



Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Instituto de Pesquisas Hidráulicas

Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

**Efeitos das mudanças de uso da terra no
regime hidrológico de bacias de grande
escala**

Débora Missio Bayer

Tese de Doutorado

Porto Alegre - RS
Fevereiro de 2014

Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Instituto de Pesquisas Hidráulicas

Débora Missio Bayer

**Efeitos das mudanças de uso da terra no regime hidrológico
de bacias de grande escala**

Trabalho apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito para obtenção do grau de Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: *Prof. Dr. Walter Collischonn*

Porto Alegre - RS
Fevereiro de 2014

Agradecimentos

Inicialmente gostaria de agradecer ao professor Walter Collischonn, pela orientação, pelos ensinamentos, pela disponibilidade e, principalmente, por sua contagiante empolgação em relação a fazer pesquisa e ciência.

Gostaria de agradecer aos membros da banca, professores Eduardo Mario Menciondo, Anderson Luís Ruhoff e André Luiz Lopes da Silveira, pelas contribuições e sugestões ao trabalho. Em especial, gostaria de agradecer ao também colega e amigo Anderson, que além de contribuir como membro da banca, me auxiliou durante várias etapas do trabalho.

Sou grata à Universidade Federal do Rio Grande do Sul, onde desenvolvi o trabalho, no Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH-UFRGS), no Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, onde incluo todos os professores, pesquisadores, funcionários e colegas.

Devo reconhecer o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de doutorado, sem a qual não poderia ter desenvolvido a pesquisa com dedicação exclusiva. Também reconheço o apoio recebido através do P&D Estratégico da ANEEL intitulado "Efeitos das mudanças climáticas no regime hidrológico de bacias hidrográficas e na energia assegurada de aproveitamentos hidrelétricos", realizado pelo IPH-UFRGS em conjunto com as instituições INPE, UNIFEI e UFSC.

Gostaria de agradecer à professora Nilza Castro, pela parceria em pesquisa neste período do doutorado e pela amizade. Também agradeço ao professor Masato Kobiyama, pela contribuição ao trabalho e participação em minha banca de qualificação.

Gostaria de deixar meu agradecimento aos professores do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Maria pelo apoio e incentivo na fase final do doutorado.

Não poderia deixar de agradecer à minha família, meus pais Luiz e Dalva, pelo imenso amor, pela dedicação, pela educação e pela oportunidade e incentivo ao estudo. Aos meus irmãos, Luciani e André, que são acima de tudo grandes amigos e companheiros. Também deixo meu agradecimento aos meus cunhados Felipe, Nayara, Fernando (Bil), Carmen, Carla (Bia) e Ivan, e aos meus sogros, Arlei e Ericarte, pelo carinho. Aos meus sobrinhos Gabriel, Alice e Patrícia, que fizeram muitos dos meus dias mais contentes.

Quero agradecer ao Fábio, meu marido, que me motivou nos momentos não tão bons e celebrou comigo as vitórias desta jornada. Além de ser um grande incentivador do meu trabalho, ele é um excelente pesquisador, um companheiro de jornada. Obrigada por tudo. Te amo!

Não poderia deixar de agradecer à Vanessa Sari, amiga de longa data, com quem sei que posso contar sempre. Quero agradecer também à Haline Depiné Anesi, mãe da Manoela, uma colega que se tornou uma grande amiga, parceira de estudos nestes quatro anos. Obrigada

pelos bons momentos em Porto Alegre.

Quero agradecer aos colegas da sala de Hidrologia, Tirzah, Felipe e Manoel, pelas conversas e trocas de experiências. Também aos colegas Fernando e Paulo, pela amizade e pelo auxílio em relação à modelagem hidrológica na Bacia do Rio Paraná. Às colegas e amigas Margarita, mãe da Valeria, Katiucia, mãe da Giulia, e Karen.

Muito obrigada a todos que de uma forma ou outra contribuíram com minha formação acadêmica e para que este trabalho pudesse ser realizado.

Resumo

Os efeitos das alterações de uso da terra na hidrologia das bacias hidrográficas têm sido, ao longo dos anos, amplamente discutidos para pequenas bacias experimentais. O uso de modelos hidrológicos para descrever esse tipo de processo tem se tornado promissor no que tange o estudo de grandes bacias. Sendo assim, o objetivo deste trabalho é avaliar uma metodologia para analisar o impacto das mudanças de uso da terra sobre o regime hidrológico em bacias hidrográficas de grande escala. Este estudo foi realizado por meio de simulação. Para isso foi utilizado um modelo hidrológico distribuído de base física, o Modelo de Grandes Bacias (MGB-IPH). Para realizar simulações de impactos das mudanças de uso da terra, inicialmente avaliou-se a capacidade do modelo MGB-IPH de captar as alterações produzidas pelas mudanças de uso. A análise de sensibilidade mostrou que a vazão gerada na bacia é inversamente proporcional aos parâmetros de índice de área foliar (IAF) e de altura média da vegetação (h), uma vez que quanto maior o IAF , mais interceptação ocorrerá na bacia e, quanto maior o valor de h , mais facilidade haverá nas trocas aerodinâmicas, ambos favorecendo o processo de evaporação. Já em relação aos parâmetros albedo (α) e resistência superficial (r_s), a vazão gerada é diretamente proporcional, pois quanto maior o α maior a energia refletida pela superfície e, conseqüentemente menos energia estará disponível para o processo de evaporação. Em relação à r_s , o seu aumento implica em uma menor perda por transpiração, disponibilizando mais água para gerar escoamento. As simulações de análise de sensibilidade mostraram que o MGB-IPH reproduz, de forma coerente, o comportamento médio das bacias submetidas ao desmatamento em um grande número de estudos experimentais. Assim, avaliou-se os impactos das mudanças de uso da terra no regime hidrológico em bacias de grande escala através de um estudo de caso. Este estudo de caso foi realizado na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná. Os resultados das simulações mostraram que o desmatamento possui forte influência sobre as variáveis hidrológicas, como interceptação, evapotranspiração e vazão. Devido ao desmatamento foram verificadas reduções na interceptação e na evapotranspiração ao longo dos anos. Em relação a vazão, verificou-se que as simulações foram capazes de captar a não estacionariedade existente nas vazões observadas. Além disso, foi possível verificar que a vegetação pode ser associada a 39% dos incrementos observados na vazão média de longo termo, quando comparados os períodos anterior e posterior a 1970 na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná. Já as variações na precipitação são responsáveis por 61% dos impactos na vazão média. Em relação às vazões extremas foram verificados incrementos, sendo eles mais expressivos nas vazões mínimas do que nas vazões máximas. Assim, pode-se afirmar que a metodologia proposta é consistente com os efeitos observados na bacia e com os resultados de estudos experimentais realizados em diferentes regiões do mundo.

Palavras-chave: Mudanças no uso da terra, bacias experimentais, modelagem hidrológica

Abstract

The effects of land use change on the hydrology of watersheds have been widely discussed during several years in small basins. The hydrological models have been promising for describe the effects of land use change in hydrology in large basins. Thus, the aim of this study was to evaluate a methodology to study the impact of land use changes on the hydrological processes in large basins. This study was conducted by hydrological simulation. For this, a physically based distributed hydrological model, Modelo de Grandes Bacias (MGB-IPH), was used. The ability of MGB-IPH model for study the effects of land-use change in hydrology processes was first analyzed. The results of sensibility analysis showed that the flow generated in the basin is inversely proportional to the parameters of leaf area index (LAI) and average vegetation height (h), since the higher the LAI more interception, and the higher the h easier will be the aerodynamic changes, both favoring the evaporation process . The flow is directly proportional to the parameters albedo (α) and surface resistance (r_s), since the greater the α , more energy reflected by the surface, and consequently less energy is available for the evaporation process. The increasing in r_s parameter implies a smaller loss by transpiration, and then more runoff is generated. The sensibility analysis showed that the MGB-IPH reproduces consistently, the average behavior of the basins subjected to deforestation on a large number of experimental studies. Thus, we evaluated the impacts of land use changes on the hydrological regime in large-scale basins by a case study. This case study was conducted in the Paraná River Basin. The simulation results showed that deforestation has a strong influence by hydrological variables, such as interception, evapotranspiration and flow. Due to deforestation were observed interception and evapotranspiration reduction over the years. It was found that the simulations were able to capture the non-stationarity in the observed streamflows. Furthermore, we found that 39% of the observed increase in average flow of long term is due to vegetation change, when comparing the periods before and after 1970 in the Paraná River Basin, while the 61% is due precipitation changes. Increments were observed in extreme flows. These increments were more evident at low flows than the maximum flow. Thus, it can be stated that the proposed methodology is consistent with the effects observed in the Rio Paraná basin and with the results of experimental studies conducted in different regions of the world.

Keywords: Land use change, experimental basins, hydrological simulation

Sumário

1	Introdução	1
1.1	Objetivos da pesquisa	2
1.2	Organização do estudo	3
2	Impactos da cobertura vegetal no regime hidrológico	4
2.1	Papel da vegetação no regime hidrológico de uma bacia hidrográfica	4
2.2	Alterações no regime hidrológico: bacias experimentais	7
2.2.1	Classificação das bacias experimentais	7
	Estudos de correlações	7
	Estudos em uma única bacia	7
	Metodologia das bacias pareadas	8
2.2.2	Impacto das alterações na cobertura vegetal	10
2.2.2.1	Impactos na vazão	10
	Vazão média	10
	Vazão máxima	14
	Vazão mínima	15
2.2.2.2	Impactos relacionados a outras variáveis	16
	Precipitação	16
	Evapotranspiração	18
	Solos	19
	Zonas ripárias	21
	Escala da bacia	22
2.3	Alterações no regime hidrológico: modelos hidrológicos	23
3	Materiais e Métodos	27
3.1	Modelo hidrológico escolhido para o estudo	27
3.1.1	Balanço de radiação	28
3.1.2	Interceptação	30
3.1.3	Evapotranspiração	32
3.1.4	Balanço de água no solo	35
3.1.5	Escoamento superficial, sub-superficial e subterrâneo	35
3.1.6	Escoamento na rede de drenagem	36
3.2	Análise de sensibilidade do modelo hidrológico MGB-IPH	37
3.3	Análise dos impactos	37
3.3.1	Bacia hidrográfica escolhida para o estudo de caso	38
3.3.1.1	Delimitação da bacia utilizada no estudo	41

3.3.2	Dados fluviométricos, pluviométricos e climatológicos	41
3.3.3	Definição das URHs associadas a cada minibacia	44
3.3.4	Calibração e verificação do modelo hidrológico	45
3.3.5	Simulação de séries de vazões a partir dos mapas de mudanças de uso	51
4	Resultados	53
4.1	Análise de sensibilidade do MGB-IPH a alterações de vegetação	53
4.1.1	Análise de sensibilidade do modelos MGB-IPH aos parâmetros da vegetação	53
4.1.2	Análise comparativa com síntese de estudos experimentais	55
4.1.3	Análise das vazões extremas para os diferentes cenários de desmatamentos	61
4.1.3.1	Vazões máximas	62
4.1.3.2	Vazões mínimas	63
4.1.4	Conclusões da seção	67
4.2	Resultados na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná	70
4.2.1	Alterações na vegetação ao longo das décadas	71
4.2.2	Análise da precipitação	72
4.2.3	Impacto das mudanças de uso da terra no balanço hídrico	73
4.2.3.1	Alterações na interceptação	74
4.2.3.2	Alterações na evapotranspiração	75
4.2.3.3	Impactos na vazão média	77
4.2.3.4	Impacto nas vazões extremas	85
	Vazões máximas	85
	Vazões mínimas	87
4.2.4	Conclusões da seção	90
5	Conclusão	92
6	Trabalhos futuros	94
	Referências	95
A	Impactos nas sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Rio Paraná	108
A.0.5	Sub-bacias analisadas	108
A.0.6	Alterações na vegetação ao longo das décadas nas sub-bacias	108
A.0.7	Análise da precipitação	110
A.1	Interceptação	114
A.2	Evapotranspiração	122
A.3	Vazão	129
A.3.1	Vazões médias	129
A.3.2	Vazões máximas	136
A.3.3	Vazões mínimas	143

Lista de Figuras

2.1	Particionamento da evapotranspiração em evaporação e transpiração no período do crescimento de uma cultura anual. FONTE: (Allen <i>et al.</i> , 1998) (Tradução livre)	6
2.2	Esboço da metodologia das bacias pareadas. Em 2.2(a) e 2.2(b) são monitoradas as duas bacias (A e B), período de calibração. Na fase seguinte é aplicado o tratamento em uma das bacia, 2.2(c) e 2.2(d).	9
2.3	Em 2.3(a) é apresentada a relação entre as bacias A e B no período de calibração, enquanto em 2.3(b) apresenta a relação entre as duas bacias no período de tratamento.	10
2.4	Mudanças na vazão anual média em função das mudanças na cobertura da terra. FONTE: Gráfico refeito a partir de dados disponíveis em Bosch e Hewlett (1982) e Andreássian (2004). Os detalhes de cada experimento utilizado na elaboração deste gráfico podem ser vistos nos anexos dos referidos artigos.	11
2.5	Mudanças da área florestada versus alterações na produção de água. FONTE: Dados de Bosch e Hewlett (1982) e de Trimble <i>et al.</i> (1987).	13
2.6	Mudanças na produção de água versus a precipitação anual. Na Figura 2.6(a) são apresentados os dados de vazão e percentual de desmatamento do artigo de Bosch e Hewlett (1982) separados em diferentes grupos: grupo verde com precipitação variando de 450 a 1200 mm e valor médio de 756 mm; grupo azul com precipitação no intervalo de 1200 e 1600 mm e valor médio de 1365 mm; grupo vermelho com valores de precipitação entre 1600 e 2700 mm e média de 2101 mm. Na Figura 2.6(b) os dados foram obtidos no artigo de Bosch e Hewlett (1982) para bacias em que ocorreram alterações de vegetação em 100% da área da bacia. A correlação entre a precipitação (P) e a alteração na vazão (ΔQ) é de 0,63 com ajuste por regressão linear simples dado por $\Delta Q = 0,17 \times P + 0,69$. FONTE: Dados de Bosch e Hewlett (1982).	17
2.7	Figura que ilustra as zonas ripárias e o acesso da vegetação ao lençol subterrâneo.	21
3.1	Mapa com a localização da bacia hidrográfica do rio Paraná (3.1(a)) e com a delimitação dos biomas continentais (3.1(b)).	38
3.2	Vazões médias mensais naturalizadas registradas na UHE Itaipu. FONTE: (ONS, 2012).	39
3.3	Vazões diárias naturalizadas registradas na UHE de Itaipu e médias das vazões para cada período. Em vermelho a média para o período de 1931 a 1970 e em azul a média para o período de 1971 a 2010.	40

- 3.4 Mapas com o MNT, a rede de drenagem, as sub-bacias e minibacias da bacia hidrográfica do Rio Paraná. 42
- 3.5 Localização dos postos fluviométricos, dos postos com vazões naturalizadas e das estações climatológicas. 43
- 3.6 Mapas de URH utilizado na calibração e verificação do modelo. 44
- 3.7 Mapas com a distribuição e a intensidade de pastagens naturais no Brasil de 1940 a 1995. Na Figura 3.7(a) estão inclusas as pastagens cultivadas. FONTE:(Leite *et al.*, 2012). 46
- 3.8 Mapas com a distribuição e a intensidade de pastagens cultivadas no Brasil de 1940 a 1995. Os dados de 1940 estão inclusos na Figura 3.7(a). FONTE:(Leite *et al.*, 2012). 47
- 3.9 Mapas com a distribuição e intensidade de cultivos agrícolas permanentes e temporários no Brasil de 1940 a 1995. FONTE:(Leite *et al.*, 2012). 48
- 3.10 Mapas com a distribuição e intensidade de pastagem para os anos de 1940 e de 1995. FONTE:(Ramankutty e Foley, 1999; Ramankutty, 2012). 49
- 3.11 Mapas com a distribuição e intensidade de cultivos agrícolas para os anos de 1940 e de 1995. FONTE:(Ramankutty e Foley, 1999; Ramankutty, 2012). 50
- 3.12 Esquema que mostra, na fase de pré-processamento, a elaboração das URH a partir do mapa de solos e dos mapas de usos da terra (1940, 1950, 1960, 1970, 1985 e 1995) e os intervalos para as séries temporais de precipitação e dados climatológicos. Na fase de simulações foram feitas diversas rodadas do modelo considerando diferentes URH. Simulação controle correspondente a todo o período (1940 a 1999) com URH 1940. Na fase de resultados são obtidos os impactos através da diferença entre as simulações com diferentes URH e a simulação controle. 52
- 4.1 Vazão média de longo termo na bacia do rio das Almas em função dos parâmetros: (A) albedo, (B) índice de área foliar, (C) resistência superficial e (D) altura média da vegetação. Os valores de parâmetros indicados com os símbolos de ∇ e de * caracterizam condições de floresta e de pastagem, respectivamente. 55
- 4.2 Localização das bacias hidrográficas do rio Ji-Paraná (BJP), do rio das Almas (BRA) e do rio Jacuí (BJ). 56
- 4.3 Chuvas médias mensais para as bacias do rio Ji-Paraná (BJP), do rio das Almas (BRA) e do rio Jacuí (BJ). Séries obtidas a partir da interpolação de dados fluviométricos que foram utilizados como variáveis de entrada no modelo MGB-IPH. 57
- 4.4 Chuvas médias mensais para as bacias do rio Ji-Paraná (BJP), do rio das Almas (BRA) e do rio Jacuí (BJ). Séries obtidas a partir da interpolação de dados fluviométricos que foram utilizados como variáveis de entrada no modelo MGB-IPH. 58
- 4.5 Efeito do desmatamento na vazão média de longo termo nas bacias do rio Ji-Paraná, do rio das Almas e do rio Jacuí. 60

4.6	Efeito do desmatamento em termos de vazões máximas para diferentes tempos de retorno na bacia do Rio Ji-Paraná.	62
4.7	Efeito do desmatamento em termos de vazões máximas para diferentes tempos de retorno na bacia do Rio das Almas.	63
4.8	Efeito do desmatamento em termos de vazões máximas para diferentes tempos de retorno na bacia do Rio Jacuí.	64
4.9	Efeito do desmatamento em termos de vazões mínimas para diferentes tempos de retorno na bacia do Rio Ji-Paraná.	65
4.10	Efeito do desmatamento em termos de vazões mínimas para diferentes tempos de retorno na bacia do Rio das Almas.	65
4.11	Efeito do desmatamento em termos de vazões mínimas para diferentes tempos de retorno na bacia do Rio Jacuí.	66
4.12	Curva de permanência para a bacia do rio Ji-Paraná para os diferentes cenários de desmatamento.	67
4.13	Curva de permanência para a bacia do rio das Almas para os diferentes cenários de desmatamento.	68
4.14	Curva de permanência para a bacia do rio Jacuí para os diferentes cenários de desmatamento.	68
4.15	Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.	70
4.16	Alterações na vegetação na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná de acordo com dados de Leite <i>et al.</i> (2012).	71
4.17	Série da precipitação anual para a Bacia Hidrográfica do Rio Paraná. As linhas tracejadas indicam a precipitação média do período.	72
4.18	Precipitação média mensal na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná para o período de 1940 a 1999. Séries obtidas a partir da interpolação dos dados fluviométricos que foram utilizadas como variáveis de entrada no modelo MGB-IPH.	73
4.19	Impacto na interceptação na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas. A Figura 4.19(a) mostra a série de interceptações médias anuais para a simulação controle (URHs da década de 1940 em todo o período). A Figura 4.19(b) apresenta a série de interceptações médias anuais considerando as mudanças de uso da terra. A Figura 4.19(c) apresenta o EAP da série com mudanças de uso da terra em relação a série controle.	76
4.20	Impacto na evapotranspiração na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas. A Figura 4.20(a) mostra a série de evapotranspirações médias anuais para a simulação controle (URHs da década de 1940 em todo o período). A Figura 4.20(b) apresenta a série de evapotranspirações médias anuais considerando as mudanças de uso da terra. A Figura 4.20(c) apresenta o EAP da série com mudanças de uso da terra em relação a série controle.	78

- 4.21 Impacto do desmatamento e do reflorestamento sobre a vazão média de longo período para todas as sub-bacias analisadas na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná. Na Figura 4.21(a) os resultados obtidos nas simulações na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná são comparados com um conjunto de resultados de bacias experimentais, apresentados em Bosch e Hewlett (1982) e em Trimble *et al.* (1987). Na Figura 4.21(b) são apresentados apenas os resultados das simulações na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná, assim como um ajuste dos dados por regressão linear. Cada década foi representada por uma cor diferente: verde para a década de 1950; azul para a 1960, marrom para a 1970, cinza para a 1980 e rosa para a década de 1990. A linha preta corresponde ao ajuste realizado através de uma regressão linear. As linhas pontilhadas correspondem ao intervalo de confiança de 95%. 79
- 4.22 Impacto na vazão anual média na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas. A Figura 4.22(a) mostra a série de vazões médias anuais para a simulação controle (URHs da década de 1940 em todo o período). A Figura 4.22(b) apresenta a série de vazões médias anuais considerando as mudanças de uso da terra. A Figura 4.22(c) apresenta o EAP da série com mudanças de uso da terra em relação a série controle. 82
- 4.23 Vazão média anual observada (linha preta), vazão média anual simulada na situação controle (linha vermelha) e vazão média anual simulada considerando as mudanças de uso da terra na bacia (SB7) com exutório na Usina Hidrelétrica de Itaipu. 83
- 4.24 Percentual de alteração na vazão média de longo termo que pode ser atribuída às mudanças de uso da terra. As áreas em branco não possuem informação em relação a contribuição das mudanças de uso da terra. O ponto em vermelho representa o exutório da Bacia Hidrográfica do Rio Paraná, a montante da Usina Hidrelétrica de Itaipu. 84
- 4.25 Impacto na vazão máxima na SB7 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas. A Figura 4.25(a) mostra a série de vazões mínimas anuais para a simulação controle (URHs da década de 1940 em todo o período). A Figura 4.25(a) apresenta a série de vazões mínimas anuais considerando as mudanças de uso da terra. A Figura 4.25(c) apresenta o EAP da série com mudanças de uso da terra em relação a série controle. 86
- 4.26 Impacto na vazão máxima na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas. A Figura 4.26(a) mostra a série de vazões mínimas anuais para a simulação controle (URHs da década de 1940 em todo o período). A Figura 4.26(a) apresenta a série de vazões mínimas anuais considerando as mudanças de uso da terra. A Figura 4.26(c) apresenta o EAP da série com mudanças de uso da terra em relação a série controle. 88
- 4.27 Curva de permanência para a Bacia Hidrográfica do Rio Paraná. Intervalo de frequências de 50% até 100%. 89
- A.1 Localização das sub-bacias analisadas na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná. 108

A.2	Alterações na vegetação para as sub-bacias SB1, SB2, SB3 e SB4 na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.	109
A.3	Alterações na vegetação para as sub-bacias SB5, SB6, SB7 e SB8 na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.	111
A.4	Série da precipitação anual para as sub-bacias SB1, SB2, SB3, SB4, SB5, SB6 e SB8 na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.	113
A.5	Precipitação média mensal das sub-bacias para o período de 1940 a 1999. Séries obtidas a partir da interpolação dos dados fluviométricos que foram utilizadas como variáveis de entrada no modelo MGB-IPH. A SB7 se refere a Bacia Hidrográfica do Paraná discutido anteriormente.	114
A.6	Impacto na interceptação na SB1 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	115
A.7	Impacto na interceptação na SB2 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	116
A.8	Impacto na interceptação na SB3 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	117
A.9	Impacto na interceptação na SB4 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	118
A.10	Impacto na interceptação na SB5 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	119
A.11	Impacto na interceptação na SB6 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	120
A.12	Impacto na interceptação na SB8 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	121
A.13	Impacto na evapotranspiração na SB1 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	122
A.14	Impacto na evapotranspiração na SB2 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	123
A.15	Impacto na evapotranspiração na SB3 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	124
A.16	Impacto na evapotranspiração na SB4 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	125
A.17	Impacto na evapotranspiração na SB5 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	126
A.18	Impacto na evapotranspiração na SB6 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	127
A.19	Impacto na evapotranspiração na SB8 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	128
A.20	Impacto na vazão na SB1 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	129
A.21	Impacto na vazão anual média na SB2 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	130
A.22	Impacto na vazão anual média na SB3 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	131

A.23 Impacto na vazão na SB4 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	132
A.24 Impacto na vazão na SB5 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	133
A.25 Impacto na vazão na SB6 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	134
A.26 Impacto na vazão na SB8 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	135
A.27 Impacto na vazão máxima na SB1 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	136
A.28 Impacto na vazão máxima na SB2 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	137
A.29 Impacto na vazão máxima na SB3 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	138
A.30 Impacto na vazão máxima na SB4 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	139
A.31 Impacto na vazão máxima na SB5 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	140
A.32 Impacto na vazão máxima na SB6 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	141
A.33 Impacto na vazão máxima na SB8 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	142
A.34 Impacto na vazão mínima na SB1 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	143
A.35 Curva de permanência para a sub-bacia SB1. Intervalo de frequências de 50% até 100%.	144
A.36 Impacto na vazão máxima na SB2 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	145
A.37 Curva de permanência para a sub-bacia SB2. Intervalo de frequências de 50% até 100%.	146
A.38 Impacto na vazão máxima na SB3 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	147
A.39 Curva de permanência para a sub-bacia SB3. Intervalo de frequências de 50% até 100%.	148
A.40 Impacto na vazão mínima na SB4 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	149
A.41 Curva de permanência para a sub-bacia SB4. Intervalo de frequências de 50% até 100%.	150
A.42 Impacto na vazão mínima na SB5 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	151
A.43 Curva de permanência para a sub-bacia SB5. Intervalo de frequências de 50% até 100%.	152
A.44 Impacto na vazão mínima na SB6 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	153

A.45 Curva de permanência para a sub-bacia SB6. Intervalo de frequências de 50% até 100%.	154
A.46 Impacto na vazão mínima na SB8 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.	155
A.47 Curva de permanência para a sub-bacia SB8. Intervalo de frequências de 50% até 100%.	156

Lista de Tabelas

3.1	Valores do albedo médio diário para algumas classes de cobertura da terra.	29
3.2	Valores para o IAF encontrados na literatura.	31
3.3	Valores de resistência superficial mínima ou em ótimas condições de umidade no solo de diferentes tipos de vegetação adotados ou estimados em trabalhos da literatura.	34
3.4	Valores da altura da vegetação utilizadas pelo modelo MGB-IPH.	34
3.5	Análise descritiva para as séries de vazões do período de 1931 a 1970 e do período de 1971 a 2010.	39
4.1	Intervalo de variação dos valores dos parâmetros relacionados com a evapotranspiração para análise de sensibilidade do modelo MGB-IPH.	54
4.2	Área aproximada e localização do exutório das bacias BJP, BRA e BJ utilizadas no estudo.	56
4.3	Comparação das médias de longo período das componentes do balanço hídrico simuladas na condição de floresta e de pastagem para toda a bacia.	59
4.4	Armazenamento médio de água no solo, desvio padrão e coeficiente de variação.	61
4.5	Comparação das médias de longo termo da evapotranspiração potencial (ET _o) e a evapotranspiração real (ET) simuladas na condição de floresta e de pastagem para toda a bacia.	61
4.6	Percentual de cada tipo de vegetação em cada década.	72
4.7	Interceptação média de longo período na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.	74
4.8	Evapotranspiração média de longo período para a Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.	77
4.9	Vazão média de longo período para a Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.	80
4.10	Vazão máxima para a sub-bacia SB7.	85
4.11	Vazão mensal mínima média para a Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.	87
4.12	Vazão Q ₉₅ para a Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.	90
A.1	Localização das sub-bacias analisadas na Bacia Hidrográfica do Paraná.	109
A.2	Percentual de desmatamento ou de reflorestamento ao longo das décadas em relação a década de 1940. O valor positivo indica desmatamento, enquanto o valor negativo indica reflorestamento	110

CAPÍTULO 1

Introdução

O ser humano está em constante evolução e modificando a paisagem do local onde vive. As necessidades inerentes ao crescimento populacional fizeram com que ocorresse um aumento de demandas para alimentação, moradia, energia, transporte, entre outras. Este aumento de demandas impulsionou um processo de substituição das vegetações naturais por outros usos. Estas modificações na paisagem podem ter impactos significativos sobre diversas variáveis ambientais, como na hidrologia local ou ainda regional.

Os efeitos dessas alterações sobre o regime hidrológico tem sido foco de discussões há décadas. O debate inicial sobre esses efeitos, basicamente especulativo, foi sendo substituído, no início do século XX, por estudos experimentais envolvendo alterações no tipo de vegetação que cobre o solo e as consequentes modificações no balanço hídrico (Andreássian, 2004). Com o passar do tempo, foi consolidada a técnica de avaliação de impactos da vegetação sobre o escoamento através de bacias experimentais. Este tipo de análise pode ser feito por meio de estudos de correlações, monitoramento de bacias hidrográficas ou ainda pela técnica das bacias pareadas. Esta última é uma das técnicas mais aceitas e empregadas pelo mundo, pois permite avaliar os impactos do desmatamento desconsiderando a interferência das variáveis climáticas e do solo.

Estes estudos experimentais foram repetidos em um grande número de bacias, em diferentes regiões do mundo, e hoje permitem responder razoavelmente bem às principais perguntas sobre o impacto do desmatamento ou reflorestamento em uma bacia hidrográfica. De um modo geral, os resultados experimentais mostram que reduções de áreas florestadas produzem incrementos na vazão, embora as magnitudes desses incrementos possam ser distintas (Bosch e Hewlett, 1982; Bruijnzeel, 1990). No entanto, a maioria desses resultados está baseada em estudos em bacias experimentais pequenas (área inferior a 1km^2). Grandes bacias, com área superior a 10 mil km^2 , tendem a apresentar um mosaico de diferentes usos e práticas, com heterogeneidades na geologia, na topografia e no solo. Isto, somado às variabilidades espaciais e temporais de clima não garante que as respostas hidrológicas em grandes bacias serão idênticas às de pequenas bacias (Wilk *et al.*, 2001).

Em grandes áreas, onde as mudanças de uso da terra podem não ocorrer em toda a extensão da bacia, esses estudos tornam-se possíveis com o uso de modelos hidrológicos distribuídos

de base física. Esses modelos buscam representar matematicamente os processos hidrológicos superficiais e subsuperficiais, transformando precipitação em vazão. A simulação numérica pode ser entendida como uma extensão do campo experimental, uma vez que necessita das observações de campo para criação dos modelos, para sua calibração e verificação. A modelagem pode se tornar ao mesmo tempo mais flexível e mais rigorosa em relação ao delineamento experimental permitindo mecanismos de interpretação, além de fornecer resultados imediatos e com menor custo (Li *et al.*, 2007). Os modelos distribuídos que envolvem uma descrição de base física da geração de escoamento e dos efeitos de diferentes usos da terra são ferramentas amplas para responder questões sobre os efeitos dessas mudanças nos processos hidrológicos, de erosão e de transporte de constituintes da água (Eckhardt *et al.*, 2003).

Ao longo dos anos a paisagem brasileira foi sendo alterada. As florestas, o cerrado, o pampa deram lugar ao cultivo agrícola, à pecuária, ao desenvolvimento econômico, à expansão das cidades, às rodovias, etc. Os cenários de desmatamento no Brasil são amplos, abrangendo áreas e bacias hidrográficas de grandes escalas. Atualmente, existem poucos estudos envolvendo os impactos das mudanças de uso da terra em bacias de grande escala e não existe uma metodologia usual para isto. Neste sentido, espera-se verificar se com as ferramentas e tecnologia atual é possível representar as mudanças de uso da terra em bacias de grande escala. Assim, busca-se expandir os estudos sobre alteração no regime hidrológico devido a mudanças de uso da terra.

1.1 Objetivos da pesquisa

O objetivo deste trabalho consiste em avaliar uma metodologia para analisar o impacto das mudanças de uso da terra, com ênfase ao desmatamento, sobre o regime hidrológico em bacias hidrográficas de grande escala. Esta avaliação é realizada por meio de simulação, utilizando um modelo hidrológico distribuído.

Para desenvolver este trabalho são seguidas as seguintes etapas:

- Verificar a sensibilidade do modelo hidrológico à mudanças de uso da terra;
- Avaliar o impacto das alterações na vegetação sobre as vazões, a evapotranspiração e a interceptação;
- Identificar o papel da variabilidade temporal da vegetação em vazões não estacionárias, na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná;

- Verificar as projeções baseadas no uso do modelo hidrológico com os resultados experimentais.

1.2 Organização do estudo

O presente trabalho está organizado em seis capítulos. No Capítulo 1 é apresentada a justificativa, os objetivos e a organização geral do trabalho. O referencial teórico compõe o Capítulo 2, em que se apresentam e se discutem alguns aspectos sobre as relações entre a vegetação e o ciclo hidrológico, assim como trabalhos com estudos experimentais e com o uso de modelos hidrológicos na área da pesquisa. O Capítulo 3 apresenta a sequência metodológica do trabalho, bem como as características do modelo hidrológico utilizado no estudo (MGB-IPH). Neste capítulo também são apresentados alguns mapas que caracterizam as mudanças de usos da terra no Brasil ao longo das décadas, que foram utilizados como base para as alterações de vegetação simuladas no presente trabalho. O Capítulo 4 aborda os resultados obtidos no trabalho. As conclusões são apresentadas no Capítulo 5. Por último são sugeridos alguns trabalhos futuros (Capítulo 6), as referências bibliográficas, os apêndices e os anexos.

Impactos da cobertura vegetal no regime hidrológico

Os efeitos das alterações do uso da terra, principalmente do desmatamento, sobre as variáveis hidrológicas tem chamado a atenção de muitos pesquisadores. Estas modificações motivaram muitos estudos que, de certa forma, buscaram elucidar esta relação, vegetação versus processos hidrológicos. Apesar de parte desta relação já estar bem consolidada, ainda existem muitas dúvidas do papel da vegetação na produção de água, em termos quantitativos e qualitativos.

2.1 Papel da vegetação no regime hidrológico de uma bacia hidrográfica

Muitos processos hidrológicos que compõem o balanço hídrico estão fortemente relacionados com a vegetação. No entanto, na literatura são encontrados alguns trabalhos contraditórios no que tange a relação da vegetação com o ciclo hidrológico. Existe um paradoxo relacionado a influência do desmatamento sobre a precipitação. Trabalhos envolvendo simulação numérica têm indicado que desmatamentos de grande escala causariam reduções na precipitação (Shukla e Mintz, 1982; Sellers-Henderson e Gornitz, 1984; Shukla *et al.*, 1990; Avissar e Werth, 2005; Coe *et al.*, 2009; Nobre *et al.*, 2009; Spracklen *et al.*, 2012). Já os estudos de Negri *et al.* (2004) indicam que a precipitação em áreas desmatadas seriam maiores do que em áreas florestadas. Este incremento poderia ser associado ao aumento da temperatura nas regiões desmatadas, que promove a ascensão do ar e acaba extraindo o ar úmido das florestas adjacentes, implicando na ocorrência de chuvas convectivas (Aragão, 2012). Outro trabalho, como o de Calder (1998) sugere ainda, que associar as florestas ao aumento da precipitação seria um mito. Este tipo de resultado foi obtido por Wangcheng (1983), que não detectou alterações na precipitação devido ao desmatamento de cerca de 29% da área de uma bacia com aproximadamente 34 mil km^2 , na China. Ou seja, ainda não existe um consenso sobre os efeitos das alterações da vegetação sobre a precipitação. Mas referindo-se às demais parcelas do balanço hídrico, que são descritas a seguir, já existem, de certa forma, relações mais elucidadas.

Os processos como interceptação, evaporação e transpiração são fortemente influenciados

pelo tipo de cobertura da terra. Na interceptação ocorre significativa influência da vegetação, pois parte da água da chuva fica retida nas folhas, nos caules e nos troncos das árvores. Esses passam a funcionar como superfícies evaporativas, permitindo à água retornar a atmosfera por evaporação. No processo de evaporação a água líquida é convertida em vapor e transferida para a atmosfera. Este processo depende de características climáticas, como radiação solar, temperatura do ar, umidade do ar e velocidade do vento. A evaporação ocorre em locais chamados de superfícies evaporativas, como lagos, rios, pavimentos, solos e vegetação úmida. Além dos fatores climáticos, quando a superfície de evaporação está na altura do solo, o grau de sombreamento das copas da vegetação e a quantidade de água disponível afetam a taxa de evaporação. Segundo Allen *et al.* (1998), quando o solo está bem suprido de água, o processo de evaporação é determinado por condições meteorológicas, no entanto se o fornecimento for escasso e a habilidade do solo de conduzir umidade para a superfície é reduzida, a água contida na superfície do solo seca. Sendo assim, nessas condições, a disponibilidade limitada de água passa a controlar o processo de evaporação.

O processo de transpiração, dentre as parcelas do balanço hídrico, é o que está mais diretamente associado à vegetação. A transpiração consiste na vaporização da água líquida contida no tecido das plantas e sua remoção para a atmosfera. A água, juntamente com nutrientes, é conduzida pelas raízes e transportada pela planta. A sua vaporização ocorre nas folhas e é controlada pela abertura dos estômatos (Allen *et al.*, 1998). De acordo com Allen *et al.* (1998) quase toda a água conduzida pelas raízes é perdida por transpiração e somente uma fração mínima é usada pela planta.

A taxa de transpiração é influenciada por características como o conteúdo de água no solo e sua capacidade de conduzir água para as raízes das plantas, as características das plantas, os aspectos ambientais e as práticas de cultivo (Allen *et al.*, 1998), quando houver. Além disso, a transpiração também depende de fatores climáticos, que por sua vez são influenciados pela vegetação. As florestas absorvem uma maior radiação de onda curta e refletem menos que vegetações de baixo porte ou solo, logo a retirada destas provoca um aumento do albedo, além de produzir maiores flutuações de temperatura e déficit de tensão de vapor das superfícies das áreas desmatadas (Bruijnzeel, 1990; Tucci e Clarke, 1996, 1997).

Normalmente os processos de evaporação e de transpiração são considerados simultâneos e de difícil separação, por isso ambos são unidos em um processo chamado de evapotranspiração.

O fracionamento da evapotranspiração, segundo Allen *et al.* (1998), em evaporação e transpiração depende da quantidade de radiação solar que atinge o solo. Essa quantidade diminui com o crescimento da vegetação. Quando a vegetação é pequena a água é predominantemente perdida por evaporação, mas quando a planta está grande e bem desenvolvida, cobrindo a su-

perfície do solo, a perda passa a ser principalmente devido a transpiração, como pode ser visto na Figura 2.1. Essa diferença ocorre, não apenas em relação à idade da planta, mas também em relação a espécies com tamanhos diferentes, uma vez que em regiões florestadas a perda de água do solo por evaporação é menor, pois essa isola a superfície do solo da ação da radiação e do vento (Hewlett, 1982). Outro ponto importante a ser considerado no balanço hídrico é que a transpiração em florestas, em geral, é maior do que em vegetações menores, pois seu sistema de raízes é mais profundo e, conseqüentemente tem um maior acesso à água que está no solo (Calder, 1998; Chang, 2006).

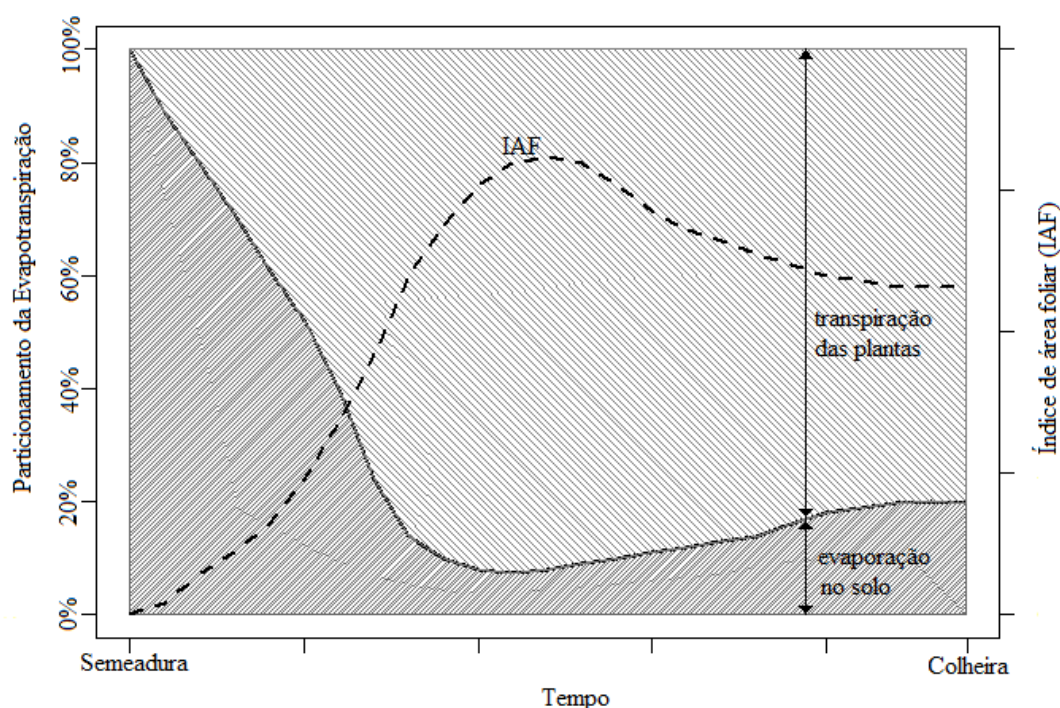


Figura 2.1 Particionamento da evapotranspiração em evaporação e transpiração no período do crescimento de uma cultura anual. FONTE: (Allen *et al.*, 1998) (Tradução livre)

No entanto, para Savenije (2004) essa união da evaporação com a transpiração seria um equívoco. Savenije (2004) argumenta que ao combinar diferentes processos, como evaporação da interceptação, transpiração, evaporação do solo e de espelhos d'água, desconsidera-se que estes processos ocorrem em diferentes escalas temporais, tempos de ocorrência, características físicas, *feedbacks* climáticos e condições de isótopos. Assim, Savenije (2004) sugere que a interceptação (evaporação da interceptação) seja estimada separadamente, sem a necessidade de combinar com a transpiração, e que seja utilizado apenas o termo evaporação.

Conhecer o equilíbrio do balanço hídrico ajuda a prever implicações do reflorestamento (Zhang *et al.*, 2007) e do desmatamento nas bacias hidrográficas e fornece uma base para

a tomada de decisão em relação a gestão de bacias hidrográficas. Assim, as alterações no regime hidrológico devido às mudanças na cobertura vegetal será visto com mais detalhes na seção a seguir, onde serão apresentados os impactos relacionados às vazões, à precipitação, à evapotranspiração, ao solo, às zonas ripárias e à escala da bacia.

2.2 Alterações no regime hidrológico devido às mudanças na cobertura vegetal

Ao longo dos anos, muitos estudos foram realizados para entender quais as alterações no regime hidrológico de uma bacia hidrográfica devido às mudanças na cobertura vegetal. A grande maioria desses estudos está baseada no monitoramento de pequenas bacias experimentais. Os estudos experimentais envolvendo bacias hidrográficas podem ser classificados em três principais tipos: estudos de correlação, estudos em uma única bacia e metodologia das bacias pareadas (McCulloch e Robinson, 1993).

2.2.1 Classificação das bacias experimentais

Estudos de correlações

Os estudos de correlações são feitos através da análise e comparação de vazões de diferentes bacias. Nestes estudos são selecionadas bacias com características similares, exceto pelo tipo de vegetação ou outra variável que se deseja analisar (McCulloch e Robinson, 1993). No entanto, um grande limitador para este tipo de estudo é assumir que as diferenças de tratamento (ou na cobertura vegetal) representam a maioria das diferenças observadas (Eisenbies *et al.*, 2007). Isto se deve a variabilidade espacial das bacias, que podem apresentar diferentes solos, geologia, relevo, distribuição de precipitação, entre outros.

Estudos em uma única bacia

Nos estudos envolvendo uma única bacia experimental o comportamento da vazão da bacia é monitorado um período antes e um depois da mudança do tipo de vegetação. O monitoramento anterior à mudança de vegetação, ou pré-tratamento, também é chamado de calibração. Nesta fase são realizados estudos estatísticos na vazão, que são utilizados para realizar previsões de vazões para o período pós-tratamento. Assim, a vazão monitorada no período pós-tratamento é comparada com a previsão de vazão baseada no período pré-tratamento. Desta maneira, são

minimizados os problemas relacionados às diferenças entre as bacias, que são encontrados nos estudos de correlações. No entanto, um dos limitadores para este tipo de análise é que as condições climáticas no período pré-tratamento e pós-tratamento podem ter diferenças significativas, interferindo assim nos resultados (McCulloch e Robinson, 1993; Eisenbies *et al.*, 2007). Ou seja, neste caso o limitador é a variabilidade temporal.

Metodologia das bacias pareadas

Em 1928, Bates e Henry (1928) perceberam a necessidade de provas experimentais para as questões acerca das influências da vegetação sobre as águas. Para eles não era suficiente saber se há influência e sim saber como ela ocorre, em que época, em que condições de clima, de solo e de topografia, além de entender as variações entre diferentes tipos de florestas. Para responder a essas questões, os autores monitoraram durante 15 anos duas bacias hidrográficas nas proximidades de Wagon Wheel Gap, uma região montanhosa no estado do Colorado, Estados Unidos da América (EUA). Para Hibbert (1967), Hewlett (1982), Bosch e Hewlett (1982) e Andreássian (2004) essa foi a primeira vez que a metodologia de bacias pareadas era utilizada.

Na metodologia das bacias pareadas duas bacias adjacentes com características físicas semelhantes e mesma vegetação são monitoradas por um determinado período, chamado de calibração ou pré-tratamento (Figuras 2.2(a) e 2.2(b)). Após isso, em uma das bacias é aplicado o tratamento (Figura 2.2(d)), ou seja, ocorre uma alteração no uso da terra, em toda ou em parte da bacia, enquanto a outra permanece inalterada (Figura 2.2(c)). Este processo é seguido por um novo período de monitoramento, para verificar se houve ou não alguma alteração relacionada ao tratamento aplicado. Nas fases de monitoramento são medidas as principais variáveis do ciclo hidrológico: precipitação, escoamento e, se possível, evapotranspiração e armazenamento de água no solo. Para determinar mudanças no volume total anual de água é utilizada a regressão linear simples. Para isso é obtida uma equação de regressão entre a vazão média das duas bacias no período de calibração (Figura 2.3(a)). Essa equação é utilizada para prever o volume de água que iria ocorrer na bacia tratada na ausência do tratamento. A diferença entre o valor previsto e o valor medido na bacia corresponde a alteração na quantidade total de água (Figura 2.3(b)).

A existência de uma bacia controle permite que a variabilidade climática seja considerada na análise, sendo assim as alterações na quantidade de água podem ser atribuídas à mudança da vegetação. O estudo de bacias pareadas pode ser dividido em quatro tipos de tratamento: (i) reflorestamento; (ii) rebrota; (iii) desmatamento e (iv) conversão de florestas (Best *et al.*, 2003). A análise sazonal das mudanças no volume de água também é possível em bacias

pareadas através do uso de dados mensais, porém, segundo Best *et al.* (2003), isso é menos comum.

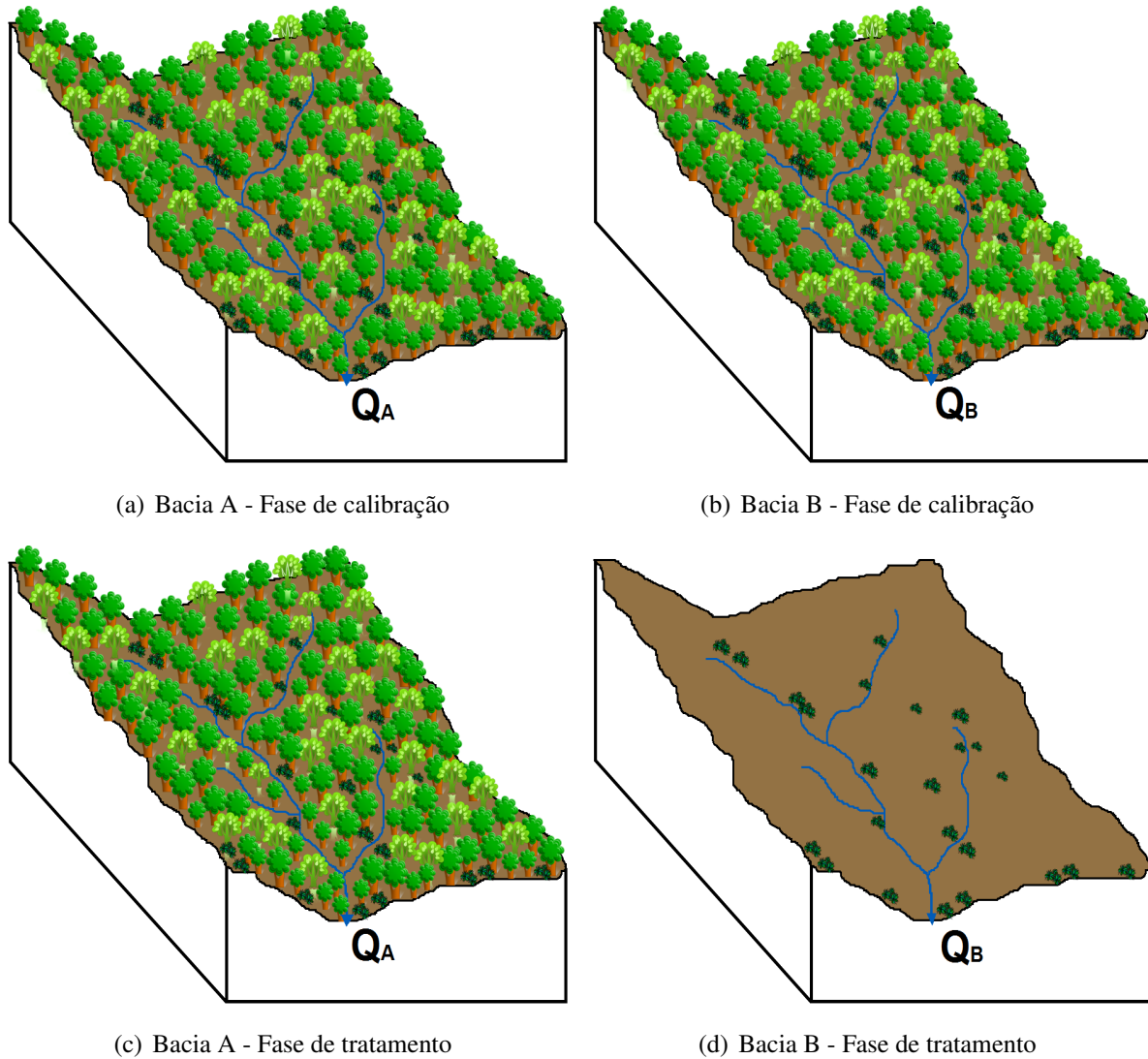


Figura 2.2 Esboço da metodologia das bacias pareadas. Em 2.2(a) e 2.2(b) são monitoradas as duas bacias (A e B), período de calibração. Na fase seguinte é aplicado o tratamento em uma das bacias, 2.2(c) e 2.2(d).

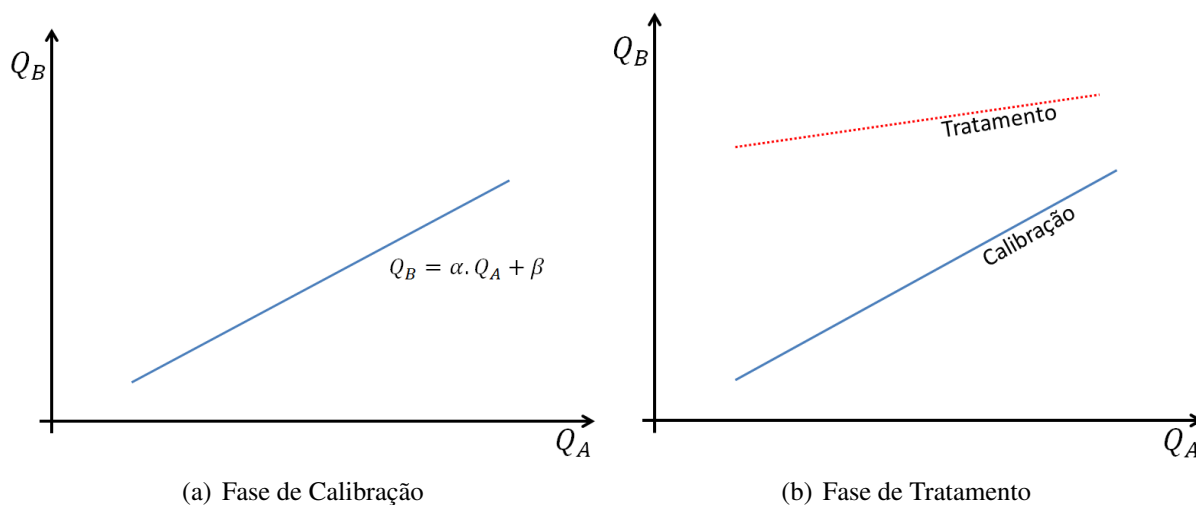


Figura 2.3 Em 2.3(a) é apresentada a relação entre as bacias A e B no período de calibração, enquanto em 2.3(b) apresenta a relação entre as duas bacias no período de tratamento.

2.2.2 Impacto das alterações na cobertura vegetal

2.2.2.1 Impactos na vazão

Vazão média

Na década de 1930, com a implantação de estudos em bacias hidrográficas em locais como a Floresta Experimental San Dimas (*San Dimas Experimental Forest*) na Califórnia, EUA (Dunn *et al.*, 1988) e pelo Laboratório Hidrológico de Coweeta (*Coweeta Hydrologic Laboratory*) na Carolina do Norte, EUA (Hooover, 1944; Swank e Crossley Jr, 1988) ocorreu uma expansão das pesquisas relacionadas a gestão de bacias hidrográficas. Esta expansão permitiu que alguns trabalhos fossem dedicados a reunir os resultados experimentais desenvolvidos pelo mundo buscando relações entre os resultados que pudessem explicá-los de forma coletiva.

Um dos primeiros trabalhos neste sentido foi feito por Hibbert (1967). Em um universo de 39 bacias hidrográficas, com áreas de drenagem entre 0,02 e 2.000 km², o referido autor sintetizou os resultados da seguinte forma: (i) reduções nas florestas produzem aumentos na quantidade de água; (ii) substituir uma área de vegetação escassa por uma cobertura florestal provoca uma diminuição na quantidade de água; (iii) as respostas ao tratamento são altamente variáveis e, na maioria, imprevisíveis.

Essas observações ficam mais evidentes no estudo elaborado por Bosch e Hewlett (1982), que incorporaram 55 novas bacias experimentais às analisadas por Hibbert (1967). De um modo geral, este trabalho tornou-se uma referência nos estudos dos impactos das mudanças de

uso da terra no escoamento médio.

No trabalho de Bosch e Hewlett (1982) os resultados foram apresentados na forma de tabelas e gráficos, em que são identificadas relações entre porcentagem da área da bacia com vegetação alterada (desmatamento ou reflorestamento) com a alteração da vazão média de longo termo (aumento ou redução) (ver Figura 2.4). Nesta figura, os impactos do desmatamento são considerados semelhantes aos do reflorestamento, apesar de ocorrerem em sentidos opostos. Pode-se observar a grande dispersão nos resultados oriundos de estudos experimentais, mas, sobretudo, um aumento da vazão em consequência do aumento da área desmatada na bacia. Esta variabilidade pode ser associada ao fato dos experimentos terem sido realizados em diferentes locais, com diferenças no clima, nas características de solo e nos tipos de vegetação.

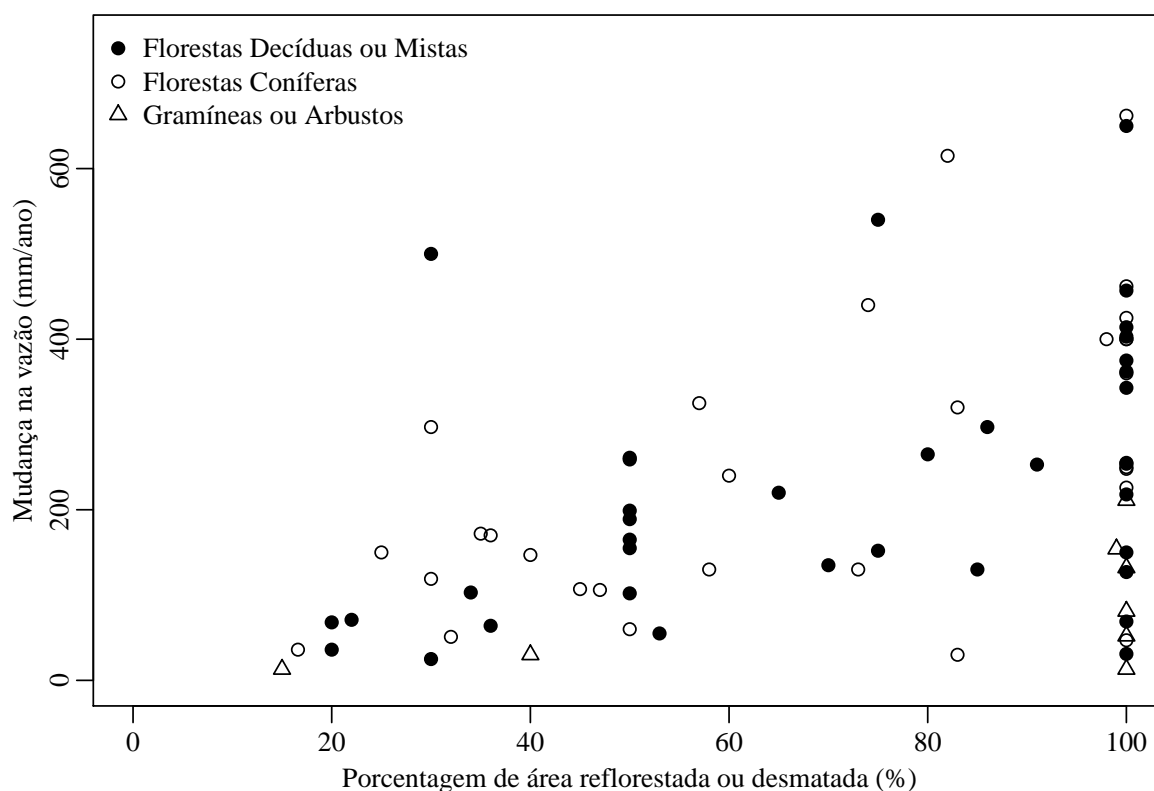


Figura 2.4 Mudanças na vazão anual média em função das mudanças na cobertura da terra. FONTE: Gráfico feito a partir de dados disponíveis em Bosch e Hewlett (1982) e Andreássian (2004). Os detalhes de cada experimento utilizado na elaboração deste gráfico podem ser vistos nos anexos dos referidos artigos.

Deste conjunto de estudos que compõe o gráfico apresentado por Bosch e Hewlett (1982)

(reproduzido na Figura 2.4), 75% das bacias possuem área inferior a 1 km². Além disso, apenas 15 bacias são de experimentos com reflorestamento, nas demais a mudança na cobertura da terra refere-se a cenários de desmatamentos. O número superior de estudos envolvendo cenários de desmatamentos poderia ser atribuído ao elevado tempo de monitoramento necessário para acompanhar cenários de reflorestamentos, enquanto que em cenários de desmatamentos as alterações seriam verificadas mais rapidamente.

Apesar da dispersão nos resultados, algumas inferências foram feitas por Bosch e Hewlett (1982) em relação a magnitude das alterações na vazão. Os referidos autores destacaram que a interferência da vegetação sobre as águas é alterada em função das características das plantas, ou seja, ocorre um decréscimo da influência na seguinte ordem: florestas coníferas, vegetação lenhosa decídua, capoeiras e pastagens. A magnitude média da interferência de florestas de coníferas e de eucaliptos, para uma alteração em 10% na cobertura florestal, é em média de 40 mm.ano⁻¹ na vazão de longo termo, enquanto que para vegetação lenhosa decídua é de aproximadamente 25 mm.ano⁻¹ e para capoeiras ou pastagens é de aproximadamente 10 mm.ano⁻¹. Então para 100% de desmatamento em uma bacia teríamos alteração na vazão de: 100 mm.ano⁻¹ para capoeiras, 250 mm.ano⁻¹ para vegetação decídua e 400 mm.ano⁻¹ para florestas de coníferas e eucaliptos.

Os estudos experimentais apresentados limitaram-se a alterações na cobertura vegetal acima de 20% da área da bacia. Isto se deve ao fato de alterações na água proveniente de reduções inferiores a 20% da área florestada serem de difícil percepção utilizando métodos hidrométricos, devido as incertezas na medição (Bosch e Hewlett, 1982).

Essa faixa de alteração, entre 9 e 28%, foi acrescentada posteriormente por Trimble *et al.* (1987), por meio do estudo de séries históricas de vazão e de precipitação em 10 bacias hidrográficas (áreas entre 2.800 e 19.500 km²). A tendência ao aumento da vazão de longo termo em função do aumento do percentual de área de vegetação alterado fica ainda mais evidente com o ajuste de dados, feito por Trimble *et al.* (1987), através de uma análise de regressão, em que obteve um coeficiente de determinação (r^2) de 0,5 e um erro padrão de 89 mm (Figura 2.5)

A equação de regressão proposta por Trimble *et al.* (1987) é $y = 3,26 \times x$, onde y é o aumento ou redução da vazão média de longo termo (em mm.ano⁻¹) e x é o percentual da bacia com vegetação alterada. Esta equação permite estimar, de forma preliminar, o aumento de vazão média em uma bacia a partir do conhecimento do percentual de área desmatada. Por exemplo, considerando uma bacia inteiramente coberta por florestas, um desmatamento em 40% da sua área de drenagem terá como consequência um incremento do escoamento anual de, aproximadamente, 130 mm. Entretanto, esta estimativa tem um erro da ordem de 89 mm, segundo Trimble *et al.* (1987). Em outras palavras, o erro da estimativa é muito próximo do

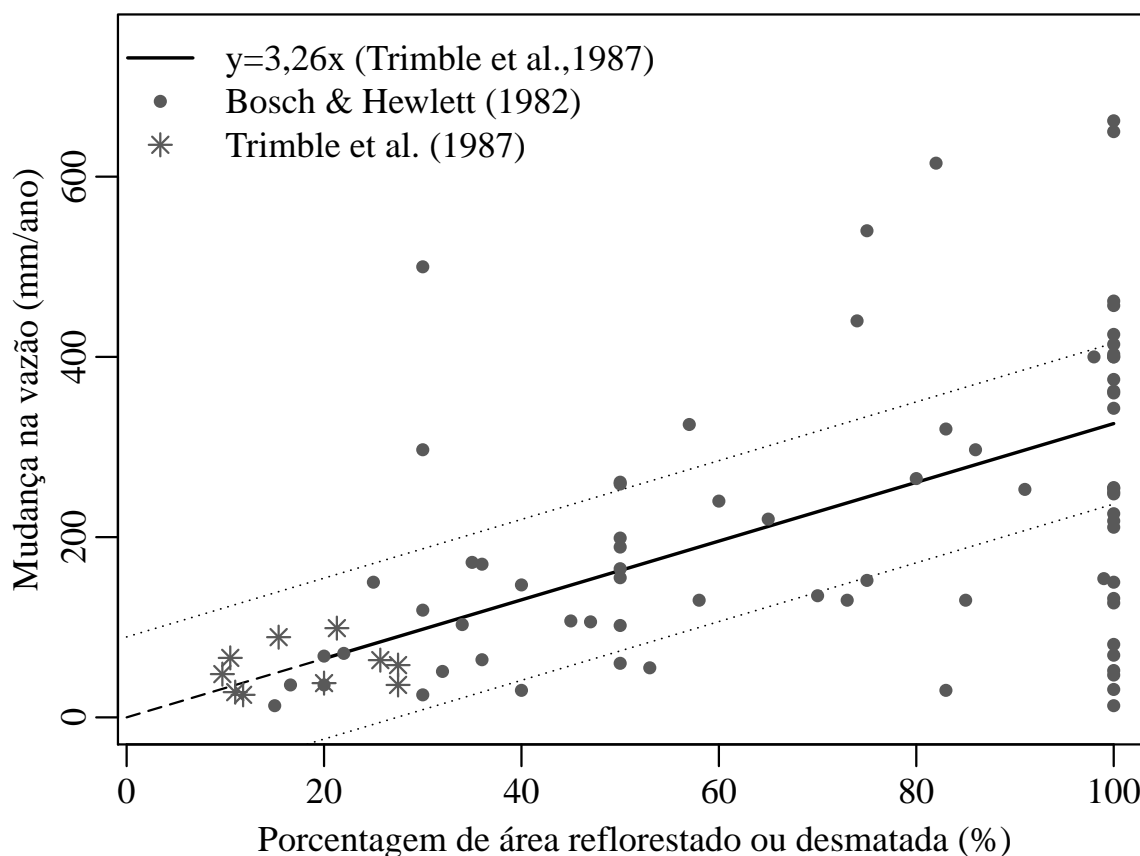


Figura 2.5 Mudanças da área florestada versus alterações na produção de água. FONTE: Dados de Bosch e Hewlett (1982) e de Trimble *et al.* (1987).

próprio valor que se deseja estimar.

Na literatura são encontrados muitos estudos de casos em bacias experimentais que mostram incrementos na vazão devido a desmatamentos e reduções devido a reflorestamentos (Schneider e Ayer, 1961; McGuinness e Harrold, 1971; Swank e Douglass, 1974; Swank *et al.*, 1988; Malmer, 1992; Smith, 1992; Yao *et al.*, 2012; Cui e Wei, 2012; Zhao *et al.*, 2012), alguns destacando o declínio do incremento da vazão devido a rebrota da vegetação após o desmatamento (Cornish, 1993; Hornbeck *et al.*, 1993; Jayasuriya *et al.*, 1993; Ruprecht e Stoneman, 1993; Stoneman, 1993), e outros mostrando que os impactos causados por cenários envolvendo florestas exóticas pode ser mais expressivo que com florestas nativas (Swank e Miner, 1968; Zhang *et al.*, 2007; Little *et al.*, 2009; Locatelli e Vignola, 2009).

Com o grande número de trabalhos experimentais desenvolvidos pelo mundo e, de certa forma, inspirados em melhorar e estender as discussões gerais obtidos por Bosch e Hewlett

(1982), novos trabalhos foram feitos com vastas revisões de literatura, que reuniram novos conjuntos de estudos experimentais, a fim de entender os efeitos da vegetação sobre a hidrologia (Bruijnzeel, 1990; Stednick, 1996; Sahin e Hall, 1996; Andreássian, 2004; Brown *et al.*, 2005; Zhang *et al.*, 2007). De um modo geral, as conclusões foram semelhantes às apresentadas em Hibbert (1967) e em Bosch e Hewlett (1982).

As avaliações experimentais dos impactos hidrológicos de mudanças de vegetação permitem ter um razoável grau de conhecimento sobre estes impactos. Fatores como mudanças no índice de área foliar, na profundidade das raízes, na altura média da vegetação, entre outros interferem, principalmente, no processo de evapotranspiração, ou seja, a evapotranspiração das florestas é maior do que a de outros tipos de vegetação, por esse motivo o desmatamento provoca um aumento da vazão média e o reflorestamento uma diminuição. Qualitativamente os resultados experimentais em diferentes locais são relativamente coerentes. Do ponto de vista quantitativo, entretanto, existe uma grande variação entre as bacias. Apesar disso, os resultados em diferentes bacias do mundo podem ser sintetizados na forma de gráficos e equações de regressão, que representam o comportamento médio esperado.

Vazão máxima

Alterações nas vazões máximas podem produzir impactos econômicos e sociais. Há muitos anos tem-se estudado os impactos das mudanças na vegetação sobre as vazões máximas, no entanto o maior foco das pesquisas tem sido no sentido de avaliar as alterações nas vazões médias. De acordo com Eisenbies *et al.* (2007), esta perda de ênfase nas vazões máximas não ocorre por perda de interesse no assunto, mas sim pela sua complexidade.

Nas discussões apresentadas por Andreássian (2004) e Eisenbies *et al.* (2007) fica mais evidente essa complexidade envolvendo alterações na vegetação e seus efeitos sobre a vazão máxima, onde incrementos, reduções e ainda efeitos nulos nas vazões máximas foram apontadas devido à desmatamentos. Isto mostra que os impactos sobre as vazões máximas são muito mais variáveis do que sobre as vazões médias.

O impacto do reflorestamento sobre as vazões máximas pode ser dito leve ou insignificante (McGuinness e Harrold, 1971), mas produz uma atenuação na vazão de pico para pequenos eventos (Robinson *et al.*, 1991). Já o desmatamento produz um aumento nas cheias de pequeno tempo de retorno, mas não afeta substancialmente as cheias de grande tempo de retorno (Tucci e Clarke, 1997; Beschta *et al.*, 2000; Andreássian, 2004), onde os impactos das alterações podem ser considerados similares à magnitude das incertezas inerentes às medições das vazões de pico e da metodologia das bacias pareadas (Beschta *et al.*, 2000). Além disso, para Troendle e King (1985), nos 30 anos de dados analisados da bacia experimental de *Fool Creek*

nos Estados Unidos, os resultados mostraram incrementos não apenas na vazão de pico, mas também no volume da cheia. No entanto, esses impactos não foram verificados em Swank e Crossley Jr (1988), na região fisiográfica *Appalachian Highlands* (Montes Apalaches) nos Estados Unidos.

O impacto do desmatamento nas vazões máximas poderia ser associado ao papel das florestas no ciclo hidrológico. As florestas apresentam um maior armazenamento de água no dossel e a uma maior permeabilidade e profundidade do solo, principalmente devido aos detritos depositados. A explicação para o fato, de que em bacias florestadas a redução na vazão de pico ocorrer mais para pequenos eventos do que para grandes eventos de chuva, poderia ser devido a capacidade de interceptação ser limitada (Robinson *et al.*, 1991), assim como a energia disponível para evapotranspiração. Além disso, os impactos seriam mais significativos na escala local do que na escala regional. Em escalas maiores, onde as alterações ocorram em diferentes fases e sub-bacias, ou ainda em apenas parte da bacia, os efeitos nas vazões de pico ficam diluídos (Robinson *et al.*, 2003).

De um modo geral, os estudos mostram que o reflorestamento reduz as vazões de pico. Já o desmatamento produz um aumento nas vazões de pico, principalmente para eventos de pequeno tempo de retorno. No entanto, quantitativamente esses efeitos seriam menores do que o esperado.

Vazão mínima

As vazões mínimas, ou baixas, são importantes em virtude do fato de que ocorrem quando a água está menos disponível e muitas vezes em maior demanda, ou seja, durante os períodos secos (Zhang *et al.*, 2007). As vazões mínimas são necessárias para assegurar o suprimento de demandas d'água para uso doméstico e industrial, para manter o padrão de qualidade da água dos rios, principalmente devido ao lançamento de efluentes, proteção de habitats aquáticos, além de garantir a recreação e a navegação (Johnson, 1998).

As alterações na paisagem, como o desmatamento e o reflorestamento, podem produzir alterações nas vazões mínimas dos rios. Cenários em que bacias foram totalmente ou parcialmente reflorestadas resultaram em uma redução nas vazões mínimas (McGuinness e Harrold, 1971; Robinson *et al.*, 1991; Scott e Lesch, 1997; Zhang *et al.*, 2007), além do número de dias sem ou com baixa vazão terem aumentado (Lane *et al.*, 2005; Zhang *et al.*, 2007). Já para situações de desmatamento ocorrem incrementos nas vazões mínimas (Swank e Crossley Jr, 1988; Zhao *et al.*, 2012).

O desmatamento de bacias sob clima seco gera pequenos aumentos percentuais nas vazões altas e grandes aumentos percentuais nas vazões baixas, enquanto o reflorestamento de bacias

sob clima úmido resulta em reduções percentuais pequenas e constantes em todos os percentis de vazão (Zhao *et al.*, 2012).

Assim como nas vazões máximas, nas vazões mínimas os efeitos foram mais significativos na escala local, sendo que na escala regional os impactos seriam menores (Robinson *et al.*, 2003).

De um modo geral, os resultados experimentais apresentam uma mesma tendência para as vazões mínimas que a apresentada para as vazões médias em relação aos efeitos da mudança de vegetação, ou seja desmatamentos implicam em incrementos nas vazões mínimas, enquanto reflorestamentos em reduções.

2.2.2.2 Impactos relacionados a outras variáveis

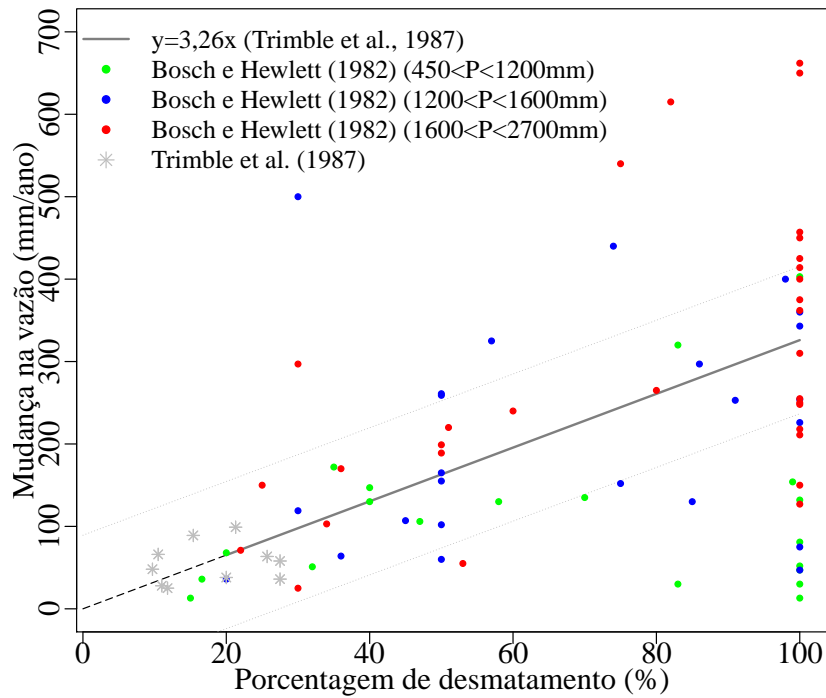
Precipitação

Um grande número de trabalhos experimentais foram reunidos por Bosch e Hewlett (1982) e discutidos coletivamente em relação ao percentual de desmatamento e a alteração na produção de água da bacia, já apresentado de forma mais detalhada no Item 2.2.2.1. No entanto, esses dados foram gerados em diferentes bacias pelo mundo, com características diferentes umas das outras, o que pode, de certa forma, explicar a grande variabilidade nos resultados (que pode ser visto na Figura 2.5 e apresentam desvio padrão igual a 160,5 mm e coeficiente de variação de 0,72).

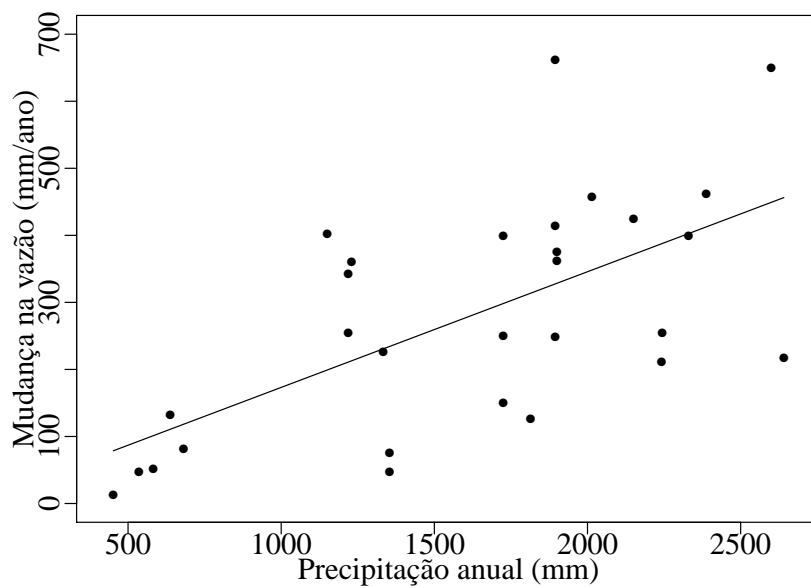
Uma das variáveis a ser considerada como fonte desta variabilidade é a precipitação, que afeta a quantidade e a distribuição da água que entra na bacia hidrográfica e está fortemente relacionada a vazão gerada.

Considerando esta variável pode-se observar que os maiores impactos ocorrem nas bacias com maior precipitação média anual (Figura 2.6(a)). Para verificar a relação entre a precipitação média anual e a alteração no escoamento anual médio na bacia foi realizada uma análise de regressão linear. Para isso foram escolhidas, entre os estudos disponíveis em Bosch e Hewlett (1982), apenas as bacias que tiveram 100% de sua área com mudança de uso da terra. A correlação obtida entre a precipitação (P) e a alteração na vazão (ΔQ) foi de 0,63 com ajuste por regressão linear simples dado por $\Delta Q = 0,17 \times P + 0,69$. Pode-se observar que a magnitude da alteração no escoamento anual médio também aumenta com o aumento da precipitação (Figura 2.6(b)).

A mudança de uso da terra, como o desmatamento, está diretamente relacionado às alterações de características como albedo, altura da vegetação, resistência estomática ou superficial, capacidade de interceptação, entre outras. Estas variáveis estão intimamente relacionadas aos



(a) Desmatamento vs Vazão



(b) Precipitação vs Vazão.

Figura 2.6 Mudanças na produção de água versus a precipitação anual. Na Figura 2.6(a) são apresentados os dados de vazão e percentual de desmatamento do artigo de Bosch e Hewlett (1982) separados em diferentes grupos: grupo verde com precipitação variando de 450 a 1200 mm e valor médio de 756 mm; grupo azul com precipitação no intervalo de 1200 e 1600 mm e valor médio de 1365 mm; grupo vermelho com valores de precipitação entre 1600 e 2700 mm e média de 2101 mm. Na Figura 2.6(b) os dados foram obtidos no artigo de Bosch e Hewlett (1982) para bacias em que ocorreram alterações de vegetação em 100% da área da bacia. A correlação entre a precipitação (P) e a alteração na vazão (ΔQ) é de 0,63 com ajuste por regressão linear simples dado por $\Delta Q = 0,17 \times P + 0,69$. FONTE: Dados de Bosch e Hewlett (1982).

processos como evaporação e transpiração. Ou seja, em cenários de desmatamentos tem-se uma redução da evapotranspiração, enquanto que em cenários de reflorestamentos tem-se um aumento (Rodríguez, 2011). Essas modificações produzem alterações no balanço hídrico, que podem, quando ocorrem em grandes escalas, ter consequências na circulação atmosférica, como comentado anteriormente no Item 2.1.

Evapotranspiração

A superfície terrestre influencia e é influenciada pela atmosfera através de trocas de energia, de água, entre outros constituintes atmosféricos. A evapotranspiração está fortemente condicionado à disponibilidade de energia, ao processo de circulação atmosférica que regula a precipitação, à umidade do ar e do solo e ao tipo de vegetação (Shuttleworth, 2012).

A evapotranspiração pode ser estimada através da equação de Penman-Monteith, do balanço hídrico em bacias hidrográficas, da depleção de umidade no solo, de tanques de evaporação, de lisímetros, do balanço de energia através da razão de Bowen, do monitoramento de vórtices turbulentos, de cintilômetros e de sensoriamento remoto (Ruhoff, 2011).

A seguir são apresentados alguns trabalhos que mostram estimativas para a evapotranspiração, utilizando modelos ou extrapolações de dados, em regiões de floresta e de campo. Em região de floresta tropical, Shuttleworth (1988), estimou uma evapotranspiração de $3,66 \text{ mm.dia}^{-1}$ utilizando uma combinação de medição de campo e método de extrapolação; Ruhoff (2011) estimou uma evapotranspiração de $3,70 \text{ mm.dia}^{-1}$, utilizando um algoritmo de balanço de energia entre a superfície e a atmosfera (SEBAL), e de $3,10$ a $3,54 \text{ mm.dia}^{-1}$, utilizando o algoritmo de evapotranspiração global MOD16; e (Rodríguez, 2011) estimou uma evapotranspiração de $3,39 \text{ mm.dia}^{-1}$, utilizando a equação de Penman-Monteith. Já para o uso da terra pastagem, Ruhoff (2011) estimou valores de $3,30 \text{ mm.dia}^{-1}$, utilizando o SEBAL, e entre $3,16$ a $3,63 \text{ mm.dia}^{-1}$, utilizando o MOD16; e Rodríguez (2011) estimou de $2,70 \text{ mm.dia}^{-1}$. Os valores estimados por Rodríguez (2011) mostram que a evapotranspiração é maior em áreas florestadas do que em áreas de pastagem, enquanto que em Ruhoff (2011) esta diferença não é evidente.

Através do monitoramento utilizando torres de fluxo, do Experimento de Larga-Escala da Biosfera e Atmosfera da Amazônia (LBA) (Davidson e Artaxo, 2004; Keller *et al.*, 2004), em sítios localizados em regiões tropicais, tem sido obtido valores para a evapotranspiração em diferentes usos da terra. Para o sítio localizado na Floresta Nacional do Tapajós (K83), próximo ao km 83 da rodovia Santarém-Cuiabá, a evapotranspiração média registrada foi de cerca de $3,56 \text{ mm.dia}^{-1}$, com $3,96 \text{ mm.dia}^{-1}$ na estação seca e $3,18 \text{ mm.dia}^{-1}$ na estação úmida (Rocha *et al.*, 2004). Na floresta pertencente a reserva Biológica do Jaru (RJ), Rondônia, a

evapotranspiração média obtida por torre de fluxo é de cerca de $2,60 \text{ mm.dia}^{-1}$ (von Randow *et al.*, 2004; Ruhoff, 2011). Já no sítio com uso predominante de pastagem, localizado na Fazenda Nossa Senhora (FNS), em Ouro Preto do Oeste em Rondônia, a evapotranspiração média registrada foi de cerca de $2,11 \text{ mm.dia}^{-1}$ (von Randow *et al.*, 2004; Ruhoff, 2011).

No sítio localizado na Ilha do Bananal (BAN), em Tocantins, caracterizada pela vegetação cerrado e cerradão, com inundação sazonal, a evapotranspiração média verificada através de torres de fluxo foi de $3,70 \text{ mm.dia}^{-1}$, na estação seca, e de $4,10 \text{ mm.dia}^{-1}$, na estação úmida. No período seco, apesar do aumento na radiação, na temperatura do ar e no déficit de pressão de vapor, a evapotranspiração registrada foi inferior a do período úmido, no qual a área fica inundada. Isto indica que a evaporação da água em superfície livre tem forte influência sobre as trocas de energia (Borma *et al.*, 2009).

Comparando os sítios K83 e RJA com o sítio FNS observa-se que a evapotranspiração em florestas é superior a de pastagem. Já em relação ao sítio BAN, este apresenta uma taxa maior de evapotranspiração. No entanto, o sítio BAN difere-se dos demais por apresentar inundação sazonal com alta taxa de evaporação.

Em geral, a relação encontrada na literatura entre a evapotranspiração e a vegetação é coerente com os resultados observados em sítios experimentais, isto é, de que o desmatamento produz uma diminuição na evapotranspiração. Esta redução na evapotranspiração pode ser atribuída às alterações ocorridas em parâmetros, como albedo e altura média da vegetação. Além disso, ao promover a retirada de florestas reduz-se a capacidade de interceptação, logo de volume de água evaporada, e a profundidade das raízes.

Solos

O movimento da água através do perfil do solo pode ser influenciado por condições da superfície como tipo de vegetação, práticas de manejo, rugosidade, presença de crostas ou rachaduras, temperatura superficial, declividade e propriedades químicas. Essas condições afetam a velocidade do fluxo superficial e a habilidade da água entrar no solo (Chang, 2006). Além disso, características como estrutura e textura do solo, conteúdo de matéria orgânica (Chang, 2006; Wang *et al.*, 2013), quantidade de vazios, estratificação do solo, profundidade do lençol freático e sistema radicular afetam a capacidade de retenção de água (Chang, 2006).

O sistema radicular da grande maioria das plantas está localizado na zona não saturada do solo, pois o ar é necessário para o crescimento e funcionamento das raízes (Hewlett, 1982). A absorção de água pelas raízes das plantas e a forma como ocorre tem sido alvo de estudos, pois essas podem funcionar como condutoras e promover um equilíbrio hídrico no solo. Caldwell *et al.* (1998) utilizou o termo "elevador hidráulico" para descrever o processo de movimento

da água de camadas do solo relativamente mais úmidas e profundas para camadas mais secas e rasas, processo esse que utiliza o sistema radicular das plantas como condutor. De acordo com o autor, isto ocorre durante períodos em que cessa a transpiração das plantas, geralmente a noite. Sendo assim, a água liberada pelas raízes nas camadas superiores do solo durante a noite é então absorvida durante o dia para transpiração.

O processo reverso do descrito anteriormente foi verificado por Burgess *et al.* (1998). De acordo com os pesquisadores, quando as camadas superficiais do solo estão úmidas, como logo após uma chuva, a água passa a ser transportada pelas raízes de horizontes superficiais para os mais profundos. Para Burgess *et al.* (1998), esse processo ocorre para facilitar o crescimento das raízes em solos mais secos e modificar a disponibilidade de água. Inicialmente os pesquisadores acreditavam que a redistribuição hidráulica ocorria apenas em espécies características de regiões áridas e semi-áridas, no entanto estudos recentes tem mostrado que esta redistribuição não é restrita a esses ambientes (Caldwell *et al.*, 1998). Esse tipo de redistribuição foi verificado em regiões com florestas tropicais por Oliveira *et al.* (2005).

Além disso, regiões florestadas teriam uma maior permeabilidade devido a fatores como deterioração de raízes, presença de microrganismos e de pequenos animais, que criam micro e macro-poros no solo, redução da densidade do solo devido a presença de matéria orgânica, além da transpiração das plantas reduzirem a umidade no solo (Chang, 2006) e também devido ao fato de que a energia de queda da chuva é absorvida em regiões florestadas, permitindo que a água penetre no solo (Hewlett, 1982). A redução de umidade devido a transpiração foi verificada em regiões semi-áridas, quando áreas normalmente utilizadas para a agricultura foram substituídas por pastagens, matagais ou florestas (Yang *et al.*, 2012).

Áreas florestadas que passam a ser utilizadas para outros usos, como agricultura, pastagens, silvicultura, pecuária ou ainda para recreação, podem apresentar uma compactação maior do solo. Isto se deve, principalmente, ao manejo inadequado, pela excessiva utilização de máquinas agrícolas, pelo excesso de animais de grande porte, entre outros. Com a interrupção das atividades pode ocorrer uma rápida recuperação do solo, mas a capacidade de infiltração não retornará ao original (Hewlett, 1982).

Além das diferenças físicas produzidas por diferentes tipos de vegetação no solo, algumas características químicas do solo também devem ser consideradas. Características como salinidade, acidez ou alcalinidade, sodicidade, entre outras podem influenciar no desenvolvimento do sistema radicular das plantas. Já a alteração de vegetação como o desmatamento e o consequente incremento na produção de água na bacia pode promover a salinização do solo. O efeito reverso também é observado, ou seja, o reflorestamento e a consequente redução na produção de água pode, ao longo do tempo, atenuar a salinização promovida pelo desmatamento (Zhang *et al.*, 2007).

Zonas ripárias

As zonas ripárias estão intimamente relacionadas aos cursos d'águas, fazendo a interface entre o ambiente terrestre e aquático (Bren, 1993). Os limites destas áreas são difíceis de serem demarcados, mas pode-se dizer que suas bordas se estendem sobre a planície de inundação (Gregory *et al.*, 1991). A comunidade ripária possui um papel importante no contexto das bacias hidrográficas, mesmo que a área ocupada pela mesma seja pequena em relação à área total da bacia.

A vegetação em regiões ripárias é caracterizada pela presença de plantas com sistema de raízes muito próximo ao lençol subterrâneo e que requerem água regularmente (Bren, 1993; Brooks *et al.*, 2013). A Figura 2.7 mostra de forma bem simplificada a localização das zonas ripárias e o acesso que as plantas possuem, através de suas raízes, ao lençol subterrâneo e, conseqüentemente, a água na sua forma livre.

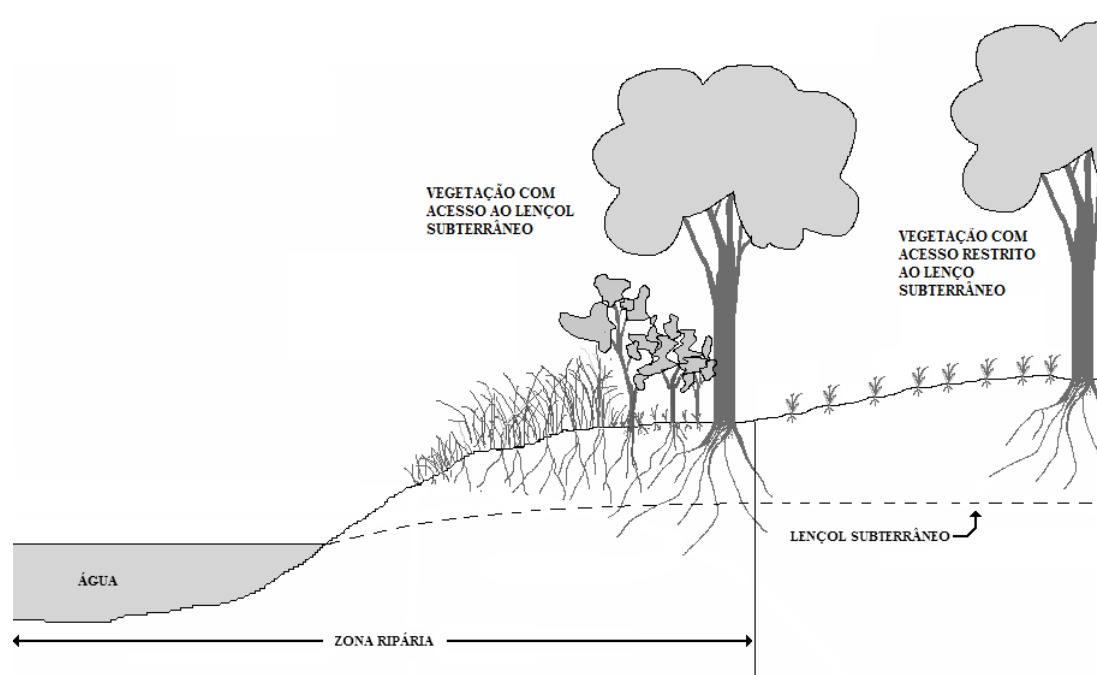


Figura 2.7 Figura que ilustra as zonas ripárias e o acesso da vegetação ao lençol subterrâneo.

As zonas ripárias são encontradas tanto em regiões secas quanto úmidas e possuem espécies adaptadas à proximidade do lençol subterrâneo, consumindo grandes quantidades de água (Brooks *et al.*, 2013). Vegetações ripárias, em especial as florestas ripárias, possuem taxa de evapotranspiração próximas à taxa de evapotranspiração potencial (Tabacchi *et al.*, 2000).

Um dos primeiros trabalhos experimentais que avaliou os efeitos da remoção da vegetação ripária sobre a produção de água foi o de Dunford e Fletcher (1947). Este trabalho foi desen-

volvido na Floresta Experimental de Coweeta (*Coweeta Experimental Forest*), área de estudo número seis, na Carolina do Norte, EUA. Os autores verificaram incrementos significativos na produção de água devido ao desmatamento de áreas adjacentes ao rio. Resultados similares também foram encontrados por Prinsloo e Scott (1999) e Scott (1999), enquanto Smith (1992) encontrou reduções na produção de água devido ao reflorestamento das zonas ripárias. Alguns resultados experimentais foram discutidos coletivamente em Salemi *et al.* (2012). Os referidos autores mostram que os efeitos das mudanças na vegetação ripária produzem alterações na produção de água, com incrementos devido ao desmatamento e reduções devido ao reflorestamento.

Apesar dos resultados terem um comportamento geral semelhante ao encontrado em estudo considerando a mudança de vegetação em outras áreas da bacia (como visto no Item 2.2.2.1), Smith (1992) e Scott (1999) destacam que estas alterações são mais expressivas quando a alteração de vegetação é feita na zona ripária. Este tipo de resultado pode estar associado ao fato de que, mesmo em época de escassez de água, florestas ripárias continuariam a apresentar altas taxas de transpiração, pela proximidade entre o sistema de raízes e o lençol subterrâneo.

Escala da bacia

A grande maioria dos estudos envolvendo mudanças de uso da terra foi realizado em pequenas bacias experimentais (Bosch e Hewlett, 1982). O estudo em bacias maiores, normalmente, são feitos pela análises de séries históricas (Trimble *et al.*, 1987), ou utilizando modelos hidrológicos de base física.

Grandes bacias tendem a ser um mosaico de diferentes usos, com heterogeneidade na geologia, topografia e solo (Wilk *et al.*, 2001). Somado a isto, ainda deve-se considerar que em grandes escalas tem-se uma variabilidade espacial e temporal da precipitação e de outras variáveis climáticas importantes nos processos hidrológicos.

Em estudos com pequenas bacias, tradicionalmente, as alterações são mais súbitas (Andreásson, 2004). Já em escalas maiores, segundo Rodriguez *et al.* (2010), as respostas das bacias às mudanças de uso levariam algum tempo para serem sentidas. Além disso, os autores sugerem que existem diversos efeitos não lineares relacionados a heterogeneidade superficial, que seria uma fonte de incertezas em relação aos impactos hidrológicos das mudanças de uso, uma vez que esse processo não linear ainda não seria bem esclarecido.

Efeitos do reflorestamento, como o surgimento de dias com fluxo zero (vazão zero), seriam, de acordo com Zhang *et al.* (2007), mais propensos de ocorrer em pequenas bacias, uma vez que em grandes bacias a vazão é mantida por diversas sub-bacias, onde nem todas estariam suscetíveis a completa arborização. No entanto, considerar este tipo de cenário drástico em

bacias de grande escala, com um completo reflorestamento ou um completo desmatamento, não seriam viáveis por meio de estudos em bacias experimentais. Sendo assim, em bacias de grande escala a simulação hidrológica torna-se uma importante ferramenta de avaliação.

2.3 Uso de modelos hidrológicos na avaliação dos impactos das mudanças na vegetação sobre a vazão

O estudo em bacias hidrográficas experimentais, em particular a metodologia das bacias pareadas, demanda muitos anos de monitoramento e se restringe a pesquisas em pequenas áreas. Nesse sentido, os modelos hidrológicos tem se tornado uma importante ferramenta para avaliar os efeitos das alterações de uso da terra, podendo ser aplicado em pequenas bacias (ex. Hernandez *et al.* (2000)), de modo alternativo a metodologia das bacias pareadas, mas de fundamental importância na viabilização de estudos de mudanças de uso da terra em grandes bacias hidrográficas. Com a aplicação de modelos hidrológicos, podem ser explorados cenários hipotéticos (Bultot *et al.*, 1990; Li *et al.*, 2007) ou avaliar situações reais de modificações de uso da terra (Bhaduri *et al.*, 2000; Miller *et al.*, 2002; Rodriguez, 2011).

O desenvolvimento de modelos hidrológicos avançou muito desde a década de 60, quando ocorreu uma revolução digital que possibilitou a integração de diferentes componentes do ciclo hidrológico e simulação de quase toda a bacia hidrográfica (Singh e Woolhiser, 2002). Muitos softwares têm sido disponibilizados para o pré e pós-processamento dos modelos hidrológicos, o que inclui sistemas de informação geográfica e ferramentas de análises de sensibilidade e de incertezas (Döll *et al.*, 2008). Atualmente existem centenas de modelos disponíveis, o que torna a escolha um processo difícil, que requer parcimônia entre a complexidade do modelo, a sua capacidade e a sua robustez (Eisenbies *et al.*, 2007).

Para analisar o impacto da mudança da vegetação em bacias maiores, ou seja, áreas na escala de alguns milhares de km^2 até todo o globo (Döll *et al.*, 2008), onde, em geral, a mudança do uso da terra não ocorre em toda a área da bacia, normalmente são utilizados os modelos hidrológicos de base física. Atualmente existem vários modelos hidrológicos disponíveis, aos quais se atribui a capacidade de representar impactos de mudanças de uso da terra e vegetação (por exemplo: DGEMs - *Dynamic Global Ecosystem Model* (Kucharik *et al.*, 2000), SWAT-G - *Soil Water Assessment Tool* modificado (Eckhardt *et al.*, 2002), MGB - *Modelo de Grandes Bacias* (Collischonn *et al.*, 2007), DICASM - *Distributed Catchment Scale Model* (Ragab e Bromley, 2010), SWAT - *Soil Water Assessment Tool* (Neitsch *et al.*, 2011)).

Uma das primeiras etapas no uso de um modelo hidrológico, para avaliação de impactos de mudanças de vegetação, deveria ser uma análise da sensibilidade do modelo aos parâme-

tros relacionados à vegetação (Collischonn, 2001; Oudin *et al.*, 2008; Caram, 2010; Siebert e McDonnell, 2010), e uma avaliação da capacidade deste modelo de representar os impactos em uma ou mais bacias experimentais, ou que passaram por um processo histórico de desmatamento (Rodríguez, 2011). Cabe destacar o trabalho realizado por Oudin *et al.* (2008), em que várias equações do balanço hídrico (ou modelos) foram testados em relação a sensibilidade aos parâmetros relacionados à vegetação. Esses modelos foram aplicados em 1508 bacias hidrográficas. De um modo geral, os autores perceberam melhorias globais na eficiência dos modelos quando inseridos mais graus de liberdade às equações originais, mas não uma contribuição significativa relacionada à cobertura da terra.

A seguir são apresentadas algumas aplicações de modelos hidrológicos para análise dos impactos das mudanças de uso da terra no regime hidrológico de bacias hidrográficas. Os resultados obtidos em diferentes regiões, aplicando diferentes modelos, são muitas vezes divergentes (Wilk *et al.*, 2001; Miller *et al.*, 2002; Mishra *et al.*, 2010; Caram, 2010; Rodríguez, 2011; Montenegro e Ragab, 2012).

Alguns modelos como o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) e o *KINematic Runoff and EROsion* (KINEROS) foram avaliados em relação a respostas da bacia devido à alterações de uso da terra por Hernandez *et al.* (2000). Com base nesses resultados, Miller *et al.* (2002) utilizou os mesmos modelos na bacia do rio San Pedro, norte de Sonora no México e sudeste do Arizona, EUA. Os resultados mostram alterações no sentido do incremento da vazão devido as alterações na paisagem, com aumentos da área urbana, redução das florestas ou substituição das espécies, entre outros cenários. Outros trabalhos, que também utilizaram o modelo SWAT, encontraram tendências semelhantes na vazão devido a alterações de uso da terra (Govender e Everson, 2005; Heuvelmans *et al.*, 2005; Guo *et al.*, 2008; Li *et al.*, 2010; Ma *et al.*, 2010; Stehr *et al.*, 2010). O SWAT é um modelo de base física que considera diferentes unidades de respostas hidrológicas. Neste a evaporação da água do solo é função da evapotranspiração potencial e do índice de área foliar (IAF) e a transpiração é função linear das mesmas variáveis. O modelo SWAT oferece três equações diferentes para calcular a evapotranspiração potencial: Hargreaves, Priestley-Taylor e Penman-Monteith (Neitsch *et al.*, 2011).

Outro modelo que foi utilizado para avaliar os impactos das mudanças de uso da terra foi o modelo VIC (*Variable Infiltration Capacity model*). Este modelo possui uma base semi-física e é baseado no balanço hídrico e de energia. A vegetação é representada nos *grids* como um esquema de múltiplas coberturas da terra, em que os fluxos de água e energia são calculados para cada fração de vegetação. Os tipos de vegetação são caracterizados por parâmetros como IAF, fração de raízes, resistência superficial e alguns parâmetros biofísicos. Este modelo foi aplicado em Wisconsin, Estados Unidos, por Mishra *et al.* (2010). Os resultados mostram incrementos do escoamento superficial e da vazão de base e reduções na evapotranspiração de-

vido a conversão de florestas para uso agrícola. Já a conversão de florestas ou do uso agrícola para urbanização apresenta incremento no escoamento superficial e reduções na vazão de base e evapotranspiração. Estes resultados se mostram coerentes com os resultados experimentais em relação ao incremento no escoamento superficial e redução da evapotranspiração. No entanto, o incremento da vazão de base com o desmatamento diverge das teorias apresentadas por Chang (2006) de que regiões florestadas teriam uma maior permeabilidade no solo.

Já o modelo de grandes bacias, MGB-IPH, foi utilizado por Caram (2010), na região sudeste do Brasil, na bacia hidrográfica do rio Piracicaba, para avaliar os impactos das mudanças na vegetação no regime hidrológico da bacia entre os anos de 1972 e 2008. O MGB-IPH é um modelo distribuído de base física com parâmetros que caracterizam a vegetação, como albedo, IAF, altura da vegetação e resistência superficial, que são mais detalhados no Item 3.1.6. Uma versão modificada para este mesmo modelo foi utilizado por Rodriguez (2011), na bacia hidrográfica do rio Ji-Paraná, região norte do Brasil, na análise do impacto das mudanças históricas da vegetação na produção de água. Tanto Caram (2010) quanto Rodriguez (2011) detectaram que as mudanças de uso da terra tem influência sobre os processos de geração de escoamento, no sentido de incrementos na produção de água pela substituição de florestas por outros usos.

Efeitos semelhantes foram verificados por Montenegro e Ragab (2012), que utilizaram um modelo distribuído (DiCaSM) na bacia Tapacurá, na região nordeste do Brasil, para simular o impacto de cenários de emissão de gases do efeito estufa e de mudanças do uso da terra. No modelo DiCaSM é possível adotar até vinte diferentes usos da terra, sendo que os mesmos são caracterizados por parâmetros como albedo, altura da vegetação, IAF, profundidade das raízes, resistência superficial e de interceptação (Ragab e Bromley, 2010).

Os trabalhos de simulação apresentados até aqui apresentaram resultados coerentes com os obtidos em bacias experimentais. No entanto, esse tipo de alteração não foi verificada por Wilk *et al.* (2001), que não detectaram mudanças de tendências no padrão de precipitação, de vazão e de evapotranspiração em simulações com o modelo HBV, após uma redução da área de florestas de 80 para 27% em uma bacia de aproximadamente 12000 km², na região nordeste da Tailândia. Neste modelo a evapotranspiração atual é calculada como função da umidade do solo e da evapotranspiração potencial (calculada pela equação de Penman). Já o processo de interceptação nem sempre é considerado. Nestes casos, o modelo assume que a evapotranspiração potencial é 15% maior para áreas florestadas do que para áreas não florestadas (SMHI, 2012).

Diferente dos demais modelos citados, que são modelos distribuídos, Tekleab *et al.* (2013) aplicou um modelo concentrado na bacia do Rio Jedeb, afluente do rio Nilo Azul ao sul do lago Tana, na Etiópia. Este modelo foi proposto por Zhang *et al.* (2008). Tekleab *et al.* (2013) destaca que as abordagens metodológicas adotadas permitiram compreender como as práticas

agrícolas alteram as características diárias da vazão, além das vazões extremas e reduções na capacidade de retenção de umidade do solo. No entanto, os autores sugerem a aplicação de um modelo semi-distribuído que pudesse explicar as variações espaciais e temporais de variáveis como clima e vegetação.

Como pode ser observado, o uso de modelos matemáticos com descrição física dos processos hidrológicos viabiliza o estudo de uma gama de cenários de mudanças de uso da terra. No entanto, se reforça a necessidade de avaliar a sensibilidade dos modelos em relação aos parâmetros associados às mudanças de uso, de modo que as séries geradas reflitam os processos físicos reais que ocorrem na bacia hidrográfica.

Materiais e Métodos

A avaliação dos impactos das mudanças de uso da terra sobre a hidrologia de bacias de grande escala foi realizada por meio de simulação. Para isto, buscou-se um modelo distribuído parcimonioso, capaz de introduzir as mudanças de uso da terra, obtendo bons resultados sem um número extensivo de parâmetros.

Este trabalho foi realizado em duas etapas. A primeira etapa corresponde a uma avaliação de sensibilidade do modelo hidrológico à mudanças de usos da terra. A segunda etapa buscou avaliar os impactos das alterações de usos da terra no regime hidrológico em bacias de grande escala. Assim, almeja-se criar uma rotina metodológica que possa ser utilizada em estudos de mudanças de uso da terra por meio de simulação em bacias de grande escala.

A seguir são descritas as etapas do trabalho, assim como o modelo hidrológico escolhido para o estudo.

3.1 Modelo hidrológico escolhido para o estudo

O modelo de grandes bacias (MGB-IPH) foi escolhido para este trabalho por ser um modelo hidrológico distribuído, que foi concebido para simular processos hidrológicos em bacias de grande escala, descrevendo a distribuição espacial dos processos hidrológicos e a influência da vegetação nestas bacias. Trata-se de um modelo hidrológico distribuído, que, na versão atual, divide a bacia hidrográfica a ser representada em pequenas unidades denominadas minibacias (Fan, 2011). Cada uma das minibacias é dividida ainda em diferentes unidades de resposta hidrológica (URH), de acordo com os tipos de solo e de vegetação.

Os processos representados no MGB-IPH são: a interceptação, o balanço de água no solo, a evapotranspiração, os escoamentos superficiais, sub-superficiais e subterrâneos nas minibacias e o escoamento na rede de drenagem. Para utilização do modelo, a bacia hidrográfica deve ser dividida em minibacias. Às minibacias são atribuídas informações como: URH a que estão associadas, sem considerar sua localização na minibacia, mas sim seu percentual de área em cada minibacia; dados de precipitação, de temperatura do ar, de umidade relativa, de velocidade do vento, de insolação e de pressão atmosférica.

A seguir são descritos os processos representados no MGB-IPH. A descrição é feita de maneira mais detalhada no que se refere à representação dos processos de balanço de energia, evapotranspiração e interceptação; ou seja, os que estão mais diretamente relacionados com a vegetação. Considera-se que os processos de escoamento não são relevantes na representação de impactos de mudanças de vegetação. O detalhamento destes pode ser encontrado em publicações como Collischonn e Tucci (2001), Collischonn *et al.* (2007), Paiva (2009) e Fan (2011).

3.1.1 Balanço de radiação

No MGB-IPH a estimativa da radiação líquida disponível é obtida pelo balanço de energia na superfície da terra, que inclui a radiação de ondas curtas, a radiação de ondas longas e o fluxo de calor para o solo, dada por

$$RL_{i,j}^{t+1} = Rn_{i,j}^{t+1} + Rnl_i^{t+1} - G_i^{t+1}, \quad (3.1)$$

em que $RL_{i,j}$ é a radiação líquida [$MJ.m^{-2}.dia^{-1}$], $Rn_{i,j}$ é a radiação de ondas curtas líquida [$MJ.m^{-2}.dia^{-1}$], Rnl_i é a radiação de ondas longas líquida [$MJ.m^{-2}.dia^{-1}$] e G_i é o fluxo de calor para o solo [$MJ.m^{-2}.dia^{-1}$]. Os índices t , $t + 1$, i e j fazem referência ao início do intervalo de tempo, ao final do intervalo de tempo, à minibacia e à URH, respectivamente.

Como dado de entrada no modelo é utilizada a radiação de ondas curtas incidente sobre a superfície, que normalmente é obtida de forma indireta a partir da insolação (número de horas de sol por dia) medida em estações meteorológicas (Shuttleworth, 1993). Os valores medidos em estações são interpolados para as minibacias e para as URH utilizando a interpolação pelo método do vizinho mais próximo (equivalente aos polígonos de Thiessen). Sendo assim, pode-se estimar a radiação de ondas curtas líquida pela diferença entre a radiação incidente e a refletida, ou seja

$$Rn_{i,j}^{t+1} = R_{i,j}^{t+1} \times (1 - \alpha_{j,m}), \quad (3.2)$$

em que $R_{i,j}$ é a radiação de ondas curtas incidente no topo da atmosfera [$MJ.m^{-2}.dia^{-1}$] e $\alpha_{j,m}$ é o albedo correspondente a URH j e ao mês m do ano.

O albedo é o coeficiente de refletividade ou fração de radiação solar refletida ao atingir a superfície do solo ou de um corpo. O albedo varia com o ângulo de incidência da radiação e características como cor, conteúdo de umidade e rugosidade (Chang, 2006). A Tabela 3.1 apresenta valores médios para o albedo de algumas classes de cobertura vegetal.

Tabela 3.1 Valores do albedo médio diário para algumas classes de cobertura da terra.

Tipo de cobertura		Albedo [α]	Fonte
Água		0,08	(Shuttleworth, 1993)
	velho	0,20	(Shuttleworth, 1993)
Neve e gelo		0,45 – 0,70	(Chang, 2006)
	novo	0,80	(Shuttleworth, 1993)
		0,80 – 0,95	(Chang, 2006)
Florestas	Altas	0,11 – 0,16	(Shuttleworth, 1993)
	Amazônica	0,134	(Culf <i>et al.</i> , 1995)
	Coníferas	0,05 – 0,10	(Chang, 2006)
	Mistas	0,10 – 0,15	(Chang, 2006)
	Temperadas (madeira-de-lei)	0,15 – 0,20	(Chang, 2006)
		0,15 – 0,25	(Chang, 2006)
Cultivos agrícolas	Altos (ex. cana de açúcar)	0,15 – 0,20	(Shuttleworth, 1993)
	Baixos (ex. soja, trigo)	0,20 – 0,26	(Shuttleworth, 1993)
		0,20 – 0,26	(Shuttleworth, 1993)
Pastagens ou gramíneas	Tropicais (Amazônica)	0,18	(Culf <i>et al.</i> , 1995)
	Gramíneas alta	0,15 – 0,20	(Chang, 2006)
	Gramíneas baixas	0,15 – 0,25	(Chang, 2006)
Cerrado brasileiro	época úmida	0,13	(Miranda <i>et al.</i> , 1996)
	época seca	0,18	(Miranda <i>et al.</i> , 1996)
Solo	exposto úmido	0,10	(Shuttleworth, 1993)
	exposto seco	0,35	(Shuttleworth, 1993)
	argiloso	0,20 – 0,35	(Chang, 2006)
	arenoso	0,25 – 0,45	(Chang, 2006)

A radiação de ondas longas líquida depende da quantidade de energia emitida pela superfície terrestre e pela atmosfera. Geralmente, a superfície terrestre é mais quente que a atmosfera, gerando um balanço negativo de energia. Essa estimativa é dada, para intervalo de tempo diário, por (Shuttleworth, 1993):

$$Rn_l^{t+1} = -f_i^{t+1} \times \epsilon' \times \sigma(T_i^{t+1} + 273,2)^4, \quad (3.3)$$

em que f é um fator de correção de nebulosidade, função da razão entre a energia incidente na superfície (R) e a energia máxima incidente ($Rmax$) [$f_i^{t+1} = R_i^{t+1}/Rmax_i^{t+1}$]; ϵ' é a emissividade da superfície, dada por $\epsilon' = 0,34 \times 0,14\sqrt{e_d}$, em que e_d é a pressão parcial de vapor [kPa]; $\sigma = 4,903 \times 10^{-9} [MJ.m^{-2}K^{-4}.dia^{-1}]$ e T_i é a temperatura média do ar a 2 metros do solo [$^{\circ}C$].

O fluxo de calor para o solo tem como principal mecanismo a condução e, considerando valores médios diários, pode ser estimado por

$$G_i^{t+1} = 0,38 \times (T_i^{t+1} - T_i^t). \quad (3.4)$$

De acordo com a Equação 3.1 verifica-se que a energia líquida disponível para a evapotranspiração é maior quanto menor for o albedo. Considerando a influência do albedo, de forma isolada, a consequência do desmatamento é uma redução da evapotranspiração e um aumento do escoamento superficial, uma vez que o albedo das florestas é, em geral, menor do que o de vegetações de menor porte, como campos e pastagens. Isto está de acordo com os resultados experimentais em bacias pareadas.

3.1.2 Intercepção

No modelo MGB-IPH a intercepção, ou retenção da água da chuva pela vegetação, é simulada através de um reservatório cuja capacidade máxima depende da cobertura vegetal. A precipitação que atinge uma URH de uma minibacia é estimada por interpolação dos dados de postos pluviométricos próximos, a cada passo de tempo, utilizando a técnica de ponderação pelo inverso da distância. O volume máximo de água da chuva que é interceptada depende de um fator, que é a capacidade do reservatório de intercepção. A estimativa desse reservatório de intercepção é dada por

$$Smx_i = \beta \times IAF_{j,m}, \quad (3.5)$$

em que Smx_j é a capacidade do reservatório de intercepção da URH j ; β é o parâmetro de lâmina de intercepção e IAF_j é o índice de área foliar, que pode assumir diferentes valores para cada mês m do ano.

O IAF corresponde à relação entre a área foliar do dossel e a área projetada no solo. Esse conceito possui um significado físico, como a intercepção da radiação, e biológico, como as trocas gasosas (Jonckheere *et al.*, 2004). O IAF é um importante parâmetro de controle de muitos processos biofísicos entre a superfície e a atmosfera, como fotossíntese, intercepção de chuvas, transpiração (Pierce e Running, 1988; Chen e Cihlar, 1996), respiração, ciclo de carbono e nutrientes (Chen e Cihlar, 1996). O IAF da vegetação depende das espécies que o compõem, do estágio de desenvolvimento da vegetação, das condições que prevalecem no local, da sazonalidade e da prática de manejo (Jonckheere *et al.*, 2004). A Tabela 3.2 apresenta o valor do IAF para diversos tipo de vegetação encontrados na literatura.

Em aplicações anteriores do modelo MGB-IPH considerou-se $\beta = 0,2$, seguindo o valor adotado por Ubarana (1996) e Ludwig e Bremicker (2006). Entretanto, os valores interceptados estimados pelo modelo eram subestimados, quando comparados com os trabalhos de Vieira e Palmier (2006), de Cuartas *et al.* (2007) e de Sari (2011). Sendo assim, a fim de ajustar o tamanho do reservatório de intercepção, adotou-se neste trabalho $\beta = 0,4$.

Tabela 3.2 Valores para o IAF encontrados na literatura.

Tipo de cobertura		IAF	Fonte
Cerrado brasileiro	Estação úmida	1,0	(Miranda <i>et al.</i> , 1996)
	Estação seca	0,4	(Miranda <i>et al.</i> , 1996)
	Cerradão	1,89 – 2,32	(Bitencourt <i>et al.</i> , 2007)
	Campo cerrado	1,15 – 2,32	(Bitencourt <i>et al.</i> , 2007)
Pastagens		0,66 – 2,45	(Xavier e Vettorazzi, 2003)
		0,49 – 3,90	(Roberts <i>et al.</i> , 1996)
		2,0 ± 0,79	(Zanchi <i>et al.</i> , 2009)
		2,63 ± 0,77	(Caruzzo e Rocha, 2000)
Florestas	Decídua	4,97 ± 1,27	(Caruzzo e Rocha, 2000)
	Conífera	1,7 – 5,3	(Pierce e Running, 1988)
	Eucalipto	1,66 – 3,13	(Xavier e Vettorazzi, 2003)
	Mata Ciliar	1,71 – 4,9	(Xavier e Vettorazzi, 2003)
	Amazônica	4,63 – 6,1	(Roberts <i>et al.</i> , 1996)
Culturas anuais		2,97 – 9,6	(Honzák <i>et al.</i> , 1996)
	Soja irrigada	4,7 – 7,6	(Fontana <i>et al.</i> , 1992)
	Soja não irrigada	2,8 – 6,2	(Fontana <i>et al.</i> , 1992)
	Milho	1,26 – 3,07	(Xavier e Vettorazzi, 2003)
	Trigo	2,83 – 3,39	(Oviedo e Rudorff, 2000)
	Cana de açúcar	0,12 – 3,34	(Xavier e Vettorazzi, 2003)

O balanço hídrico do reservatório de interceptação no modelo é dado por:

$$S_{i,j}^{t+\frac{1}{2}} = \min(S_{i,j}^t + PC_i, S_{mxj}), \quad (3.6)$$

$$P_i = PC_i - (S_{i,j}^{t+\frac{1}{2}} - S_{i,j}^t), \quad (3.7)$$

$$S_{i,j}^{t+1} = S_{i,j}^{t+\frac{1}{2}} - EI_{i,j}, \quad \text{sendo} \quad EI_{i,j} = \min(S_{i,j}^{t+\frac{1}{2}}, EPI_{i,j}), \quad (3.8)$$

em que, $S_{i,j}$ é a lâmina de água interceptada [mm], PC_i é a precipitação no topo do dossel [mm], P_i é a precipitação que atinge o solo [mm], $EI_{i,j}$ é a evaporação real da lâmina interceptada [mm] e $EPI_{i,j}$ é a evaporação potencial da lâmina interceptada [mm]. A $EPI_{i,j}$ é estimada pela equação de Penman-Monteith com resistência superficial nula. Os índices t , $t + \frac{1}{2}$, i e j fazem referência ao início do intervalo de tempo, ao intervalo de tempo intermediário, à minibacia e à URH, respectivamente.

De acordo com a Equação 3.5, verifica-se que a interceptação da chuva é maior quando a vegetação tem um IAF maior. Em outras palavras, a interceptação da chuva em florestas é

maior do que em áreas de pastagem ou de agricultura. Considerando a influência deste parâmetro de forma isolada, a consequência do desmatamento é uma redução da interceptação e, por consequência, da evapotranspiração. Em decorrência disso ocorre um aumento do escoamento, o que está de acordo com os resultados experimentais em bacias pareadas.

3.1.3 Evapotranspiração

A evapotranspiração é estimada no MGB-IPH, para cada minibacia e URH, utilizando a equação de *Penman-Monteith*, dada por

$$E = \left(\frac{\Delta \times (R_L - G) + \rho_A \times c_p \times \frac{(e_s - e_d)}{r_a}}{\Delta + \gamma \times \left(1 + \frac{r_s}{r_a}\right)} \right) \times \left(\frac{1}{\lambda \times \rho_w} \right), \quad (3.9)$$

em que $E[m/s]$ é a evaporação da água; $\lambda[MJ.kg^{-1}]$ é o calor latente de vaporização; $\Delta[kPa.C^{-1}]$ é a taxa de variação da pressão de saturação do vapor; $R_L[MJ.m^{-2}.s^{-1}]$ é a radiação líquida na superfície; $G[MJ.m^{-2}.s^{-1}]$ é o fluxo de energia para o solo; $\rho_A[kg.m^{-3}]$ é a massa específica do ar; $\rho_w[kg.m^{-3}]$ é a massa específica da água; $c_p[MJ.kg^{-1}.C^{-1}]$ é o calor específico do ar úmido ($c_p = 1,013 \times 10^{-3}MJ.kg^{-1}.C^{-1}$); $e_s[kPa]$ é a pressão de saturação do vapor; $e_d[kPa]$ é a pressão do vapor; $\gamma[kPa.C^{-1}]$ é a constante psicrométrica ($\gamma = 0,66$); $r_s[s.m^{-1}]$ é a resistência superficial da vegetação e $r_a[s.m^{-1}]$ é a resistência aerodinâmica.

Este método de estimativa é baseado em uma rede de resistências, superficial e aerodinâmica, no qual se assume que toda a energia resultante do balanço de energia está disponível às plantas para a evapotranspiração.

A resistência superficial (r_s) é a resistência ao fluxo de umidade do solo para a atmosfera através das plantas. Esse fluxo de vapor (transpiração) é controlado pela abertura e pelo fechamento dos estômatos das plantas, isto é, uma resistência puramente fisiológica (Calder, 1993). De forma simplificada, pode-se dizer que o sistema solo-planta-atmosfera controla a absorção de água do solo através do gradiente de energia, ou gradiente de potencial de água, que é afetado pela pressão parcial de vapor d'água do sistema. O teor de água no solo e a capacidade do solo para conduzir a água para as raízes também determinam a taxa de transpiração (Allen *et al.*, 1998).

No modelo MGB-IPH, a r_s é dependente do conteúdo de umidade do solo, seguindo o modelo apresentado por Wigmosta (1994), ou seja

$$r_s = f \times r_{smin}, \quad (3.10)$$

em que r_{smin} é a resistência superficial mínima, que ocorre em condições de suprimento adequado de água no solo, e f é uma função, tal que a resistência possa ser corrigida devido ao déficit de umidade no solo:

$$\frac{1}{f} = 1 \quad \text{se} \quad W_{L,i,j} \leq W_{i,j}, \quad (3.11)$$

$$\frac{1}{f} = \frac{(W_{i,j}^t - W_{PMi,j})}{(W_{Li,j}^t - W_{PMi,j})} \quad \text{se} \quad W_{L,i,j} < W_{i,j}, \quad (3.12)$$

sendo $W_{i,j}$ [mm] o conteúdo de água no solo; $W_{Li,j}$ [mm] o limite de umidade do solo acima do qual não ocorrem restrições na evapotranspiração, no MGB-IPH definido como sendo igual a 50% do conteúdo máximo de umidade disponível no solo (W_m [mm]); e $W_{PMi,j}$ [mm] o ponto de murcha, sendo igual a 10% do W_m .

Alguns valores de resistência superficial mínima para diferentes classes de vegetação são apresentados na Tabela 3.3. Como podem ser observados, os valores citados na literatura para a r_{smin} variam em uma ampla faixa, o que dificulta a sua determinação para diferentes usos e coberturas da terra, uma vez que este está fortemente relacionado a fatores fisiológicos, a quantidade de água no solo e as condições ambientais, como disponibilidade de energia, vento, umidade e temperatura do ar (Allen *et al.*, 1998).

A taxa de transferência de vapor d'água a partir da superfície do solo ocorre por difusão turbulenta e, é controlada pela resistência aerodinâmica (Shuttleworth, 1993). Essa resistência é inversamente proporcional à velocidade do vento e muda com a altura da vegetação, sendo assim

$$r_{a,i,j} = \frac{\ln\left(\frac{z_u-d}{0,123 \times h}\right) \times \ln\left(\frac{z_e-d}{0,0123 \times h}\right)}{k^2 \times U}, \quad (3.13)$$

em que z_u [m] é a altura em que são realizadas as medições de velocidade do vento; z_e [m] é a altura em que são realizadas as medições de umidade relativa do ar; U [$m.s^{-1}$] é a velocidade do vento medido na altura z_u ; k é a constante de von Kármán (0,41[-]); h [m] é a altura média da cobertura vegetal e d é obtido tal que $d = 0,67 \times h$. Os valores adotados por Collischonn (2001) e Collischonn *et al.* (2007) para a altura média da cobertura vegetal podem ser vistos na Tabela 3.4.

De acordo com a Equação 3.13 verifica-se que, para uma mesma velocidade do vento, a resistência aerodinâmica é menor quando a vegetação tem uma altura média maior. Isto é,

Tabela 3.3 Valores de resistência superficial mínima ou em ótimas condições de umidade no solo de diferentes tipos de vegetação adotados ou estimados em trabalhos da literatura.

Tipos de cobertura	r_s	Fonte
Gramíneas	69 ¹	Shuttleworth (1993)
	40 ¹	Hough e Jones (1997)
	71	Todorovic (1999)
	40 - 80	Hough e Jones (1997)
	100 - 250	Bathurst <i>et al.</i> (2004)
Cultivos agrícolas	40	Hough e Jones (1997)
	70 - 700	Bathurst <i>et al.</i> (2004)
Pastagens	50 - 65	Bathurst <i>et al.</i> (2011)
Florestas	100 - 250	Bathurst <i>et al.</i> (2004)
	50 - 100	Bathurst <i>et al.</i> (2011)
Florestas Coníferas	70	Hough e Jones (1997)
Florestas Decíduas	80 - 180	Hough e Jones (1997)
Florestas de terra firme	70 - 160	Hough e Jones (1997)
Florestas Tropicais	125 ²	Granier <i>et al.</i> (1996)
Florestas de Eucaliptos	111 ³	Soares e Almeida (2001)
Solo exposto	100	Hough e Jones (1997)

¹grama idealizada na evapotranspiração de referência; ² condutância máxima estimada de 0,008 $m.s^{-1}$; ³condutância máxima estimada de 0,009 $m.s^{-1}$.

Tabela 3.4 Valores da altura da vegetação utilizadas pelo modelo MGB-IPH.

Tipo de cobertura	altura (m)
Floresta	10,00
Floresta amazônica	30,00
Cerrado	5,00
Pastagem amazônica	0,53
Campo, pastagem	0,50
Agricultura	0,50

FONTE: (Collischonn, 2001)

a resistência aerodinâmica de florestas é menor do que a resistência aerodinâmica das áreas de pastagem, ou agricultura, em que a altura média da vegetação é menor. Tomando por base apenas a influência deste parâmetro, a consequência do desmatamento é uma redução da evapotranspiração e o aumento do escoamento superficial, o que está de acordo com os resultados experimentais.

No modelo MGB-IPH a evapotranspiração é calculada em duas etapas. Na primeira etapa é obtida a evaporação da água interceptada. Para isso é calculada a evaporação potencial da lâmina interceptada (EPI), pela equação de *Penman-Monteith* considerando r_s igual a zero. Nesta etapa, o volume evaporado não pode ser superior ao interceptado, logo a evaporação real da lâmina interceptada (EI), assim como o balanço do reservatório de interceptação são

dados de acordo com o apresentado na Equação 3.8.

Na segunda etapa é calculada a evapotranspiração para cada tipo de vegetação. Inicialmente é obtida a demanda evaporativa (DE) restante, dada por

$$DE_{i,j} = \frac{(EPI_{i,j} - EI_{i,j})}{EPI_{i,j}}, \quad (3.14)$$

e depois é calculada a evapotranspiração para cada tipo de vegetação (E), isto é, utilizando o valor adequado de r_s . A evapotranspiração real (ER) é função da demanda evaporativa, logo

$$ER_{i,j} = DE_{i,j} \times E_{i,j}. \quad (3.15)$$

Assim, a evapotranspiração total passa a ser dada por

$$ET_{i,j} = EI_{i,j} + ER_{i,j}. \quad (3.16)$$

3.1.4 Balanço de água no solo

No modelo MGB-IPH o balanço de água no solo é realizado de maneira independente para cada bloco, utilizando suas características e seus parâmetros. Esse balanço é dado por

$$W_{i,j}^t = W_{i,j}^{t-1} + (P_{i,j} - ET_{i,j} - D_{Sup_{i,j}} - D_{Ssub_{i,j}} - D_{Sub_{i,j}} + D_{CAP_{i,j}}) \times \Delta t,$$

em que Δt [dia] é o intervalo de tempo; $W_{i,j}$ [mm] é a capacidade de armazenamento de água no solo (parâmetro calibrável); $P_{i,j}$ [mm.dia⁻¹] é a precipitação que atinge o solo; $ET_{i,j}$ [mm.dia⁻¹] é a evapotranspiração; $D_{Sup_{i,j}}$ [mm.dia⁻¹] é o volume gerado de escoamento superficial; $D_{Ssub_{i,j}}$ [mm.dia⁻¹] é o volume gerado de escoamento sub-superficial; $D_{Sub_{i,j}}$ [mm.dia⁻¹] é o volume gerado de escoamento subterrâneo, ou recarga do aquífero; $D_{CAP_{i,j}}$ [mm.dia⁻¹] é o fluxo ascendente do reservatório subterrâneo para a camada superficial do solo.

3.1.5 Escoamento superficial, sub-superficial e subterrâneo

A geração do escoamento superficial no modelo MGB-IPH está detalhada na abordagem ARNO (Todini, 1996), em que o escoamento superficial é gerado por um processo Dunneano. A seguir estão descritas as formulações utilizadas pelo modelo MGB-IPH para o escoamento superficial, sub-superficial e subterrâneo.

A água gerada em cada minibacia escoar até atingir a rede de drenagem, havendo um re-

tardo e um amortecimento de acordo com a minibacia. Este escoamento ocorre de três formas: superficial, sub-superficial e subterrâneo; que se propagam independentemente através de reservatórios lineares.

Estes escoamentos são oriundos do volume de água produzido em cada URH, tal que:

$$V_{Sup_i}^t = V_{Sup_i}^{t-1} + \Delta t \times \sum_j \Delta D_{Sup_i,j},$$

$$V_{Ssup_i}^t = V_{Ssup_i}^{t-1} + \Delta t \times \sum_j \Delta D_{Ssup_i,j},$$

$$V_{Sub_i}^t = V_{Sub_i}^{t-1} + \Delta t \times \sum_j \Delta D_{Sub_i,j},$$

em que V_{Sup} , V_{Ssup} e V_{Sub} [m^3] correspondem aos volumes nos reservatórios superficial, sub-superficial e subterrâneos em cada minibacia i .

Cada volume armazenado é propagado através do reservatório linear, com correspondente tempo de retardo, tal que a vazão gerada em cada minibacia é dada pela soma das vazões superficial, sub-superficial e subterrânea:

$$Q_i = Q_{sup_i} + Q_{int_i} + Q_{bas_i},$$

em que Q_i [$m^3 \cdot s^{-1}$] é a vazão de saída da minibacia; Q_{sup_i} [$m^3 \cdot s^{-1}$] é a vazão de saída do reservatório superficial; Q_{int_i} [$m^3 \cdot s^{-1}$] é a vazão de saída do reservatório sub-superficial e Q_{bas_i} [$m^3 \cdot s^{-1}$] é a vazão de saída do reservatório subterrâneo.

3.1.6 Escoamento na rede de drenagem

A vazão de saída das minibacias é encaminhada à rede de drenagem, onde ocorre a propagação de vazão pelo método de *Muskingum-Cunge* (conforme descrito em Tucci (2002)) ou pelo modelo hidrodinâmico unidimensional completo (Paiva, 2009). A propagação é baseada no uso das equações de *Saint-Venant*, compostas pela equação da conservação da massa, Equação 3.17, e pela equação de quantidade de movimento, Equação 3.18 (Fread, 1993).

$$\frac{\partial(A \times V)}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} - q = 0, \quad (3.17)$$

$$\frac{\partial V}{\partial t} + V \times \frac{\partial V}{\partial x} + g \left[\left(\frac{\partial y}{\partial x} - S_0 \right) + S_f \right] = 0, \quad (3.18)$$

sendo $x[m]$ a distância ao longo do eixo longitudinal do trecho; $t[s]$ o tempo; $A[m^2]$ a área da seção transversal; $V[m.s^{-1}]$ a velocidade; $q[m^3.s^{-1}]$ o fluxo lateral distribuído ao longo do trecho; $y[m]$ a profundidade da água; $S_0[m.m^{-1}]$ a declividade do leito do rio; $S_f[m.m^{-1}]$ a declividade de atrito e $g[m.s^2]$ a aceleração da gravidade.

3.2 Análise de sensibilidade do modelo hidrológico MGB-IPH

Para avaliar a sensibilidade do modelo escolhido à mudanças de usos da terra foram realizadas simulações em situações hipotéticas e sem calibração do modelo. Como não houve calibração do modelo, os parâmetros que normalmente são calibrados (W_m , b , K_{bas} , K_{int} , x_l , Cap , W_c , C_s , C_i , C_b e Q_b) foram fixados de forma idêntica em todas as bacias e URHs utilizadas nesta etapa do trabalho.

No modelo MGB-IPH as características de usos e ocupações da terra são dadas pela magnitude dos parâmetros IAF , α , h e r_s . Sendo assim, inicialmente foram realizadas variações sequenciais destes parâmetros (IAF , α , h e r_s) a partir de um conjunto de referência. Estas simulações foram realizadas na bacia hidrográfica do Rio das Almas, localizada na região Centro-Oeste do Brasil, e resultaram na adoção de dois conjuntos de parâmetros, um caracterizando uma condição de floresta e o outro de campo.

Caracterizadas as duas condições de uso da terra (floresta e campo), foram realizadas simulações de desmatamentos em bacias localizadas em diferentes regiões climáticas do Brasil. São elas: a bacia do Rio Ji-Paraná, na região norte do Brasil, novamente a bacia do Rio das Almas, na região Centro-Oeste, e a bacia do Rio Jacuí, na região Sul. O mesmo conjunto de parâmetros calibráveis adotados na primeira fase para a Bacia do Rio das Almas foi utilizado para as demais bacias, ou seja, não houve calibração do modelo. As simulações de desmatamentos correspondem a substituições de áreas da condição de floresta por áreas na condição de campo. Os resultados obtidos na simulações de desmatamentos, apresentados como médias de longo termo, foram comparados a resultados experimentais disponíveis na literatura e sintetizados em Bosch e Hewlett (1982) e Trimble *et al.* (1987).

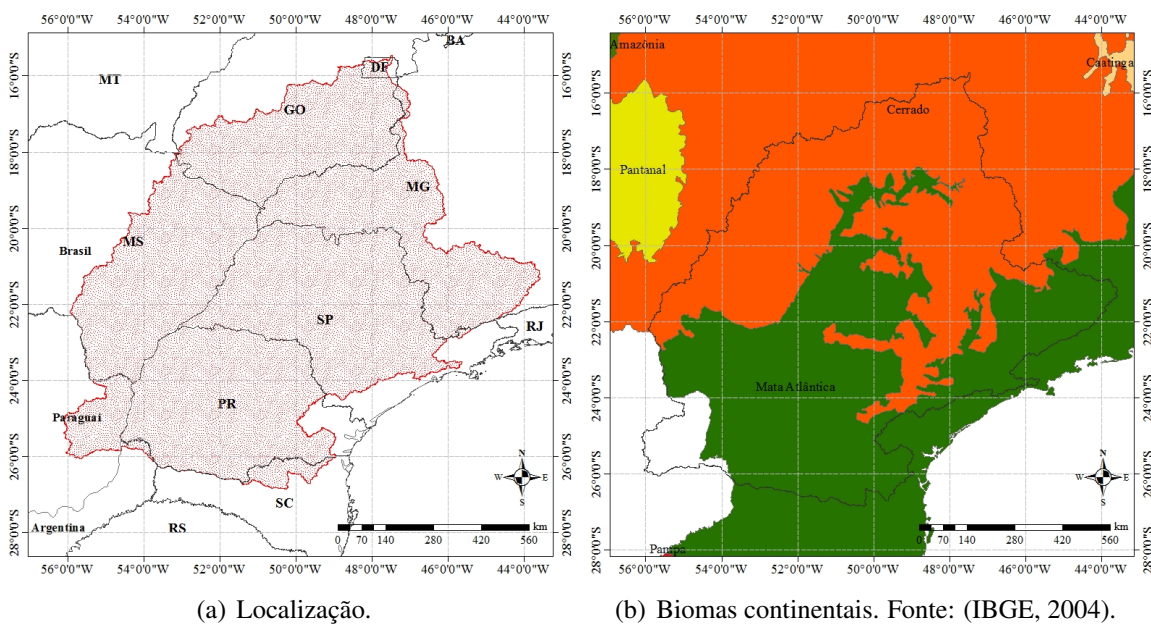
3.3 Análise dos impactos das mudanças de uso da terra no regime hidrológico em bacias de grande escala

A análise dos impactos das mudanças de uso da terra no regime hidrológico em bacias de grande escala foi realizada a partir de um estudo de caso. Para isso, foram realizadas as etapas

apresentadas a seguir.

3.3.1 Bacia hidrográfica escolhida para o estudo de caso

A bacia escolhida para o estudo de caso foi a bacia hidrográfica do Rio Paraná, localizada na região central do país (Figura 3.1(a)). A bacia do Rio Paraná possui uma área de mais de 800 mil km² e abrange os estados do Paraná, São Paulo, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, Goiás e Distrito Federal. Ela é composta por dois biomas continentais: o Cerrado, mais na parte norte e oeste da bacia, e o Mata Atlântica, mais na parte sul e leste (Figura 3.1(b)).



LEGENDA






	Bioma Mata Atlântica		Bioma Cerrado
	Bioma Pampa		Bioma Caatinga
	Delimitação da Bacia do Paraná		

Figura 3.1 Mapa com a localização da bacia hidrográfica do rio Paraná (3.1(a)) e com a delimitação dos biomas continentais (3.1(b)).

Esta bacia foi escolhida por apresentar uma mudança de nível na série de vazão. Esta mudança foi analisada por Tucci e Clarke (1996), Muller *et al.* (1998) e Braga *et al.* (2003). Tucci e Clarke (1996) realizaram um estudo para avaliar as possíveis causas desta alteração na vazão, uma vez que a média de vazões após o ano de 1970 é maior que a média da série utilizada no projeto da Usina de Itaipu, de 1931 a 1970.

Ao analisar a série histórica de vazões naturalizadas registradas à montante da Usina Hidrelétrica (UHE) de Itaipu do ano de 1931 a 2010 pode-se observar esta mudança de nível na série em meados dos anos 70 (Figura 3.2). Esta mudança permite separar a série em dois patamares, um do período de 1931 a 1970 e outro de 1971 a 2010. Uma análise descritivas das séries para cada um dos períodos pode ser vista na Tabela 3.5.

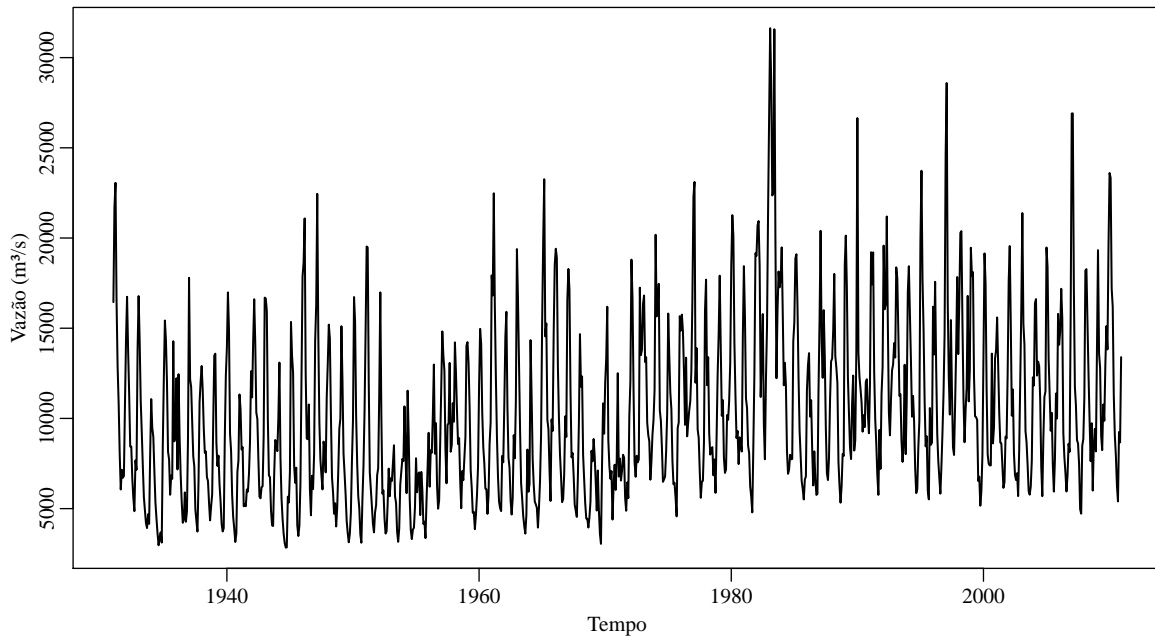


Figura 3.2 Vazões médias mensais naturalizadas registradas na UHE Itaipu. FONTE: (ONS, 2012).

Tabela 3.5 Análise descritiva para as séries de vazões do período de 1931 a 1970 e do período de 1971 a 2010.

	Período	
	1931-1970	1971-2010
Média ($m^3 \cdot s^{-1}$)	8599	11819
Mediana ($m^3 \cdot s^{-1}$)	7382	10673
Mínima ($m^3 \cdot s^{-1}$)	2512	3698
Máxima ($m^3 \cdot s^{-1}$)	29395	42322
Desvio Padrão ($m^3 \cdot s^{-1}$)	4445	5260
Coefficiente de Variação	0.52	0.45

A vazão média do primeiro período (1931 a 1970) era de $8599 (m^3 \cdot s^{-1})$, enquanto para o segundo período (1971 a 2010) esse valor subiu para $11819 (m^3 \cdot s^{-1})$. Isto implica em um aumento na vazão média de $3220 (m^3 \cdot s^{-1})$, ou seja, um incremento de 37%. Este efeito pode ser visto na Figura 3.3.

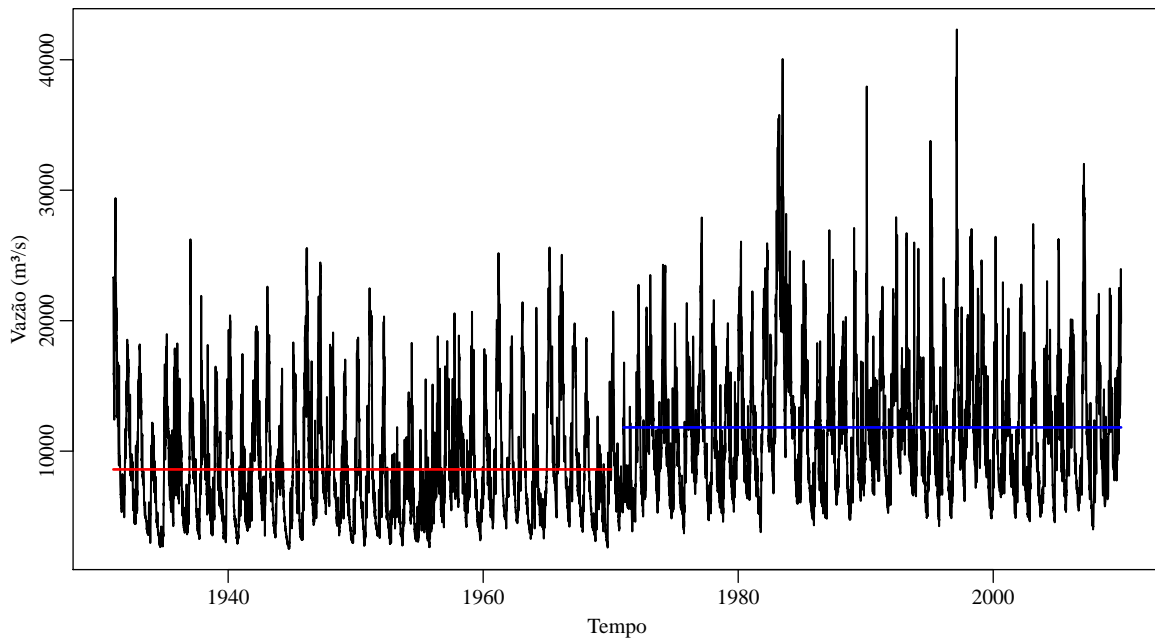


Figura 3.3 Vazões diárias naturalizadas registradas na UHE de Itaipu e médias das vazões para cada período. Em vermelho a média para o período de 1931 a 1970 e em azul a média para o período de 1971 a 2010.

Este tipo de comportamento indica que a série pode não ser estritamente estacionária, pois há uma alteração de nível na série. De acordo com Machiwal e Jha (2012), uma série é dita estritamente estacionária se não ocorre nenhuma variação em suas propriedades estatísticas, como média e variância, ao longo do tempo. Para verificar a não-estacionariedade de uma série, Machiwal e Jha (2012) sugerem utilizar o teste-t de *Student*.

Desta forma, o teste-t foi aplicado a série de vazões naturalizadas da UHE de Itaipu. A hipótese nula do teste de que as médias para os dois períodos são iguais, ao nível de 5% de significância, foi rejeitada. Assim, conclui-se que há evidências amostrais suficientes para afirmar que as médias de vazão dos períodos são diferentes, ou seja, a série pode ser dita não-estacionária (Machiwal e Jha, 2012). Este tipo de comportamento também foi verificado para diversos outros postos fluviométricos da bacia hidrográfica do Rio Paraná por Muller *et al.* (1998).

De acordo com Tucci e Clarke (1996), Muller *et al.* (1998) e Braga *et al.* (2003) este comportamento poderia estar relacionado às alterações na precipitação e às mudanças de uso da terra na região. Considerando as alterações de uso da terra dos dois biomas presentes na bacia, cabe destacar que o bioma Cerrado possuía cerca de 48% de sua área já desmatada até o ano de 2009 (Brasil, 2011). Esta região sofre uma forte pressão para a abertura de novas

áreas que visam incrementar a produção de carne e grãos (Brasil, 2011). Este bioma é o segundo bioma mais devastado do país, ficando atrás apenas da Mata Atlântica, que, por sua localização, foi o primeiro bioma a sofrer interferência da chegada europeia ao Brasil.

No bioma Mata Atlântica, os primeiros impactos na paisagem foram devidos a exploração do pau-brasil, seguida pela ocupação dos primeiros espaços territoriais próximos à região costeira. A colonização deu início a ciclos de exploração, como da cana-de-açúcar, da mineração (ouro) e do café. Mesmo em períodos mais recentes, muitos impactos da destruição da Mata Atlântica ainda são observados, que resultaram na fragmentação do habitat e perda da biodiversidade (Hirota e Ponzoni, 2009). Estimativas apontam que até os anos de 2008 e 2010, dos 131.546.010 *ha* do bioma Mata Atlântica restavam apenas cerca 11% (Hirota e Ponzoni, 2009, 2011).

Na região hidrográfica do Paraná está localizada mais de 50% da capacidade hidrelétrica instalada em operação no país. Além disso, esta bacia apresenta o maior índice de desenvolvimento econômico do país e abriga cerca de 32% da população nacional, com grandes centros populacionais, como São Paulo, Brasília, Goiânia, Curitiba, Campo Grande e Uberlândia (ANA, 2013b). Assim, entender o comportamento das séries de vazões desta bacia e analisar os possíveis causadores destas alterações torna-se extremamente importante.

3.3.1.1 Delimitação da bacia utilizada no estudo

A delimitação da bacia hidrográfica a ser utilizada no estudo foi realizada em ambiente de sistema de informação geográfica (SIG), assim como a obtenção dos mapas da rede de drenagem (Figura 3.4(b)), das sub-bacias (Figura 3.4(c)) e das minibacias (Figura 3.4(d)), que são necessários para a aplicação do modelo hidrológico MGB-IPH. Para isso, foi utilizado o modelo numérico do terreno (MNT) elaborado por Jarvis *et al.* (2008) (Figura 3.4(a)), sendo baseado no SRTM (Farr *et al.*, 2007). A bacia foi dividida em 254 sub-bacias e 1424 minibacias.

3.3.2 Dados fluviométricos, pluviométricos e climatológicos

Os dados pluviométricos utilizados no estudo foram obtidos no sistema Hidroweb (ANA, 2013a), mantido pela Agência Nacional de Águas (ANA). As estações escolhidas estavam localizadas dentro da bacia do Paraná e no seu entorno, totalizando 5201 estações pluviométricas.

Os dados fluviométricos também foram obtidos a partir do sistema Hidroweb, totalizando 498 postos (Figura 3.5(a)). No entanto, esta região tem seu regime hidrológico fortemente influenciado pela presença dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas (UHE) da região. Sendo

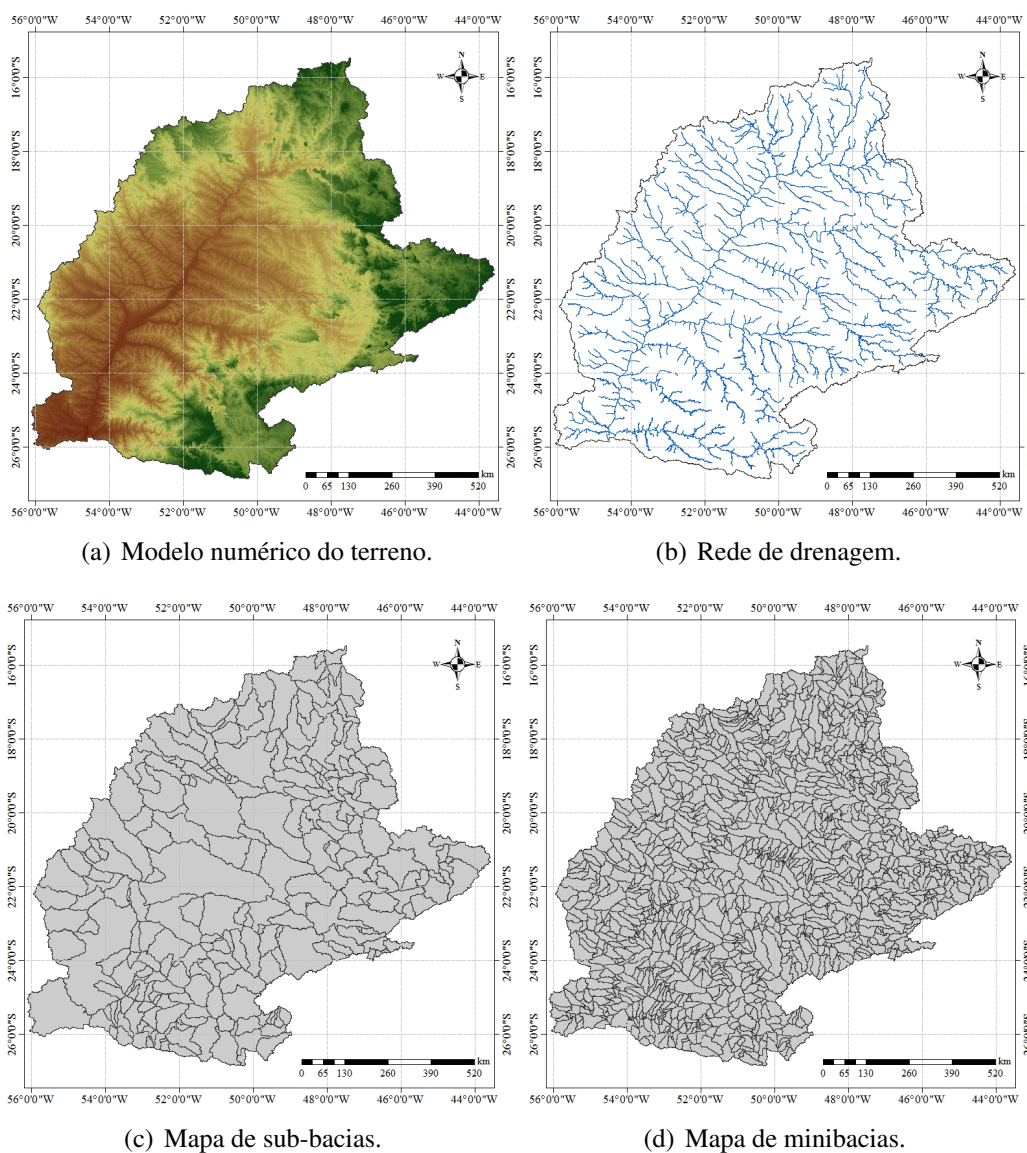
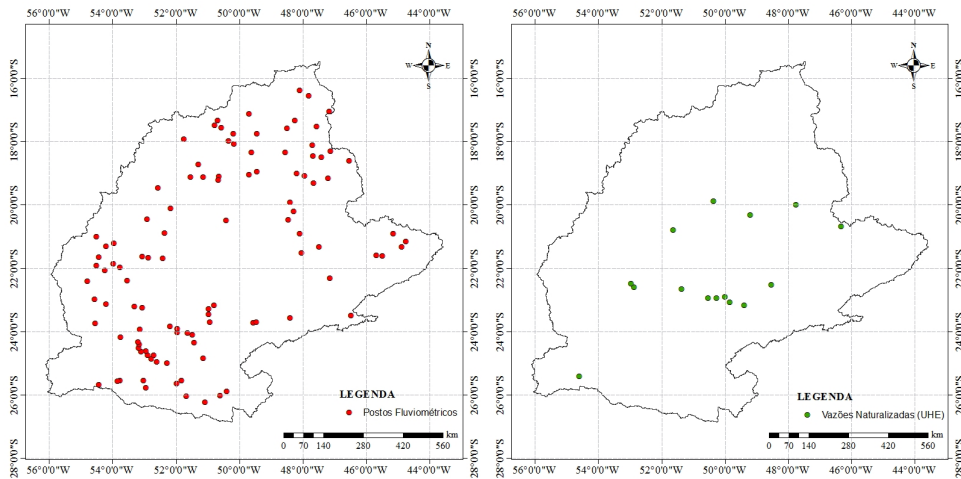


Figura 3.4 Mapas com o MNT, a rede de drenagem, as sub-bacias e minibacias da bacia hidrográfica do Rio Paraná.

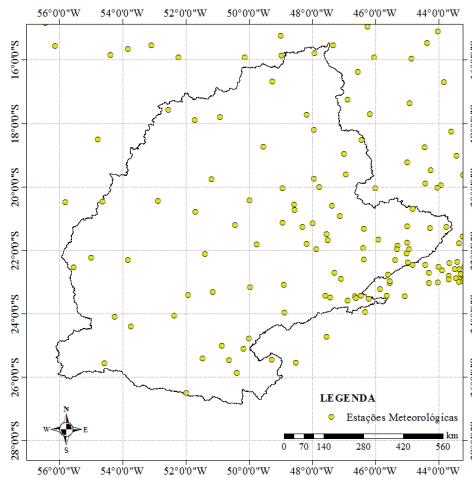
assim, foram obtidas séries de vazões diárias naturalizadas, que estão disponíveis no portal do Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS), para algumas usinas da região (Figura 3.5(b)).

Em relação as variáveis climatológicas foram utilizadas as normais climatológicas mensais de estações dentro da bacia do Paraná e de seu entorno (Figura 3.5(c)). Estas são disponibilizadas pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) (INMET, 2012).



(a) Postos fluiométricos.

(b) Usinas com vazões naturalizadas.



(c) Estações climatológicas.

Figura 3.5 Localização dos postos fluiométricos, dos postos com vazões naturalizadas e das estações climatológicas.

3.3.3 Definição das URHs associadas a cada minibacia

O mapa de URHs, utilizado como referência para o período de calibração e de verificação do modelo hidrológico em estudo, foi definido combinando o mapa de vegetações "Vegetation Map of South America" (Eva *et al.*, 2002) e os mapas de solos RADAMBRASIL (1982) e SOTERLAC/ISRIC (Dijkshoorn *et al.*, 2005), para áreas fora do Brasil (Figura 3.6).

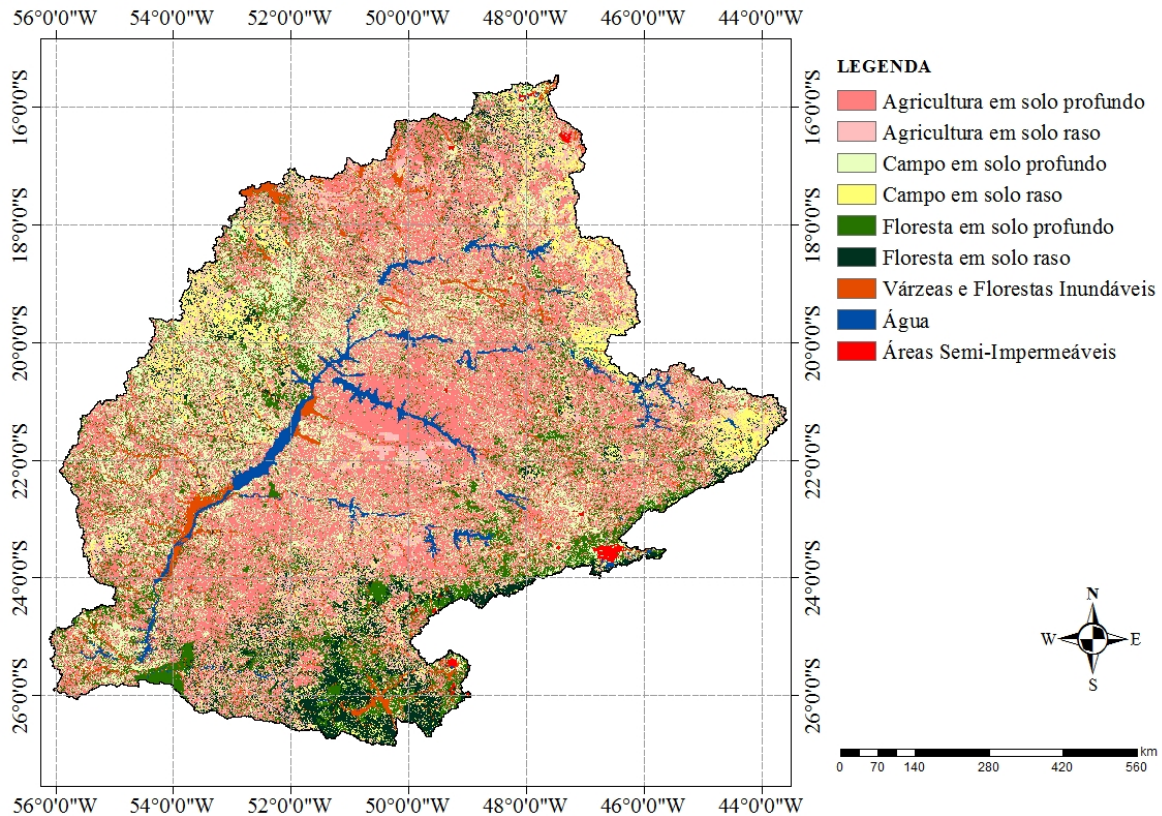


Figura 3.6 Mapas de URH utilizado na calibração e verificação do modelo.

Neste estudo, cenários de mudanças de uso da terra foram analisados. Sendo assim novos mapas de URHs foram elaborados. Como base de dados para alterações de uso da terra foram utilizados os mapas elaborados por Leite *et al.* (2012), Ramankutty e Foley (1999) e Ramankutty (2012).

Os mapas produzidos por Leite *et al.* (2012) são baseados em dados do censo agrícola brasileiro, feito pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e compilados pelo Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA) utilizando metodologia semelhante àquela proposta por Ramankutty e Foley (1999). Leite *et al.* (2012) produziram mapas demonstrando a evolução histórica das mudanças de uso e cobertura da terra para o Brasil de 1940 até

1995 com resolução de 5'. Esses mapas foram criados para três grandes categorias, que são: pastagens naturais (Figura 3.7), pastagens cultivadas (Figura 3.8) e áreas agrícolas (culturas permanentes ou temporárias) (Figura 3.9).

As áreas cultivadas permanentes foram definidas como aquelas com culturas de café, laranja, cacau, banana, etc; enquanto as temporárias englobam cultivos como soja, milho, trigo, arroz, etc. As pastagens naturais são as áreas não-plantadas como cerrado, campo limpo ou sujo, que podem ser utilizadas no pastoreio, enquanto a pastagem cultivada consiste no plantio de pasto ou de gramíneas para o pastoreio, envolvendo o manejo do solo (Leite *et al.*, 2012).

Os mapas de usos produzidos por Ramankutty e Foley (1999) e Ramankutty (2012) abrangem todo o mundo e correspondem ao período de 1700 a 2007. Esses mapas possuem a resolução de 0,5° e são classificados em usos agrícola e pastagem. Estes foram utilizados para área fora do Brasil. Nas Figuras 3.10 e 3.11 são apresentados os mapas apenas para os anos de 1940 e de 1995.

No modelo MGB-IPH são informados, a partir do mapa de URH, o percentual de cada URH para cada minibacia. Neste trabalho, o *input* do modelo foi elaborado na forma de tabelas contendo as informações percentuais de cada URH para cada minibacia, com os dados obtidos nos mapas de Leite *et al.* (2012), Ramankutty e Foley (1999) e Ramankutty (2012). As áreas que não eram de cultivo agrícola ou de pastagem foram consideradas de floresta, mantendo-se as áreas de várzea, as semi-impermeáveis e as de água conforme o mapa de URH utilizado na calibração e na verificação.

3.3.4 Calibração e verificação do modelo hidrológico

A calibração do modelo busca reproduzir os hidrogramas por meio de ajuste de parâmetros do modelo. Nesta fase muitas incertezas estão associadas ao processo, uma vez que existem as incertezas associados aos dados de entrada e ao próprio modelo, que é uma representação matemática do sistema real.

A calibração da bacia hidrográfica do rio Paraná e a verificação foram realizadas pelo grupo de pesquisas Hidrologia de Grande Escala do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS (<http://www.ufrgs.br/hge/>). O período de calibração foi de 1975 a 1995, enquanto a verificação foi para o período de 1995 a 2010. Nesta etapa foi utilizado o mapa de URH composto pelos mapas elaborados por Eva *et al.* (2002), RADAMBRASIL (1982) e SOTERLAC/ISRIC (Dijkshoorn *et al.*, 2005) apresentado na Figura 3.6.

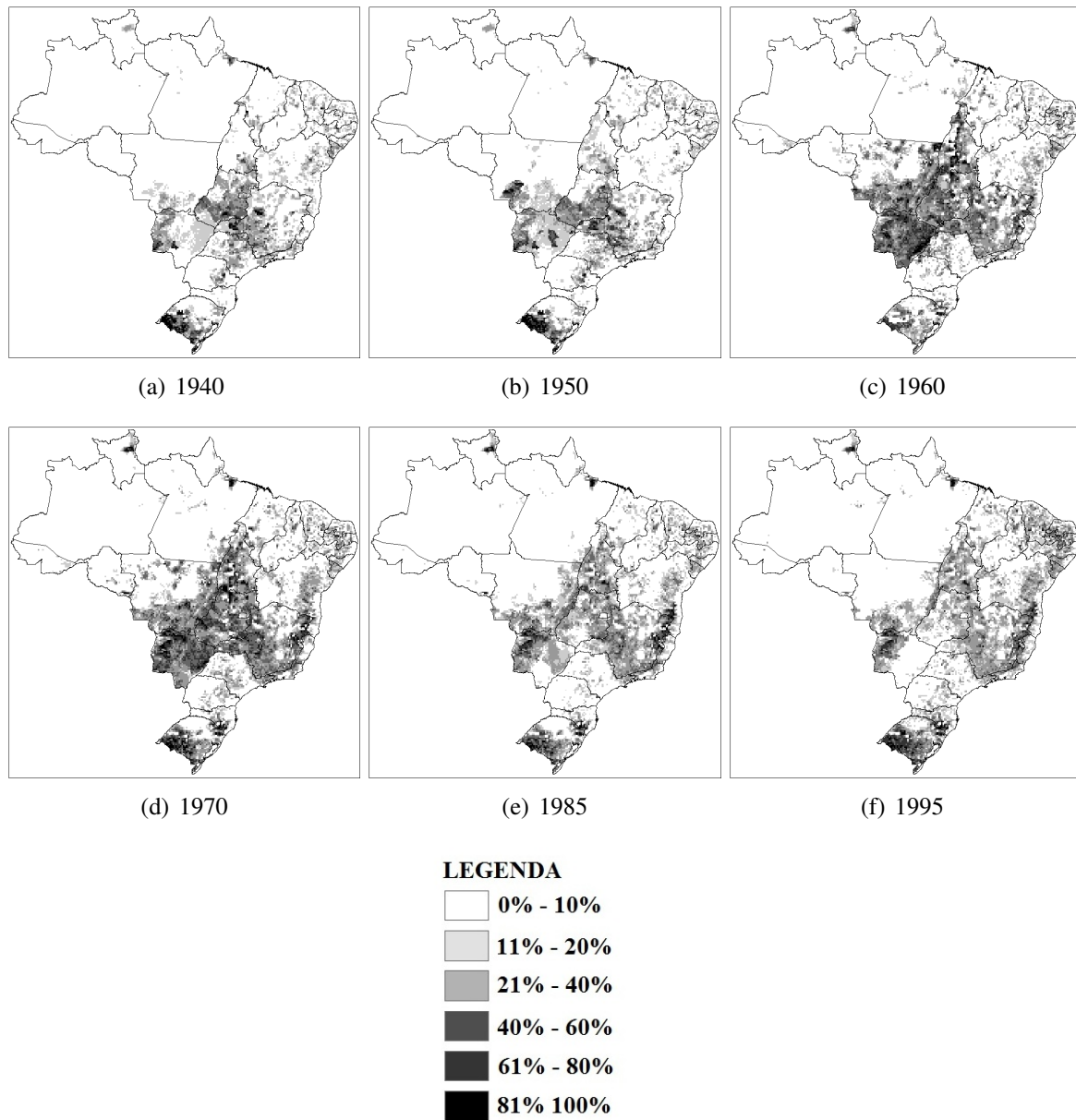


Figura 3.7 Mapas com a distribuição e a intensidade de pastagens naturais no Brasil de 1940 a 1995. Na Figura 3.7(a) estão inclusas as pastagens cultivadas. FONTE:(Leite *et al.*, 2012).

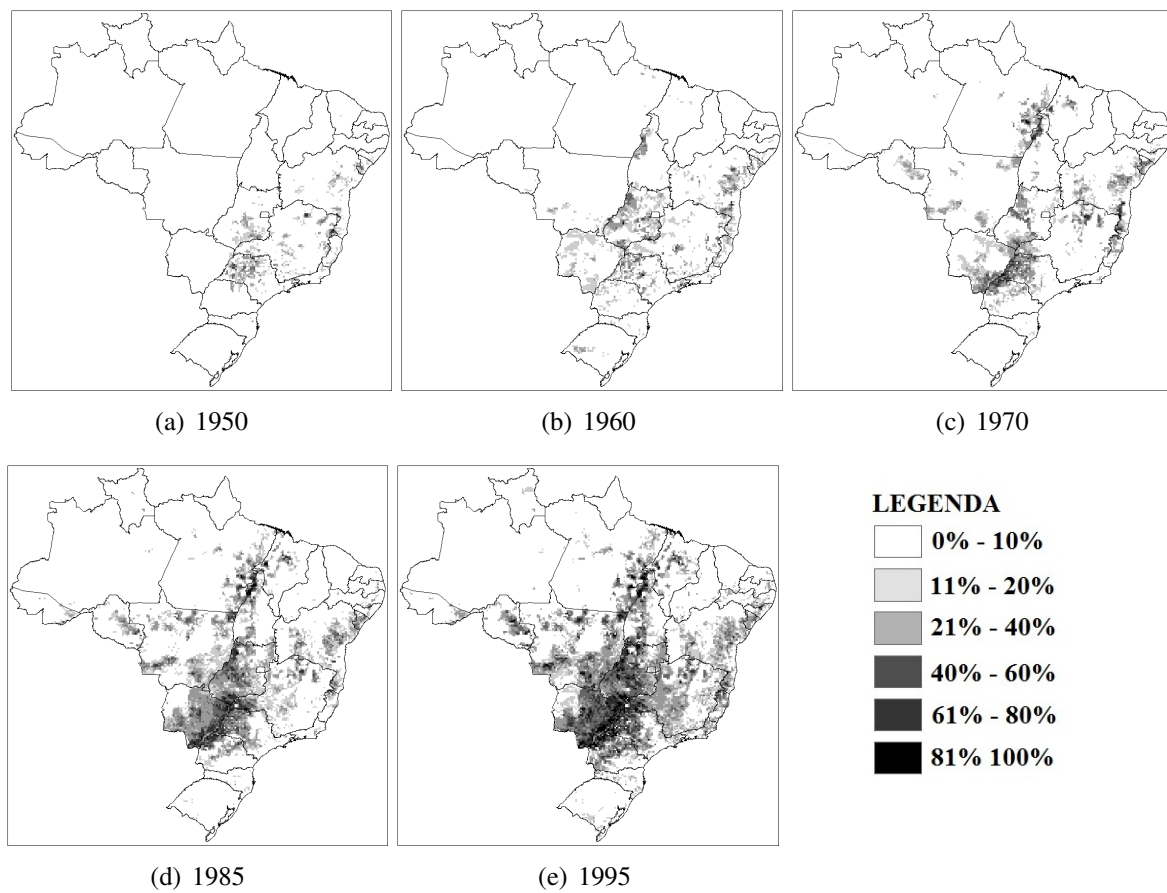


Figura 3.8 Mapas com a distribuição e a intensidade de pastagens cultivadas no Brasil de 1940 a 1995. Os dados de 1940 estão inclusos na Figura 3.7(a). FONTE:(Leite *et al.*, 2012).

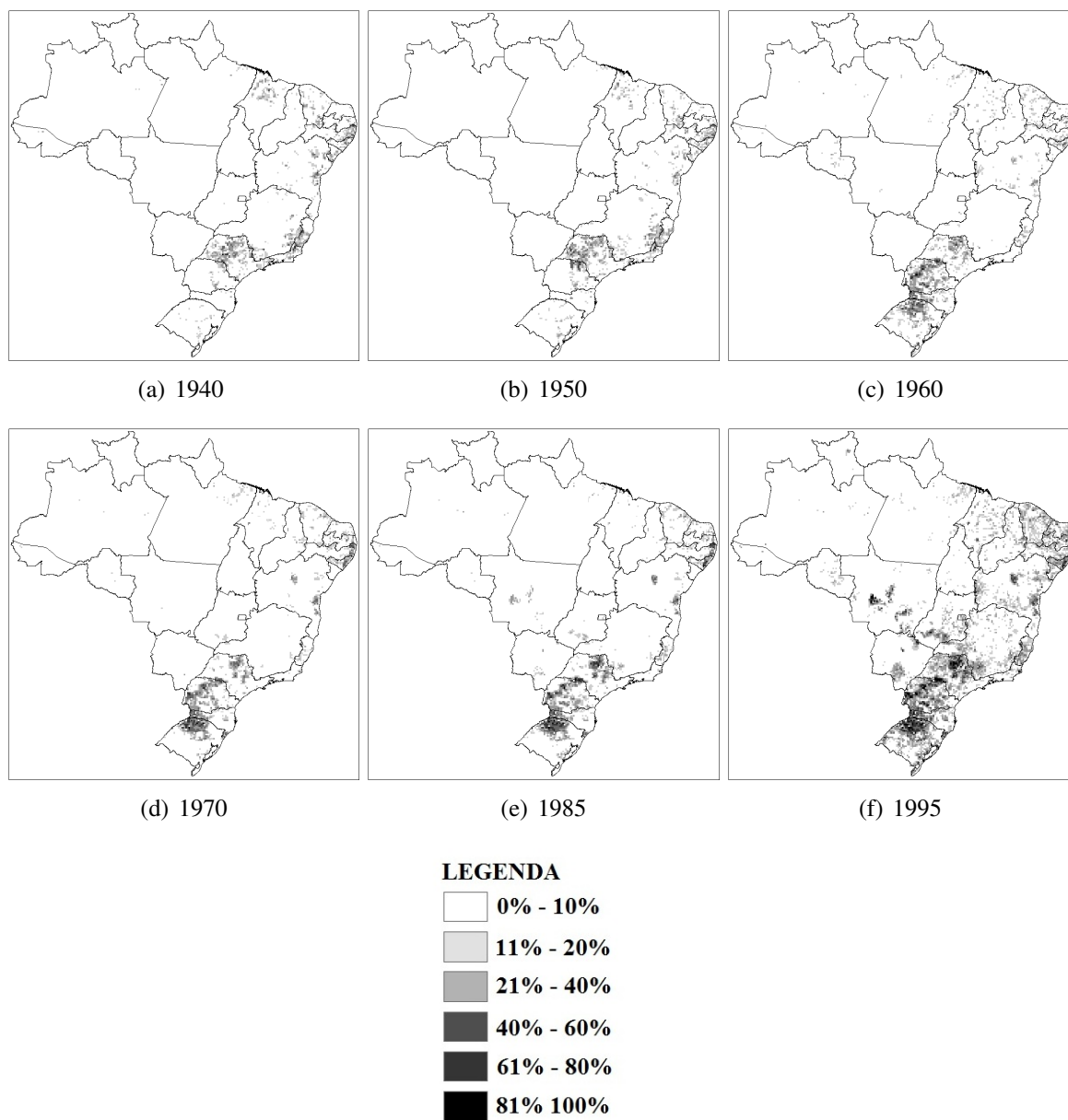
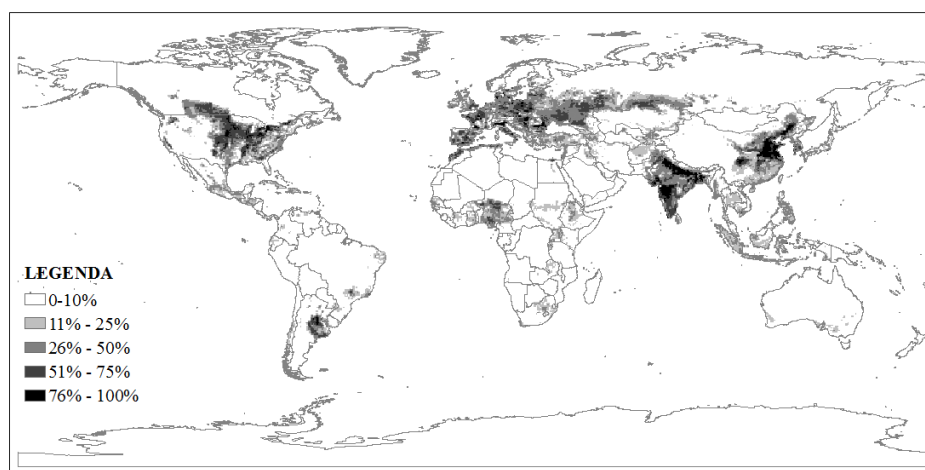
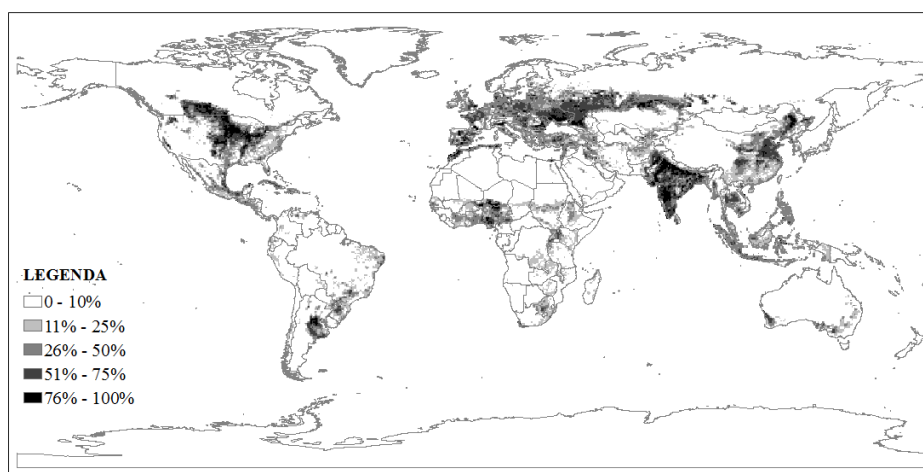


Figura 3.9 Mapas com a distribuição e intensidade de cultivos agrícolas permanentes e temporários no Brasil de 1940 a 1995. FONTE:(Leite *et al.*, 2012).

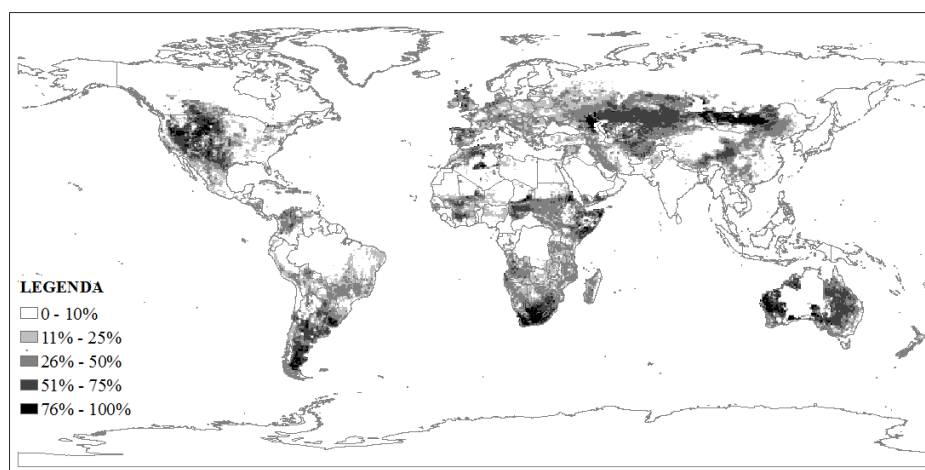


(a) Cultivo agrícola 1940

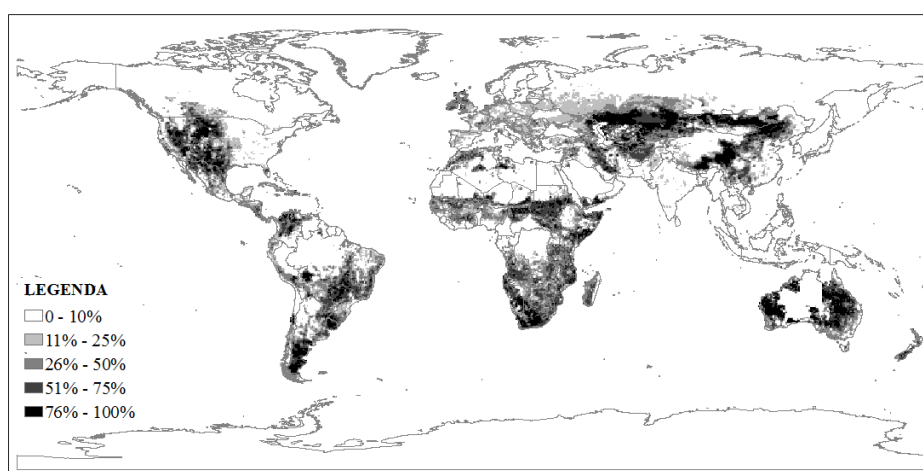


(b) Cultivo agrícola 1995

Figura 3.10 Mapas com a distribuição e intensidade de pastagem para os anos de 1940 e de 1995.
FONTE:(Ramankutty e Foley, 1999; Ramankutty, 2012).



(a) Pastagem 1940



(b) Pastagem 1995

Figura 3.11 Mapas com a distribuição e intensidade de cultivos agrícolas para os anos de 1940 e de 1995. FONTE:(Ramankutty e Foley, 1999; Ramankutty, 2012).

3.3.5 Simulação de séries de vazões a partir dos mapas de mudanças de uso

Nas simulações de cenários de mudanças de uso da terra foram utilizados os dados dos mapas de uso de Leite *et al.* (2012) e nas regiões em que houve inexistência de dados, os mesmo foram complementados pelos mapas de Ramankutty e Foley (1999) e Ramankutty (2012).

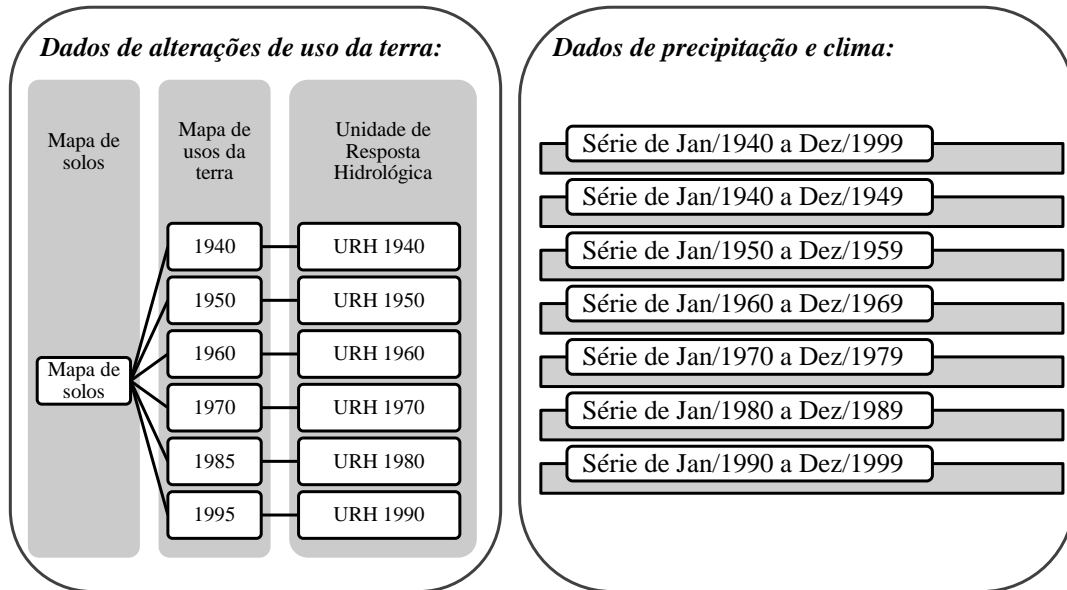
Os mapas escolhidos correspondem aos anos de 1940, 1950, 1960, 1970, 1985 e 1995, que foram combinados com o mapa de solos gerando seis cenários de URH (na forma de tabelas).

O período simulado é de 1940 a 1999. Cada década foi simulada separadamente. Por exemplo, de janeiro de 1940 a dezembro de 1949 foi realizada a simulação de vazões considerando o mapa de URH correspondente ao período, neste caso, o obtido a partir do mapa de uso de 1940. Além disso, para este período foram utilizados os dados climatológicos e de precipitação correspondentes a esta década. No esquema apresentado na Figura 3.12 fica mais claro a aplicação de cada mapa de usos da terra para gerar os mapas de URH, que por sua vez serão utilizados na simulação hidrológica na década correspondente.

As variáveis de estado (condições iniciais) do modelo foram consideradas iguais às condições finais da década anterior. Assim, os volumes armazenados em todos os reservatórios do modelo, no instante final da simulação de uma determinada década, foram gravados e utilizados como informação inicial para a simulação na década seguinte.

Também foi realizada uma simulação controle utilizando o mapa de URH de 1940 para o período de 1940 a 1999. Esta simulação é utilizada como referência para eliminar os efeitos climáticos e de precipitação dos impactos da mudança de uso da terra. Ou seja, para cada década tem-se duas simulações, ambas com clima e precipitação correspondente ao período, no qual uma das simulações utiliza a URH de 1940 e a outra a URH da década correspondente.

Pré-processamento



Simulações no MGB-IPH

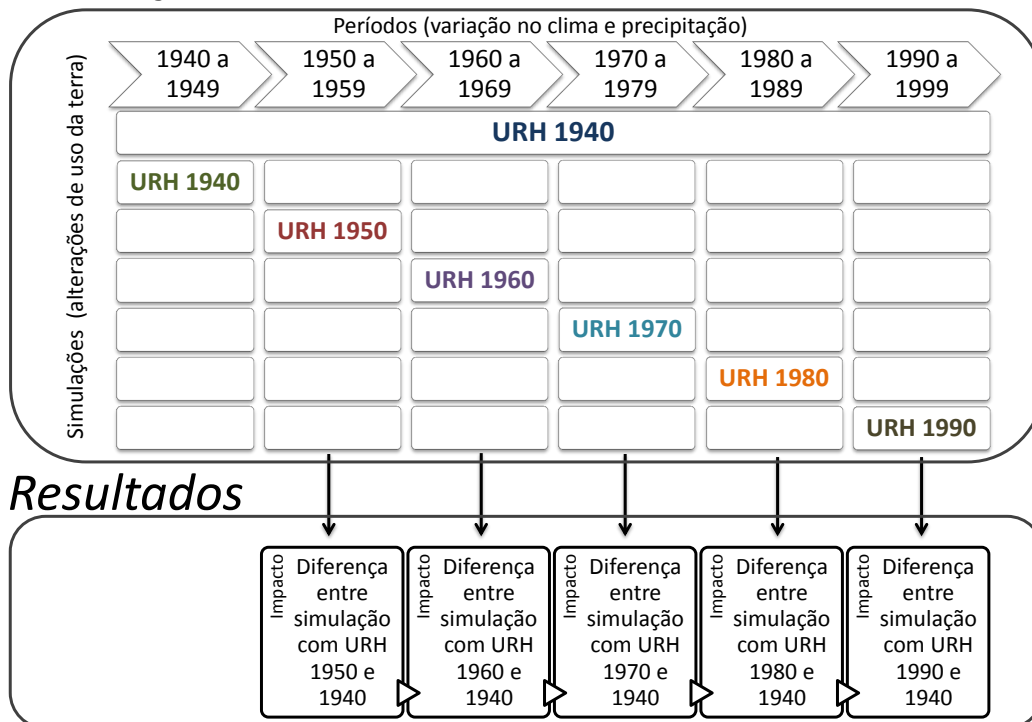


Figura 3.12 Esquema que mostra, na fase de pré-processamento, a elaboração das URH a partir do mapa de solos e dos mapas de usos da terra (1940, 1950, 1960, 1970, 1985 e 1995) e os intervalos para as séries temporais de precipitação e dados climatológicos. Na fase de simulações foram feitas diversas rodadas do modelo considerando diferentes URH. Simulação controle correspondente a todo o período (1940 a 1999) com URH 1940. Na fase de resultados são obtidos os impactos através da diferença entre as simulações com diferentes URH e a simulação controle.

CAPÍTULO 4

Resultados

4.1 Análise de sensibilidade do MGB-IPH a alterações de vegetação

Nesta seção é apresentada uma análise da sensibilidade do modelo MGB-IPH à mudanças de uso e de cobertura da terra e, uma validação da capacidade de representação de impactos do desmatamento ou reflorestamento sobre a vazão de bacias hidrográficas no modelo MGB-IPH. A validação é realizada simulando o impacto do desmatamento em bacias com diferentes condições climáticas do Brasil e comparando os resultados do modelo com resultados experimentais de um grande número de bacias experimentais reunidos por Bosch e Hewlett (1982) e por Trimble *et al.* (1987).

4.1.1 Análise de sensibilidade do modelos MGB-IPH aos parâmetros da vegetação

Para avaliar a sensibilidade do modelo MGB-IPH a mudanças de uso da terra foi realizada uma simulação na bacia hidrográfica do Rio das Almas, denominada neste trabalho por BRA, localizada na cabeceira do rio Tocantins, Estado de Goiás. A bacia possui uma área de cerca de 18.800 km^2 e está localizada na latitude aproximada de 15° S . A aplicação do modelo foi realizada seguindo o exemplo descrito em Collischonn *et al.* (2010).

Para esta aplicação o modelo não foi calibrado, ou seja, os valores para os parâmetros calibráveis foram arbitrados a partir de aplicações anteriores em diversas bacias, tais que a capacidade de armazenamento de água no solo (W_m) fosse 600 mm ; o parâmetro que controla a separação do escoamento superficial até a saturação do W_m (b) fosse $0,1$; o parâmetro de vazão de base (K_{bas}) fosse $1,0 \text{ mm.dia}^{-1}$; o parâmetro de escoamento da camada sub-superficial (K_{int}) fosse $2,0 \text{ mm.dia}^{-1}$; o parâmetro da curva de drenagem sub-superficial (xl) fosse $0,6$; o parâmetro que controla o fluxo do reservatório subterrâneo para a camada sub-superficial do solo (Cap) fosse 0 mm.dia^{-1} ; o parâmetro de armazenamento residual (W_c) fosse $0,1 \text{ mm}$; o parâmetro de propagação superficial (C_s) fosse 13 ; o parâmetro de propagação sub-superficial (C_i) fosse 100 ; o parâmetro de retardo do reservatório subterrâneo (C_b) fosse 2300 dias e a vazão unitária de base (Q_b) fosse $0,01 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Para os parâmetros índice de área foliar (IAF), resistência superficial (r_s), altura média da

vegetação (h) e albedo (α) foram realizadas variações sequenciais, a partir de um conjunto de referência, respeitando os intervalos apresentados na Tabela 4.1, determinados de acordo com os valores encontrados na literatura. Ou seja, a bacia possuía uma única URH que era alterada a cada nova rodada de simulação. Assim, foram geradas várias séries de vazões simuladas pelo MGB-IPH para um período de 14 anos na bacia BRA. A sensibilidade do modelo foi avaliada pelo percentual de alteração na vazão média de longo termo de cada séries gerada.

Tabela 4.1 Intervalo de variação dos valores dos parâmetros relacionados com a evapotranspiração para análise de sensibilidade do modelo MGB-IPH.

Parâmetro	Valor mínimo	Valor de referência	Valor máximo
$\alpha[-]$	0,10	0,20	0,30
$IAF[-]$	0,1	3,0	9,5
$r_s[s.m^{-1}]$	0	60	250
$h[m]$	0,5	5,0	30,0

Na Figura 4.1 podem ser observados os resultados das simulações, em termos da vazão de longo termo, e como cada parâmetro atua na geração do escoamento. Os parâmetros IAF e h são inversamente proporcionais à vazão gerada na bacia, uma vez que quanto maior o IAF maior será a interceptação na bacia e, quanto maior a h maior a facilidade nas trocas aerodinâmicas, ambos favorecendo o processo de evaporação.

Já os parâmetros α e r_s são diretamente proporcionais à vazão gerada na bacia, pois quanto maior o α maior a energia refletida pela superfície e, conseqüentemente menos energia estará disponível para o processo de evaporação. Em relação à r_s , o seu aumento implica em uma menor perda por transpiração, logo haverá mais água disponível para gerar escoamento.

Os valores indicados com os símbolos de ∇ e de $*$ na Figura 4.1, de acordo com os dados obtidos na literatura, caracterizam condições de floresta e de pastagem, respectivamente. Esses valores serão adotados na etapa seguinte do trabalho.

Ao considerar-se o intervalo de variação individual nos valores dos parâmetros do modelo MGB-IPH em 50%, a sensibilidade nas simulações diminui na seguinte ordem: r_s , α , h e IAF .

Para variações nos parâmetros acima de 50% a sensibilidade mantém um comportamento semelhante, mostrando que as vazões médias calculadas pelo MGB-IPH dependem dos parâmetros relacionados com a vegetação. Alterações nos valores desses parâmetros produzem impactos de aumentos e diminuições nas vazões coerentes com verificados em bacias experimentais.

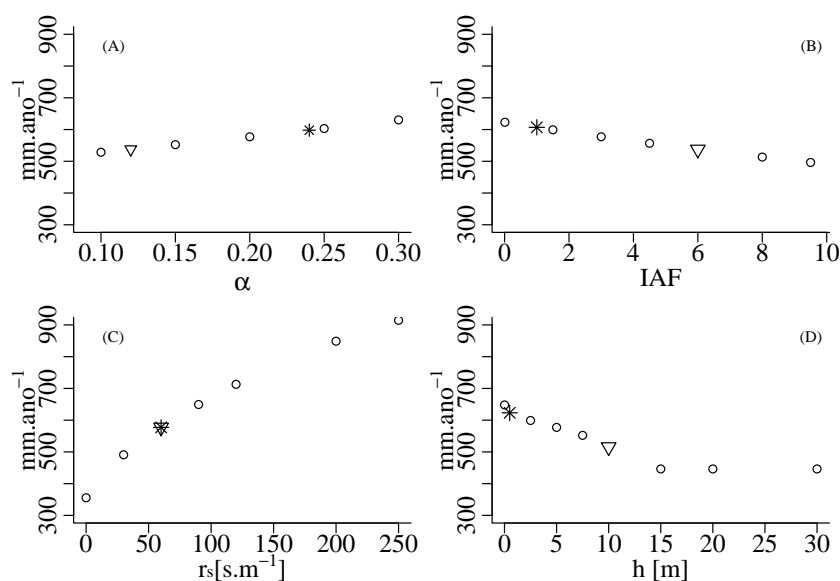


Figura 4.1 Vazão média de longo termo na bacia do rio das Almas em função dos parâmetros: (A) albedo, (B) índice de área foliar, (C) resistência superficial e (D) altura média da vegetação. Os valores de parâmetros indicados com os símbolos de ∇ e de * caracterizam condições de floresta e de pastagem, respectivamente.

4.1.2 Análise comparativa com síntese de estudos experimentais

Na segunda fase da análise de sensibilidade, do modelo MGB-IPH às alterações da vegetação, foram simuladas três bacias hidrográficas em diferentes regiões climáticas do Brasil: Sul, Centro-Oeste e Norte. Em cada uma destas bacias o modelo hidrológico foi aplicado considerando cenários em que, inicialmente, 100% da bacia era coberta por florestas. Depois, foram realizadas simulações em etapas progressivas de desmatamento (20%, 50% e 80%), impondo uma condição de pastagem após o desmatamento, até chegar ao cenário em que 100% da bacia estava coberta por pastagens. Os resultados destas simulações foram comparados aos resultados de estudos experimentais em bacias pareadas, apresentadas por Bosch e Hewlett (1982) e Trimble *et al.* (1987), sintetizados na Figura 2.5, em termos do aumento da vazão média de longo termo.

As bacias hidrográficas consideradas na simulação foram: a bacia hidrográfica do Rio das Almas, afluente do rio Tocantins, no Estado de Goiás, já descrita no item anterior, com simulações no período de 01/01/1974 até 31/12/1988; a bacia hidrográfica do rio Ji-Paraná (BJP), localizada no Estado de Rondônia e afluente do rio Madeira, com simulações no período de 01/01/1991 até 31/12/2005; e a bacia hidrográfica do rio Jacuí (BJ), localizada no Estado do Rio Grande do Sul e afluente do rio Guaíba, com simulações no período de 01/01/1986 até 31/12/2005. As características das bacias e sua localização são apresentadas na Tabela 4.2 e

na Figura 4.2.

Tabela 4.2 Área aproximada e localização do exutório das bacias BJP, BRA e BJ utilizadas no estudo.

Bacia	Sigla	Área [km^2]	Latitude aproximada [S]	Posto fluviométrico (Código ANA)
Rio Ji-Paraná (RO)	BJP	33.200	12	Tabajara (15580000)
Rio das Almas (GO)	BRA	18.800	15	Colônia dos Americanos (20490000)
Rio Jacuí (RS)	BJ	42.400	30	São Jerônimo (87020000)

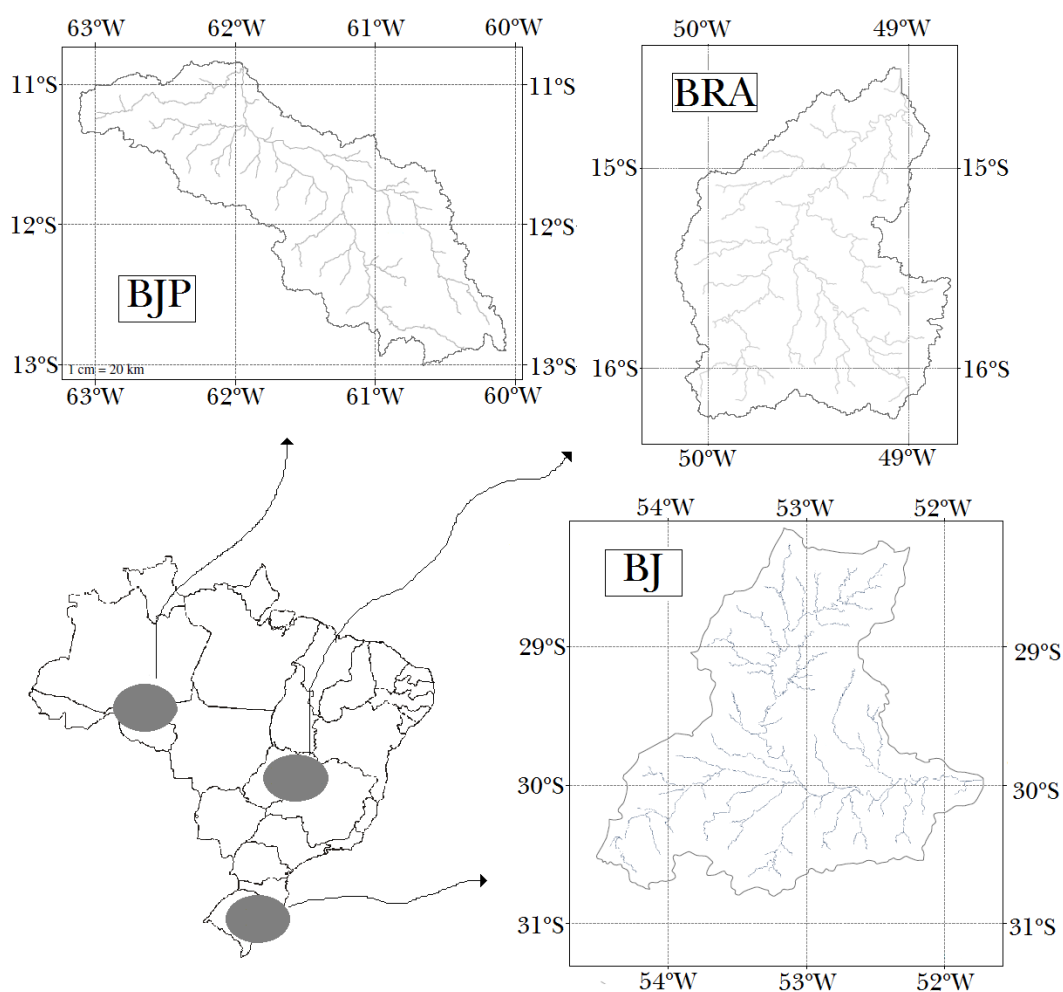


Figura 4.2 Localização das bacias hidrográficas do rio Ji-Paraná (BJP), do rio das Almas (BRA) e do rio Jacuí (BJ).

Assim como na etapa anterior, as bacias não foram calibradas. Os parâmetros calibráveis foram adotados iguais aos já arbitrados para a bacia do rio das Almas, ou seja $W_m = 600$ [mm]; $b = 0,1$ [-]; $K_{bas} = 1,0$ [$mm.dia^{-1}$]; $K_{int} = 2,0$ [$mm.dia^{-1}$]; $xl = 0,6$ [-]; $Cap = 0$ [$mm.dia^{-1}$];

$W_c = 0,1 [mm]$; $C_s = 13 [-]$; $C_i = 100 [-]$; $C_b = 2300 [dias]$ e $Q_b = 0,01 [m^3 \cdot s^{-1}]$ para todas as bacias.

A sazonalidade das chuvas nas três bacias utilizadas no estudo é apresentada na Figura 4.3, assim como a série temporal de chuvas diárias na Figura 4.4. As bacias BJP e BRA possuem duas estações bem definidas, a úmida, de outubro a abril, e a seca, de maio a setembro. Já na BJ as chuvas são bem distribuídas ao longo do ano, sem caracterizar períodos de estiagem. A BJP a não apresentou, no período utilizado para a simulação, eventos de chuva muito acima da média esperada para o período, já na BRA é possível observar alguns eventos extremos, como em 1980.

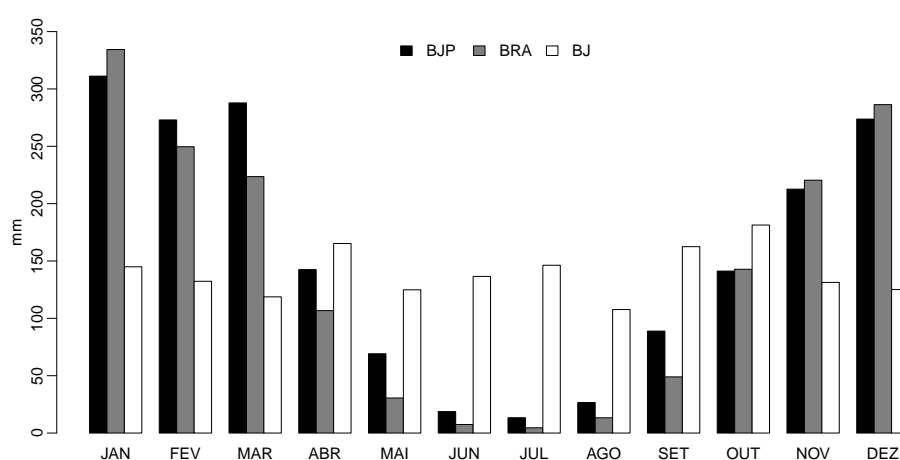


Figura 4.3 Chuvas médias mensais para as bacias do rio Ji-Paraná (BJP), do rio das Almas (BRA) e do rio Jacuí (BJ). Séries obtidas a partir da interpolação de dados fluviométricos que foram utilizados como variáveis de entrada no modelo MGB-IPH.

Em cada uma das bacias foi realizada a discretização em minibacias e, foram adotadas duas unidades de resposta hidrológica: florestas e pastagens. As alterações de uso e cobertura da terra foram definidas no MGB-IPH pela magnitude dos parâmetros IAF , r_s , h e α . Com base na literatura, os valores dos parâmetros adotados para a floresta foram: $\alpha = 0,12$; $IAF = 6$; $h = 10 m$ e $r_s = 60 s \cdot m^{-1}$. Na condição de pastagem, os valores adotados foram: $\alpha = 0,24$; $IAF = 1$; $h = 0,5 m$ e $r_s = 60 s \cdot m^{-1}$. O parâmetro de resistência superficial foi adotado idêntico para a floresta e para a pastagem, semelhante à metodologia aplicada por Bathurst *et al.* (2004).

Os outros parâmetros importantes do modelo foram arbitrados a partir de aplicações anteriores em diversas bacias, como descrito no item anterior. Isto significa que o modelo não foi calibrado especificamente para cada uma das bacias hidrográficas.

Em cada uma das simulações foram calculados os valores médios de precipitação, escoamento e evapotranspiração. A Tabela 4.3 apresenta estes resultados nos dois cenários extremos

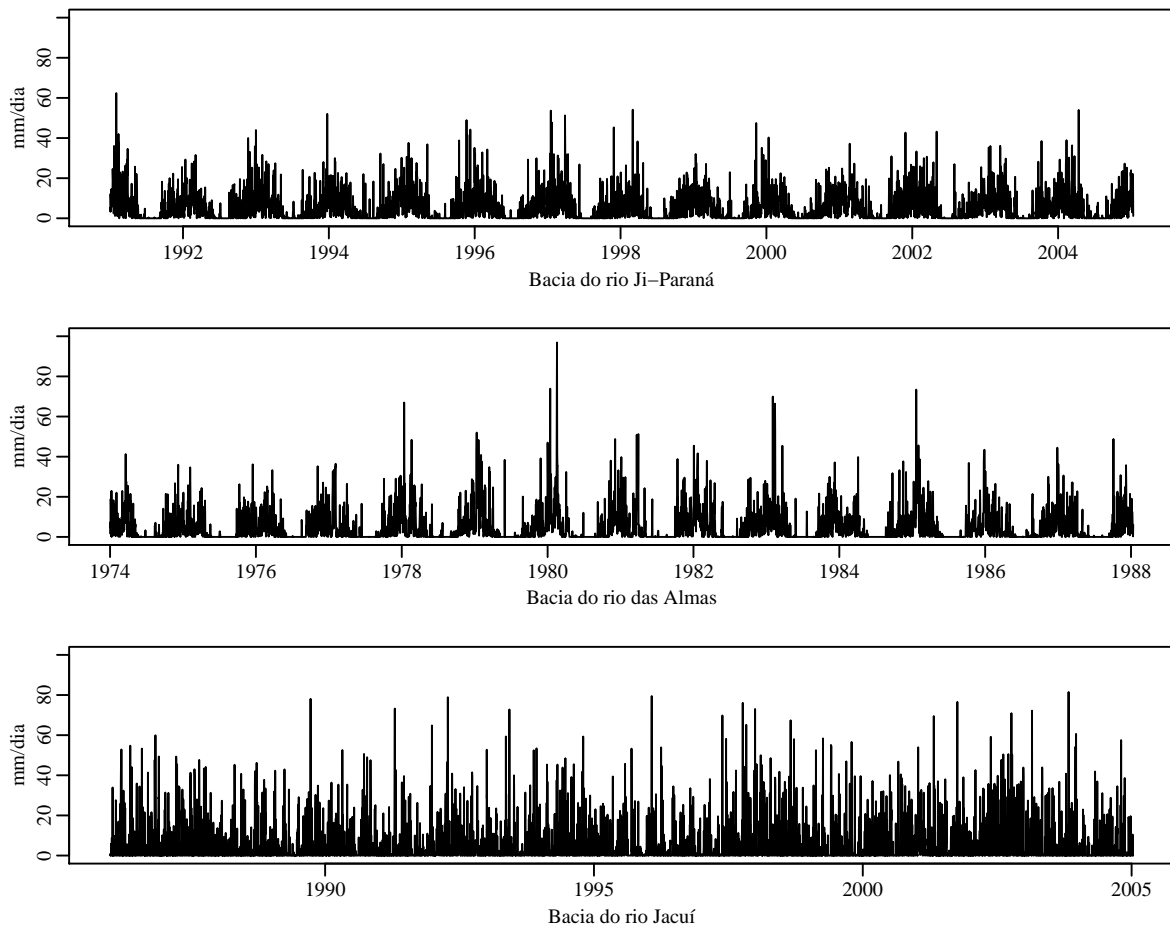


Figura 4.4 Chuvas médias mensais para as bacias do rio Ji-Paraná (BJP), do rio das Almas (BRA) e do rio Jacuí (BJ). Séries obtidas a partir da interpolação de dados fluviométricos que foram utilizados como variáveis de entrada no modelo MGB-IPH.

de uso da terra: 100% florestas e 100% pastagens. Vale ressaltar que, não é apresentada a parcela do balanço hídrico de variações no volume de água armazenada no solo. Essa variação é função das demandas hídricas do sistema, e pode ser positivo, quando a entrada d'água é superior a saída, e negativo quando a demanda de saída d'água do sistema é superior ao volume de entrada. Observa-se que as bacias apresentam valores semelhantes de precipitação, de $1.851 \text{ mm.ano}^{-1}$ na bacia do rio Ji-Paraná, de $1.679 \text{ mm.ano}^{-1}$ na bacia do rio das Almas e de $1.676 \text{ mm.ano}^{-1}$ na bacia do rio Jacuí.

No cenário em que a bacia está completamente coberta por florestas a evapotranspiração é de 67% de P na bacia do rio Ji-Paraná; de 73% de P na bacia do rio das Almas; e de 79% de P na bacia do rio Jacuí (Tabela 4.3). No cenário em que a bacia está completamente coberta por pastagem, os valores da evapotranspiração são de 51% de P (redução de 23%), 59% de

Tabela 4.3 Comparação das médias de longo período das componentes do balanço hídrico simuladas na condição de floresta e de pastagem para toda a bacia.

	Floresta [$mm.ano^{-1}$]			Pastagem [$mm.ano^{-1}$]		
	BJP	BRA	BJ	BJP	BRA	BJ
I	20% de P	18% de P	15% de P	4% de P	3% de P	3% de P
ET	67% de P	73% de P	79% de P	51% de P	59% de P	57% de P
Q	33% de P	26% de P	21% de P	48% de P	41% de P	43% de P
C	0,33	0,26	0,21	0,48	0,41	0,43

Nota: *I* é a interceptação; *ET* é a evapotranspiração (inclui a água evaporada na parcela interceptação); *Q* é a vazão e *C* é o coeficiente de escoamento (Q/P). Cabe salientar que esses valores não são uma representação da realidade de cada bacia, uma vez que o modelo não foi calibrado. A interpretação deve ser feita como situações hipotéticas de dados "sintéticos", uma vez que o objetivo era apenas avaliar a resposta do modelo a diversidade climática.

P (redução de 20%), e 57% de P (redução de 28%), respectivamente nas bacias do rio Ji-Paraná, do rio das Almas e do rio Jacuí. Observa-se que a magnitude da evapotranspiração média anual simulada é semelhante nas três bacias, apesar de estarem localizadas em regiões climáticas distintas.

A vazão média de longo termo nas três bacias passou de 33% de P, 26% de P e 21% de P na condição de bacia coberta por florestas, para 48% de P, 41% de P e 43% de P na condição de bacia 100% coberta por pastagens, nas bacias BJP, BRA e BJ respectivamente. Todas as bacias apresentaram aumento de escoamento com o desmatamento. O aumento simulado foi de 46% na BJP, de 54% na BRA, e de 107% na BJ. A bacia do rio Jacuí (BJ) apresenta, portanto, a maior alteração da vazão média de longo termo, seguida pela bacia do rio das Almas e do rio Ji-Paraná.

A interceptação apresentou uma redução drástica, aproximadamente de 81% nas três bacias estudadas, quando a floresta foi substituída por pastagem. A interceptação estimada na condição de floresta corresponde a 20% de P na BJP; a 18% de P na BRA e a 15% de P na BJ. Neste sentido, a interceptação, fortemente influenciada pela vegetação, possui os valores simulados coerentes com a literatura. Na condição 100% pastagem os valores para a interceptação reduziram para 4% de P, na BJP, e 3% de P, nas bacias BRA e BJ.

O coeficiente de escoamento (última linha na Tabela 4.3) aumenta com o desmatamento, passando de 0,33; 0,26; e 0,21 com floresta, para 0,48; 0,41; e 0,43 com pastagens, nas bacias BJP, BRA e BJ respectivamente.

A modificação de parâmetros como albedo, resistência superficial e altura média da vegetação, diretamente relacionados a características da vegetação, como mencionado anteriormente, implica em alterações como aumentos e reduções na evapotranspiração que são coerentes com a literatura.

A Figura 4.5 é uma repetição da Figura 2.5, com os resultados das bacias experimentais sintetizados por Bosch e Hewlett (1982) e por Trimble *et al.* (1987), aos quais foram acrescentados os resultados das simulações de desmatamento nas três bacias descritas aqui. A linha contínua mais espessa apresenta a linha de regressão proposta por Trimble *et al.* (1987). As outras linhas apresentam os resultados das simulações apresentadas no presente trabalho. Observa-se que a tendência geral dos resultados da simulação é semelhante à tendência dos resultados experimentais.

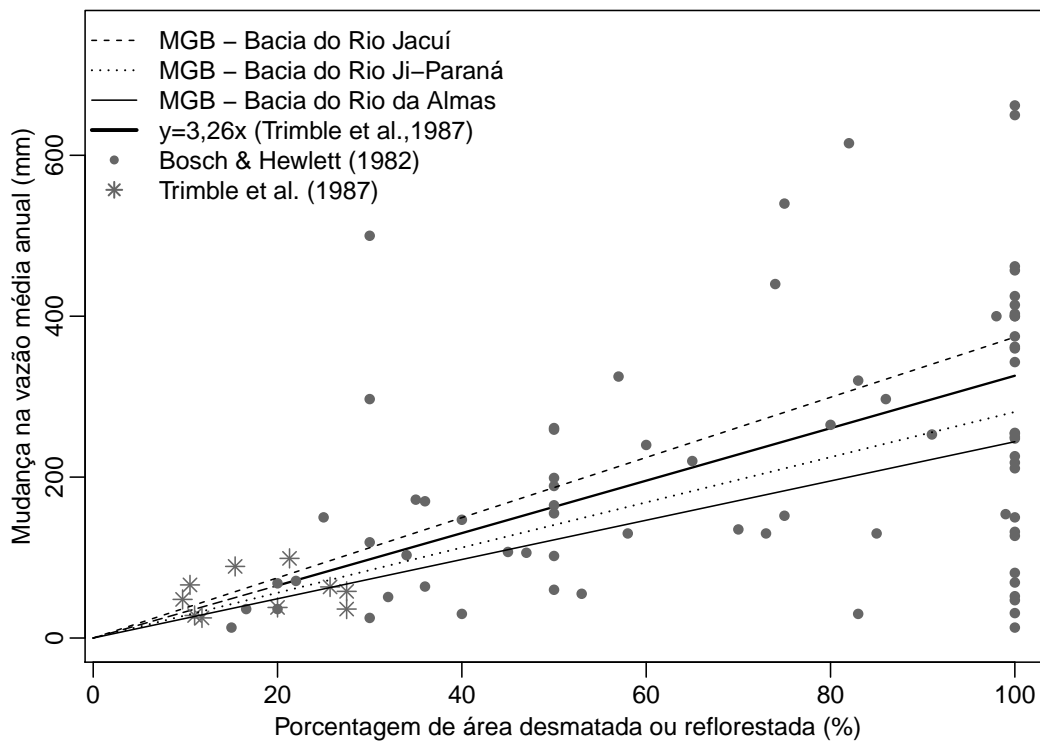


Figura 4.5 Efeito do desmatamento na vazão média de longo termo nas bacias do rio Ji-Paraná, do rio das Almas e do rio Jacuí.

Os resultados de incremento de vazão nas bacias dos rios das Almas e Ji-Paraná são ligeiramente inferiores à linha de regressão proposta por Trimble *et al.* (1987), enquanto os incrementos na bacia do rio Jacuí são ligeiramente superiores aos da linha de regressão. Esta sensibilidade maior na bacia do rio Jacuí, localizada no RS, pode estar relacionada a um regime de chuvas mais regular, em que os períodos de déficit hídrico no solo são mais curtos e raros, uma vez que o desvio padrão e o coeficiente de variação da lâmina d’água armazenada no solo são menores para esta bacia (Tabela 4.4). Também cabe destacar que o valor adotado para a capacidade de armazenamento de água no solo na bacia do Jacuí é superestimado em relação a capacidade real da bacia. Em relação a evapotranspiração real (calculada pelo mo-

delo), o valor se aproxima mais da potencial (calculada considerando a resistência superficial nula - ETP) no cenário de floresta para a BJ (ET é cerca de 80% da ETP). Já no cenário de pastagem a diferença é maior, dentre as três bacias, na BJ(Tabela 4.5).

Tabela 4.4 Armazenamento médio de água no solo, desvio padrão e coeficiente de variação.

	Floresta			Pastagem		
	BJP	BRA	BJ	BJP	BRA	BJ
Lâmina d'água no solo [mm]	355	275	308	410	344	432
Desvio padrão [mm]	153	159	98	135	158	88
Coefficiente de variação [%]	43	58	32	33	46	20

Tabela 4.5 Comparação das médias de longo termo da evapotranspiração potencial (ETo) e a evapotranspiração real (ET) simuladas na condição de floresta e de pastagem para toda a bacia.

	Floresta [mm.ano ⁻¹]			Pastagem [mm.ano ⁻¹]		
	BJP	BRA	BJ	BJP	BRA	BJ
ETP	93% de P	93% de P	99% de P	58% de P	66% de P	71% de P
ET	67% de P	73% de P	79% de P	51% de P	59% de P	57% de P

Nota: A ETP foi obtida obtida considerando a resistência superficial nula.

Comparando os resultados, obtidos nas simulações com o modelo MGB-IPH, aos estimados pela equação proposta por Trimble *et al.* (1987) verifica-se que o desempenho do modelo está em sintonia com o comportamento médio dos resultados obtidos em bacias experimentais.

4.1.3 Análise das vazões extremas para os diferentes cenários de desmatamentos

As séries de vazões obtidas nas simulações de cenários de desmatamentos no Item 4.1.2 foram analisadas em relação aos efeitos relacionados às vazões máximas e mínimas. Os cenários estudados foram: a bacia toda coberta por florestas (100% floresta), desmatamentos progressivos de 20%, 50% e 80% e a bacia toda desmatada (100% desmatamento/pastagem).

Na análise de vazões extremas foram, inicialmente, extraídas das séries originais as séries correspondentes aos máximos anuais e aos mínimos anuais. Na sequência foram ajustadas cinco distribuições de probabilidades para cada séries de vazões, a distribuição Normal, a Log-Normal, a Logística, a Gama e a Gumbel. A escolha da distribuição mais adequada foi feita através do p-Valor para o conjunto de dados, por exemplo, para uma dada bacia a mesma distribuição foi escolhida em todos os cenários para as vazões máximas.

As distribuições de probabilidades escolhidas para as séries de vazões máximas foram Gumbel, para a bacia do rio Ji-Paraná e Log-Normal para as bacias do rio das Almas e do rio

Jacuí. Para as séries de vazões mínimas, as distribuições escolhidas foram Logística para a bacia do Rio Ji-Paraná e Gumbel para as bacias do rio das Almas e rio Jacuí.

4.1.3.1 Vazões máximas

Para as vazões máximas ou de cheias percebe-se que o impacto do desmatamento é menor para cheias com grande tempo de retorno, o que está de acordo com as conclusões apresentadas por Andreássian (2004). A Figura 4.6 mostra os resultados obtidos para a bacia do rio Ji-Paraná. Na bacia do rio Ji-Paraná, considerando 20% de desmatamento na bacia, os incrementos na vazão foram de 8% para um tempo de retorno de 1 ano, e de 3% para um tempo de retorno de 100 anos. Considerando 100% de desmatamento na bacia do rio Ji-Paraná, os incrementos nas vazões foram de 45% e de 14%, para os tempos de retorno de 1 e 100 anos, respectivamente.

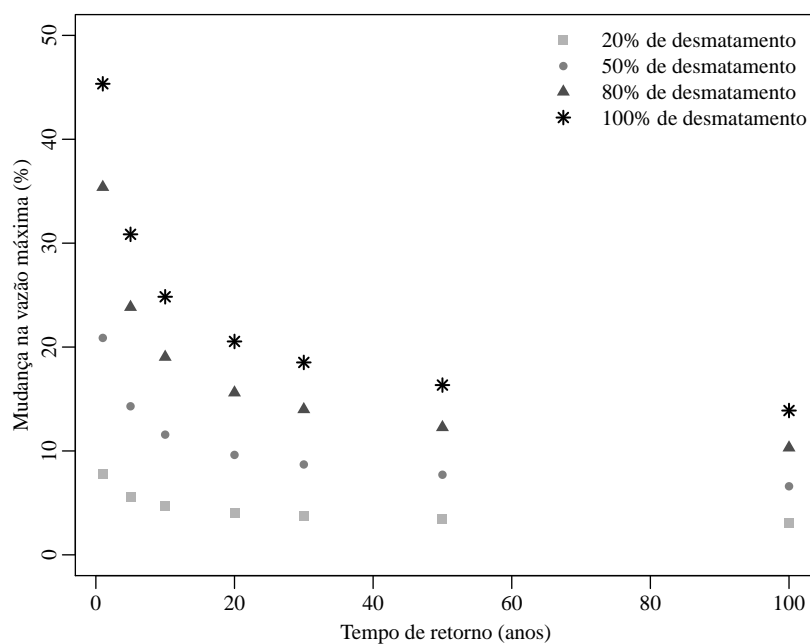


Figura 4.6 Efeito do desmatamento em termos de vazões máximas para diferentes tempos de retorno na bacia do Rio Ji-Paraná.

Os resultados obtidos para a bacia do rio das Almas podem ser vistos na Figura 4.7. Para a bacia do rio das Almas o impacto da vazão máxima tende a ser mais significativo para cheias de pequeno tempo de retorno. Ao considerarmos os efeitos para um tempo de retorno de 100 anos no cenário com 20% de desmatamento na bacia, o impacto se torna negativo. Isto ocorre devido ao fato da série, de vazões máximas para a condição em que a bacia está 100% coberta por florestas, possuir uma distribuição com cauda mais pesada, com um coeficiente de

variação de 101%, enquanto a série de vazões máximas para 20% de desmatamento possui um coeficiente de variação de 94%. Sendo assim, o incremento na vazão para um tempo de retorno de 1 ano foi de 15%, para 20% de desmatamento, e de 72%, para 100% de desmatamento. Para 100 anos de tempo de retorno esse impacto diminuiu ocorrendo uma redução na vazão de 0.93% para 20% de desmatamento e um incremento de 6% para 100% de desmatamento.

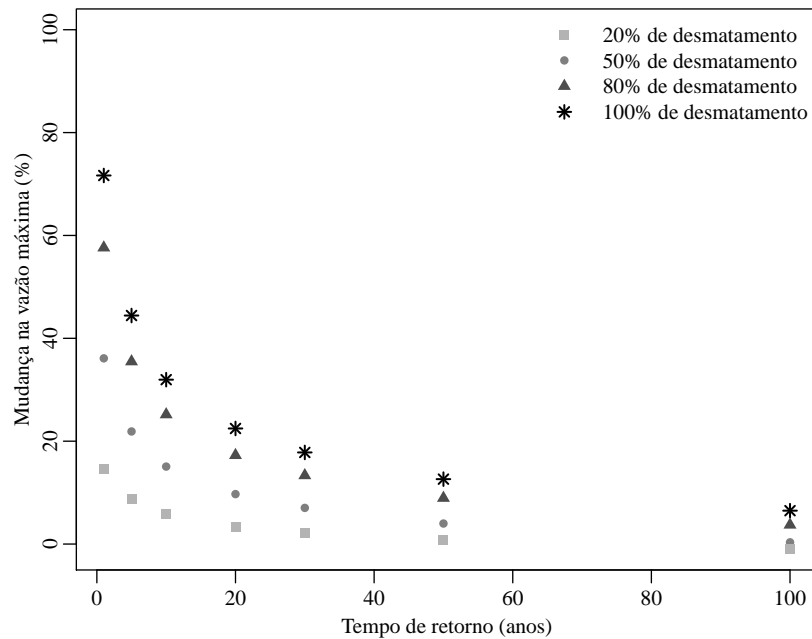


Figura 4.7 Efeito do desmatamento em termos de vazões máximas para diferentes tempos de retorno na bacia do Rio das Almas.

Os resultados obtidos para a bacia do rio Jacuí podem ser vistos na Figura 4.8. Na bacia do rio Jacuí, considerando 20% de desmatamento na bacia, ocorreu um aumento na vazão máxima de 25% e de 18%, para os tempos de retorno de 1 e 100 anos, respectivamente. Para 100% de desmatamento na bacia o incremento foi de 132% e de 108%, para os tempos de retorno de 1 e 100 anos, respectivamente. Estes resultados foram superiores aos observados nas bacias do Rio Ji-Paraná e do Rio das Almas. Isto pode estar relacionado ao fato de ocorrer uma distribuição de chuvas ao longo de todo o ano, ou seja, não há uma sazonalidade bem definida, ou ainda ao fator de escala da bacia.

4.1.3.2 Vazões mínimas

As vazões mínimas tendem a serem menores para tempos de retorno maiores. Na bacia do rio Ji-Paraná o incremento na vazão mínima na condição em que 20% da bacia estava desmatada

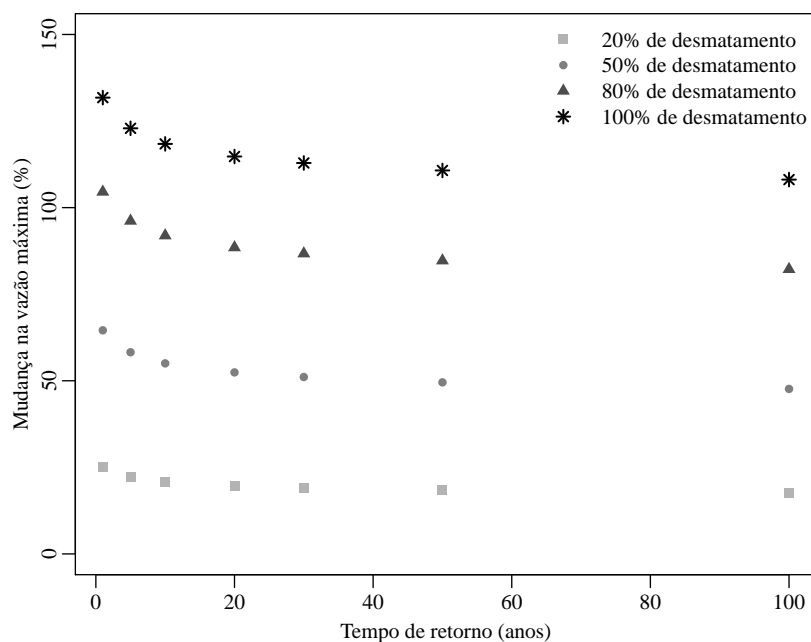


Figura 4.8 Efeito do desmatamento em termos de vazões máximas para diferentes tempos de retorno na bacia do Rio Jacuí.

foi de 8% e de 7%, para tempos de retorno de 1 e 100 anos, respectivamente. Para a condição em que toda a bacia foi desmatada (100% desmatada) o incremento na vazão mínima foi de 41%, para um tempo de retorno de 1 ano, e de 34 %, para um tempo de retorno de 100 anos. Os resultados obtidos para a bacia do rio Ji-Paraná podem ser vistos na Figura 4.9.

Na bacia do rio das Almas o comportamento é semelhante ao da bacia do rio Ji-Paraná. Para o cenário com 20% de desmatamento na bacia o incremento na vazão mínima foi de 13% e de 15%, para os tempos de retorno de 1 e 100 anos. Para o cenário de 100% de desmatamento os efeitos foram de um incremento na vazão mínima de 62% e de 71%, para tempos de retorno de 1 e 100 anos. Os resultados obtidos para a bacia do rio das Almas podem ser vistos na Figura 4.10.

Para a bacia do rio Jacuí os incrementos na vazão mínima foram de 22% e de 42% para o cenário de 20% de desmatamento e tempos de retorno de 1 e 100 anos, respectivamente. No mesmo sentido, considerando 100% de desmatamento, os incrementos foram de 109% e de 201%, para tempos de retorno de 1 e de 100 anos, respectivamente. Os resultados obtidos para a bacia do rio Jacuí podem ser vistos na Figura 4.11.

Os resultados obtidos em relação às vazões extremas, de modo geral, são coerentes com

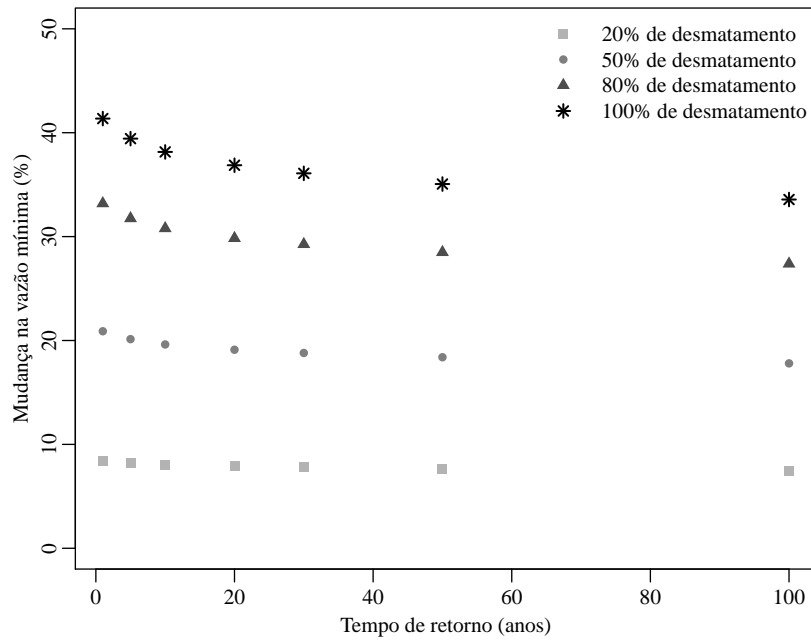


Figura 4.9 Efeito do desmatamento em termos de vazões mínimas para diferentes tempos de retorno na bacia do Rio Ji-Paraná.

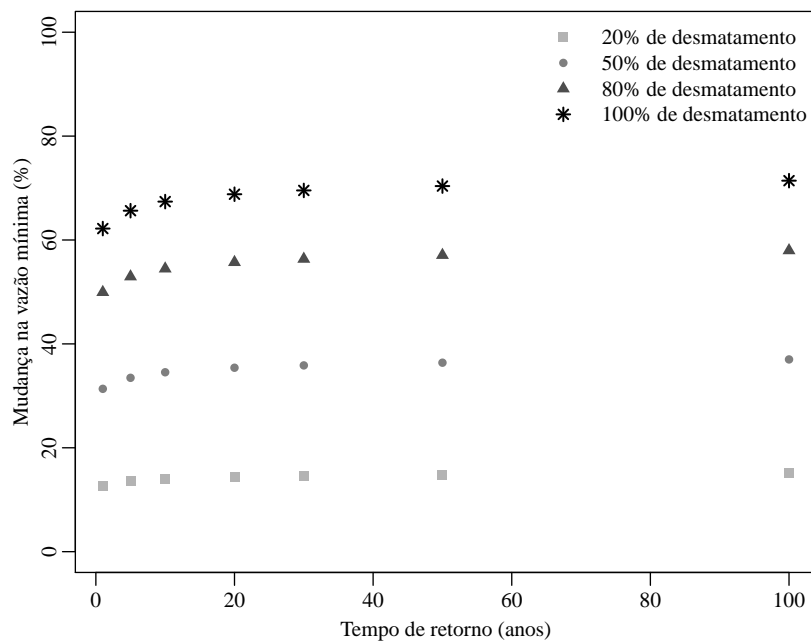


Figura 4.10 Efeito do desmatamento em termos de vazões mínimas para diferentes tempos de retorno na bacia do Rio das Almas.

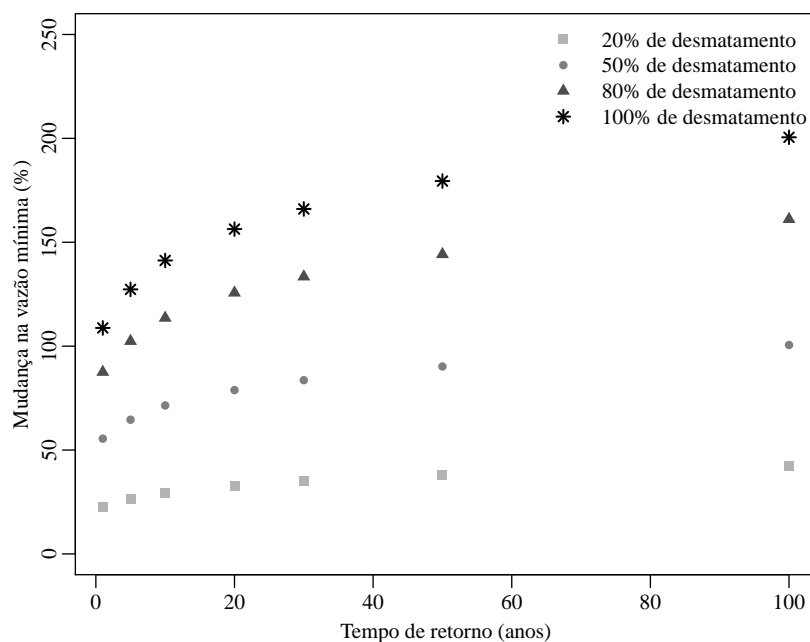


Figura 4.11 Efeito do desmatamento em termos de vazões mínimas para diferentes tempos de retorno na bacia do Rio Jacuí.

os discutidos na literatura. De acordo com Andreássian (2004) o desmatamento provoca o aumento das cheias de pequeno tempo de retorno, mas não afeta substancialmente as cheias de grande tempo de retorno, o que corrobora com McCulloch e Robinson (1993) em relação ao fato das florestas reduzirem pequenas cheias, mas, em geral, não reduzirem eventos extremos. Essa redução da influência das florestas em eventos extremos com grandes tempos de retorno foi observada nos resultados obtidos através de simulação utilizando o modelo MGB-IPH. Em relação as vazões mínimas, ocorreu um aumento das mesmas, tanto em relação ao aumento do desmatamento quanto em relação ao aumento do tempo de retorno. Isto mostra-se coerente com as discussões apresentadas por Andreássian (2004).

Também foram analisadas as curvas de permanência das três bacias (Figuras 4.12, 4.13 e 4.14). Em relação aos eventos de máxima vazão, a bacia do rio das Almas apresentou eventos de pico superiores em relação as outras duas bacias. Este efeito pode ser atribuído à eventos de chuvas mais intensos ocorridos na bacia, superiores a média esperada para o período, como pode ser observado na Figura 4.4.

Em relação ao impacto do desmatamento nas vazões mínimas foram avaliadas as vazões Q_{95} , ou seja, as vazões associadas à permanências de 95%. Para a bacia do rio Ji-Paraná verifica-se um aumento na Q_{95} de 9% para 20% de desmatamento, 21% para 50% de desmatamento, 33% para 80% de desmatamento e de 41% para 100% de desmatamento.

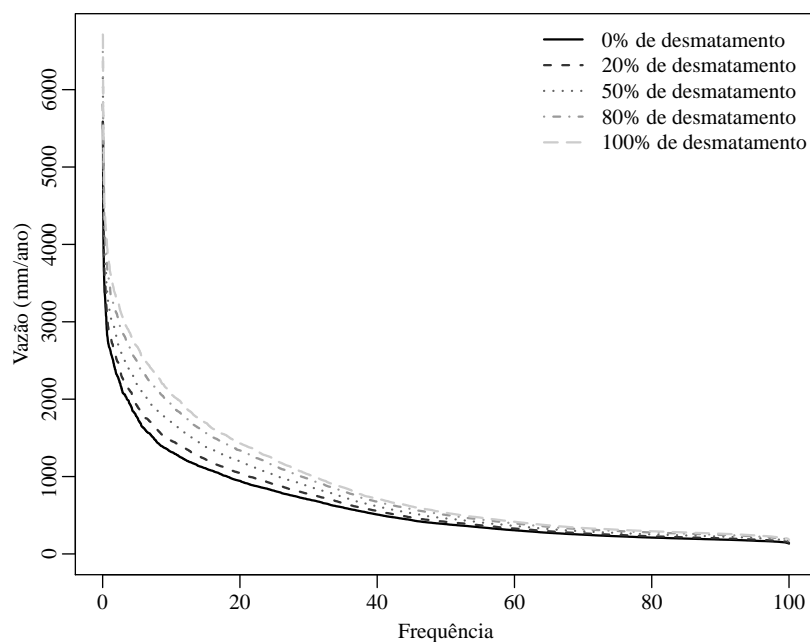


Figura 4.12 Curva de permanência para a bacia do rio Ji-Paraná para os diferentes cenários de desmatamento.

Na bacia do rio das Almas verificou-se um aumento na Q_{95} de 13% no cenário com 20% de desmatamento, de 33% para 50% de desmatamento, de 51% para 80% de desmatamento e de 64% para 100% de desmatamento.

Já na bacia do rio Jacuí os incrementos na vazão Q_{95} foram de 24% para 20% de desmatamento, de 60% para 50% de desmatamento, de 94% para 80% de desmatamento e de 116% para 100% de desmatamento.

4.1.4 Conclusões da seção

Os resultados obtidos mostram que as vazões médias calculadas pelo modelo MGB-IPH dependem dos parâmetros relacionados à vegetação. A alteração dos valores destes parâmetros provoca impactos de aumento ou diminuição da vazão que são coerentes com os resultados encontrados em bacias experimentais.

A magnitude dos impactos nas vazões médias simuladas nos estudos de casos, em que foi simulado o desmatamento, possui a mesma ordem de grandeza que os resultados de estudos experimentais em um grande número de bacias pareadas. Os resultados obtidos em relação as vazões extremas mostram comportamento coerente com o discutido na literatura. Pode-se dizer que o modelo MGB-IPH é capaz de representar os impactos hidrológicos associados ao desmatamento de forma satisfatória, apesar das incertezas inerentes ao processo e aos parâme-

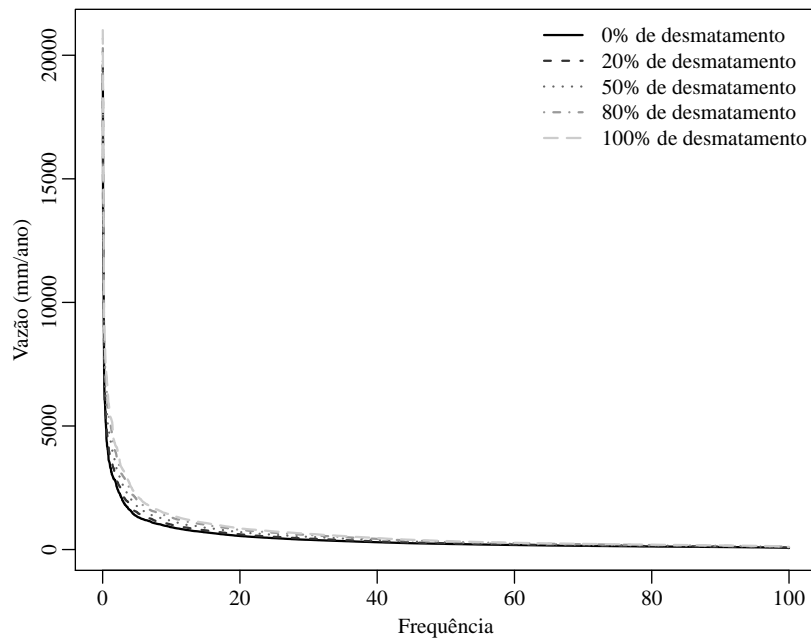


Figura 4.13 Curva de permanência para a bacia do rio das Almas para os diferentes cenários de desmatamento.

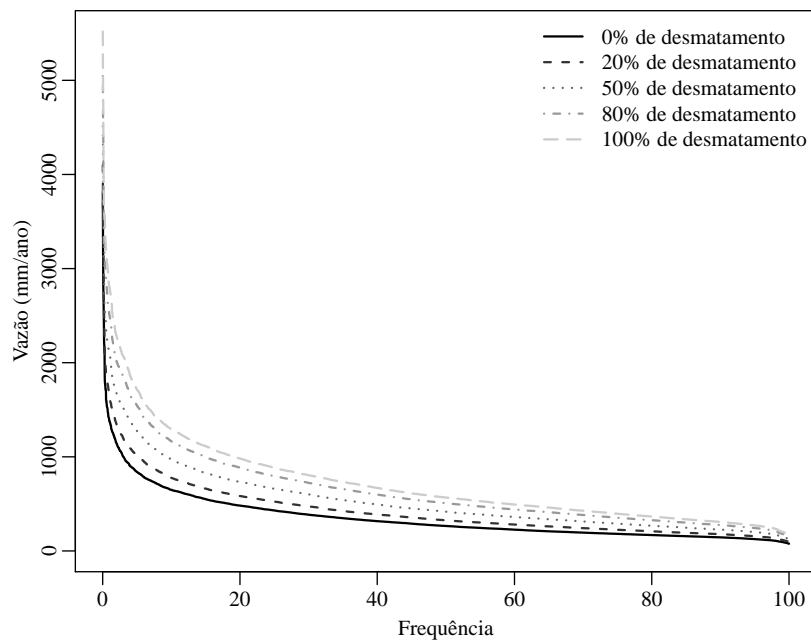


Figura 4.14 Curva de permanência para a bacia do rio Jacuí para os diferentes cenários de desmatamento.

tros.

A análise de sensibilidade do modelo MGB-IPH aos parâmetros relacionados com a evapotranspiração revela que há uma grande incerteza relacionada ao parâmetro resistência superficial da vegetação, que, de forma simplificada neste estudo, foi considerada igual para a floresta e para a pastagem. Devido à relação deste parâmetro a fatores fisiológicos das plantas, se esperaria que uma boa alternativa para a sua estimativa seria considerar a resistência superficial função do índice de área foliar, conforme sugerido por Shuttleworth (1993).

Na análise realizada aqui não foram realizadas alterações no parâmetro de armazenamento de água no solo (W_m), que indica o volume de água no solo disponível, nem foram consideradas as diferenças entre a profundidade das raízes da floresta e da pastagem. É de se esperar que, caso o W_m fosse incluído nas análises, ou ainda, que as profundidades das raízes fossem consideradas, as diferenças de evapotranspiração e de escoamento em florestas e em pastagens pudessem se acentuar. Para isto, recomenda-se analisar os mesmos cenários em modelos com o balanço de água no solo mais complexo, com capacidade de representar o armazenamento do solo em diferentes camadas e com capacidade de representar o fluxo da água em meio não saturado.

É importante destacar, também, que, com o objetivo de simplificar a análise, os resultados das simulações nas três bacias apresentadas neste artigo foram obtidos sem calibrar o modelo hidrológico previamente para cada uma das bacias, e devem ser interpretados em termos relativos, e não absolutos.

4.2 Impacto das mudanças de uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná

Nesta seção são apresentados os resultados das simulações de mudança de uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná. Esta bacia foi definida com exutório a montante da Usina Hidrelétrica de Itaipu, com uma área de drenagem de 827.155 km^2 , e está localizado na latitude de $25,697^\circ \text{ S}$ e longitude $54,455^\circ \text{ W}$ (Figura 4.15).

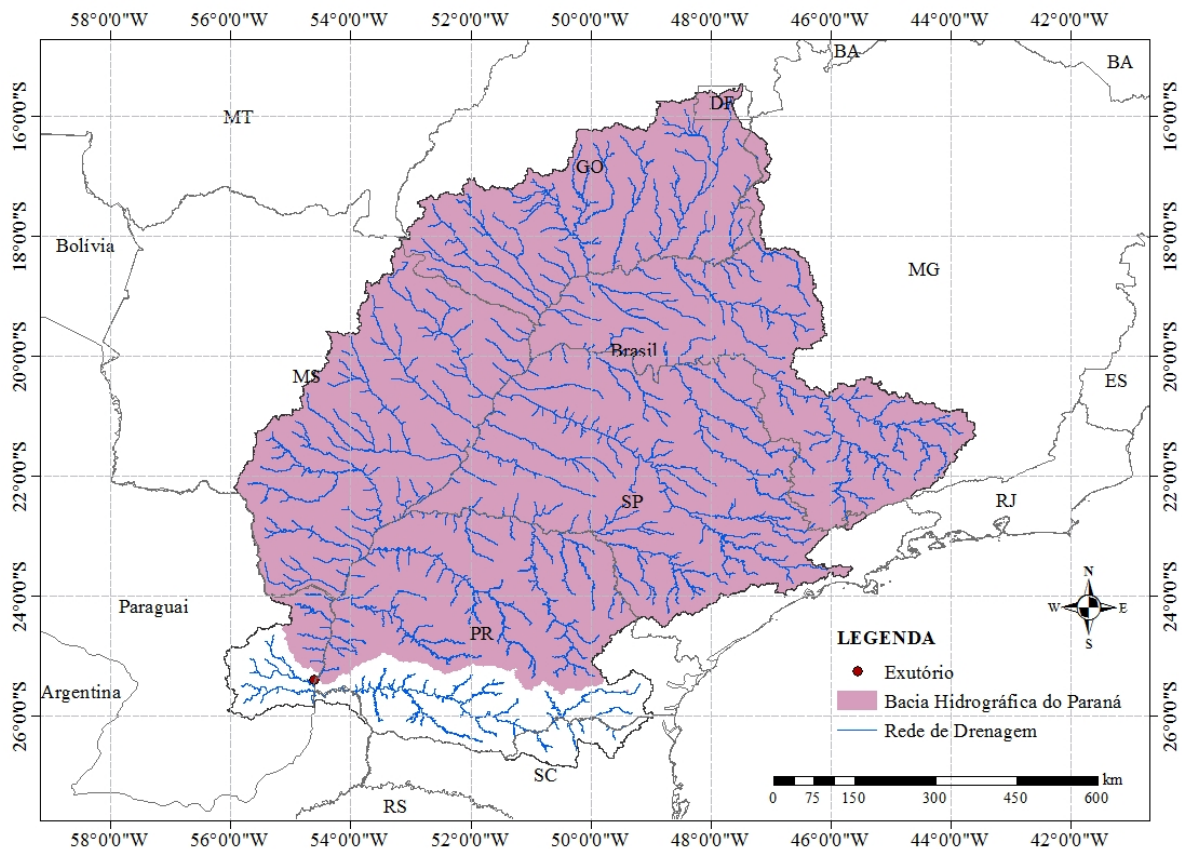


Figura 4.15 Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.

Conforme apresentado no Capítulo 3 foram realizadas simulações separadamente para as décadas de 1940 à 1990, cada uma considerando os seus correspondentes mapas de uso da terra e condições climáticas. Para verificar apenas os impactos das alterações de uso da terra, uma simulação controle foi realizada, ou seja, para que pudessem ser descartadas os impactos devido às mudanças climáticas. Também foram realizadas análises em algumas sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Rio Paraná. Os resultados obtidos para estas sub-bacias são apresentados no Apêndice A.

4.2.1 Alterações na vegetação ao longo das décadas

A Figura 4.16 mostra as alterações na vegetação ao longo das décadas para a Bacia Hidrográfica do Rio Paraná. As mudanças ocorreram principalmente pela redução na área de floresta (desmatamento) e incrementos na área de campo e de agricultura.

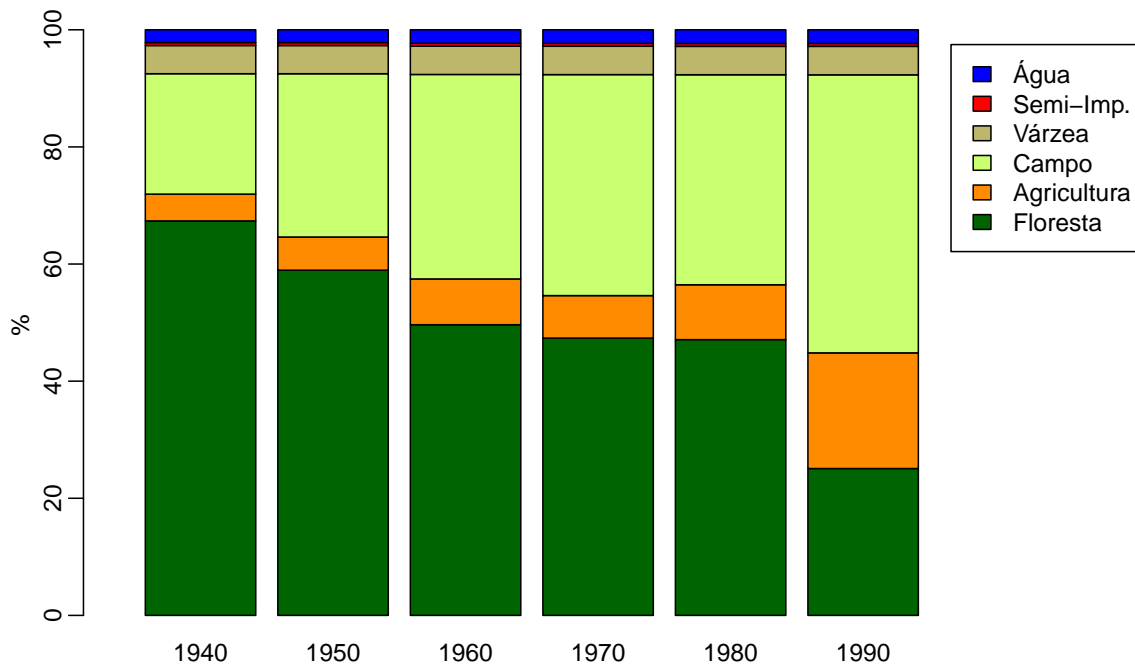


Figura 4.16 Alterações na vegetação na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná de acordo com dados de Leite *et al.* (2012).

Como pode ser observado, na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná, ocorreu um incremento nas áreas de campo e de agricultura da década de 1940 até a década de 1990. Este crescimento aconteceu em detrimento das áreas de floresta. Da década de 1940 para a década de 1990 o percentual de área de floresta reduziu de 67,4% para 25,1%, o que significou um desmatamento de 42,3%. Nas demais décadas analisadas os percentuais de desmatamento, em relação à década de 1940, foram de 8,4, de 17,7, de 20,0 e de 20,3% para as décadas de 1950, 1960, 1970 e 1980, respectivamente.

A Tabela 4.6 mostra os percentuais de cada tipo de vegetação, em cada uma das décadas, para a Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.

Tabela 4.6 Percentual de cada tipo de vegetação em cada década.

Vegetação	1940	1950	1960	1970	1980	1990
Floresta	67,4	58,9	49,6	47,4	47,1	25,1
Agricultura	4,6	5,7	7,8	7,3	9,4	19,7
Campo	20,6	27,9	34,9	37,7	35,9	47,5
Várzea	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8	4,9
Semi-Imp.	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Água	2,2	2,2	2,3	2,3	2,3	2,3

4.2.2 Análise da precipitação

A precipitação anual para a Bacia Hidrográfica do Rio Paraná pode ser vista na Figura 4.17. A precipitação máxima na bacia, para o período estudado, ocorreu no ano de 1983 e foi de cerca de 2000 mm, enquanto a precipitação mínima ocorreu no ano de 1944 e foi de aproximadamente 990 mm.

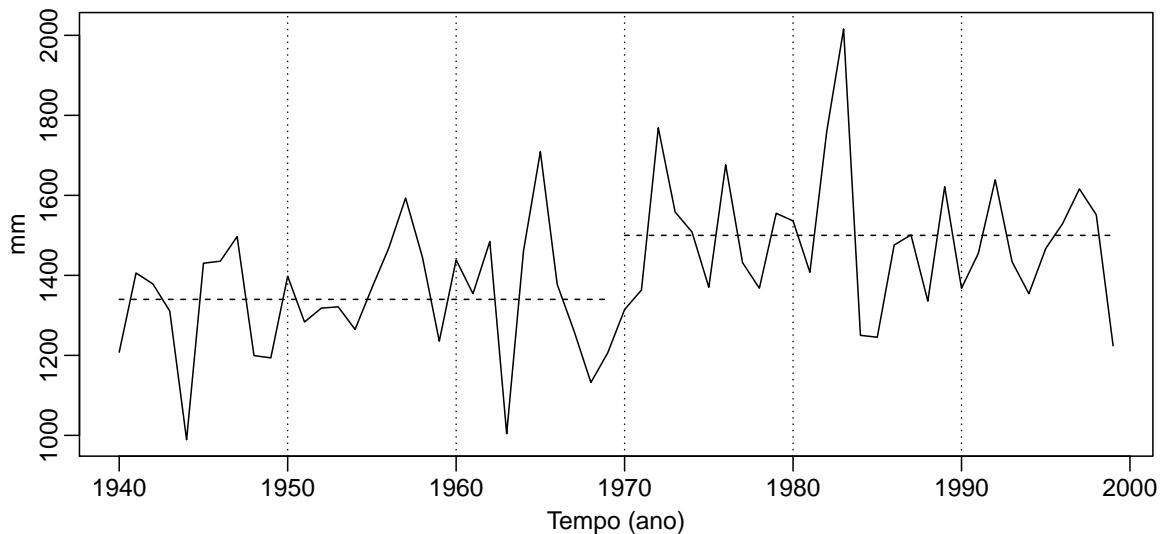


Figura 4.17 Série da precipitação anual para a Bacia Hidrográfica do Rio Paraná. As linhas tracejadas indicam a precipitação média do período.

Analisando a série de precipitações, em geral, os anos mais úmidos ocorreram depois da década de 1970. Após esta década foi observado uma tendência de aumento de precipitação. A precipitação média entre os anos de 1940 e 1969 foi de cerca de 1340 mm, enquanto que entre 1970 e 1999 foi de 1500 mm. Isto representa um aumento de cerca de 11% na precipitação média anual, que pode ser visto na Figura 4.17.

Foi verificado, através da ANOVA para a séries de precipitação diária, que existem dife-

renças significativas, ao nível de significância de 5%, entre as médias de precipitações diárias em diferentes décadas. Para verificar quais décadas possuíam diferenças significativas foi realizado o Teste de Tukey. Assim, verificou-se que as décadas de 1940, de 1950 e de 1960 diferem das de 1970, de 1980 e de 1990, o que está de acordo com a tendência observada na Figura 4.17.

A sazonalidade da Bacia Hidrográfica do Rio Paraná é apresentada na Figura 4.18. O período úmido iniciando em outubro e estendendo-se até março, enquanto o período seco indo de abril à setembro.

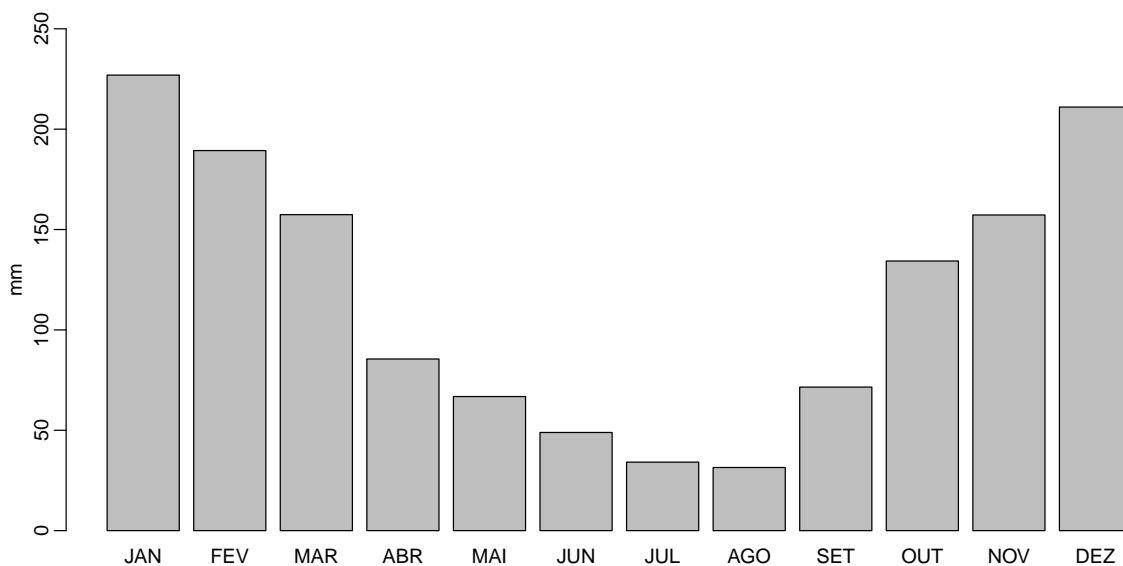


Figura 4.18 Precipitação média mensal na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná para o período de 1940 a 1999. Séries obtidas a partir da interpolação dos dados fluviométricos que foram utilizadas como variáveis de entrada no modelo MGB-IPH.

4.2.3 Impacto das mudanças de uso da terra no balanço hídrico

O impacto das mudanças de uso da terra nas parcelas do balanço hídrico, como interceptação, evapotranspiração e vazão, foram obtidos comparando as simulações considerando as alterações nos usos da terra e a simulação controle. Para verificar o impacto das mudanças de uso da terra, ao longo das décadas, nas parcelas do balanço hídrico foi utilizada uma medida dada

por:

$$EAP = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - y_i)}{x_i} \times 100, \quad (4.1)$$

em que EAP [%] é diferença absoluta percentual, y_i é a variável simulada considerando a mudança de uso da terra, x_i a variável simulada na série controle e o n é tamanho da série.

4.2.3.1 Alterações na interceptação

A interceptação média anual de longo período na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná, calculada para as diferentes décadas, pode ser vista na Tabela 4.7. As mudanças de uso da terra produziram reduções na interceptação média de longo termo. Na década de 1950 a interceptação foi de $244 \pm 17 \text{ mm.ano}^{-1}$ na simulação controle, onde a vegetação corresponde a da década de 1940, para $223 \pm 15 \text{ mm.ano}^{-1}$, na simulação considerando a mudança de uso da terra, ou seja, com a vegetação correspondente a da década de 1950. Isto representou uma redução na interceptação de 21 mm.ano^{-1} (9%).

Tabela 4.7 Interceptação média de longo período na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.

Década	Interceptação (mm.ano^{-1})	
	Mudança de uso da terra	Controle
1940	249 ± 22	249 ± 22
1950	223 ± 15	244 ± 17
1960	194 ± 21	238 ± 26
1970	180 ± 16	231 ± 21
1980	170 ± 19	216 ± 25
1990	131 ± 9	214 ± 16

Esta redução na interceptação também foi verificada nas décadas seguintes: de 44 mm.ano^{-1} (18%) para a década de 1960, de 51 mm.ano^{-1} (22%) para a década de 1970 e de 46 mm.ano^{-1} (21%) para a década de 1980. Já para a década de 1990 a redução na interceptação foi mais acentuada, passando de $214 \pm 16 \text{ mm.ano}^{-1}$, na simulação controle, para $131 \pm 9 \text{ mm.ano}^{-1}$, ao considerar as mudanças de uso da terra. Esta redução corresponde a 83 mm.ano^{-1} , ou seja, cerca de 39%.

A redução observada na interceptação é consistente com o desmatamento ocorrido na bacia ao longo das décadas. Na década de 1950, em que a redução na interceptação foi de 8%, ocorreu um desmatamento de 8,4% na área da bacia. Na década de 1960 o desmatamento na área da bacia foi de 17,7%, período em que a redução na interceptação foi de 18%. Nas décadas

de 1970 e de 1980 os desmatamentos foram muito semelhantes em relação à década de 1940, cerca de 20%, assim como as reduções na interceptação que foram de 22 e 21%, respectivamente. Para a década de 1990, como já mencionado, a interceptação reduziu 39%, período em que o desmatamento na bacia, em relação a década de 1940, foi de 42,3%. Estes resultados mostram uma forte relação entre o percentual de área desmatada na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná e a redução percentual da interceptação.

Na Figura 4.19(a) e na Figura 4.19(b) são apresentadas as séries de interceptação anual para a simulação controle e para a simulação considerando as mudanças de uso da terra, respectivamente. Como pode ser observado, existe uma clara tendência de redução da interceptação ao longo das décadas, principalmente na série que considera as mudanças de uso da terra. Para a década de 1950 o EAP (Figura 4.19(c)) ficou em torno de 9%, para a década de 1960 de 19%, para a década de 1970 de 22%, para a década de 1980 de 21% e para a década de 1990 de 39%. Os elevados valores do EAP indicam um grande impacto associados as mudanças de uso da terra sobre a parcela de interceptação na SB7, o que esta de acordo com o desmatamento apresentado na bacia neste período.

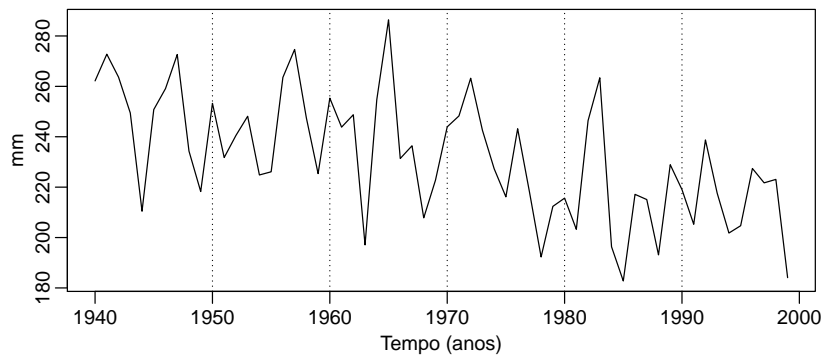
Os resultados na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná mostram que a redução da área de florestas implica em uma redução na interceptação. Este resultado também foi observado nas sub-bacias apresentadas no Apêndice A. Esta redução na interceptação está relacionada ao fato de que florestas possuem um IAF maior, ou seja, uma maior capacidade de armazenar a água da precipitação, que retorna a atmosfera através da evaporação.

4.2.3.2 Alterações na evapotranspiração

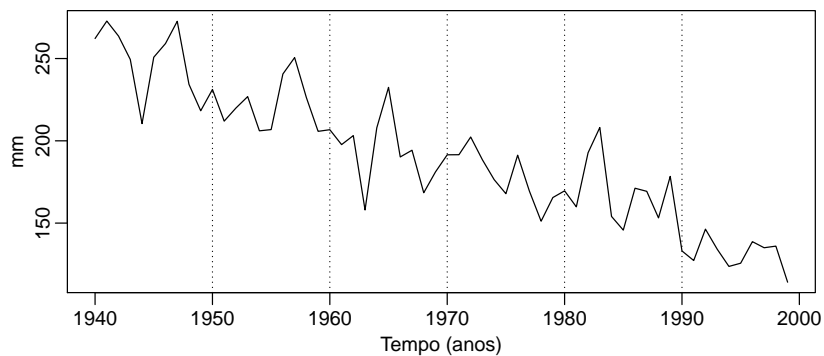
As médias de longo período para a evapotranspiração na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná são apresentadas na Tabela 4.8. Ao analisar o impacto das mudanças de uso da terra sobre a variável evapotranspiração observa-se uma redução ao longo das décadas. Para a década de 1950, a evapotranspiração passou de $1076 \pm 68 \text{ mm.ano}^{-1}$ para $1064 \pm 65 \text{ mm.ano}^{-1}$, ao ser considerada a mudança de uso da terra em relação a simulação controle. Isto representou uma redução de cerca de 1% na evapotranspiração, ou seja, de 12 mm.ano^{-1} .

Nas décadas seguintes também foram observadas reduções na evapotranspiração devido às mudanças de uso da terra em relação à década de 1940. As reduções foram de: 22 mm.ano^{-1} (2%) para a década de 1960; 41 mm.ano^{-1} (4%) para as décadas de 1970 e de 1980; e 75 mm.ano^{-1} (7%) para a década de 1990.

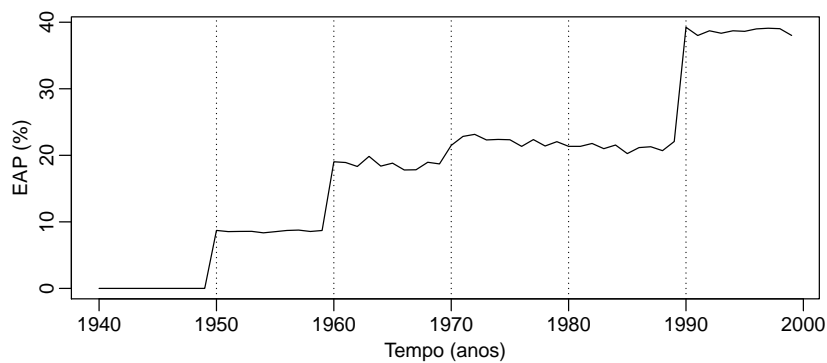
As séries de evapotranspiração anual, para as simulações controle e as considerando as mudanças de uso da terra, podem ser vistas nas Figuras 4.20(a) e 4.20(b). A diferença percentual absoluta (EAP), entre a simulação controle e a simulação considerando as mudanças de uso da



(a) Simulação controle



(b) Simulação com mudança de uso da terra



(c) Diferença absoluta percentual

Figura 4.19 Impacto na interceptação na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas. A Figura 4.19(a) mostra a série de interceptações médias anuais para a simulação controle (URHs da década de 1940 em todo o período). A Figura 4.19(b) apresenta a série de interceptações médias anuais considerando as mudanças de uso da terra. A Figura 4.19(c) apresenta o EAP da série com mudanças de uso da terra em relação a série controle.

Tabela 4.8 Evapotranspiração média de longo período para a Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.

Década	Evapotranspiração ($mm.ano^{-1}$)	
	Mudança de uso da terra	Controle
1940	1040 ± 83	1040 ± 83
1950	1064 ± 65	1076 ± 68
1960	1026 ± 79	1048 ± 86
1970	1096 ± 57	1137 ± 68
1980	1095 ± 79	1136 ± 98
1990	1052 ± 44	1127 ± 64

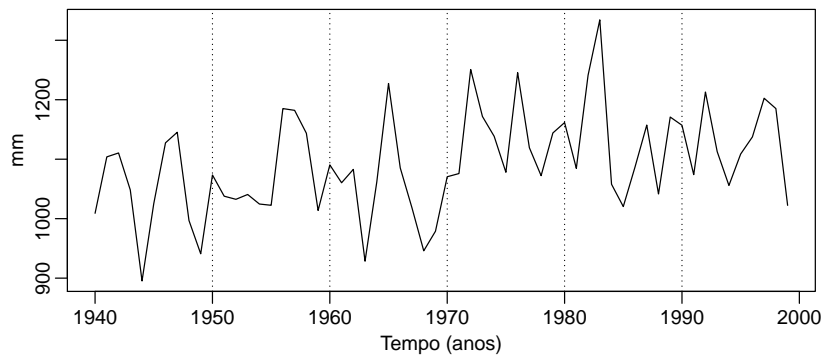
terra, é apresentada na Figura 4.20(c). Esta diferença indica os impactos das mudanças de uso da terra sobre a evapotranspiração, em relação ao uso da terra da década de 1940. Os EAPs médios foram de 1% para a década de 1950, 2% para a década de 1960, 3% para as décadas de 1970 e 1980 e de 6% para a década de 1990.

Os resultados das simulações na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná mostram que, ao longo das décadas, ocorreram incrementos na evapotranspiração. Considerando os impactos das mudanças de uso da terra através das médias das décadas anteriores a 1970 (décadas de 1940, 1950 e 1960) e posteriores a 1970 (décadas de 1970, 1980 e 1990), a evapotranspiração média passou de 1043 mm.ano^{-1} para 1081 mm.ano^{-1} , um incremento de 38 mm.ano^{-1} (cerca de 5%), no cenário considerando as mudanças de uso da terra associadas às alterações de clima. No entanto, ao ser verificada a alteração na evapotranspiração na simulação controle, onde são observados apenas os impactos devido às alterações na precipitação, a evapotranspiração média passou de 1055 mm.ano^{-1} , antes de 1970, para 1133 mm.ano^{-1} , depois de 1970. Isto representou um incremento de 79 mm.ano^{-1} (cerca de 7%). Logo este aumento na evapotranspiração, ao longo das décadas, pode ser relacionado ao incremento verificado principalmente na precipitação. Isto se deve ao fato de que a evapotranspiração, além de estar fortemente relacionada à radiação disponível e às condições atmosféricas, está fortemente relacionada à quantidade de água disponível.

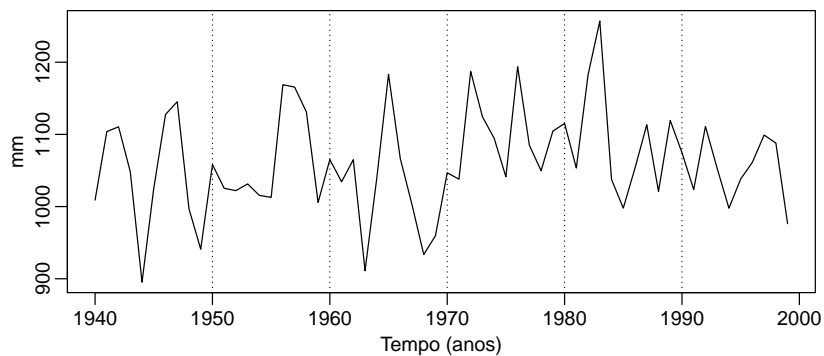
4.2.3.3 Impactos na vazão média

Os impactos das mudanças de uso da terra sobre a vazão média de longo período, incluindo todas as sub-bacias analisadas e apresentadas no Apêndice A, podem ser observados na Figura 4.21. Nas Figuras 4.21(a) e 4.21(b) são apresentados os impactos na vazão média de longo período (incremento ou redução) em função do percentual de mudança na área de floresta (reflorestamento ou desmatamento).

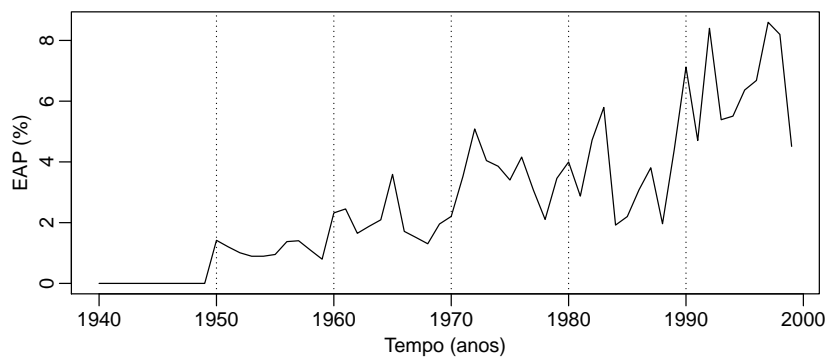
A Figura 4.21(a) mostra os resultados das bacias experimentais sintetizados por Bosch e



(a) Simulação controle

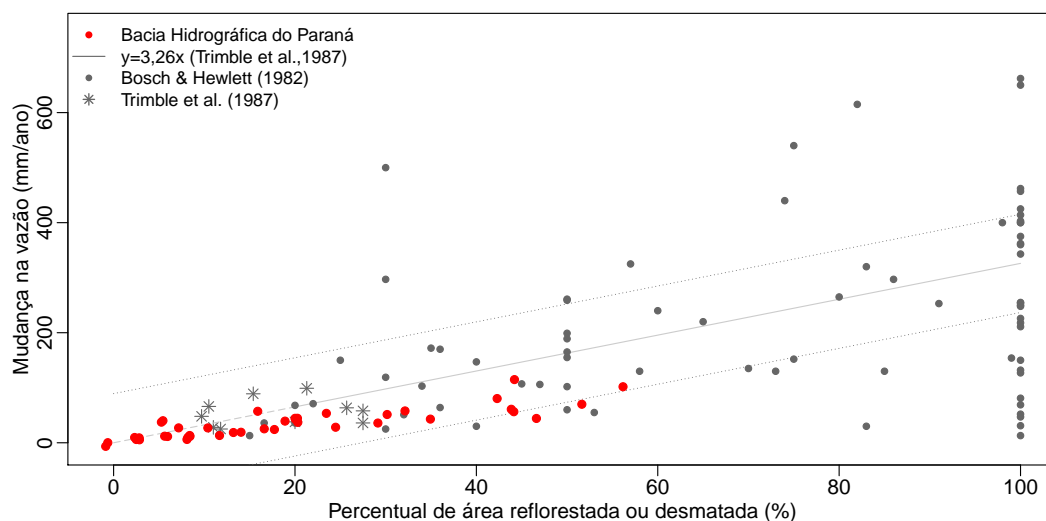


(b) Simulação com mudança de uso da terra

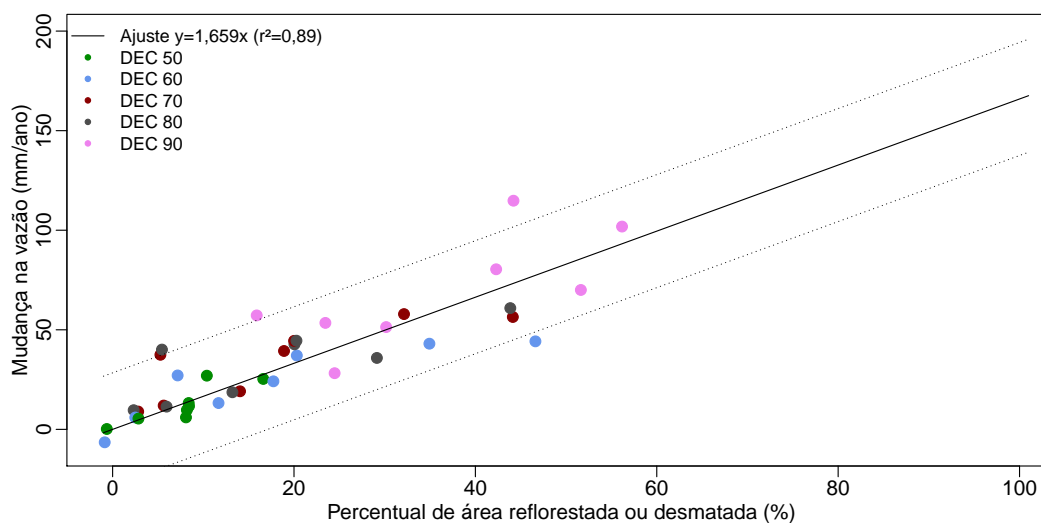


(c) Diferença absoluta percentual

Figura 4.20 Impacto na evapotranspiração na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas. A Figura 4.20(a) mostra a série de evapotranspirações médias anuais para a simulação controle (URHs da década de 1940 em todo o período). A Figura 4.20(b) apresenta a série de evapotranspirações médias anuais considerando as mudanças de uso da terra. A Figura 4.20(c) apresenta o EAP da série com mudanças de uso da terra em relação a série controle.



(a) Comparação entre os dados simulados na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná e um conjunto de resultados experimentais disponíveis na literatura.



(b) Resultados das simulações na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná, com o ajuste dos dados por uma regressão linear.

Figura 4.21 Impacto do desmatamento e do reflorestamento sobre a vazão média de longo período para todas as sub-bacias analisadas na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná. Na Figura 4.21(a) os resultados obtidos nas simulações na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná são comparados com um conjunto de resultados de bacias experimentais, apresentados em Bosch e Hewlett (1982) e em Trimble *et al.* (1987). Na Figura 4.21(b) são apresentados apenas os resultados das simulações na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná, assim como um ajuste dos dados por regressão linear. Cada década foi representada por uma cor diferente: verde para a década de 1950; azul para a 1960, marrom para a 1970, cinza para a 1980 e rosa para a década de 1990. A linha preta corresponde ao ajuste realizado através de uma regressão linear. As linhas pontilhadas correspondem ao intervalo de confiança de 95%.

Hewlett (1982) e por Trimble *et al.* (1987) acrescidos dos resultados obtidos nas simulações na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná. Os resultados das simulações incluem as sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Rio Paraná descritas no Apêndice A. A linha cinza contínua representa o ajuste de regressão realizado por Trimble *et al.* (1987). Como pode ser observado, os resultados das simulações acompanham a tendência geral dos resultados experimentais.

Na Figura 4.21(b) podem ser vistos apenas os resultados das simulações na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná. É possível observar certa dispersão nos dados, mas sobretudo uma tendência de aumento do impacto em função de um aumento no percentual de área de vegetação alterada. Isto fica mais evidente com o ajuste de dados através de uma análise de regressão, que obteve um coeficiente de determinação (r^2) de 0,89 e um erro padrão de 14,5 mm (linha contínua na Figura 4.21(b)).

A equação de regressão proposta é $y = 1,659 \times x$, onde y é a alteração na vazão média de longo termo ($mm.ano^{-1}$) e x o percentual de área da bacia com vegetação alterada. Esta equação permite estimar, de maneira simplificada, o impacto na vazão média a partir do conhecimento do percentual de área de floresta alterada.

Na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná ocorre um incremento da vazão média de longo período no decorrer das décadas, como pode ser observado na Tabela 4.9. Para a década de 1950 a vazão média de longo termo passou de $302 \pm 43 mm.ano^{-1}$, na simulação controle, para $314 \pm 45 mm.ano^{-1}$, na simulação considerando as mudanças de uso da terra, ou seja, um incremento na vazão de $12 mm.ano^{-1}$ (cerca de 4%). Neste período, o desmatamento percentual na bacia foi de cerca de 8,4%.

Tabela 4.9 Vazão média de longo período para a Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.

Década	Vazão ($mm.ano^{-1}$)	
	Mudança de uso da terra	Controle
1940	289 ± 54	289 ± 54
1950	314 ± 45	302 ± 43
1960	322 ± 75	298 ± 68
1970	392 ± 67	348 ± 57
1980	433 ± 132	389 ± 116
1990	446 ± 55	366 ± 44

Na década de 1960, a vazão média de longo período para a simulação controle, ou seja, com mapa de uso da terra correspondente à década de 1940, foi de $298 \pm 68 mm.ano^{-1}$. Já na simulação considerando as mudanças de uso da terra, ou seja, com mapa de vegetações correspondente ao da década de 1960, a vazão média foi de $322 \pm 75 mm.ano^{-1}$. Logo, pode-se observar um incremento na vazão média de longo período devido às mudanças de uso da terra de $24 mm.ano^{-1}$ (cerca de 8%). O desmatamento percentual na bacia na década de 1960

em relação ao cenário da década de 1940 foi de 17,7%.

Nas décadas seguintes também foram observados incrementos na vazão média de longo termo devido às mudanças de uso da terra. Estes incrementos foram de 44 mm.ano^{-1} (cerca de 13%) para as décadas de 1970 e 1980; e de 80 mm.ano^{-1} (cerca de 22%) para a década de 1990. Os desmatamentos em relação à década de 1940 foram de aproximadamente 20% para as décadas de 1970 e 1980; e de 42,3% para a década de 1990.

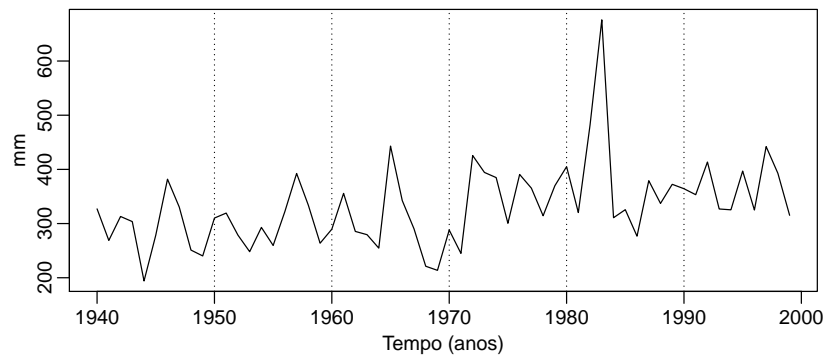
Nas Figuras 4.22(a) e 4.22(b) podem ser vistas as séries de vazões médias anuais para a série controle e para a série com mudanças de uso da terra. Na Figura 4.22(c) pode se observar uma estimativa do impacto das mudanças de uso da terra, através da diferença absoluta percentual entre a série controle e a série considerando as mudanças de uso da terra. Em termos médios, o EAP foi de 4% para a década de 1950, de 8% para a de 1960, de 12% para a de 1970, de 11% para a de 1980 e de 21% para a de 1990.

Como mencionado anteriormente (Seção 3.3.1), na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná é possível observar uma mudança de nível nas vazões observadas em meados dos anos 1970. Esta mudança de nível também pode ser observada nas séries de vazões simuladas, tanto na simulação controle quanto na simulação considerando as mudanças de uso da terra ao longo das décadas (Figura 4.23).

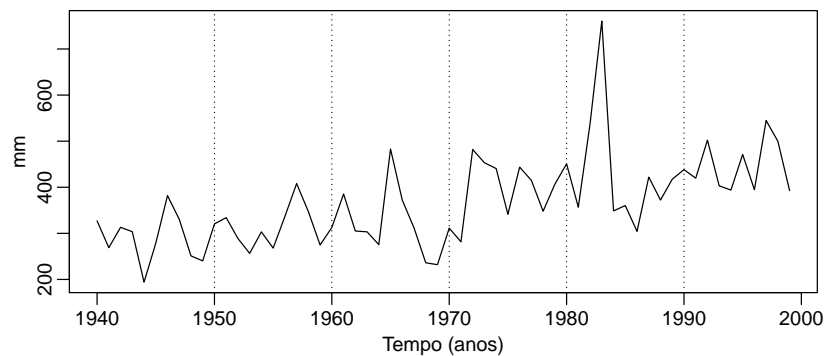
Na simulação controle, a vazão média de longo período para as décadas anteriores a 1970 (décadas de 1940, de 1950 e de 1960) foi de 296 mm.ano^{-1} . Já nas décadas posteriores a 1970 (décadas de 1970, de 1980 e de 1990) a vazão média de longo período foi de 367 mm.ano^{-1} . Isto representa um incremento na vazão média de 71 mm.ano^{-1} , que pode ser associado às variações na precipitação.

Realizando esta mesma análise na série de vazões simuladas considerando as mudanças de uso da terra, a vazão média de longo período anterior a 1970 foi de 308 mm.ano^{-1} . Já no período posterior a 1970 a vazão média foi de 424 mm.ano^{-1} . Isto representou um incremento na vazão média de 116 mm.ano^{-1} . Este incremento pode ser atribuído às mudanças de uso da terra associada às variações na precipitação. Desta maneira, pode-se dizer que 39% das alterações na vazão média de longo termo são devido às mudanças de uso da terra, enquanto 61% são devido às alterações na precipitação.

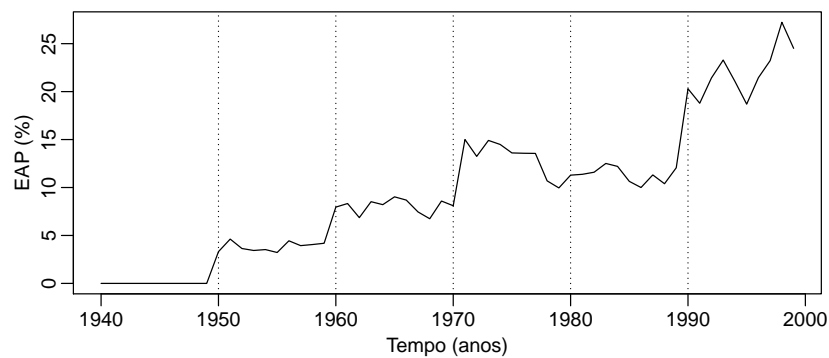
Cabe salientar que aos resultados das simulações estão associadas algumas incertezas. Uma delas está relacionada os dados de uso da terra, que foram baseados nos mapas de Leite *et al.* (2012). Estes mapas não possuem informações sobre o percentual de florestas na bacia. O percentual de florestas foi obtido pela diferença entre a área total e as áreas de pastagem e de cultivo. Outra incerteza está relacionada aos dados climatológicos. Devido a não disponibilidade de séries de clima para o período estudado, foram utilizadas as normais climatológicas. Também existe uma incerteza associada à série de vazões observadas naturalizadas utilizada



(a) Simulação controle



(b) Simulação com mudança de uso da terra



(c) Diferença absoluta percentual

Figura 4.22 Impacto na vazão anual média na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas. A Figura 4.22(a) mostra a série de vazões médias anuais para a simulação controle (URHs da década de 1940 em todo o período). A Figura 4.22(b) apresenta a série de vazões médias anuais considerando as mudanças de uso da terra. A Figura 4.22(c) apresenta o EAP da série com mudanças de uso da terra em relação a série controle.

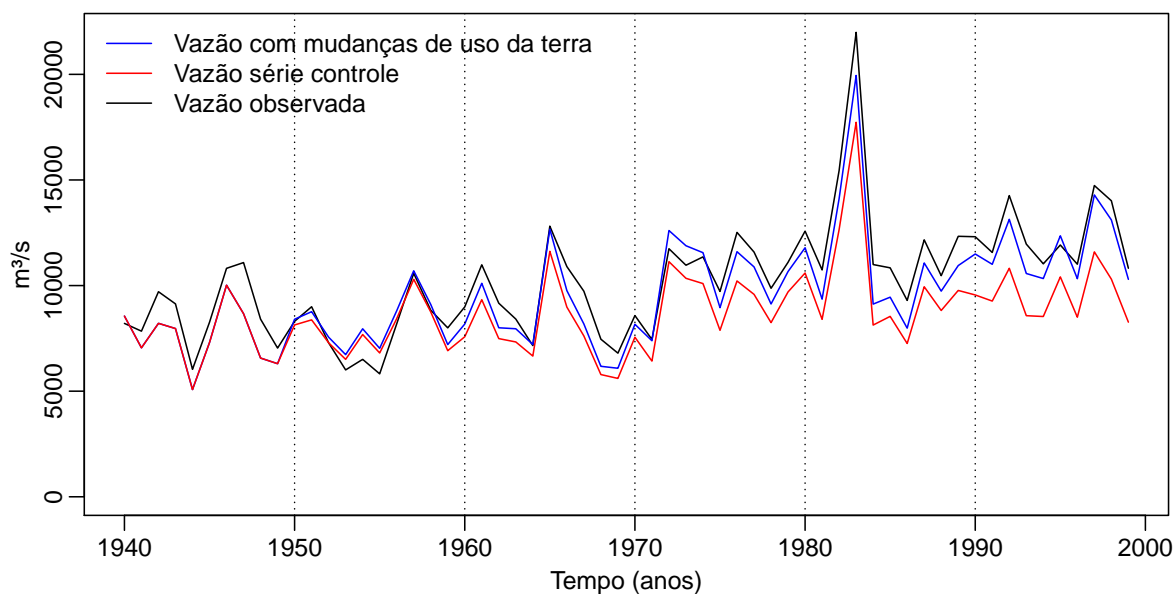


Figura 4.23 Vazão média anual observada (linha preta), vazão média anual simulada na situação controle (linha vermelha) e vazão média anual simulada considerando as mudanças de uso da terra na bacia (SB7) com exutório na Usina Hidrelétrica de Itaipu.

na calibração do modelo. As vazões naturalizadas são calculadas com o objetivo de remover os efeitos causados pelos reservatórios das usinas hidrelétricas (regiões com operações hidráulicas) existentes na bacia. Outro item importante são as séries de precipitações. A estas séries são associadas incertezas devido a variabilidade espacial. Séries de precipitações suficientemente longas, que compreendam todo o período simulado, não são uniformemente distribuídas na bacia, o que compromete a variabilidade espacial das chuvas. No entanto, os resultados das simulações dão uma boa estimativa do papel das mudanças de uso da terra e do papel da precipitação nas alterações da vazão média.

O papel das mudanças de uso da terra, do período anterior a 1970 em relação ao posterior, também foi verificado para algumas sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Rio Paraná. Estes resultados, em termos percentuais, podem ser vistos na Figura 4.24. Observa-se que na região mais ao sul da bacia, principalmente sudoeste, ocorreu uma contribuição maior das mudanças de uso da terra nas alterações na vazão média de longo período.

De um modo geral, pode-se verificar que os impactos causados na vazão média na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná ocorrem no sentido de incrementos na vazão devido ao desmatamento. Esta tendência também foi verificada nas sub-bacias analisadas (Apêndice A). Estes resultados estão de acordo com os resultados obtidos em estudos experimentais, discutidos em

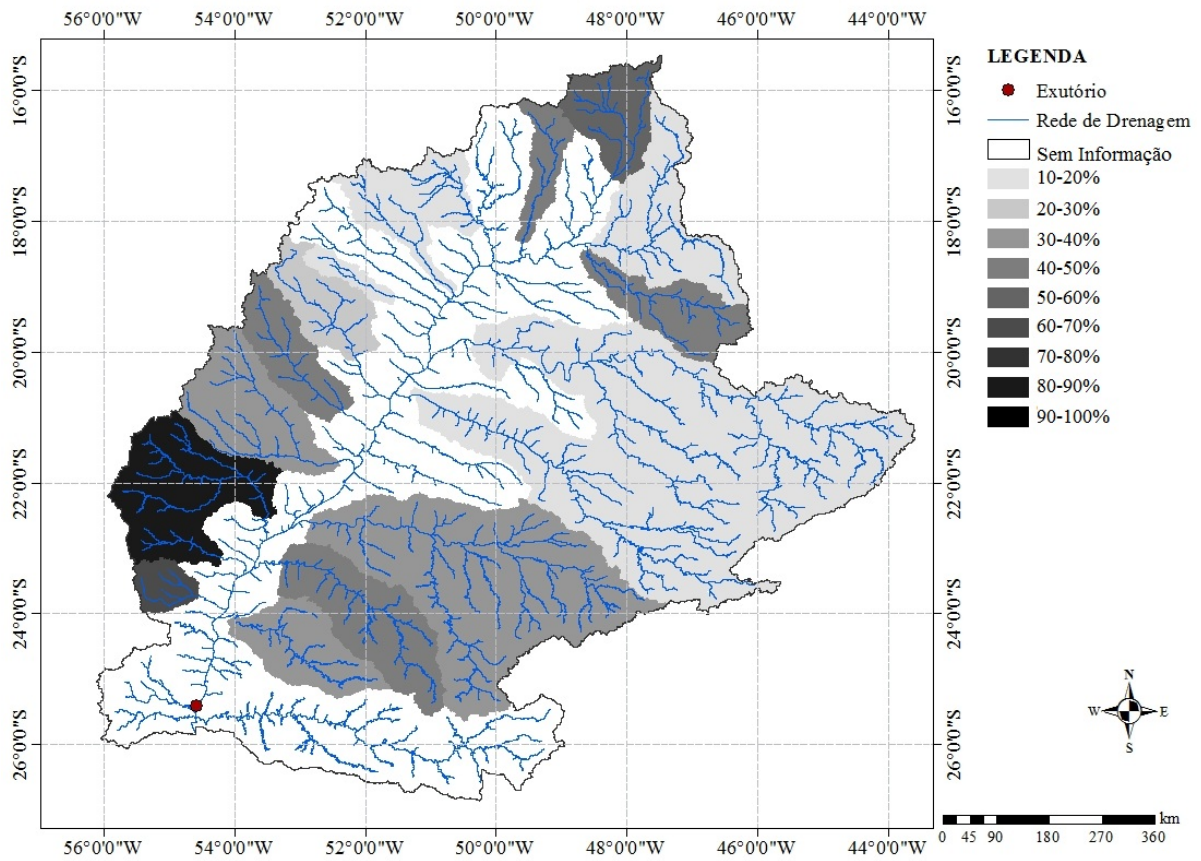


Figura 4.24 Percentual de alteração na vazão média de longo termo que pode ser atribuída às mudanças de uso da terra. As áreas em branco não possuem informação em relação a contribuição das mudanças de uso da terra. O ponto em vermelho representa o exutório da Bacia Hidrográfica do Rio Paraná, a montante da Usina Hidrelétrica de Itaipu.

capítulos anteriores.

4.2.3.4 Impacto nas vazões extremas

Para a análise das vazões extremas foram extraídas das séries originais os correspondentes valores máximos e mínimos anuais.

Vazões máximas

As vazões máximas registradas em cada década na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná podem ser vistas na Figura 4.10. O desmatamento ocorrido na bacia produziu um incremento na vazão de pico. Na década de 1950, este incremento foi de $496 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (cerca de 2%), fazendo com que a vazão máxima aumentasse de $24.364 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, na simulação controle, para $24.860 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ na simulação considerando alterações na vegetação.

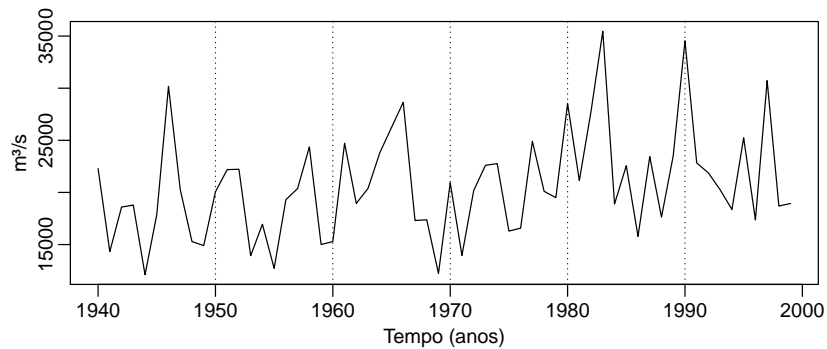
Nas demais décadas também foram verificados incrementos nas vazões de pico devido ao desmatamento. Os impactos foram de $1947 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (7%) na década de 1960, de $3.121 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (13%) na década de 1970, de $3.618 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (10%) na década de 1980, e de $4.798 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (14%) na década 1990. Estes impactos foram obtidos em relação à simulação controle, na qual o cenário de uso da terra corresponde ao da década de 1940.

Tabela 4.10 Vazão máxima para a sub-bacia SB7.

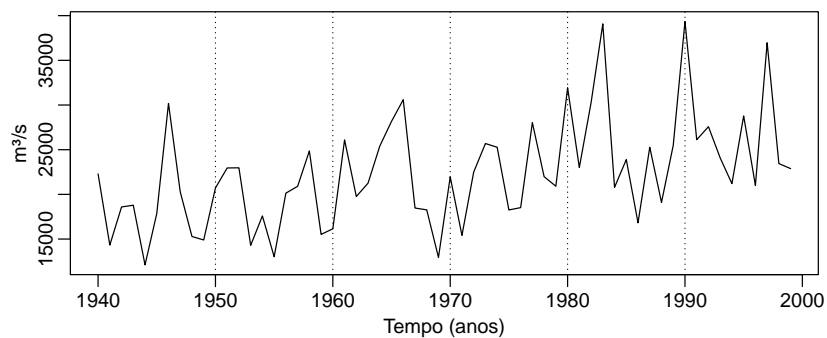
Década	Vazão máxima ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	
	Mudança de uso da terra	Controle
1940	30.176	30.176
1950	24.860	24.364
1960	30.594	28.647
1970	28.028	24.907
1980	39.080	35.462
1990	39.347	34.549

A Figura 4.25(a) mostra a série de vazões máximas para a simulação controle. Na Figura 4.25(b) é apresentada a série de vazões máximas no qual foram consideradas as alterações de uso da terra. Já na Figura 4.25(c) é possível obter a diferença absoluta percentual (EAP) entre as duas séries. Os valores médios do EAP para cada década foram de cerca de 3% para a década de 1950, de 6% para a de 1960, de 10% para a de 1970, de 9% para a de 1980 e de 19% para a de 1990.

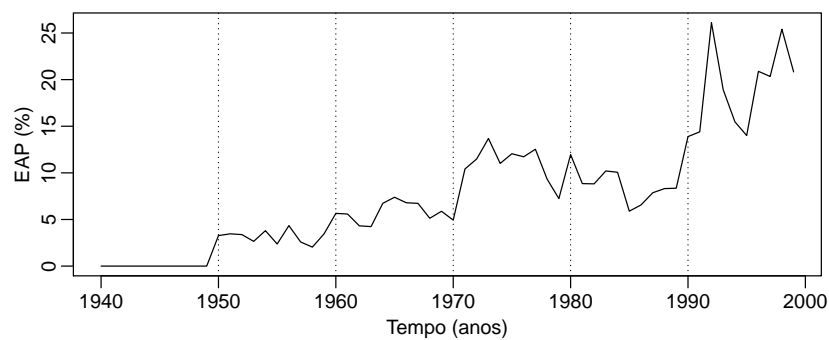
Em relação as vazões máximas, é possível verificar que o desmatamento produz um incremento na vazão de pico. Este comportamento é semelhante ao ocorrido com as vazões médias.



(a) Simulação controle



(b) Simulação com mudança de uso da terra



(c) Diferença absoluta percentual

Figura 4.25 Impacto na vazão máxima na SB7 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas. A Figura 4.25(a) mostra a série de vazões mínimas anuais para a simulação controle (URHs da década de 1940 em todo o período). A Figura 4.25(b) apresenta a série de vazões mínimas anuais considerando as mudanças de uso da terra. A Figura 4.25(c) apresenta o EAP da série com mudanças de uso da terra em relação a série controle.

Além disso, os impactos foram sentidos tanto nas sub-bacias de menor escala, apresentadas no Apêndice A, quanto nas de maior escala.

Vazões mínimas

As vazões mensais mínimas, apresentadas na forma de vazão mínima mensal média, são apresentadas na Tabela 4.11. Na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná a menor vazão mínima média foi registrada na década de 1940 e foi de $5.969 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

No período analisado foram observados impactos nas vazões mínimas devido ao desmatamento. Estes impactos ocorreram no sentido de incrementos nas vazões mínimas. Para a década de 1950, o incremento foi de $251 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (cerca de 4%), para a década de 1960 o aumento foi de $535 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (cerca de 9%), para a década de 1970 foi de $989 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (cerca de 14%), para a década de 1980 foi de $937 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (cerca de 12%) e para a década de 1990 o incremento foi de $1730 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (cerca de 23%).

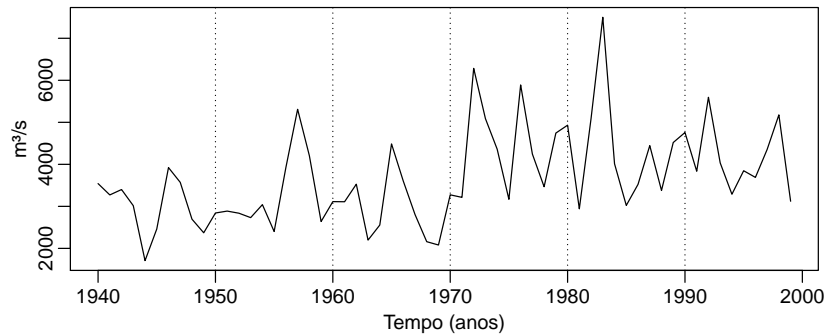
Tabela 4.11 Vazão mensal mínima média para a Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.

Década	Vazão mínima ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	
	Mudança de uso da terra	Controle
1940	5.969	5.969
1950	6.289	6.038
1960	6.742	6.207
1970	8.209	7.220
1980	8.987	8.050
1990	9.346	7.616

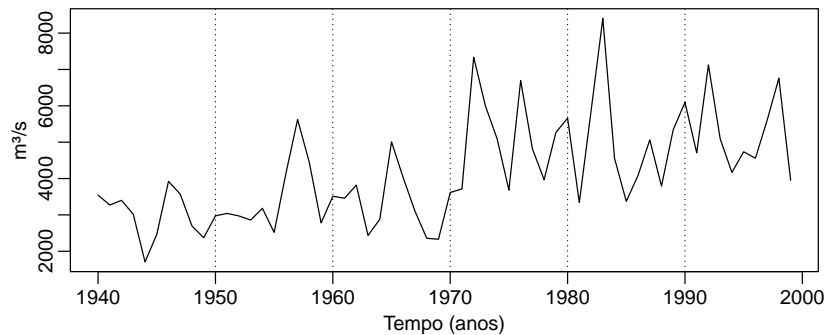
As séries de vazões mínimas simuladas podem ser observadas nas Figuras 4.26(a) e 4.26(b), assim como a diferença absoluta percentual (EAP) na Figura 4.26(c). O EAP médio foi de 5% para a década de 1950, de 11% para a de 1960, de 15% para a de 1970, de 14% para a de 1980 e de 26% para a de 1990.

Foram determinadas as curvas de permanência para cada uma das décadas na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná. Estas curvas de permanência podem ser vistas na Figura 4.27. O desmatamento ocorrido na bacia produziu um incremento na vazão Q_{95} em todas as décadas. Os valores para a Q_{95} pode ser vistos na Tabela 4.12.

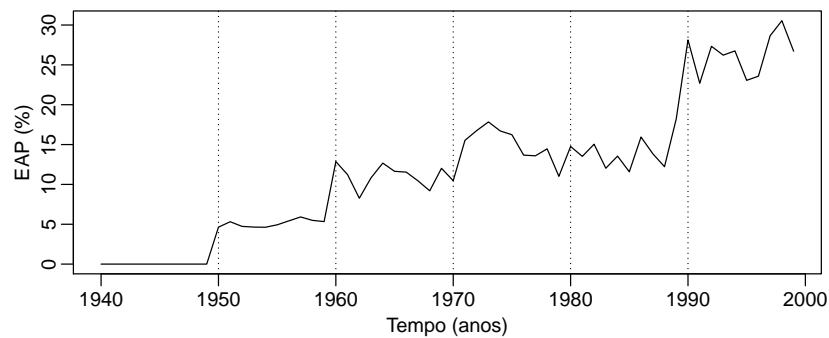
Para a simulação controle, a vazão Q_{95} foi de $3.199 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ na década de 1950. Na simulação considerando as mudanças no uso da terra a vazão foi de $3.345 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Isto representa um incremento na vazão Q_{95} de $146 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, aproximadamente 5%. Nas demais décadas também foram verificados incrementos na Q_{95} devido às alterações de uso da terra, quando comparados com a simulação controle. Estes incrementos foram de $275 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (9%) para a



(a) Simulação controle



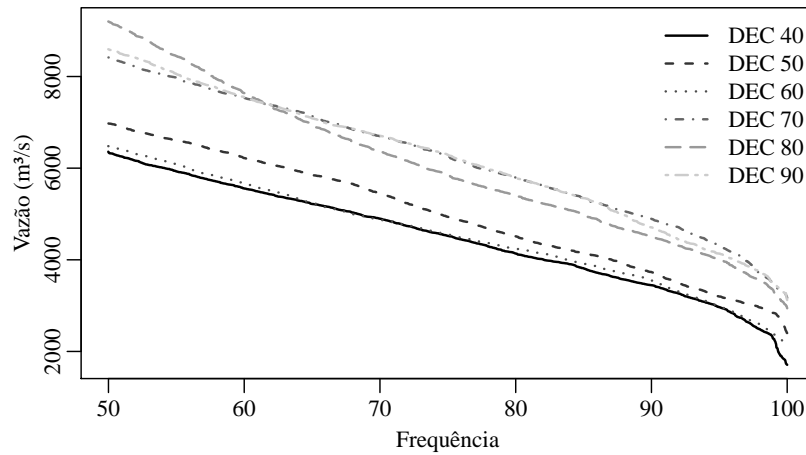
(b) Simulação com mudança de uso da terra



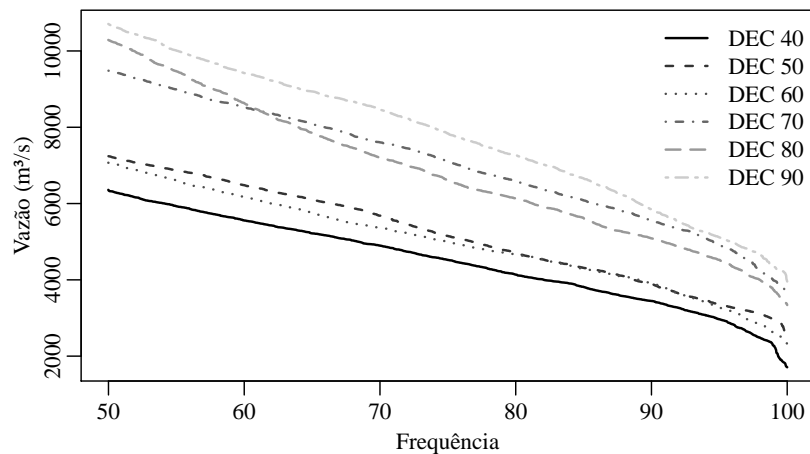
(c) Diferença absoluta percentual

Figura 4.26 Impacto na vazão máxima na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas. A Figura 4.26(a) mostra a série de vazões mínimas anuais para a simulação controle (URHs da década de 1940 em todo o período). A Figura 4.26(b) apresenta a série de vazões mínimas anuais considerando as mudanças de uso da terra. A Figura 4.26(c) apresenta o EAP da série com mudanças de uso da terra em relação a série controle.

década de 1960, de $600 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (14%) para a década de 1970, de $522 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (13%) para a década de 1980 e de $979 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (24%) para a década de 1990.



(a) Simulação controle



(b) Simulação com mudança de uso da terra

Figura 4.27 Curva de permanência para a Bacia Hidrográfica do Rio Paraná. Intervalo de frequências de 50% até 100%.

Desta maneira, pode-se dizer que na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná os desmatamentos produziram incrementos nas vazões mínimas, sendo estes mais expressivos que os impactos nas vazões de pico. Além disso, na Q_{95} o incremento chegou a ser de cerca de 24%.

Tabela 4.12 Vazão Q_{95} para a Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.

Década	Vazão Q_{95} ($m^3 \cdot s^{-1}$)	
	Mudança de uso da terra	Controle
1940	2.968	2.968
1950	3.345	3.199
1960	3.278	3.003
1970	4.905	4.305
1980	4.524	4.002
1990	5.115	4.136

4.2.4 Conclusões da seção

Na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná, considerada com exutório a montante da Usina Hidrelétrica de Itaipu, foi possível observar alterações na vegetação ao longo do período estudado, de 1940 à 1999. Estas alterações são caracterizadas, principalmente, por cenários de desmatamentos, que chegou a ser de 42,2% na década de 1990 em relação à de 1940.

Na análise das precipitações na bacia foi possível verificar uma tendência de aumento da precipitação ao longo das décadas. Além disso, a precipitação possui uma sazonalidade bem definida, com uma estação úmida, de outubro a março, e uma estação seca, de abril a setembro.

Na avaliação dos impactos das mudanças de uso da terra sobre o balanço hídrico, foi possível verificar que o desmatamento implica em reduções na interceptação. Esta redução chegou a ser de $83 \text{ mm} \cdot \text{ano}^{-1}$, na década de 1990. Isto mostrou que a substituição de áreas de florestas por outros usos como agricultura, campo ou pastagens gera uma redução da capacidade de interceptação da bacia.

Nas séries de evapotranspiração foi possível perceber um acréscimo ao longo das décadas. No entanto, foi verificado que este aumento da evapotranspiração estava associado às variações na precipitação. Ao analisar apenas a influência das mudanças de vegetação percebe-se uma redução da evapotranspiração com o desmatamento. Na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná este impacto representou uma redução de $75 \text{ mm} \cdot \text{ano}^{-1}$ na média de longo termo na década de 1990.

Em relação às vazões médias de longo termo, o impacto das mudanças de uso da terra apresentaram uma grande dispersão (coeficiente de variação de 77%). Em termos qualitativos foi possível verificar que ocorre um aumento da vazão quando ocorre um aumento no percentual de área desmatada na bacia. Este resultado está de acordo com os resultados experimentais desenvolvidos pelo mundo e sintetizados em Bosch e Hewlett (1982) e Trimble *et al.* (1987).

A partir dos impactos gerados nas sub-bacias foi realizado um ajuste através de uma regressão linear simples, obtendo uma equação com um $r^2 = 0,89$, que possibilita uma estimativa

rápida dos impactos na vazão média de longo termo em função do percentual de área desmatada ou refloresta na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.

Na série de vazões simuladas também foi verificada uma alteração de nível em meados dos anos 1970. A vazão média de longo termo passou de 308 mm.ano^{-1} , no período anterior a 1970, para 424 mm.ano^{-1} , no período posterior a 1970. Este aumento está associado ao desmatamento ocorrido na bacia e às variações na precipitação ao longo das décadas. Isto representou um incremento na vazão média de 116 mm.ano^{-1} . Deste incremento, cerca de 61% podem ser associados à variação da precipitação, enquanto que 39% ao desmatamento. Cabe salientar algumas incertezas associadas às simulações, como ao percentual de área florestada, às variáveis climatológicas e aos dados observados de precipitações e vazões naturalizadas.

Em relação às vazões extremas foi possível verificar incrementos, tanto nas vazões de pico quanto na vazões mínimas, devido ao desmatamento. Além disso, os impactos foram maiores em termos percentuais nas vazões mínimas.

Em todas as escalas analisadas foi possível verificar que o desmatamento produz incrementos nas vazões médias, máximas e mínimas, e reduções na interceptação e na evapotranspiração.

Conclusão

O objetivo principal deste trabalho foi propor uma metodologia para avaliar os impactos das mudanças de vegetação sobre o regime hidrológico em bacias de grandes escalas. A metodologia proposta é baseada no uso de modelos hidrológicos distribuídos de base física, de informações georreferenciadas e de bancos de informações sobre a evolução histórica da vegetação.

Para realizar as simulações foi escolhido o Modelo de Grandes Bacias, MGB-IPH. Foi realizada uma análise de sensibilidade deste modelo à mudanças de uso da terra. Nesta etapa, os resultados obtidos mostraram que as vazões médias calculadas pelo MGB-IPH dependem dos parâmetros relacionados à vegetação. A alteração dos valores destes parâmetros provocou impactos de aumento ou diminuição da vazão que eram coerentes com os resultados encontrados em bacias experimentais. Nos estudos de caso realizados durante a análise de sensibilidade, verificou-se que a magnitude dos impactos nas vazões médias simuladas possuía a mesma ordem de grandeza que os resultados de estudos experimentais; e que as vazões extremas possuíam comportamento coerente com o discutido na literatura. As simulações de análise de sensibilidade mostraram que o MGB-IPH reproduz, de forma coerente, o comportamento médio das bacias submetidas ao desmatamento em um grande número de estudos experimentais.

A análise dos impactos das mudanças de uso da terra no regime hidrológico em bacias de grande escala foi realizado através de um estudo de caso. A bacia escolhida foi a Bacia Hidrográfica do Rio Paraná. Nas simulações foram utilizados diferentes cenários de uso da terra para a bacia, todos baseados nos mapas de Leite *et al.* (2012), de Ramankutty e Foley (1999) e de Ramankutty (2012), que mostram um histórico de evolução dos usos da terra.

Os resultados das simulações mostraram que o desmatamento possui forte influência sobre as variáveis hidrológicas, como interceptação, evapotranspiração e vazão. Devido ao desmatamento foram verificadas reduções na interceptação e na evapotranspiração ao longo dos anos.

Em relação a vazão, verificou-se que as simulações foram capazes de captar a não estacionariedade existente nas vazões observadas. Esta não estacionariedade é devido a uma mudança de nível ocorrida em meados dos anos 1970. Além disso, foi possível verificar que a vegetação pode ser associada a 39% dos incrementos observados na vazão média de longo termo ocorridos entre os períodos anterior e posterior a 1970 na Bacia do Rio Paraná. Já as mudanças na

precipitação são responsáveis por 61% dos impactos na vazão média. Em relação às vazões extremas, foram verificados incrementos, sendo eles mais expressivos nas vazões mínimas do que nas vazões máxima.

Assim, pode-se afirmar que a metodologia proposta é consistente com os efeitos observados na bacia e com os resultados de estudos experimentais, realizados em diferentes regiões do mundo, e que é capaz de identificar o papel da vegetação sobre o regime hidrológico em uma bacia de grande escala. Desta maneira, a metodologia proposta se torna útil nos estudos envolvendo as mudanças de uso da terra em bacias de grandes escalas.

CAPÍTULO 6

Trabalhos futuros

Como trabalhos futuros pretende-se:

- Aplicar a metodologia em outras bacias de grande escala com diferentes características de evolução histórica da vegetação;
- Testar o uso de parâmetros de vegetação (utilizados no modelo hidrológico) baseados em modelos de sensoriamento remoto, podendo assim ser considerada a variabilidade espacial e temporal.

Referências Bibliográficas

- Allen RG, Pereira LS, Raes D, Smith M (1998). “Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements.” *Technical report*, FAO Irrigation and drainage paper 56 - Food and Agriculture Organization of United Nations. 300 p.
- ANA (2013a). “Hidroweb - Sistema de Informações Hidrológicas.” URL <http://hidroweb.ana.gov.br/>.
- ANA (2013b). “Região Hidrográfica do Paraná.” URL <http://www2.ana.gov.br/Paginas/portais/bacias/parana.aspx>.
- Andreássian V (2004). “Water and forests: from historical controversy to scientific debate.” *Journal of Hydrology*, **291**, 1–27.
- Aragão LEOC (2012). “The rainforest’s water pump.” *Nature*, **489**, 217–218.
- Avissar R, Werth D (2005). “Global hydroclimatological teleconnections resulting from tropical deforestation.” *Journal of Hydrometeorology*, **6**, 134–145.
- Bates CG, Henry AJ (1928). “Forest and stream-flow experiment at Wagon Wheel Gap, Colorado.” *Technical report*, U.S. Weather Bureau, Monthly Weather Review Sup. n° 30. 79 p.
- Bathurst JC, Birkinshaw SJ, Cisneros F, Fallas J, Iroumé A, Iturraspe R, Novillo MG, Urciulo A, Alvarado A, Coelho C, Huber A, Miranda M, Ramirez M, Sarandon R (2011). “Forest impact on floods due to extreme rainfall and snowmelt in four Latin American environments 2: Model analysis.” *Journal of Hydrology*, **400**, 292–304.
- Bathurst JC, Ewen J, Parkin G, O’Connell PE, Cooper JD (2004). “Validation of catchment models for predicting land-use and climate change impacts. 3. Blind validation for internal and outlet responses.” *Journal of Hydrology*, **287**, 74–94.
- Beschta RL, Pyles MR, Skaugset AE, Surfleet CG (2000). “Peakflow responses to forest practices in the western cascades of Oregon, USA.” *Journal of Hydrology*, **233**, 102–120.
- Best A, Zhang L, McMahon T, Western A, Vertessy R (2003). *A critical review of paired catchment studies reference to seasonal flows and climatic variability*. Murray-Darling Basin Commission.
- Bhaduri B, Harbor J, Engel B, Gove M (2000). “Assessing watershed-scale, long-term hydrologic impacts of land-use change using a GIS-NPS model.” *Environmental Management*, **26**(6), 643–658.

Bitencourt MD, Mesquita Jr HN, Kuntzschik G, Rocha HR, Furley PA (2007). “Cerrado vegetation study using optical and active remote sensing: two Brazilian case studies.” *Canadian Journal of Remote Sensing*, **33**(6), 468–480.

Borma LS, da Rocha HR, Cabral OM, von Randow C, Collicchio E, Kurzatkowski D, Brugger PJ, Freitas H, Tannus R, Oliveira L, Rennã CD, Artaxo P (2009). “Atmosphere and hydrological controls of the evapotranspiration over a floodplain forest in the Bananal Island region, Amazonia.” *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, **114**(G1), 1–12. ISSN 2156-2202. doi:10.1029/2007JG000641.

Bosch JM, Hewlett JD (1982). “A review of catchment experiment to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration.” *Journal of Hydrology*, **55**, 3–23.

Braga B, Tucci CEM, Souza Filho FA, Marengo JA, Molion LCB, Clarke RT, Soares WR, Collischonn W (2003). *Clima e Recursos Hídricos no Brasil.*, volume Coleção ABRH V.9. Porto Alegre.

Brasil (2011). “Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite. Acordo de Cooperação técnica MMA/IBAMA. Monitoramento do Bioma Cerrado 2008-2009.” *Technical report*, Ministério do Meio Ambiente e Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Brasília - DF.

Bren LJ (1993). “Riparian zone, stream, and floodplain issues: a review.” *Journal of Hydrology*, **150**, 277–199.

Brooks KN, Ffolliott PF, Magner JA (2013). *Hydrology and the management of watersheds*. Fourth edition. Wiley-Blackwell.

Brown AE, Zhang L, McMahon TA, Western AW, Vertessy RA (2005). “A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alteration in vegetation.” *Journal of Hydrology*, **3010**, 28–61.

Bruijnzeel LA (1990). *Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review*. IAHS, IHP-UNESCO, ITC, VUA.

Bultot F, Dupriez GL, Gellens D (1990). “Simulation of land use changes and impacts on the water balance - a case study for Belgium.” *Journal of Hydrology*, **114**, 327–348.

Burgess SO, Adams MA, Turner NT, Ong CK (1998). “Redistribution of soil water by tree root systems.” *Oecologia*, **115**, 306–311.

Calder IR (1993). *Handbook of Hydrology*, chapter Hydrologic effects of land-use change., pp. 13.1–13.50. McGraw-Hill, New York.

Calder IR (1998). *Water-resource and land-use issues*. SWIM Paper 3. SWIM Paper 3. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute., Colombo Sri Lanka.

Caldwell MM, Dawson TE, Richards JH (1998). “Hydraulic lift: consequences of water efflux from the roots of plants.” *Oecologia*, **113**, 151–161.

Caram RO (2010). *Mudanças no uso e cobertura do solo e resposta hidrológica da bacia do rio Piracicaba*. Ph.D. thesis, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz- Universidade de São Paulo. 141 p.

Caruzzo A, Rocha HR (2000). “Estimativa do índice de área foliar (IAF) em regiões de pastagem e floresta com o método indireto (‘gap fraction’) durante o experimento AMC/LBA-1999.” In SB de Meteorologia (ed.), *XI Congresso Brasileiro de Meteorologia*. Rio de Janeiro.

Chang M (2006). *Forest Hydrology: an introduction to water and forests*. 2 edition. Taylor & Francis.

Chen JM, Cihlar J (1996). “Retrieving leaf area index of boreal conifer forest using landsat TM images.” *Remote Sensing of Environment*, **55**(2), 153–162.

Coe MT, Costa MH, Soares-Filho BS (2009). “The influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazonian River - Land surface processes and atmospheric feedbacks.” *Journal of Hydrology*, **369**, 165–174.

Collischonn W (2001). *Simulação hidrológica de grandes bacias*. Ph.D. thesis, Instituto de Pesquisas Hidráulicas - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Sanamento Ambiental. 270 p.

Collischonn W, Allasia DG, Silva BC, Tucci CEM (2007). “The MGB-IPH model for large-scale rainfall-runoff modelling.” *Hydrological Sciences Journal*, **52**, 878–895.

Collischonn W, Buarque DC, Paiva RCD, Fan FM, Kayser RHB (2010). *Manual de exemplos de aplicação do modelo MGB-IPH :rio das Almas*. Instituto de Pesquisas Hidráulica - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, v.2.0 edition. Projeto Integrado de Cooperação Amazônica e de Modernização do Monitoramento Hidrológico 63 p.

Collischonn W, Tucci EM (2001). “Simulação hidrológica de grandes bacias.” *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **6**(1), 95–118.

Cornish PM (1993). “The effects of logging and forest regeneration on water yield in a moist eucalypt forest in New South Wales, Australia.” *Journal of Hydrology*, **150**(2-4), 301–322.

Cuartas LA, Tomasella J, Nobre AD, Hodnett MG, Waterloo MJ, Múnera JC (2007). “Interception water-partitioning dynamics for a pristine rainforest in Central Amazonia: marked differences between normal and dry years.” *Agricultural and Forest Meteorology*, **145**, 69–83.

Cui X, Wei X (2012). “Impacts of forest changes on hydrology: a case of large watersheds in the upper reaches of the Minjiang River watershed in China.” *Hydrology Earth System Sciences*, **16**, 4279–4290. doi:10.5194/hess-16-4279-2012.

Culf AD, Fisch G, Hodnett MG (1995). “The albedo of amazonian forest and ranch land.” *Journal of Climate*, **8**, 1544–1554.

- Davidson EA, Artaxo P (2004). “Globally significant changes in biological processes of the Amazon Basin: results of the Large-Scale Biosphere-Atmosphere Experiment.” *Global Change Biology*, **10**, 519–529. doi:10.1111/j.1529-8817.2003.00779.x.
- Dijkshoorn JA, Huting JRM, Tempel P (2005). “Update of the 1:5 million Soil and Terrain Database for Latin America and the Caribbean (SOTERLAC).” *Technical Report v.2*, ISRI - World Soil Information. Wageningen.
- Döll P, Berkhoff K, Fohrer N, Gerten N, Hagemann S, Krol M (2008). “Advances and visions in large-scale hydrological modelling: findings from the 11th workshop on large-scale hydrological modelling.” *Advances in Geoscience*, **18**, 51–61.
- Dunford EG, Fletcher PW (1947). “Effect of removal of stream-bank vegetation upon water yield.” *Transactions American Geophysical Union*, **28**, 105–110.
- Dunn PH, Barro SC, Wells II WG, Poth MA, Wohlgemuth PM, Colver CG (1988). “The San Dimas Experimental Forest: 50 years of research.” *Technical report*, United States Department Agriculture, Forest Service, General Technical Report PSW-104.
- Eckhardt K, Breuer L, Frede HG (2003). “Parameter uncertainty and the significance of simulated land use change effects.” *Journal of Hydrology*, **273**, 164–176.
- Eckhardt K, Haverkamp S, Fohrer N, Frede HG (2002). “SWAT-G, a version of SWAT99.2 modified for application to low mountain range catchments.” *Physics and Chemistry of the Earth*, **27**, 641–644.
- Eisenbies MH, Aust WM, Burger JA, Adams MB (2007). “Forest operations, extreme flooding events, and considerations for hydrologic modeling in the Appalachians - a review.” *Forest Ecology and Management*, **242**, 77–98.
- Eva H, Miranda E, Di Bella C, Gond V, Huber O, Sgrenzaroli M, Jones S, Coutinho A, Dorado A, Guimarães M, Elvidge C, Achard F, Belward A, Bartholomé E, Baraldi A, De Grandi G, Vogt P, Fritz S, Hartley A (2002). “Mapa da vegetação da América do Sul.” *Technical report*, European Commission: joining research center.
- Fan FM (2011). “Acoplamento entre modelos hidrológicos e sistemas de informação geográfica: integração do modelo MGB-IPH.” Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental), Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 186 p.
- Farr T, Caro E, Crippen R, Duren R, Hensley S, Kobrick M, Paller Mand Rodriguez E, Rosen P, Roth L, Seal D, Shaffer S, Shimada J, Umland J, Werner M, Burbank D, Oskin M, Alsdorf D (2007). “The shuttle radartopography mission.” *Reviews of Geophysics*, **45**(2).
- Fontana DC, Berlato MA, Bergamaschi H (1992). “Alterações micrometeorológicas na cultura da soja submetida a diferentes regimes hídricos.” *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **27**(5), 661–669.
- Fread DL (1993). *Handbook of Hydrology*, chapter Flow routing, pp. 10.1 – 10.36. McGraw-Hill, New York.

- Govender M, Everson CS (2005). “Modeling streamflow from two small South African experimental catchments using the Swat model.” *Hydrological Processes*, **19**, 683–692. doi: 10.1002/hyp.5621.
- Granier A, Huc R, Barigah ST (1996). “Transpiration of natural rain forest and its dependence on climate factors.” *Agricultural and Forest Meteorology*, **78**, 19–29.
- Gregory SV, Swanson FJ, McKee WA, Cummins KW (1991). “An Ecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land and water.” *BioScience*, **41**, 540–551.
- Guo H, Hu Q, Jiang T (2008). “Annual and seasonal streamflow responses to climate and land-cover changes in the Poyang Lake basin, China.” *Journal of Hydrology*, **355**, 106–122. doi:10.1016/j.jhydrol.2008.03.020.
- Hernandez M, Miller SN, Goodrich DC, Goff BF, Kepner WG, Edmonds CM, Jones KB (2000). “Modeling runoff response to land cover and rainfall spatial variability in semi-arid watersheds.” *Environmental Monitoring and Assessment*, **64**, 285–298.
- Heuvelmans G, Garcia Qujano JF, Muys B, Feyen J, Coppin P (2005). “Modelling the water balance with SWAT as part of the land use impact evaluation in a life cycle study of CO2 emission reduction scenarios.” *Hydrological Processes*, **19**, 729–748. doi:10.1002/hyp.5620.
- Hewlett JD (1982). *Principles of forest hydrology*. The University of Georgia Press Athens, Georgia, United States of America.
- Hibbert AR (1967). “Forest treatments effects on water yield.” p. 813 p. International Symposium on Forest Hydrology, Pergamon, Oxford.
- Hirota MM, Ponzoni FJ (2009). “Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica. Período 2005-2008.” *Technical report*, SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.
- Hirota MM, Ponzoni FJ (2011). “Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica. Período 2008-2010.” *Technical report*, SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.
- Honzák M, Lucas RM, Amaral I, Curran PJ, Foody GM, Amaral S (1996). *Amazonian deforestation and climate*, chapter Estimation of leaf area index and total biomass of tropical regenerating forest: comparison of methodologies., pp. 365–381. John Wiley & Sons.
- Hooover MD (1944). “Effects of removal of forest vegetation upon water-yields.” *Transactions American Geophysical Union*, **25**, 969–975. Reproduzido como Paper 5 em Benchmark Paper in Hydrology, 7, 2011, p. 116-123.
- Hornbeck JW, Adams MB, Corbett ES, Verry ES, Lynch JA (1993). “Long-term impacts of forest treatments on water yield: a summary for northeastern USA.” *Journal of H*, **150**(2-4), 323–344.

Hough MD, Jones JA (1997). “The Kingdom Meteorological Office rainfall and evaporation calculation system: MORECS version 2.0 - an overview.” *Hydrology & Earth System Sciences*, **1**(2), 227–239.

IBGE (2004). “Mapa de Biomas e de Vegetação.” URL http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_imprensa.php?id_noticia=169.

INMET (2012). “Normais climatológicas do Brasil 1961-1990.” URL <http://www.inmet.gov.br/portal/>.

Jarvis A, Reuter H, Nelson A, Guevara E (2008). “Hole-filled SRTM for the globe Version 4, available from the CGIAR-CSI SRTM 90m Database.” URL <http://srtm.csi.cgiar.org>.

Jayasuriya MDA, Dunn G, Benyon R, O’Shaughnessy PJ (1993). “Some factors affecting water yield from mountain ash (*Eucalyptus regnans*) dominated forests in south-east Australia.” *Journal of Hydrology*, **150**(2-4), 345–367.

Johnson R (1998). “The forest cycle and low river flows: a review of UK and international studies.” *Forest Ecology and Management*, **109**, 1–7.

Jonckheere I, Fleck S, Nackaerts K, Muys B Coppin PWM, Baret F (2004). “Review of methods for in situ leaf area index determination Part I. Theories, sensors and hemispherical photography.” *Agricultural and Forest Meteorology*, **121**, 19–35.

Keller M, Alencar A, Asner GP, Braswell B, Bustamante M, Davidson E, Feldpausch T, Fernandes E, Goulden M, Kabat P, Kruijt B, Luizão F, Miller S, Markewitz D, Nobre AD, Nobre CA, Filho NP, Rocha H, Dias PS, vonRandow C, Vourlitis GL (2004). “Ecological Research in the Large-Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazonia: Early Results.” *Ecological Applications*, **14**(4), S3–S16. ISSN 10510761.

Kucharik CJ, Foley JA, Delire C, Fisher VA, Coe MT, Lenters JD, YoungMolling C, Ramankutty N, Norman JM, Gower ST (2000). “Testing the performance of a dynamic global ecosystem model: water balance, carbon balance, and vegetation structure.” *Global Biogeochemical Cycle*, **14**(3), 795–825.

Lane PNJ, Best AE, Hickel K, Zhang L (2005). “The response of flow duration curves to afforestation.” *Journal of Hydrology*, **310**, 253–265.

Leite CC, Costa MH, Soare-Filho BS, Hissa LBV (2012). “Historical land use change and associated carbon emissions in Brasil from 1940 to 1995.” *Global Biogeochemical Cycle*, **26**, 13 p. doi:10.1029/2011GB004133. GB2011.

Li KY, Coe MT, Ramankutty N, Jong R (2007). “Modeling the hydrological impact of land-use change in West Africa.” *Journal of Hydrology*, **337**, 258–268.

- Li Z, Liu WZ, Zhang XC, Zheng FL (2010). “Assessing and regulating the impacts of climate change on water resources in the Heihe watershed on the Loess Plateau of China.” *Science China Earth Sciences*, **53**(5), 710–720. doi:10.1007/s11430-009-0186-9.
- Little C, Lara A, McPhee J, Urrutia R (2009). “Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile.” *Journal of Hydrology*, **374**, 162–170.
- Locatelli B, Vignola R (2009). “Managing watershed services of tropical forests and plantations: Can meta-analyses help?” *Forest Ecology and Management*, **258**, 1864–1870.
- Ludwig K, Bremicker M (2006). “The water balance model LARSIM: design, content and applications.” *Technical report*, Freiburger Schriften zur Hydrologie 22. Institut für Hydrologie Universität Freiburg, Germany.
- Ma X, Xu J, vonNoordwijk M (2010). “Sensitivity of streamflow from a Himalayan catchment to plausible changes in land cover and climate.” *Hydrological Processes*, **24**, 1379–1390. doi:10.1002/hyp.7602.
- Machiwal D, Jha MK (2012). *Hydrologic time series analysis: theory and practice*. Springer.
- Malmer A (1992). “Water-yield changes after clear-felling tropical rainforest and establishment of forest plantation in Sabah, Malaysia.” *Journal of Hydrology*, **134**, 77–94.
- McCulloch JSG, Robinson M (1993). “History of forest hydrology.” *Journal of Hydrology*, **150**(2-4), 189–216.
- McGuinness JL, Harrold L (1971). “Reforestation influences on small watershed streamflow.” *Water Resources Research*, **7**(4), 845–852.
- Miller SN, Kepner WG, Mehaffey MH, Hernandez M, Miller RC, Goodrich DC, Devonald K, K Heggen DT, Miller WP (2002). “Integrating landscape assessment and hydrologic modeling for land cover change analysis.” *Journal of the American Water Resources Association*, **38**(4), 915–929.
- Miranda AC, Miranda HS, Lloyd J, Grace J, McIntyre JA, Meir P, Riggan P, Lockwood R, Brass J (1996). *Amazonian deforestation and climate*, chapter Carbon dioxide fluxes over a cerrado sensu stricto in central Brazil., pp. 353–363. John Wiley & Sons.
- Mishra V, Cherkauer Ka, Niyogi D, Lei M, Pijanowski BC, Ray DK, Bowling LC, Yang G (2010). “A regional scale assessment of land use/land change and climatic changes on water and energy cycle in the upper Midwest United State.” *International Journal of Climatology*, **30**(13), 2025–2044. doi:10.1002/joc.2095.
- Montenegro S, Ragab R (2012). “Impact of possible climate and land use changes in the semi arid regions: a case study from North Eastern Brazil.” *Journal of Hydrology*, **434-435**, 55–68.

- Muller II, Krüger CM, Kaviski E (1998). “Análise de estacionariedade de séries hidrológicas na bacia incremental de Itaipu.” *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **3**(4), 51–71.
- Negri AJ, Adler RF, Xu L, Surratt J (2004). “The Impact of Amazonian deforestation on dry season rainfall.” *Journal of Climate*, **17**, 1306–1319.
- Neitsch SL, Arnold JC, Kiniry JR, Williams JR (2011). “Soil and water assessment tool. Theoretical documentation. Version 2009.” *Technical Report 406*, Texas Water Resources Institute. Texas A & W University System. 647 p.
- Nobre P, Malagutti M, Urbano DF, Almeida RAF, Giarolla E (2009). “Amazon deforestation and climate change in a coupled model simulation.” *Journal of Climate*, **22**, 5686–5697.
- Oliveira RS, Dawson TE, Buergess SSO, Nepstad DC (2005). “Hydraulic redistribution in three Amazonian trees.” *Oecologia*, p. 10 p.
- ONS (2012). “Série de vazões naturalizadas.” URL <http://www.ons.org.br/home/>.
- Oudin L, Andreásson V, Lerat J, Michel C (2008). “Has land cover a significant impact on mean annual streamflow? An international assessment using 1508 catchments.” *Journal of Hydrology*, **357**, 303–316. doi:10.1016/j.jhydrol.2008.05.021.
- Oviedo AFP, Rudorff BFT (2000). “Índice de área foliar e resposta espectral da cultura do trigo (*Triticum aestivum* L.) submetida ao estresse hídrico.” *Revista Biociências.*, **6**(2), 39–47.
- Paiva RCD (2009). *Modelagem hidrológica e hidrodinâmica de grandes bacias. Estudo de caso: Bacia do rio Solimões*. Master’s thesis, Instituto de Pesquisas Hidráulicas - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Sanamento Ambiental. 182 p.
- Pierce LL, Running SW (1988). “Rapid estimation of coniferous forest leaf area index using a portable integrating radiometer.” *Ecology*, **69**(6), 1762–1767.
- Prinsloo FW, Scott DF (1999). “Streamflow responses to the clearing of alien invasive trees from riparian zones sites in the Western Cape Province.” *Southern African Forestry Journal*, **185**, 1–7.
- Ragab R, Bromley J (2010). “IHMS Integrated hydrological modelling system. Part 1. Hydrological processes and general structure.” *Hydrological Processes*, **24**, 2663–2680.
- Ramankutty N (2012). “Global Cropland and Pasture Data from 1700-2007.” URL <http://www.geog.mcgill.ca/~nramankutty/Datasets/Datasets.html>.
- Ramankutty N, Foley JA (1999). “Estimating historical changes in global land cover:crops from 1700 to 1992.” *Global Biogeochemical Cycle*, **13**(4), 997–1027.

Roberts JM, Cabral OMR, Costa JP, McWilliam ALC, Sá TDA (1996). *Amazonian deforestation and climate*, chapter An overview of the leaf area index and physiological measurements during ABRACOS., pp. 287–306. John Wiley & Sons.

Robinson M, Cognard-Plancq A, Cosandey C, David J, Durand P, Führer HW, Hall R, Henriques MO, Marc V, McCarthy R, McDonnell M, Martin C, Nisbet T, O’Dea P, Rodgers M, Zollner A (2003). “Studies of the impact of forest on peak flows and baseflows: a European perspective.” *Forest Ecology and Management*, **186**, 85–97.

Robinson M, Gannon B, Schuch M (1991). “A comparison of the hydrology of moorland under natural conditions, agricultural use and forestry.” *Hydrological Sciences Journal*, **36**(6), 565–577.

Rocha HR, Goulden ML, Miller SD, Menton MC, Pinto LDVO, Freitas HC, Figueira S (2004). “Seasonality of water and heat fluxes over a tropical forest in eastern Amazonia.” *Ecological Applications*, **14**(4), S22–S32.

Rodriguez DA (2011). *Impactos dos padrões espaciais da vegetação nas variáveis atmosféricas e terrestre do ciclo hidrológico, em bacia de floresta Amazônica*. Ph.D. thesis, Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE) - Programa de Pós-Graduação em Meteorologia.

Rodriguez DA, Tomasella J, Linhares C (2010). “Is the forest conversion to pasture affecting the hydrological response of Amazonian catchments? Signals in the Ji-Paraná Basin.” *Hydrological Processes*, **24**, 1254–1269.

Ruhoff AL (2011). *Sensoriamento remoto aplicado à estimativa da evapotranspiração em biomas tropicais*. Ph.D. thesis, Instituto de Pesquisas Hidráulicas - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Sanamento Ambiental.

Ruprecht JK, Stoneman GL (1993). “Water yield issues in jarrah forest of south-western Australia.” *Journal of Hydrology*, **150**(2-4), 369–391.

Sahin V, Hall MJ (1996). “The effects of afforestation and deforestation on water yields.” *Journal of Hydrology*, **178**, 293–309.

Salemi LF, Groppo JD, Trevisan R, Moraes JM, Lima WP, Martinelli LA (2012). “Riparian vegetation and water yield: A synthesis.” *Journal of Hydrology*, **454-455**, 195–202.

Sari V (2011). *Avaliação do processo hidrológico em uma pequena bacia hidrográfica característica do bioma mata atlântica*. Master’s thesis, Universidade Federal de Santa Maria - Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil.

Savenije HHG (2004). “The importance of interception and why we should delete the term evapotranspiration from our vocabulary.” *Hydrological Processes*, **18**, 1507–1511.

Schneider W, Ayer GR (1961). “Effect of reforestation on streamflow in Central New York.” *Technical report*, Geological Survey Water, Supply Paper 1602.

Scott DF (1999). “Managing riparian zone vegetation to sustain streamflow: results of paired catchment experiments in South Africa.” *Canadian Journal of Forest Research*, **29**, 1149–1157.

Scott DF, Lesch W (1997). “Streamflow responses to afforestation with *Eucalyptus grandis* and *Pinus patula* and to felling in the Mokobulaan experimental catchment, South Africa.” *Journal of Hydrology*, **199**, 360–377.

Sellers-Henderson A, Gornitz V (1984). “Possible climatic impacts of land cover transformations, with particular emphasis on tropical deforestation.” *Climatic Change*, **6**, 231–257.

Shukla J, Mintz Y (1982). “Influence of land-surface evapotranspiration on the Earth’s climate.” *Science*, **215**, 1498–1500.

Shukla J, Nobre C, Sellers P (1990). “Amazon deforestation and climate change.” *Science*, **247**, 1322–1325.

Shuttleworth WJ (1988). “Evaporation from Amazonian rainforest.” *Proceedings of The Royal Society*, **233**, 321–346.

Shuttleworth WJ (1993). *Handbook of Hydrology*, chapter Evaporation, pp. 4.1–4.53. McGraw-Hill, New York.

Shuttleworth WJ (2012). *Terrestrial Hydrometeorology*. Wiley-Blackwell.

Siebert J, McDonnell JJ (2010). “Land-cover impacts on streamflow: a change-detection modelling approach that incorporates parameter uncertainty.” *Hydrological Sciences Journal*, **55**(3), 316–332. doi:10.1080/02626661003683264.

Singh VP, Woolhiser DA (2002). “Mathematical modeling of watershed hydrology.” *Journal of Hydrology Engineering*, **Jul/Ago**, 270–292.

SMHI (2012). “The HBV model.” Bergström, S, URL <http://www.smhi.se/sgn0106/if/hydrologi/hbv.htm>.

Smith CM (1992). “Riparian afforestation effects on water yields and water quality in pasture catchments.” *Journal of Environmental Quality*, **21**, 237–245.

Soares JV, Almeida AC (2001). “Modeling the water balance and soil water fluxes in a fast growing *Eucalyptus* plantation in Brazil.” *Journal of Hydrology*, **253**, 130–147.

Spracklen DV, Arnold SR, Taylor CM (2012). “Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forest.” *Nature*, **489**, 282–390.

Stednick JD (1996). “Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield.” *Journal of Hydrology*, **176**, 79–95.

Stehr A, Aguayo M, Link O, Parra O, Romero F, Alcayaga H (2010). “Modelling the hydrologic response of a mesoscale Andean watershed to changes in land use patterns for environmental planning.” *Hydrology Earth System Sciences*, **14**, 1963–1977. doi: 10.5194/hess-14-1963-2010.

Stoneman GL (1993). “Hydrological response to thinning a small jarrah (*Eucalyptus marginata*) forest catchment.” *Journal of Hydrology*, **2-4**, 393–407.

Swank WT, Crossley Jr DA (1988). *Forest hydrology and ecology at Coweeta*. Springer-Verlag, New York, USA.

Swank WT, Douglass JE (1974). “Streamflow greatly reduced by converting deciduous hardwood stands to pine.” *Science* **6**, **185**(4154), 857–859. doi:10.1126/science.185.4154.857.

Swank WT, Miner NH (1968). “Conversion of hardwood-covered watersheds to white pine reduces water yield.” *Water Resources Research*, **4**(5), 947–954.

Swank WT, Swift-Jr LW, Douglass JE (1988). *Forest Hydrology and Ecology at Coweeta*, chapter Streamflow changes associated with forest cutting, species conversion, and natural disturbances, pp. 297–312. Ecological Studies 66.

Tabacchi E, Lambs L, Guillois H, Planty-Tabacchi AM, Muller E, Decamps H (2000). “Impacts of riparian vegetation on hydrological processes.” *Hydrological Processes*, **14**, 2959–2976.

Tekleab S, Mohamed Y, Uhlenbrook S, Wenninger J (2013). “Hydrologic responses to land cover change: the case of Jedeb meso-scale catchment, Abay / Upper Blue Nile basin, Ethiopia.” *Hydrological Processes*, p. Aceito para publicação. doi:10.1002/hyp.9998.

Todini E (1996). “The ARNO rainfall-runoff model.” *Journal of Hydrology*, pp. 339–382.

Todorovic M (1999). “Single-layer evapotranspiration model with variable canopy resistance.” *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, **125**(5), 235–245.

Trimble SW, Weirich FH, Hoag BL (1987). “Reforestation and reduction of water yield on the Southern Piedmont since circa 1940.” *Water Resources Research*, **23**(3), 425–437.

Troendle CA, King RM (1985). “The effect of timber harvest on the fool creek watershed, 30 years later.” *Water Resources Research*, **21**(12), 1915–1922.

Tucci EM (2002). *Hidrologia: ciência e aplicação*, chapter Escoamento em rios e reservatórios, pp. 443–483. Editora da UFRGS.

Tucci EM, Clarke RT (1996). “Impacto das mudanças ambientais nas vazões dos rios: bacia incremental de Itaipu.” *Technical report*, Instituto de Pesquisas Hidráulica - UFRGS.

Tucci EM, Clarke RT (1997). “Impacto das mudanças ambientais nas vazões dos rios: revisão.” *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **2**(1), 135–152.

Ubarana VN (1996). *Amazonian deforestation and climate*, chapter Observation and modeling of rainfall interception loss in two experiment sites in Amazonian forest, pp. 151–162. John Wiley & Sons.

Vieira CP, Palmier LR (2006). “Medida e modelagem da interceptação da chuva em uma área florestada na região metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais.” *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **11**, 101–112.

von Randow C, Manzi AO, Kruijt B, de Oliveira PJ, Zanchi FB, Silva RL, Hodnett MG, Gash JHC, Elbers JA, Waterloo MJ, Cardoso FL, Kabat P (2004). “Comparative measurements and seasonal variations in energy and carbon exchange over forest and pasture in South West Amazonia.” *Theoretical and Applied Climatology*, **78**(1-3), 5–26. ISSN 0177-798X. doi: 10.1007/s00704-004-0041-z.

Wang C, Zhao CY, Xu ZL, Wang Y, Peng HH (2013). “Effects of vegetation on soil water retention and storage in a semi-arid alpine forest catchment.” *Journal of Arid Land*, **5**(2), 207–219. doi:s40333-013-0151-5.

Wangcheng Q (1983). “Effect of deforestation on flood characteristics with particular reference to Hainan Island, China.” In R Keller (ed.), *Hydrology of humid tropical regions*, proceedings of the Hamburg symposium Land use and hydrology in the humid tropics, pp. 249–257. IAHS Publ. n 140.

Wigmosta MS (1994). “A distributed hydrology-vegetation model for complex terrain.” *Water Resources Research*, **30**(6), 1665–1679.

Wilk J, Andersson L, Plermkamon V (2001). “Hydrological impacts of forest conversion to agriculture in a large river in Northeast Thailand.” *Hydrological Processes*, **15**, 2729–2748.

Xavier AC, Vettorazzi CA (2003). “Leaf area index of ground covers in a subtropical watershed.” *Scientia Agricola*, **60**(3), 425–431.

Yang L, Wei W, Cheng L, Mo B (2012). “Response of deep soil moisture to land use and afforestation in the semi-arid Loess Plateau, China.” *Journal of Hydrology*, **475**, 111–122. doi:10.1016/j.jhydrol.2012.09.041.

Yao Y, Cai X, Wei X, Zhang M, Ju C (2012). “Effects of forest recovery on summer streamflow in small forest watersheds, Northeastern China.” *Hydrological Processes*, **26**, 1208–1214. doi:10.1002/hyp.8204.

Zanchi FB, Waterloo MJ, Aguiar LJG, von Randow C, Kruijt A, Cardoso FL, Manzi AO (2009). “Estimativa do índice de área foliar (IAF) e biomassa em pastagens no estado de Rondônia, Brasil.” *Acta Amazonica*, **39**(2), 335–348.

Zhang L, Potter N, Hickel K, Zhang Y, Shao Q (2008). “Water balance modeling over variable time scales based on the Budyko framework - model development and testing.” *Journal of Hydrology*, **360**, 117–131. doi:10.1016/j.jhydrol.2008.07.021.

Zhang L, Vertessy R, Walker G, Gilfedder M, Hairsine P (2007). “Afforestation in a catchment context: understanding the impacts on water yield and salinity.” *Technical report*, Industry report 1/07, eWater CRC, Melbourne, Austrália.

Zhao F, Xu Z, Zhang L (2012). “Changes in streamflow regime following vegetation changes from paired catchments.” *Hydrological Processes*, **26**, 1561–1573. doi:10.1002/hyp.8266.

APÊNDICE A

Impactos das mudanças de uso da terra em sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Rio Paraná

A.0.5 Sub-bacias analisadas

Os resultados das simulações dos impactos das mudanças de uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná foram obtidos em sete sub-bacias (SB), além da bacia com exutório a montante da Usina Hidrelétrica de Itaipu (Bacia Hidrográfica do Rio Paraná) com os resultados já apresentados. Destas sub-bacias, uma está localizada mais ao norte na Bacia do Rio Paraná (SB2), duas estão localizadas na mais na região oeste (SB4 e SB6), três na região leste (SB1, SB3 e SB5) e uma na região sul (SB8). A localização das sub-bacias e de seus exutórios pode ser vista na Figura A.1 e na Tabela A.1.

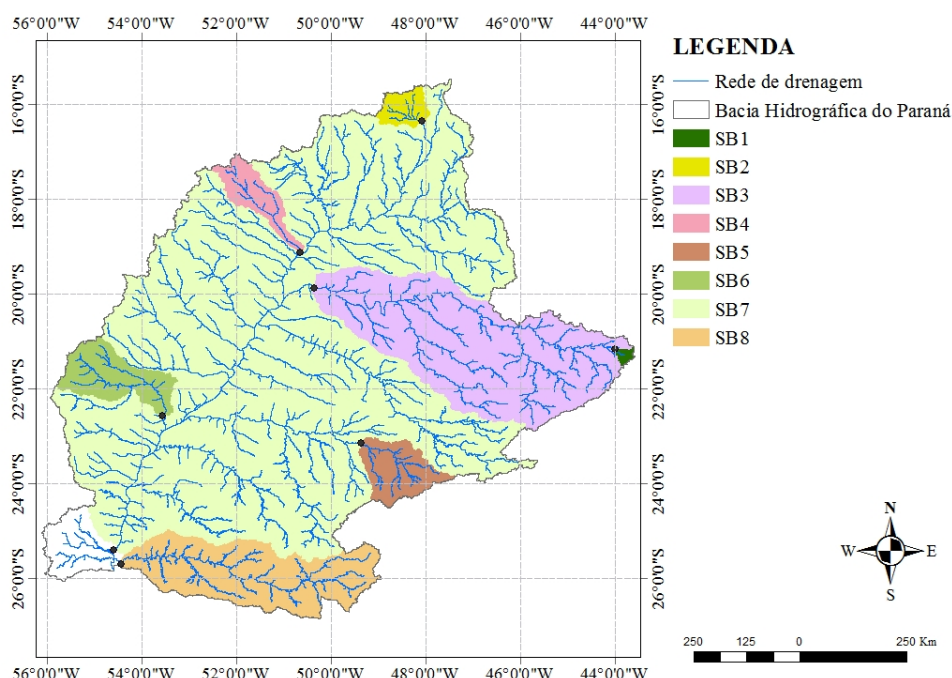


Figura A.1 Localização das sub-bacias analisadas na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.

A.0.6 Alterações na vegetação ao longo das décadas nas sub-bacias

As alterações na vegetação ao longo das décadas podem ser vistas nas Figuras A.2 e A.3 para as sub-bacias analisadas. As mudanças ocorreram principalmente pela redução na área de floresta (desmatamento) e incrementos na área de campo e de agricultura. As alterações percentuais apresentadas a seguir foram calculadas utilizando o cenário da década de 1940 como referência.

Na SB1 (Figura A.2(a)) ocorreu uma redução em 24,5% da área de floresta para a década de 1990. Isto refletiu em um incremento na área de campo e de agricultura de 18,7% e 5,8%,

Tabela A.1 Localização das sub-bacias analisadas na Bacia Hidrográfica do Paraná.

Sub-bacia	Lon	Lat	Área de drenagem (km^2)	Rio
SB1	-44,004	-21,157	1.068,69	Rio das Mortes
SB2	-48,085	-16,362	7.738,54	Rio Corumbá
SB3	-50,350	-19,862	18.449,25	Rio Grande
SB4	-50,648	-19,128	13.695,85	Rio Claro
SB5	-49,372	-23,153	32.779,09	Rio Paranapanema
SB6	-53,569	-22,556	139.870,82	Rio Ivinhema
SB7	-54,455	-25,697	827.155,34	Rio Paraná
SB8	-54,591	-25,404	67.488,24	Rio Iguaçu

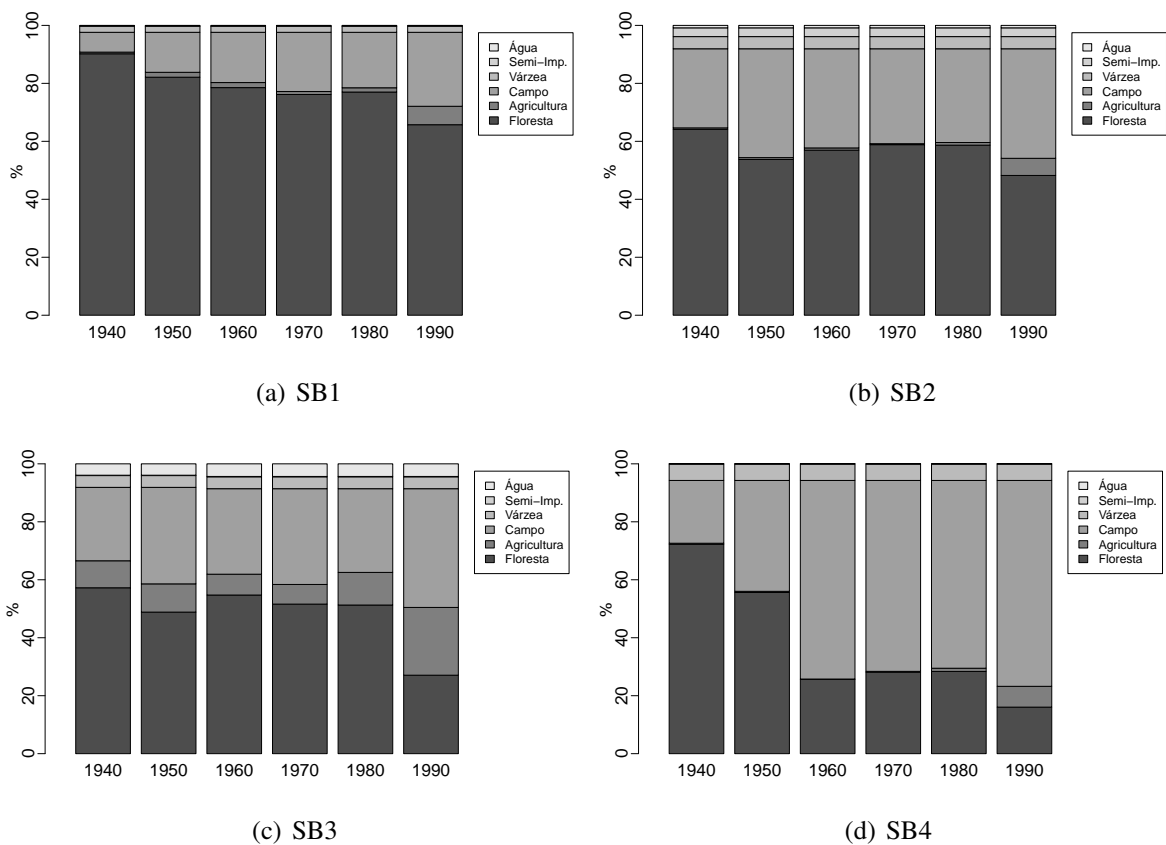


Figura A.2 Alterações na vegetação para as sub-bacias SB1, SB2, SB3 e SB4 na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.

respectivamente. Na SB2 (Figura A.2(b)) foi verificado uma redução na área de floresta da década de 1940 para a de 1950 (7,1%), mas com um pequeno aumento na década seguinte de 1960 (aumento de 3% em relação a década de 1950). Já na década de 1990 o desmatamento foi de 15,9%.

Na SB3 (Figura A.2(c)) o comportamento foi semelhante ao da SB2. Uma redução na área de floresta na década de 1950, principalmente com aumento na área de campo, seguido por um aumento da área de floresta nas décadas seguintes. Na década de 1990 a redução na área de floresta foi de 30,2%. Já na SB4 (Figura A.2(d)), a redução na área de floresta é drástica desde a década de 1950. OS desmatamentos foram de 16,6, de 46,6, de 44,1, de 43,8 e de 56,2% nas décadas de 1950, 1960, 1970, 1980 e 1990, respectivamente.

A SB5 (Figura A.3(a)) também apresentou um comportamento semelhante a SB2 e a SB3. A década de 1960 apresentou, inclusive, um aumento da área de floresta, cerca de 0,9%. Já na década de 1990 ocorreu uma redução da área de floresta de 23,5%. Na SB6 (Figura A.3(b)) verificou-se um pequeno aumento de 0,6% na área de floresta na década de 1950, seguido por uma redução, na década de 1960, de 34,9%. Na década de 1990 o desmatamento foi de 51,6%.

Na SB8 (Figura A.3(c)) verificou-se um pequeno aumento na área de floresta quando comparadas as décadas de 1960 e 1970 (cerca de 1,4%). Já em relação a década de 1990, a redução da área de floresta foi de 44,2%.

A Tabela A.2 mostra os percentuais de desmatamentos e reflorestamentos em cada sub-bacia ao longo das décadas, em relação a década de 1940.

Tabela A.2 Percentual de desmatamento ou de reflorestamento ao longo das décadas em relação a década de 1940. O valor positivo indica desmatamento, enquanto o valor negativo indica reflorestamento

Sub-bacia	1950	1960	1970	1980	1990
SB1	8,1	11,7	14,4	13,2	24,5
SB2	10,4	7,2	5,3	5,4	15,9
SB3	8,4	2,5	5,6	5,9	30,2
SB4	16,6	46,6	44,1	43,8	56,2
SB5	8,2	-0,9	2,8	2,3	23,5
SB6	-0,6	34,9	32,1	29,1	51,6
SB8	2,9	20,3	18,9	20,1	44,2

A.0.7 Análise da precipitação

A precipitação na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná foi analisada para cada uma das sub-bacias estudadas. Na Figura A.4 pode ser observada a precipitação anual para cada uma das sub-bacias. Na SB1 (Figura A.4(a)), que fica na região leste e é a menor bacia analisada, a precipitação apresentou menores valores na década de 1950 e 1960. Na década de 1950 foram três anos consecutivos, 1954, 1955 e 1956, com precipitações anuais abaixo de 800 mm. Já na década de 1960, apenas o ano de 1963 apresentou valor abaixo de 800 mm. Os anos mais úmidos foram os de 1960, com cerca de 1800 mm, e de 1983, com cerca de 2100 mm.

Na SB2 (Figura A.4(b)), na região norte da bacia, a precipitação máxima foi registrada no ano de 1945 (cerca de 2900 mm), com as décadas de 1940 e 1950 com valores mais elevados

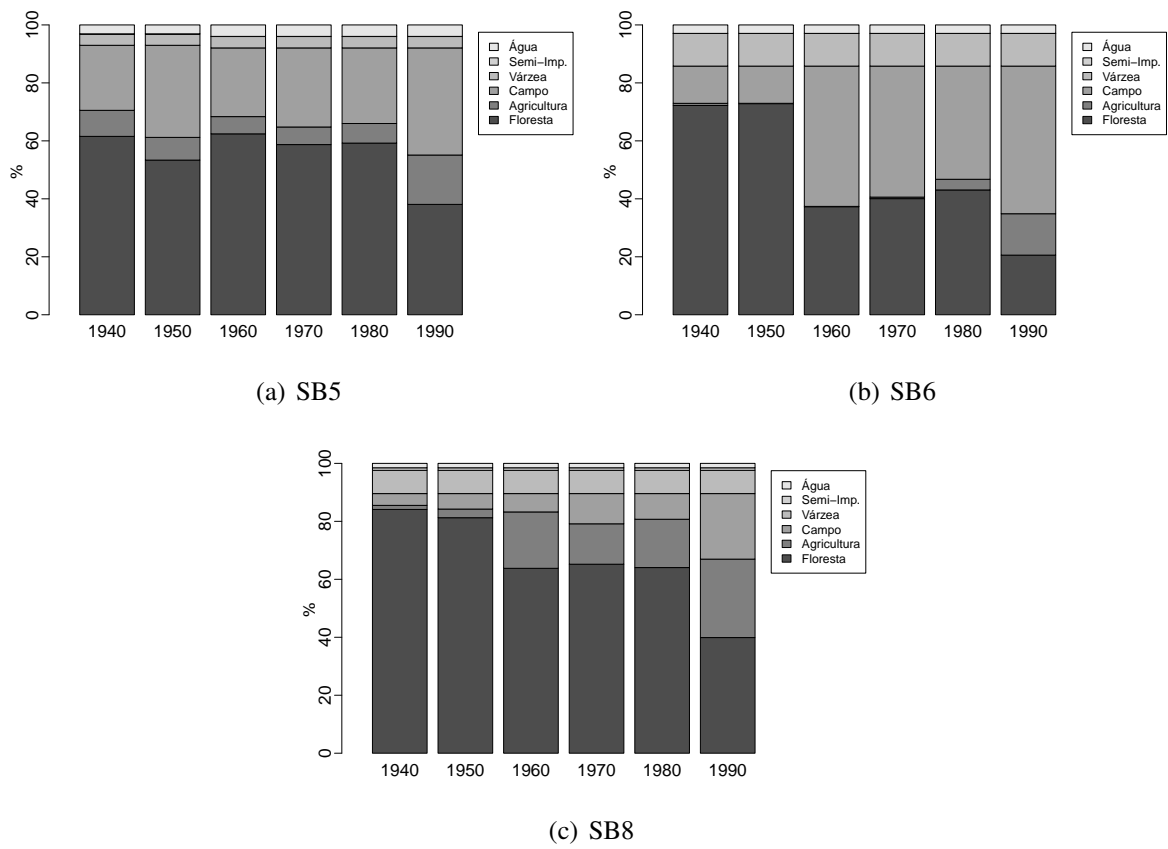


Figura A.3 Alterações na vegetação para as sub-bacias SB5, SB6, SB7 e SB8 na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.

de precipitação. A precipitação mínima ocorreu no final da década de 1950, ano de 1959 com apenas 930 mm, seguido pelo ano de 1990, com 960 mm.

A SB3 (Figura A.4(c)) apresentou valor máximo de precipitação no ano de 1983 (cerca de 2300 mm) e mínimo no ano de 1963 (cerca de 780 mm). Na SB4 (Figura A.4(d)) é possível observar uma tendência na série de precipitações, com um aumento a partir da década de 1970. O valor máximo nesta sub-bacia foi para o ano de 1995, de cerca de 2050 mm. Já a precipitação mínima ocorreu em 1963 (cerca de 790 mm). Na SB5 (Figura A.4(e)) também é possível verificar certa tendência na série a partir da década de 1960, com precipitação máxima de 2000 mm, em 1983, e mínima de 820 mm, em 1944.

Na SB6 (Figura A.4(f)) não é possível verificar tendência na série. O valor máximo foi de cerca de 2000 mm, em 1946, e mínimo de 930 mm, em 1985.

Para todas as sub-bacias, exceto a SB2 e a SB6, foi verificado, através da ANOVA para séries de precipitação diária, que existem diferenças significativas, ao nível de significância de 5%, entre as médias de precipitações diárias em diferentes décadas. Para verificar quais décadas possuíam diferenças significativas foi realizado o Teste de Tukey. Na SB1 ocorreram diferenças entre a precipitação média diária da década de 1940 a as das décadas de 1960, de 1970 e de 1990. Já na SB3, sub-bacia que contém a SB1, a precipitação média diária da década de 1940 diferiu das médias diárias das décadas de 1970 e de 1980; a década de 1950 diferiu da de 1970, de 1980 e de 1990; e a década de 1960 diferiu da de 1980. Nesta sub-bacia é possível verificar uma diferença maior entre as décadas anteriores e posteriores a 1970.

Na SB4 também é possível verificar esta separação na década de 1970. As décadas de 1940, de 1950 e de 1960 tiveram as médias da precipitação diária diferindo das décadas de 1970, 1980 e 1990. Além disso, a década de 1970 diferiu da de 1980. Este resultado está de acordo com a tendência, comentada anteriormente, e que pode ser observada na Figura A.4(d). Na SB5 ocorre o mesmo comportamento da SB4, ou seja, as décadas de 1940, de 1950 e de 1960 diferindo das décadas de 1970, de 1980 e de 1990. Além disso, a década de 1940 difere da de 1960. Isto está de acordo com o comentado anteriormente, de que uma leve tendência de aumento na precipitação podia ser observada a partir da década de 1960.

Na SB8 não é observada uma divisão clara entre os períodos anteriores e posteriores a 1970. Foram detectadas diferenças significativas das décadas de 1940 e de 1960 com as décadas de 1980 e de 1990; da década de 1950 e a de 1990; e entre a década de 1970 e de 1990. Observando a Figura A.4(g) é possível notar que as décadas de 1940, 1960 e 1970 foram mais secas que as décadas de 1980 e de 1990. Já a década de 1950, apesar de não possuir valores extremos tão altos quanto as décadas de 1980 e de 1990, as médias da precipitação não diferem muito.

Todas as sub-bacias, exceto a SB8, apresentam uma sazonalidade de chuvas bem definida, como pode ser observado na Figura A.5. O período úmido iniciando em outubro e estende-se até março, enquanto o período seco indo de abril a setembro. Já na SB8, no Rio Iguaçu, ocorre uma pequena diminuição da precipitação no período de abril a setembro, mas a sazonalidade não é tão evidente quanto nas demais sub-bacias.

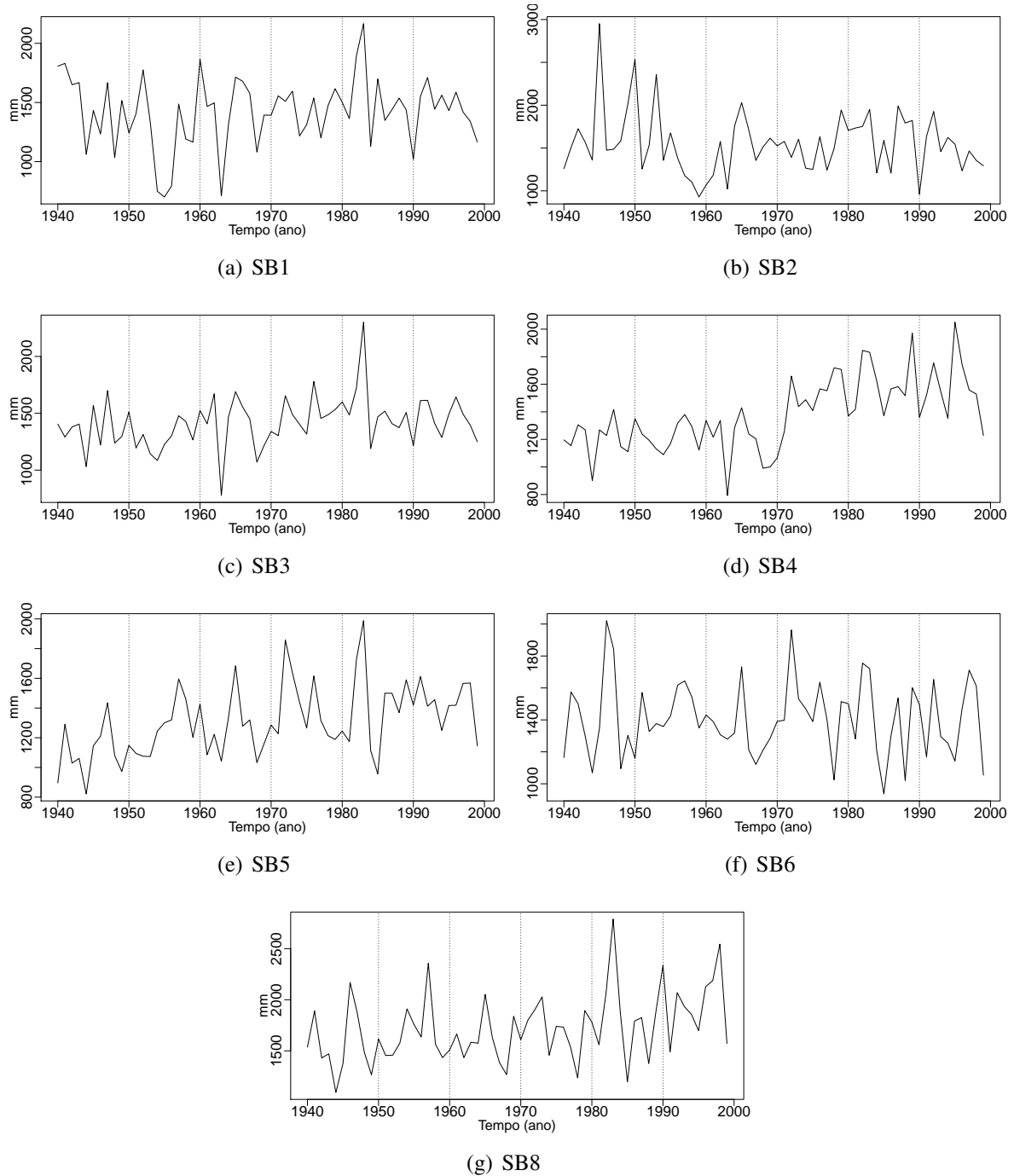


Figura A.4 Série da precipitação anual para as sub-bacias SB1, SB2, SB3, SB4, SB5, SB6 e SB8 na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná.

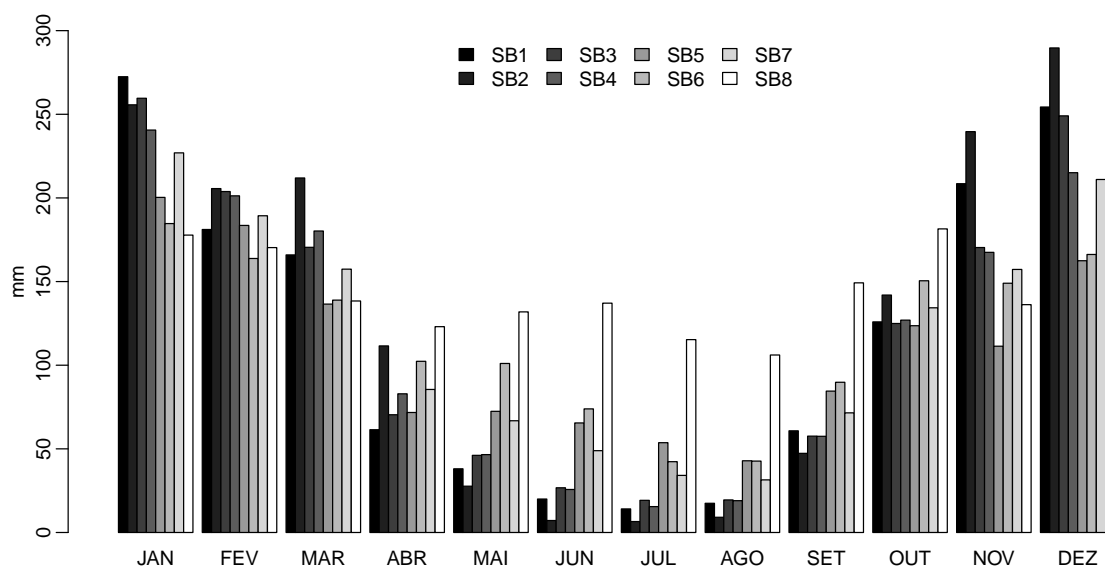
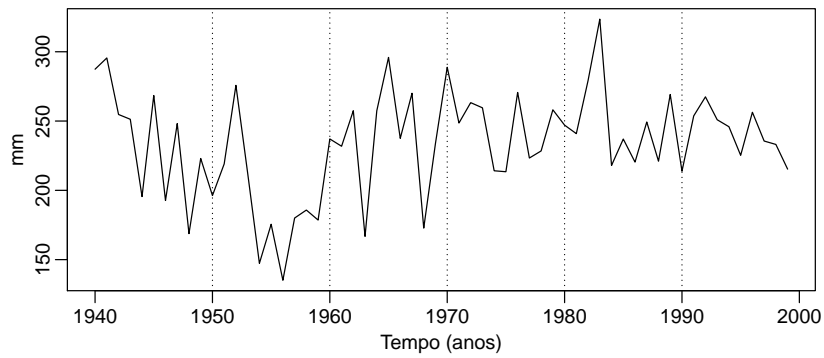


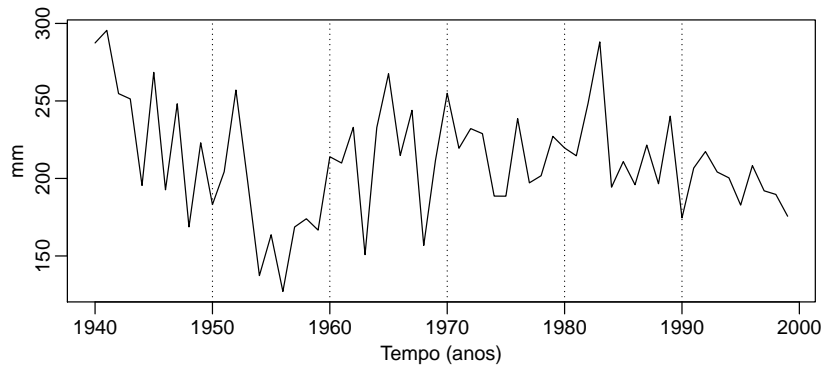
Figura A.5 Precipitação média mensal das sub-bacias para o período de 1940 a 1999. Séries obtidas a partir da interpolação dos dados fluviométricos que foram utilizadas como variáveis de entrada no modelo MGB-IPH. A SB7 se refere a Bacia Hidrográfica do Paraná discutido anteriormente.

A.1 Interceptação

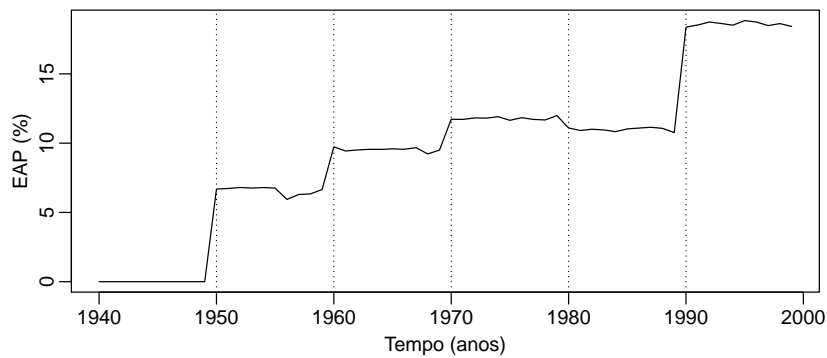
A seguir são apresentados os gráficos com as séries de interceptação simuladas considerando as mudanças de uso da terra e a série de interceptações médias anuais para a simulação controle (URHs da década de 1940 em todo o período) para as sub-bacias SB1 (Figura A.6), SB2 (Figura A.7), SB3 (Figura A.8), SB4 (Figura A.9), SB5 (Figura A.10), SB6 (Figura A.11) e SB8 (Figura A.12). Além disso são apresentadas as séries com as diferenças absolutas percentuais entre a série controle e a série com as mudanças de uso da terra.



(a) Simulação controle

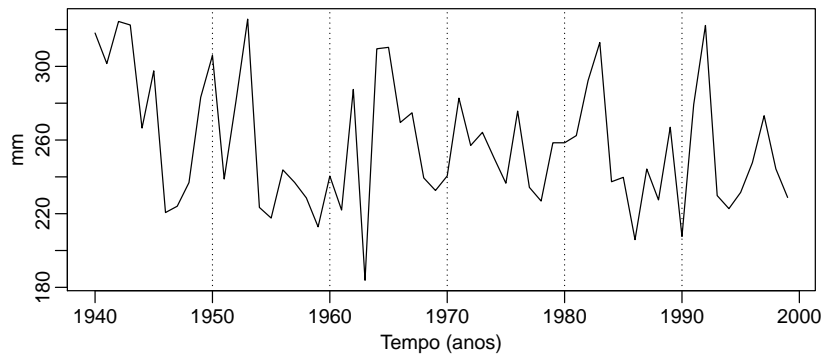


(b) Simulação com mudança de uso da terra

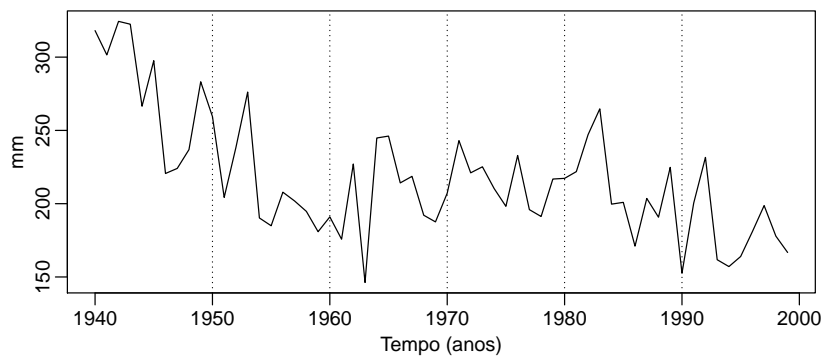


(c) Diferença absoluta percentual

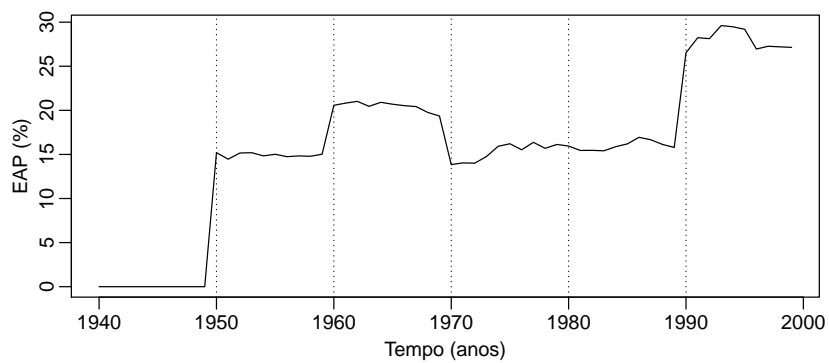
Figura A.6 Impacto na interceptação na SB1 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle

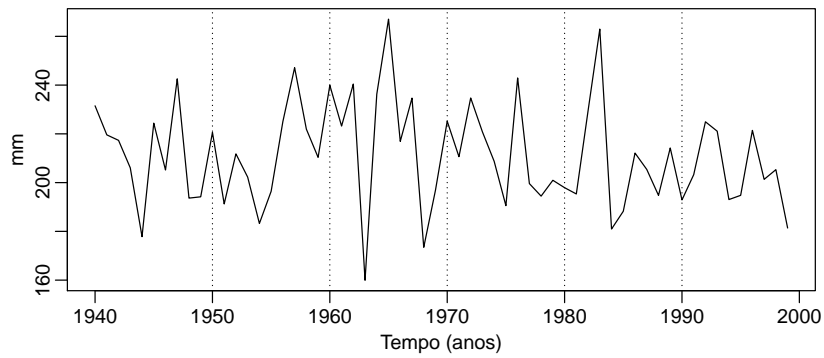


(b) Simulação com mudança de uso da terra

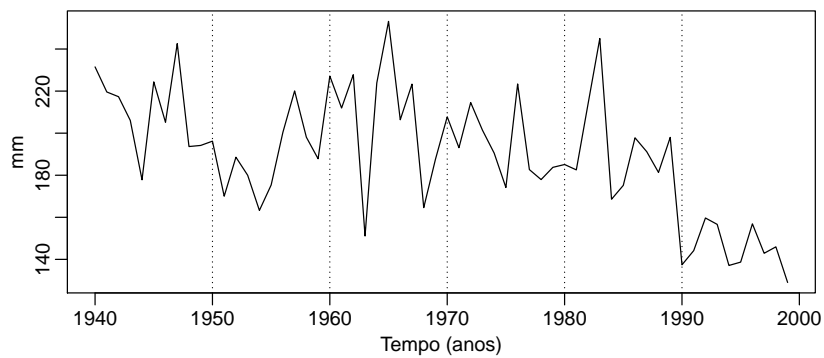


(c) Diferença absoluta percentual

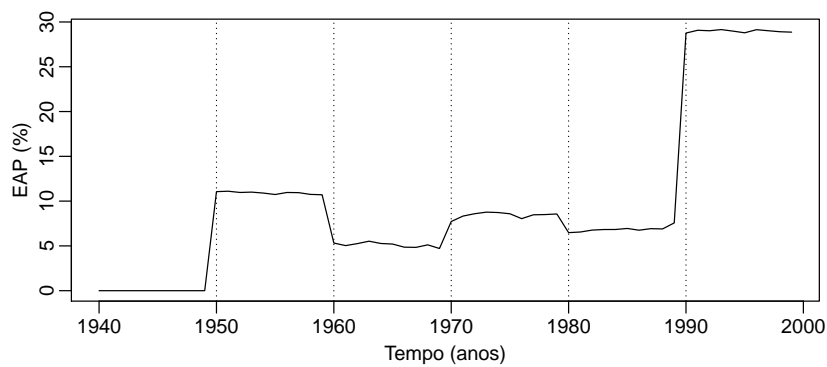
Figura A.7 Impacto na interceptação na SB2 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle

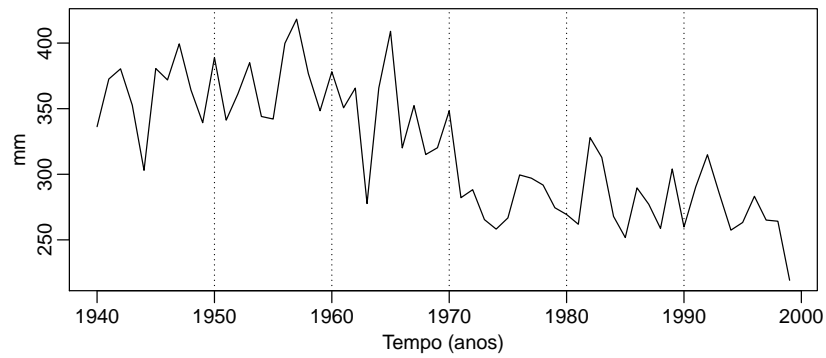


(b) Simulação com mudança de uso da terra

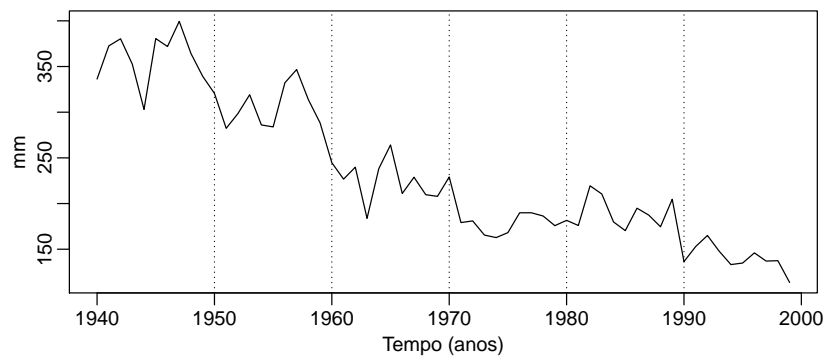


(c) Diferença absoluta percentual

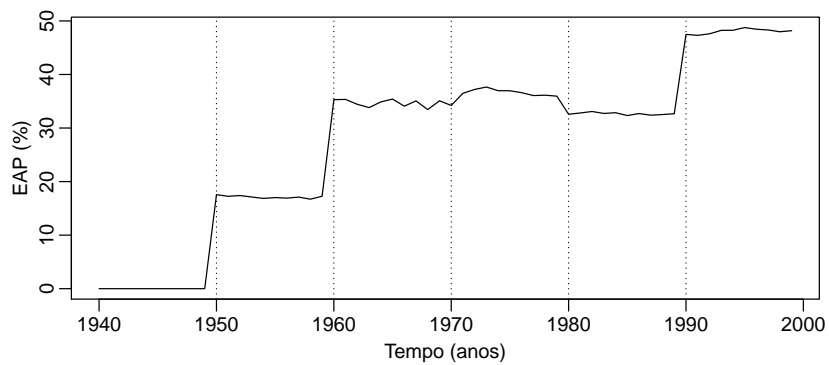
Figura A.8 Impacto na interceptação na SB3 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle

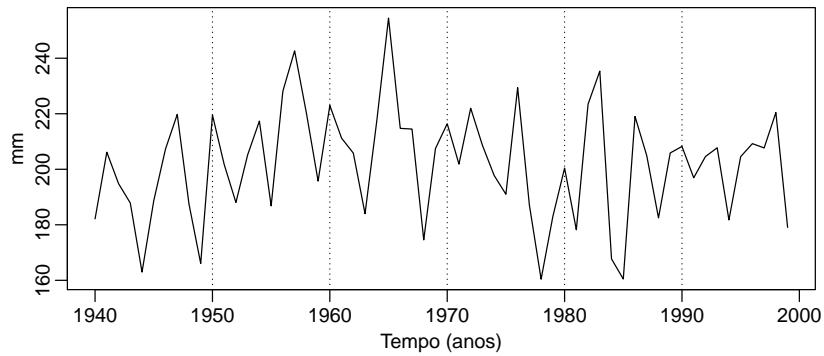


(b) Simulação com mudança de uso da terra

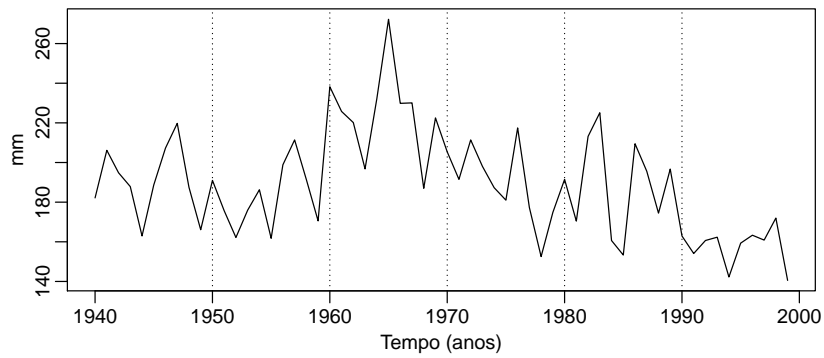


(c) Diferença absoluta percentual

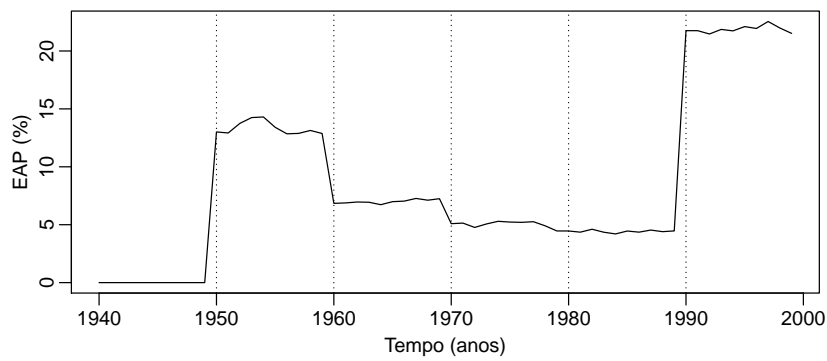
Figura A.9 Impacto na interceptação na SB4 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle

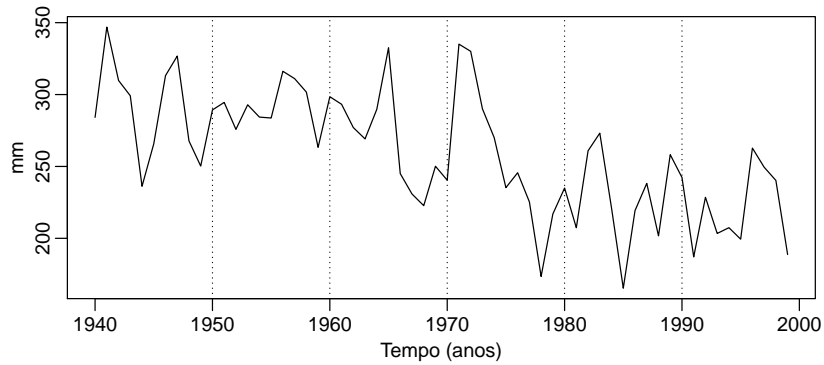


(b) Simulação com mudança de uso da terra

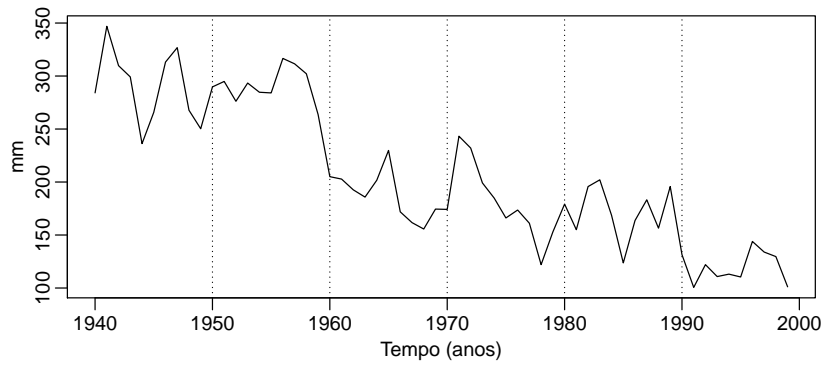


(c) Diferença absoluta percentual

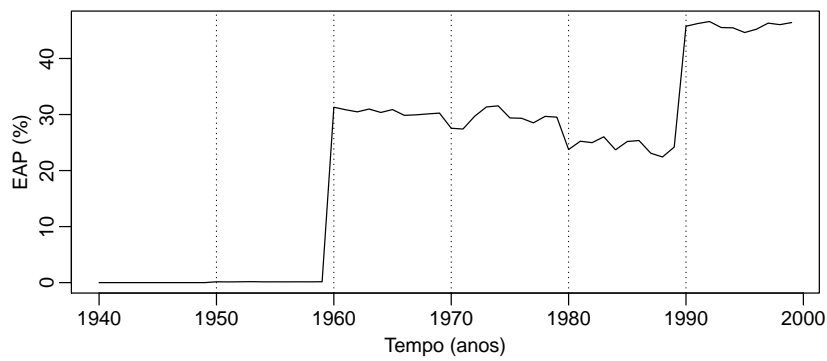
Figura A.10 Impacto na interceptação na SB5 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle

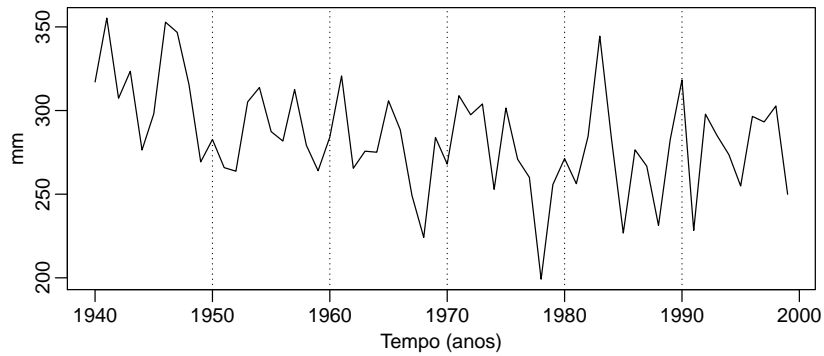


(b) Simulação com mudança de uso da terra

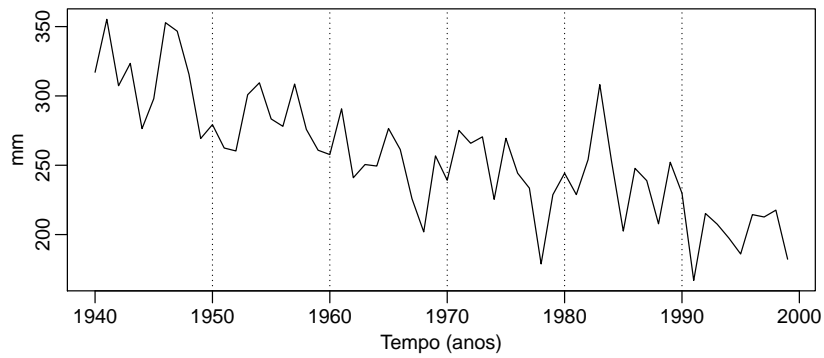


(c) Diferença absoluta percentual

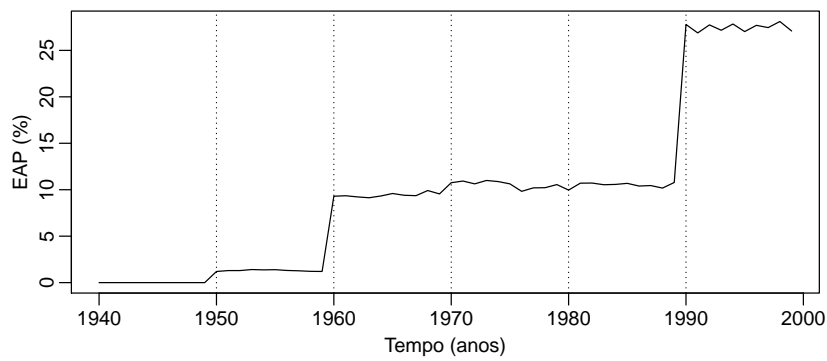
Figura A.11 Impacto na intercepção na SB6 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle



(b) Simulação com mudança de uso da terra

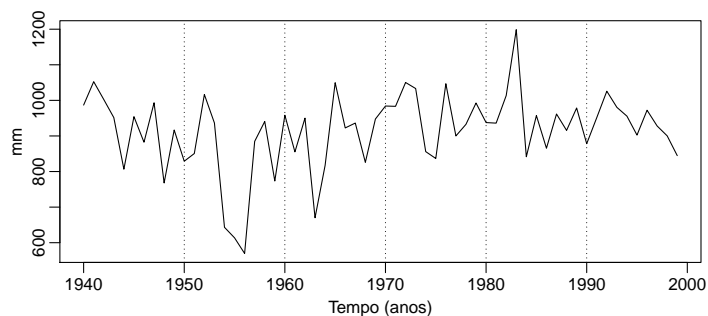


(c) Diferença absoluta percentual

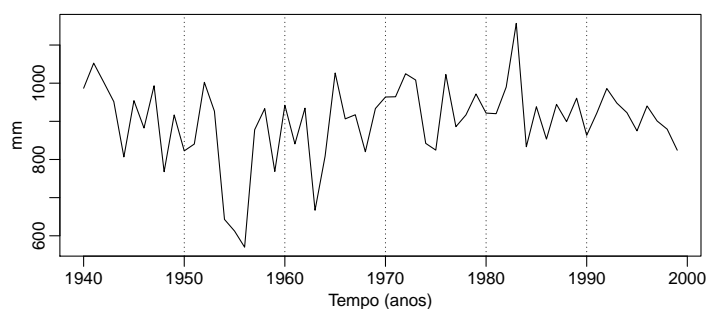
Figura A.12 Impacto na interceptação na SB8 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.

A.2 Evapotranspiração

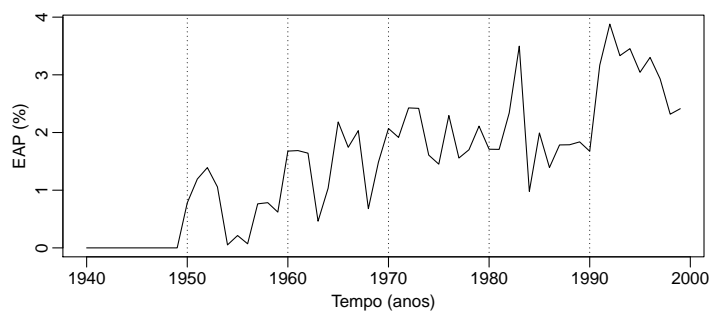
A seguir são apresentados os gráficos com as séries de evapotranspiração simuladas considerando as mudanças de uso da terra e a série controle para as sub-bacias SB1 (Figura A.13), SB2 (Figura A.14), SB3 (Figura A.15), SB4 (Figura A.16), SB5 (Figura A.17), SB6 (Figura A.18) e SB8 (Figura A.19). Além disso são apresentadas as séries com as diferenças absolutas percentuais entre a série controle e a série com as mudanças de uso da terra.



(a) Simulação controle

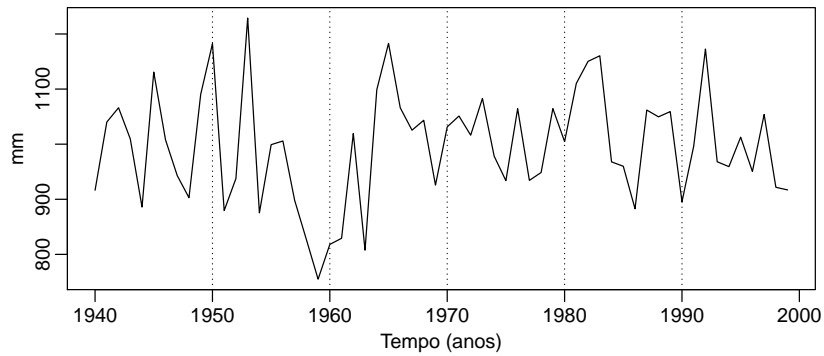


(b) Simulação com mudança de uso da terra

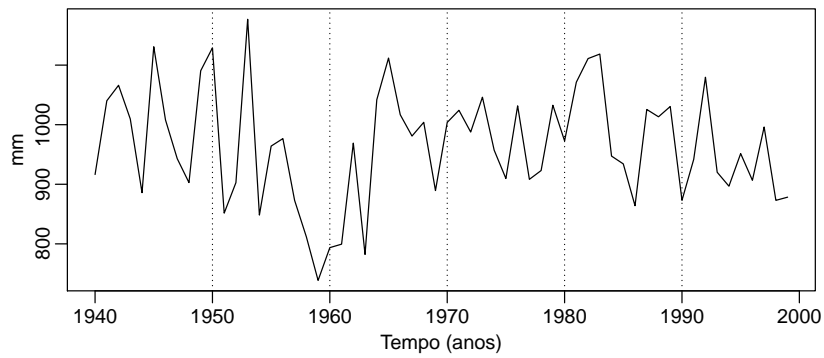


(c) Diferença absoluta percentual

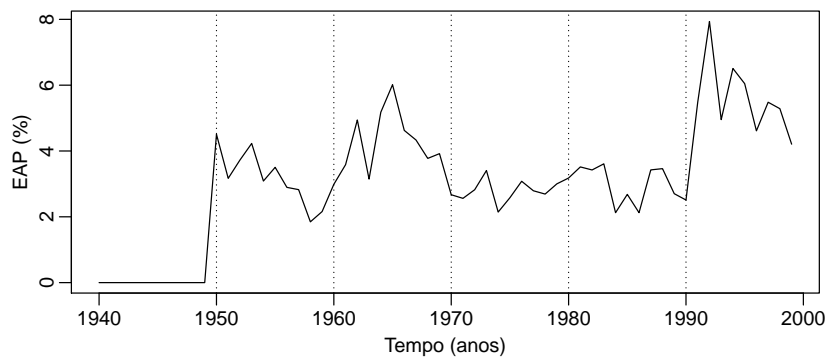
Figura A.13 Impacto na evapotranspiração na SB1 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle

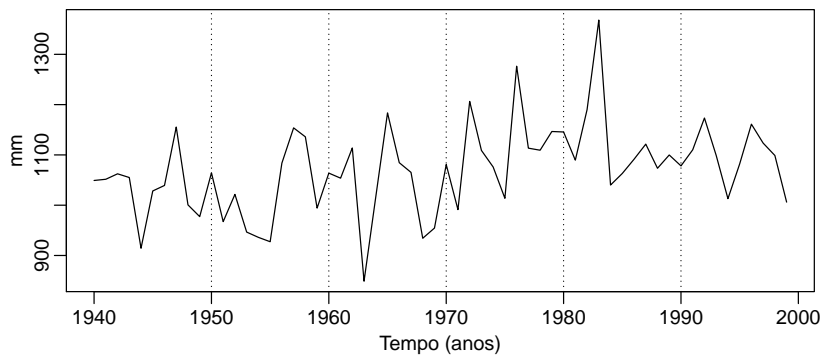


(b) Simulação com mudança de uso da terra

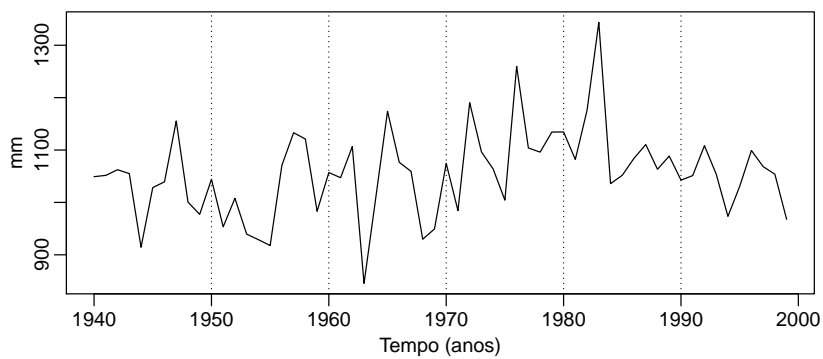


(c) Diferença absoluta percentual

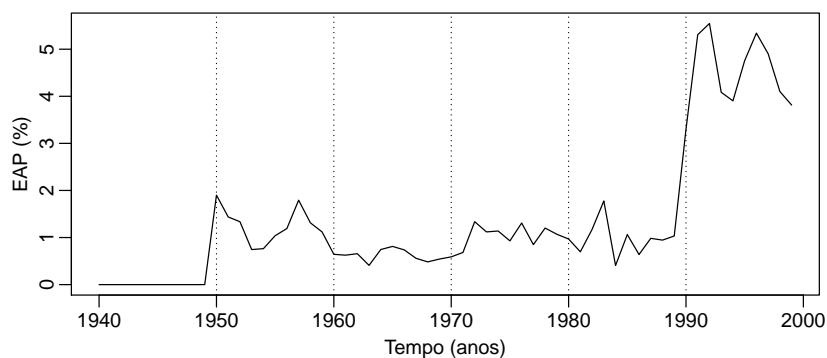
Figura A.14 Impacto na evapotranspiração na SB2 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle

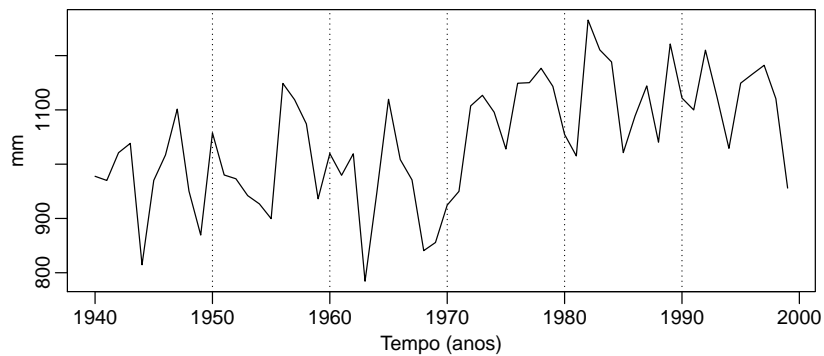


(b) Simulação com mudança de uso da terra

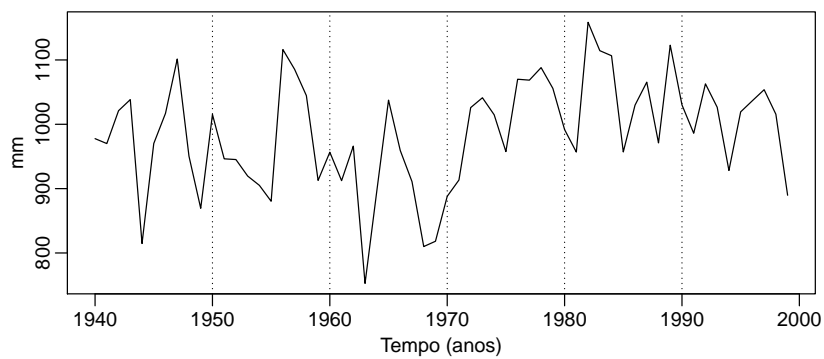


(c) Diferença absoluta percentual

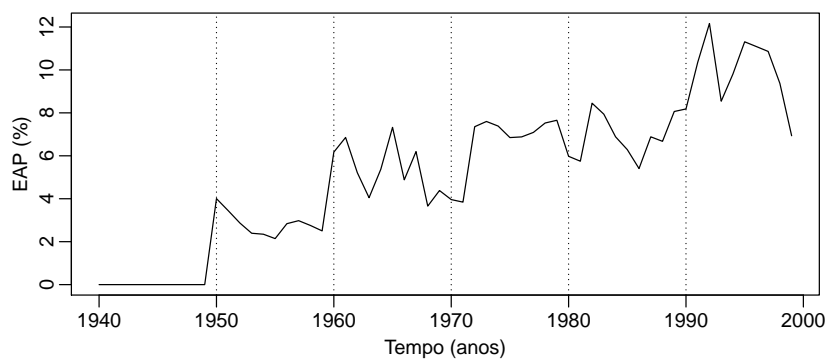
Figura A.15 Impacto na evapotranspiração na SB3 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle

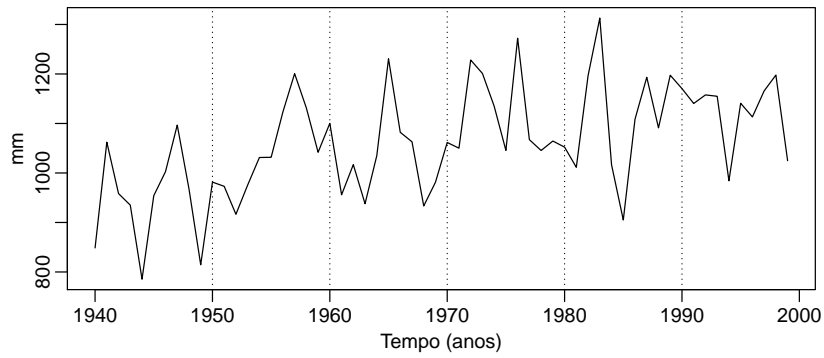


(b) Simulação com mudança de uso da terra

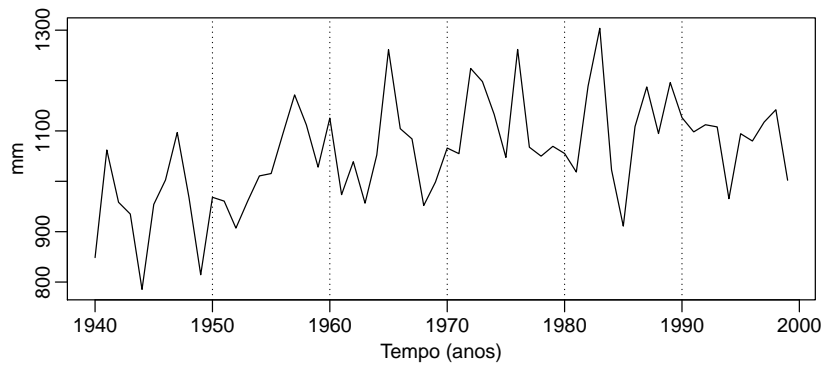


(c) Diferença absoluta percentual

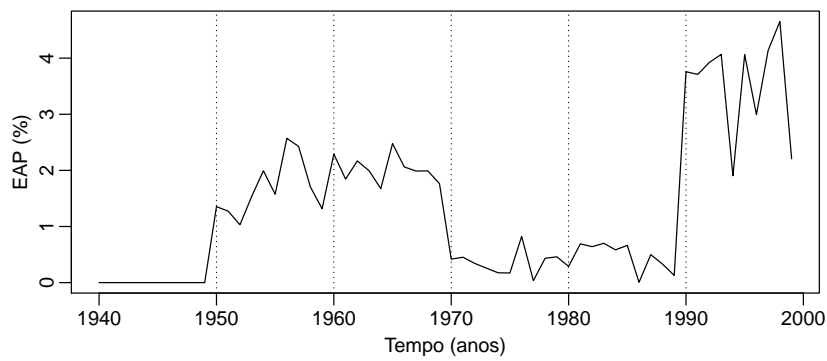
Figura A.16 Impacto na evapotranspiração na SB4 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle

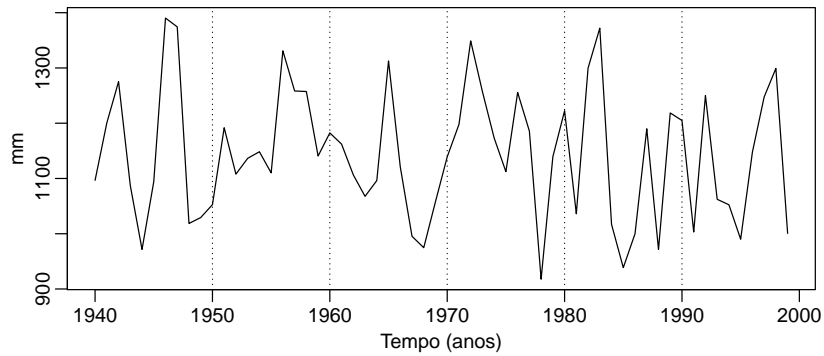


(b) Simulação com mudança de uso da terra

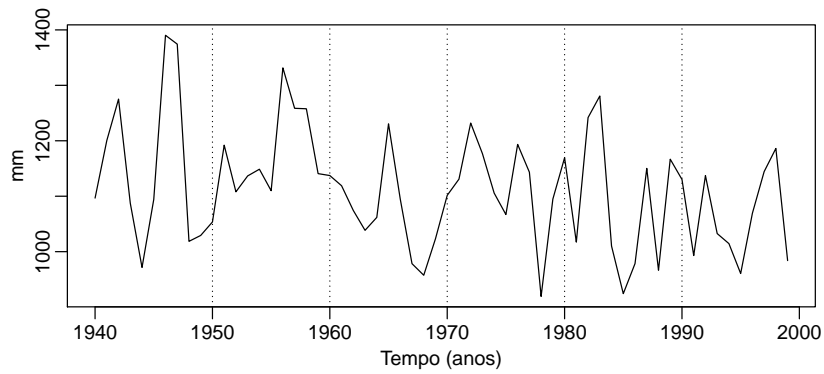


(c) Diferença absoluta percentual

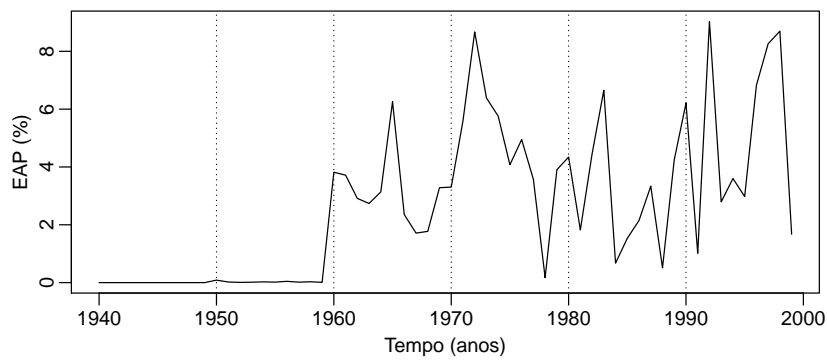
Figura A.17 Impacto na evapotranspiração na SB5 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle

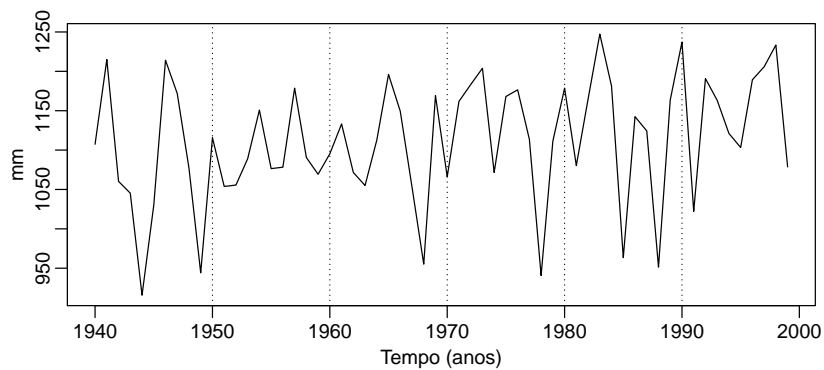


(b) Simulação com mudança de uso da terra

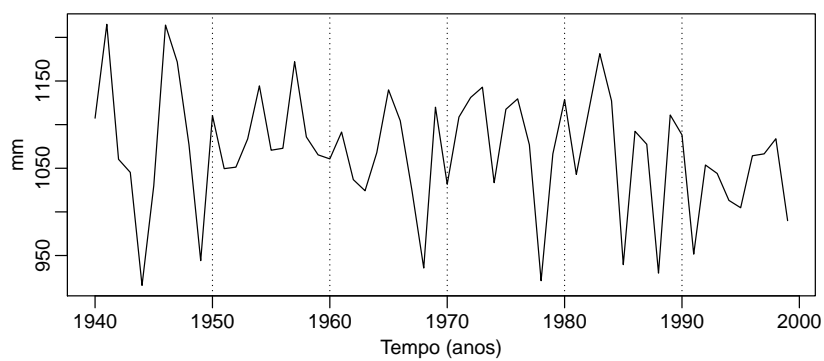


(c) Diferença absoluta percentual

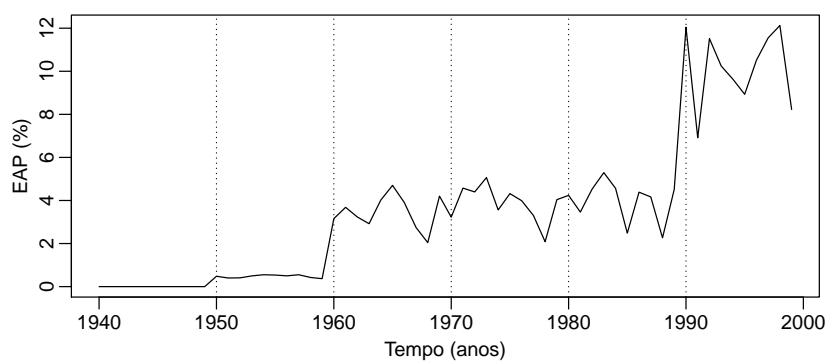
Figura A.18 Impacto na evapotranspiração na SB6 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle



(b) Simulação com mudança de uso da terra



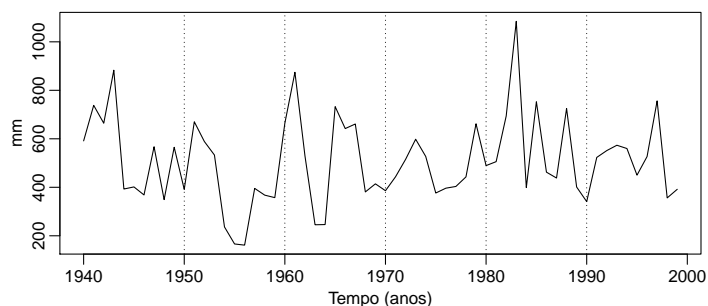
(c) Diferença absoluta percentual

Figura A.19 Impacto na evapotranspiração na SB8 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.

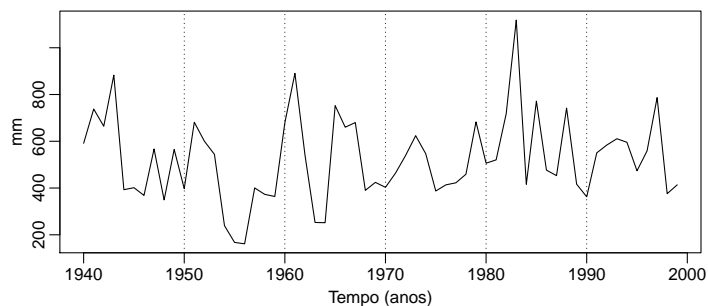
A.3 Vazão

A.3.1 Vazões médias

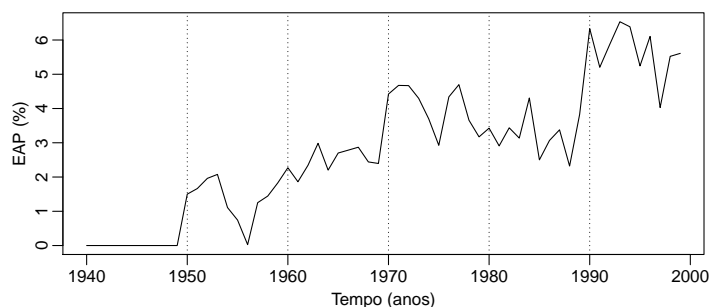
A seguir são apresentados os gráficos com as séries de vazão simuladas considerando as mudanças de uso da terra e a série controle para as sub-bacias SB1 (Figura A.20), SB2 (Figura A.21), SB3 (Figura A.22), SB4 (Figura A.23), SB5 (Figura A.24), SB6 (Figura A.25) e SB8 (Figura A.26). Além disso são apresentadas as séries com as diferenças absolutas percentuais entre a série controle e a série com as mudanças de uso da terra.



(a) Simulação controle

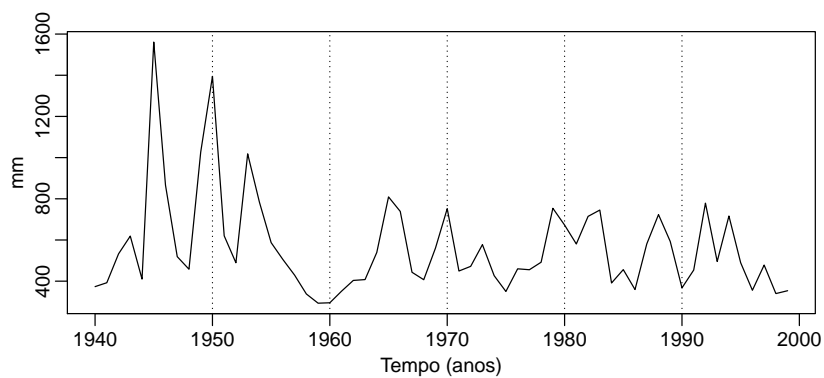


(b) Simulação com mudança de uso da terra

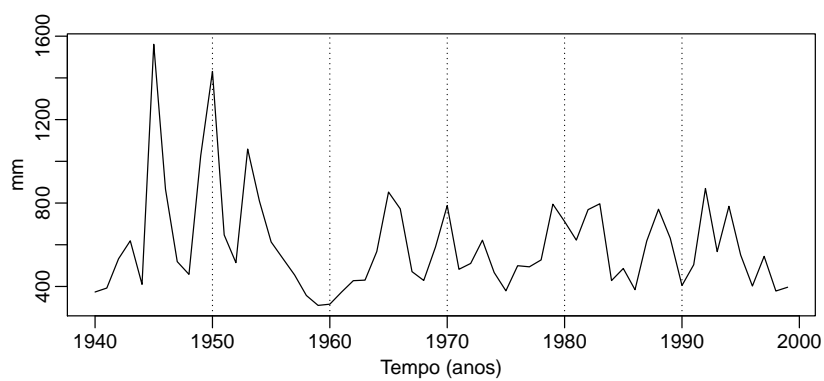


(c) Diferença absoluta percentual

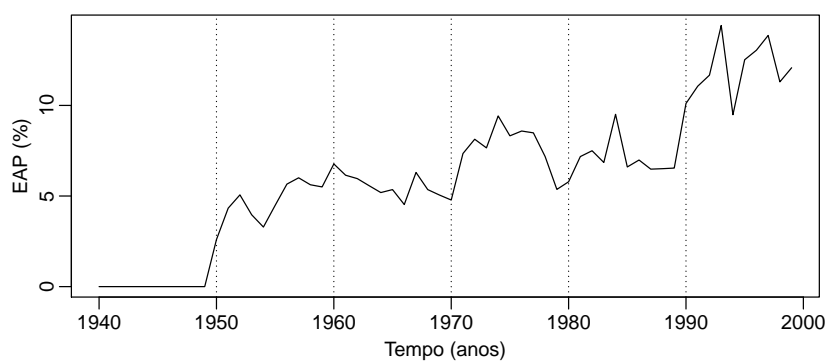
Figura A.20 Impacto na vazão na SB1 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle

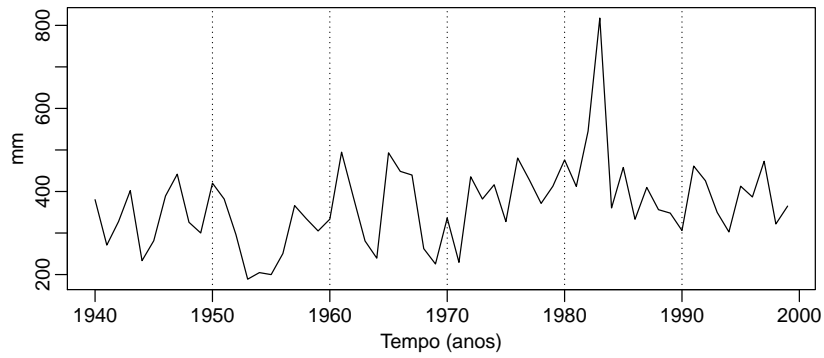


(b) Simulação com mudança de uso da terra

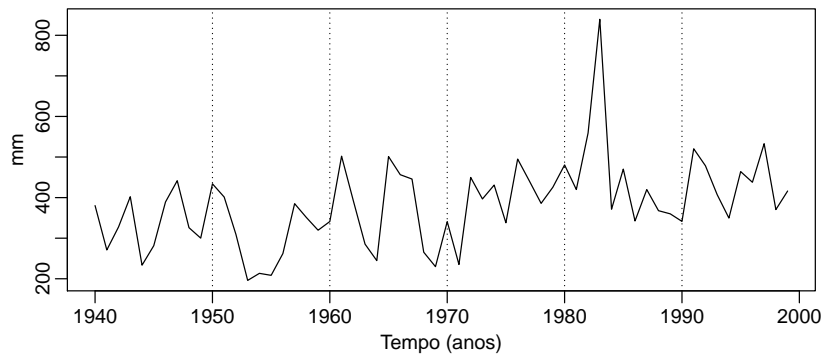


(c) Diferença absoluta percentual

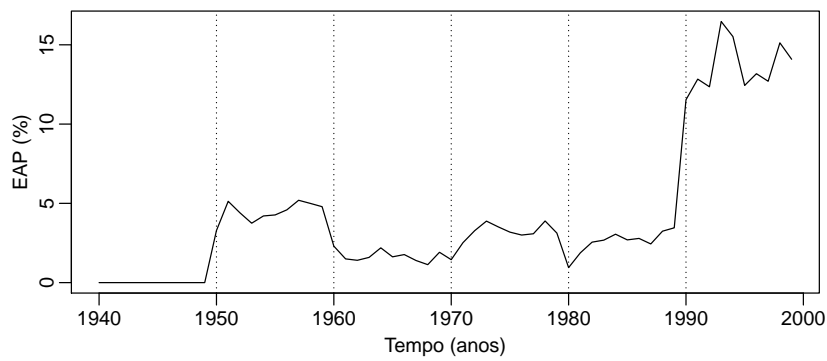
Figura A.21 Impacto na vazão anual média na SB2 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle

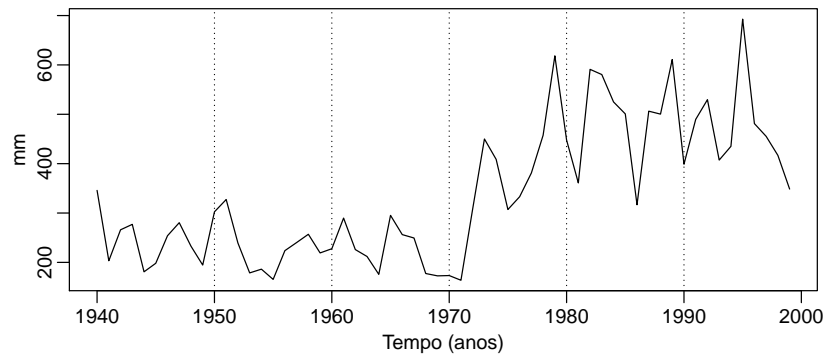


(b) Simulação com mudança de uso da terra

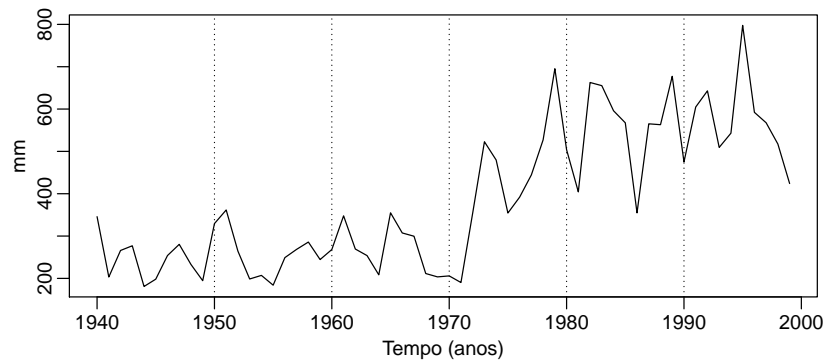


(c) Diferença absoluta percentual

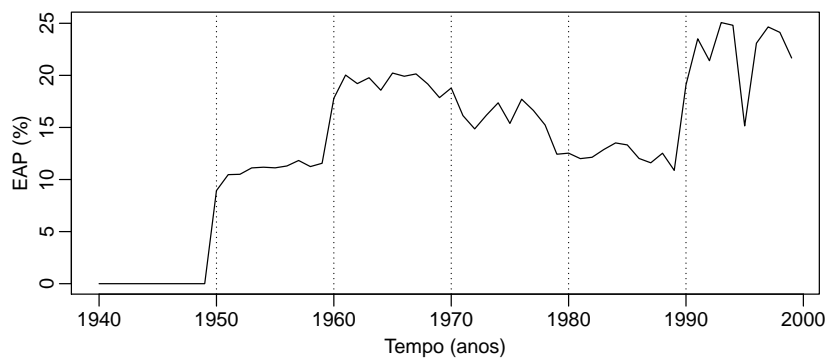
Figura A.22 Impacto na vazão anual média na SB3 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle

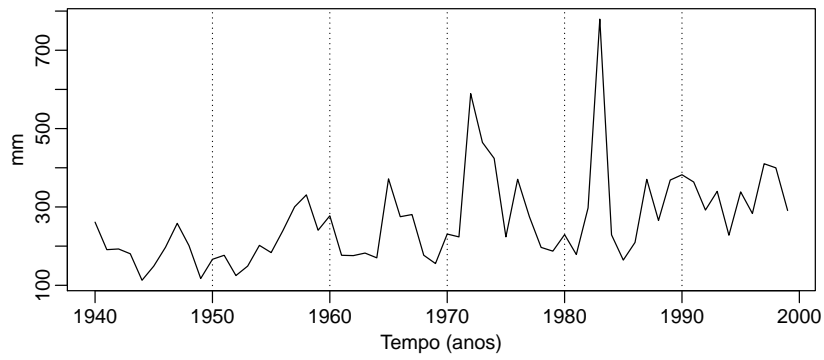


(b) Simulação com mudança de uso da terra

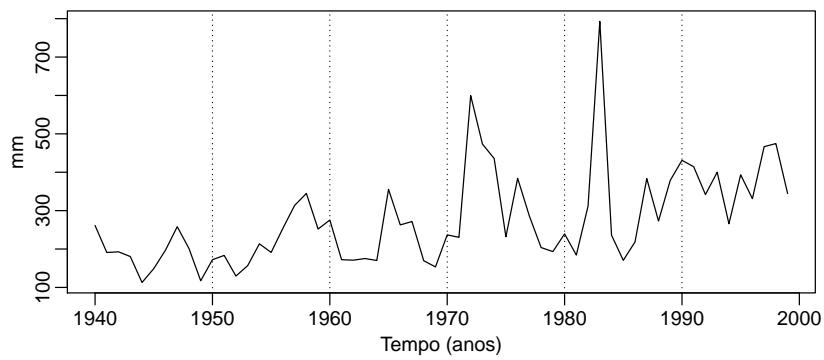


(c) Diferença absoluta percentual

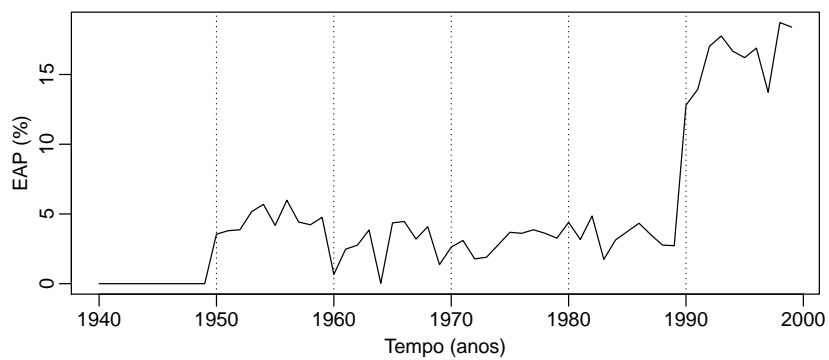
Figura A.23 Impacto na vazão na SB4 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle

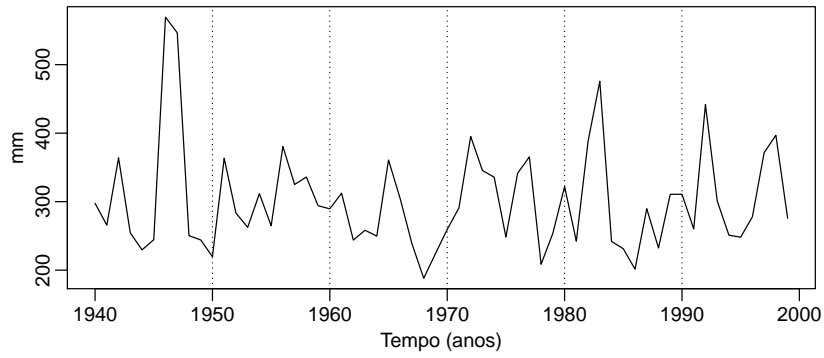


(b) Simulação com mudança de uso da terra

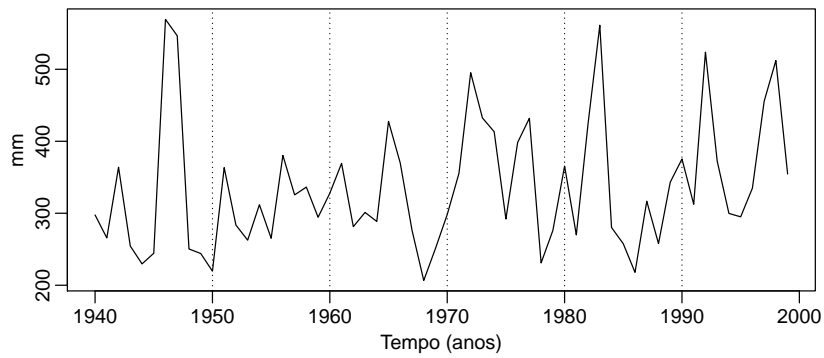


(c) Diferença absoluta percentual

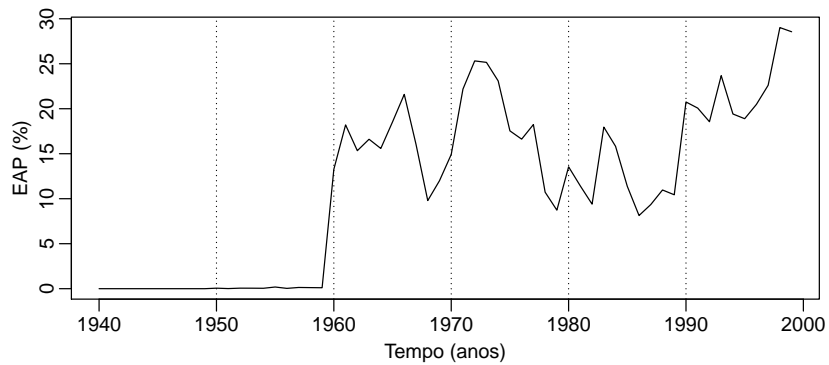
Figura A.24 Impacto na vazão na SB5 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle

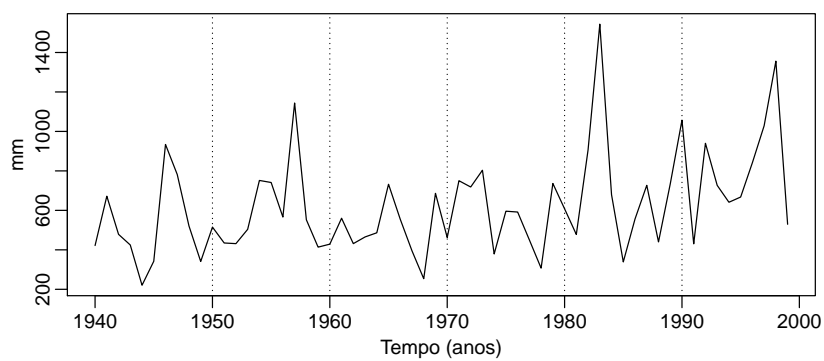


(b) Simulação com mudança de uso da terra

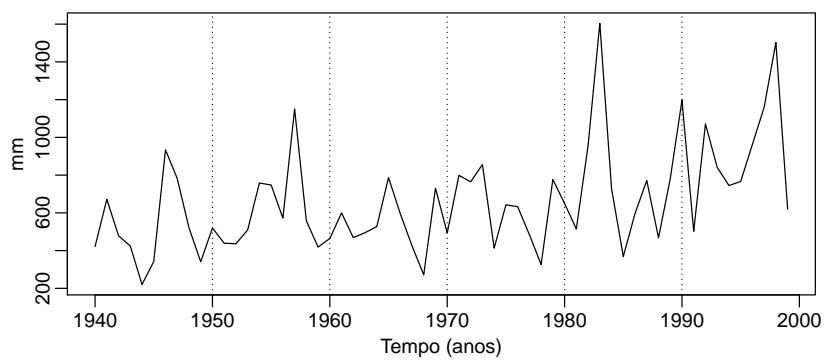


(c) Diferença absoluta percentual

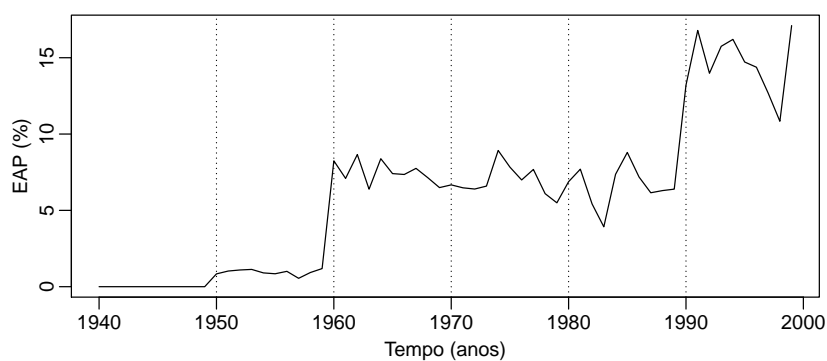
Figura A.25 Impacto na vazão na SB6 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle



(b) Simulação com mudança de uso da terra

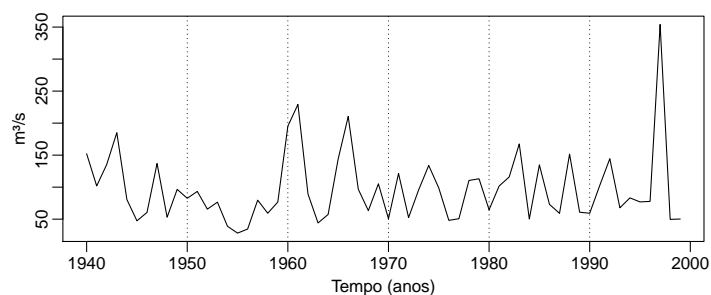


(c) Diferença absoluta percentual

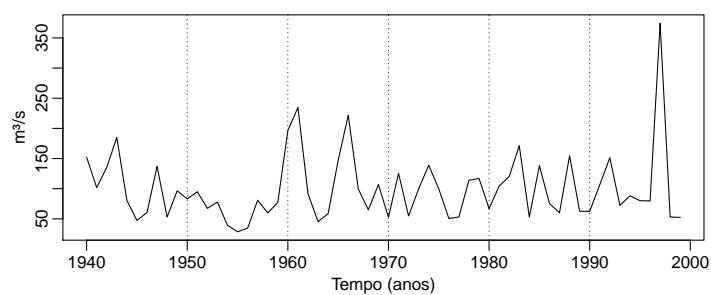
Figura A.26 Impacto na vazão na SB8 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.

A.3.2 Vazões máximas

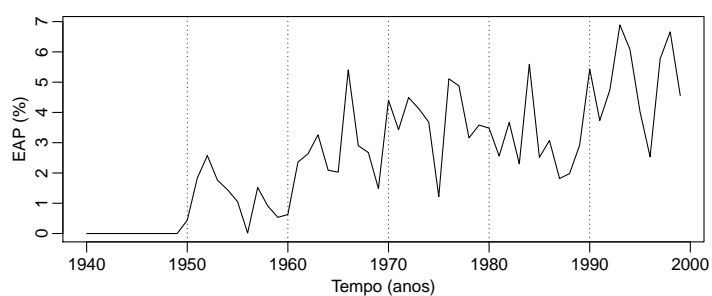
A seguir são apresentados os gráficos com as séries de vazão máximas simuladas considerando as mudanças de uso da terra e a série controle para as sub-bacias SB1 (Figura A.27), SB2 (Figura A.28), SB3 (Figura A.29), SB4 (Figura A.30), SB5 (Figura A.31), SB6 (Figura A.32) e SB8 (Figura A.33).



(a) Simulação controle

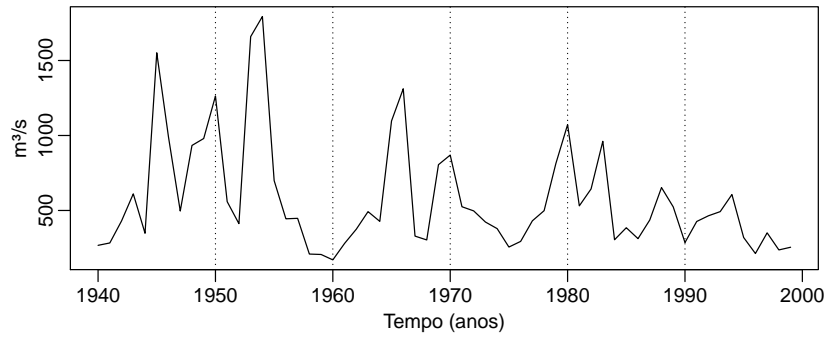


(b) Simulação com mudança de uso da terra

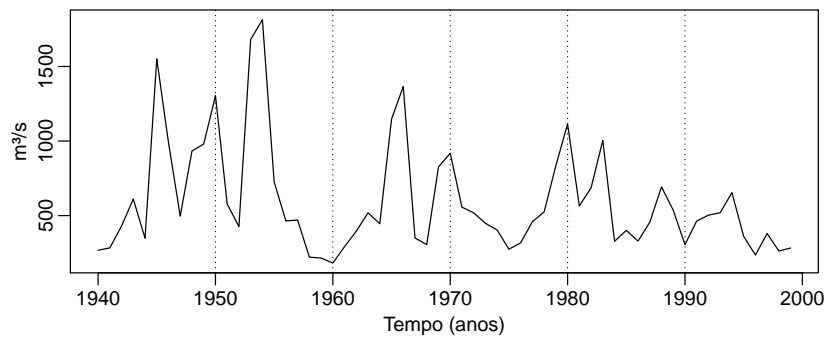


(c) Diferença absoluta percentual

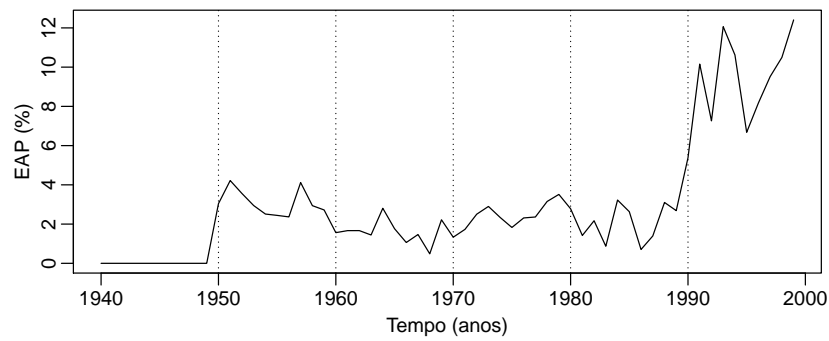
Figura A.27 Impacto na vazão máxima na SB1 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle

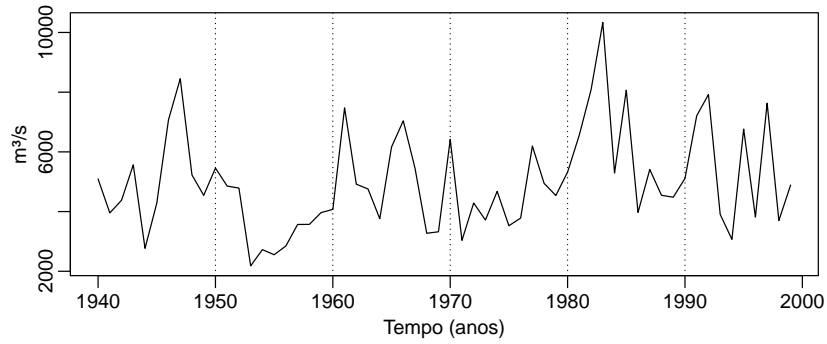


(b) Simulação com mudança de uso da terra

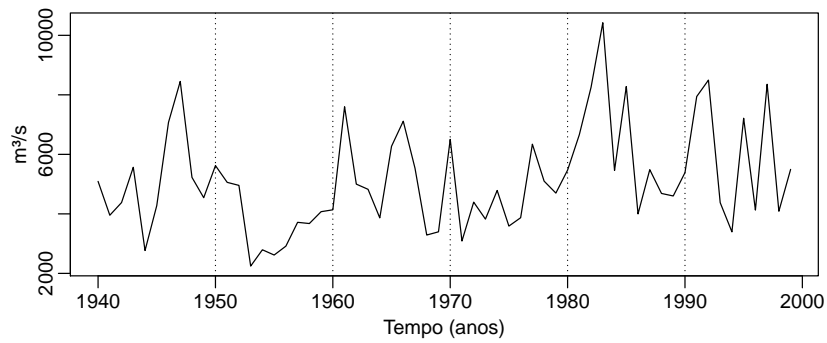


(c) Diferença absoluta percentual

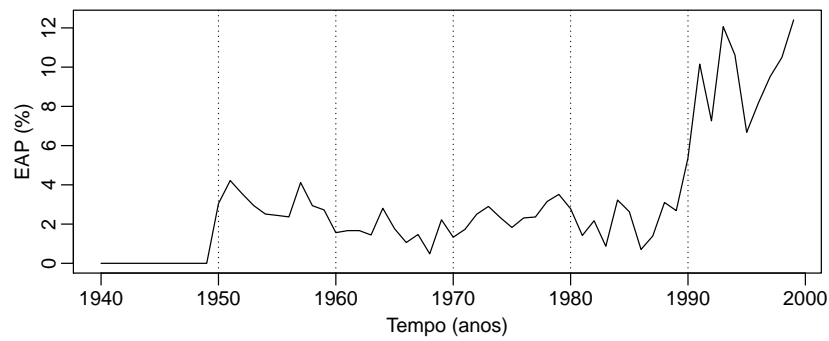
Figura A.28 Impacto na vazão máxima na SB2 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle



(b) Simulação com mudança de uso da terra



(c) Diferença absoluta percentual

Figura A.29 Impacto na vazão máxima na SB3 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.

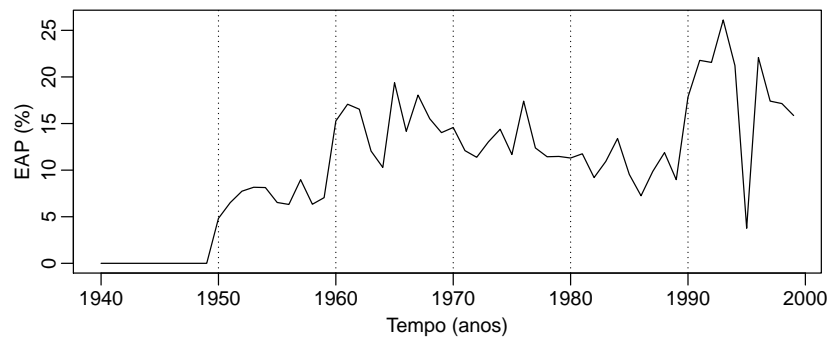
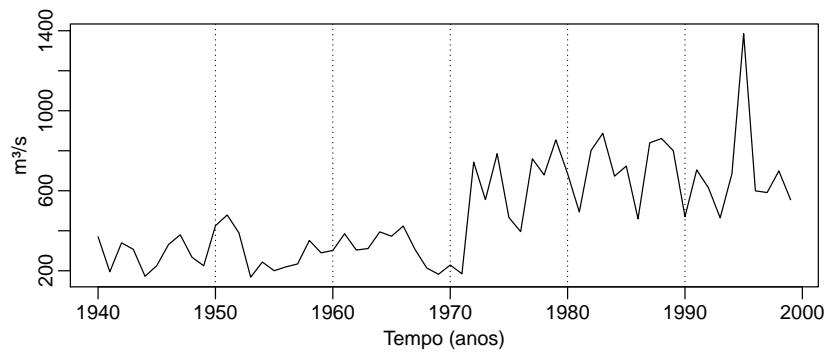
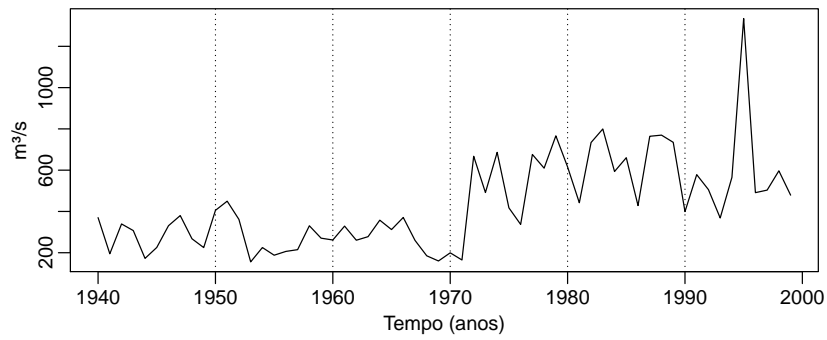
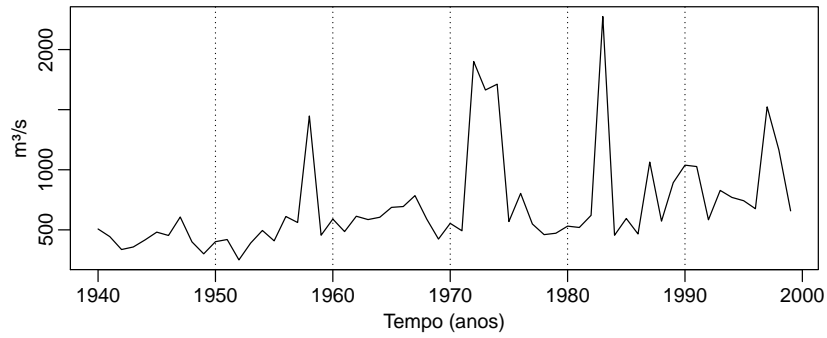
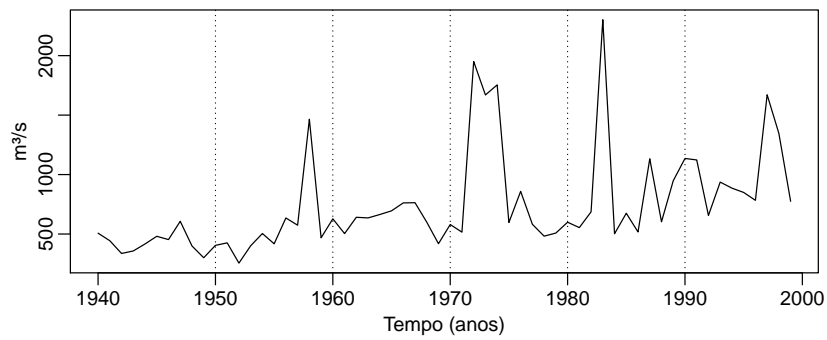


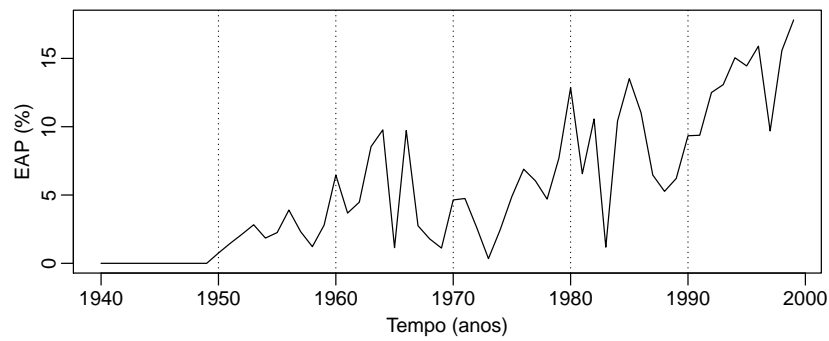
Figura A.30 Impacto na vazão máxima na SB4 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle

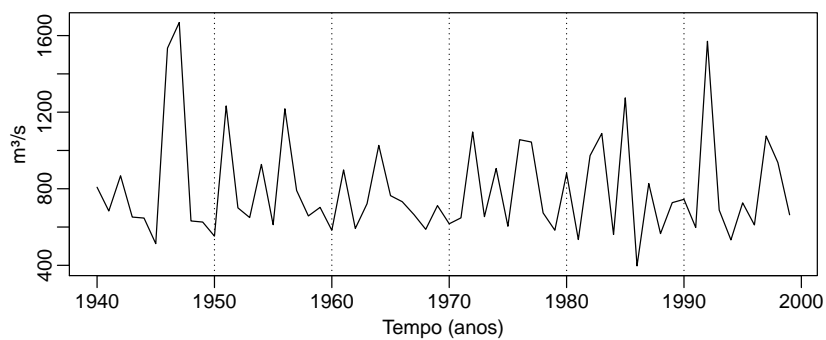


(b) Simulação com mudança de uso da terra

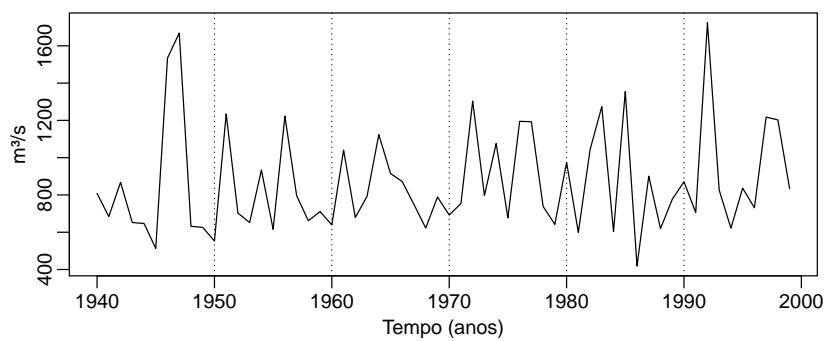


(c) Diferença absoluta percentual

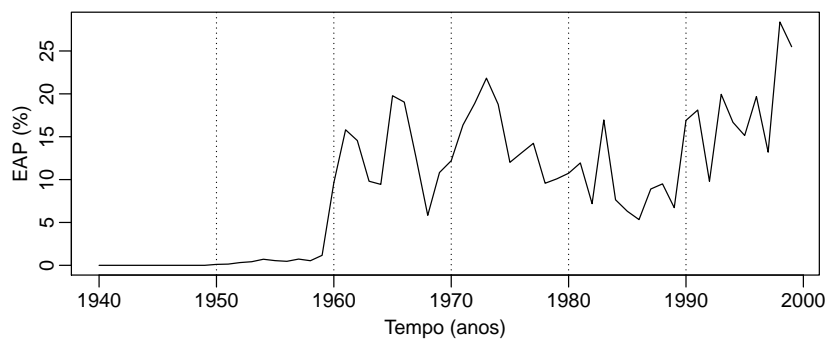
Figura A.31 Impacto na vazão máxima na SB5 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle

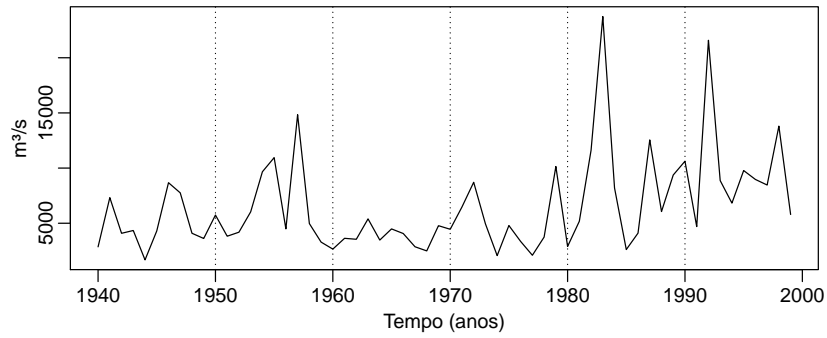


(b) Simulação com mudança de uso da terra

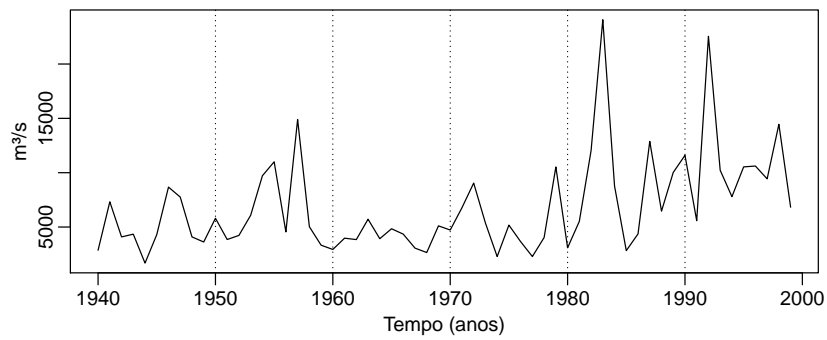


(c) Diferença absoluta percentual

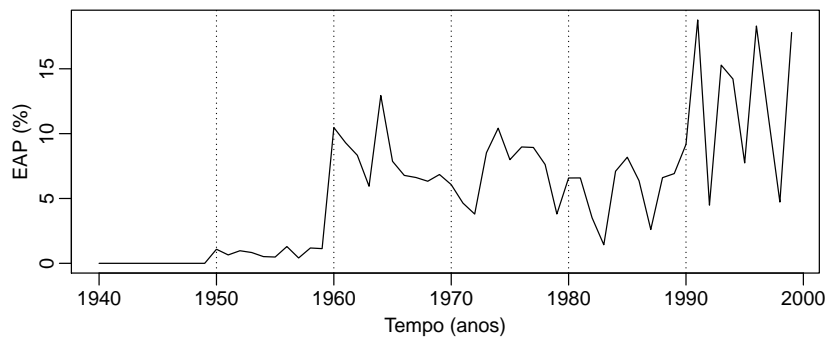
Figura A.32 Impacto na vazão máxima na SB6 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle



(b) Simulação com mudança de uso da terra

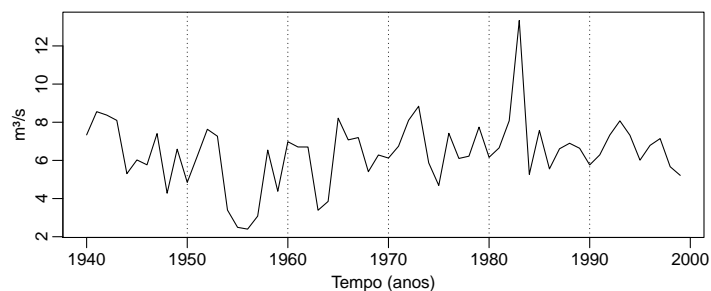


(c) Diferença absoluta percentual

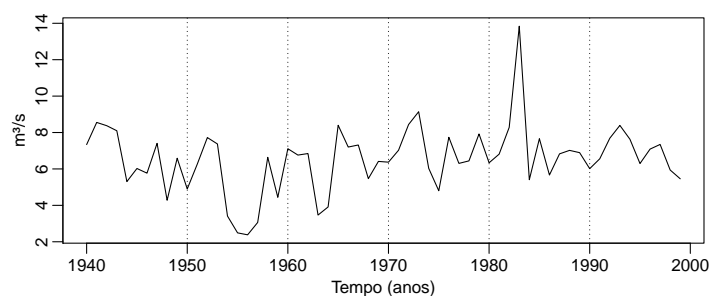
Figura A.33 Impacto na vazão máxima na SB8 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.

A.3.3 Vazões mínimas

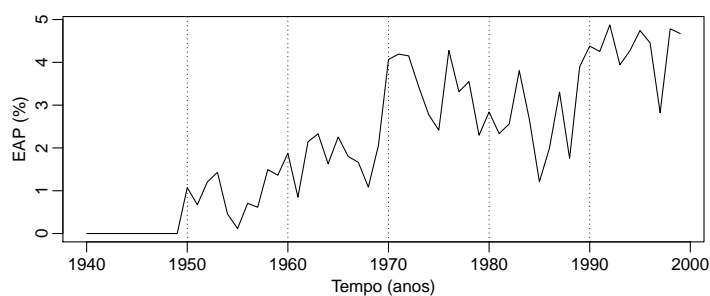
A seguir são apresentados os gráficos com as séries de vazão mínimas simuladas considerando as mudanças de uso da terra e a série controle para as sub-bacias SB1 (Figura A.34), SB2 (Figura A.36), SB3 (Figura A.38), SB4 (Figura A.40), SB5 (Figura A.42), SB6 (Figura A.44) e SB8 (Figura A.46), assim como as curvas de permanência (Figuras de A.35 a A.47).



(a) Simulação controle

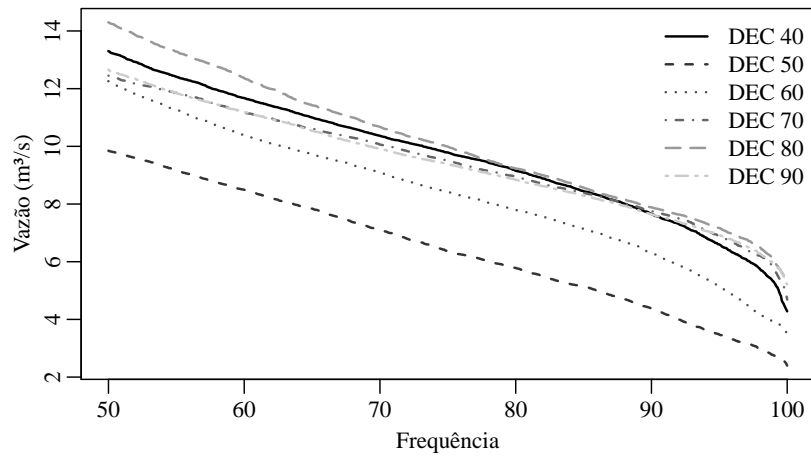


(b) Simulação com mudança de uso da terra

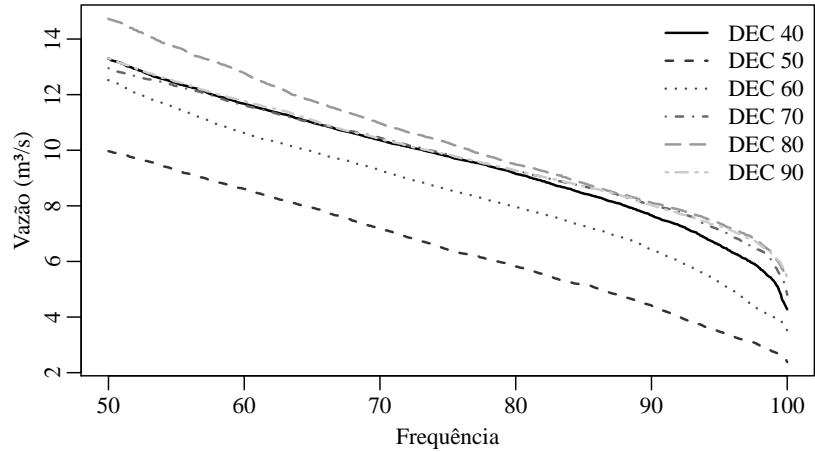


(c) Diferença absoluta percentual

Figura A.34 Impacto na vazão mínima na SB1 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.

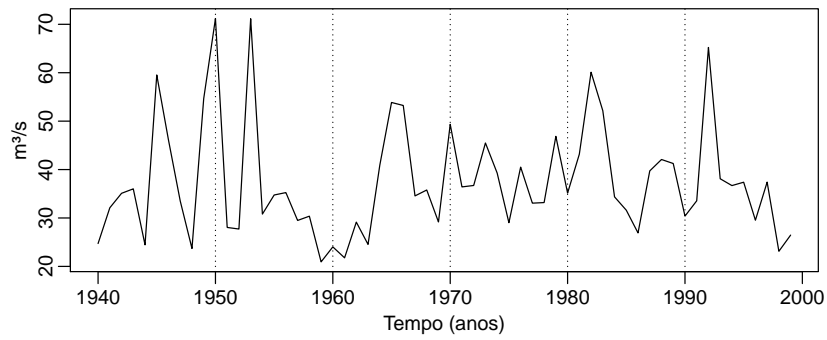


(a) Simulação controle

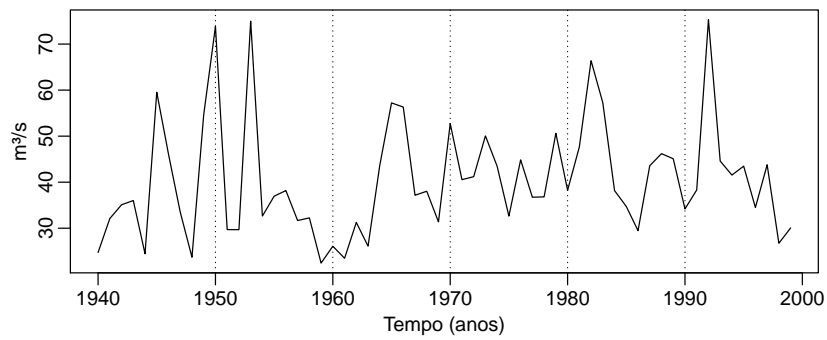


(b) Simulação com mudança de uso da terra

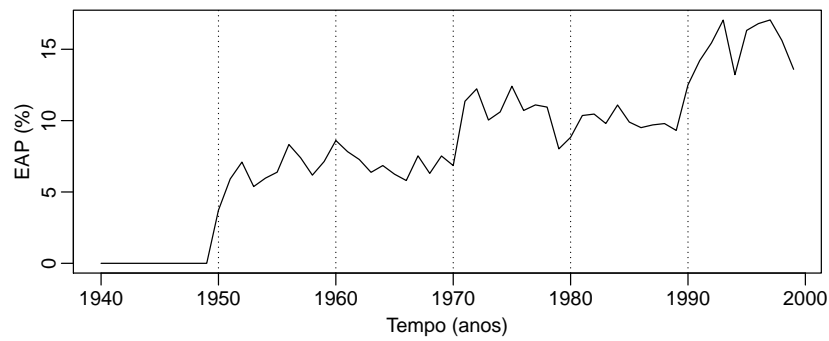
Figura A.35 Curva de permanência para a sub-bacia SB1. Intervalo de frequências de 50% até 100%.



(a) Simulação controle

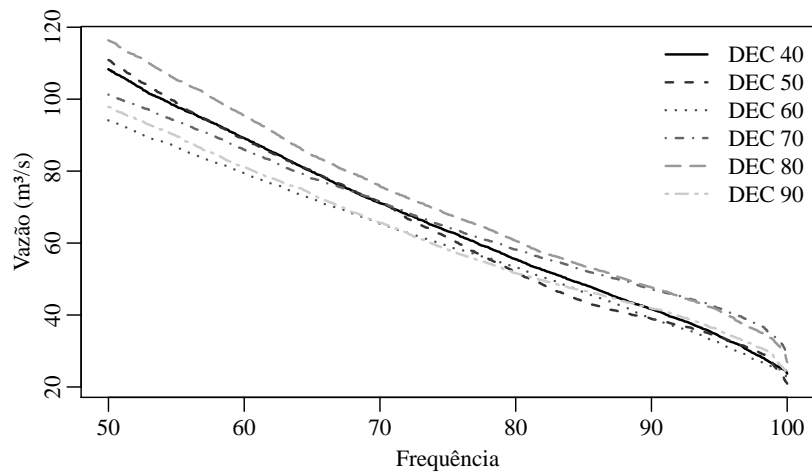


(b) Simulação com mudança de uso da terra

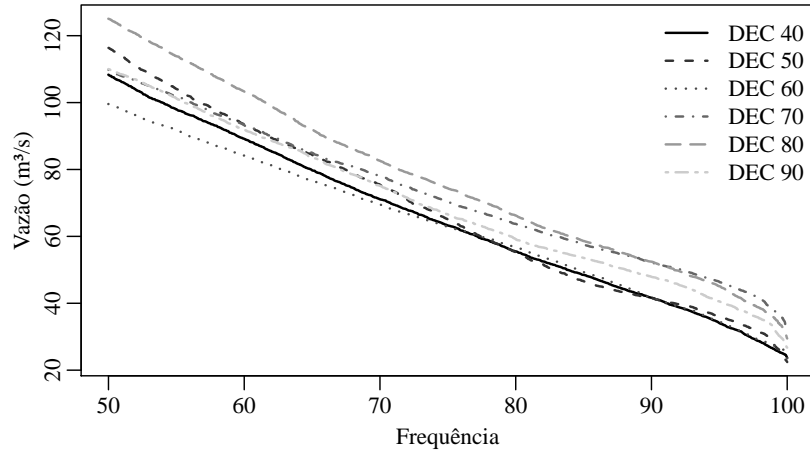


(c) Diferença absoluta percentual

Figura A.36 Impacto na vazão máxima na SB2 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.

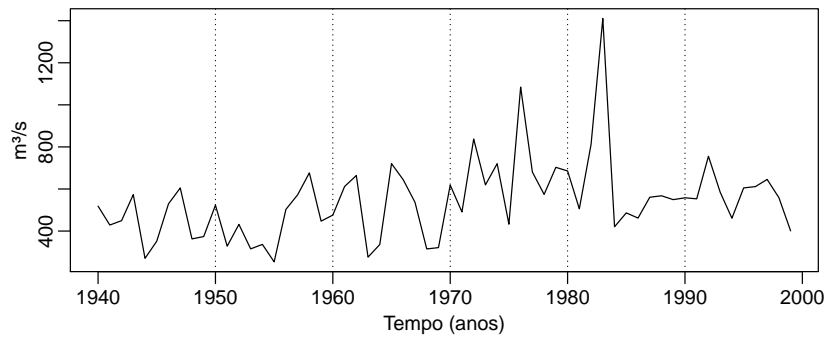


(a) Simulação controle

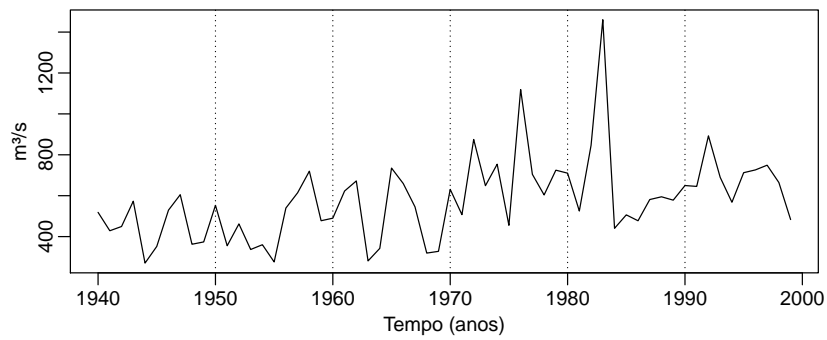


(b) Simulação com mudança de uso da terra

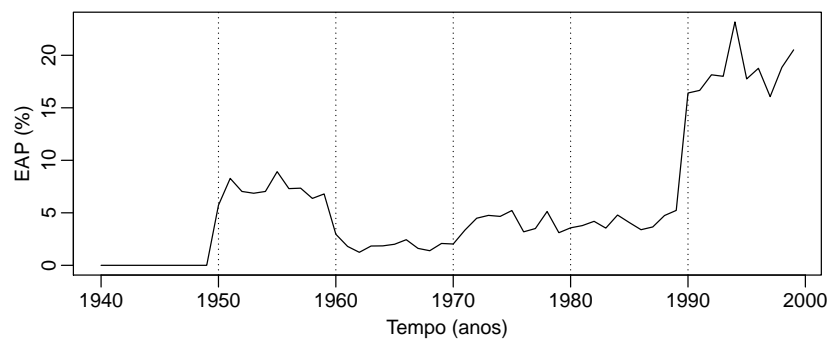
Figura A.37 Curva de permanência para a sub-bacia SB2. Intervalo de frequências de 50% até 100%.



(a) Simulação controle

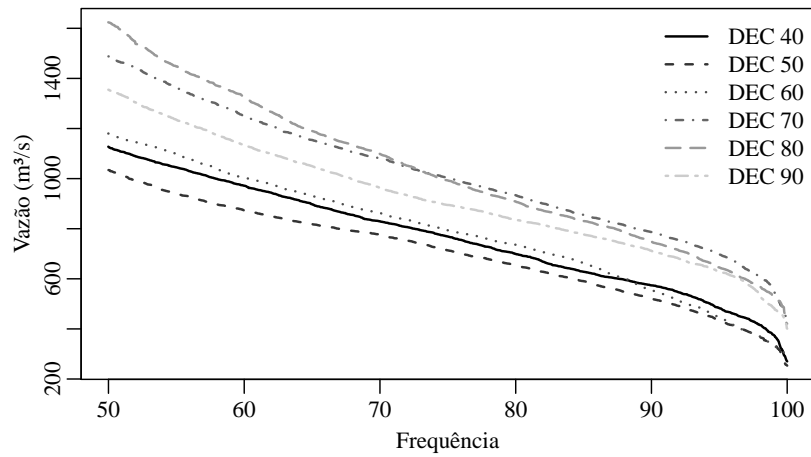


(b) Simulação com mudança de uso da terra

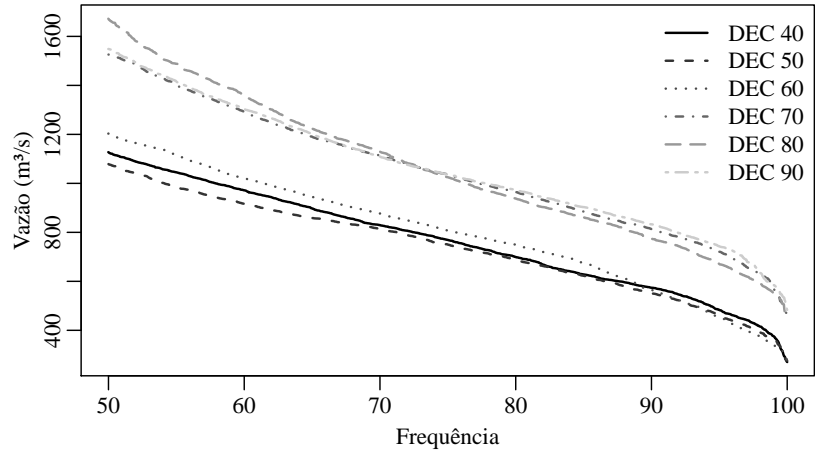


(c) Diferença absoluta percentual

Figura A.38 Impacto na vazão máxima na SB3 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.

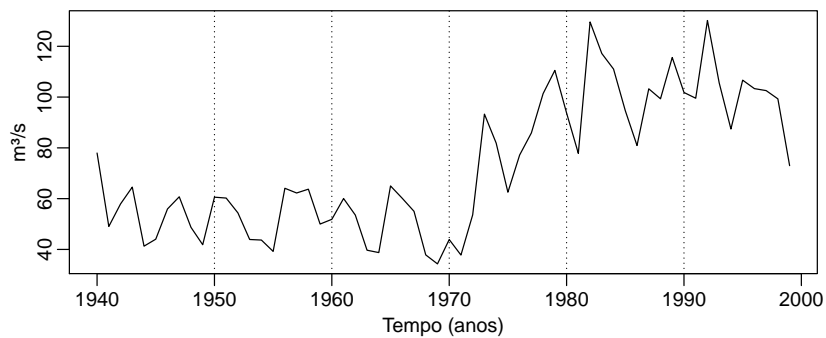


(a) Simulação controle

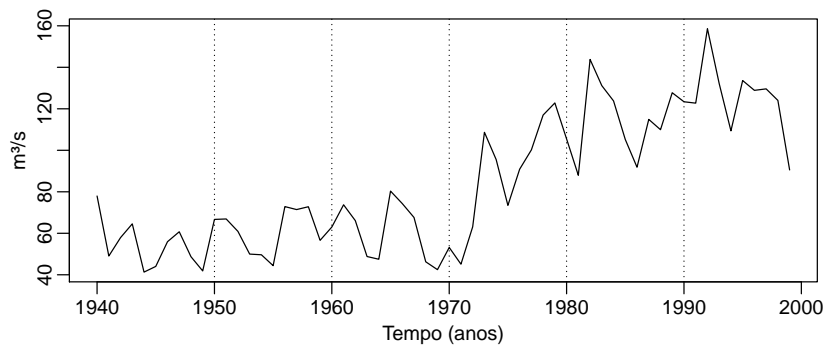


(b) Simulação com mudança de uso da terra

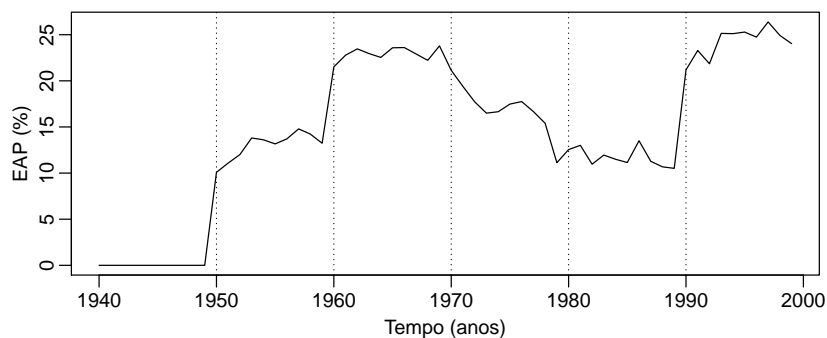
Figura A.39 Curva de permanência para a sub-bacia SB3. Intervalo de frequências de 50% até 100%.



(a) Simulação controle

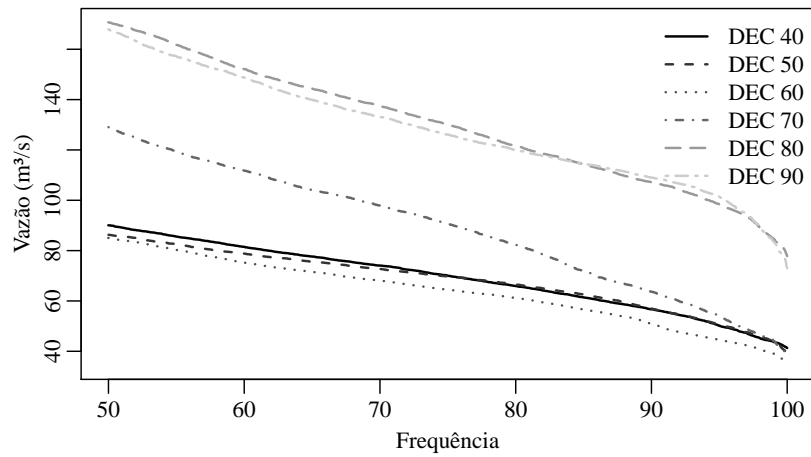


(b) Simulação com mudança de uso da terra

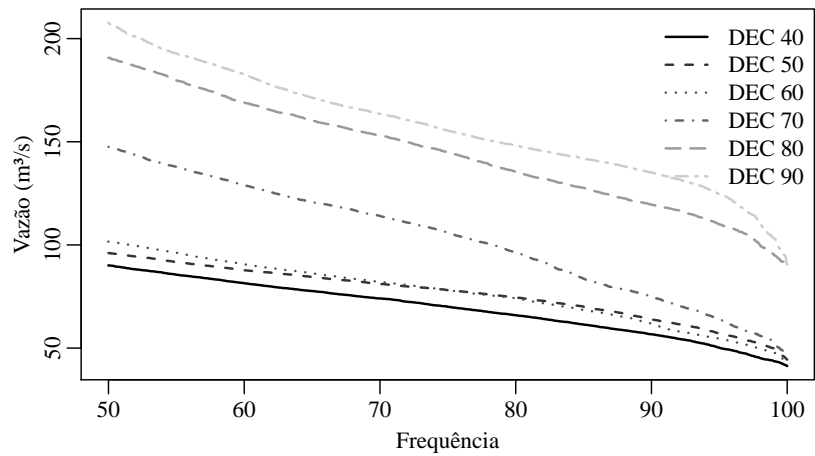


(c) Diferença absoluta percentual

Figura A.40 Impacto na vazão mínima na SB4 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.

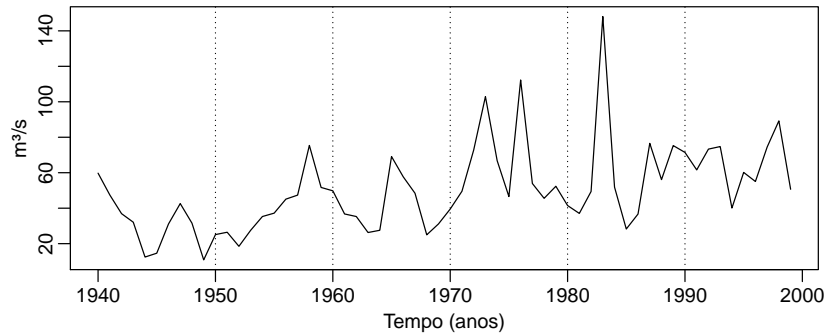


(a) Simulação controle

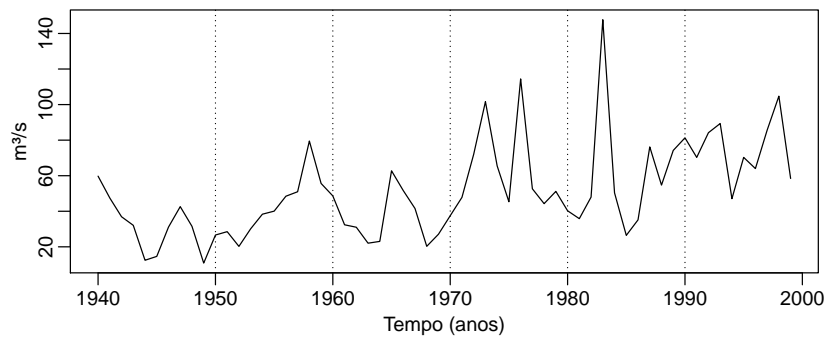


(b) Simulação com mudança de uso da terra

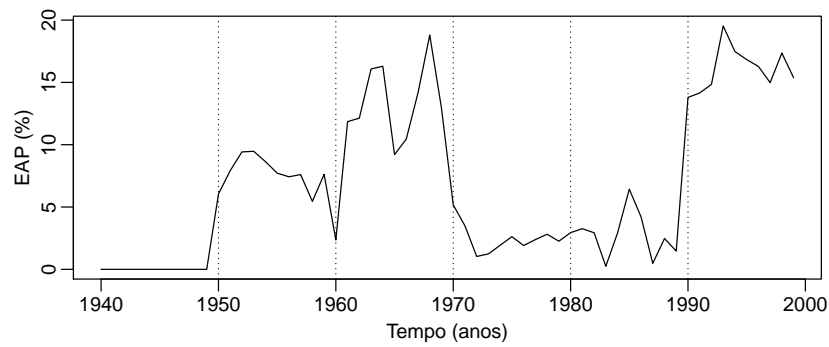
Figura A.41 Curva de permanência para a sub-bacia SB4. Intervalo de frequências de 50% até 100%.



(a) Simulação controle

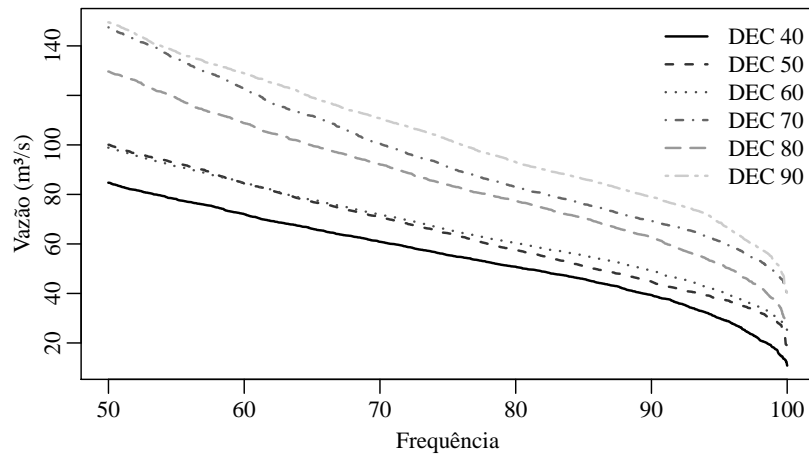


(b) Simulação com mudança de uso da terra

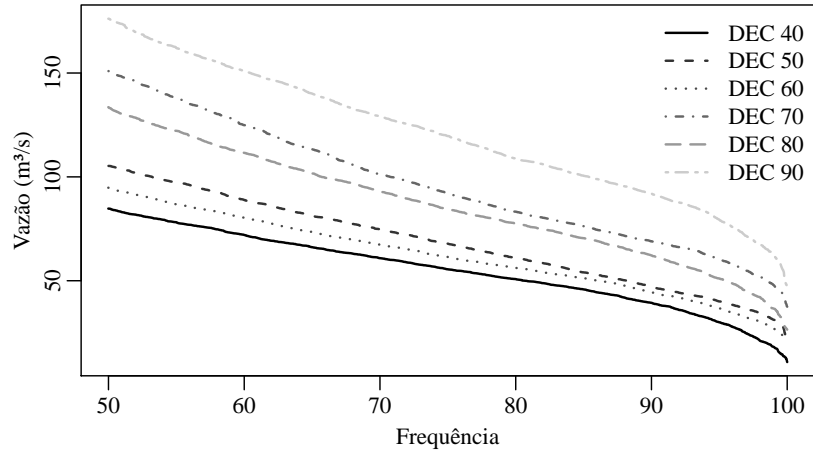


(c) Diferença absoluta percentual

Figura A.42 Impacto na vazão mínima na SB5 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.

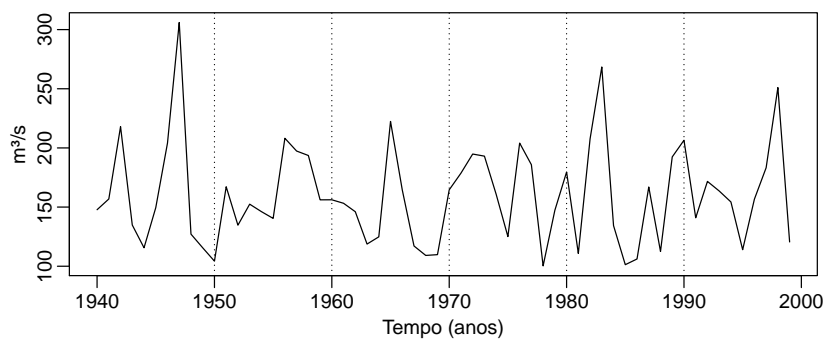


(a) Simulação controle

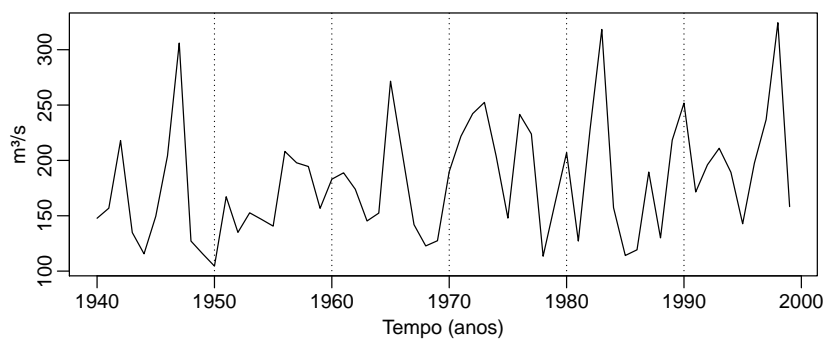


(b) Simulação com mudança de uso da terra

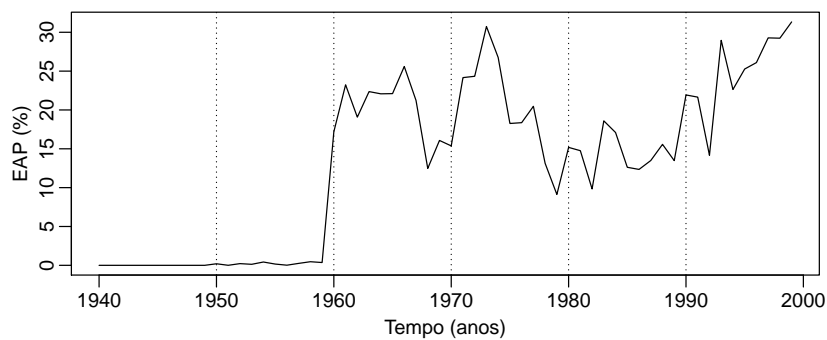
Figura A.43 Curva de permanência para a sub-bacia SB5. Intervalo de frequências de 50% até 100%.



(a) Simulação controle

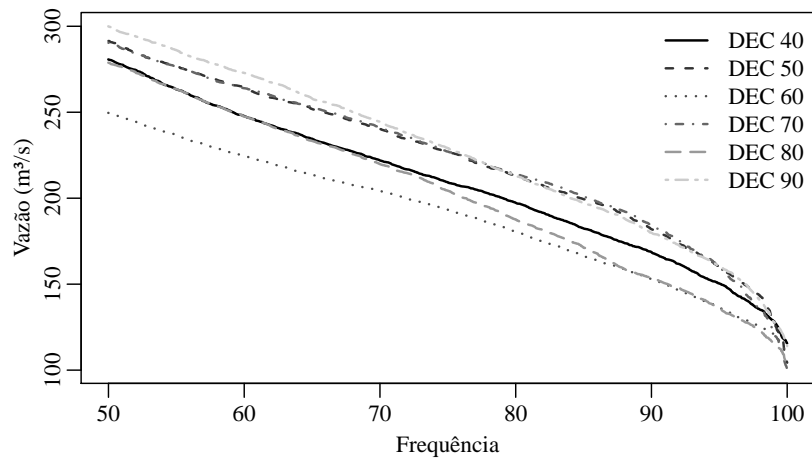


(b) Simulação com mudança de uso da terra

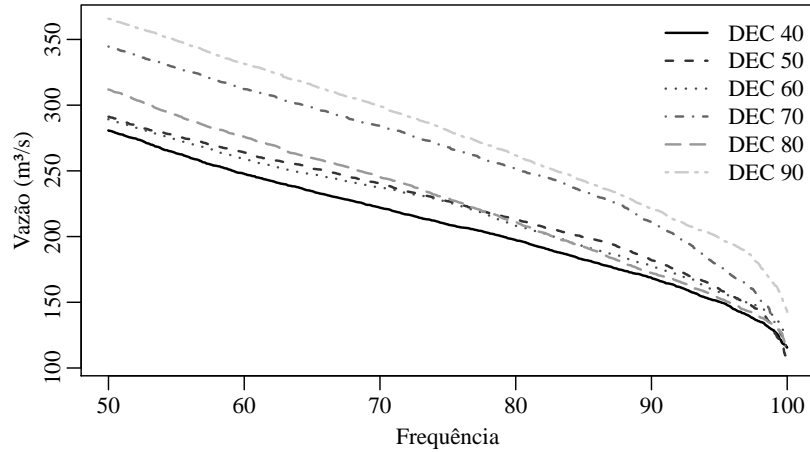


(c) Diferença absoluta percentual

Figura A.44 Impacto na vazão mínima na SB6 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.

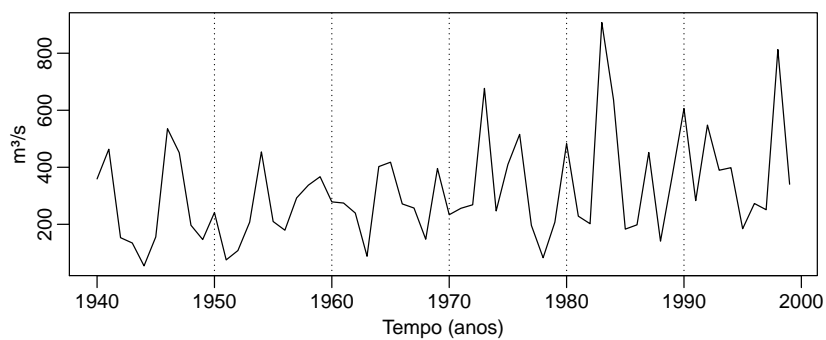


(a) Simulação controle

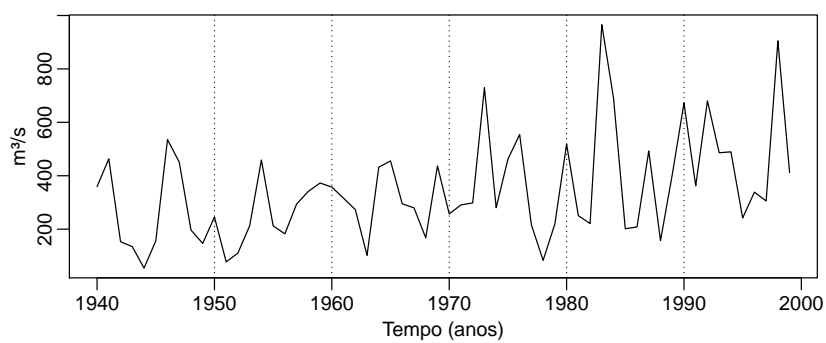


(b) Simulação com mudança de uso da terra

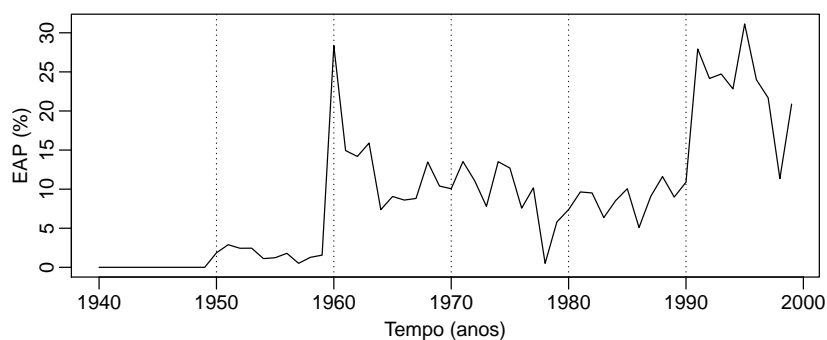
Figura A.45 Curva de permanência para a sub-bacia SB6. Intervalo de frequências de 50% até 100%.



(a) Simulação controle

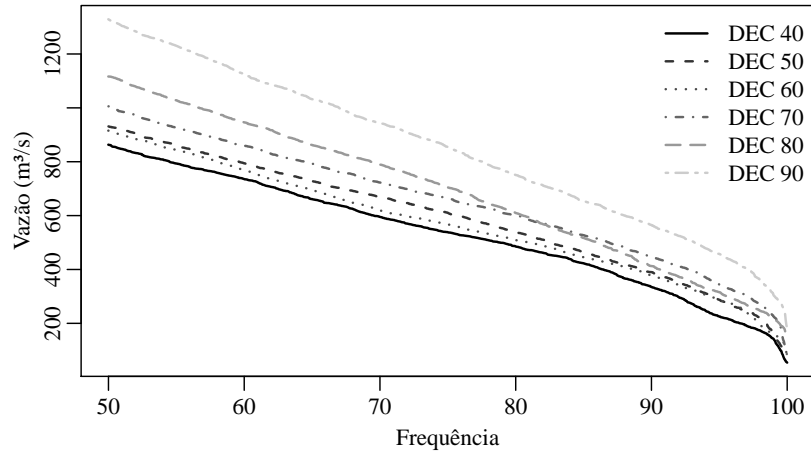


(b) Simulação com mudança de uso da terra

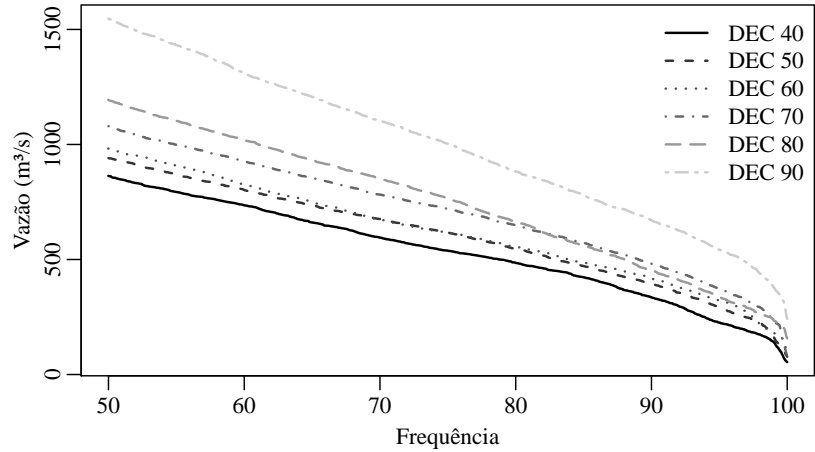


(c) Diferença absoluta percentual

Figura A.46 Impacto na vazão mínima na SB8 devido as mudanças de uso da terra ao longo das décadas.



(a) Simulação controle



(b) Simulação com mudança de uso da terra

Figura A.47 Curva de permanência para a sub-bacia SB8. Intervalo de frequências de 50% até 100%.