S. Ferraz Neto, and V. Canavesi, 2005: Mapa de uso e cobertura da terra do Estado de São Paulo.
- Wahren, a., K. Schwärzel, and K.-H. Feger, 2012: Potentials and limitations of natural flood retention by forested land in headwater catchments: evidence from experimental and model studies. *J. Flood Risk Manag.*, **5**, 321–335, doi:10.1111/j.1753-318X.2012.01152.x.
- Whately, M., and P. Cunha, 2007: *Cantareira 2006 – Um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo Resultados do Diagnóstico Socioambiental Participativo do Sistema Cantareira*.

Zambrano-Bigiarini, M., and R. Rojas, 2013: A model-independent Particle Swarm Optimisation software for model calibration. *Environ. Model. Softw.*, **43**, 5–25, doi:10.1016/j.envsoft.2013.01.004.

Zhao, P., B. Xia, Y. Hu, and Y. Yang, 2013: A spatial multi-criteria planning scheme for evaluating riparian buffer restoration priorities. *Ecol. Eng.*, **54**, 155–164, doi:10.1016/j.ecoleng.2013.01.037.

Apêndice A

Relação dos postos fluviométricos da bacia do rio Piracicaba (Tabela A1) e o número de dias que estes postos tiveram dados de vazão observada no período de 1997-2010.

Tabela A1 – Descrição das estações fluviométricas do DAEE disponíveis na bacia do rio Piracicaba.

Município	Código	Nome	Latitude	Longitude	AD(Km ²)
Jaguariuna	3D-001	Fazenda Barra	22°40'23"	46°58'21"	928
Monte Alegre do Sul	3D-002	Monte Alegre do Sul	22°41'44"	46°40'25"	387
Campinas	3D-003	Desembargador Furtado	22°46'10"	46°59'22"	2490
Itatiba	3D-006	Bairro da Ponte	22°58'59"	46°49'46"	1920
Valinhos	3D-007 [*]	Captação Valinhos	22°55'43.6"S	46°56'22.3"W	2152
Jaguariúna	3D-008 [*]	Jaguariúna	22°42'18"S	46°59'52"W	2180
Morungaba	3D-009	Buenópolis	22°51'02"	46°46'47"	1950
Bragança Paulista	3D-015	Guaripocaba	22°54'19"	46°28'30"	1353
Nazare Paulista	3E-089	Mascate	23°09'59"	46°25'01"	340
Cosmópolis	4D-001	Usina Ester	22°39'26"	47°12'53"	3394
Piracicaba	4D-007	Artemis	22°40'45"	47°46'31"	10918
Paulínia	4D-009	Acima de Paulínia	22°44'38"	47°07'47"	2738
Americana	4D-010	Carioba	22°42'37"	47°19'22"	7205
Limeira	4D-013	Limeira	22°40'29"S	47°16'44"W	4045
Piracicaba	4D-015	Piracicaba	22°43'28"S	47°39'30"W	8500
Piracicaba	4D-021	Recreio	22°34'53"	47°41'01"	1581
Analândia	4D-023	Analândia	22°07'44"	47°40'02"	59,00

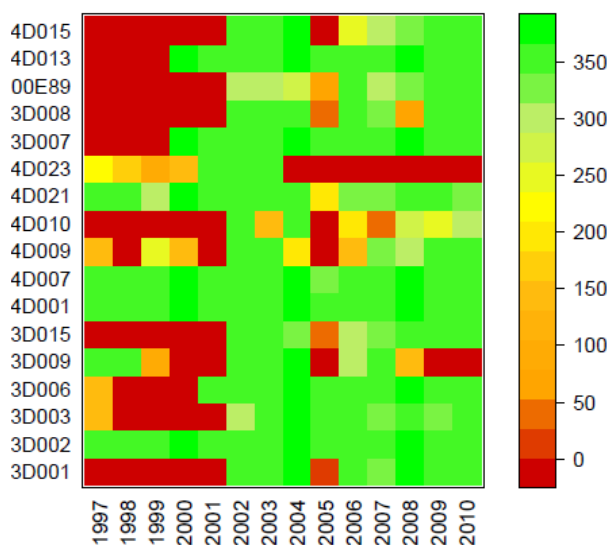


Figura A1 – Número de dias com dados de vazão observada nos postos da DAEE na bacia do rio Piracicaba.

Apêndice B

Modelo digital de elevação e rede de drenagem da bacia do rio Piracicaba e bacia do Ribeirão das Posses, mostradas na Figura B1 e Figura B1, respectivamente.

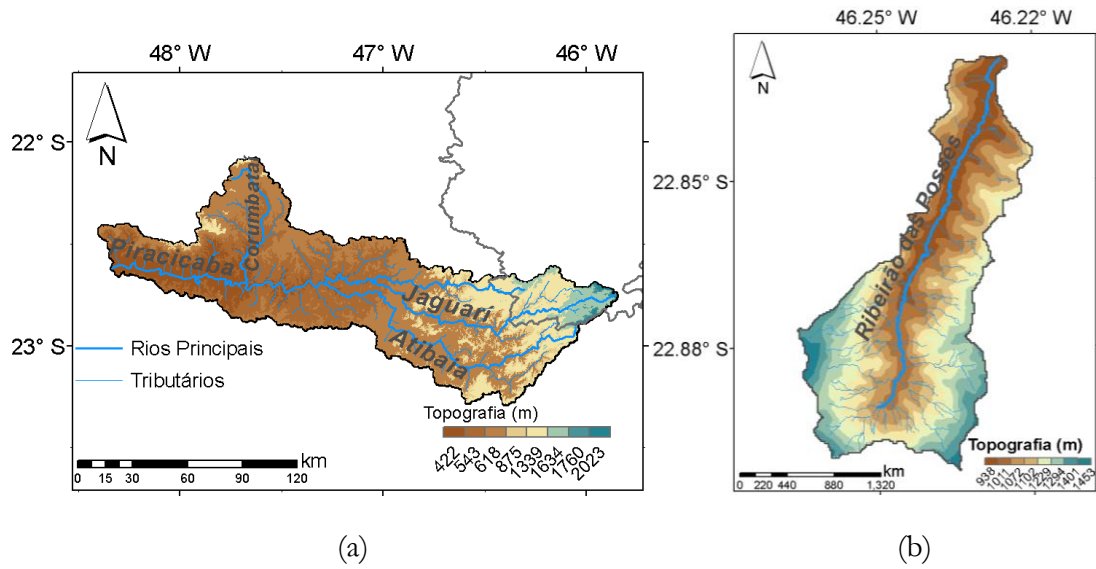


Figura B1 – Modelo digital de elevação para as bacias: (a) do rio Piracicaba e (b) Ribeirão das Posses.

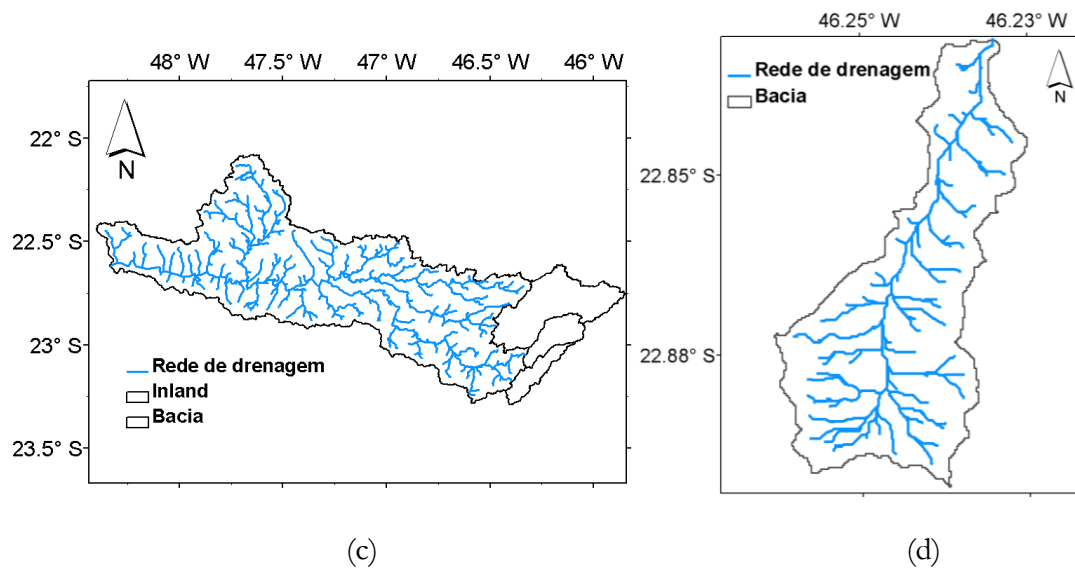


Figura B2 – Rede de drenagem das bacias: (a) do rio Piracicaba e (b) Ribeirão das Posses.