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

**Efeitos do manejo de florestas plantadas de *Eucalyptus* sobre os
recursos hídricos superficiais na escala de microbacias
hidrográficas**

Carolina Bozetti Rodrigues

Tese apresentada para obtenção do título de
Doutora em Ciências, Programa: Recursos
Florestais. Opção em: Conservação de
Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2017**

**Carolina Bozetti Rodrigues
Engenheira Florestal**

**Efeitos do manejo de florestas plantadas de *Eucalyptus* sobre os recursos
hídricos superficiais na escala de microbacias hidrográficas**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **SILVIO FROSINI DE BARROS FERRAZ**

Tese apresentada para obtenção do título de
Doutora em Ciências, Programa: Recursos
Florestais. Opção em: Conservação de
Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2017**

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

Rodrigues, Carolina Bozetti

Efeitos do manejo de florestas plantadas de *Eucalyptus* sobre os recursos hídricos superficiais na escala de microbacias hidrográficas / Carolina Bozetti Rodrigues. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2017.

166 p.

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

1. Quantidade de água 2. Qualidade de água 3. Operações florestais 4. Eucalipto. 5. Hidrologia florestal I. Título

Com imenso carinho,
aos meus amados pais **Anilse e Albino**,
por terem me cercado de muito amor e dedicação
durante toda minha vida.
DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Ao professor Dr. Silvio Frosini de Barros Ferraz por ter aceitado me orientar, pela imensa paciência durante o desenvolvimento deste estudo e por sempre me incentivar e desafiar a viver a experiência da pós-graduação da forma mais completa possível.

Ao professor Dr. Walter de Paula Lima pela confiança ao abrir as portas do Laboratório de Hidrologia Florestal ainda quando eu estava na graduação. Agradeço por todos esses anos de parceria, pelos preciosos ensinamentos e a sempre presente disposição em conversar, ler, corrigir e opinar. E, principalmente, pelo exemplo.

À Dra. Maria José Brito Zakia pela amizade, boas energias, orientações, conversas e oportunidades. Agradeço também por todos esses anos de parceria que me proporcionaram muito aprendizado e crescimento. Encontrar com a Zezé é sempre receber uma injeção de ânimo e incentivo!

Ao professor Dr. Sergio Duarte Nascimento por sempre estar disposto a um bate-papo hidrológico (e foram muitos!), e pela paciência e interesse em entender minha avalanche de dados. Agradeço especialmente por ter conduzido as aulas de Hidrologia com tamanha dedicação e uma grande “alma de professor”.

Ao professor Dr. Patrick Lane pela confiança ao conceder a oportunidade de estágio na *University of Melbourne*, pela disposição em entender meu projeto de pesquisa e ajudar nas análises e linhas de discussão.

À Giovana Oliveira por sua dedicação aos alunos e ao programa de pós-graduação em Recursos Florestais.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudos concedida nos primeiros meses de doutorado.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de doutorado (Processo nº 2013/13243-9) e da bolsa BEPE (Processo nº 2015/10502-9).

Às empresas florestais que fazem parte do Programa de Monitoramento e Modelagem de Bacias Hidrográficas (PROMAB), do Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (IPEF), em especial, às empresas *International Paper* do Brasil, Fibria e Suzano Papel e Celulose, parceiras na realização desta pesquisa.

Ao Marco Aurélio Freitas Lopes pelo convívio e amizade durante as atividades do PROMAB, e por ajudar (e muito!) com os equipamentos eletrônicos e as coletas de dados.

A todos que passaram pelo Laboratório de Hidrologia Florestal nesses anos, mas, especialmente, aos amigos e amigas hidrologicamente sensíveis: Carla Câmara (Carlota), Maureen Voigtlaender, Carla Cassiano, Lara Garcia, Aline Fransozi, Renata Melo, Paulo Guilherme Molin, Cassio Maia, Yuri Forte, Frederico Miranda, Vanessa Sontag, Ricardo Taniwaki e Luiz Felipe Salemi. Agradeço, com muito carinho, a cada um de vocês pelo convívio, troca de experiências, apoio, paciência, longas conversas, sorrisos e café, muito café. Saibam que, com vocês, essa jornada foi muito mais leve e divertida.

À Lara, Vanessa e Arthur Vrechi pelos “mapinhas”, os quais sempre davam muito trabalho e demandavam tempo de vocês. Ao Ricardo Taniwaki pelas conversas “estatísticas”. Gostaria também de agradecer à Lara, ao Ricardo, ao professor Walter de Paula Lima e à Maureen por terem me ajudado com o texto da tese lendo, corrigindo e sugerindo modificações, e ao Paulo Guilherme pela tradução dos resumos. Muito obrigada mesmo!!

À Mariana Baptista e Andreia Carvalho por terem me acolhido na Austrália (obrigada pela enorme confiança!), tornando meus dias por lá muito mais intensos e divertidos.

Aos meus grandes amigos de longa data: Teluíra, Carolina Mathias (Lom), Júlio Cesar (Sem Rumor) e Sueli Voltani. Estar com vocês é sempre muito especial!

À minha família, em especial, ao meu pai e minha mãe, minha eterna gratidão por tudo!

"Todo caminho da gente é resvaloso. Mas, também, cair não prejudica demais. A gente levanta, a gente sobe, a gente volta!"

João Guimarães Rosa (*Grande Sertão Veredas*)

SUMÁRIO

RESUMO.....	9
ABSTRACT	10
1 INTRODUÇÃO	11
Referências	14
2 VEGETAÇÃO NATIVA E FLORESTAS PLANTADAS DE <i>EUCALYPTUS</i> NO BRASIL: UMA SÍNTESE DAS RELAÇÕES ENTRE PRECIPITAÇÃO, DEFLÚVIO E EVAPOTRANSPIRAÇÃO.....	17
Resumo	17
Abstract	18
2.1 Introdução	19
2.2 Materiais e métodos	21
2.2.1 Levantamento de literatura e seleção de dados.....	21
2.2.2 Análise de dados.....	22
2.3 Resultados	24
2.3.1 Relações entre precipitação, deflúvio e evapotranspiração em florestas plantadas de <i>Eucalyptus</i> e em diferentes tipos de vegetação nativa	24
2.3.2 Relações entre florestas plantadas de <i>Eucalyptus</i> e rendimento hídrico na escala de microbacias hidrográficas	30
2.4 Discussão.....	31
2.5 Conclusões.....	39
Referências	40
Anexo 2	45
3 EFEITOS DO MANEJO DE FLORESTAS PLANTADAS DE <i>EUCALYPTUS</i> SOBRE O REGIME HIDROLÓGICO DE MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS.....	49
Resumo	49
Abstract	50
3.1 Introdução	51
3.2 Materiais e métodos	55
3.2.1 Localização e descrição das microbacias hidrográficas.....	55
3.2.2 Coleta de dados hidrológicos	61
3.2.3 Preenchimento de lacunas de dados	63
3.2.4 Caracterização hidrológica das microbacias hidrográficas.....	64
3.2.5 Análise dos efeitos do manejo florestal sobre o regime hidrológico	66
3.2.5.1 Parâmetros hidrológicos anuais e sazonais	66
3.2.5.2 Parâmetros hidrológicos diários – curvas de permanência	68
3.2.6 Análise dos efeitos de características específicas do manejo florestal e das microbacias hidrográficas sobre os parâmetros hidrológicos anuais	70
3.3 Resultados	70

3.3.1 Características hidrológicas das microbacias hidrográficas.....	70
3.3.2 Efeitos da colheita florestal sobre parâmetros hidrológicos anuais e sazonais	76
3.3.3 Efeitos do crescimento das florestas plantadas sobre parâmetros hidrológicos anuais e sazonais	78
3.3.4 Efeitos da colheita e do crescimento das florestas plantadas sobre as curvas de permanência	81
3.3.5 Efeitos de características específicas do manejo florestal e das microbacias hidrográficas sobre parâmetros hidrológicos anuais.....	85
3.4 Discussão	89
3.5 Conclusões	98
Referências.....	99
Anexo 3.....	105
4 EFEITOS DO MANEJO DE FLORESTAS PLANTADAS DE <i>EUCALYPTUS</i> SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA E A EXPORTAÇÃO DE NUTRIENTES E SÓLIDOS SUSPENSOS EM MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS	115
Resumo	115
Abstract.....	116
4.1 Introdução.....	117
4.2 Materiais e métodos.....	120
4.2.2 Mensuração dos dados hidrológicos.....	121
4.2.3 Análise de dados	122
4.2.3.1 Dados hidrológicos	122
4.2.3.2 Parâmetros de qualidade da água	123
4.2.3.3 Exportação de nutrientes e sólidos suspensos	124
4.3 Resultados.....	125
4.3.1 Concentrações de nutrientes e sólidos suspensos, e níveis de turbidez	125
4.3.2 Exportações de nutrientes e sólidos suspensos	130
4.3.3 Efeitos de características específicas do manejo florestal sobre as exportações de nutrientes e sólidos suspensos.....	135
4.4 Discussão	138
4.5 Conclusões	151
Referências.....	152
Anexo 4.....	165

RESUMO

Efeitos do manejo de florestas plantadas de *Eucalyptus* sobre os recursos hídricos superficiais na escala de microbacias hidrográficas

O *Eucalyptus* é o gênero florestal mais plantado no Brasil (5,6 milhões de hectares) e o Estado de São Paulo apresenta a segunda maior área plantada do país, com pouco mais de 970 mil hectares. O manejo intensivo das florestas plantadas de *Eucalyptus*, caracterizado pela alta produtividade, rápido crescimento e ciclos curtos de rotação, bem como a expansão do setor florestal, têm causado preocupações em relação aos efeitos desses plantios sobre a quantidade e a qualidade dos recursos hídricos. Diante desse contexto, esta tese foi desenvolvida com o objetivo de contribuir com o aprofundamento do conhecimento sobre os efeitos do manejo de florestas plantadas de *Eucalyptus* sobre os recursos hídricos. Para tanto, o segundo capítulo sintetiza os resultados de estudos já desenvolvidos no Brasil e que envolveram a mensuração de componentes do balanço hídrico em florestas plantadas de *Eucalyptus* e em diferentes biomas brasileiros, destacando os resultados dos estudos realizados em microbacias hidrográficas cobertas por florestas plantadas de *Eucalyptus*. No terceiro capítulo foram avaliados os efeitos da colheita florestal e do crescimento de florestas plantadas de *Eucalyptus* sobre o regime hidrológico de quatro microbacias hidrográficas e, no quarto capítulo, os efeitos sobre a qualidade da água e a exportação de nutrientes e sólidos suspensos. A revisão demonstrou que existem diferenças entre florestas plantadas de *Eucalyptus* e vegetação nativa, principalmente em relação aos valores anuais de rendimento hídrico (razão entre deflúvio e precipitação – Q:P), os quais tendem a diminuir, em microbacias hidrográficas, entre o primeiro e sétimo ano de idade das florestas plantadas. Os resultados demonstraram a existência de efeitos do manejo florestal como o aumento do rendimento hídrico (34%), do índice de escoamento base (4%) e do coeficiente de escoamento (21%) no primeiro ano depois da colheita (DC1) em relação ao ano anterior à colheita (AC), e a diminuição em 10%, 7% e 2%, respectivamente, no quarto ano depois da colheita (DC4) em relação ao ano DC1; o aumento da concentração de sólidos suspensos no ano DC1 em relação ao ano AC e a diminuição significativa dessas concentrações no ano DC4 em todas as microbacias estudadas; e o aumento das exportações de nutrientes e sólidos suspensos no ano DC1 acompanhando o aumento do rendimento hídrico e a diminuição das exportações no ano DC4 acompanhando a diminuição do rendimento hídrico. Em todas as escalas de análise do regime hidrológico (anual, sazonal e diária) foram observadas dinâmicas individuais nas microbacias hidrográficas diferentes daquelas observadas nos valores médios, demonstrando que outros fatores como, por exemplo, a precipitação, o tipo de solos e a declividade média, também podem influenciar o regime hidrológico além do manejo florestal. Esses efeitos demonstram que existe relação entre o manejo florestal e os recursos hídricos, mas não é possível afirmar que eles comprometem a quantidade e a qualidade da água. No entanto a conjunção entre fatores climáticos, características locais e as fases do manejo florestal pode agravar ou atenuar os efeitos sobre a quantidade e a qualidade da água, devendo esses aspectos serem observados nos planos de manejo florestal.

Palavras-chave: Quantidade de água; Qualidade da água; Operações florestais; Eucalipto; Hidrologia florestal

ABSTRACT

***Eucalyptus* forest plantation management: effects on surface water resources at catchment scale**

Eucalyptus is the most planted forest genus in Brazil (5.6 million hectares) and the State of São Paulo has the second largest planted area in the country, with over 970,000 hectares. The intensive management of forest plantations of *Eucalyptus*, characterized by high productivity, rapid growth and short rotation cycles, as well as the expansion of the forest sector, have caused concerns about the effects of these plantations on the quantity and quality of water resources. In this context, this thesis has been developed in order to contribute to the deepening of knowledge about the effects of *Eucalyptus* forest plantations management on water resources. Therefore, the second chapter summarizes the results of studies already developed in Brazil involving the measurement of water balance components in *Eucalyptus* plantations in different biomes, highlighting the results of studies in catchments covered by *Eucalyptus* forest plantations. In the third chapter, we evaluated the effects of *Eucalyptus* plantations harvesting and growth on hydrological regime of four catchments. In the fourth chapter, we evaluate effects on water quality and nutrient and suspended solids exports. The review has shown that there are differences between *Eucalyptus* forest plantations and native vegetation, especially in relation to annual values of discharge/precipitation ratio, which tend to decrease in catchments, between the first and seventh year on planted forests. The results demonstrated the existence of effects due to forest management such as increase in discharge/precipitation ratio (34%), base flow index (4%) and quick flow/precipitation ratio (21%), in the first year after harvest (DC1) in relation to the previous year before harvest (AC), and decreased by 10%, 7% and 2%, respectively, in the fourth year after harvest (DC4) compared to the DC1 year; concentration of suspended solids in DC1 year in relation to AC year and a significant decrease in these concentrations in DC4 year in all studied catchments; and the increase in nutrient exportation and suspended solids in DC1 year with increase in discharge/precipitation ratio and decrease in exports in the year DC4, accompanied by the decrease in discharge/precipitation ratio. In all scales of hydrological regimes (annual, seasonal and daily), individual dynamics were observed in different catchments from those observed in the mean values, demonstrating thus that other factors such as, for example, precipitation, soil type and the average slope, can also influence hydrological regime beyond forest management. These effects show that there is a relationship between forest management and water resources, but it is not possible to say that they compromise water quantity and quality. However, the conjunction of climatic factors, local conditions and stages of forest management can aggravate or mitigate the effects on water quantity and quality, and thus, such aspects should be observed in forest management plans.

Keywords: Water; Water quantity; Water quality; Forestry operations; Impacts; Forest hydrology

1 INTRODUÇÃO

Em muitos países, as florestas plantadas se tornaram um componente fundamental de proteção e produção de recursos florestais, e desempenham um papel cada vez mais importante de garantir tanto madeira em tora para fins industriais como madeira para geração de energia (JÜRGENSEN; KOLLERT; LEBEDYS, 2014; PAYN et al., 2015). Algumas estimativas demonstram que na última década, as florestas plantadas forneceram um terço da demanda industrial mundial por madeira em tora (JÜRGENSEN; KOLLERT; LEBEDYS, 2014), e projeções indicam que em 2040 metade da demanda mundial por esse tipo de matéria-prima será suprida por florestas plantadas (KANNINEN, 2010).

De 1990 a 2015, a área coberta por florestas nativas no mundo todo passou de 4,28 para 3,99 bilhões de hectares, representando uma diminuição em termos de cobertura florestal mundial de 31,85% para 30,85%, e a área com florestas plantadas aumentou de 167,5 para 277,9 milhões de hectares, ou de 4,06% para 6,95% (PAYN et al., 2015).

A China é considerada o primeiro país em termos de área com florestas plantadas (79 milhões de hectares), enquanto que o Brasil ocupa a oitava posição (7,8 milhões de hectares), contudo, em termos de produção anual de madeira em tora, o Brasil encontra-se em segundo lugar, com 131,9 milhões de m³, atrás apenas dos Estados Unidos, com produção de 141,5 milhões de m³ (PAYN et al., 2015). Juntos, Brasil e Estados Unidos produziram no ano de 2012, 43% de toda a madeira em tora utilizada mundialmente (JÜRGENSEN; KOLLERT; LEBEDYS, 2014).

De acordo com a FAO (2006) os dez gêneros mais utilizados em florestas plantadas no mundo são *Pinus*, *Cunninghamia*, *Eucalyptus*, *Populus*, *Acacia*, *Larix*, *Picea*, *Tectona*, *Castanea* e *Quercus*. No Brasil, dos 7,8 milhões de hectares com florestas plantadas, o gênero *Eucalyptus* ocupa 5,6 milhões, o gênero *Pinus* 1,6 milhões e o restante da área está ocupado por outros gêneros como, por exemplo, *Hevea*, *Acacia*, *Schizolobium* e *Tectona* (INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES - IBÁ, 2016).

A consolidação e a expansão das florestas plantadas de *Eucalyptus* no Brasil se devem principalmente à alta produtividade e ao menor período de rotação do mundo (IBÁ, 2016), resultante de contínuos investimentos em pesquisa e desenvolvimento de materiais genéticos e melhoria das técnicas de manejo florestal (GONÇALVES, et al., 2013; IBÁ, 2016).

Contudo, um dos desafios mais importantes para a expansão e manutenção das áreas com florestas plantadas se relaciona com expectativas da sociedade, pois no passado, ocorreram incentivos em diversos países do mundo para a conversão de ecossistemas nativos em plantios florestais, o que gerou uma forte percepção negativa sobre as florestas plantadas (PAYN et al., 2015).

Em relação às florestas plantadas de *Eucalyptus* sua expansão também têm sido acompanhada da manutenção de preocupações ambientais (SCOTT, 2005; VAN DIJK; KEENAN, 2007; LIMA, 2010), as quais já foram abordadas em revisões e estudos desenvolvidos na Europa (ROBINSON et al., 2003), África do Sul (SCOTT et al., 2000; SCOTT; PRINSLOO, 2008), Índia (SHARDA et al., 1998), China (SUN et al., 2006; SHI et al., 2012; HUANG et al., 2014), Brasil (LIMA, 1993), Argentina (ENGEL; JOBBÁGY; STIEGLITZ, 2005; NOSETTO; JOBBÁGY; PARUELO, 2005; NOSETTO et al., 2012), Uruguai (SILVEIRA; ALONSO, 2009), Chile (LARA et al., 2009; LITTLE et al., 2009), Estados Unidos (VANCE et al., 2014) e, mais recentemente, até mesmo na Austrália (ZHANG; ZHAO; BROWN, 2012; WILLIAMS, 2014), país de origem do gênero.

Os efeitos do manejo florestal sobre a produção de água em microbacias hidrográficas têm sido amplamente estudados. Recentemente, Neary (2016) realizou uma compilação de diversos estudos desenvolvidos em diferentes ecossistemas florestais do mundo e apresentou que, em regiões onde a precipitação anual varia de 450 a 1200 mm, o deflúvio anual pode aumentar de 0 a 280% no primeiro ano depois da realização da colheita florestal, e, em regiões onde a precipitação anual varia de 1200 a 2600 mm, o aumento no deflúvio pode variar de 20 a 106%. Normalmente, o aumento da produção de água verificado depois da realização da colheita é considerado como um benefício e não como um efeito de magnitude suficiente para produzir mudanças ecossistêmicas e hidrológicas negativas, contudo, o crescimento vigoroso de florestas jovens após a colheita gera uma resposta oposta, ou seja, pode causar declínios subsequentes na produção de água depois do aumento inicial (NEARY, 2016).

Modificações na dinâmica quantitativa dos recursos hídricos em microbacias hidrográficas podem implicar também em modificações na qualidade da água. Quando o estabelecimento de florestas plantadas aumenta as taxas de evapotranspiração e, conseqüentemente, resulta em redução do deflúvio, a concentração dos solutos na água pode aumentar (FARLEY; JOBBÁGY; JACKSON,

2005; JACKSON et al., 2005). Por outro lado, dependendo do nível de degradação anteriormente existente na área, se a implantação florestal for bem planejada, as florestas plantadas podem reduzir o volume de sólidos e nutrientes transportados para os rios, devido a diminuição do escoamento superficial, ocasionado pelo acúmulo de serapilheira, ao crescimento de uma vegetação rasteira ou sub-bosque e ao aumento da rugosidade superficial promovida pelas raízes das árvores (VAN DIJK; KEENAN, 2007). Contudo, os efeitos negativos sobre a qualidade da água também podem ocorrer devido a práticas de manejo florestal mal executadas como, por exemplo, danos causados ao solo e à rede de drenagem durante a implantação florestal e a colheita, desenho inadequado do sistema viário, falta de manutenção das estradas e incêndios florestais (BINKLEY; BROWN, 1993; AUST; BLINN, 2004; CALDER, 2007; ANDERSON; LOCKABY, 2011), os quais apresentam potencial de mobilizar grandes volumes de sólidos, contrabalanceando os efeitos positivos da proteção de solo e diminuição do escoamento superficial.

Como visto, os efeitos do manejo de florestas plantadas sobre a quantidade e a qualidade dos recursos hídricos já foram abordados em estudos e revisões desenvolvidos em diferentes regiões do mundo. Contudo, os efeitos do manejo intensivo de florestas plantadas de rápido crescimento, como os plantios de *Eucalyptus* no Brasil, ainda precisam ser melhor compreendidos. Considerando-se o ganho de produtividade desses plantios nas últimas décadas e, conseqüentemente, a diminuição dos ciclos de produção, conjuntamente com a demanda por madeira e a expansão do setor florestal no país, o presente estudo possui como objetivo geral sintetizar e contribuir no aprofundamento do conhecimento sobre as relações entre o manejo de florestas plantadas de *Eucalyptus* e os recursos hídricos.

Para tanto, o capítulo 2 compreende um artigo de revisão sobre estudos científicos realizados no Brasil e que envolveram a mensuração de componentes do balanço hídrico em florestas plantadas de *Eucalyptus* e em diferentes biomas brasileiros; no capítulo 3 foram avaliados os efeitos da colheita florestal e do crescimento de florestas plantadas de *Eucalyptus* sobre o regime hidrológico de quatro microbacias hidrográficas e, no capítulo 4, os efeitos sobre a qualidade da água e a exportação de nutrientes e sólidos suspensos.

Referências

- ANDERSON, C. J.; LOCKABY, B. G. Research gaps related to forest management and stream sediment in the United States. **Environmental Management**, v. 47, n. 2, p. 303–313, 2011.
- AUST, W. M.; BLINN, C. R. Forestry best management practices for timber harvesting and site preparation in the eastern United States: An overview of water quality and productivity research during the past 20 years (1982-2002). **Water, Air, and Soil Pollution: Focus**, v. 4, n. 1, p. 5–36, 2004.
- BINKLEY, D.; BROWN, T. C. Forest practices as nonpoint sources of pollution in North America. **Water Resources Bulletin**, v. 29, p. 729–740, 1993.
- CALDER, I. R. Forests and water-Ensuring forest benefits outweigh water costs. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1–2, p. 110–120, 2007.
- ENGEL, V.; JOBBÁGY, E. G.; STIEGLITZ, M.; WILLIAMS, M.; JACKSON, R. B. Hydrological consequences of Eucalyptus afforestation in the Argentine Pampas. **Water Resources Research**, v. 41, n. 10, 14p., out. 2005.
- FAO. **Global planted forests thematic study: results and analysis**. Em: DEL Lungo, A.; BALL, J.; CARLE, J. Planted Forests and Tress Working Paper 38. Rome. 178p. 2006. Disponível em: www.fao.org/forestry/site/10368/en
- FARLEY, K. A.; JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. **Global Change Biology**, v. 11, n. 10, p. 1565–1576, 2005.
- GONÇALVES, J. L. de M.; ALVARES, C. A.; HIGA, A. R.; SILVA, L. D.; ALFENAS, A. C.; STAHL, J.; FERRAZ, S. F. de B.; LIMA, W. de P.; BRANCALION, P. H. S.; HUBNER, A.; BOUILLET, J.-P. D.; LACLAU, J.-P.; NOUVELLON, Y.; EPRON, D. Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 6–27, ago. 2013.
- HUANG, X. H.; YU, F. K.; LI, X. Y.; ZHENG, Y.; YUAN, H.; MA, J. G.; WANG, Y. X.; QI, D. H.; SHAO, H. B. Synthesized attributes of water use by regional vegetation: A key to cognition of “water pump” viewpoint. **Scientific World Journal**, v. 2014, 2014.
- INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES - IBÁ. **Relatório IBÁ 2015**. Indústria Brasileira de Árvores, 100p. 2016. Disponível em <http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2016_.pdf> Acesso em 08 de agosto de 2016
- JACKSON, R. B.; JOBBAGY, E. G.; AVISSAR, R.; ROY, S. B.; BARRETT, D. J.; COOK, C. W.; FARLEY, K. A.; LE MAITRE, D. C.; MCCARL, B. A.; MURRAY, B. C.; JACKSON, R. B.; JOBBAGY, E. G.; ROY, S. B.; BARRETT, D. J.; COOK, C. W.; FARLEY, K. A.; MAITRE, D. C.; MCCARL, B. A.; MURRAY, B. C. Trading water for Carbon with biological Carbon sequestration. **Science**, v. 310, n. 5756, p. 1944–1947, 2005.

JÜRGENSEN, C.; KOLLERT, W.; LEBEDYS, A. Assessment of industrial roundwood production from planted forests. **FAO Planted Forests and Trees Working Paper**, v. FP/48/E, n. 48, p. 40, 2014. Disponível em: <<http://www.fao.org/forestry/plantedforests/67508@170537/en/>>.

KANNINEN, M. Plantation forests: global perspectives. In: **Ecosystem goods and services from plantation forests**. BAUHUS, J.; MEER, P.; KANNINEN, M. (Eds.). Capítulo 1, p.1-15, 2010.

LARA, A.; LITTLE, C.; URRUTIA, R.; MCPHEE, J.; ÁLVAREZ-GARRETÓN, C.; OYARZÚN, C.; SOTO, D.; DONOSO, P.; NAHUELHUAL, L.; PINO, M.; ARISMENDI, I. Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 4, p. 415–424, 2009.

LIMA, W.P. **Impacto ambiental do eucalipto**. 2ª edição, Editora Universidade de São Paulo, 1993, 302p.

LIMA, W. P. **A silvicultura e a água: ciência, dogmas, desafios**. Rio de Janeiro, Instituto BioAtlântica, 64p., 2010. Disponível em: www.dialogoflorestal.org.br/download.php?codigoArquivo=637

LITTLE, C.; LARA, A.; MCPHEE, J.; URRUTIA, R. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. **Journal of Hydrology**, v. 374, n. 1–2, p. 162–170, 2009.

NEARY, D. Long-term forest paired catchment studies: what do they tell us that landscape-level monitoring does not? **Forests**, v. 7, n. 8, p. 164, 2016.

NOSETTO, M. D.; JOBBÁGY, E. G.; BRIZUELA, A. B.; JACKSON, R. B. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 154, p. 2–11, 2012.

NOSETTO, M. D.; JOBBÁGY, E. G.; PARUELO, J. M. Land-use change and water losses: The case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. **Global Change Biology**, v. 11, n. 7, p. 1101–1117, 2005.

PAYN, T.; CARNUS, J. M.; FREER-SMITH, P.; KIMBERLEY, M.; KOLLERT, W.; LIU, S.; ORAZIO, C.; RODRIGUEZ, L.; SILVA, L. N.; WINGFIELD, M. J. Changes in planted forests and future global implications. **Forest Ecology and Management**, v. 352, p. 57–67, 2015.

ROBINSON, M.; COGNARD-PLANCQ, A. L.; COSANDEY, C.; DAVID, J.; DURAND, P.; FÜHRER, H. W.; HALL, R.; HENDRIQUES, M. O.; MARC, V.; MCCARTHY, R.; MCDONNELL, M.; MARTIN, C.; NISBET, T.; O'DEA, P.; RODGERS, M.; ZOLLNER, A. Studies of the impact of forests on peak flows and baseflows: A European perspective. **Forest Ecology and Management**, v. 186, n. 1–3, p. 85–97, 2003.

SCOTT, D. F. On the hydrology of industrial timber plantations. **Hydrological Processes**, v. 19, n. 20, p. 4203–4206, 2005.

SCOTT, D. F.; PRINSLOO, F. W. Longer-term effects of pine and eucalypt plantations on streamflow. **Water Resources Research**, v. 45, n. 7, p. 1–8, 2008.

SCOTT, D. F.; PRINSLOO, F. W.; MOSES, G.; MEHLOMAKULU, M.; SIMMERS, A. D. A. A re-analysis of the South African catchment afforestation experimental data. n. 810, p. 1–138, 2000.

SHARDA, V. N.; SAMRAJ, P.; SAMRA, J. S.; LAKSHMANAN, V. Hydrological behaviour of first generation coppiced bluegum plantations in the Nilgiri sub-watersheds. **Journal of Hydrology**, v. 211, n. 1–4, p. 50–60, 1998.

SHI, Z.; XU, D.; YANG, X.; JIA, Z.; GUO, H.; ZHANG, N. Ecohydrological impacts of eucalypt plantations: A review. **Journal of Food, Agriculture and Environment**, v. 10, n. 3–4, p. 1419–1426, 2012.

SILVEIRA, L.; ALONSO, J. Runoff modifications due to the conversion of natural grasslands to forests in a large basin in Uruguay. **Hydrological Processes**, v. 23, n. 2, p. 320–329, 2009.

SUN, G.; ZHOU, G.; ZHANG, Z.; WEI, X.; MCNULTY, S. G.; VOSE, J. M. Potential water yield reduction due to forestation across China. **Journal of Hydrology**, v. 328, n. 3–4, p. 548–558, 2006.

VAN DIJK, A. I. J. M.; KEENAN, R. J. Planted forests and water in perspective. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1–2, p. 1–9, 2007.

VANCE, E. D.; LOEHLE, C.; WIGLEY, T. B.; WEATHERFORD, P. Scientific basis for sustainable management of Eucalyptus and populus as short-rotation woody crops in the U.S. **Forests**, v. 5, n. 5, p. 901–918, 2014.

WILLIAMS, K. J. H. Public acceptance of plantation forestry: Implications for policy and practice in Australian rural landscape. **Land Use Policy**, v. 38, p. 346–354, 2014.

ZHANG, L.; ZHAO, F. F.; BROWN, A. E. Predicting effects of plantation expansion on streamflow regime for catchments in Australia. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 16, n. 7, p. 2109–2121, 2012.

2 VEGETAÇÃO NATIVA E FLORESTAS PLANTADAS DE *EUCALYPTUS* NO BRASIL: UMA SÍNTESE DAS RELAÇÕES ENTRE PRECIPITAÇÃO, DEFLÚVIO E EVAPOTRANSPIRAÇÃO

Resumo

No Brasil a área com vegetação nativa e com florestas plantadas abrange, respectivamente, 54% e 0,9% do território nacional. O *Eucalyptus* constitui o gênero mais plantado e supre a maior parte da demanda industrial por madeira. As florestas plantadas são apontadas como uma das principais alternativas para a diminuição do desmatamento da vegetação nativa, suprimindo principalmente a demanda por madeira para a geração de energia. Embora diversos setores da sociedade conectem a vegetação nativa com abundância de água, o mesmo não ocorre em relação às florestas plantadas de *Eucalyptus*, que são vistas comumente como prejudiciais aos recursos hídricos. Nesse contexto, o presente estudo teve por objetivos: sintetizar e avaliar informações sobre as relações entre componentes do balanço hídrico obtidos em florestas plantadas de *Eucalyptus* e em diferentes tipos de vegetação nativa do Brasil; avaliar a relação entre as florestas plantadas de *Eucalyptus* e os recursos hídricos na escala de microbacias hidrográficas e identificar lacunas de conhecimento. A combinação de palavras-chave em duas bases de dados permitiu a seleção de 8 estudos em florestas plantadas de *Eucalyptus* e 13 estudos em vegetação nativa, as quais geraram, respectivamente, 34 e 45 observações anuais de precipitação, evapotranspiração e deflúvio. A vegetação nativa apresentou as maiores amplitudes de valores de precipitação (de 1301 a 3113 mm) e evapotranspiração (de 689 a 2722 mm), comparativamente às florestas plantadas, que apresentaram amplitude de valores de precipitação de 643 a 1967 mm e de evapotranspiração de 643 a 1535 mm. Das observações anuais em florestas plantadas e em vegetação nativa, respectivamente, 47% e 78% apresentaram valores anuais de evapotranspiração abaixo de 80% da precipitação anual. A mediana dos valores de rendimento hídrico (razão entre deflúvio e precipitação) para florestas plantadas foi 0,19 apresentando diferença significativa ($p < 0,05$) em relação à Floresta Amazônica (0,46) e Mata Atlântica (0,30). A mediana dos valores de rendimento hídrico da Floresta Amazônica apresentou diferença significativa ($p < 0,05$) em relação a vegetação de transição entre a Floresta Amazônica e Cerrado (0,18). Entre o primeiro e o sétimo ano de idade das florestas plantadas, o valor médio anual de rendimento hídrico diminuiu de 0,24 para 0,04, uma diferença de 83%. O rendimento hídrico médio anual apresentou relação inversa com a área ocupada por florestas plantadas na escala de microbacias hidrográficas. Embora diversos fatores contribuam para a dinâmica dos recursos hídricos de um determinado local, a síntese dos resultados dos estudos aqui apresentada permitiu caracterizar as relações entre componentes do balanço hídrico em relação a diferentes tipos de vegetação e gerar alguns valores de referência, além também de identificar lacunas de conhecimento que demonstram a existência de oportunidades para novas pesquisas.

Palavras-chave: Balanço hídrico; Rendimento hídrico; Consumo de água; Microbacia hidrográfica; Biomass

Abstract

In Brazil, the area with native vegetation and forest plantations cover respectively 54% and 0.9% of the national territory. *Eucalyptus* is the most planted genus and is responsible for most of the industrial supply of wood. Forest plantations are seen as one of the main alternatives for reducing deforestation of native vegetation, mainly supplying the demand for wood for energy generation. Although several sectors of society instinctively connect native vegetation with abundance of water, the same does not occur in relation to *Eucalyptus* forest plantations, which are commonly seen as harmful to water resources. In this context, this study aimed to: synthesize and evaluate information on the relationship between water balance components obtained in *Eucalyptus* forest plantations and different types of native vegetation in Brazil; and evaluate the relationship between *Eucalyptus* forest plantations and water resources at catchment scale and identify knowledge gaps. The combination of keywords in two databases allowed the selection of 8 studies on *Eucalyptus* plantations and 13 studies on native vegetation, which generated, respectively, 34 and 45 annual observations of rainfall, evapotranspiration and water yield. The native vegetation showed the highest amplitude values of rainfall (1301-3113 mm) and evapotranspiration (689-2722 mm) compared to *Eucalyptus* plantations, presenting amplitude values of rainfall from 643 to 1967 mm and evapotranspiration from 643 to 1535 mm. From annual observations in *Eucalyptus* forest plantations and native vegetation, 47% and 78%, respectively, had annual evapotranspiration values below 80% of the annual rainfall. The median discharge/precipitation ratio values for *Eucalyptus* forest plantations was 0.19, showing significant difference ($p < 0.05$) relative to the Amazon rainforest (0.46) and Atlantic Forest (0.30). The median discharge/precipitation ratio values of the Amazon rainforest showed significant difference ($p < 0.05$) in relation to transitional vegetation between the Amazon and Cerrado (0.18). Between the first and the seventh year of *Eucalyptus* forest plantations, the average annual amount of discharge/precipitation ratio decreased from 0.24 to 0.04, a difference of 83%. The average annual discharge/precipitation ratio showed an inverse relationship with the area occupied by forest plantations at catchment scale. Although many factors contribute to the dynamics of water in a particular location resources, the synthesis of the results of the studies presented here allowed us not only to characterize the relationship between water balance components for different types of vegetation and generate some reference values, but also to identify knowledge gaps that demonstrate the existence of opportunities for further research.

Keywords: Water balance; Discharge/precipitation ratio; Water consumption; Catchment; Biomes

2.1 Introdução

No Brasil a área com vegetação nativa abrangia, em 2012, pouco mais de 456 milhões de hectares (menos de 54% do território nacional), distribuídos em seis biomas: Amazônia (71,4%), Caatinga (9,1%), Cerrado (12,6%), Pantanal (2%), Mata Atlântica (4,4%) e Pampa (0,6%) (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO – SFB, 2013).

As florestas plantadas, por sua vez, abrangem 7,8 milhões de hectares (menos de 0,9% do território nacional) e o *Eucalyptus* representa o gênero mais plantado, ocupando 5,6 milhões de hectares, distribuídos principalmente, nos Estados de Minas Gerais (1,4 milhões de hectares), São Paulo (976 mil hectares), Mato Grosso do Sul (826 mil hectares) e Bahia (614 mil hectares) (INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES - IBÁ, 2016).

De 1990 a 2015, a área coberta por florestas nativas no mundo todo diminuiu, enquanto que a área com florestas plantadas aumentou (PAYN et al., 2015). Essa mesma tendência pode ser observada no Brasil. Na última década, a extensão das áreas desmatadas anualmente nos seis biomas brasileiros apresentou tendência de diminuição, contudo o desmatamento das florestas nativas ainda ocorre por diversas razões (SFB, 2013). Por outro lado, a área com florestas plantadas apresentou aumento de 1,8% em 2014, em relação a 2013 (IBÁ, 2015) e de 0,8% em 2015, em relação a 2014 (IBÁ, 2016).

No ano de 2011 o Brasil consumiu 273 milhões de m³ de madeira. Desse total, 210 milhões de m³ foram provenientes de florestas plantadas e 63 milhões de m³ ainda foram extraídos de florestas nativas, sendo que o uso predominante dessa madeira (48 milhões de m³) foi para combustível (SFB, 2013). Por essa razão, as florestas plantadas são apontadas como uma das principais alternativas para a diminuição do desmatamento das florestas nativas, principalmente para suprir a demanda por madeira para a geração de energia (JÜRGENSEN; KOLLERT; LEBEDYS, 2014; PAYN et al., 2015).

Contudo, se por um lado, diversos setores da sociedade conectam a vegetação nativa, em especial as de porte florestal, com abundância e qualidade de água, o mesmo não ocorre em relação às florestas plantadas, em especial, aquelas de rápido crescimento, como é o caso dos plantios florestais com o gênero

Eucalyptus, que são vistos comumente como prejudiciais aos recursos hídricos (LIMA, 2010).

Comumente no Brasil as florestas plantadas são estabelecidas em áreas marginais, com baixa aptidão agrícola e substituindo pastagens (degradadas ou não) ou vegetação de menor porte. Essa conversão de uso do solo pode trazer consequências aos recursos hídricos logo na implantação florestal, pois o uso da água (evapotranspiração) é diferente entre florestas e vegetação de menor porte (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001; FARLEY et al., 2005; JACKSON et al., 2005).

A partir da análise dos resultados obtidos em mais de 250 microbacias hidrográficas, Zhang, Dawes e Walker (2001) desenvolveram um modelo para estimar a evapotranspiração média anual de florestas e gramíneas para um determinado valor de precipitação média anual. Por meio da aplicação desse modelo, nota-se que a diferença de evapotranspiração entre florestas e gramíneas em locais com precipitação abaixo de 900 mm é pequena comparativamente à diferença estimada em locais com precipitação acima desse valor, consequentemente, a amplitude dos efeitos da mudança da vegetação sobre o deflúvio anual também deve variar de acordo com a precipitação local.

Na revisão realizada por Jackson et al. (2005), os autores estimaram, baseados em 504 observações de balanço hídrico anual de microbacias hidrográficas, que a conversão de vegetação de menor porte (pastagem, arbustos, etc.) em florestas plantadas pode diminuir o deflúvio anual em 227 mm e, em 13% dos riachos estudados a vazão cessou no primeiro ano após a conversão. Embora Farley, Jobbágy e Jackson (2005) tenham obtido resultados semelhantes, demonstrando diminuição do deflúvio anual em 75% e 40%, respectivamente em microbacias hidrográficas convertidas para florestas plantadas de *Eucalyptus* e *Pinus*, os autores identificaram que a intensidade desses efeitos pode variar de acordo com as condições climáticas. Assim, em regiões em que o deflúvio anual representa menos de 10% da precipitação média anual, a conversão de vegetação de menor porte em florestas plantadas pode resultar na perda completa do deflúvio. Já em regiões onde o deflúvio representa 30% da precipitação média anual, essa mesma conversão pode resultar na redução de metade ou mais do deflúvio anual (FARLEY; JOBBÁGY; JACKSON, 2005).

Como visto, a partir de revisões mais abrangentes, que incluíram um maior número de resultados e de condições experimentais, pode-se compreender que de

fato há possibilidade de que as florestas plantadas possam influenciar a quantidade de água na escala da microbacia hidrográfica (LIMA, 2006) e, nesta escala, é necessário que o manejo florestal incorpore estratégias que equilibrem o uso da água pelas florestas plantadas (evapotranspiração), relativamente à entrada de água no sistema (precipitação), permitindo assim que a quantidade de água produzida (deflúvio) atenda não somente as demandas antrópicas a jusante, mas também as demandas ambientais, principalmente em termos de preservação de uma vazão ecológica que garanta a manutenção do sistema aquático (LIMA, 2010). A razão entre o deflúvio (Q) e a precipitação (P) (rendimento hídrico) é considerada um dos parâmetros chave utilizados para quantificar os efeitos de mudanças no uso do solo sobre os valores anuais do deflúvio (BOGGS et al., 2013).

Neste contexto, este capítulo tem por objetivos:

- sintetizar informações sobre as relações entre componentes do balanço hídrico obtidos em florestas plantadas de *Eucalyptus* e em diferentes tipos de vegetação nativa do Brasil;
- avaliar a existência de diferenças nas relações entre componentes do balanço hídrico de acordo com os diferentes tipos de vegetação;
- avaliar a relação entre as florestas plantadas de *Eucalyptus* e o rendimento hídrico na escala de microbacias hidrográficas;
- identificar lacunas de conhecimento.

2.2 Materiais e métodos

2.2.1 Levantamento de literatura e seleção de dados

O levantamento de estudos científicos buscou encontrar pesquisas realizadas no Brasil até o ano de 2015, e que tivessem mensurado valores de precipitação, deflúvio e/ou evapotranspiração em florestas plantadas de *Eucalyptus* e em diferentes tipos de vegetação nativa. Para tanto, duas bases de dados foram consultadas: ISI's *Web of Knowledge* e *Scientific Electronic Library Online* (Scielo). Em diferentes combinações, as seguintes palavras-chave foram utilizadas: *evapotranspiration*, *evaporation*, *transpiration*, *water*, *runoff*, *forest*, *Amazonia*, *Cerrado*, *Eucalyptus* e *Brazil*. Para a identificação de periódicos nacionais foram adotadas, também em diferentes combinações, as seguintes palavras-chave: evapotranspiração, evaporação, transpiração, água, escoamento, floresta,

Amazônia, Cerrado, *Eucalyptus*, eucalipto e Brasil. Devido à extensão do período de estudo e ao fato de tratar-se de pesquisa pioneira no Brasil, o estudo elaborado por Vital; Lima e Camargo (1999) foi incluído no levantamento, embora ele não conste das duas bases de dados consultadas.

Para a seleção dos estudos científicos a serem utilizados, não foram adotadas restrições em termos do método empregado, ou seja, foram selecionados estudos que utilizaram torres de fluxo, microbacias hidrográficas, parcelas, etc. Contudo, quando o método baseava-se em algum tipo de modelagem (hidrológica, climatológica, etc.), obrigatoriamente deveriam constar os valores observados, os quais eram extraídos para análise. A seleção dos estudos científicos também foi baseada na forma de apresentação dos resultados, sendo selecionados somente os estudos que apresentavam os componentes do balanço hídrico (precipitação, deflúvio e /ou evapotranspiração) em escala anual.

Por fim, quando o estudo selecionado apresentava apenas os valores de precipitação anual (P) e evapotranspiração anual (ET), o deflúvio anual (Q) foi obtido por meio da subtração da evapotranspiração do valor da precipitação anual (P-ET). Da mesma forma, quando o estudo apresentava somente os valores de precipitação e deflúvio, a evapotranspiração era obtida subtraindo o deflúvio anual do valor da precipitação anual (P-Q).

2.2.2 Análise de dados

Os estudos selecionados realizados em florestas plantadas de *Eucalyptus* e em diferentes tipos de vegetação nativa foram localizados no mapa dos biomas brasileiros na escala 1:5.000.000 (IBGE, 2004). Dessa forma, foi possível comparar o tipo de vegetação nativa descrita nos estudos em relação à distribuição dos biomas brasileiros e ainda obter uma referência da vegetação nativa original dos locais nos quais foram realizados os estudos em florestas plantadas de *Eucalyptus*.

A partir dos valores anuais de precipitação e evapotranspiração extraídos de cada um dos estudos, foram obtidos valores médios anuais, os quais passaram a caracterizar o tipo de vegetação do local em que os estudos foram desenvolvidos. Os valores médios anuais de precipitação e evapotranspiração foram então analisados em relação ao modelo proposto por Zhang, Dawes e Walker (2001), o qual estima o valor da evapotranspiração anual para florestas (equação 2.1) a partir

de um valor anual de precipitação. A precisão do modelo em estimar o valor anual de evapotranspiração foi avaliada por meio da comparação entre os valores médios anuais de evapotranspiração (ET) obtidos em cada estudo e os valores de evapotranspiração estimados (ET_e) pela aplicação da equação 2.1.

$$ET_e = \left(\frac{1 + 2 \frac{1410}{P}}{1 + 2 \frac{1410}{P} + \frac{P}{1410}} \right) P \quad (2.1)$$

Em que:

ET_e = evapotranspiração anual estimada [mm];

P = precipitação anual [mm]

Os valores anuais de evapotranspiração (ET), extraídos dos estudos realizados em florestas plantadas de *Eucalyptus* e em diferentes tipos de vegetação nativa, foram analisados em relação aos valores anuais de precipitação (P) por meio do estabelecimento de quatro classes: i) evapotranspiração anual igual a precipitação anual ($ET=P$); ii) evapotranspiração anual até 90% da precipitação anual ($1 < ET:P > 0,9$); iii) evapotranspiração anual entre 80% e 90% da precipitação anual ($0,9 < ET:P > 0,8$); e iv) evapotranspiração anual menor do que 80% da precipitação anual ($ET:P < 0,8$).

Para analisar a relação entre os diferentes tipos de vegetação e os recursos hídricos foi obtida a razão entre o deflúvio anual (Q) e a precipitação anual (P), a qual foi denominada neste estudo, de *rendimento hídrico* (Q:P), por representar a fração da precipitação que se encontra disponível nos rios e riachos. Os valores de rendimento hídrico foram obtidos para todas as observações extraídas dos estudos e foram separados em diferentes grupos de acordo com o tipo de vegetação. A existência de diferenças estatísticas entre os grupos foi avaliada por meio do teste não paramétrico Mann-Whitney, após a verificação de ausência de distribuição normal e homocedasticidade (testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente). O resultado dessa avaliação foi expresso como significativo quando $p < 0,05$.

A análise das relações entre o rendimento hídrico na escala de microbacias hidrográficas e as florestas plantadas de *Eucalyptus* foi iniciada pela seleção dos estudos desenvolvidos apenas nessa escala da paisagem. Desses estudos foram extraídos, além dos valores de precipitação e deflúvio anuais, informações relativas

ao uso do solo na microbacia hidrográfica e à idade da floresta durante o desenvolvimento da pesquisa. Alguns estudos denominaram o primeiro ano de crescimento da floresta ou o primeiro anos após a colheita florestal como ano 0 “zero”. Nesses casos, para a análise dos dados de forma conjunta, adotou-se como critério considerar o ano denominado como “zero”, como ano 1 (um) e, os demais anos, ano 2 (dois), ano 3 (três) e assim sucessivamente. Posteriormente, a relação entre os valores de rendimento hídrico anual e a idade dos plantios florestais foi avaliada considerando o período entre o primeiro e o sétimo ano pois, com base nos valores extraídos dos estudos, todos os anos desse período continham duas ou mais observações de rendimento hídrico, sendo assim foi possível a obtenção de um valor médio por idade. A escolha da equação polinomial foi realizada com base nos valores do mínimo qui-quadrado, do índice de *Akaike* (AIC) e do coeficiente de determinação (R^2). Por último, baseado no teste F, um valor de p foi calculado para avaliar a significância do ajuste.

Por fim, também foi avaliada a relação entre a porcentagem de áreas com florestas plantadas nas microbacias hidrográficas em relação ao rendimento hídrico médio anual, considerando somente valores de rendimento hídrico obtidos no período entre o primeiro e sétimo ano de idade e as microbacias hidrográficas que apresentaram valor médio desse parâmetro acima de 0,1. Para tanto foi realizada uma análise de regressão linear, utilizando-se o algoritmo dos mínimos quadrados ordinários (*Ordinary Least Square* – OLS), e apresentado o respectivo valor do coeficiente de correlação de Pearson ao quadrado (r^2).

Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa estatístico livre *Past* versão 3.12.

2.3 Resultados

2.3.1 Relações entre precipitação, deflúvio e evapotranspiração em florestas plantadas de *Eucalyptus* e em diferentes tipos de vegetação nativa

Após o levantamento nas bases de dados, foram selecionados 8 estudos desenvolvidos em florestas plantadas de *Eucalyptus* situados em 6 diferentes locais (VITAL; LIMA; CAMARGO, 1999; SOARES; ALMEIDA, 2001; ALMEIDA et al., 2007; CABRAL et al., 2010; FACCO et al., 2012; ALMEIDA; RIBEIRO; LEITE, 2013; FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013; SALEMI et al., 2013) (ANEXO 2A) e 13

estudos desenvolvido em vegetação nativa situados em 18 diferentes locais (SHUTTLEWORTH, 1988; LESACK, 1993; LEOPOLDO; FRANKEN; VILLA NOVA, 1995; FUJIEDA et al., 1997; KLINGE; SCHMIDT; FÖLSTER, 2001; SOMMER et al., 2002; DE MORAES et al., 2006; BORMA et al., 2009; GIAMBELLUCA et al., 2009; HOLSCHER et al., 2009; SALEMI et al., 2013; DIAS et al., 2015; VOURLITIS et al., 2015) (ANEXO 2B).

Considerando de forma conjunta os 21 estudos, o método que emprega o uso de microbacias experimentais para medir os componentes do balanço hídrico foi o mais utilizado, sendo adotado em 13 estudos; torres de fluxo foram utilizadas em 4 estudos e diferentes modelagens foram empregadas nos demais (ANEXOS 2A e 2B).

Dos 6 locais nos quais foram realizados estudos em florestas plantadas de *Eucalyptus*, 4 localizam-se na área de abrangência do bioma Mata Atlântica e 2 na área do bioma Cerrado (provavelmente em área de transição com o bioma Mata Atlântica) (Figura 2.1). Por sua vez, dos 13 estudos realizados em vegetação nativa, 8 foram desenvolvidos no bioma Amazônia, 2 estudos no bioma Mata Atlântica, 2 estudos em região de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado, e 1 estudo no bioma Cerrado (Figura 2.1).

Figura 2.1 – Localização dos estudos desenvolvidos em florestas plantadas de *Eucalyptus* (círculos amarelos) e em vegetação nativa (círculos verdes) em relação à distribuição dos biomas brasileiros (Fonte: IBGE, 2004).

Os valores médios anuais de evapotranspiração e precipitação, de acordo com o tipo de vegetação dos locais nos quais os estudos foram desenvolvidos, podem ser observados na Figura 2.2. Os valores obtidos na área de abrangência da Floresta Amazônica apresentaram a maior amplitude de valores médios anuais de evapotranspiração (entre 966 e 1721 mm) e de valores médios anuais de precipitação (entre 1769 e 2870 mm); o Cerrado apresentou a menor amplitude de valores para a evapotranspiração média anual (entre 689 e 823 mm) e as florestas plantadas de *Eucalyptus* apresentaram a menor amplitude de valores de precipitação média anual (entre 1352 e 1588 mm), com valores médios anuais de evapotranspiração variando entre 902 e 1186 mm (Figura 2.2).

Ainda com relação à Figura 2.2, observa-se a curva do modelo proposto por Zhang, Dawes e Walker (2001) para florestas. A comparação entre os valores médios anuais de evapotranspiração dos 6 locais de estudo em florestas plantadas de *Eucalyptus*, relativamente aos valores de evapotranspiração anual estimados pela curva gerada pelo modelo, permitiu observar que em 50% dos locais o modelo subestimou o valor anual de evapotranspiração (-173 mm, em média) e em 50% dos

locais o modelo superestimou esse valor (107 mm, em média). Por sua vez, a comparação entre os valores médios anuais de evapotranspiração dos 18 locais de estudo de diferentes tipos de vegetação nativa em relação aos valores anuais de evapotranspiração estimados pela curva do modelo, demonstrou que em 44% dos locais o valor da evapotranspiração média anual foi superestimado pelo modelo (187 mm, em média) e em 56% dos locais esse valor foi subestimado (-218 mm, em média). De maneira geral, a diferença média entre a evapotranspiração anual dos locais estudados e a evapotranspiração anual estimada pelo modelo foi de 13% para as florestas plantadas de *Eucalyptus* e de 18% para a vegetação nativa.

Figura 2.2 – Valores médios anuais de evapotranspiração e precipitação obtidos em florestas plantadas de *Eucalyptus*, Floresta Amazônica, Cerrado, transição entre Floresta Amazônica e Cerrado (FA/Ce) e Mata Atlântica (ANEXOS 2A e 2B), relativamente à curva do modelo proposto por Zhang, Dawes e Walker (2001) para florestas (linha contínua preta) (equação 2.1).

Dos 8 estudos realizados em florestas plantadas de *Eucalyptus* foram extraídas 34 observações anuais de precipitação e evapotranspiração (ANEXO 2A) e, dos 13 estudos realizados em áreas com vegetação nativa, foram extraídas 45 observações anuais desses mesmos componentes (ANEXO 2B). As observações obtidas nos diferentes tipos de vegetação nativa apresentaram amplitudes maiores

de valores anuais de precipitação (de 1301 a 2870 mm) e de evapotranspiração (de 689 a 1969 mm) em relação às observações realizadas em florestas plantadas de *Eucalyptus*, as quais apresentaram amplitude de valores anuais de precipitação entre 643 e 1967 mm, e amplitude de evapotranspiração entre 643 e 1535 mm (Figura 2.3).

A divisão em quatro classes dos valores anuais de evapotranspiração, em relação aos valores anuais de precipitação, permitiu identificar que 6% das observações anuais das florestas plantadas de *Eucalyptus* encontram-se na classe i ($ET=P$), enquanto que este fato não ocorreu para as observações anuais dos diferentes tipos de vegetação nativa (Figura 2.3). Comparativamente à vegetação nativa, as florestas plantadas de *Eucalyptus* apresentaram ainda porcentagens maiores de observações anuais na classe ii ($1 < ET/P > 0,9$) e na classe iii ($0,9 < ET/P > 0,8$). A vegetação nativa apresentou 78% das observações anuais na classe iv ($ET/P < 0,8$), sendo possível notar que todas as observações obtidas em Mata Atlântica se encontram nesta classe, enquanto que as florestas plantadas de *Eucalyptus* apresentaram 47% das observações na classe iv (Figura 2.3).

Figura 2.3 –Valores anuais de evapotranspiração e precipitação obtidos em florestas plantadas de *Eucalyptus*, Floresta Amazônica (FA), Cerrado (Ce), transição entre Floresta Amazônica e Cerrado (FA/Ce) e Mata Atlântica (ANEXOS 2A e 2B). Os valores em porcentagem se referem a distribuição em quatro classes (i, ii, iii e iv) dos valores de evapotranspiração em relação aos valores de precipitação.

Para as 34 observações obtidas em florestas plantadas de *Eucalyptus* e para as 45 observações obtidas em áreas com vegetação nativa também foram calculados os valores de rendimento hídrico anual (Q:P). A mediana dos valores de rendimento obtidos para florestas plantadas de *Eucalyptus* foi 0,19 (amplitude de 0 a 0,48), apresentando diferença significativa ($p < 0,05$) em relação à mediana dos valores de rendimento hídrico para Floresta Amazônica, a qual foi 0,46 (amplitude de 0,02 a 0,64), e em relação aos valores de rendimento hídrico da Mata Atlântica, com mediana de 0,30 (amplitude de 0,13 a 0,50) (Figura 2.4). As medianas do rendimento hídrico da Floresta Amazônica e da Mata Atlântica foram, respectivamente, 142% e 58% maiores do que a mediana do rendimento hídrico das florestas plantadas de *Eucalyptus*, enquanto que a mediana do rendimento hídrico da vegetação de transição entre a Floresta Amazônica e o Cerrado foi apenas 5% menor do que a mediana das florestas plantadas. Também foi detectada diferença significativa ($p < 0,05$) entre a mediana dos valores de rendimento hídrico da Floresta Amazônica e a mediana do rendimento hídrico da vegetação de transição entre a Floresta Amazônica, a qual foi 0,18, com amplitude de 0,04 e 0,32 (Figura 2.4).

Figura 2.4 – Box-plot dos valores anuais de rendimento hídrico (Q:P) extraídos de estudos realizados em florestas plantadas de *Eucalyptus*, na Floresta Amazônica, na Mata Atlântica e na transição entre Floresta Amazônica (FA) e Cerrado (ANEXOS 2A e 2B). A letra “n” representa o número de observações anuais de rendimento hídrico. A linha horizontal interna das caixas representa a mediana, as extremidades das caixas representam o primeiro e o terceiro quartil e os limites das barras verticais representam o valor máximo e o valor mínimo.

2.3.2 Relações entre florestas plantadas de *Eucalyptus* e rendimento hídrico na escala de microbacias hidrográficas

A distribuição dos valores de rendimento hídrico anual em relação à idade da floresta, no período entre o 1º e o 7º anos, pode ser visualizada na Figura 2.5. A partir dos valores médios anuais de rendimento hídrico foi possível ajustar um modelo polinomial ($R^2=0,90$; $p<0,05$) o qual demonstra que com o desenvolvimento das florestas plantadas de *Eucalyptus* o valor de rendimento hídrico apresenta tendência de diminuir no intervalo do primeiro ao sétimo ano de idade (Figura 2.5). A diferença entre os valores médios de rendimento hídrico do 1º ano (0,24) em relação ao 7º ano (0,04) foi de 83%.

Figura 2.5 – Valores de rendimento hídrico anual (Q:P Anual) e relação entre o rendimento hídrico médio anual (Q:P Médio Anual) com a idade (em anos) das florestas plantadas de *Eucalyptus*. Valores extraídos de estudos realizados na escala de microbacias hidrográficas (ANEXO 2A).

A análise de regressão linear entre os valores médios de rendimento hídrico e o percentual de florestas plantadas de *Eucalyptus* em relação à área das microbacias hidrográficas apresentou relação negativa, embora sem diferença significativa ($r^2=0,72$; $p=0,154$) (Figura 2.6).

Figura 2.6 – Relação entre rendimento hídrico médio (Q:P) e a porcentagem de florestas plantadas de *Eucalyptus* em quatro microbacias hidrográficas.

2.4 Discussão

Precipitação, evapotranspiração e rendimento hídrico em diferentes tipos de vegetação

As relações entre os valores anuais e médios anuais de precipitação e evapotranspiração e entre os valores anuais de deflúvio e precipitação (rendimento hídrico) apresentaram características diferenciadas de acordo com o tipo de vegetação.

A síntese dos dados extraídos dos estudos selecionados demonstrou que a Floresta Amazônica e a Mata Atlântica apresentam maiores valores de precipitação e de evapotranspiração em comparação aos valores desses componentes obtidos no Cerrado, na transição entre Floresta Amazônica e Cerrado e nas florestas plantadas de *Eucalyptus*. De acordo com da Rocha et al. (2009), um gradiente de padrões climáticos ocorre entre os biomas Amazônia e Cerrado e o controle da evapotranspiração muda ao longo desse gradiente, sendo que a demanda evaporativa, especialmente a radiação líquida, desempenha um importante papel nesse controle.

O bioma Amazônia normalmente abrange locais que apresentam precipitação anual acima de 1900 mm e uma estação seca menor do que 4 meses, contribuindo para o aumento das taxas de evapotranspiração nesta estação, a qual corresponde também ao período de aumento da radiação (da ROCHA et al., 2009).

Os resultados indicaram que a maioria dos valores médios anuais de precipitação, extraídos dos estudos desenvolvidos na Floresta Amazônica (SHUTTLEWORTH, 1988; LESACK, 1993; LEOPOLDO; FRANKEN; VILLA NOVA, 1995; KLINGE; SCHMIDT; FÖLSTER, 2001; SOMMER et al., 2002; VOURLITIS et al., 2015), apresentam valores acima de 1900 mm (de 1954 a 2870 mm). O bioma Cerrado, por sua vez, normalmente abrange locais com precipitação anual menor do que 1700 mm e um período seco mais prolongado, apresentando evidências claras de redução da evapotranspiração nesta estação (da ROCHA et al., 2009). Os resultados também indicaram que os valores médios anuais de precipitação extraídos dos estudos desenvolvidos em Cerrado (GIAMBELLUCA et al., 2009) e em transição de Cerrado e Floresta Amazônica (BORMA et al., 2009; DIAS et al., 2015) apresentam valores abaixo de 1700 mm (de 1301 a 1692 mm).

O tipo de vegetação presente em um local possui influência da temperatura, da geomorfologia e, como visto, da precipitação e da extensão da estação seca (da ROCHA et al., 2009). A vegetação presente no bioma Cerrado, por exemplo, desenvolveu uma estrutura diferenciada do sistema radicular, que permite o acesso à água estocada nas camadas mais profundas do solo durante os períodos de maior demanda evapotranspirativa (estação seca) (OLIVEIRA et al., 2005). Outro exemplo refere-se às florestas plantadas de *Eucalyptus*, as quais apresentaram nos resultados deste estudo, amplitudes médias anuais de precipitação e evapotranspiração semelhantes àsquelas observadas no bioma Cerrado e na transição entre a Floresta Amazônica e o Cerrado. Espécies ou híbridos de *Eucalyptus* altamente tolerantes às estações secas prolongadas produzem vigorosas e profundas raízes com ramificações laterais (GONÇALVES et al., 2013), podendo apresentar raízes finas em profundidade além de 10 m em florestas de rápido crescimento (ciclos de 6 a 7 anos) (LACLAU et al., 2013) e, na ausência de barreiras físicas ou químicas do solo, florestas plantadas com até 20 metros de altura, podem apresentar a frente de crescimento das raízes em profundidade correspondente a 85% da altura média das árvores (CHRISTINA et al., 2011).

Os valores de evapotranspiração mais elevados no bioma Amazônia decorrem dos altos índices pluviométricos que suprem a demanda evapotranspirativa local. Alguns estudos demonstram que a transpiração das florestas secundárias deste bioma Amazônia (SOMMER et al., 2002; HOLSCHER et al., 2009) apresentam valores similares aos produzidos por florestas com vegetação

primária (SHUTTLEWORTH, 1988; KLINGE; SCHMIDT; FÖLSTER, 2001). Na escala do bioma Amazônia, valores elevados de evapotranspiração são considerados benéficos devido à manutenção da rotatividade da água no ciclo hidrológico, o que diminuiria as chances de ocorrência de eventos extremos de seca localmente (SOMMER et al., 2002; BADGER; DIRMEYER, 2015; SWANN et al., 2015) e em outras regiões tropicais (LAWRENCE; VANDECAR, 2015).

Os altos índices pluviométricos característicos do bioma Amazônia (da ROCHA et al., 2009), além de suprirem a demanda evapotranspirativa, também proporcionam maiores valores de excedente hídrico, os quais podem justificar valores anuais mais elevados de rendimento hídrico, como os observados neste estudo. O bioma Amazônia apresentou o maior valor de mediana para o rendimento hídrico anual, sendo, respectivamente, 35%, 61% e 60% maior em relação a mediana do rendimento hídrico do bioma Mata Atlântica, da transição entre Floresta Amazônica e Cerrado e das florestas plantadas de *Eucalyptus*. Tais resultados demonstram que embora a Mata Atlântica, a transição entre Floresta Amazônica e Cerrado e as florestas plantadas de *Eucalyptus* apresentem valores menores de evapotranspiração, os valores anuais de precipitação não são suficientes para suprir a demanda evapotranspirativa e ainda gerar valores elevados de excedente hídrico.

As florestas plantadas de *Eucalyptus* apresentaram valores menores de rendimento hídrico comparativamente à Floresta Amazônica e Mata Atlântica, e apresentaram valor bastante semelhante à vegetação de transição entre Floresta Amazônica e Cerrado. Os valores médios anuais de precipitação extraídos dos estudos realizados no bioma Mata Atlântica (FUJIEDA et al., 1997; SALEMI et al., 2013) foram elevados se comparados aos valores de precipitação anual registrados nas florestas plantadas de *Eucalyptus* localizadas neste mesmo bioma (VITAL; LIMA; CAMARGO, 1999; SOARES; ALMEIDA, 2001; ALMEIDA et al., 2007; SALEMI et al., 2013) e mais semelhantes aos valores da transição entre os biomas Mata atlântica e Cerrado (FACCO et al., 2012; ALMEIDA; RIBEIRO; LEITE, 2013). Provavelmente os valores mais elevados de precipitação registrados por Fujieda et al. (1997) e Salemi et al. (2013) apresentam relação com a localização das áreas de estudo em Florestas Nebulares, as quais constituem um tipo florestal específico do bioma Mata Atlântica relacionado com elevadas altitudes. O mapa de distribuição dos biomas brasileiros utilizados para localizar os estudos, devido à escala, não abrange as diferentes fitofisionomias que ocorrem dentro dos biomas, as quais

normalmente são influenciadas por características microclimáticas e topográficas locais. Por essa razão, os valores de rendimento hídrico obtidos para o bioma Mata Atlântica não devem ser utilizados como uma referência direta para avaliar efeitos das florestas plantadas de *Eucalyptus* sobre o rendimento hídrico.

Ainda com relação às florestas plantadas de *Eucalyptus*, tanto o estudo desenvolvido por Klinge, Schmidt e Fölster (2001) no bioma Amazônia, quanto o estudo desenvolvido por Salemi et al. (2013) no bioma Mata atlântica, buscaram avaliar modificações nos recursos hídricos em consequência da conversão da vegetação nativa local para florestas plantadas de *Eucalyptus*. Contudo, não foram detectadas alterações consideradas negativas do ponto de vista da disponibilidade hídrica. Klinge, Schmidt e Fölster (2001) detectaram elevada diminuição da evapotranspiração (durante um período de 15 meses) quando a vegetação nativa foi substituída por florestas de *Eucalyptus* implantadas por semeadura. Salemi et al. (2013) identificaram que a proporção de precipitação que se transformava em deflúvio era similar entre uma microbacia hidrográfica com floresta plantada de *Eucalyptus* (com idade de 4 e 5 anos) e uma microbacia hidrográfica com Mata Atlântica (Floresta Tropical Montana Nebular), embora o processo principal gerador da evapotranspiração na Mata Atlântica tenha sido a interceptação e na floresta plantada, a transpiração.

Embora muitos fatores contribuam para a dinâmica dos recursos hídricos de um determinado local, a síntese dos resultados de diversos estudos aqui apresentada permitiu a caracterização das relações entre precipitação e evapotranspiração, assim como a identificação de valores de rendimento hídrico para diferentes tipos de vegetação, contribuindo assim para a geração de alguns valores de referência para análises hidrológicas que levem em consideração também a vegetação.

Rendimento hídrico em microbacias hidrográficas com florestas plantadas de *Eucalyptus*

Os resultados obtidos somente por meio dos valores extraídos de estudos realizados em microbacias hidrográficas, com uso do solo predominante com florestas plantadas de *Eucalyptus*, mostram que os valores médios anuais de rendimento hídrico diminuem a medida que a idade das florestas plantadas avança

e, do primeiro ao sétimo ano de crescimento da floresta, a redução do valor médio anual do rendimento hídrico ultrapassou 80%. Estudos já demonstraram a relação entre o crescimento de florestas plantadas de *Eucalyptus* e a diminuição dos valores anuais de deflúvio em microbacias hidrográficas (SCOTT; PRINSLOO, 2008; FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013), corroborando com a tendência observada nos valores médios anuais de rendimento hídrico.

Na fase inicial de desenvolvimento das florestas (plantadas ou em regeneração) o consumo de água é mais intenso, porém o pico de consumo de água ou o pico de redução do deflúvio, em microbacias hidrográficas, pode variar de acordo com o tipo de floresta e localização (KUCZERA, 1987; VERTESSY; WATSON; O'SULLIVAN, 2001; SCOTT; PRINSLOO, 2008; FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013). Kuczera (1987) identificou o pico de redução do deflúvio em florestas nativas de *Eucalyptus* na Austrália na idade de 27 anos; Scott e Prinsloo (2008) identificaram que o pico de uso da água em florestas plantadas de *Eucalyptus* na África do Sul ocorreu entre o 6º e 14º anos; e Ferraz, Lima e Rodrigues (2013) identificaram em florestas plantadas de *Eucalyptus* no Brasil pico de redução do deflúvio no 5º ano.

Com o avanço da idade, e consequente amadurecimento da floresta, os valores de deflúvio tendem a aumentar (KUCZERA, 1987; VERTESSY; WATSON; O'SULLIVAN, 2001; SCOTT; PRINSLOO, 2008; FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013) devido à diminuição da área de alburno e do índice de área foliar, resultando em diminuição da transpiração e da interceptação (VERTESSY; WATSON; O'SULLIVAN, 2001; SCOTT; PRINSLOO, 2008). Como visto nos resultados, essa tendência de diminuição dos efeitos das florestas sobre os recursos hídricos não pode ser observada devido a extensão do estudo contemplar apenas o período do primeiro ao sétimo ano da idade das florestas plantadas de *Eucalyptus*.

Valores elevados de transpiração são considerados a causa principal da diminuição do deflúvio em microbacias hidrográficas com florestas plantadas (SCOTT; LESCH, 1997; SCOTT; PRINSLOO, 2008). Florestas plantadas de rápido crescimento, com ciclos de corte normalmente curtos (6 a 7 anos), como é o caso do *Eucalyptus* no Brasil, tendem a apresentar valores elevados de transpiração (STAPE; BINKLEY; RYAN, 2004; HUBBARD et al., 2010; CHRISTINA et al., 2016), comparativamente às florestas de crescimento lento (SCOTT, 2005; VAN DIJK; KEENAN, 2007). As elevadas taxas de transpiração apresentam relação com a alta

produtividade dessas florestas, pois é por meio da fotossíntese que as árvores perdem água para a atmosfera ao abrirem os estômatos para adquirir o dióxido de carbono (HUBBARD et al., 2010).

O pico do incremento anual das florestas plantadas de *Eucalyptus* normalmente ocorre em torno do segundo ano de rotação e, embora os valores de incremento anual decresçam a partir dessa idade, as árvores continuam a acumular grandes volumes de biomassa (GONÇALVES et al., 2013; ALMEIDA et al., 2007; STAPE et al., 2010). De acordo com Christina et al. (2016), um fator chave que garante o pico de produção de biomassa no segundo ano é o crescimento acelerado das raízes em profundidade nos primeiros meses após o plantio, permitindo que as árvores acessem grande quantidade de água durante a fase inicial de crescimento. Ainda de acordo com esses autores, nas fases seguintes a estrutura radicular permite o acesso à água em profundidades maiores do que 10 metros, suprimindo a alta demanda de água pelas árvores.

A dinâmica observada nos resultados entre os valores médios anuais de rendimento hídrico e a idade das florestas plantadas de *Eucalyptus* apresenta semelhanças com a dinâmica do lençol freático observada por Christina et al. (2016) em florestas plantadas de *Eucalyptus grandis* durante 5 anos após o plantio. Os autores observaram que durante os dois primeiros anos depois do plantio as camadas mais profundas do solo foram recarregadas com a precipitação do período chuvoso, fazendo o nível do lençol freático se elevar, devido aos baixos valores de evapotranspiração dos primeiros meses após o plantio. Contudo, por volta do segundo ano, o nível do lençol freático começou a diminuir e manteve essa tendência até o quinto ano. Sendo assim, as variações nos valores de rendimento hídrico entre o primeiro e sétimo ano de idade das florestas plantadas de *Eucalyptus*, observadas neste estudo, demonstram que essas variações podem efetivamente ocorrer, considerando a estreita relação existente entre os recursos hídricos subterrâneos e os recursos hídricos superficiais.

Os resultados apresentados ainda mostraram uma relação inversa entre a porcentagem de florestas plantadas em microbacias hidrográficas e os valores médios de rendimento hídrico. Essa relação também foi observada por Lara et al. (2009), ao estudarem 6 microbacias hidrográficas com diferentes proporções entre vegetação nativa e florestas plantadas de *Eucalyptus* e *Pinus*, no Chile, e também por Little et al. (2014), ao estudarem 7 microbacias hidrográficas, também

localizadas no Chile, com diferentes proporções de vegetação nativa e *Eucalyptus globulus*. Tais resultados indicam que a proporção entre florestas plantadas e áreas destinadas à vegetação nativa, na escala de microbacias hidrográficas, pode ser uma estratégia importante na diminuição dos efeitos dos plantios sobre os recursos hídricos (FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013)

Por fim, maximizar a produção de madeira por meio de florestas plantadas geralmente envolve a realização da colheita antes que ocorra o declínio de crescimento das árvores e do uso da água (VAN DIJK; KEENAN, 2007). Embora estudos demonstrem que florestas plantadas de *Eucalyptus* com árvores mais maduras produzam mais água do que com árvores mais jovens (SCOTT; PRINSLOO, 2008; FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013), ciclos florestais mais longos, além dos 7 anos de idade, ainda não se caracterizam como uma prática corriqueira adotada pelo setor florestal brasileiro. Da mesma forma, a proporção amplamente empregada entre florestas plantadas e vegetação nativa nos empreendimentos florestais resulta basicamente do cumprimento da legislação vigente e da adoção de certificações, e não como estratégia amplamente adotada.

Lacunas de conhecimento e incertezas

Com base na síntese realizada, foram identificadas algumas lacunas de conhecimento e possíveis perspectivas para o desenvolvimento de novas pesquisas.

Os resultados mostraram diferentes relações entre componentes do balanço hídrico de acordo com o tipo de vegetação. Contudo, com exceção dos estudos realizados por Klinge, Schmidt e Fölster (2001) e Salemi et al. (2013), os demais não apresentavam como objetivo ou um dos objetivos a comparação entre diferentes tipos de vegetação. Provavelmente por essa razão, nenhum dos estudos empregou microbacias pareadas, o qual consiste no método mais amplamente utilizado para avaliar os efeitos de mudanças na vegetação sobre os recursos hídricos, em especial, sobre o balanço hídrico (BOSCH; HEWLETT, 1982; ANDREÁSSIAN, 2004; BROWN et al., 2005; SCOTT; PRINSLOO, 2008).

Ainda com relação aos diferentes tipos de vegetação, dentre os estudos selecionados, o bioma Cerrado e o bioma Mata Atlântica foram representados apenas por 1 e 2 estudos, respectivamente. Por sua vez, não foram detectados estudos nos biomas Pantanal, Pampa e Caatinga. Estes fatos podem ter sido

influenciados pela escolha das palavras-chave, contudo, eles também refletem um desequilíbrio na geração de conhecimento por bioma e indicam a necessidade de se intensificar pesquisas em alguns deles.

Com relação à duração dos estudos, somente Fujieda et al. (1997) e Ferraz, Lima e Rodrigues (2013) apresentaram períodos de condução dos experimentos superiores a 10 anos. Dessa forma, demonstra-se a ausência de estudos de longa duração, os quais poderiam contribuir para um melhor entendimento da influência, por exemplo, de variações climáticas sobre a vegetação e sobre os recursos hídricos. Em florestas plantadas, experimentos de longa duração permitiriam avaliar a existência de efeitos cumulativos sobre os recursos hídricos ao longo de sucessivas rotações. Além disso, dependendo do desenho experimental adotado, possíveis efeitos sobre os recursos hídricos, em resposta a mudanças no manejo florestal, poderiam ser avaliados, como, por exemplo, a implantação de um novo material genético.

A síntese dos estudos realizados em florestas plantadas de *Eucalyptus* também demonstrou ausência de experimentos para avaliar a conversão de determinado uso do solo, por exemplo, pastagens ou culturas agrícolas, em plantios florestais. Esses estudos poderiam identificar os efeitos relacionados à melhoria da proteção dos solos e dos processos de infiltração, os quais são normalmente esperados nesse tipo de conversão (VAN DIJK; KEENAN, 2007). Por fim, para aprofundar o conhecimento sobre o consumo de água por florestas plantadas de *Eucalyptus*, relativamente a outros tipos de vegetação, seria necessária a adoção de desenhos experimentais mais rigorosos, como o já comentado método de microbacias pareadas, mesmo sabendo que tais experimentos consomem tempo e recursos financeiros (BRUIJNZEEL, 1990; NEARY, 2016) e, por essa razão, poucos deles têm sido conduzidos em países tropicais (BRUIJNZEEL, 1990).

2.5 Conclusões

Com base na síntese de estudos realizada observou-se que a vegetação nativa apresenta valores percentuais de evapotranspiração anual relativos à precipitação menores quando comparados aos percentuais de evapotranspiração anual relativos à precipitação apresentados pelas florestas plantadas de *Eucalyptus*, refletindo assim em valores de rendimento hídrico para os biomas Floresta Amazônica e Mata Atlântica maiores do que os apresentados pelas florestas plantadas. No entanto, as diferenças apresentadas para os valores de rendimento hídrico só poderão ser melhor compreendidas por meio de delineamentos experimentais específicos em que os componentes do balanço hídrico da vegetação nativa de um determinado local possam ser comparados aos componentes do balanço hídrico de florestas plantadas de *Eucalyptus* sob as mesmas condições físicas e climáticas. Estudos que tenham empregado tais delineamentos não foram encontrados.

No caso de microbacias hidrográficas com uso do solo predominante por florestas plantadas de *Eucalyptus*, observou-se que ocorrem reduções do rendimento hídrico anual ao longo do ciclo de crescimento das árvores (do primeiro ao sétimo ano de idade), e que os valores médios anuais de rendimento hídrico tendem a diminuir à medida que o percentual de ocupação da área da microbacia hidrográfica com florestas plantadas de *Eucalyptus* aumenta.

Lacunas de conhecimento foram identificadas em relação aos efeitos da conversão de diferentes usos do solo em florestas plantadas de *Eucalyptus*; aos efeitos de longo prazo de sucessivas rotações; e às diferenças entre o consumo de água entre florestas plantadas de *Eucalyptus* e diferentes tipos de vegetação nativa devido à ausência de experimentos que empregaram o método de microbacias pareadas. Todas estas lacunas demonstram a existência de oportunidades para a realização de novas pesquisas.

Referências

ALMEIDA, A. C.; SOARES, J. V.; LANDSBERG, J. J.; REZENDE, G. D. Growth and water balance of *Eucalyptus grandis* hybrid plantations in Brazil during a rotation for pulp production. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1–2, p. 10–21, 2007.

ALMEIDA, A. Q.; RIBEIRO, A.; LEITE, F. P. Modelagem do balanço hídrico em microbacia cultivada com plantio comercial de *Eucalyptus grandis* x *urophylla* no leste de Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**, v. 37, n. 3, p. 547–556, 2013.

ANDRÉASSIAN, V. Waters and forests: From historical controversy to scientific debate. **Journal of Hydrology**, v. 291, n. 1–2, p. 1–27, 2004.

BADGER, A. M.; DIRMEYER, P. A. Climate response to Amazon forest replacement by heterogeneous crop cover. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 19, n. 11, p. 4547–4557, 2015.

BOGGS, J.; SUN, G.; JONES, D.; MCNULTY, S. G. Effect of Soils on Water Quantity and Quality in Piedmont Forested Headwater Watersheds of North Carolina. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 49, n. 1, p. 132–150, 2013.

BORMA, L. S.; DA ROCHA, H. R.; CABRAL, O. M.; VON RANDOW, C.; COLLICCHIO, E.; KURZATKOWSKI, D.; BRUGGER, P. J.; FREITAS, H.; TANNUS, R.; OLIVEIRA, L.; RENNÓ, C. D.; ARTAXO, P. Atmosphere and hydrological controls of the evapotranspiration over a floodplain forest in the Bananal Island region, Amazonia. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 114, n. 1, p. 1–12, 2009.

BOSCH, J.M.; HEWLETT, J.D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, v. 55, p.3–23, 1982.

BROWN, A. E.; ZHANG, L.; MCMAHON, T. A.; WESTERN, A. W.; VERTESSY, R. A. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. **Journal of Hydrology**, v. 310, n. 1–4, p. 28–61, 2005.

BRUIJNZEEL, L.A. **Hydrology of Moist Tropical Forest and Effects of Conversion: A State of Knowledge Review**. UNESCO, Paris, and Vrije Universiteit, Amsterdam, The Netherlands, 226 p., 1990.

CABRAL, O. M. R.; ROCHA, H. R.; GASH, J. H. C.; LIGO, M. A. V; FREITAS, H. C.; TATSCH, J. D. The energy and water balance of a *Eucalyptus* plantation in southeast Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 388, n. 3–4, p. 208–216, 2010.

CHRISTINA, M.; LACLAU, J.-P.; GONÇALVES, J. L. M.; JOURDAN, C.; NOUVELLON, Y.; BOUILLET, J.-P. Almost symmetrical vertical growth rates above and below ground in one of the world's most productive forests. **Ecosphere**, v. 2, n. March, p. art27, 2011.

CHRISTINA, M.; NOUVELLON, Y.; LACLAU, J.-P.; STAPE, J. L.; BOUILLET, J.-P.; LAMBAIS, G. R.; LE MAIRE, G. Importance of deep water uptake in tropical eucalypt forest. **Functional Ecology**, v. In press, p. 1–11, 2016.

DA ROCHA, H. R.; MANZI, A. O.; CABRAL, O. M.; MILLER, S. D.; GOULDEN, M. L.; SALESKA, S. R.; COUPE, N. R.; WOFSY, S. C.; BORMA, L. S.; ARTAXO, R.; VOURLITIS, G.; NOGUEIRA, J. S.; CARDOSO, F. L.; NOBRE, A. D.; KRUIJT, B.; FREITAS, H. C.; VON RANDOW, C.; AGUIAR, R. G.; MAIA, J. F. Patterns of water and heat flux across a biome gradient from tropical forest to savanna in Brazil. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 114, n. 1, p. 1–8, 2009.

DE MORAES, J. M.; SCHULER, A. E.; DUNNE, T.; FIGUEIREDO, R. de O.; VICTORIA, R. L. Water storage and runoff processes in plinthic soils under forest and pasture in eastern Amazonia. **Hydrological Processes**, v. 20, n. 12, p. 2509–2526, 15 ago. 2006.

DIAS, L. C. P.; MACEDO, M. N.; COSTA, M. H.; COE, M. T.; NEILL, C. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 4, n. PB, p. 108–122, 2015.

FACCO, A. G.; RIBEIRO, A.; PRUSKI, F. F.; MONTEIRO, W. C.; LEITE, F. P.; ANDRADE, R. G.; COSTA DE MENEZES, S. J. M. da. Técnicas de geoinformação para estimativa do balanço hídrico em eucalipto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 9, p. 1243–1250, 2012.

FARLEY, K. A.; JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. **Global Change Biology**, v. 11, n. 10, p. 1565–1576, 2005.

FERRAZ, S. F. B.; LIMA, W. P.; RODRIGUES, C. B. Managing forest plantation landscapes for water conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 58–66, ago. 2013.

FUJIEDA, M.; KUDOH, T.; CICCIO, V.; CALVARCHO, J.L. Hydrological processes at two subtropical forest catchments: the Serra do Mar, São Paulo, Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 196, p. 26–46, 1997.

GIAMBELLUCA, T. W.; SCHOLZ, F. G.; BUCCI, S. J.; MEINZER, F. C.; GOLDSTEIN, G.; HOFFMANN, W. A.; FRANCO, A. C.; BUCHERT, M. P. Evapotranspiration and energy balance of Brazilian savannas with contrasting tree density. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 149, n. 8, p. 1365–1376, 2009.

GONÇALVES, J. L. de M.; ALVARES, C. A.; HIGA, A. R.; SILVA, L. D.; ALFENAS, A. C.; STAHL, J.; FERRAZ, S. F. de B.; LIMA, W. de P.; BRANCALION, P. H. S.; HUBNER, A.; BOUILLET, J.-P. D.; LACLAU, J.-P.; NOUVELLON, Y.; EPRON, D. Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 6–27, ago. 2013.

HÖLSCHER, D.; SÁ, T. D. A.; BASTOS, T. X.; DENICH, M.; FÖLSTER, H. Evaporation from young secondary vegetation in eastern Amazonia. **Journal of Hydrology**, v. 193, p. 293–305, 1997.

HUBBARD, R. M.; STAPE, J.; RYAN, M. G.; ALMEIDA, A. C.; ROJAS, J. Effects of irrigation on water use and water use efficiency in two fast growing *Eucalyptus* plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 9, p. 1714–1721, 2010.

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES - IBÁ. **Relatório IBÁ 2015**. Indústria Brasileira de Árvores, 64p. 2015. Disponível em http://iba.org/images/shared/iba_2015.pdf

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES - IBÁ. **Relatório IBÁ 2016**. Indústria Brasileira de Árvores, 100p. 2016. Disponível em <http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2016_.pdf>

IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). **Mapa de biomas do Brasil**. Brasília: MMA; IBAMA, 2004. Escala 1: 5.000.000

JACKSON, R. B.; JOBBAGY, E. G.; AVISSAR, R.; ROY, S. B.; BARRETT, D. J.; COOK, C. W.; FARLEY, K. A.; LE MAITRE, D. C.; MCCARL, B. A.; MURRAY, B. C.; JACKSON, R. B.; JOBBAGY, E. G.; ROY, S. B.; BARRETT, D. J.; COOK, C. W.; FARLEY, K. A.; MAITRE, D. C.; MCCARL, B. A.; MURRAY, B. C. Trading water for Carbon with biological Carbon sequestration. **Science**, v. 310, n. 5756, p. 1944–1947, 2005.

JÜRGENSEN, C.; KOLLERT, W.; LEBEDYS, A. Assessment of industrial roundwood production from planted forests. **FAO Planted Forests and Trees Working Paper**, v. FP/48/E, n. 48, p. 40, 2014. Disponível em: <<http://www.fao.org/forestry/plantedforests/67508@170537/en/>>.

KLINGE, R.; SCHMIDT, J.; FOLSTER, H. Simulation of water drainage of a rain forest and forest conversion plots using a soil water model. **Journal of Hydrology**, v. 246, n. 1–4, p. 82–95, 2001.

KUCZERA, G. Prediction of water yield reductions following a bushfire in ash mixed species eucalypt forest. **Journal of Hydrology**, v. 94, p.215–236, 1987.
LACLAU, J.-P.; DA SILVA, E. A.; LAMBAIS, R. G.; BERNOUX, M.; LE MAIRE, G.; STAPE, J. L.; BOUILLET, J.-P.; GONÇALVES, J. L. D. M.; JOURDAN, C.; NOUVELLON, Y. Dynamics of soil exploration by fine roots down to a depth of 10 m throughout the entire rotation in *Eucalyptus grandis* plantations. **Frontiers in plant science**, v. 4, n. July, p. 243, 2013.

LARA, A.; LITTLE, C.; URRUTIA, R.; MCPHEE, J.; ÁLVAREZ-GARRETÓN, C.; OYARZÚN, C.; SOTO, D.; DONOSO, P.; NAHUELHUAL, L.; PINO, M.; ARISMENDI, I. Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 4, p. 415–424, 2009.

LAWRENCE, D.; VANDECAR, K. The impact of tropical deforestation on climate and links to agricultural productivity. **Nature Publishing Group**, v. 5, n. 2, p. 27–36, 2015.

LEOPOLDO, P. R.; FRANKEN, W. K.; NOVA, N. A. V. Real evapotranspiration and transpiration through a tropical rain forest in central Amazônia as estimated by the water balance method. **Forest Ecology and Management**, v. 73, p. 185–1995, 1995.

LESACK, L. F. W. Water-balance and hydrologic characteristics of a rain-forest catchment in the Central Amazon Basin. **Water Resources Research**, v. 29, n. 3, p. 759–773, 1993.

LIMA, W.P. Efeitos hidrológicos do manejo de florestas plantadas. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. **As florestas plantadas e a água – implementando o conceito de microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos. Rima, 2006, p.9-28

LIMA, W.P. **A silvicultura e a água: ciência, dogmas, desafios**. Rio de Janeiro, Instituto BioAtlântica, 64p., 2010. Disponível em: www.dialogoflorestal.org.br/download.php?codigoArquivo=637

LITTLE, C.; CUEVAS, J. G.; LARA, A.; PINO, M.; SCHOENHOLTZ, S. Buffer effects of streamside native forests on water provision in watersheds dominated by exotic forest plantations. **Ecohydrology**, v. 8, n. 7, p. 1205–1217, 2014.

NEARY, D. Long-term forest paired catchment studies: what do they tell us that landscape-level monitoring does not? **Forests**, v. 7, n. 8, p. 164, 2016.

OLIVEIRA, R. S.; BEZERRA, L.; DAVIDSON, E. A.; PINTO, F.; KLINK, C. A.; NEPSTAD, D. C.; MOREIRA, A. Deep root function in soil water dynamics in Cerrado savannas of central Brazil. **Functional Ecology**, v. 19, n. 4, p. 574–581, 2005.

PAYN, T.; CARNUS, J. M.; FREER-SMITH, P.; KIMBERLEY, M.; KOLLERT, W.; LIU, S.; ORAZIO, C.; RODRIGUEZ, L.; SILVA, L. N.; WINGFIELD, M. J. Changes in planted forests and future global implications. **Forest Ecology and Management**, v. 352, p. 57–67, 2015.

SALEMI, L. F.; GROPPPO, J. D.; TREVISAN, R.; DE MORAES, J. M.; DE BARROS FERRAZ, S. F.; VILLANI, J. P.; DUARTE-NETO, P. J.; MARTINELLI, L. A. Land-use change in the Atlantic rainforest region: Consequences for the hydrology of small catchments. **Journal of Hydrology**, v. 499, n. March, p. 100–109, 2013.

SCOTT, D. F. On the hydrology of industrial timber plantations. **Hydrological Processes**, v. 19, n. 20, p. 4203–4206, 2005.

SCOTT, D. F.; LESCH, W. Streamflow responses to afforestation with *Eucalyptus grandis* and *Pinus patula* and to felling in the Mokobulaan experimental catchments, South Africa. v. 199, p. 360–377, 1997.

SCOTT, D. F.; PRINSLOO, F. W. Longer-term effects of pine and eucalypt plantations on streamflow. **Water Resources Research**, v. 45, n. 7, p. 1–8, 2008.

SHUTTLEWORTH, W. J. Evaporation from Amazonian Rainforest. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 233, n. 1272, p. 321–346, 1988.

SOARES, J. V.; ALMEIDA, A. C. Modeling the water balance and soil water fluxes in a fast growing Eucalyptus plantation in Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 253, p. 130–147, 2001.

SOMMER, R.; SÁ, T. D. D. A.; VIELHAUER, K.; ARAÚJO, A. C. De; FÖLSTER, H.; VLEK, P. L. G. Transpiration and canopy conductance of secondary vegetation in the eastern Amazon. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 112, n. 2, p. 103–121, 2002.

STAPE, J. L.; BINKLEY, D.; RYAN, M. G. *Eucalyptus* production and the supply, use and efficiency of use of water, light and nitrogen across a geographic gradient in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 193, n. 1–2, p. 17–31, 2004.

STAPE, J. L.; BINKLEY, D.; RYAN, M. G.; FONSECA, S.; LOOS, R. A.; TAKAHASHI, E. N.; SILVA, C. R.; SILVA, S. R.; HAKAMADA, R. E.; FERREIRA, J. M. de A.; LIMA, A. M. N.; GAVA, J. L.; LEITE, F. P.; ANDRADE, H. B.; ALVES, J. M.; SILVA, G. G. C.; AZEVEDO, M. R. The Brazil Eucalyptus Potential Productivity Project: Influence of water, nutrients and stand uniformity on wood production. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 9, p. 1684–1694, 2010.

SWANN, A. L. S.; LONGO, M.; KNOX, R. G.; LEE, E.; MOORCROFT, P. R. Future deforestation in the Amazon and consequences for South American climate. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 214–215, p. 12–24, 2015.

VAN DIJK, A. I. J. M.; KEENAN, R. J. Planted forests and water in perspective. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1–2, p. 1–9, 2007.

VERTESSY, R. A.; WATSON, F. G. R.; O'SULLIVAN, S. K. Factors determining relations between stand age and catchment water balance in mountain ash forests. **Forest Ecology and Management**, v. 143, n. 1–3, p. 13–26, 2001.

VITAL, A.R.T.; LIMA, W.P.; CAMARGO, F.R.A. Efeitos do corte raso de plantação de *Eucalyptus* sobre o balanço hídrico, a qualidade da água e as perdas de solo e de nutrientes em uma microbacia no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Forestalis**, n. 55, p. 5–16, 1999.

VOURLITIS, G. L.; DE SOUZA NOGUEIRA, J.; DE ALMEIDA LOBO, F.; PINTO, O. B. Variations in evapotranspiration and climate for an Amazonian semi-deciduous forest over seasonal, annual, and El Niño cycles. **International Journal of Biometeorology**, p. 217–230, 2015.

ZHANG, L.; DAWES, W. R.; WALKER, G. R. Response of Mean Annual Evapotranspiration to Vegetation changes at Catchment Scale. **Water Resources**, v. 37, n. 3, p. 701–708, 2001.

Anexo 2A - Sumário dos estudos científicos realizados em florestas plantadas de *Eucalyptus* que apresentaram os componentes do balanço hídrico em escala anual

Referência	Localização	Método	Idade da floresta	P (mm)	Q (mm)	ET (mm)	Q/P	Área total (ha)	Floresta plantada (%)	Vegetação Nativa (%)
Almeida, Ribeiro e Leite (2013)	Antônio Dias - MG	MB	6	1123	147	976 ^a	0,13	40	78	22
Almeida et al. (2007)	Aracruz - ES	MB	2	1020	20	1000 ^a	0,02	286	66,4	30,1
			3	1272	31	1241 ^a	0,02			
			4	979	11	968 ^a	0,01			
			5	1507	67	1440 ^a	0,04			
			6	643	0	643 ^a	0,00			
			7	1461	106	1355 ^a	0,07			
			Média	1147	39	1108	0,03			
Cabral et al., (2010)	Luis Antonio - SP	TF	2	1377	253 ^b	1124	0,18			
			3	1280	45 ^b	1235	0,04			
			Média	1329	149	1180	0,11			
Facco et al. (2012)	Antonio Dias - MG	MB	3	1545	508	1037 ^a	0,33	40	78	22
			4	1387	347	1040 ^a	0,25			
			Média	1466	428	1039	0,29			
Ferraz, Lima e Rodrigues (2013)	Itatinga - SP	MB	12	1482	305	1177 ^a	0,21	68,24	87,5	12,5
			13	1960	593	1367 ^a	0,30			
			14	1528	649	879 ^a	0,42			
			15	1402	423	979 ^a	0,30			
			16	1493	458	1035 ^a	0,31			
			17	1571	430	1141 ^a	0,27			
			1	1967	930	1038 ^a	0,47			
			2	1333	635	698 ^a	0,48			
			3	1141	385	757 ^a	0,34			
			4	1392	391	1002 ^a	0,28			
			5	1318	285	1033 ^a	0,22			
			6	1243	235	1007 ^a	0,19			
			Média	1486	476	1009	0,32			
Salemi et al. (2013)	São Luís do Paraitinga - SP	MB	4	1290	496	794	0,38	35,5	65,0	35,0
			5	1885	875	1010	0,46			
			Média	1588	685,5	902	0,42			
Soares e Almeida (2001)	Aracruz - ES	MB	9	1396	51 ^b	1345	0,04	286	66,4	30,1
Vital, Lima e Camargo (1999)	Santa Branca - SP	MB	1	1675	264	1411	0,16	7	96,7	3,3
			2	1043	333	710	0,32			
			3	1343	153	1190	0,11			
			4	1634	99	1535	0,06			
			5	1077	133	944	0,12			
			6	1362	28	1334	0,02			
			7	1170	5	1165	0,00			
			1	1311	114	1197	0,09			
			Média	1327	141	1186	0,11			

Onde: ^a ET = P-Q; ^b Q = P-ET; MB = microbacia hidrográfica; TF = torre de fluxo

Anexo 2B - Sumário dos estudos científicos realizados em vegetação nativa e que apresentaram os componentes do balanço hídrico em escala anual

(continua)

Referência	Localização	Método	Tipo de vegetação	P (mm)	Q (mm)	ET (mm)	Latitude / Longitude
Borma et al. (2009)	Caseara - TO	TF	Transição Floresta Amazônica e Cerrado	1692	331 ^b	1361	09°49'16,1"S / 50°08'55,3"W
				1471	153 ^b	1318	
				1914	597 ^b	1317	
				Média	1692	360	
Dias et al. (2015)		MB1a (840ha)	Transição Floresta Amazônica e Cerrado	1301	238	1063 ^a	13°9'12"S a
		MB1b (1270ha)		1301	46	1255 ^a	12°41'40"S /
		MB1c (520ha)		1301	79	1223 ^a	52°23'30"W a
		MB2 (1520ha)		1301	416	885 ^a	52°18'50"W
Fujieda et al. (1997)	Cunha-SP	MB_A (56ha)	Mata Atlântica	2584	755 ^b	1828	23°13'S / 45°01'W
				1852	506 ^b	1346	
				3113	391 ^b	2722	
				2379	1196 ^b	1183	
				2602	637 ^b	1965	
				2191	599 ^b	1592	
				2466	941 ^b	1526	
				1867	669 ^b	1199	
		MB_B (36,7ha)	Mata Atlântica	2260	482 ^b	1778	
				1877	643 ^b	1234	
				Média	2319	682	1637
				2000	532 ^b	1468	
				2166	652 ^b	1514	
				1756	562 ^b	1195	
				2070	462 ^b	1608	
				1715	561 ^b	1154	
		Média	1941	554	1388		
Giambelluca et al. (2009)	TF	Cerrado denso	1440	617 ^b	823	15°56'S /	
		Campo cerrado	1440	751 ^b	689	47°53'W	
Holscher et al. (1997)		MMIC	Floresta Amazônica - Veg. secundária (2,5 anos)	1819	455	1364	01°11,5'S / 47°35,8'W
Klinge et al. (2001)	Belém - PA	modelo SiVlow	Floresta Amazônica - Veg. primária	2479	1130 ^b	1349	
Leopoldo et al. (1995)	Manaus - AM	MB (130ha)	Floresta Amazônica	2312	780	1532	03°08'S / 60°02'W
				2365	909	1456	
				1949	458,7	1491	
				Média	2209	716	
Lesack (1993)		MB (23,4ha)	Floresta Amazônica - Veg. primária	2870	1650	1120	03°15'S / 60°34'W
Moraes et al. (2006)	Paragominas-PA	MB (0,33ha)	Floresta Amazônica - Veg. Secundária	1869	41	1828 ^a	02°59'S / 47°31'W
				2032	63	1969 ^a	
				1790	46	1744 ^a	
				1384	43	1341 ^a	
				Média	1769	48	

Anexo 2B - Sumário dos estudos científicos realizados em vegetação nativa e que apresentaram os componentes do balanço hídrico em escala anual

(conclusão)

Referência	Localização	Método	Tipo de vegetação	P (mm)	Q (mm)	ET (mm)	Latitude / Longitude
Salemi et al. (2013)	São Luiz do Paraitinga - SP	MB (11,5ha)	Mata Atlântica	1717	681	1036	23°24'53,9"S 45°15'04,0"W
				3003	1433	1570	
				Média	2360	1057	1303
Sommer et al. (2002)	Igarapé-Açu - PA	método BREB	Floresta Amazônica - Veg. secundária (3,5 anos)	1954	533 ^b	1421	01°11,6'S / 47°34,15'W
Shuttleworth (1988)	Manaus - AM	MMIC	Floresta Amazônica - Veg. primária	2635	1323 ^b	1312	02°57'S / 59°57'W
Vourlitis et al. (2015)	Sinop - MT	TF	Floresta Amazônica	1999	990 ^b	1009	11°24,75'S / 55°19,50'W
				2006	988 ^b	1018	
				1861	853 ^b	1008	
				2645	1703 ^b	942	
				2155	1221 ^b	934	
				2253	1345 ^b	908	
				2040	1098 ^b	942	
				Média	2137	1171	966

Onde: ^a ET = P-Q; ^b Q = P-ET; TF = torre de fluxo; MMIC = modelo micrometeorológico; MB = microbacia hidrográfica; BREB ("Bowen ratio energy balance").

3 EFEITOS DO MANEJO DE FLORESTAS PLANTADAS DE *EUCALYPTUS* SOBRE O REGIME HIDROLÓGICO DE MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS

Resumo

Florestas plantadas de *Eucalyptus* ocupam 5,6 milhões de hectares no Brasil e pouco mais de 970 mil hectares (17%) se localizam no Estado de São Paulo. A presença e a expansão das áreas com florestas plantadas geram preocupações e questionamentos por parte de diferentes setores da sociedade em relação aos efeitos desses plantios sobre os recursos hídricos. Assim, o objetivo deste estudo foi dimensionar os efeitos da colheita florestal e do crescimento de florestas plantadas de *Eucalyptus* sobre o regime hidrológico de quatro microbacias hidrográficas por meio da avaliação de alterações nos valores anuais e sazonais de rendimento hídrico (razão entre deflúvio e precipitação – Q:P), índice de escoamento base (BFI) e coeficiente de escoamento (Ca), e de alterações nos valores diários de percentis extraídos de curvas de permanência de deflúvio. Para tanto, os dados hidrológicos registrados nas microbacias hidrográficas foram utilizados para a obtenção de valores médios. Para avaliar os efeitos da colheita florestal foram comparados os dados médios obtidos no primeiro ano depois da realização desta operação (DC1) em relação ao ano anterior à realização da colheita (AC) e, para avaliar os efeitos do crescimento foram comparados os dados médios obtidos no quarto ano depois da colheita (DC4), quando a nova floresta estava com idade de quatro anos, em relação ao ano DC1. A análise dos valores anuais, sazonais e diários de precipitação não apresentou diferenças significativas entre os anos AC e DC1 e entre os anos DC1 e DC4. A análise dos valores médios anuais demonstrou que a colheita resultou no aumento do rendimento hídrico (34%), do índice de escoamento base (4%) e do coeficiente de escoamento (21%) no ano DC1 em relação ao ano AC, enquanto que no ano DC4 esses valores diminuíram em 10%, 7% e 2%, respectivamente, em relação ao ano DC1. Os efeitos sobre Q:P e BFI decorrentes da colheita e do crescimento sobre os valores médios sazonais (quatro meses mais chuvosos e quatro meses mais secos) foram semelhantes aos efeitos anuais, com exceção para o BFI dos meses secos que apresentou diminuição de 16% no ano DC1 em relação ao ano AC e aumento de 17% no ano DC4 em relação ao ano DC1. Em relação aos dados diários, a colheita resultou no aumento dos valores médios dos percentis extraídos da curva de permanência de deflúvio entre Q5 e Q90, além do Qmin; enquanto que o crescimento resultou na diminuição dos percentis entre Q5 e Q60, além do Qmin. Em todas as escalas de análise dos parâmetros hidrológicos (anual, sazonal e diária) foram observadas dinâmicas individuais nas microbacias hidrográficas diferentes daquelas observadas nos valores médios, demonstrando, dessa forma, que outros fatores como, por exemplo, precipitação, tipo de solos e declividade média, também podem influenciar o regime hidrológico além do manejo florestal.

Palavras-chave: Colheita florestal; Deflúvio; Rendimento hídrico; Curva de permanência; Eucalipto

Abstract

Eucalyptus forest plantations occupy 5.6 million hectares in Brazil and just over 970,000 hectares (17%) are located in the State of São Paulo. The presence and expansion of forest plantations generate concerns and questions by different sectors of society in relation to effects of these plantations on water resources. The objective of this study was to scale the effects of timber harvesting and growth of *Eucalyptus* forest plantations on hydrological regime of four catchments by assessing changes in annual and seasonal values of discharge/precipitation ratio (Q:P), base flow index (BFI) and quick flow/precipitation ratio (Ca), and changes in daily percentile values extracted from flow duration curves. Therefore, hydrological data recorded in catchments were used to obtain average values. To assess the effects of timber harvesting, we compared the average data obtained in the first year after this operation (DC1) to the previous year, before harvest (AC), and to evaluate the effects of growth, we compared average data found in the fourth year after harvest (DC4), when the new forest was age four, in relation to year DC1. The analysis of annual, seasonal and daily values of precipitation showed no significant differences between years BC and DC1 and between DC1 and DC4. The analysis of average annual values showed that the timber harvesting resulted in increased discharge/precipitation ratio (34%), base flow index (4%) and quick flow/precipitation ratio (21%) in DC1 in relation to AC, while in DC4 these values decreased by 10%, 7% and 2%, respectively, compared to DC1. The effects on discharge/precipitation ratio and base flow index due to timber harvesting and growth on seasonal average values (four wettest months and four driest months) were similar to the annual effects, except for the base flow index of dry months that showed a decrease of 16% in DC1 in relation to AC and 17% increase in DC4 in relation to DC1. Regarding daily data, the forest harvest resulted in higher average values of percentiles derived from flow duration curves between Q5, Q90, and Qmin; while growth has resulted in the decrease in percentiles between Q5, Q60, and Qmin. In all analysis scales of hydrological parameters (annual, seasonal and daily), individual dynamics were observed in different catchments from those observed in the mean values, demonstrating thus that other factors such as, for example, precipitation, soil type and average slope can also influence hydrological regime beyond forest management.

Keywords: Timber harvesting; Water yield; Discharge/precipitation ratio; Flow duration curve; Eucalypt

3.1 Introdução

No Brasil, as florestas plantadas de *Eucalyptus* ocupam uma área de 5,6 milhões de hectares, sendo que pouco mais de 970 mil hectares (17%) se localizam no Estado de São Paulo, o segundo colocado em termos de área plantada (INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES – IBÁ, 2016). Devido principalmente ao valor elevado das terras rurais no sul e sudeste do país, a expansão das áreas com florestas plantadas tem ocorrido em direção a novas regiões, denominadas de novas fronteiras florestais, as quais englobam os Estados do Mato Grosso do Sul, Maranhão, Piauí e Tocantins (GONÇALVES et al., 2013). Não somente a expansão das áreas com florestas plantadas, mas também as áreas mais tradicionalmente utilizadas, localizadas nos Estados de Minas Gerais, São Paulo, Espírito Santo e Bahia, geram preocupações e questionamentos por parte de diferentes setores da sociedade em relação aos efeitos gerados ao meio ambiente em decorrência da implantação e do desenvolvimento dessas florestas, em especial, os efeitos sobre os recursos hídricos.

As preocupações ambientais relativas às florestas plantadas de *Eucalyptus* e os recursos hídricos já foram abordadas em diferentes regiões do mundo como Europa (ROBINSON et al., 2003), África do Sul (SCOTT et al., 2000; SCOTT; PRINSLOO, 2008), Índia (SHARDA et al., 1998), China (SHI et al., 2012; HUANG et al., 2014), Estados Unidos (VANCE et al., 2014), Austrália (ZHANG; ZHAO; BROWN, 2012) e em alguns países da América do Sul, como Brasil (LIMA, 1993), Argentina (ENGEL; JOBBÁGY; STIEGLITZ, 2005; NOSETTO; JOBBÁGY; PARUELO, 2005; NOSETTO et al., 2012), Uruguai (SILVEIRA; ALONSO, 2009) e Chile (LITTLE et al., 2009).

De fato, estudos e amplas revisões demonstraram que a conversão de vegetação de pequeno porte para vegetação de porte florestal pode acarretar em diminuição do deflúvio na escala de microbacias hidrográficas (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001; BROWN et al., 2005; FARLEY; JOBBÁGY; JACKSON, 2005; JACKSON et al., 2005; LANE et al., 2005; ZHANG; ZHAO; BROWN, 2012; BROWN et al., 2013), principalmente devido às diferenças de interceptação e transpiração apresentadas por esses tipos de vegetação. Com relação à conversão de pastagens em florestas plantadas de *Eucalyptus*, Farley, Jobbágy e Jackson (2005) demonstraram que podem ocorrer reduções no deflúvio anual de até 75%, contudo

essas reduções apresentaram valores absolutos maiores em regiões mais úmidas, enquanto que em regiões mais secas as reduções proporcionais foram significativamente maiores, demonstrando assim um efeito mais severo nestes locais. Em microbacias hidrográficas com lençol freático pouco profundo, a conversão de pastagens em florestas plantadas de *Eucalyptus* pode reduzir o nível do lençol freático na estação seca, acarretando diminuições do deflúvio e o surgimento de uma dinâmica intermitente no riacho (RODRÍGUEZ-SOÁREZ et al., 2009).

Uma das características inerentes às florestas plantadas de *Eucalyptus* e que tem sido apontada como um dos principais fatores relacionados à elevada demanda por água, é a alta produtividade (SCOTT, 2005). No Brasil, a produtividade aumentou de pouco mais de 25 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ na década de 70, para um valor em torno de 40 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ por volta do ano de 2010 (GONÇALVES et al., 2013). Além disso, como a maioria das espécies utilizadas em plantações florestais, o *Eucalyptus* foi selecionado e melhorado geneticamente para um rápido crescimento inicial e um pico anual de incremento de madeira em uma idade relativamente jovem (VAN DIJK; KEENAN; 2007), gerando assim, no Brasil, florestas plantadas para a produção de celulose com rotações curtas, entre 6 e 8 anos, e fechamento do dossel ocorrendo normalmente entre 2 e 3 anos (GONÇALVES et al., 2013). O setor florestal brasileiro apresenta a maior produtividade (volume de madeira produzido por área ao ano) e a menor rotação (período entre o plantio e a colheita) do mundo (IBÁ, 2016).

Sucessivas plantações em extensas áreas apresentam potencial de sustentar altas taxas de transpiração comparativamente a espécies de crescimento mais lento (HUBBARD et al., 2010). Somado a este fato, a maximização da produção de madeira envolve que a colheita florestal seja realizada antes de um declínio acentuado de crescimento das árvores, ou seja, ainda em um momento de alta demanda por água (VAN DIJK; KEENAN, 2007). Tais características do manejo de florestas plantadas consideradas de rápido crescimento, como é o caso dos plantios de *Eucalyptus* no Brasil, resultam em interações diferenciadas com os recursos hídricos. De acordo com Scott (2005) florestas plantadas apresentam características hidrológicas específicas.

Alguns estudos já desenvolvidos no Brasil contribuíram com o aumento da compreensão da relação entre as florestas plantadas de *Eucalyptus* e a água, sendo realizados durante um determinado período de crescimento das árvores, englobando

1 ou 2 anos (por exemplo, ALMEIDA; RIBEIRO; LEITE, 2013; CABRAL et al., 2010; SALEMI, et al., 2013). No entanto, são raros estudos que se estendem ao longo de todo um ciclo (ver VITAL; LIMA; CAMARGO, 1999) ou grande parte dele (ver ALMEIDA et al., 2007; FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013; CHRISTINA et al., 2016). Por essa razão, ainda existem lacunas de conhecimento acerca das alterações que o manejo dos plantios florestais pode causar aos recursos hídricos em microbacias hidrográficas, em especial, os efeitos decorrentes da realização da colheita florestal, que se constitui em uma atividade corriqueira, inerente ao manejo de florestas plantadas.

Os efeitos do manejo florestal sobre os recursos hídricos podem ser avaliados por meio da caracterização e do acompanhamento do regime de vazão. A vazão apresenta diversas características ao longo do tempo que podem variar de horas e dias a estações e anos (BAKER et al., 2004). O padrão dessas variações é denominado como o regime de vazão (ou regime hidrológico) de um rio (POFF et al., 1997). A construção de barragens e mudanças no uso do solo constituem as duas principais atividades humanas que podem alterar esse regime (BAKER et al., 2004).

Na escala anual, a clássica razão entre deflúvio (Q) e precipitação (P) (rendimento hídrico) é considerada um parâmetro chave para quantificar os efeitos de mudanças no uso do solo sobre os valores anuais e sazonais do deflúvio (BOGGS et al., 2013). Variações no deflúvio podem ser o resultado de alterações no escoamento direto (Q_d), no escoamento base (Q_b) ou em ambos, e essas alterações podem ser identificadas na escala anual e também sazonalmente (BROWN et al., 2005). Para tanto, podem ser utilizados como parâmetros hidrológicos o índice de escoamento base (BFI), que determina a porcentagem do deflúvio representado pelo escoamento base (GRAYSON et al., 1996) e o coeficiente de escoamento (Ca), que relaciona o quanto da precipitação resultou em escoamento direto (TUCCI, 2000).

Identificar as alterações anuais e sazonais decorrentes de mudanças na vegetação não descreve todos os efeitos sobre os recursos hídricos, sendo também necessária a compreensão de como a vegetação influencia a distribuição das vazões diárias, o que pode ser realizado por meio da curva de permanência da vazão (ou deflúvio) (BROWN et al., 2005; LANE et al., 2005; BROWN et al., 2013). A curva de permanência da vazão (ou deflúvio) fornece um resumo gráfico e estatístico da variabilidade da vazão de um determinado local, e seu formato é determinado

pelo padrão da precipitação, tamanho e as características fisiográficas da microbacia hidrográfica, uso do solo, além de interferências antrópicas diretas sobre os recursos hídricos como, por exemplo, captações de água e reservatórios a montante (SMAKHTIN, 1999). O uso das curvas de permanência permite avaliar ainda os efeitos da mudança da vegetação sobre o pico de vazão e as vazões máximas, representadas por valores de vazão que ultrapassam de 1 a 5% do tempo (BROWN et al., 2005), e sobre as vazões mínimas definidas como qualquer valor de vazão que seja excedida durante 70 a 99% do tempo (SMAKHTIN, 2001).

Diante do acima exposto, este capítulo teve por objetivo geral dimensionar os efeitos da colheita florestal e do crescimento de florestas plantadas de *Eucalyptus* sobre o regime hidrológico na escala de microbacias hidrográficas.

Os objetivos específicos foram:

- Avaliar a ocorrência de mudanças nos valores anuais de rendimento hídrico, índice de escoamento base e coeficiente de escoamento devido à colheita e ao crescimento de florestas plantadas de *Eucalyptus*, na escala de microbacias hidrográficas;
- Avaliar a ocorrência de mudanças nos valores sazonais (meses mais chuvosos e meses mais secos) de rendimento hídrico e índice de escoamento base devido à colheita e ao crescimento de florestas plantadas de *Eucalyptus*, na escala de microbacias hidrográficas;
- Verificar alterações nos valores diários de deflúvio em decorrência da colheita e do crescimento de florestas plantadas de *Eucalyptus*, na escala de microbacias hidrográficas;
- Identificar a existência de relações entre características do manejo (como densidade de estradas, área colhida e área com florestas plantadas) e os valores anuais de rendimento hídrico, índice de escoamento base e coeficiente de escoamento;
- Identificar a existência de relações entre as características físicas das microbacias hidrográficas (como declividade média e área de drenagem) e os valores anuais de rendimento hídrico, índice de escoamento base e coeficiente de escoamento.

3.2 Materiais e métodos

3.2.1 Localização e descrição das microbacias hidrográficas

As microbacias hidrográficas que compõem as áreas experimentais deste estudo fazem parte do programa de Monitoramento e Modelagem de Bacias Hidrográficas (PROMAB), do Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (IPEF). O PROMAB é um programa de pesquisa cooperativo entre o Laboratório de Hidrologia Florestal (LHF), da Escola Superior de Agronomia “Luiz de Queiroz” (ESALQ/USP), e o IPEF. Tal cooperação permite a instalação de microbacias experimentais em áreas privadas de produção florestal, as quais são submetidas às atividades florestais rotineiras, inerentes a este processo produtivo.

As quatro microbacias hidrográficas selecionadas como áreas de estudo apresentam séries históricas de dados que abrangem o ano anterior à colheita florestal, denominado de “AC”, e os quatros anos posteriores à realização desta operação, denominados, sequencialmente, de “DC1”, “DC2”, “DC3” e “DC4”.

As microbacias hidrográficas se localizam no Estado de São Paulo, nos municípios de Luís Antônio (MB1), Espírito Santo do Pinhal (MB2), Anhembi (MB3) e Igaratá (MB4) (Figura 3.1). Considerando a distribuição dos biomas brasileiros na escala 1:5.000.000 (IBGE, 2004) as microbacias hidrográficas MB1, MB2 e MB3 fazem parte do bioma Cerrado e a microbacia hidrográfica MB4 do bioma Mata Atlântica.

Figura 3.1 – Localização das microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4 no Estado de São Paulo e em relação aos biomas brasileiros (IBGE, 2004).

De acordo com a classificação climática de Köppen para o Brasil (ALVARES et al., 2013), as microbacias hidrográficas MB1 e MB2 estão localizadas em regiões de clima classificado como Cwa (clima subtropical úmido, com inverno seco e verão quente), enquanto que a MB3 se encontra em clima Cfa (clima subtropical úmido com estação seca e verão quente) e a MB4 em Cfa/Cfb (clima subtropical úmido com estação seca e verão quente / clima subtropical úmido com estação seca e verão temperado). De acordo com esta classificação, a precipitação média anual esperada para as microbacias hidrográficas é de 1487 mm (MB1), 1453 mm (MB2), 1268 mm (MB3) e 1425 mm (MB4) (ALVARES et al., 2013).

Para a definição dos limites das microbacias hidrográficas MB2, MB3 e MB4 foram adquiridas cartas topográficas do Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC) e vetorizadas as curvas de nível e a hidrografia na escala 1:10.000. Devido à ausência de cartas topográficas para a região na qual a microbacia hidrográfica MB1 está inserida, foram utilizadas informações topográficas disponibilizadas pela empresa florestal proprietária da área, as quais foram comparadas aos valores de altitude obtidos no projeto *Shuttle Radar Topography*

Mission (SRTM) (FARR; KOBRICK, 2000), em sua atual quarta versão (JARVIS *et al.*, 2008).

Para a determinação do uso do solo e da densidade de estradas foram solicitadas as ortofotos dos anos de 2010/2011 à Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano (EMPLASA). Para a checagem das informações obtidas foram utilizadas as imagens de satélite disponíveis no Google Earth e na base de dados do programa ArcGis 10.3 (ANEXOS 3A e 3B). Assim, nas Figuras 3.2, 3.3, 3.4 e 3.5 são apresentadas as diferentes distribuições do uso do solo nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4, respectivamente. As microbacias hidrográficas MB1 e MB2 apresentaram mudanças no uso do solo entre os anos AC e DC1, representadas pela redução da área com florestas plantadas de *Eucalyptus* e do comprimento total de estradas. Os valores dos diferentes usos do solo (em ha e %), área colhida, área total e declividade média de cada microbacia hidrográfica podem ser observados na Tabela 3.1, enquanto que na Tabela 3.2 constam os valores de comprimento total (Km) e da densidade de estradas ($m\ ha^{-1}$).

Figura 3.2 – Distribuição do uso do solo na microbacia hidrográfica MB1 no ano anterior à colheita florestal (AC) e no primeiro ano depois da colheita (DC1).

Figura 3.3 – Distribuição do uso do solo na microbacia hidrográfica MB2 no ano anterior à colheita florestal (AC) e no primeiro ano depois da colheita (DC1).

Figura 3.4 – Distribuição do uso do solo na microbacia hidrográfica MB3.

Figura 3.5 – Distribuição do uso do solo na microbacia hidrográfica MB4.

Tabela 3.1 – Principais características e distribuição do uso solo nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4.

Características	Microbacias hidrográficas					
	MB1		MB2		MB3	MB4
Área Total (ha)	470,1		86,6		533,7	125,7
Declividade média (%)	6,8		14,3		9,6	22,5
Idade em AC (anos)	6		7		7	6
Fluxo de água	perene		intermitente		perene	perene
Uso do solo (ha)	AC⁽¹⁾	DC1⁽²⁾	AC⁽¹⁾	DC1⁽²⁾	AC⁽¹⁾	AC⁽¹⁾
Florestas plantadas	430,0	379,0	75,4	50,5	351,1	74,6
Áreas de conservação	35,7	86,7	11,0	35,9	173,2	50,2
Outros usos	4,4	4,4	0,0	0,0	8,7	0,7
Represa	0,0	0,0	0,2	0,2	0,8	0,3
Área colhida	430,0	-	75,4	-	351,1	50,3
Uso do solo (%)	AC⁽¹⁾	DC1⁽²⁾	AC⁽¹⁾	DC1⁽²⁾	AC⁽¹⁾	AC⁽¹⁾
Florestas plantadas	91,5	80,6	87,1	58,3	65,8	59,3
Áreas de conservação	7,6	18,4	12,7	41,5	32,5	39,9
Outros usos	0,9	0,9	0,0	0,0	1,6	0,6
Represa	0,0	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2
Área colhida	91,5	-	87,1	-	65,8	40,0

⁽¹⁾ AC = um ano antes da colheita florestal

⁽²⁾ DC1 = primeiro ano depois da colheita florestal

Tabela 3.2 – Densidade de estradas (m ha⁻¹) em relação à área total (AT) e às áreas com florestas plantadas (FP), e comprimento total (km) de estradas nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4.

Características das estradas	Microbacias hidrográficas					
	MB1		MB2		MB3	MB4
Densidade (m ha⁻¹)	AC⁽¹⁾	DC1⁽²⁾	AC⁽¹⁾	DC1⁽²⁾	AC⁽¹⁾	AC⁽¹⁾
em relação à AT	49,6	45,2	81,5	72,3	45,4	64,6
em relação às FP	54,2	56,1	93,5	124,1	69,0	109,0
Comprimento total (km)	23,3	21,3	7,1	6,3	24,2	8,1

⁽¹⁾ AC = um ano antes da colheita florestal

⁽²⁾ DC1 = primeiro ano depois da colheita florestal

O acesso a informações relacionadas às características dos plantios como, por exemplo, espaçamento, diversidade de clones e produtividade, não foi possível, provavelmente por constituírem informações consideradas estratégicas. Da mesma

forma, a única informação relativa à colheita florestal é que esta atividade foi mecanizada. De uma maneira simplificada, neste tipo de atividade podem ser utilizados para o corte das árvores e para as operações de arraste e baldeio da madeira, o conjunto de equipamentos *Harvester* e *Forwarder* ou *Feller Buncher* e *Skidder* (WILCKEN et al., 2008), porém a escolha do conjunto de equipamentos varia de acordo com as características locais e condições econômicas de cada empresa. Ainda em relação ao manejo florestal, após a realização da colheita, nas microbacias hidrográficas MB1, MB2 e MB3 foram implantados novos povoamentos florestais, enquanto que na microbacia hidrográfica MB4 foi realizada a condução do crescimento dos brotos (talhadia).

De acordo com o mapa geológico elaborado pelo Serviço Geológico Brasileiro (CPRM, 2006) na escala 1:750.000, as microbacias hidrográficas MB1, MB2 e MB3 encontram-se sobre rochas sedimentares pertencentes, respectivamente, às formações Depósitos Colúvio-Eluvionares, Aquidauana e Piramboia. O terço superior da microbacia hidrográfica MB4 encontra-se sobre rochas ígneas e formação Granito Morro Azul/Igaratá; o terço médio sobre rochas ígneas metamórficas e formação São Roque/Boturuna; e o terço inferior sobre rochas metamórficas e formação Paragnáissica (CPRM, 2006).

As informações referentes ao tipo de solo foram fornecidas pelas empresas florestais responsáveis pelas áreas. Normalmente, o levantamento dos diferentes tipos de solo é realizado de forma detalhada ou semi-detalhada, e embasa recomendações técnicas de manejo, principalmente no tocante à adubação e às operações de preparo de solo e colheita. A distribuição dos diferentes tipos de solo está disponível para a área total apenas da microbacia hidrográfica MB2, enquanto que as demais apresentam porções com ausência dessa informação e que representam as áreas destinadas à conservação, ou seja, áreas de preservação permanente e reserva legal obrigatórias por lei (Tabela 3.3).

Tabela 3.3 – Distribuição dos tipos de solos nas microbacias hidrográficas.

Microbacias hidrográficas	Solos⁽¹⁾	ha	%
MB1	Neossolo Quartzarênico	386,1	82
	Latossolo Vermelho	12,8	3
	Ausência de informação ⁽²⁾	71,1	15
MB2	Cambissolo	55,1	64
	Argissolo Vermelho	24,9	29
	Latossolo Vermelho	6,6	8
MB3	Neossolo Quartzarênico	308,8	58
	Argissolo Vermelho Amarelo	35,0	7
	Ausência de informação ⁽²⁾	189,9	36
MB4	Cambissolo Háplico	74,6	59
	Ausência de informação ⁽²⁾	51,1	41

⁽¹⁾ As informações referentes aos tipos de solo de cada microbacia hidrográfica foram fornecidas pelas empresas florestais responsáveis pelas áreas

⁽²⁾ As áreas com ausência de informação sobre solos referem-se às áreas de preservação permanente e reserva legal previstas por lei

3.2.2 Coleta de dados hidrológicos

Para a obtenção dos dados de vazão, no exutório de cada microbacia hidrográfica foi construído um vertedor para a medição e registro contínuo da altura da lâmina d'água, a qual foi transformada em valor de vazão por meio da aplicação de equações específicas, elaboradas no projeto técnico de cada vertedor ou conjunto de vertedores. Na microbacia hidrográfica MB1 foi construído um vertedor do tipo triangular de 90°, conjuntamente com um vertedor retangular auxiliar; na microbacia hidrográfica MB2 um vertedor triangular com ângulo de 150°; na microbacia hidrográfica MB3 um vertedor composto de 135° e um tubo de 51 mm para o registro das baixas vazões; e na microbacia hidrográfica MB4 um vertedor composto de 120° e um tubo de 35 mm para o registro das baixas vazões (ANEXO 3C).

O registro e armazenamento dos dados de altura da lâmina d'água foram realizados em intervalos regulares de quinze minutos em todos os vertedores. Para tanto, foram instalados transdutores de pressão e *datalogger* da marca *Campbell Scientific* nas microbacias hidrográficas MB1 (modelos CS540 e CR510), MB2 (modelos CS450 e CR500) e MB4 (modelos CS450 e CR510). Os registros de cota

na microbacia hidrográfica MB3 foram obtidos por meio de um *Barologger* e um *Levellogger* da marca *Solinst* (modelo 3001). Para a checagem do funcionamento dos equipamentos de medição, em cada microbacia hidrográfica foi instalada uma régua linimétrica próxima ao vertedor (ANEXO 3C). Assim, sempre que os dados eram extraídos dos equipamentos, a altura da lâmina d'água lida na régua era comparada ao valor registrado pelos equipamentos.

A medição dos valores de precipitação também foi realizada em intervalos regulares de quinze minutos por meio da instalação de pluviógrafos nas microbacias hidrográficas. Na microbacia hidrográfica MB1 foi instalado um pluviógrafo da marca *Texas Electronics* (modelo TR-525M-R3), nas microbacias hidrográficas MB2 e MB4 da marca *Hydrological Services*, e na microbacia hidrográfica MB3 da marca *Solinst*.

Como já descrito, cada microbacia hidrográfica possui uma série histórica de dados com extensão de cinco anos, contudo, somente alguns períodos das séries históricas são coincidentes entre as microbacias hidrográficas (Figura 3.6). Por essa razão, embora cada um dos anos AC, DC1, DC2, DC3 e DC4 possua 12 meses, o período referente a cada um desses anos é diferente para as microbacias hidrográficas.

Figura 3.6 – Extensão total das séries históricas de dados diários de vazão e precipitação obtidos em cada uma das microbacias hidrográficas (MB1, MB2, MB3 e MB4) e extensão de cada um dos cinco anos que compõem as séries, sendo AC o ano anterior à colheita florestal e DC1, DC2, DC3 e DC4, respectivamente o primeiro, o segundo, o terceiro e o quarto ano depois da realização da colheita florestal.

3.2.3 Preenchimento de lacunas de dados

Nas séries históricas de dados de vazão ocorreram algumas lacunas de dados devido a falhas no funcionamento dos equipamentos de medição e/ou armazenamento de dados. O preenchimento dessas lacunas foi realizado somente para períodos contínuos com duração inferior a 60 dias. Períodos maiores foram descartados da análise de dados. Por essa razão, a microbacia hidrográfica MB3 não apresenta valores anuais e sazonais para o ano DC3.

Para o preenchimento das falhas dois métodos foram adotados: o método manual ou o método com base em uma regressão. O método manual foi utilizado para preencher lacunas pequenas (menores do que cinco dias) e em períodos com ausência de precipitação. Para tanto, a diferença obtida entre o último valor de vazão registrado e o próximo registro, era dividida pelo número de dias com falhas, e o valor da fração obtida era somado sucessivamente do primeiro ao último dia do período com falhas. Embora conste um preenchimento manual maior (14 dias) na microbacia hidrográfica MB2, este método somente foi adotado devido à ausência de vazão (período de intermitência da microbacia hidrográfica), ou seja, a lacuna de dados foi preenchida com valor zero. O método de preenchimento por regressão foi utilizado em períodos maiores e com ocorrência de eventos de precipitação. A equação de regressão utilizada em cada período de falhas foi obtida por meio dos dados diários de precipitação e vazão do ano correspondente à falha. Por essa razão, em algumas microbacias hidrográficas mais de uma equação de regressão foi utilizada. Na série histórica de cinco anos de dados foram preenchidos 71 dias na microbacia hidrográfica MB1, 17 dias na microbacia MB2, 84 dias na microbacia MB3 e 31 dias na microbacia MB4. A extensão de cada período de falhas e o método utilizado para o preenchimento se encontram no ANEXO 3D.

3.2.4 Caracterização hidrológica das microbacias hidrográficas

Conforme já explicado, os registros contínuos de altura de lâmina d'água obtidos em cada uma das quatro microbacias hidrográficas deram origem aos dados de vazão ($L s^{-1}$), por meio da aplicação de equações específicas desenvolvidas no projeto técnico de cada vertedor. Para a comparação entre os resultados das microbacias hidrográficas, os dados de vazão média diária foram transformados em valores diários de deflúvio (mm), os quais foram integrados no tempo para obtenção de dados mensais e anuais. Os dados diários de precipitação também foram integrados nessas mesmas escalas temporais.

Neste estudo, a razão entre o deflúvio (Q) e a precipitação (P) foi denominada de *rendimento hídrico* (Q:P), sendo um dos parâmetros utilizados para caracterizar o regime hidrológico das microbacias hidrográficas. Assim, a razão entre o deflúvio anual (Q_{anual}) e a precipitação anual (P_{anual}) deu origem ao valor de rendimento hídrico anual (Q: P_{anual}). Da mesma forma, a razão entre o deflúvio dos quatro meses mais chuvosos (Q_{chuv}) e a precipitação desse período (P_{chuv}), e a razão entre o deflúvio dos quatro meses menos chuvosos (Q_{seco}) e a precipitação do mesmo período (P_{seco}), deram origem ao rendimento hídrico dos meses mais chuvosos (Q: P_{chuv}) e dos meses mais secos (Q: P_{seco}), para cada um dos cinco anos (AC, DC1, DC2, DC3 e DC4) das quatro microbacias hidrográficas. Os parâmetros obtidos para os quatro meses mais chuvosos e para os quatro meses mais secos foram utilizados para caracterizar o regime hidrológico em escala sazonal.

Dando sequência à caracterização do regime hidrológico das microbacias hidrográficas, o filtro digital desenvolvido por Lyne e Hollick (1979) foi adotado, devido à sua ampla aplicação na separação do deflúvio (Q) em escoamento base (Q_b) e escoamento direto (Q_d), em dados diários. Para tanto, foi utilizado um coeficiente de 0,925 e a equação (3.1) em três passos. No primeiro e no terceiro passos foi aplicada a equação (3.1) diretamente sobre os dados no sentido cronológico, enquanto que no segundo passo o termo “ $i + 1$ ” da equação (3.1) foi utilizado no lugar do termo “ $i - 1$ ” e a aplicação da equação foi realizada no sentido cronológico inverso (GRAYSON et al., 1996). O escoamento base (Q_b) foi obtido então pela aplicação da equação (3.2).

$$Q_d(i) = \alpha Q_d(i-1) + (Q(i) - Q(i-1)) \frac{(1+\alpha)}{2} \quad (3.1)$$

Em que (para $Q_d(i) \geq 0$):

$Q_d(i)$ = escoamento direto (mm) no momento “i”;

$Q(i)$ = deflúvio diário (mm) no momento “i”;

$\alpha = 0,925$ (recomendado por Grayson et al. (1996) para dados diários)

$$Q_b = Q - Q_d \quad (3.2)$$

Em que:

Q_b = escoamento base (mm)

Q = deflúvio (mm)

Q_d = escoamento direto (mm)

O índice de escoamento base anual (BFI_{anual}) foi obtido por meio da razão entre o escoamento base anual (Q_{b_anual}) e o deflúvio anual (Q_{anual}) (GRAYSON et al., 1996). Os índices de escoamento base para os quatro meses mais chuvosos (BFI_{chuv}) e para os quatro meses mais secos (BFI_{seco}) foram obtidos pela divisão do escoamento base total dos quatro meses (Q_{b_chuv} e Q_{b_seco}) pelo deflúvio dos meses correspondentes (Q_{chuv} e Q_{seco}).

Por fim, o coeficiente de escoamento anual (Ca) foi obtido por meio da razão entre o escoamento direto anual (Q_{d_anual}) e a precipitação anual (P_{anual}) (TUCCI, 2000).

De forma resumida, para a caracterização do regime hidrológico das microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4 foram obtidos para os anos AC, DC1, DC2, DC3 e DC4 os seguintes parâmetros anuais: precipitação anual (P_{anual}), deflúvio anual (Q_{anual}), rendimento hídrico anual ($Q:P_{anual}$), índice de escoamento base anual (BFI_{anual}) e coeficiente de escoamento anual (Ca), além dos parâmetros sazonais: precipitação (P_{chuv} e P_{seco}), deflúvio (Q_{chuv} e Q_{seco}), rendimento hídrico ($Q:P_{chuv}$ e $Q:P_{seco}$) e índice de escoamento base (BFI_{chuv} e BFI_{seco}) (Figura 3.7), incluindo o valor médio de cada um desses parâmetros para cada microbacia hidrográfica.

Figura 3.7 – Esquema das etapas empregadas nas séries de dados diários de precipitação e deflúvio, dos anos AC, DC1, DC2, DC3 e DC4, para obtenção dos parâmetros anuais e sazonais (destacados em negrito e pelos retângulos com linha tracejada) utilizados na caracterização do regime hidrológico das microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4.

3.2.5 Análise dos efeitos do manejo florestal sobre o regime hidrológico

3.2.5.1 Parâmetros hidrológicos anuais e sazonais

Para avaliar os efeitos da colheita florestal sobre o regime hidrológico foram utilizados os dados referentes aos anos AC e DC1. O ano AC foi adotado como referência por representar, para cada microbacia hidrográfica, a melhor situação em termos de proteção de solo e de ausência de atividades silviculturais, e foi comparado com o primeiro ano depois da realização da colheita florestal (DC1).

De forma semelhante, para avaliar os efeitos do crescimento das florestas plantadas sobre os recursos hídricos foram utilizados os dados referentes aos anos DC1 e DC4. Neste caso, o ano DC1 representa, para cada microbacia hidrográfica, o ano com a maior concentração de atividades silviculturais e menor proteção do solo, devido à remoção da floresta e ao período de desenvolvimento das mudas da nova plantação, enquanto que o ano DC4 representa o período em que o ápice de

crescimento dos plantios e o fechamento do dossel já ocorreram (GONÇALVES et al., 2013).

Os efeitos da colheita (AC x DC1) e do crescimento das florestas plantadas (DC1 x DC4) sobre a dinâmica dos parâmetros anuais e sazonais foram analisados por meio das médias desses parâmetros para os anos AC, DC1 e DC4, considerando os valores obtidos para estes mesmos anos nas microbacias hidrográficas (Figura 3.8a). Assim, por exemplo, para a obtenção do valor médio anual do índice de escoamento base para o ano AC ($BFI'_{\text{anual AC}}$) foram considerados os valores do índice de escoamento base anual (BFI_{anual}) registrados neste ano em cada uma das quatro microbacias hidrográficas e, dessa mesma forma, para os anos DC1 e DC4 (Figura 3.8b).

(a) Esquema geral

(b) Exemplo

Figura 3.8 – (a) Esquema geral para obtenção dos valores médios (MB' média) dos parâmetros hidrológicos anuais e sazonais dos anos AC, DC1 e DC4 por meio dos valores obtidos nas microbacias MB1, MB2, MB3 e MB4. (b) Exemplo da aplicação do esquema geral para a obtenção dos valores médios anuais do índice de escoamento base (BFI'_{anual}) dos anos AC, DC1 e DC4 considerando os valores de BFI_{anual} obtidos para esses anos nas microbacias MB1, MB2, MB3 e MB4.

Por fim, uma vez obtidos os valores médios para todos os parâmetros, foram determinadas as diferenças, em porcentagem, entre os valores médios dos anos AC e DC1, e entre os valores médios dos anos DC1 e DC4.

Um dos desafios na análise de séries temporais em microbacias hidrográficas não pareadas está em se identificar e/ou separar os efeitos decorrentes das modificações do uso do solo dos efeitos decorrentes da variação da precipitação. Para tanto, neste estudo, os valores anuais de precipitação obtidos nas quatro microbacias hidrográficas no ano AC ($n=4$) foram comparados com os valores anuais obtidos no ano DC1 ($n=4$). Da mesma forma, os valores anuais de precipitação referentes ao ano DC1 foram comparados aos valores anuais do ano DC4 ($n=4$). Com relação aos dados de precipitação registrados nos quatro meses mais chuvosos e nos quatro meses mais secos, estes também foram comparados entre os anos AC ($n=16$) e DC1 ($n=16$) e entre os anos DC1 e DC4 ($n=16$). Assim, para identificar a existência de diferenças significativas nos valores de precipitação entre os anos, tanto em relação aos dados anuais, quanto em relação aos dados sazonais, foi realizada análise de variância (ANOVA), após a verificação da normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (teste de Levene) dos dados. Para a detecção de diferenças significativas foi adotado valor de $p < 0,05$. Não sendo encontradas diferenças significativas entre os valores de precipitação as diferenças, em porcentagem, obtidas para os valores médios anuais e sazonais de deflúvio, rendimento hídrico, índice de escoamento base e coeficiente de escoamento foram atribuídas ao manejo florestal (colheita e crescimento da floresta).

As análises estatísticas foram realizadas no programa estatístico livre *Past* versão 3.12.

3.2.5.2 Parâmetros hidrológicos diários – curvas de permanência

Para um melhor entendimento dos efeitos do manejo florestal sobre o regime hidrológico foram elaboradas curvas de permanência (ou curvas de duração) para os anos AC, DC1 e DC4 de cada uma das microbacias hidrográficas. As curvas de permanência apresentam um caráter probabilístico, pois relacionam os valores diários de deflúvio com a porcentagem de tempo em que estes serão igualados ou superados, e são elaboradas por meio do ordenamento das séries históricas (LANE et al., 2005).

Uma vez obtidas as curvas de permanência do deflúvio, foram extraídos dos anos AC, DC1 e DC4 os valores máximos ($Q_{\max}$) e mínimo ($Q_{\min}$), os valores do primeiro (Q_1) e do quinto (Q_5) percentil, além dos valores do primeiro (Q_{10}) ao nono

(Q_{90}) decil. Os valores de Q_5 , Q_{20} e Q_{90} , por exemplo, representam os valores de deflúvio que são igualados ou excedidos em, respectivamente, 5%, 20% e 90% do tempo na curva de permanência. Cada um dos valores extraídos da curva de permanência do ano DC1 foi comparado ao seu valor correspondente na curva de permanência do ano AC, e as diferenças transformadas em porcentagem. O mesmo foi realizado entre as curvas de permanência de deflúvio dos anos DC1 e DC4, sendo as diferenças transformadas em porcentagem, adotando-se o ano DC1 como referência. Esse procedimento foi realizado para as quatro microbacias hidrográficas estudadas.

Ao final, foi calculado um valor médio para os anos AC, DC1 e DC4 de cada valor extraído da curva de permanência ($Q'_{\max}$, $Q'_{\min}$, Q'_1 , Q'_5 , Q'_{10} , Q'_{20} , Q'_{30} , Q'_{40} , Q'_{50} , Q'_{60} , Q'_{70} , Q'_{80} , Q'_{90}), seguindo o mesmo esquema apresentado na Figura 3.8, e as diferenças entre os valores médios dos anos AC e DC1 e entre os anos DC1 e DC4 foram obtidas em porcentagem.

As curvas de permanência também foram utilizadas para avaliar a precipitação diária registrada nos anos AC, DC1 e DC4 (MOLINA et al., 2012). Assim, foram extraídos das curvas de permanência os valores de precipitação que igualavam ou excediam 5%, 10%, 15%, 20%, 25%, 30% e 35% do tempo, sendo representados, respectivamente, por P_5 , P_{10} , P_{15} , P_{20} , P_{25} , P_{30} e P_{35} , além do valor diário máximo de precipitação ($P_{\max}$) registrado em cada ano. O valor de 35% foi adotado como limite, pois algumas microbacias hidrográficas e/ou alguns anos apresentaram mais de 60% do tempo com ausência de precipitação. O conjunto de percentis de precipitação obtido nas quatro microbacias hidrográficas nos anos AC ($n=32$) foi comparado ao conjunto de percentis de precipitação obtidos nos anos DC1 ($n=32$). Da mesma forma, o conjunto de percentis dos anos DC1 foi comparado ao conjunto de percentis dos anos DC4 ($n=32$). A existência de diferenças estatísticas entre os conjuntos de percentis de precipitação foi avaliada por meio do teste não paramétrico Mann-Whitney, após a verificação de ausência de distribuição normal e homocedasticidade (testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente). O resultado dessa avaliação foi expresso como significativo quando $p < 0,05$.

3.2.6 Análise dos efeitos de características específicas do manejo florestal e das microbacias hidrográficas sobre os parâmetros hidrológicos anuais

Por fim, para avaliar a existência de correlações entre características do manejo florestal e características físicas das microbacias hidrográficas em relação aos valores anuais de rendimento hídrico, BFI e coeficiente de escoamento foram utilizados os dados relativos aos anos DC1 e DC4, por estes apresentarem a mesma distribuição de uso do solo. Para tanto, a densidade de estradas (m ha^{-1}), a área colhida em DC1 (%), a área com florestas plantadas de *Eucalyptus* no ano DC4 (ha), a declividade média (%) e a área de drenagem (ha) de cada uma das quatro microbacias hidrográficas foram relacionadas com os valores anuais de rendimento hídrico, BFI e coeficiente de escoamento para verificar a existência de correlações lineares, utilizando-se o algoritmo dos mínimos quadrados ordinários (*Ordinary Least Square* – OLS). Para cada equação linear foi apresentado o coeficiente de correlação de Pearson ao quadrado (r^2) e adotado um nível de significância de $p < 0,05$. As análises estatísticas também foram realizadas no programa estatístico livre *Past* versão 3.12.

3.3 Resultados

3.3.1 Características hidrológicas das microbacias hidrográficas

As séries históricas completas dos dados diários, mensais e anuais de precipitação e deflúvio, para os anos AC, DC1, DC2, DC3 e DC4, das microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4, podem ser observadas, respectivamente, nos ANEXOS 3E, 3F, 3G e 3H.

Precipitação e deflúvio diários e mensais

Considerando os cinco anos de dados registrados em cada microbacia hidrográfica, os valores máximos e médios diários de deflúvio apresentaram mais semelhanças entre as microbacias hidrográficas MB1 e MB3 comparativamente às microbacias hidrográficas MB2 e MB4 (Tabela 3.4). As microbacias hidrográficas apresentaram ainda valores médios diários de precipitação entre 3,2 mm (MB3) e 4,4 mm (MB2) e valores máximos diários entre 73,1 mm (MB4) e 109,6 mm (MB1).

Tabela 3.4 – Valores mínimos (min.), máximos (máx.) e médios diários de precipitação e deflúvio das microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4 considerando a série histórica de dados formada pelos anos AC, DC1, DC2, DC3 e DC4.

MB	Precipitação diária (mm)			Deflúvio diário (mm)		
	min.	máx.	média	min.	máx.	média
MB1	0,0	109,6	4,1	0,3	1,1	0,4
MB2	0,0	92,5	4,4	0,0	39,7	1,0
MB3 ⁽¹⁾	0,0	83,0	3,2	0,1	4,2	0,4
MB4	0,0	73,1	3,7	0,2	19,3	1,6

⁽¹⁾ Ano DC3 incompleto

Os valores médios mensais de deflúvio apresentaram as mesmas características observadas nos dados diários, ou seja, as amplitudes e as médias mensais dos valores de deflúvio mostraram mais semelhanças entre as microbacias hidrográficas MB1 e MB3 comparativamente às microbacias hidrográficas MB2 e MB4 (Tabela 3.5). Os valores médios mensais de precipitação variaram entre 97 mm (MB3) e 135 mm (MB2), enquanto que os valores máximos mensais variaram entre 397,4 mm (MB1) e 480,9 mm (MB4).

Tabela 3.5 – Valores mínimos (min.), máximos (máx.) e médios mensais de precipitação e deflúvio das microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4 considerando a série histórica de dados formada pelos anos AC, DC1, DC2, DC3 e DC4.

MB	Precipitação mensal (mm)			Deflúvio mensal (mm)		
	min.	máx.	média	min.	máx.	média
MB1	0,0	397,4	126,0	9,5	15,7	13,0
MB2	0,0	449,8	135,3	0,0	205,4	30,5
MB3 ⁽¹⁾	0,0	444,1	97,3	4,9	25,3	10,7
MB4	0,9	480,9	113,7	14,9	164,7	47,4

⁽¹⁾ Ano DC3 incompleto

A diferença entre o maior valor médio diário de precipitação (4,4 mm, MB1) e o menor valor médio diário (3,2 mm, MB3) foi de 27%, e a diferença entre o maior valor médio mensal de precipitação (135 mm, MB2) e o menor valor médio mensal (97 mm, MB3) foi de 28%, enquanto que a diferença entre o maior valor médio diário de deflúvio (0,4 mm, MB1 e MB3) e o menor valor médio diário (1,6 mm, MB4) foi de 75%, e a diferença entre o maior valor médio mensal de deflúvio (47,4 mm, MB4) e o menor valor médio mensal (10,7 mm, MB3) foi de 77%.

Como visto, os valores diários e mensais de deflúvio apresentaram maior similaridade entre as microbacias hidrográficas MB1 e MB3, e entre as microbacias hidrográficas MB2 e MB4. Provavelmente esse fato apresenta relação com algumas características físicas que são semelhantes entre as microbacias hidrográficas e que influenciam os processos hidrológicos geradores do deflúvio. As microbacias hidrográficas MB1 e MB3 apresentam áreas mais extensas e menores valores de declividade média, comparativamente às microbacias hidrográficas MB2 e MB4. Além disso, nas microbacias hidrográficas MB1 e MB3 predominam Neossolos Quartzarênicos, que se caracterizam pela maior profundidade e alta capacidade drenagem (solos arenosos), enquanto que nas microbacias hidrográficas MB2 e MB4 predominam Cambissolos, os quais se caracterizam por serem solos pouco desenvolvidos e rasos.

Parâmetros hidrológicos anuais e sazonais

Com relação aos valores médios anuais de precipitação das microbacias hidrográficas, as microbacias MB1 (1511,6 mm) e MB2 (1623,1 mm) apresentaram valores, respectivamente, 1,6% e 11,7% maiores em relação aos valores previstos pela classificação climática de Köppen (ALVARES et al., 2013), enquanto que as microbacias hidrográficas MB3 (1153 mm) e MB4 (1362,9 mm) apresentaram valores médios anuais de precipitação, respectivamente, 9% e 4,3% menores do que os previstos pela mesma classificação (Figura 3.9a).

Ainda com relação aos valores médios anuais das microbacias hidrográficas, a microbacia MB3 apresentou o menor valor médio anual de precipitação (1153 mm) e de deflúvio (127,7 mm), comparativamente às demais microbacias hidrográficas (Figura 3.9a). O menor valor médio de rendimento hídrico anual (0,10) foi obtido pela microbacia hidrográfica MB1 (Figura 3.9b), embora esta tenha apresentado o maior valor médio anual de BFI (87,8%) (Figura 3.9c) e o menor valor médio anual de coeficiente de escoamento (0,013) (Figura 3.9d). O menor valor médio anual de BFI (20,6%) foi apresentado pela microbacia hidrográfica MB2 (Figura 3.9c), provavelmente como resultado de sua característica intermitente. O maior valor médio anual de deflúvio (569,3 mm) (Figura 3.9a), de rendimento hídrico (0,43) (Figura 3.9b) e de coeficiente de escoamento (0,20) (Figura 3.9d) foram registrados na microbacia hidrográfica MB4.

Figura 3.9 – Valores anuais e médios anuais de (a) deflúvio (Q_{anual} e $Q_{médio}$) e precipitação (P_{anual} e $P_{médio}$), (b) rendimento hídrico ($Q:P_{anual}$ e $Q:P_{médio}$), (c) índice de escoamento base anual (BFI_{anual} e $BFI_{médio}$) e (d) coeficiente de escoamento anual (Ca e $Ca_{médio}$) das microbacias experimentais MB1, MB2, MB3 e MB4 considerando o ano anterior à colheita florestal (AC) e os quatro anos depois da colheita (DC1, DC2, DC3 e DC4).

Com relação aos valores médios sazonais de cada microbacia hidrográfica (Figura 3.10), estes apresentaram os mesmos padrões observados para os valores médios anuais (Figura 3.9), com exceção apenas para o menor valor médio de deflúvio que foi registrado na microbacia hidrográfica MB1, no período chuvoso (Figura 3.10a), e para o maior valor médio de precipitação que foi registrado na microbacia hidrográfica MB3 no período seco (Figura 3.10b). Também menores foram os valores médios de precipitação (Figura 3.10b), deflúvio (Figura 3.10b) e rendimento hídrico (Figura 3.10c), os quais foram registrados na microbacia hidrográfica MB2.

A microbacia hidrográfica MB4 apresentou o maior valor médio de rendimento hídrico para os períodos chuvoso e seco, enquanto que a microbacia hidrográfica MB1 apresentou o menor valor médio para o período chuvoso e a microbacia hidrográfica MB2 o menor valor médio para o período seco (Figura 3.10c). Nota-se ainda que as microbacias hidrográficas MB1, MB3 e MB4 apresentaram valores médios maiores de rendimento hídrico para o período seco, em relação ao período chuvoso, enquanto que a microbacia hidrográfica MB2 apresentou dinâmica oposta (Figura 3.10c).

A microbacia hidrográfica MB1 apresentou o maior valor médio de BFI para os períodos chuvoso e seco e a microbacia hidrográfica MB2 apresentou o menor valor médio em ambos os períodos (Figura 3.10d). Nota-se também que os valores médios de BFI do período seco de todas as microbacias hidrográficas são maiores do que os valores médios do período chuvoso (Figura 3.10d).

Figura 3.10 – Valores anuais e médios anuais de deflúvio e precipitação registrados nos (a) 4 meses mais chuvosos (Q_{chuv} , $Q_{chuv_médio}$, P_{chuv} , $P_{chuv_médio}$) e (b) nos 4 meses mais secos (Q_{seco} , $Q_{seco_médio}$, P_{seco} e $P_{seco_médio}$); valores sazonais de (c) rendimento hídrico ($Q:P_{chuv}$, $Q:P_{chuv_médio}$, $Q:P_{seco}$, $Q:P_{seco_médio}$) e de (d) índice de escoamento base (BFI_{chuv} , $BFI_{chuv_médio}$, BFI_{seco} , $BFI_{seco_médio}$) das microbacias experimentais MB1, MB2, MB3 e MB4 considerando o ano anterior à colheita florestal (AC) e os quatro anos depois da colheita (DC1, DC2, DC3 e DC4).

3.3.2 Efeitos da colheita florestal sobre parâmetros hidrológicos anuais e sazonais

A análise de variância (ANOVA) aplicada aos valores anuais de precipitação registrados nos anos AC, em relação aos valores anuais de precipitação registrados nos anos DC1, não identificou diferenças significativas entre os dois conjuntos de dados ($p=0,30$), embora a precipitação média anual do ano DC1' tenha sido 14% menor em relação ao valor médio do ano AC' (Tabela 3.6). O deflúvio médio anual do ano DC1' aumentou 21%, o rendimento hídrico médio anual 34%, o BFI médio anual 4% e o coeficiente de escoamento médio anual 21% em relação aos valores médios anuais do ano AC' (Tabela 3.6). Essas últimas mudanças foram atribuídas à realização da colheita florestal pois, como visto, os valores médios anuais de precipitação não apresentarem diferenças significativas entre os anos AC' e DC1'.

Tabela 3.6 – Valores médios anuais de precipitação (P'_{anual}), deflúvio (Q'_{anual}), rendimento hídrico ($Q:P'_{\text{anual}}$), índice de escoamento base (BFI'_{anual}) e coeficiente de escoamento anual (Ca') do ano anterior à colheita florestal (AC) e do primeiro ano depois da colheita florestal (DC1).

Ano	Anual				
	P'_{anual} (mm)	Q'_{anual} (mm)	$Q:P'_{\text{anual}}$	BFI'_{anual} (%)	Ca'
AC'	1490,7	231,3	0,15	53,0	0,08
DC1'	1276,3	280,1	0,21	55,4	0,09
% ⁽¹⁾	-14	21	34	4	21

⁽¹⁾ Porcentagem de variação do valor médio obtido para o ano DC1' em relação ao valor médio obtido para o ano AC'

Quando as tendências observadas na Tabela 3.6 foram comparadas aos valores individuais obtidos em cada uma das quatro microbacias hidrográficas (Figura 3.9), notou-se que a microbacia hidrográfica MB3 apresentou tendências opostas para todos os parâmetros analisados, ou seja, na microbacia hidrográfica MB3, no ano DC1 o valor anual de precipitação foi menor em relação ao ano AC, e os valores anuais de deflúvio, rendimento hídrico, BFI e coeficiente de escoamento foram menores (Figura 3.9, ANEXO 3G). A microbacia hidrográfica MB2 também apresentou tendência oposta em relação ao valor anual de deflúvio, ou seja, no ano DC1 o valor anual do deflúvio foi menor em relação ao registrado no ano AC (Figura 3.9d, ANEXO 3F).

Em relação aos quatro meses mais chuvosos e aos quatro meses mais secos, a análise de variância (ANOVA) não identificou diferenças significativas entre os valores de precipitação registrados nos anos AC e nos anos DC1 ($p=0,40$, para os meses chuvosos, e $p=0,75$ para os meses mais secos). As tendências, ou seja, as mudanças ocorridas nos valores médios dos meses chuvosos e dos meses secos (Tabela 3.7) para os anos AC' e DC1' foram as mesmas apresentadas pelos valores médios anuais desses anos (Tabela 3.6). Assim, a precipitação média dos meses chuvosos e dos meses secos foi menor (9% e 6%, respectivamente) no ano DC1' em relação ao ano AC', e os valores médios de deflúvio, rendimento hídrico e BFI foram maiores, com exceção apenas para o valor médio de BFI do período seco, o qual diminuiu 16% (Tabela 3.7).

Tabela 3.7 – Valores sazonais médios de precipitação (P'_{chuv} e P'_{seco}), deflúvio (Q'_{chuv} e Q'_{seco}), rendimento hídrico ($Q:P'_{chuv}$ e $Q:P'_{seco}$) e índice de escoamento base (BFI'_{chuv} e BFI'_{seco}), do ano anterior à colheita florestal (AC) e do primeiro ano depois da colheita florestal (DC1).

Meses chuvosos				
Ano	P'_{chuv} (mm)	Q'_{chuv} (mm)	$Q:P'_{chuv}$	BFI'_{chuv} (%)
AC'	865,1	114,0	0,13	47,6
DC1'	785,9	157,0	0,19	48,5
% ⁽¹⁾	-9	38	44	2
Meses secos				
Ano	P'_{seco} (mm)	Q'_{seco} (mm)	$Q:P'_{seco}$	BFI'_{seco} (%)
AC'	152,5	43,3	0,26	71,5
DC1'	142,7	51,1	0,36	60,2
% ⁽¹⁾	-6	18	41	-16

⁽¹⁾ Porcentagem de variação do valor médio obtido para o ano DC1' em relação ao valor médio obtido para o ano AC'

A comparação entre as tendências obtidas para os meses chuvosos e meses secos (Tabela 3.7), em relação às tendências individuais observadas em cada microbacia hidrográfica (Figura 3.10), também identificou a ocorrência de tendências opostas. Assim, em relação aos meses chuvosos, a microbacia hidrográfica MB3 apresentou aumento de precipitação e diminuição de deflúvio e rendimento hídrico no ano DC1 em relação ao ano AC (Figura 3.10, ANEXO 3G) e a

microbacia hidrográfica MB2 apresentou diminuição do BFI no ano DC1 em relação ao ano AC (Figura 3.10d, ANEXO 3F). Embora a microbacia hidrográfica MB1 tenha apresentado diminuição do valor de deflúvio no ano DC1 em relação ao ano AC, essa diminuição foi de menos de 2 mm (Figura 3.10a, ANEXO 3E). Em relação aos meses secos, a microbacia hidrográfica MB2 apresentou aumento da precipitação e diminuição dos valores de deflúvio e rendimento hídrico no ano DC1 relativamente ao ano AC (Figura 3.10, ANEXO 3F). Por sua vez, as microbacias hidrográficas MB1 e MB4, as quais possuem os maiores valores anuais de BFI, apresentaram aumento, ainda que menor de 6%, nos valores dessa variável nos meses secos no ano DC1 (Figura 3.10d, ANEXOS 3E e 3H).

3.3.3 Efeitos do crescimento das florestas plantadas sobre parâmetros hidrológicos anuais e sazonais

A aplicação da análise de variância (ANOVA) sobre os valores de precipitação mensurados nos anos DC1 e nos anos DC4 não detectou diferenças significativas entre os valores médios anuais ($p=0,24$), ainda que o valor médio anual de precipitação tenha sido 12% maior no ano DC4', em relação ao ano DC1' (Tabela 3.8). O valor médio anual de deflúvio do ano DC4' foi 11% menor em relação ao valor médio do ano DC1', assim como foram menores também os valores de rendimento hídrico (10%), BFI (7%) e coeficiente de escoamento anual (2%) (Tabela 3.8).

Tabela 3.8 – Valores médios anuais de precipitação (P'_{anual}), deflúvio (Q'_{anual}), rendimento hídrico ($Q:P'_{\text{anual}}$), índice de escoamento base (BFI'_{anual}) e coeficiente de escoamento anual (Ca') do primeiro (DC1) e do quarto (DC4) anos depois da colheita florestal obtidos a partir dos dados registrados nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4.

Anual					
Ano	P'_{anual} (mm)	Q'_{anual} (mm)	$Q:P'_{\text{anual}}$	BFI'_{anual} (%)	Ca'
DC1'	1276,3	280,1	0,21	55,4	0,094
DC4'	1433,7	249,1	0,19	51,3	0,093
% ⁽¹⁾	12	-11	-10	-7	-2

⁽¹⁾ Porcentagem de variação do valor médio obtido para o ano DC4 em relação ao valor médio do ano DC1

A comparação das tendências observadas na Tabela 3.8 com as tendências individuais de cada microbacia hidrográfica (Figura 3.9), demonstrou que microbacia

hidrográfica MB3 apresentou tendências opostas em relação ao valor anual de deflúvio, de rendimento hídrico, de BFI e do coeficiente de escoamento (Figura 3.9, ANEXO 3G); a microbacia hidrográfica MB1 apresentou tendências opostas para os valores anuais de deflúvio e BFI (Figura 3.9, ANEXO 3E), e a microbacia hidrográfica MB4 apresentou tendência oposta para o valor de coeficiente de escoamento anual (Figura 3.9d, ANEXO 3H).

A análise de variância (ANOVA) não identificou diferenças significativas entre os valores de precipitação registrados entre os quatro meses mais chuvosos ($p=0,22$) dos anos DC1 e dos anos DC4, assim como entre os quatro meses mais secos ($p=0,34$) destes dois anos. A dinâmica dos valores médios para os meses mais chuvosos foi a mesma detectada para os valores médios anuais, ou seja, embora a precipitação média dos meses mais chuvosos tenha sido 14% maior no ano DC4', os valores médios de deflúvio, rendimento hídrico e BFI foram respectivamente, 19%, 16% e 12% menores no ano DC4' em relação ao ano DC1' (Tabela 3.9). Com relação aos meses mais secos, a precipitação média foi 20% menor no ano DC4' em relação ao ano DC1', o deflúvio foi apenas 1% menor e o rendimento hídrico e o BFI foram, respectivamente, 39% e 17% maiores do que os valores médios registrados no ano DC1' (Tabela 3.9).

Tabela 3.9 – Valores sazonais médios de precipitação (P'_{chuv} e P'_{seco}), deflúvio (Q'_{chuv} e Q'_{seco}), rendimento hídrico ($Q:P'_{chuv}$ e $Q:P'_{seco}$) e índice de escoamento base (BFI'_{chuv} e BFI'_{seco}), do primeiro (DC1) e do quarto (DC4) anos depois da colheita florestal (DC1) obtidos a partir dos dados registrados nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4.

Meses chuvosos				
Ano	P'_{chuv} (mm)	Q'_{chuv} (mm)	$Q:P'_{chuv}$	BFI'_{chuv} (%)
DC1'	785,9	157,0	0,19	48,5
DC4'	899,1	127,9	0,16	42,8
% ⁽¹⁾	14	-19	-16	-12
Meses secos				
Ano	P'_{seco} (mm)	Q'_{seco} (mm)	$Q:P'_{seco}$	BFI'_{seco} (%)
DC1'	142,7	51,1	0,36	60,2
DC4'	114,0	50,6	0,50	70,4
% ⁽¹⁾	-20	-1	39	17

⁽¹⁾ Porcentagem de variação do valor médio obtido para o ano DC4 em relação ao valor médio do ano DC1

Algumas microbacias hidrográficas apresentaram tendências individuais, para os dados sazonais dos anos DC1 e DC4, diferentes das tendências observadas na Tabela 3.9. Com relação aos meses mais chuvosos, a microbacia hidrográfica MB1 apresentou aumento nos valores de deflúvio e BFI (Figura 3.10, ANEXO 3E) e a microbacia hidrográfica MB3 aumento nos valores de deflúvio e rendimento hídrico (Figura 3.10, ANEXO 3G). Com relação aos meses mais secos, as microbacias hidrográficas MB1, MB2 e MB3 apresentaram aumento no valor do deflúvio do ano DC4, provavelmente sendo essa a razão dos aumentos detectados nos valores de rendimento hídrico das microbacias hidrográficas MB2 e MB3 e aumento dos valores de BFI em todas as microbacias hidrográficas (Figura 3.10, ANEXOS 3E, 3F e 3H).

De maneira resumida, os efeitos hidrológicos decorrentes da colheita florestal sobre os valores médios anuais de rendimento hídrico, BFI e escoamento superficial (Tabela 3.6) foram observados individualmente em três, das quatro microbacias hidrográficas estudadas e os efeitos hidrológicos decorrentes do crescimento das florestas plantadas sobre esses mesmos parâmetros hidrológicos (Tabela 3.8) foram observados em três microbacias hidrográficas para o rendimento hídrico e em duas microbacias hidrográficas para os valores de BFI e escoamento superficial. Assim, as tendências anuais, observadas por meio das diferenças entre os valores médios dos anos DC1' e DC4', demonstraram ser menos abrangentes do que as tendências observadas para os anos AC' e DC1', relativamente às tendências individuais de cada microbacia hidrográfica.

Com relação aos efeitos hidrológicos da colheita sobre os valores médios anuais de rendimento hídrico e BFI dos meses chuvosos (Tabela 3.7) os mesmos foram observados individualmente em três, das quatro microbacias hidrográficas, e em relação aos efeitos do crescimento das florestas sobre os mesmos parâmetros (Tabela 3.9) foram observados individualmente em duas microbacias hidrográficas para o rendimento hídrico e em três microbacias hidrográficas para o BFI.

Com relação aos efeitos hidrológicos decorrentes da colheita sobre os valores médios anuais de rendimento hídrico e BFI dos meses secos (Tabela 3.7) foram observados individualmente em três microbacias hidrográficas para o rendimento hídrico e em duas microbacias hidrográficas para o BFI, e os efeitos decorrentes do crescimento das florestas sobre os mesmos parâmetros (Tabela 3.9) foram observados individualmente em três microbacias hidrográficas para o rendimento hídrico e em todas as microbacias hidrográficas para os valores de BFI.

3.3.4 Efeitos da colheita e do crescimento das florestas plantadas sobre as curvas de permanência

Na comparação entre as curvas de permanência do deflúvio do ano AC em relação ao ano DC1 nota-se, por exemplo, que na microbacia hidrográfica MB4 a curva do primeiro ano depois da colheita florestal (DC1) encontra-se totalmente acima da curva do ano anterior à colheita, enquanto que, no caso da microbacia hidrográfica MB3, essa dinâmica encontra-se inversa, ou seja, a curva do ano DC1 localiza-se abaixo da curva do ano AC (Figura 3.11a). Com relação às curvas de permanência de precipitação, também foi possível observar que na microbacia hidrográfica MB1 a curva de permanência do ano DC1 encontra-se abaixo da curva de permanência do ano AC, enquanto que na microbacia hidrográfica MB3 ocorre o inverso (Figura 3.11b).

Figura 3.11 – Curvas de permanência para (a) os dados diários de deflúvio (mm) e (b) para os dados diários de precipitação (mm) obtidos no ano anterior a colheita florestal (AC), e no primeiro (DC1) e no quarto (DC4) anos depois da colheita florestal, nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4.

Para uma melhor visualização dos efeitos da colheita florestal sobre as curvas de permanência do deflúvio, na Figura 3.12 pode-se visualizar as diferenças, em porcentagem, dos percentis extraídos do ano AC em relação aos mesmos percentis extraídos do ano DC1 de cada microbacia hidrográfica e, também, as diferenças entre os percentis médios do ano AC' e DC1' (os valores das diferenças em milímetros constam no ANEXO 3I). Depois da realização da colheita florestal, nota-se nos percentis médios, a diminuição dos deflúvios máximos ($Q'_{\max}$ e Q'_1) e aumento em todos os demais percentis (Figura 3.12), e a análise dos percentis de precipitação (ANEXO 3J) não detectou diferença estatística ($p=0,81$) entre o conjunto de percentis formado pelos anos AC (mediana 16,27 mm) e o conjunto formado pelos anos DC1 (mediana 14,56 mm).

Ainda na Figura 3.12 nota-se que a microbacia hidrográfica MB4 apresentou aumento em quase todos os percentis no ano DC1, enquanto que a microbacia hidrográfica MB3 apresentou diminuição de todos eles. A comparação entre os percentis médios e os percentis individuais permitiu detectar que os percentis Q_{30} , Q_{40} e Q_{50} das microbacias hidrográficas MB1, MB2 e MB4 apresentaram a mesma tendência dos percentis médios Q'_{30} , Q'_{40} e Q'_{50} , ou seja, aumento no ano DC1; e os percentis $Q_{\max}$ e Q_1 das microbacias hidrográficas MB1, MB2 e MB3 apresentaram diminuição no ano DC1, sendo esta a mesma tendência observada nos percentis médios de $Q'_{\max}$ e Q'_1 (Figura 3.2). Estas duas sequências de percentis foram as que apresentaram o maior número de microbacias hidrográficas com efeitos individuais sobre os percentis semelhantes ao efeito observado no valor médio.

Figura 3.12 – Alterações pontuais e média, em porcentagem, observadas em diferentes percentis e nos valores máximos ($Q_{\max}$) e mínimo ($Q_{\min}$) extraídos da curva de permanência do deflúvio do primeiro ano depois da colheita florestal (DC1) relativamente ao ano anterior à colheita (AC), das microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4.

Os efeitos do crescimento das florestas plantadas sobre as curvas de permanência do deflúvio podem ser melhor visualizados na Figura 3.13, na qual foram plotadas as diferenças, em porcentagem, dos percentis extraídos do ano DC1 em relação aos mesmos percentis extraídos do ano DC4 de cada microbacia hidrográfica e, também, as diferenças entre os percentis médios do ano DC1' e do ano DC4' (os valores das diferenças em milímetros constam no ANEXO 3J). Os valores dos percentis médios de deflúvio mostraram diminuição do $Q'_{\min}$ e entre Q'_5 e Q'_{60} , e aumento de $Q'_{\max}$, Q'_1 , Q'_{70} , Q'_{80} e Q'_{90} (Figura 3.13). A análise dos percentis de precipitação (ANEXO 3J) não detectou diferença estatística ($p=0,95$) entre o conjunto de percentis formado pelos anos DC1 (mediana 14,56 mm) e o conjunto formado pelos anos DC4 (mediana 16,83 mm).

Ainda em relação à Figura 3.13, observa-se que as microbacias hidrográficas MB2 e MB4 apresentaram diminuição na maioria dos valores dos percentis de deflúvio no ano DC4, enquanto que as microbacias hidrográficas MB1 e MB3 apresentaram aumento na maioria dos percentis. Somente foi observada a mesma tendência em todas as microbacias hidrográficas no valor de $Q_{\max}$, o qual aumentou no ano DC4.

Figura 3.13 – Alterações pontuais e média, em porcentagem, observadas em diferentes percentis e valores máximos (Qmax) e mínimo (Qmin) extraídos da curva de permanência do deflúvio do quarto ano depois da colheita florestal (DC4) relativamente ao primeiro ano depois da colheita (DC1), das microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4.

3.3.5 Efeitos de características específicas do manejo florestal e das microbacias hidrográficas sobre parâmetros hidrológicos anuais

A densidade de estradas, a porcentagem de área colhida e a porcentagem de área plantada foram consideradas como características do manejo florestal, enquanto que a declividade média e a área de drenagem das microbacias hidrográficas foram consideradas como características físicas. No ano DC1 não foram detectadas correlações significativas entre o rendimento hídrico, o BFI e o coeficiente de escoamento em relação à densidade de estradas e a porcentagem de área colhida, embora tenha sido observada correlação positiva elevada entre o coeficiente de escoamento anual e a densidade de estradas ($r^2=0,72$; $p=0,15$) (Figura 3.14). No ano DC4, também não foram detectadas correlações significativas entre o rendimento hídrico, o BFI e o coeficiente de escoamento em relação à densidade de estradas e a porcentagem de área plantada. Contudo, pode ser observada correlação negativa elevada entre BFI e densidade de estradas ($r^2=0,71$; $p=0,16$) e correlação positiva elevada entre BFI e porcentagem de florestas plantadas ($r^2=0,84$; $p=0,08$) (Figura 3.15).

Com relação às características inerentes às microbacias hidrográficas, nota-se a existência de correlações positivas significativas entre a declividade média e o

coeficiente de escoamento anual, tanto no ano DC1 ($r^2=0,95$; $p<0,05$) quanto no ano DC4 ($r^2=0,96$; $p<0,05$) (Figuras 3.14 e 3.15). Embora sem ter apresentado significância, nota-se a existência de correlações positivas elevadas entre a declividade média e o rendimento hídrico no ano DC1 ($r^2=0,88$; $p=0,06$) e no ano DC4 ($r^2=0,77$; $p=0,12$), e correlação negativa elevada entre a área das microbacias hidrográficas e o coeficiente de escoamento anual no ano DC1 ($r^2=0,81$; $p=0,10$) (Figuras 3.14 e 3.15).

Figura 3.14 – Valores de rendimento hídrico anual ($Q:P_{anual}$), do índice de escoamento base anual (BFI_{anual}) e o coeficiente de escoamento anual (Ca) obtidos no primeiro ano depois da colheita florestal (DC1), nas microbacias MB1, MB2, MB3 e MB4, em relação à densidade de estradas ($m \cdot ha^{-1}$), área colhida (%), declividade média da microbacia hidrográfica (%) e área total da microbacia hidrográfica (ha). * indica relações significativas ($p < 0,05$).

Figura 3.15 – Valores de rendimento hídrico anual ($Q:P_{\text{anual}}$), do índice de escoamento base anual (BFI_{anual}) e o coeficiente de escoamento anual (Ca) obtidos no quarto ano depois da colheita florestal (DC4), nas microbacias MB1, MB2, MB3 e MB4, em relação à densidade de estradas (m.ha⁻¹), área com florestas plantadas de Eucalyptus (%), declividade média da microbacia hidrográfica (%) e área total da microbacia hidrográfica (ha). * indica relações significativas ($p < 0,05$).

3.4 Discussão

Variações no regime hidrológico anual decorrentes do manejo florestal

Os resultados dos valores médios anuais dos anos AC e DC1 mostraram que a colheita florestal resultou no aumento do deflúvio, rendimento hídrico, índice de escoamento base e coeficiente de escoamento no primeiro ano após a realização desta atividade (DC1), embora a precipitação anual média neste ano tenha sido menor do que o valor médio do ano AC. Por outro lado, os resultados dos valores médios dos anos DC1 e DC4 mostraram que o crescimento das florestas plantadas resultou na redução do deflúvio, rendimento hídrico, índice de escoamento base e coeficiente de escoamento no quarto ano depois da realização da colheita florestal (DC4), embora o valor médio anual de precipitação tenha sido maior no ano DC4. Diversos estudos e revisões demonstraram que, na escala de microbacias hidrográficas, a redução da cobertura florestal aumenta o deflúvio, enquanto que o restabelecimento da cobertura causa diminuição (HIBBERT, 1967; BOSCH; HEWLETT, 1982; SAHIN; HALL, 1996; STEDNICK, 1996; BROWN et al., 2005; ANDERSON; LOCKABY, 2011; NEARY, 2016), corroborando assim com os resultados observados.

O aumento de deflúvio observado no ano DC1 em relação ao ano AC, considerando os valores médios anuais de cada ano, foi de 48,8 mm ou 21%. Na revisão de 39 estudos em microbacias pareadas elaborada por Hibbert (1967), foi demonstrado que no primeiro ano após a remoção da cobertura florestal ocorreu aumento nos valores de deflúvio entre 34 mm e 450 mm; Grace (2005), revisando 10 estudos, encontrou aumento no deflúvio de 40 a 210 mm no primeiro ano depois da colheita florestal; e na compilação de 10 estudos em microbacias pareadas realizada por Neary (2016), o autor verificou que em regiões com precipitação anual entre de 1200 e 2600 mm, o aumento no deflúvio no primeiro ano após a remoção da cobertura florestal pode variar de 20 a 106%. Normalmente em microbacias hidrográficas, após a realização da colheita florestal ocorre aumento do deflúvio, como resultado da elevação dos valores de escoamento direto, devido à redução da evapotranspiração e da interceptação da precipitação, promovendo o aumento da umidade do solo, redução da capacidade de infiltração e aumento do tamanho das áreas de contribuição (áreas saturadas) (DAVID et al., 1994; STEDNICK, 1996).

Os resultados médios anuais também demonstraram aumento do coeficiente de escoamento e do índice de escoamento base no ano DC1. A capacidade de infiltração pode ser prejudicada pelo conjunto de operações envolvidas na realização da colheita florestal, as quais podem promover a compactação do solo, contribuindo também para o aumento do escoamento superficial (DAVID et al., 1994). Por outro lado, se as características de infiltração da superfície do solo são mantidas, os efeitos da redução da evapotranspiração devido a realização da colheita florestal aparecem como aumento do escoamento base (BRUIJNZEEL, 1990). Assim, o aumento do valor médio do índice de escoamento base no primeiro ano depois da realização da colheita florestal indica que os processos inerentes à dinâmica da água no solo foram mantidos e que o aumento no valor médio do coeficiente de escoamento possa estar mais relacionado à maior disponibilidade de água devido à redução da interceptação e da transpiração.

Os efeitos da colheita florestal sobre parâmetros hidrológicos também foram detectados por Vital, Lima e Camargo (1999), em um dos pioneiros e raros estudos desenvolvidos no Brasil sobre o tema. Os autores demonstraram que uma microbacia hidrográfica, com florestas plantadas de *Eucalyptus saligna* Smith de sete anos de idade, apresentava deflúvio anual de 5 mm e este valor passou a ser de 114 mm no primeiro ano depois da realização da colheita florestal. Ainda no Brasil, Ferraz, Lima e Rodrigues (2013) também verificaram aumento nos valores anuais de deflúvio (de 429 mm para 929 mm) e rendimento hídrico (de 0,27 para 0,47) após a realização da colheita de uma microbacia hidrográfica com florestas plantadas de *Eucalyptus* de 17 anos de idade.

Diversos autores também avaliaram os efeitos da colheita de florestas plantadas de *Pinus* sobre parâmetros hidrológicos em microbacias hidrográficas. Por exemplo, Waterloo et al. (2007) detectaram que, no primeiro ano depois da colheita de florestas plantadas de *Pinus caribaea* com 26 anos, ocorreu aumento do escoamento base, do deflúvio mínimo, do pico de vazão e do volume do escoamento direto em uma microbacia hidrográfica. Iroumé, Mayen e Huber (2006) também identificaram aumento de 110% no deflúvio médio anual e 32% nos picos de vazão após a colheita de uma floresta madura de *Pinus radiata* (mais de 20 anos).

Como visto, embora estudos demonstrem aumento no deflúvio e em outros componentes e processos característicos do regime hidrológico, algumas

microbacias hidrográficas podem apresentar um retardamento no aumento do deflúvio depois da realização da colheita florestal devido, principalmente, a variações climáticas relacionadas com a precipitação (HIBBERT, 1967; DAVID et al., 1994; STEDINICK, 1996), além de solos, topografia e outros fatores (HIBBERT, 1967). David et al. (1994) identificaram que quando os valores de precipitação anual registrados depois da realização da colheita são menores do que a média climática normalmente esperada para a região, os efeitos da remoção da floresta podem ser perceptíveis somente no segundo ano após a realização da operação. Este fato pode justificar a resposta das microbacias MB2 e MB3, uma vez que estas apresentaram aumento de deflúvio somente no segundo ano depois da colheita (DC2). Em ambas as microbacias, os valores de precipitação registrados no ano DC1 estiveram abaixo da média de precipitação esperada para a região de acordo com a classificação de Köppen. No caso ainda da microbacia hidrográfica MB3, o valor anual de precipitação do ano AC também esteve abaixo do valor médio regional, ou seja, por no mínimo dois anos consecutivos a precipitação registrada apresentou valores abaixo da média regional, o que pode ter interferido na reposta da microbacia à realização da colheita florestal, não somente em termos de deflúvio anual, mas também de rendimento hídrico, índice de escoamento base e coeficiente de escoamento, os quais não apresentaram aumento no ano DC1.

Diversos estudos demonstraram que o efeito de aumento no deflúvio observado em microbacias hidrográficas depois da realização da colheita florestal normalmente pode ser considerado efêmero, ou ainda de curto prazo, pois a implantação de uma nova floresta ou o início de uma brotação vigorosa aumentam o índice de área foliar e, conseqüentemente, as taxas de interceptação e transpiração (HIBBERT, 1967; DAVID et al., 1994; SUN et al., 2004; SCOTT, 2005; VAN DIJK; KEENAN, 2007). Por exemplo, Scott et al. (2000) verificaram que, em 5 microbacias pareadas localizadas na África do Sul, a diminuição dos valores anuais de deflúvio começou a ocorrer de 2 a 3 anos depois do estabelecimento de florestas plantadas de *Eucalyptus*, atingindo um pico de redução por volta dos 10 anos de idade da floresta, e uma das microbacias hidrográficas apresentou interrupção total da vazão no 4º ano. De forma semelhante, Lane e Mackay (2001) detectaram que os aumentos no deflúvio anual e no escoamento base, decorrentes da colheita florestal, realizada em diferentes proporções em microbacias hidrográficas, perdurou apenas nos três primeiros anos depois da realização da operação, quando então os valores

começaram a diminuir até alcançar valores abaixo daqueles observados no período de pré-tratamento. No presente estudo, os efeitos de diminuição no deflúvio anual também foram observados na comparação entre os valores médios anuais dos anos DC1 e DC4, sendo detectada diminuição média de 31 mm ou 11%.

A avaliação dos efeitos do crescimento das florestas plantadas sobre os parâmetros hidrológicos obtidos individualmente nas microbacias hidrográficas também apresentou resultados diferentes daqueles observados nos valores médios anuais. Esse foi o caso da microbacia hidrográfica MB3 que apresentou aumento nos valores anuais de deflúvio, rendimento hídrico, índice de escoamento base e coeficiente de escoamento no ano DC4 em relação ao ano DC1, e a microbacia hidrográfica MB1 que apresentou aumento no valor de deflúvio e do índice de escoamento base na comparação entre os mesmos anos. Tais resultados podem guardar relação com influências climáticas relacionadas à precipitação, pois no ano DC4 a precipitação registrada na microbacia hidrográfica MB3 foi maior do que o valor médio de precipitação aguardado para a região, de acordo com a classificação de Köppen, e no ano DC1 o valor foi menor do que a média regional, podendo assim ter causado uma inversão nos resultados esperados. No caso da microbacia hidrográfica MB1, o aumento no valor anual de deflúvio e do índice de escoamento base no ano DC4 em relação ao ano DC1, provavelmente é o resultado de três anos consecutivos (DC2, DC3 e DC4) de valores de precipitação acima do valor médio regional.

Ainda com relação aos efeitos do crescimento de florestas plantadas de *Eucalyptus* sobre parâmetros hidrológicos, no Brasil, os estudos realizados por Vital, Lima e Camargo (1999) e por Ferraz, Lima e Rodrigues (2013) apresentam séries históricas relativamente extensas de parâmetros hidrológicos coletados ao longo de diversos anos de crescimento dos plantios. Considerando os valores dos parâmetros hidrológicos dos anos correspondentes às idades de um e quatro anos das florestas plantadas, o deflúvio anual diminuiu 165 mm (62%) e o rendimento hídrico 62% (de 0,16 para 0,06) no estudo de Vital, Lima e Camargo (1999); e o deflúvio diminuiu 390 mm (58%) e o rendimento hídrico 40% (de 0,47 para 0,28) no estudo de Ferraz, Lima e Rodrigues (2013).

A redução nos valores anuais de parâmetros hidrológicos, principalmente do deflúvio, observada ao longo do crescimento de florestas em microbacias hidrográficas incentivou o desenvolvimento de alguns modelos que buscaram

relacionar esses efeitos hidrológicos com a idade de florestas plantadas de *Eucalyptus* (SCOTT; PRINSLOO, 2008; FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013), de florestas plantadas de *Pinus* (SCOTT e PRINSLOO, 2008) e de brotações de florestas nativas de *Eucalyptus* (KUCZERA, 1987). De maneira geral, esses modelos demonstraram que durante os primeiros anos de crescimento das florestas a redução no deflúvio é mais acentuada, contudo tende a diminuir e estabilizar em idades mais avançadas, quando as florestas atingem a maturidade.

Embora a idade da floresta por si só não seja um fator preditivo completo das reduções do deflúvio anual (SCOTT et al., 2000) e de alterações em outros componentes e processos do regime hidrológico, a análise conjunta dos resultados obtidos em diversas pesquisas realizadas no Brasil, apresentada no Capítulo 2, Figura 2.5, demonstrou que, na escala de microbacias hidrográficas, ocorre uma relação negativa entre o rendimento hídrico anual e a idade, do primeiro ao sétimo ano, das florestas plantadas de *Eucalyptus*. Esse período de sete anos coincide com a duração média dos ciclos comerciais de florestas plantadas de *Eucalyptus* no Brasil para produção de celulose (GONÇALVES et al., 2013), sendo assim a colheita florestal é realizada antes do período de maturidade das florestas.

Variações no regime hidrológico sazonal decorrentes do manejo florestal

As alterações observadas nos valores médios de deflúvio, rendimento hídrico e índice de escoamento base dos quatro meses mais chuvosos foram as mesmas apresentadas pelos valores médios anuais, tanto na comparação entre os anos AC e DC1, quanto na comparação entre os anos DC1 e DC4. Estes resultados refletem o fato de que a precipitação acumulada nos quatro meses mais chuvosos representou, em média, 60% da precipitação total anual. Por sua vez, os valores médios dos parâmetros hidrológicos dos quatro meses mais secos apresentaram algumas tendências opostas àquelas observadas nos valores médios anuais e nos valores médios dos quatro meses chuvosos como, por exemplo, valores menores de escoamento base no ano DC1 em relação ao ano AC, o que pode ter relação com o aumento do escoamento direto anual (coeficiente de escoamento) em consequência da colheita e, assim, algum comprometimento da recarga do lençol freático. Por outro lado, o valor do escoamento base no ano DC4 em relação ao ano DC1 foi maior durante os quatro meses mais secos (resultado oposto aos valores anuais e

dos quatro meses mais chuvosos), demonstrando que o crescimento das florestas plantadas manteve os processos de infiltração e percolação da água da chuva, garantindo o abastecimento do lençol freático e a presença de água nas microbacias hidrográficas nos meses mais secos.

Algumas microbacias hidrográficas estudadas também apresentaram tendências individuais diferentes das tendências observadas nos valores médios para os quatro meses mais chuvosos e para os quatro meses mais secos. Na revisão realizada por Brown et al. (2005), os autores também encontraram dificuldades em generalizar os efeitos das mudanças na vegetação sobre os dados sazonais de produção de água em microbacias hidrográficas com precipitação predominante no verão. Para esses autores, na escala de tempo sazonal, outras características da microbacia hidrográfica, tais como a profundidade e o tipo de solo, desempenham um papel muito maior na resposta do que na escala média anual.

Variações no regime hidrológico diário decorrentes do manejo florestal

No primeiro ano depois da colheita florestal foram observados, nos valores médios extraídos da curva de permanência do deflúvio, diminuição nos valores máximos ($Q'_{\max}$ e Q'_1) e aumento em todos os demais parâmetros (de Q'_5 a Q'_{90} , e $Q'_{\min}$) comparativamente ao ano anterior à colheita. Por sua vez, no ano DC4 foi observado aumento dos valores máximos ($Q'_{\max}$ e Q'_1) e mínimos (Q'_{70} , Q'_{80} e Q'_{90}) de deflúvio em relação ao ano DC1. Os resultados referentes aos valores máximos de deflúvio parecem guardar mais relação com a dinâmica dos valores de precipitação do que com as mudanças na cobertura florestal, uma vez que os valores máximos de precipitação ($P_{\max}$ e P_5) foram menores no ano DC1, nas microbacias hidrográficas MB1, MB2 e MB4, e foram maiores no ano DC4 em todas as quatro microbacias hidrográficas (ANEXO J). O tempo de resposta da vazão é influenciado pelas características da vegetação, incluindo as práticas de manejo, pelas características da microbacia hidrográfica e também pelo clima, principalmente pela precipitação (SUN et al., 2004; BROWN et al., 2005). As florestas atenuam os picos de vazão em eventos de precipitação menores, contudo, nos eventos de precipitação mais elevados este efeito não é observado (BRUIJNZEEL, 1990; CALDER, 2007), corroborando com os resultados obtidos em relação aos valores máximos de deflúvio.

Como visto, no ano DC1 foi observado aumento nos valores médios da maioria dos percentis extraídos da curva de permanência de deflúvio, enquanto que no ano DC4 foi observada diminuição da maioria desses valores. Tais resultados apresentam coerência com diversos estudos que demonstraram que a colheita florestal tende a causar aumento no deflúvio e que a implantação ou restabelecimento da floresta tende a causar diminuição do deflúvio, principalmente devido ao fato dessas ações de manejo alterarem os valores de interceptação e transpiração (HIBBERT, 1967; BOSCH; HEWLETT, 1982; SAHIN; HALL, 1996; STEDNICK, 1996; VITAL; LIMA; CAMARGO, 1999; SCOTT; PRINSLOO, 2008; FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013; NEARY, 2016).

Lane et al. (2005) e Brown et al. (2013) avaliaram os efeitos da implantação de florestas em pastagens por meio da análise das curvas de permanência de deflúvio de diversas microbacias hidrográficas. De maneira geral, as microbacias hidrográficas estudadas pelos autores responderam de três formas diferentes à alteração da vegetação: aumento no número de dias sem deflúvio (no caso de microbacias intermitentes); mudanças proporcionalmente maiores nos valores de deflúvios mínimos comparativamente aos deflúvios máximos; e mudanças uniformes em todos os valores de deflúvio (LANE et al., 2005; BROWN et al., 2013). Na análise individual dos resultados das microbacias hidrográficas pode-se notar que a microbacia MB2 apresentou 11 dias a mais sem deflúvio no ano DC4 em relação ao ano DC1 e a microbacia MB4 apresentou diminuição relativamente uniforme (em torno de 25%) entre os percentis de Q_{10} a Q_{90} no ano DC4, apresentando assim semelhanças com dois dos três grupos apresentados por Lane et al. (2005) e Brown et al. (2013). Por outro lado, as microbacias hidrográficas MB1 e MB3 apresentaram porcentagens de aumento relativamente uniformes (em torno de 25% e 60%, respectivamente) na maioria dos percentis de deflúvio do ano DC4 em relação ao ano DC1. Os resultados das microbacias hidrográficas MB1 e MB3 podem ter relação com as diferenças de distribuição e de quantidade de precipitação nos anos DC1 e DC4. No caso da microbacia MB1, todos os percentis extraídos da curva de permanência da precipitação do ano DC4 foram maiores do que os do ano DC1 e a precipitação total do ano DC4 foi 470 mm maior do que a do ano DC1. Em relação à microbacia MB3, os percentis relativos às maiores precipitações (P_{max} , P_5 e P_{10}) do ano DC4 foram maiores do que no ano DC1 e a precipitação total anual foi 251 mm maior em DC4.

De acordo com Brown et al. (2005) uma das limitações da utilização das curvas de permanência de deflúvio na escala de dados diários reside justamente no fato de que a distribuição relativa dos valores de deflúvio depende da precipitação anual. Assim, a comparação entre anos mais chuvosos e secos torna difícil a detecção dos efeitos das mudanças na vegetação sobre a distribuição anual dos valores diários de deflúvio, como ocorreu no caso das microbacias hidrográficas MB1 e MB3.

Enquanto os efeitos de mudanças na vegetação em uma base de valores médios anuais são bem compreendidos, a pesquisa sobre as variações na produção de água em escala sazonal e diária ainda é limitada, tornando ainda difíceis generalizações quantitativas (BROWN et al., 2005).

Relações entre características específicas do manejo florestal e das microbacias hidrográficas e parâmetros hidrológicos anuais

Relações positivas significativas foram obtidas entre os coeficientes de escoamento dos anos DC1 e DC4, e a declividade média das microbacias hidrográficas. As características topográficas de bacias e microbacias hidrográficas normalmente são consideradas como um dos principais fatores que influenciam o regime hidrológico (HIBBERT, 1967; JONES, 2000; BAKER et al., 2004; NEARY; ICE; JACKSON, 2009). No entanto, observa-se também no ano DC4 que, com o aumento da porcentagem de áreas com florestas plantadas nas microbacias hidrográficas, ocorre tendência de diminuição dos valores anuais do coeficiente de escoamento e aumento nos valores do índice de escoamento base. De acordo com Kalantari et al., (2014), embora o escoamento superficial seja governado pela declividade do terreno, as florestas comumente diminuem o escoamento superficial devido ao aumento da rugosidade. Além disso, florestas podem aumentar o escoamento sub-superficial por meio da manutenção ou melhoria da capacidade de infiltração dos solos florestais (NEARY; ICE; JACKSON, 2009), aumentando assim as chances de recarga subterrânea.

As características do manejo florestal analisadas tanto no ano DC1 quanto no ano DC4 não apresentaram correlações significativas com os parâmetros hidrológicos anuais avaliados. No entanto foi possível observar relação negativa entre o rendimento hídrico e a porcentagem de área com florestas plantadas de

Eucalyptus no ano DC4, assim como observado por Lara et al. (2009) e Little et al. (2014) em microbacias hidrográficas localizadas no Chile, e no Capítulo 2 deste estudo (Figura 2.6) em microbacias hidrográficas no Brasil.

Limitações metodológicas

A principal limitação metodológica da pesquisa apresentada neste capítulo diz respeito a sua representatividade. As quatro microbacias hidrográficas estudadas localizam-se no Estado de São Paulo e se caracterizam por apresentar florestas plantadas de *Eucalyptus* manejadas para a produção de madeira para celulose. Além disso, as empresas florestais proprietárias dessas áreas apresentam certificações nacionais e internacionais (como, por exemplo, o CERFLOR - Programa Brasileiro de Certificação Florestal, e o FSC - *Forest Stewardship Council Internacional*), que atestam que o manejo florestal por elas empregado se baseia em princípios de manejo florestal sustentável. Por essa razão, levando-se em consideração que florestas plantadas de *Eucalyptus* podem ser encontradas em diversas regiões do país, que podem estar certificadas ou não, e que empregam manejos florestais diferenciados de acordo com o uso final da madeira, compreende-se a existência de restrições em relação a extrapolação irrestrita dos resultados aqui encontrados, mesmo estes estando de acordo com estudos já desenvolvidos sobre o tema (item 3.4).

Implicações práticas para o manejo florestal

Mesmo diante das limitações acima mencionadas, as variações identificadas no regime hidrológico decorrentes da colheita e do crescimento das florestas plantadas de *Eucalyptus* nas microbacias hidrográficas estudadas, se consideradas de forma estratégica no plano de manejo florestal, podem auxiliar as empresas do setor na prevenção de possíveis conflitos relacionadas à água, uma vez que, propriedades rurais e/ou comunidades que dependam, em diferentes graus, dos recursos hídricos gerados a partir dessas áreas podem apresentar maior sensibilidade às variações do regime hidrológico.

Desse modo, uma implicação prática de manejo importante consiste na identificação e localização de propriedades e/ou comunidades rurais que sejam

abastecidas, total ou parcialmente, por recursos hídricos gerados em áreas com florestas plantadas de *Eucalyptus*. Posteriormente, a partir do ponto de captação da água (por exemplo, uma nascente, um poço ou um açude) realiza-se a delimitação da microbacia hidrográfica (área de contribuição) e a determinação dos diferentes usos do solo. De posse dessas informações a empresa florestal pode decidir quais ações de manejo adotar para amenizar variações no regime hidrológico como, por exemplo, a proporção da área a ser ocupada por florestas plantadas e por áreas destinadas à conservação (LARA et al., 2009; LITTLE et al., 2014), a extensão do período de rotação (KUCZERA, 1987; VERTESSY; WATSON; O'SULLIVAN, 2001; SCOTT; PRINSLOO, 2008; FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013), o espaçamento e o tipo de clone a ser implantado (STAPE; MORAES; GONÇALVES, 2001; STAPE; BINKLEY; RYAN, 2004; GONÇALVES et al., 2013), etc.

3.5 Conclusões

A colheita e o crescimento de florestas plantadas de *Eucalyptus* alteram parâmetros anuais, sazonais e diários do regime hidrológico na escala de microbacias hidrográficas. Essas alterações foram caracterizadas pelo aumento dos valores médios anuais de rendimento hídrico, índice de escoamento base e coeficiente de escoamento depois da colheita florestal e pela redução desses valores em consequência do crescimento das florestas; e também pelo aumento do índice de escoamento base nos meses mais secos depois do crescimento da floresta. Tais alterações caracterizam e demonstram os efeitos sobre o regime hidrológico inerentes ao manejo das florestas plantadas de *Eucalyptus*, mas não necessariamente constituem impactos que possam ser considerados negativos.

As alterações demonstram que ocorrem interações entre as diferentes fases do ciclo produtivo das florestas plantadas de *Eucalyptus* e o regime hidrológico. No entanto, vale ressaltar que características locais referentes ao clima e aspectos físicos individuais das microbacias hidrográficas podem intensificar ou atenuar os efeitos do manejo florestal sobre o regime hidrológico, devendo assim ser incorporados aos planos de manejo.

Referências

ALMEIDA, A. C.; SOARES, J. V.; LANDSBERG, J. J.; REZENDE, G. D. Growth and water balance of *Eucalyptus grandis* hybrid plantations in Brazil during a rotation for pulp production. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1–2, p. 10–21, 2007.

ALMEIDA, A. Q.; RIBEIRO, A.; LEITE, F. P. Modelagem do balanço hídrico em microbacia cultivada com plantio comercial de *Eucalyptus grandis* x *urophylla* no leste de Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**, v. 37, n. 3, p. 547–556, 2013.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ANDERSON, C. J.; LOCKABY, B. G. Research gaps related to forest management and stream sediment in the United States. **Environmental Management**, v. 47, n. 2, p. 303–313, 2011.

BAKER, D. B.; RICHARDS, R. P.; LOFTUS, T. T.; KRAMER, J. W. a New flashiness index: characteristics and applications to midwestern rivers and streams. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 40, n. 2, p. 503–522, 2004.

BOGGS, J.; SUN, G.; JONES, D.; MCNULTY, S. G. Effect of Soils on Water Quantity and Quality in Piedmont Forested Headwater Watersheds of North Carolina. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 49, n. 1, p. 132–150, 2013.

BOSCH, J.M.; HEWLETT, J.D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, v. 55, p.3–23, 1982.

BROWN, A. E.; WESTERN, A. W.; MCMAHON, T. A.; ZHANG, L. Impact of forest cover changes on annual streamflow and flow duration curves. **Journal of Hydrology**, v. 483, p. 39–50, 2013.

BROWN, A. E.; ZHANG, L.; MCMAHON, T. A.; WESTERN, A. W.; VERTESSY, R. A. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. **Journal of Hydrology**, v. 310, n. 1–4, p. 28–61, 2005.

BRUIJNZEEL, L.A. **Hydrology of Moist Tropical Forest and Effects of Conversion: A State of Knowledge Review**. UNESCO, Paris, and Vrije Universiteit, Amsterdam, The Netherlands, 226 p., 1990.

CABRAL, O. M. R.; ROCHA, H. R.; GASH, J. H. C.; LIGO, M. A. V; FREITAS, H. C.; TATSCH, J. D. The energy and water balance of a *Eucalyptus* plantation in southeast Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 388, n. 3–4, p. 208–216, 2010.

CALDER, I. R. Forests and water-ensuring forest benefits outweigh water costs. *Forest Ecology and Management*, v. 251, n. 1–2, p. 110–120, 2007.

CHRISTINA, M.; NOUVELLON, Y.; LACLAU, J.-P.; STAPE, J. L.; BOUILLET, J.-P.; LAMBAIS, G. R.; LE MAIRE, G. Importance of deep water uptake in tropical eucalypt forest. **Functional Ecology**, v. In press, p. 1–11, 2016.

CPRM (SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL). **Mapa geológico do Estado de São Paulo**. Escala 1:750:000. Breve descrição das unidades litoestratigráficas aflorantes no Estado de São Paulo. São Paulo: CPRM, 2006. 173 p. CD-ROM

DAVID, J.S.; HENRIQUES, M.O.; DAVID, T.S.; TOMÉ, J.; LEDGER, D.C. Clearcutting effects on streamflow in coppiced *Eucalyptus globulus* stands in Portugal. **Journal of Hydrology**, v.162, p. 143-154, 1994.

ENGEL, V.; JOBBÁGY, E. G.; STIEGLITZ, M.; WILLIAMS, M.; JACKSON, R. B. Hydrological consequences of Eucalyptus afforestation in the Argentine Pampas. **Water Resources Research**, v. 41, n. 10, 14p., out. 2005.

FARLEY, K. A.; JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. **Global Change Biology**, v. 11, n. 10, p. 1565–1576, 2005.

FARR, T. G.; KOBRICK, M. Shuttle radar topography mission produces a wealth of data. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, v. 81, n. 48, p. 583, 2000.

FERRAZ, S. F. B.; LIMA, W. de P.; RODRIGUES, C. B. Managing forest plantation landscapes for water conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 58–66, ago. 2013.

GONÇALVES, J. L. de M.; ALVARES, C. A.; HIGA, A. R.; SILVA, L. D.; ALFENAS, A. C.; STAHL, J.; FERRAZ, S. F. de B.; LIMA, W. de P.; BRANCALION, P. H. S.; HUBNER, A.; BOUILLET, J.-P. D.; LACLAU, J.-P.; NOUVELLON, Y.; EPRON, D. Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 6–27, ago. 2013.

GRACE, J.M. III Forest operations and water quality in the south. **Transactions of the ASAE**, v. 48, p.871–880, 2005.

GRAYSON, R.B.; ARGENT, R.M.; NATHAN, R.J.; McMAHON, T.A.; MEIN, R.G. **Hydrological recipes: estimation techniques in Australian hydrology**. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, ISBN 1876006137, 1996, 134p.

HIBBERT, A. Forest treatment effects on water yield. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST HYDROLOGY, 1967. New York Anais... New York: Pergamon Press, 1967, p.527–543.

HUANG, X. H.; YU, F. K.; LI, X. Y.; ZHENG, Y.; YUAN, H.; MA, J. G.; WANG, Y. X.; QI, D. H.; SHAO, H. B. Synthesized attributes of water use by regional vegetation: A key to cognition of “water pump” viewpoint. **Scientific World Journal**, v. 2014, 2014.

HUBBARD, R. M.; STAPE, J.; RYAN, M. G.; ALMEIDA, A. C.; ROJAS, J. Effects of irrigation on water use and water use efficiency in two fast growing Eucalyptus plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 9, p. 1714–1721, 2010.

IBÁ (INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES). **Relatório IBÁ 2015**. Indústria Brasileira de Árvores, 100p. 2016. Disponível em <http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2016_.pdf> Acesso em 08 de agosto de 2016

IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). **Mapa de biomas do Brasil**. Brasília: MMA; IBAMA, 2004. Escala 1: 5.000.000

IROUMÉ, A.; MAYEN, O.; HUBER, A. Runoff and peak flow responses to timber harvest and forest age in southern Chile. **Hydrological Processes**, v. 20, n. 1, p. 37–50, 2006.

JACKSON, R. B.; JOBBAGY, E. G.; AVISSAR, R.; ROY, S. B.; BARRETT, D. J.; COOK, C. W.; FARLEY, K. A.; LE MAITRE, D. C.; MCCARL, B. A.; MURRAY, B. C.; JACKSON, R. B.; JOBBAGY, E. G.; ROY, S. B.; BARRETT, D. J.; COOK, C. W.; FARLEY, K. A.; MAITRE, D. C.; MCCARL, B. A.; MURRAY, B. C. Trading water for Carbon with biological Carbon sequestration. **Science**, v. 310, n. 5756, p. 1944–1947, 2005.

JARVIS, A.; REUTER, H.I.; NELSON, A.; GUEVARA, E. **Hole-filled SRTM for the globe Version 4**. 2008. Disponível em: <<http://srtm.csi.cgiar.org/>>. Acesso em: 26 abr 2012.

JONES, J. A. Hydrologic processes and peak discharge response to forest removal, regrowth, and roads in 10 small experimental basins, Western Cascades, Oregon. **Water Resources Research**, v. 36, n. 9, p. 2621–2642, 2000.

KALANTARI, Z.; LYON, S. W.; FOLKESON, L.; FRENCH, H. K.; STOLTE, J.; JANSSON, P. E.; SASSNER, M. Quantifying the hydrological impact of simulated changes in land use on peak discharge in a small catchment. **Science of the Total Environment**, v. 466–467, p. 741–754, 2014.

KUCZERA, G. Prediction of water yield reductions following a bushfire in ash mixed species eucalypt forest. **Journal of Hydrology**, v. 94, p.215-236, 1987.

LANE, P. N. J.; BEST, A. E.; HICKEL, K.; ZHANG, L. The response of flow duration curves to afforestation. **Journal of Hydrology**, v. 310, n. 1–4, p. 253–265, 2005.

LANE, P. N. J.; MACKAY, S. M. Streamflow response of mixed-species eucalypt forests to patch cutting and thinning treatments. **Forest Ecology and Management**, v. 143, n. 1–3, p. 131–142, 2001.

LARA, A.; LITTLE, C.; URRUTIA, R.; MCPHEE, J.; ÁLVAREZ-GARRETÓN, C.; OYARZÚN, C.; SOTO, D.; DONOSO, P.; NAHUELHUAL, L.; PINO, M.; ARISMENDI, I. Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 4, p. 415–424, 2009.

LIMA, W.P. **Impacto ambiental do eucalipto**. 2ª edição, Editora Universidade de São Paulo, 1993, 302p.

LITTLE, C.; CUEVAS, J. G.; LARA, A.; PINO, M.; SCHOENHOLTZ, S. Buffer effects of streamside native forests on water provision in watersheds dominated by exotic forest plantations. **Ecohydrology**, v. 8, n. 7, p. 1205–1217, 2014.

LITTLE, C.; LARA, A.; MCPHEE, J.; URRUTIA, R. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. **Journal of Hydrology**, v. 374, n. 1–2, p. 162–170, 2009.

LYNE, V.D.; HOLLICK, M. Stochastic time-varying rainfall-runoff modelling. In: Proceedings of the Hydrology and Water Resources Symposium, Perth. Institution of Engineers, Australia, pp. 89-92, 1979.

MOLINA, A.; VANACKER, V.; BALTHAZAR, V.; MORA, D.; GOVERS, G. Complex land cover change, water and sediment yield in a degraded Andean environment. **Journal of Hydrology**, v. 472–473, p. 25–35, 2012.

NEARY, D. Long-term forest paired catchment studies: what do they tell us that landscape-level monitoring does not? **Forests**, v. 7, n. 8, p. 164, 2016.

NEARY, D. G.; ICE, G. G.; JACKSON, C. R. Linkages between forest soils and water quality and quantity. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 10, p. 2269–2281, 2009.

NOSETTO, M. D.; JOBBÁGY, E. G.; BRIZUELA, A. B.; JACKSON, R. B. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 154, p. 2–11, 2012.

NOSETTO, M. D.; JOBBÁGY, E. G.; PARUELO, J. M. Land-use change and water losses: The case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. **Global Change Biology**, v. 11, n. 7, p. 1101–1117, 2005.

POFF, N. L.; ALLAN, J. D.; BAIN, M. B.; KARR, J. R.; PRESTEGAARD, K. L.; RICHTER, B. D.; SPARKS, R. E.; STROMBERG, J. C. A paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**, v. 47, n. 11, p. 769–784, 1997.

ROBINSON, M.; COGNARD-PLANCQ, A. L.; COSANDEY, C.; DAVID, J.; DURAND, P.; FÜHRER, H. W.; HALL, R.; HENDRIQUES, M. O.; MARC, V.; MCCARTHY, R.; MCDONNELL, M.; MARTIN, C.; NISBET, T.; O'DEA, P.; RODGERS, M.; ZOLLNER, A. Studies of the impact of forests on peak flows and baseflows: An European perspective. **Forest Ecology and Management**, v. 186, n. 1–3, p. 85–97, 2003.

RODRÍGUEZ-SUÁREZ, J. A.; SOTO, B.; PEREZ, R.; DIAZ-FIERROS, F. Influence of *Eucalyptus globulus* plantation growth on water table levels and low flows in a small catchment. **Journal of Hydrology**, v. 396, n. 3–4, p. 321–326, jan. 2011.

SAHIN, V.; HALL, M. J. The effects of afforestation and deforestation on water yields. **Journal of Hydrology**, v. 178, n. 1–4, p. 293–309, 1996.

SALEMI, L. F.; GROPPPO, J. D.; TREVISAN, R.; DE MORAES, J. M.; DE BARROS FERRAZ, S. F.; VILLANI, J. P.; DUARTE-NETO, P. J.; MARTINELLI, L. A. Land-use change in the Atlantic rainforest region: Consequences for the hydrology of small catchments. **Journal of Hydrology**, v. 499, n. March, p. 100–109, 2013.

SCOTT, D. F. On the hydrology of industrial timber plantations. **Hydrological Processes**, v. 19, n. 20, p. 4203–4206, 2005.

SCOTT, D. F.; PRINSLOO, F. W. Longer-term effects of pine and eucalypt plantations on streamflow. **Water Resources Research**, v. 45, n. 7, p. 1–8, 2008.

SCOTT, D. F.; PRINSLOO, F. W.; MOSES, G.; MEHLOMAKULU, M.; SIMMERS, A. D. A. A re-analysis of the South African catchment afforestation experimental data. n. 810, p. 1–138, 2000.

SHARDA, V. N.; SAMRAJ, P.; SAMRA, J. S.; LAKSHMANAN, V. Hydrological behavior of first generation coppiced bluegum plantations in the Nilgiri sub-watersheds. **Journal of Hydrology**, v. 211, n. 1–4, p. 50–60, 1998.

SHI, Z.; XU, D.; YANG, X.; JIA, Z.; GUO, H.; ZHANG, N. Ecohydrological impacts of eucalypt plantations: A review. **Journal of Food, Agriculture and Environment**, v. 10, n. 3–4, p. 1419–1426, 2012.

SILVEIRA, L.; ALONSO, J. Runoff modifications due to the conversion of natural grasslands to forests in a large basin in Uruguay. **Hydrological Processes**, v. 23, n. 2, p. 320–329, 2009

SMAKHTIN, V. U. Low flow hydrology: A review. **Journal of Hydrology**, v. 240, n. 3–4, p. 147–186, 2001.

SMAKHTIN, V.U. A concept of pragmatic hydrological time series modelling and its application in South African context, Ninth South African National Hydrology Symposium: 29–30 November, p. 1–11, 1999.

STAPE, J. L.; MORAES, J. L.; GONÇALVES, A. N. Relations between nursery practices and field performance for Eucalyptus plantations in Brazil. **New Forests**, v. 22, n. Campinhos 1999, p. 19–41, 2001.

STAPE, J. L.; BINKLEY, D.; RYAN, M. G. Eucalyptus production and the supply, use and efficiency of use of water, light and nitrogen across a geographic gradient in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 193, n. 1–2, p. 17–31, 2004.

STEDNICK, J. D. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. **Journal of Hydrology**, v. 176, n. 1–4, p. 79–95, 1996.

SUN, G.; RIEDEL, M.; JACKSON, R.; KOLKA, R.; AMATYA, D.; SHEPARD, J. Influences of management of Southern forests on water quantity and quality. Southern forest science: past, present, and future, v. GTR SRS-75, p. 195–224, 2004.

TUCCI, C. E. M.; Coeficiente de escoamento e vazão máxima de bacias urbanas. Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS, 9p., 2000. Disponível em: www.semrah.se.gov.br/modules/wfdownloads/visit.php?cid=1&lid=181

VAN DIJK, A. I. J. M.; KEENAN, R. J. Planted forests and water in perspective. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1–2, p. 1–9, 2007.

VANCE, E. D.; LOEHLE, C.; WIGLEY, T. B.; WEATHERFORD, P. Scientific basis for sustainable management of *Eucalyptus* and populus as short-rotation woody crops in the U.S. **Forests**, v. 5, n. 5, p. 901–918, 2014.

VITAL, A.R.T.; LIMA, W.P.; CAMARGO, F.R.A. Efeitos do corte raso de plantação de *Eucalyptus* sobre o balanço hídrico, a qualidade da água e as perdas de solo e de nutrientes em uma microbacia no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Forestalis**, n. 55, p. 5–16, 1999.

WATERLOO, M. J.; SCHELLEKENS, J.; BRUIJNZEEL, L. A.; RAWAQA, T. T. Changes in catchment runoff after harvesting and burning of a *Pinus caribaea* plantation in Viti Levu, Fiji. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1–2, p. 31–44, 2007.

WILCKEN, C.F.; LIMA, A.C.V.; DIAS, T.K.R.; MASSON, M.V.; FERREIRA FILHO, P.J.; POGETTO, M.H.F.A.D. **Guia prático de manejo de plantações de eucalipto**. Botucatu: FEPAF, 2008, 25p

ZHANG, L.; DAWES, W. R.; WALKER, G. R. Response of Mean Annual Evapotranspiration to Vegetation changes at Catchment Scale. **Water Resources**, v. 37, n. 3, p. 701–708, 2001.

ZHANG, L.; ZHAO, F. F.; BROWN, A. E. Predicting effects of plantation expansion on streamflow regime for catchments in Australia. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 16, n. 7, p. 2109–2121, 2012.

Anexo 3A – Imagens aéreas das microbacias hidrográficas MB1, MB2 e MB3 utilizadas para a determinação dos diferentes usos do solo

Anexo 3B – Imagens aéreas da microbacia hidrográfica MB4 utilizadas para a determinação dos diferentes usos do solo

MB4

Anexo 3C – Vertedores para medição da altura da lâmina d'água instalados nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4 e exemplo de régua linimétrica

Microbacia hidrográfica MB1:
vertedor triangular de 90° e
vertedor retangular auxiliar

Microbacia hidrográfica MB2:
vertedor triangular de 150°

Microbacia hidrográfica MB3:
vertedor composto de 135° e
tubo de 51 mm

Microbacia hidrográfica MB4:
vertedor composto de 120° e
tubo de 35 mm

Exemplo de régua linimétrica

Anexo 3D – Período de falhas, número de dias, ano, método utilizado para preenchimento das falhas e equação utilizada (quando aplicado) nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4

	Período de falhas	Dias	Ano ⁽¹⁾	Método ⁽²⁾	Equação
MB1	De 06/11/2008 a 30/12/2008	55	AC	R	$Y = 0,4618x + 17,3346$
	De 10/08/2010 a 12/08/2010	3	DC1	M	..
	De 21/12/2010 a 27/12/2010	7	DC2	R	$Y = 0,4067x + 23,591$
	De 18/10/2011 a 20/10/2011	3	DC2	M	..
	De 29/09/2012 a 01/10/2012	3	DC3	M	..
	Total	71	..	..	..
MB2	De 04/07/2011 a 06/07/2011	3	DC4	M	..
	De 19/07/2011 a 01/08/2011	14	DC4	M	..
	Total	17	..	..	..
MB3	De 01/10/2007 a 04/10/2007	4	AC	M	..
	De 09/02/2008 a 21/02/2008	13	AC	R	$Y = 1,6367x + 17,048$
	De 10/09/2010 a 30/09/2010	21	DC2	R	$Y = (1,9839x + 16,131) - 8$
	De 13/01/2012 a 27/02/2012	46	DC4	R	$Y = 1,477x + 22,414$
	Total	84	..	..	..
MB4	01/10/2008 a 31/10/2008	31	AC	R	$Y = (0,0207x^2 - 0,0148x + 14,825) - 6$
	Total	31	..	..	..

Nota: .. não se aplica dado numérico

⁽¹⁾AC = um ano antes da colheita florestal; DC1, DC2 e DC3 = respectivamente, o primeiro, o segundo e o terceiro ano depois da colheita florestal.

⁽²⁾ Método R = regressão; Método M = preenchimento manual.

Anexo 3E – (a) Dados diários, (b) mensais e (c) anuais de precipitação (P), deflúvio (Q) e escoamento base obtidos na microbacia experimental MB1, durante o ano anterior à colheita florestal (AC) e os quatro anos depois da realização da colheita (DC1, DC2, DC3 e DC4)

(c)

Ano	P _{anual} (mm)	Q _{anual} (mm)	Q:P _{anual}	BFI _{anual} (%)	Ca	P _{chuv} (mm)	Q _{chuv} (mm)	Q:P _{chuv}	BFI _{chuv} (%)	P _{seco} (mm)	Q _{seco} (mm)	Q:P _{seco}	BFI _{seco} (%)
AC	1700,1	130,7	0,08	83,9	0,012	958,3	47,9	0,05	78,0	196,8	40,7	0,21	90,7
DC1	1138,6	137,0	0,12	88,5	0,014	833,4	46,4	0,06	80,5	78,8	45,3	0,58	94,7
DC2	1584,9	170,2	0,11	87,4	0,014	1055,1	59,2	0,06	78,3	64,5	58,0	0,90	96,0
DC3	1526,2	165,6	0,11	89,7	0,011	940,9	58,7	0,06	84,0	157,6	52,6	0,33	94,5
DC4	1608,3	173,9	0,11	89,3	0,012	1047,2	59,7	0,06	83,4	104,0	56,6	0,54	95,3
Média	1511,6	155,5	0,10	87,8	0,013	967,0	54,4	0,06	80,8	120,3	50,6	0,42	94,3

Notas:

BFI (índice de escoamento base) - razão entre o escoamento base anual (Qb) e o deflúvio anual (Q).

Ca (coeficiente de escoamento) - razão entre o escoamento direto total anual (Qd) e a precipitação anual (P).

Anexo 3F – Dados (a) diários, (b) mensais e (c) anuais de precipitação (P), deflúvio (Q) e escoamento base obtidos na microbacia experimental MB2, durante o ano anterior à colheita florestal (AC) e os quatro anos depois da realização da colheita (DC1, DC2, DC3 e DC4)

(c)

Ano	P _{anual} (mm)	Q _{anual} (mm)	Q:P _{anual}	BFI _{anual} (%)	Ca	P _{chuv} (mm)	Q _{chuv} (mm)	Q:P _{chuv}	BFI _{chuv} (%)	P _{seco} (mm)	Q _{seco} (mm)	Q:P _{seco}	BFI _{seco} (%)
AC	1702,8	253,1	0,15	22,9	0,11	1049,8	168,7	0,16	21,0	72,1	9,5	0,13	59,0
DC1	1414,2	244,9	0,17	24,2	0,13	826,3	187,6	0,23	16,8	140,3	1,5	0,01	15,7
DC2	1883,2	771,2	0,41	18,2	0,34	1154,2	551,0	0,48	18,8	145,0	41,9	0,29	14,4
DC3	1576,8	414,9	0,26	22,3	0,20	1074,5	335,8	0,31	23,1	56,1	13,5	0,24	12,5
DC4	1538,5	148,9	0,10	15,6	0,08	910,6	103,6	0,11	11,0	128,5	8,2	0,06	46,5
Média	1623,1	366,6	0,22	20,6	0,17	1003,1	269,4	0,27	18,2	108,4	14,9	0,14	29,6

Notas:

BFI (índice de escoamento base) - razão entre o escoamento base anual (Qb) e o deflúvio anual (Q).
Ca (coeficiente de escoamento) - razão entre o escoamento direto total anual (Qd) e a precipitação anual (P).

Anexo 3G – Dados (a) diários, (b) mensais e (c) anuais de precipitação (P), deflúvio (Q) e escoamento base obtidos na microbacia experimental MB3, durante o ano anterior à colheita florestal (AC) e os quatro anos depois da realização da colheita (DC1, DC2, DC3 e DC4)

(c)

Ano	P _{anual} (mm)	Q _{anual} (mm)	Q:P _{anual}	BFI _{anual} (%)	Ca	P _{chuv} (mm)	Q _{chuv} (mm)	Q:P _{chuv}	BFI _{chuv} (%)	P _{seco} (mm)	Q _{seco} (mm)	Q:P _{seco}	BFI _{seco} (%)
AC	983,5	126,3	0,13	52,2	0,06	520,1	62,0	0,12	43,9	152,6	26,2	0,17	66,2
DC1	1124,1	90,4	0,08	51,4	0,04	610,1	32,7	0,05	46,9	163,9	29,5	0,18	54,5
DC2	1129,0	128,9	0,11	57,9	0,05	716,0	58,2	0,08	46,1	102,4	29,1	0,28	76,9
DC3	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
DC4	1375,3	165,3	0,12	53,2	0,06	906,7	77,7	0,09	44,3	137,4	44,0	0,32	61,1
Média	1153,0	127,7	0,11	53,7	0,05	688,2	57,6	0,08	45,3	139,1	32,2	0,23	64,7

Notas:

... Dado numérico não disponível.

BFI (índice de escoamento base) - razão entre o escoamento base anual (Qb) e o deflúvio anual (Q).

Ca (coeficiente de escoamento) - razão entre o escoamento direto total anual (Qd) e a precipitação anual (P).

Anexo 3H – Dados (a) diários, (b) mensais e (c) anuais de precipitação (P), deflúvio (Q) e escoamento base obtidos na microbacia experimental MB4, durante o ano anterior à colheita florestal (AC) e os quatro anos depois da realização da colheita (DC1, DC2, DC3 e DC4)

(c)

Ano	P _{anual} (mm)	Q _{anual} (mm)	Q:P _{anual}	BFI _{anual} (%)	Ca	P _{chuv} (mm)	Q _{chuv} (mm)	Q:P _{chuv}	BFI _{chuv} (%)	P _{seco} (mm)	Q _{seco} (mm)	Q:P _{seco}	BFI _{seco} (%)
AC	1576,5	415,1	0,26	52,9	0,124	932,2	177,4	0,19	47,6	188,3	96,8	0,51	70,0
DC1	1428,3	648,1	0,45	57,4	0,193	873,6	361,3	0,41	49,8	187,8	128,1	0,68	75,7
DC2	1488,5	671,5	0,45	57,7	0,19	1055,3	370,7	0,35	47,4	69,5	126,2	1,82	86,9
DC3	1108,2	603,8	0,54	50,5	0,27	726,8	293,0	0,40	34,0	125,9	129,6	1,03	74,4
DC4	1212,8	508,2	0,42	47,0	0,222	731,9	270,5	0,37	32,5	86,2	93,5	1,08	78,5
Média	1362,9	569,3	0,43	53,1	0,20	864,0	294,6	0,34	42,2	131,5	114,8	0,87	77,1

Notas:

BFI (índice de escoamento base) - razão entre o escoamento base anual (Qb) e o deflúvio anual (Q).
Ca (coeficiente de escoamento) - razão entre o escoamento direto total anual (Qd) e a precipitação anual (P).

Anexo 3I – Percentis e amplitude dos valores diários de deflúvio (mm) obtidos no ano anterior a colheita florestal (AC) e no primeiro (DC1) e quarto (DC4) anos depois da colheita nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4

		Deflúvio (mm)												
Ano	MB	Qmax	Q1	Q5	Q10	Q20	Q30	Q40	Q50	Q60	Q70	Q80	Q90	Qmin
AC	MB1	0,95	0,77	0,60	0,46	0,38	0,35	0,34	0,33	0,32	0,31	0,30	0,30	0,27
	MB2	20,41	8,50	3,73	1,90	0,97	0,38	0,11	0,05	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
	MB3	1,70	1,62	1,01	0,72	0,45	0,34	0,28	0,25	0,22	0,20	0,17	0,15	0,08
	MB4	10,94	7,72	3,22	1,98	1,29	1,08	0,90	0,76	0,68	0,62	0,59	0,49	0,24
	Média	8,50	4,65	2,14	1,26	0,77	0,54	0,40	0,35	0,31	0,28	0,27	0,23	0,15
DC1	MB1	0,94	0,65	0,51	0,43	0,39	0,39	0,38	0,37	0,35	0,34	0,33	0,32	0,27
	MB2	12,48	7,84	3,22	1,90	0,91	0,49	0,29	0,15	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
	MB3	1,52	0,74	0,56	0,38	0,30	0,26	0,23	0,21	0,19	0,18	0,16	0,13	0,07
	MB4	11,28	7,64	4,83	3,40	2,43	1,82	1,52	1,33	1,06	0,83	0,72	0,66	0,48
	Média	6,56	4,22	2,28	1,53	1,01	0,74	0,60	0,51	0,40	0,34	0,30	0,28	0,21
DC4	MB1	0,97	0,88	0,67	0,57	0,49	0,48	0,47	0,46	0,45	0,44	0,42	0,41	0,38
	MB2	18,39	7,42	2,34	0,79	0,30	0,12	0,04	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MB3	4,19	2,43	1,29	0,69	0,51	0,43	0,37	0,35	0,32	0,29	0,25	0,21	0,12
	MB4	13,50	6,99	4,22	2,60	1,74	1,29	1,11	0,95	0,79	0,68	0,62	0,55	0,17
	Média	9,26	4,43	2,13	1,16	0,76	0,58	0,50	0,44	0,39	0,35	0,32	0,29	0,17

Anexo 3J – Percentis e valores máximos diários anuais de precipitação (mm) obtidos no ano anterior a colheita florestal (AC) e no primeiro (DC1) e quarto (DC4) anos depois da colheita nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4

		Precipitação (mm)							
Ano	MB	Pmax	P5	P10	P15	P20	P25	P30	P35
AC	MB1	62,5	27,9	16,8	10,4	6,7	5,1	2,0	0,6
	MB2	77,0	31,8	18,0	9,9	4,1	1,3	0,3	0,3
	MB3	41,4	20,0	10,4	4,6	2,2	0,8	0,2	0,2
	MB4	73,1	22,4	14,6	10,2	7,3	4,0	1,9	0,7
DC1	MB1	81,5	20,0	9,6	6,3	3,2	1,4	0,7	0,2
	MB2	55,6	22,1	15,7	9,7	5,3	3,0	1,0	0,3
	MB3	47,0	22,2	11,0	6,4	2,8	1,3	0,5	0,2
	MB4	48,6	21,6	13,7	8,8	6,5	4,3	2,3	1,2
DC4	MB1	92,5	27,6	16,4	10,2	6,4	2,6	1,1	0,3
	MB2	82,8	30,2	12,7	7,1	3,0	1,0	0,5	0,3
	MB3	71,2	27,0	12,2	5,8	2,6	0,8	0,0	0,0
	MB4	42,0	20,8	12,0	7,2	4,4	3,0	1,9	1,0

4 EFEITOS DO MANEJO DE FLORESTAS PLANTADAS DE *EUCALYPTUS* SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA E A EXPORTAÇÃO DE NUTRIENTES E SÓLIDOS SUSPENSOS EM MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS

Resumo

A qualidade da água de microbacias hidrográficas recobertas por florestas normalmente é superior ao de microbacias hidrográficas com outros usos do solo. No entanto, operações de manejo florestal apresentam potencial para alterar a concentração e os níveis de parâmetros de qualidade da água. Embora os efeitos do manejo florestal tenham sido amplamente estudados em países de clima temperado, são raros os estudos desenvolvidos em clima tropical, principalmente em florestas plantadas de manejo intensivo, como é o caso da maioria dos plantios de *Eucalyptus* no Brasil. O *Eucalyptus* é o gênero florestal mais plantado no Brasil e o Estado de São Paulo apresenta a segunda maior área plantada do país. O manejo intensivo é caracterizado por florestas de crescimento rápido, ciclos curtos de rotação e alta produtividade, que demandam a aplicação de fertilizantes repetidas vezes. Assim, este estudo teve por objetivo avaliar os efeitos do manejo de florestas plantadas de *Eucalyptus* sobre a concentração e exportação de nutrientes e sólidos suspensos em quatro microbacias hidrográficas. Os resultados mostraram que a colheita e as operações florestais subsequentes não alteraram a maioria das medianas anuais de concentração de nitrato, potássio, cálcio e magnésio e os níveis de turbidez. As medianas da concentração de sólidos suspensos aumentaram no primeiro ano depois da colheita florestal (DC1) em todas as microbacias estudadas, no entanto somente em duas microbacias este aumento foi significativo. No quarto ano depois da colheita florestal (DC4) a maioria das medianas das concentrações dos nutrientes e níveis de turbidez diminuíram em relação ao ano DC1, inclusive as medianas de sólidos suspensos que diminuíram significativamente em todas as microbacias. No primeiro ano depois da colheita ocorreu aumento do rendimento hídrico anual (razão entre deflúvio e precipitação) em três microbacias hidrográficas, as quais também apresentaram aumento dos valores exportados de nutrientes e sólidos suspensos. No quarto ano depois da colheita os valores de rendimento hídrico diminuíram e as exportações também. Características locais, como, por exemplo, tipo de solo e declividade do terreno, e características do manejo, como densidade de estradas e porcentagem de áreas com florestas plantadas, influenciaram os valores dos parâmetros de qualidade da água e das exportações de nutrientes e sólidos suspensos das microbacias hidrográficas. Com base no padrão americano e brasileiro de qualidade de água para abastecimento humano e nos valores reportados na literatura, o manejo de florestas plantadas de *Eucalyptus* de rápido crescimento não compromete a qualidade da água, principalmente no que se refere a concentração e exportação de nitrato e sólidos suspensos. Contudo, vale ressaltar, que ainda não existem valores considerados aceitáveis para alterações na qualidade da água.

Palavras-chave: Operações florestais; Colheita florestal; Concentração; Carga; Qualidade da água

Abstract

Water quality in catchments covered by forests is usually higher than in catchments with other land uses. However, forest management operations have the potential to alter the concentration and level of water quality parameters. Although the effects of forest management have been widely studied in temperate countries, few studies are developed in tropical climate, especially in forest plantations with intensive management, as is the case with most *Eucalyptus* plantations in Brazil. *Eucalyptus* is the most common planted forest type in Brazil and the State of São Paulo has the second largest planted area in the country. The intensive management is characterized by forests of fast-growing, short rotation cycles and high productivity, which require repeated application of fertilizers. This study aimed to evaluate the effects of management of *Eucalyptus* forest plantations on concentration and export of nutrients and suspended solids at four catchments. Results showed that timber harvesting and subsequent forest management operations do not alter most of the annual median concentration of nitrate, potassium, calcium and magnesium and turbidity levels. Median concentration of suspended solids increased during the first year after timber harvesting (DC1) in all studied catchments, however only two catchments this increase was significant. In the fourth year after timber harvesting (DC4) most median concentrations of nutrients and turbidity levels decreased in relation to DC1, including suspended solids medians which decreased significantly in all catchments. In the first year after harvest, an increase in annual discharge/precipitation ration occurred in three watersheds, which also increased export values of nutrients and suspended solids. In the fourth year after timber harvesting, discharge/precipitation ratio values decreased, as did exports. Local characteristics, such as, for example, soil type, slope, and management characteristics such as road density and percentage of planted forests influenced catchment water quality parameter values as well as nutrient and suspended solids exportation. Based on the American and Brazilian standards for water quality for human consumption and the values reported in literature, management of fast-growing *Eucalyptus* forest plantations does not compromise water quality, particularly regarding concentration and export of nitrate and suspended solids. However, it is noteworthy to mention that there are still no acceptable alteration values for water quality.

Keywords: Forest operations; Timber harvesting; Concentration; Load; Water quality

4.1 Introdução

A qualidade da água de um dado período de uma microbacia hidrográfica é determinada por uma série de influências atuais e históricas, de origem natural ou antrópica, e constitui um importante indicador da saúde do ecossistema aquático (BAILLIE; NEARY, 2015).

Riachos que drenam de paisagens florestais apresentam, normalmente, qualidade de água superior aos riachos que drenam de outros tipos de uso do solo, como, por exemplo, regiões agrícolas (BINKLEY; BURNHAM; ALLEN, 1999; SUN et al., 2004; GRACE, 2005; VAN DIJK; KEENAN, 2007; DIAS-CHAVEZ et al., 2011; BOGGS, 2013). A alta qualidade da água proporcionada pelas florestas é parcialmente atribuída a uma variedade de processos físicos e biogeoquímicos que filtram e melhoraram a água enquanto ela se movimenta através da bacia hidrográfica (ANDERSON; LOCKABY, 2011). Dentre os fatores que contribuem para uma maior qualidade da água em ecossistemas florestais pode-se destacar os processos de interceptação e evapotranspiração que reduzem a quantidade de precipitação que chega ao solo; as características físicas, biológicas e químicas dos solos florestais que facilitam a infiltração da água, a remoção de possíveis contaminantes e a ciclagem de nutrientes; o escoamento sub-superficial que em florestas constitui a principal via para o transporte de água até os riachos; e os menores valores de escoamento superficial e de erosão (BAILLIE; NEARY, 2015).

No entanto, operações de manejo florestal, tais como a colheita, preparo do solo, fertilização e construção e uso de estradas, podem causar variações na concentração e na exportação de nutrientes e sólidos, alterando assim a qualidade da água (BINKLEY; BROWN, 1993; BINKLEY; BURNHAM; ALLEN, 1999; SUN et al., 2004; GRACE, 2005; CARROLL et al., 2004; FELLER, 2005; ANDERSON; LOCKABY, 2011; BAILLIE; NEARY, 2015).

Embora amplas revisões tenham abordado os efeitos do manejo florestal sobre a qualidade da água em diferentes tipos de solos, florestas, operações florestais e climas, a maioria desses trabalhos compilou estudos desenvolvidos na América do Norte (ver BINKLEY; BROWN, 1993; FELLER, 2005; GOMI; MOORE; HASSAN, 2005; NEARY; ICE; JACKSON, 2009), em diferentes regiões dos Estados Unidos (ver AUST; BLINN, 2004; SUN et al., 2004; GRACE, 2005; ANDERSON; LOCKABY, 2011;), em diferentes regiões do mundo (ver BINKLEY; BURNHAM;

ALLEN, 1999; DIAZ-CHAVEZ, 2011; NEARY, 2016) e em países específicos como, por exemplo, Nova Zelândia (BAILLIE; NEARY, 2015) e Austrália (CAMPBELL; DOEG, 1989). No entanto, são raros os estudos e revisões sobre o efeito do manejo de florestas plantadas na qualidade da água em regiões tropicais (BRUIJNZEEL, 1990).

Binkley, Burnham e Allen (1999) e Bruijnzeel (1990) enfatizam a necessidade de estudos em regiões tropicais, pois os impactos sobre a qualidade da água podem ser maiores nesses locais devido ao manejo florestal ser mais intensivo, com aplicações sequenciais de grandes quantidades de fertilizantes quando comparados com o manejo florestal, normalmente menos intensivo, praticado em regiões temperadas. No Brasil, florestas plantadas de *Eucalyptus* sob manejo intensivo apresentam rápido crescimento, ciclos curtos de rotação (de 6 a 8 anos) e uma das maiores produtividades do mundo (de 25 a 60 m³ ha⁻¹ ano⁻¹), características essas adquiridas por meio do melhoramento genético, incluindo técnicas de clonagem, e do desenvolvimento de práticas silviculturais utilizadas para diminuir os estresses bióticos e abióticos, e aumentar a eficiência do uso dos recursos naturais pelos plantios (GONÇALVES et al., 2013).

Dos 5,6 milhões de hectares de florestas plantadas de *Eucalyptus* do Brasil, pouco mais de 970 mil hectares se localizam no Estado de São Paulo, colocando o Estado em segundo lugar em termos de área plantada no país, embora os plantios ocupem apenas 3,9% de sua área total (INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES – IBÁ, 2016).

Alguns estudos demonstraram diferenças entre parâmetros de qualidade de água avaliados em florestas plantadas de *Eucalyptus* de rápido crescimento e em outros usos do solo. Farley et al. (2008) identificaram diferenças no pH de microbacias hidrográficas recobertas por pastagens relativamente à microbacias recobertas por florestas plantadas de *Eucalyptus* no Uruguai. No Brasil, Silva et al. (2007) observaram valores intermediários nas concentrações de diversos cátions e ânions em uma microbacia hidrográfica com floresta plantada de *Eucalyptus* em relação à microbacias hidrográficas com cultivo de cana de açúcar e vegetação nativa (Cerrado).

Embora Farley et al. (2008) e Silva et al. (2007) tenham demonstrado diferenças em valores de parâmetros de qualidade da água, florestas plantadas quando bem manejadas podem apresentar melhor qualidade de água e exportar

quantidades menores de nutrientes e sedimentos relativamente a determinados sistemas e culturas agrícolas (VAN DIJK; KEENAN, 2007; DIAZ-CHAVEZ et al., 2011; BAILLIE; NEARY, 2015). No entanto, são raros os estudos desenvolvidos no Brasil que quantificaram exportações de nutrientes e sólidos em microbacias hidrográficas, principalmente frente à realização de operações florestais (CÂMARA; LIMA, 1999; VITAL; LIMA; CAMARGO, 1999).

Câmara e Lima (1999) detectaram aumento nas exportações de sólidos suspensos no ano seguinte à realização da colheita florestal, assim como Vital, Lima e Camargo (1999) também detectaram aumento nas exportações de nitrato, potássio, cálcio, magnésio, ferro e de sólidos suspensos depois da colheita. Contudo, algumas operações de manejo florestal que eram comuns no período de desenvolvimento desses estudos sofreram modificações nos últimos quinze anos, principalmente a colheita florestal, a qual era realizada manualmente e passou a ser realizada de maneira predominantemente mecanizada. Outro exemplo, diz respeito às atividades silviculturais subsequentes à colheita florestal, que com o tempo passaram a incorporar práticas mais conservacionistas, como o preparo do solo que começou a ser realizado por meio do cultivo mínimo, devido a necessidade de se reduzir as taxas de erosão, perdas de nutrientes e custos operacionais (GONÇALVES et al., 2013).

Neste contexto, o presente estudo tem por objetivo geral avaliar os efeitos do manejo florestal atualmente empregado em florestas plantadas de *Eucalyptus* de rápido crescimento sobre parâmetros de qualidade da água (nitrato, potássio, cálcio, magnésio, sólidos suspensos e turbidez) em microbacias hidrográficas, buscando contribuir com o entendimento dos efeitos que essa atividade exerce sobre os recursos hídricos.

Duas hipóteses foram elaboradas:

- A colheita e as operações florestais subsequentes aumentam a concentração de nutrientes e de sólidos suspensos, e os níveis de turbidez; enquanto que o crescimento do novo plantio diminui a concentração e os níveis dos parâmetros;
- A colheita florestal e as operações florestais subsequentes resultam no aumento das exportações anuais de nutrientes e sólidos suspensos enquanto que o crescimento do novo plantio proporciona diminuição dos valores anuais exportados.

4.2 Materiais e métodos

4.2.1 Localização e caracterização das microbacias hidrográficas

As informações referentes às áreas de estudo foram previamente descritas no Capítulo 3, item 3.2.1, e englobam a localização das microbacias hidrográficas em relação aos biomas brasileiros, classificação climática de Köppen, determinação dos diferentes usos do solo, geologia e solos.

Embora o acesso às informações referentes as atividades de manutenção de estradas e fertilização empregadas nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4 não tenha sido possível, estas constituem operações silviculturais rotineiras inerentes ao manejo florestal empregado em florestas plantadas de *Eucalyptus* no Brasil.

De acordo com Wilcken et al. (2008), normalmente, com base no teor de nutrientes já disponíveis no solo, depois da colheita florestal as empresas realizam a calagem (com calcário dolomítico) para corrigir a acidez e garantir as exigências da cultura em cálcio e magnésio; posteriormente realiza-se o preparo de solo (subsolagem e/ou coveamento) com a adubação de base, que comumente contém nitrogênio, fósforo, potássio, cobre, zinco e boro, e as adubações de cobertura (de 3, 6 e 12 meses após o plantio) que podem conter nitrogênio, potássio e boro. Em termos médios, para rotações de florestas plantadas de *Eucalyptus* de 7 anos, são aplicados até 2.000 kg ha⁻¹ de calcário, de 60 a 80 kg ha⁻¹ de N (nitrogênio), de 60 a 80 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (pentóxido de fósforo), de 140 a 160 kg ha⁻¹ de K₂O (óxido de potássio), de 1 a 5 kg ha⁻¹ de B (boro) e 1 kg ha⁻¹ de Cu (cobre) e Zn (zinco) (GONÇALVES et al., 2013). No sistema de talhadia, o qual foi empregado na microbacia hidrográfica MB4, a recomendação de adubação é semelhante ao sistema com plantio convencional (SILVA; ANGELI, 2006).

Assim como nas operações relativas à colheita florestal, o período de adubação, o conjunto e a quantidade de nutrientes e a frequência de aplicação varia de acordo com o plano de manejo florestal adotado em cada empresa, contudo, o período em que essas atividades ocorrem de forma mais concentrada é no primeiro ano depois da colheita florestal.

4.2.2 Mensuração dos dados hidrológicos

A descrição das estruturas e dos equipamentos utilizados para a medição e o registro contínuo dos dados de vazão e precipitação foi realizada na Capítulo 3, item 3.2.2.

Adicionalmente aos dados de vazão e precipitação, amostras de água foram coletadas manual e regularmente nos vertedores de cada microbacia hidrográfica durante o ano anterior à colheita florestal (AC) e durante o primeiro (DC1) e quarto (DC4) anos depois da colheita, de forma a abranger todos os meses do ano (com exceção apenas para os meses de intermitência da microbacia hidrográfica MB2). O período equivalente a cada um dos anos AC, DC1 e DC4, para as quatro microbacias hidrográficas, pode ser observado na Figura 4.1.

Figura 4.1 – Período correspondente ao ano anterior à colheita florestal (AC) e o primeiro (DC1) e quarto (DC4) anos depois da realização da colheita nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4.

As alíquotas de água amostradas foram armazenadas em garrafas plásticas de 500 ml, após a tríplice lavagem destas com a água presente no vertedor, sendo posteriormente encaminhadas refrigeradas e em caixas térmicas para o Laboratório de Ecologia Aplicada (LEA), do Departamento de Ciências Florestais, pertencente à Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” da Universidade de São Paulo (ESALQ/USP). Em cada amostra foram determinadas as concentrações (mg L^{-1}) dos parâmetros nitrato (NO_3^-), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sólidos suspensos, e os níveis (FTU) de turbidez.

Para a determinação da concentração de nitrato, o LEA adotou o método da brucina e utilizou um espectrofotômetro da marca Coleman 395 UV até setembro de 2011 e, a partir dessa data, um equipamento da marca Thermo Scientific Genesis 10S UV-VIS; a concentração de potássio foi obtida por meio de um fotômetro de chama da marca Micronal B220; as concentrações de cálcio e magnésio foram determinadas por um espectrofotômetro de absorção atômica da marca Perkin Elmer Analyst 100; a concentração de sólidos suspensos foi obtida por meio de um sistema de filtração automático (polisulfona 47mm, Nalgene), secagem em estufa (Fanem) e pesagem em balança analítica; e os níveis de turbidez foram determinados pelo método turbidimétrico e um espectrofotômetro da marca HACH DR 2000.

4.2.3 Análise de dados

4.2.3.1 Dados hidrológicos

Os registros contínuos de altura de lâmina d'água, obtidos em cada uma das quatro microbacias hidrográficas, deram origem aos dados de vazão ($L s^{-1}$), por meio da aplicação de equações específicas desenvolvidas no projeto técnico de cada vertedor. Os dados de vazão média diária foram transformados em valores diários de deflúvio (mm) e integrados no tempo para obtenção do valor anual de deflúvio para os anos AC, DC1 e DC4. Da mesma forma, os dados diários de precipitação também foram integrados para obtenção dos valores anuais. A disponibilidade de água anual das microbacias hidrográficas foi avaliada em relação aos valores de deflúvio e também em relação à razão entre o deflúvio (Q) e a precipitação (P), denominada de *rendimento hídrico* (Q:P). Na escala anual, o rendimento hídrico é considerado um parâmetro chave para quantificar os efeitos de mudanças no uso do solo sobre os valores anuais do deflúvio (BOGGS et al., 2013).

As diferenças entre os anos foram calculadas, em porcentagem, para os valores de precipitação, deflúvio e rendimento hídrico obtidos nos anos AC e DC1 e nos anos DC1 e DC4.

4.2.3.2 Parâmetros de qualidade da água

As quatro microbacias hidrográficas apresentaram amostras de água com valores abaixo do limite mínimo de detecção dos métodos e equipamentos empregados. Nesses casos, em substituição ao valor “zero” de concentração ou nível, foi atribuído um valor equivalente à metade do limite mínimo de detecção correspondente ao parâmetro em questão (NEWMAN et al., 1989). Assim, esse procedimento foi adotado na microbacia hidrográfica MB1 em 28 amostras do ano AC, 38 amostras do ano DC1 e 38 amostras do ano DC4, as quais apresentaram valores de turbidez abaixo do limite de detecção. Esse procedimento também foi adotado na microbacia hidrográfica MB2 para 1 amostra do ano DC1 em relação ao parâmetro nitrato e, na microbacia hidrográfica MB3, para 2 amostras do ano AC e para 4 amostras do ano DC4 em relação ao parâmetro turbidez. Na microbacia hidrográfica MB4, no ano AC esse procedimento foi adotado para 7 amostras de nitrato e 1 de turbidez; no ano DC1 para 5 amostras de nitrato e 9 de turbidez e, no ano DC4, para 1 amostra de turbidez.

Para avaliar a existência de efeitos da colheita e das operações florestais subsequentes sobre a concentração dos nutrientes e dos sólidos suspensos, e dos níveis turbidez foram utilizados os resultados das amostras coletadas no ano anterior à colheita florestal (AC) e no primeiro ano depois da colheita (DC1). Assim, após a verificação de ausência de distribuição normal e homocedasticidade (testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente), além do desbalanceamento dos conjuntos amostrados, a existência de diferenças estatísticas entre os anos AC e DC1 foram avaliadas por meio do teste não paramétrico de Mann-Whitney. O resultado dessa avaliação foi expresso como significativo quando $p < 0,05$. Da mesma forma, para avaliar a existência de efeitos do crescimento das florestas plantadas sobre os parâmetros de qualidade da água foram utilizados os resultados obtidos no primeiro ano (DC1) e no quarto ano (DC4) depois da colheita florestal, adotando-se as mesmas análises estatísticas. Além da comparação entre os anos AC e DC1 e entre os anos DC1 e DC4 de cada microbacia hidrográfica, também foi realizada uma comparação entre esses anos considerando conjuntamente todos os resultados obtidos nas amostras de água coletadas nas microbacias hidrográficas perenes (MBp), ou seja, nas microbacias hidrográficas MB1, MB3 e MB4.

4.2.3.3 Exportação de nutrientes e sólidos suspensos

A partir dos valores pontuais de concentração (mg L^{-1}) de nitrato, potássio, cálcio, magnésio e sólidos suspensos, e dos valores de vazão média diária (L s^{-1}) foram obtidas as quantidades dos nutrientes e sólidos exportadas anualmente. Para tanto, os valores de concentração de uma determinada amostra foram adotados em todos os dias até a próxima amostra e assim, sucessivamente, variando apenas os dados de vazão média diária.

As exportações diárias foram então integradas no tempo originando as exportações anuais (kg ano^{-1}), as quais foram divididas pela área correspondente de cada microbacia hidrográfica ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$). As diferenças entre os valores das exportações obtidos nos anos AC e DC1 e nos anos DC1 e DC4 foram calculadas em porcentagem considerando cada microbacia hidrográfica, somente as microbacias hidrográficas perenes (MBp) e todas as microbacias hidrográficas conjuntamente (MBg).

Por fim, para avaliar a existência de correlações entre as exportações anuais e características do manejo florestal foram utilizados os dados relativos aos anos DC1 e DC4, por estes apresentarem a mesma distribuição de uso do solo. Para tanto, a densidade de estradas (m ha^{-1}), a área colhida em DC1 (%) e a área com florestas plantadas de *Eucalyptus* no ano DC4 (%) de cada uma das quatro microbacias hidrográficas foram relacionadas com o valor anual exportado de nitrato, potássio, cálcio, magnésio e sólidos suspensos para verificar a existência de correlações lineares, utilizando-se o algoritmo dos mínimos quadrados ordinários (*Ordinary Least Square* – OLS). Para cada equação linear foi apresentado o coeficiente de correlação de Pearson ao quadrado (r^2) e a avaliação dessa correlação foi expressa como significativa quando $p < 0,05$.

Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa estatístico livre Past versão 3.12.

4.3 Resultados

As séries históricas dos dados de vazão média diária e precipitação diária, e dos dados de concentração de nitrato, potássio, cálcio, magnésio, sólidos suspensos, e níveis de turbidez, registrados nos anos AC, DC1 e DC4 nas quatro microbacias hidrográficas podem ser visualizados nos ANEXOS 4A e 4B (MB1), 4C e 4D (MB2), 4E e 4F (MB3) e 4G e 4H (MB4).

4.3.1 Concentrações de nutrientes e sólidos suspensos, e níveis de turbidez

Considerando os três anos de dados (AC, DC1 e DC4), nota-se que as menores medianas para as concentrações de nitrato foram registradas na microbacia hidrográfica MB4 e as maiores medianas na microbacia hidrográfica MB1 (Figura 4.2a). A microbacia hidrográfica MB2, devido provavelmente a sua característica intermitente, apresentou as maiores medianas para as concentrações de potássio (Figura 4.2b), cálcio (Figura 4.2c), magnésio (Figura 4.3a) e sólidos suspensos (Figura 4.3b), e para os níveis de turbidez (Figura 4.3c). As menores medianas para as concentrações de potássio (Figura 4.2b), cálcio (Figura 4.2c) e magnésio (Figura 4.3a) e para os níveis de turbidez (Figura 4.3c) foram registradas na microbacia hidrográfica MB1 e as menores medianas para as concentrações de sólidos suspensos na microbacia hidrográfica MB3 (Figura 4.3b). O número de amostras, a média, o desvio padrão, o coeficiente de variação e a amplitude de valores obtidos para cada parâmetro nos anos AC, DC1 e DC4 encontram-se nos ANEXOS 4I e 4J.

Figura 4.2 – Box-plot das concentrações de (a) nitrato (mg L^{-1}), (b) potássio (mg L^{-1}) e (c) cálcio (mg L^{-1}) obtidas no ano anterior à colheita florestal (AC) e no primeiro (DC1) e quarto (DC4) anos depois da colheita nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4. A linha horizontal interna das caixas representa a mediana, as extremidades das caixas representam o primeiro e o terceiro quartil, os limites das barras verticais representam os valores máximo e mínimo e os círculos representam os valores extremos.

Figura 4.3 – Box-plot das concentrações de (a) magnésio (mg L^{-1}) e (b) sólidos suspensos (mg L^{-1}), e (c) níveis de turbidez (FTU) obtidos no ano anterior à colheita florestal (AC) e no primeiro (DC1) e quarto (DC4) anos depois da colheita nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4. A linha horizontal interna das caixas representa a mediana, as extremidades das caixas representam o primeiro e o terceiro quartil, os limites das barras verticais representam os valores máximo e mínimo e os círculos representam os valores extremos.

A análise das concentrações dos nutrientes e sólidos suspensos, e dos níveis de turbidez obtidas no ano anterior a colheita florestal (AC) relativamente ao primeiro ano depois da colheita (DC1) mostrou ausência de diferenças significativas em 20 das 30 comparações realizadas (Tabela 4.1). Cinco comparações apresentaram aumentos significativos ($p < 0,05$) no valor da mediana no ano DC1 em relação ao ano AC, sendo estas: cálcio e magnésio na microbacia hidrográfica MB2 e sólidos suspensos nas microbacias hidrográficas MB1 e MB4, e nas microbacias hidrográficas perenes (MBp) (Tabela 4.1). Outras cinco comparações apresentaram diminuição significativa ($p < 0,05$) no valor da mediana no primeiro ano depois da colheita florestal: nitrato na microbacia hidrográfica MB4, potássio na microbacia hidrográfica MB1 e cálcio nas microbacias hidrográficas MB3 e MB4, e nas microbacias hidrográficas perenes (MBp) (Tabela 4.1).

Tabela 4.1 – Valores das medianas das concentrações de nitrato (mg L^{-1}), potássio (mg L^{-1}), cálcio (mg L^{-1}), magnésio (mg L^{-1}) e sólidos suspensos (mg L^{-1}), valores das medianas de turbidez (FTU) e número de amostras (n) coletadas no ano anterior à colheita florestal (AC) e no primeiro ano depois da colheita (DC1), nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4.

Nitrato (mg L^{-1})					Potássio (mg L^{-1})					Cálcio (mg L^{-1})				
MB	AC	n	DC1	n	MB	AC	n	DC1	n	MB	AC	n	DC1	n
MB1	2,20	45	2,15	48	MB1*	0,4	45	0,2	48	MB1	0,30	45	0,20	48
MB2	1,20	15	0,85	30	MB2	2,2	15	2,6	30	MB2*	4,20	15	5,55	30
MB3	1,35	46	1,60	49	MB3	1,0	46	1,0	49	MB3*	1,10	46	0,91	49
MB4*	0,50	51	0,30	52	MB4	0,6	51	0,6	52	MB4*	0,60	51	0,50	52
MBp ⁽¹⁾	1,20	142	1,40	149	MBp ⁽¹⁾	0,6	142	0,6	149	MBp ^{(1)*}	0,60	142	0,50	149
Magnésio (mg L^{-1})					Sólidos suspensos (mg L^{-1})					Turbidez (FTU)				
MB	AC	n	DC1	n	MB	AC	n	DC1	n	MB	AC	n	DC1	n
MB1	0,20	45	0,20	48	MB1*	5,7	45	12,7	48	MB1	0,5	45	0,5	48
MB2*	1,20	15	1,60	30	MB2	29,0	15	32,8	30	MB2	29,0	15	37,0	29
MB3	0,50	46	0,50	49	MB3	6,7	46	10	49	MB3	5,0	46	5,0	49
MB4	0,20	51	0,20	52	MB4*	10,3	51	15,2	52	MB4	10,0	51	9,0	52
MBp ⁽¹⁾	0,29	142	0,20	149	MBp ^{(1)*}	7,5	142	11,3	149	MBp ⁽¹⁾	5,0	149	4,0	149

⁽¹⁾ MBp representa os dados obtidos nas microbacias hidrográficas perenes (MB1, MB3 e MB4) em conjunto.

* indica que as medianas dos dois conjuntos de dados são diferentes (teste de Mann-Whitney) ($p < 0,05$). Valores em negrito identificam as medianas que foram significativamente maiores no ano DC1 em relação ao ano AC.

A análise das concentrações de nutrientes e sólidos suspensos, e dos níveis de turbidez, obtidos no primeiro e quarto anos depois da colheita florestal, identificou

que 13 das 30 comparações apresentaram valores significativamente menores ($p < 0,05$) no ano DC4 em relação ao ano DC1, sendo estas: nitrato na microbacia hidrográfica MB2, potássio nas microbacias hidrográficas MB2, MB3, MB4 e nas microbacias perenes, magnésio nas microbacias hidrográficas MB1, MB2 e MB3 e de sólidos suspensos nas quatro microbacias hidrográficas estudadas e nas microbacias perenes (Tabela 4.2). Doze comparações entre medianas não apresentaram diferenças em seus valores entre os anos DC1 e DC4 e 5 comparações apresentaram aumento significativo ($p < 0,05$) nos valores das medianas, sendo estas: concentrações de nitrato nas microbacias hidrográficas MB1, MB4 e microbacias perenes, de potássio na microbacia hidrográfica MB1 e de cálcio na microbacia hidrográfica MB3 (Tabela 4.2).

Tabela 4.2 – Valores das medianas das concentrações de nitrato (mg L^{-1}), potássio (mg L^{-1}), cálcio (mg L^{-1}), magnésio (mg L^{-1}) e sólidos suspensos (mg L^{-1}), valores das medianas de turbidez (FTU) e número de amostras (n) coletadas no primeiro (DC1) e quarto (DC4) anos depois da colheita (DC1), nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4.

Nitrato (mg L^{-1})					Potássio (mg L^{-1})					Cálcio (mg.L^{-1})				
MB	DC1	n	DC4	n	MB	DC1	n	DC4	n	MB	DC1	n	DC4	n
MB1*	2,15	48	3,55	48	MB1*	0,2	48	0,4	48	MB1	0,20	48	0,23	48
MB2*	0,85	30	0,40	22	MB2*	2,6	30	1,7	22	MB2	5,55	30	5,75	22
MB3	1,60	49	1,70	33	MB3*	1,0	49	0,7	33	MB3*	0,91	49	1,10	33
MB4*	0,30	52	0,60	48	MB4*	0,6	52	0,4	48	MB4	0,50	52	0,60	48
MBp ^{(1)*}	1,40	149	1,70	129	MBp ^{(1)*}	0,6	149	0,4	129	MBp ⁽¹⁾	0,50	149	0,50	129
Magnésio (mg L^{-1})					Sólidos suspensos (mg L^{-1})					Turbidez (FTU)				
MB	DC1	n	DC4	n	MB	DC1	n	DC4	n	MB	DC1	n	DC4	n
MB1*	0,20	48	0,19	48	MB1*	12,7	48	3,7	48	MB1	0,5	48	0,5	48
MB2*	1,60	30	1,30	22	MB2*	32,8	30	15	22	MB2	37,0	29	22,0	22
MB3*	0,50	49	0,40	33	MB3*	10	49	6	33	MB3	5,0	49	5,0	33
MB4	0,20	52	0,20	48	MB4*	15,2	52	6	48	MB4	9,0	52	12,0	48
MBp ⁽¹⁾	0,20	149	0,20	129	MBp ^{(1)*}	11,3	149	5	129	MBp ⁽¹⁾	4,0	149	5,0	129

⁽¹⁾ MBp representa os dados obtidos nas microbacias hidrográficas perenes (MB1, MB3 e MB4) em conjunto.

* indica que as medianas dos dois conjuntos de dados são diferentes (teste de Mann-Whitney) ($p < 0,05$). Valores em negrito identificam as medianas que foram significativamente maiores no ano DC4 em relação ao ano DC1.

4.3.2 Exportações de nutrientes e sólidos suspensos

Colheita e operações florestais subsequentes

A determinação das exportações anuais dos nutrientes e sólidos suspensos para os anos AC e DC1 permitiu a obtenção das diferenças, em porcentagem, ocorridas em cada microbacia hidrográfica (Tabela 4.3). A microbacia hidrográfica MB2, que é intermitente, apresentou aumento nas exportações anuais de todos os nutrientes e sólidos suspensos no ano DC1 em relação ao ano AC (Tabela 4.3). Embora os valores anuais de precipitação e deflúvio, da microbacia MB2, tenham sido, respectivamente, 17% e 3% menores, no ano DC1 em relação ao ano AC, o rendimento hídrico foi 17% maior (Tabela 4.4). De maneira oposta, a microbacia hidrográfica MB3 apresentou diminuição nos valores exportados de todos os nutrientes e sólidos suspensos no ano DC1 em relação ao ano AC (Tabela 4.3), acompanhando a tendência dos valores anuais de deflúvio e de rendimento hídrico, os quais foram, respectivamente, 28% e 37% menores no ano DC1, embora a precipitação anual tenha sido 14% maior (Tabela 4.4).

A microbacia hidrográfica MB4 apresentou aumento nas exportações de todos os nutrientes, com exceção para o nitrato, e aumento de sólidos suspensos (Tabela 4.3), sendo o deflúvio do ano DC1 56% maior em relação ao ano AC e o rendimento 72% maior (Tabela 4.4). A microbacia hidrográfica MB1, por sua vez, apresentou aumento das exportações anuais somente de nitrato (22%) e sólidos suspensos (104%) (Tabela 4.3), e, embora o deflúvio anual tenha sido somente 5% maior no ano DC1 em relação ao ano AC, o rendimento hídrico foi 57% maior, mesmo com a precipitação anual apresentando um valor 33% menor no mesmo período (Tabela 4.4).

As exportações médias anuais de todas as microbacias hidrográficas (MBg) e as exportações médias anuais somente das microbacias perenes (MBp) demonstraram aumento nos valores de todos os nutrientes e sólidos suspensos, com exceção apenas para o nitrato que não apresentou variações nos valores médios nos anos AC e DC1 das microbacias perenes (Tabela 4.3). Os valores médios anuais de deflúvio e de rendimento hídrico obtidos para MBg e MBp também apresentaram aumento no ano DC1, embora os valores médios de precipitação tenham diminuído (Tabela 4.4).

Tabela 4.3 – Exportações ($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) de nitrato, potássio, cálcio, magnésio e sólidos suspensos obtidas para o ano anterior à colheita florestal (AC) e para o primeiro ano depois da colheita florestal (DC1) nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4.

	Nitrato			Potássio			Cálcio		
	AC	DC1		AC	DC1		AC	DC1	
MB	($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)		% ⁽¹⁾	($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)		% ⁽¹⁾	($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)		% ⁽¹⁾
MB1	2,8	3,5	22	0,5	0,3	-44	0,4	0,4	0
MB2	3,5	5,6	59	5,1	6,9	36	9,6	12,7	33
MB3	1,7	1,5	-14	1,4	1,0	-29	1,3	0,8	-38
MB4	2,9	2,5	-14	2,7	3,8	41	2,5	3,3	32
MBp ⁽²⁾	2,5	2,5	0	1,5	1,7	11	1,4	1,5	7
MBg ⁽³⁾	2,7	3,3	19	2,4	3,0	24	3,4	4,3	25

	Magnésio			Sólidos suspensos		
	AC	DC1		AC	DC1	
MB	($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)		% ⁽¹⁾	($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)		% ⁽¹⁾
MB1	0,3	0,3	0	9,0	18,3	104
MB2	2,6	3,8	46	113,7	151,5	33
MB3	0,6	0,4	-33	11,4	8,5	-25
MB4	1,1	1,4	32	49,8	106,3	113
MBp ⁽²⁾	0,7	0,7	0	23,4	44,4	90
MBg ⁽³⁾	1,1	1,5	29	46,0	71,1	55

⁽¹⁾ Diferença, em porcentagem, do valor anual obtido no ano DC1 em relação ao valor anual do ano AC; ⁽²⁾ MBp representa os valores médios considerando as microbacias hidrográficas perenes (MB1, MB3 e MB4); ⁽³⁾ MBg representa os valores médios considerando todas as quatro microbacias hidrográficas.

Tabela 4.4 – Valores anuais de precipitação, deflúvio e rendimento hídrico (Q:P) registrados no ano anterior à colheita florestal (AC) e no primeiro ano depois da colheita florestal (DC1) nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4.

	Precipitação			Deflúvio			Q:P		
	AC	DC1		AC	DC1		AC	DC1	
MB	(mm)		% ⁽¹⁾	(mm)		% ⁽¹⁾			% ⁽¹⁾
MB1	1700,1	1138,6	-33	130,7	137,0	5	0,08	0,12	57
MB2	1702,8	1414,2	-17	253,1	244,9	-3	0,15	0,17	17
MB3	983,5	1124,1	14	126,3	90,4	-28	0,13	0,08	-37
MB4	1576,5	1428,3	-9	415,1	648,1	56	0,26	0,45	72
MBp ⁽²⁾	1420,0	1230,3	-13	224,0	291,8	30	0,16	0,24	50
MBg ⁽³⁾	1490,7	1276,3	-14	231,3	280,1	21	0,16	0,22	41

⁽¹⁾ Diferença, em porcentagem, do valor anual obtido no ano DC1 em relação ao valor anual do ano AC; ⁽²⁾ MBp representa os valores médios considerando as microbacias hidrográficas perenes (MB1, MB3 e MB4); ⁽³⁾ MBg representa os valores médios considerando todas as quatro microbacias hidrográficas.

Com relação aos aumentos e diminuições significativos ($p < 0,05$) observados nos valores das medianas das concentrações no ano DC1 em relação ao ano AC (Tabela 4.1), observou-se a mesma tendência para os valores anuais exportados (Tabela 4.3). Assim, por exemplo, na microbacia hidrográfica MB2 ocorreu aumento significativo da mediana da concentração de cálcio no ano DC1 (Tabela 4.1) e também aumento de 33% no valor exportado desse nutriente (Tabela 4.3). Exceções a essa dinâmica foram observadas para o valor exportado de cálcio na microbacia hidrográfica MB4 e no valor médio exportado desse mesmo nutriente considerando as microbacias hidrográficas perenes (MBp), os quais aumentaram, respectivamente, 32% e 7%, (Tabela 4.3), embora as concentrações das medianas tenham diminuído significativamente ($p < 0,05$) no ano DC1 em relação ao ano AC (Tabela 4.1).

Crescimento da floresta

A comparação entre as exportações entre os anos DC1 e DC4 demonstrou que, na microbacia hidrográfica MB2 ocorreu diminuição no ano DC4 nos valores exportados de todos os nutrientes e sólidos suspensos (Tabela 4.5) em relação ao ano DC1, da mesma forma que os valores anuais de deflúvio e rendimento hídrico foram respectivamente, 39% e 44% menores em DC4 (Tabela 4.6). De forma semelhante, na microbacia hidrográfica MB4 foram registradas exportações menores de todos os nutrientes, com exceção apenas para o nitrato, e sólidos suspensos (Tabela 4.5), e valores de deflúvio e rendimento hídrico, respectivamente, 22% e 8% também menores no ano DC4 (Tabela 4.6).

A microbacia hidrográfica MB3 apresentou aumento nos valores exportados de todos os nutrientes e sólidos suspensos no ano DC4 em relação ao ano DC1 (Tabela 4.5), da mesma forma que foram registrados aumentos nos valores anuais de precipitação, deflúvio e rendimento hídrico, respectivamente, 22%, 83% e 49% (Tabela 4.6). Por sua vez, a microbacia hidrográfica MB1 também apresentou aumento nos valores exportados de todos os nutrientes, porém diminuição no valor exportado de sólidos suspensos no ano DC4 (Tabela 4.5). Embora os valores anuais de precipitação e deflúvio, registrados na microbacia MB1, tenham sido 41% e 27% maiores no ano DC4 em relação ao ano DC1, o rendimento hídrico diminuiu 10% (Tabela 4.6).

Considerando os valores médios anuais exportados, obtidos nas microbacias hidrográficas perenes (MBp), foi observado aumento somente das exportações de nitrato (59%) e cálcio (10%) no ano DC4, enquanto que, com relação aos valores médios anuais exportados obtidos de todas as microbacias hidrográficas (MBg), foi observada diminuição das exportações de todos os parâmetros (Tabela 4.4), assim como diminuição nos valores médios de deflúvio e rendimento hídrico em 11% e 21%, respectivamente (Tabela 4.6).

Todos os parâmetros que apresentaram aumentos significativos ($p < 0,05$) das medianas de suas concentrações no ano DC4 em relação ao ano DC1 (Tabela 4.2) também apresentaram aumento nos valores anuais exportados (Tabela 4.5). Este foi o caso das medianas das concentrações de nitrato obtidas nas microbacias hidrográficas MB1 e MB4 e nas microbacias hidrográficas perenes (MBp) (Tabela 4.2), as quais apresentaram aumento nos valores exportados em 65%, 56% e 59%, respectivamente (Tabela 4.5); além das medianas das concentrações de potássio na microbacia hidrográfica MB1 e de cálcio na microbacia MB3 (Tabela 4.2) que apresentaram, respectivamente, 144% e 120% de aumento nas exportações no ano DC4 em relação ao ano DC1 (Tabela 4.5).

Com relação aos parâmetros que apresentaram diminuição significativa das medianas de suas concentrações no ano DC4 em relação ao ano DC1 (Tabela 4.2) observa-se também que estes apresentaram diminuição nos valores anuais exportados, com exceção apenas para os parâmetros potássio, magnésio e sólidos suspensos, obtidos na microbacia hidrográfica MB3, que apresentaram aumento nos valores anuais exportados (Tabela 4.5) provavelmente como reflexo do aumento em 83% do valor do deflúvio anual (Tabela 4.6).

Tabela 4.5 – Exportações (kg ha⁻¹ ano⁻¹) de nitrato, potássio, cálcio, magnésio e sólidos suspensos obtidas para o primeiro (DC1) e quarto (DC4) anos depois da colheita florestal (DC1) nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4

Nitrato				Potássio			Cálcio		
	DC1	DC4		DC1	DC4		DC1	DC4	
MB	(kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)		% ⁽¹⁾	(kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)		% ⁽¹⁾	(kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)		% ⁽¹⁾
MB1	3,5	5,7	65	0,3	0,7	144	0,4	0,4	0
MB2	5,6	0,7	-87	6,9	2,0	-72	12,7	6,4	-50
MB3	1,5	2,2	46	1,0	1,3	35	0,8	1,8	120
MB4	2,5	3,9	56	3,8	2,2	-42	3,3	3,1	-6
MBp ⁽²⁾	2,5	3,9	59	1,7	1,4	-17	1,51	1,80	19
MBg ⁽³⁾	3,3	3,1	-4	3,0	1,5	-48	4,30	2,94	-32

Magnésio				Sólidos suspensos		
	DC1	DC4		DC1	DC4	
MB	(kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)		% ⁽¹⁾	(kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)		% ⁽¹⁾
MB1	0,3	0,3	0	18,3	8,7	-53
MB2	3,8	1,3	-67	151,5	53,8	-65
MB3	0,4	0,7	58	8,5	12,3	44
MB4	1,4	1,0	-26	106,3	42,6	-60
MBp ⁽²⁾	0,7	0,7	0	44,4	21,2	-52
MBg ⁽³⁾	1,5	0,8	-45	71,1	29,3	-59

(1) Diferença, em porcentagem, do valor anual obtido no ano DC4 em relação ao valor anual do ano DC1; (2) MBp representa os valores médios considerando as microbacias hidrográficas perenes (MB1, MB3 e MB4); (3) MBg representa os valores médios considerando todas as quatro microbacias hidrográficas.

Tabela 4.6 – Valores anuais de precipitação, deflúvio e rendimento hídrico (Q:P) registrados no primeiro (DC1) e quarto (DC4) anos depois da colheita florestal nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4

Precipitação				Deflúvio			Q:P		
	DC1		DC4	DC1	DC4		DC1	DC4	
MB	(mm)		%(1)	(mm)		%(1)	%(1)		
MB1	1138,6	1608,3	41	137,0	173,9	27	0,12	0,11	-10
MB2	1414,2	1538,5	9	244,9	148,9	-39	0,17	0,10	-44
MB3	1124,1	1375,3	22	90,4	165,3	83	0,08	0,12	49
MB4	1428,3	1212,8	-15	648,1	508,2	-22	0,45	0,42	-8
MBp ⁽²⁾	1230,3	1398,8	14	291,8	282,5	-3	0,24	0,20	-15
MBq ⁽³⁾	1276,3	1433,7	12	280,1	249,1	-11	0,22	0,17	-21

(1) Diferença, em porcentagem, do valor anual obtido no ano DC1 em relação ao valor anual do ano AC; (2) MBp representa os valores médios considerando as microbacias hidrográficas perenes (MB1, MB3 e MB4); (3) MBg representa os valores médios considerando todas as quatro microbacias hidrográficas.

4.3.3 Efeitos de características específicas do manejo florestal sobre as exportações de nutrientes e sólidos suspensos

No primeiro ano depois da colheita florestal (DC1) foram detectadas relações positivas significativas ($p < 0,05$) entre a densidade de estradas e as exportações de potássio ($r^2 = 0,95$) e as exportações de sólidos suspensos ($r^2 = 0,99$) (Figura 4.4). Não foram detectadas relações entre a porcentagem de área colhida e as exportações de nutrientes (Figura 4.4).

No quarto ano depois da colheita florestal (DC4) novamente foi detectada relação positiva significativa ($p < 0,05$) entre a densidade de estradas e as exportações de sólidos suspensos ($r^2 = 0,99$) (Figura 4.5). Adicionalmente, também foram detectadas relações negativas significativas ($p < 0,05$) entre a porcentagem de área com florestas plantadas de *Eucalyptus* e as exportações de potássio ($r^2 = 0,91$) e as exportações de magnésio ($r^2 = 0,91$) (Figura 4.5).

Figura 4.4 – Valores exportados (kg ha⁻¹ ano⁻¹) de nitrato, potássio, cálcio, magnésio e sólidos suspensos obtidos no primeiro ano depois da colheita (DC1), nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4, em relação à (a) densidade de estradas (m ha⁻¹) e (b) a área colhida (%). * indica relações significativas ($p < 0,05$).

Figura 4.5 – Valores exportados (kg ha⁻¹ ano⁻¹) de nitrato, potássio, cálcio, magnésio e sólidos suspensos obtidos no quarto ano depois da colheita (DC4), nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4, em relação à (a) densidade de estradas (m ha⁻¹) e (b) a área com floresta plantada de *Eucalyptus* (%). * indica relações significativas (p < 0,05).

4.4 Discussão

Efeitos do manejo de florestas plantadas sobre a concentração de nutrientes e sólidos suspensos, e os níveis de turbidez

A primeira hipótese deste estudo afirma que a colheita florestal e as operações florestais subsequentes aumentam a concentração de nutrientes e de sólidos suspensos, e os níveis de turbidez; enquanto que o crescimento do novo plantio diminui a concentração e os níveis dos parâmetros. Esta expectativa foi baseada no fato de que, dependendo do tipo de manejo empregado, o solo permanece totalmente ou parcialmente exposto durante um período depois da realização da colheita e das operações subsequentes como calagem, preparo do solo, fertilizações e plantio (GONÇALVES et al., 2013), o que aumentaria as chances de nutrientes e sólidos suspensos serem transportados aos riachos em decorrência dos eventos de precipitação. Além disso, a capacidade de infiltração pode ser prejudicada pelo conjunto de operações envolvidas na realização da colheita florestal, resultando em áreas de solo compactado que contribuem com o aumento do escoamento superficial (DAVID et al., 1994). Por outro lado, com o crescimento do novo plantio ou rebrota, a proteção dos solos aumentaria gradativamente, principalmente devido ao fechamento das copas e ao acúmulo de serapilheira (AUST; BLINN, 2004; FELLER, 2005; GONÇALVES et al., 2013), diminuindo as chances de nutrientes e sólidos suspensos chegarem aos riachos.

A análise dos resultados das medianas das concentrações dos nutrientes e de sólidos suspensos, e dos níveis de turbidez, obtidos nos anos AC e DC1, demonstrou que a colheita e as operações florestais subsequentes realizadas no ano DC1 não alteraram a maioria dos valores das medianas avaliadas, indicando que a primeira hipótese não pode ser mantida integralmente. Tais resultados são similares aos obtidos em diversos estudos e revisões, os quais, demonstraram que, de um modo geral, as operações de manejo florestal em regiões temperadas alteram pouco a qualidade da água (BINKLEY; BURNHAM; ALLEN, 1999; CARROLL et al., 2004; SUN et al., 2004; FELLER, 2005; GRACE, 2005); e, quando alterações são detectadas, normalmente a qualidade da água se recupera em curto prazo (ainda no primeiro ano) ou entre o 2º e 5º ano depois da realização das operações florestais (AUST; BLINN, 2004; SUN et al., 2004; WANG et al. 2006; MAcBROOM et al., 2008; ANDERSON; LOCKABY, 2011; SIEMION et al., 2011; WEBB; DRAGOVICH;

JAMSHIDI, 2012), corroborando com a análise dos resultados das medianas dos anos DC1 e DC4 que detectaram diminuição na maioria dos valores dos parâmetros avaliados no ano DC4.

A qualidade da água presente nos riachos depois da colheita florestal não depende somente da realização desta operação em si, mas também das características da colheita e das operações florestais subsequentes, das características do solo, e da taxa de crescimento do novo plantio ou da rebrota (FELLER, 2005). Além disso, a recuperação da qualidade da água depois da realização das operações florestais é particularmente esperada quando são empregadas práticas conservacionistas de manejo (AUST; BLINN, 2004) como, por exemplo, a manutenção de faixas de vegetação ao redor dos riachos, o que no Brasil poderia corresponder às Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal previstas na legislação (BRASIL, 2012), e que estão presentes nas quatro microbacias hidrográficas estudadas, em proporções que variam de 7,6 a 39,9% da área da total. Diversos estudos e revisões destacam a importância das faixas de vegetação sem manejo ao longo dos riachos como uma prática que pode efetivamente mitigar os efeitos das operações florestais sobre a qualidade da água (BINKLEY; BROWN, 1993; AUST; BLINN, 2004; CARROLL et al., 2004; FELLER, 2005; GOMI; MOORE; HANSAN, 2005; VAN DIJK; KEENAN, 2007; LARA et al., 2009; LITTLE et al., 2014; BAILLIE; NEARY, 2015), embora ainda não exista um consenso nos estudos sobre a largura mais eficiente para essas faixas.

De acordo com Binkley e Brown (1993) diversas práticas florestais, tais como a colheita e a fertilização, frequentemente aumentam as concentrações de nitrato nos riachos, contudo, tais concentrações normalmente se mantêm dentro do padrão americano de qualidade de água para abastecimento humano, que é de 10 mg L⁻¹ (United States Environmental Protection Agency - USEPA, 2009). No Brasil, o mesmo valor de referência é adotado para o nitrato quando se trata de captação de água para abastecimento humano (BRASIL, 2005). O valor máximo de nitrato registrado, considerando as quatro microbacias hidrográficas e os três anos estudados, foi de 4,7 mg L⁻¹, no ano DC1, na microbacia hidrográfica MB2; e a maior mediana anual foi de 3,55 mg L⁻¹, no ano DC4, na microbacia hidrográfica MB1, demonstrando que o manejo das florestas plantadas de *Eucalyptus* não comprometeu a qualidade da água em relação às concentração de nitrato,

adotando-se como referência o padrão americano (USEPA, 2009) e o brasileiro (BRASIL, 2005) para abastecimento humano.

Diferentemente do observado em diversos estudos que detectaram aumento na concentração de nitrato depois da colheita florestal e diminuição da concentração deste nutriente durante o crescimento da nova floresta (BINKLEY; BROWN, 1993; BINKLEY; BURNHAM; ALLEN, 1999, SIEMMION et al., 2011) os resultados obtidos nas microbacias hidrográficas deste estudo demonstraram que a colheita florestal não alterou as concentrações de nitrato e, com o crescimento da floresta, ocorreu aumento significativo na concentração desse nutriente na maioria das microbacias. De acordo com Feller (2005) o aumento na concentração de nitrato nos riachos no período pós colheita pode ocorrer se a demanda por esse nutriente pela vegetação for o processo dominante que influencia sua presença nos riachos; assim a remoção da floresta pela colheita diminuiria a demanda por esse nutriente e aumentaria sua disponibilidade para os riachos (FELLER, 2005). No entanto, florestas plantadas de *Eucalyptus* de rápido crescimento são caracterizadas pela alta demanda por nutrientes e elevada capacidade de absorção desses nutrientes do solo (FARLEY et al., 2008; GONÇALVES et al., 2009; PULITO et al., 2015). Estudos já evidenciaram que, depois da colheita de plantios de *Eucalyptus*, a presença de nutrientes na água do solo em drenagens profundas é baixa, refletindo uma elevada eficiência no uso de nutrientes, pois as árvores mantêm limitados os pulsos de nutrientes no sistema, mesmo depois de distúrbios como a colheita florestal (LACLAU et al., 2010). Além disso, estima-se que já no primeiro ano de idade os plantios de *Eucalyptus* demandem 115 kg ha⁻¹ de nitrogênio, 52 kg ha⁻¹ de potássio, 55 kg ha⁻¹ cálcio e 23 kg ha⁻¹ de magnésio (LACLAU et al., 2010), o que limitaria a disponibilização desses nutrientes aos ecossistemas aquáticos.

A amplitude dos valores das medianas anuais para a concentração de nitrato variou de 0,30 a 3,55 mg L⁻¹ nas microbacias hidrográficas estudadas. Binkley e Brown (1993) compilaram os resultados de mais de 30 estudos desenvolvidos na América do Norte, identificando amplitudes de valores médios anuais de nitrato para florestas não manejadas entre 0,003 a 1,7 mg L⁻¹ e para florestas manejadas entre 0,018 a 3,9 mg L⁻¹. Da mesma forma, Neary (2016) compilou os resultados de 28 estudos desenvolvidos em diferentes países e identificou médias anuais de concentração de nitrato variando, em florestas não manejadas, entre <0,1 a 0,7 mg L⁻¹ e em florestas manejadas entre <0,1 a 11,9 mg L⁻¹. Também como resultado de

revisão de diversos estudos desenvolvidos nos Estados Unidos, Binkley, Burham, Allen (1999) identificaram que depois da realização da fertilização a maior concentração média anual de nitrato foi de 4 mg L⁻¹. Assim, nota-se que os valores das medianas anuais registrados nas microbacias hidrográficas deste estudo não diferem grandemente daqueles apresentados nas revisões mencionadas.

Alterações nas concentrações de outros nutrientes, tais como cálcio e potássio, em decorrência de operações florestais, apresentam pouco efeito sobre os ecossistemas aquáticos e a qualidade da água necessária para diversos usos, incluindo consumo humano (BINKLEY; BROWN, 1993). Tal fato pode explicar a ausência de valores de referência para potássio, cálcio e magnésio na água destinada ao abastecimento humano, tanto no padrão americano (USEPA, 2009) quanto no padrão brasileiro (BRASIL, 2005).

Aumentos significativos na concentração cálcio e magnésio em decorrência da colheita florestal foram identificados pontualmente na microbacia hidrográfica MB2. De acordo com Siemion et al. (2001) áreas com maiores declividades e solos rasos frequentemente apresentam depois da colheita florestal maiores perdas de cálcio, magnésio e potássio, sendo que a origem desses nutrientes é o solo. A microbacia hidrográfica MB2 enquadra-se nesse perfil, apresentando dentre todas as microbacias hidrográficas estudadas, a segunda maior declividade e predominância de solos rasos. No ano DC4 a mediana de cálcio não apresentou diferença em relação à mediana do ano DC1, demonstrando que a microbacia não retornou às condições do ano anterior à colheita florestal para este nutriente. Por outro lado, as medianas de magnésio e de potássio do ano DC4 foram significativamente menores em relação à mediana do ano DC1, o que sugere, ao menos, uma diminuição das perdas por meio dos solos.

De um modo geral, a estabilidade das concentrações de nitrato, potássio, cálcio e magnésio, mesmo após a realização da colheita e das operações florestais subsequentes, demonstra que, se ocorreu transferência de fertilizantes para os riachos via escoamento superficial e sub-superficial, essa transferência não foi observada (BUBB; FRAYNE; WITTMER, 2001).

Por fim, a maior preocupação em relação aos efeitos das operações florestais sobre a qualidade da água relaciona-se à sedimentação (BINKLEY; BROWN, 1993; SUN et al., 2004; GRACE, 2005). Os resultados relacionados às concentrações de sólidos suspensos sustentam parcialmente a primeira hipótese

desse estudo pois, de fato, todas as microbacias hidrográficas estudadas apresentaram aumento da mediana anual de sólidos suspensos no ano DC1, sendo que nas microbacias MB1, MB4 e no conjunto das microbacias perenes, esses aumentos foram significativos. Diversos estudos também detectaram aumento na concentração de sólidos suspensos depois da colheita florestal e das operações florestais subsequentes (CÂMARA; LIMA, 1999; BINKLEY; BROWN, 1993; GOMI; MOORE; HASSAN, 2005; GRACE, 2005). Por sua vez, no ano DC4, todas as microbacias hidrográficas, incluindo o conjunto das microbacias perenes, apresentaram diminuição significativa da mediana anual de sólidos suspensos em relação ao ano DC1. De acordo com Feller (2005), quanto mais rápido é o crescimento da vegetação após a realização da colheita, mais rápida é a recuperação das concentrações e níveis dos parâmetros de qualidade da água. Nesse sentido, florestas plantadas de *Eucalyptus* são extremamente eficientes, pois o fechamento das copas das árvores ocorre entre o primeiro e segundo ano de idade, dependendo da taxa de crescimento (GONÇALVES et al., 2013).

Na revisão realizada por Binkley e Brown (1993) os autores verificaram que em um número considerável de estudos desenvolvidos em florestas não manejadas, a concentração média anual de sólidos suspensos excedia 20 mg L⁻¹ com picos de concentração ultrapassando 1000 mg L⁻¹. Os resultados de sólidos suspensos obtidos nas quatro microbacias hidrográficas estudadas mostram que todas as medianas anuais apresentaram valores abaixo de 20 mg L⁻¹, com exceção apenas da microbacia hidrográfica MB2 que apresentou medianas anuais com valores de 29 mg L⁻¹ (AC) e 32,8 mg L⁻¹ (DC1). Na revisão realizada por Grace (2005), o autor identificou que na maioria dos estudos sobre os efeitos das operações florestais foram detectadas concentrações pontuais, de curta duração, de sólidos suspensos superiores a 500 mg L⁻¹, e a maior concentração de sólidos suspensos registrada nas microbacias hidrográficas foi de 190 mg L⁻¹, no ano DC1, na microbacia hidrográfica MB2. Estes resultados demonstram que florestas plantadas de *Eucalyptus*, quando bem manejadas, podem produzir água com concentrações de sólidos suspensos semelhantes a ecossistemas florestais sem manejo e, até mesmo, concentrações menores do que outros sistemas florestais manejados em outros países.

Com relação ao fato da microbacia hidrográfica MB2 apresentar valores mais elevados de sólidos suspensos em relação as demais microbacias estudadas,

Binkley e Brown (1993) ressaltam que os efeitos das práticas florestais dependem fortemente das características locais, incluindo características físicas e climáticas. Assim, os valores mais elevados de sólidos suspensos registrados na microbacia hidrográfica MB2 são influenciados pela regime intermitente do riacho, a predominância de solos rasos, declividade média elevada e a maior densidade de estradas dentre as microbacias estudadas, características essas que apresentam potencial de elevar as perdas de sólidos suspensos (BINKLEY; BROWN 1993; AUST; BLINN, 2004; REITER et al., 2009; ANDERSON; LOCKABY, 2011; BOGGS et al., 2013; RAMOS-SCHÁRRON, LAFEVOR, 2016).

Os sólidos suspensos podem afetar a qualidade da água por meio da alteração da penetração de luz nos riachos e, conseqüentemente, dos valores de turbidez (BINKLEY; BROWN; 1993; GOMI; MOORE; HASSAN, 2005; GRACE, 2005; REITER et al., 2009). A análise das medianas anuais de turbidez não identificou diferenças significativas entre os anos, mostrando que o aumento das medianas de sólidos suspensos não afetou diretamente as medianas anuais de turbidez. No entanto, os valores máximos anuais de turbidez registrados nas microbacias hidrográficas MB2, MB3 e MB4 ocorreram no ano DC1, assim como os valores máximos de sólidos suspensos (ANEXO 4B), o que demonstra, ao menos para os valores máximos, uma relação entre esses dois parâmetros. O padrão de qualidade de água adotado no Brasil (BRASIL, 2005) para captação de água para abastecimento humano permite valores de turbidez de até 100 FTU. Considerando todas as amostras de água coletadas, os valores máximos de turbidez registrados nas microbacias hidrográficas MB1, MB3 e MB4 foram, respectivamente, 20, 18 e 52 FTU, demonstrando, com base no período, que tais microbacias estariam aptas a fornecer água para abastecimento humano durante o ano todo. Com relação à microbacia hidrográfica MB2 os valores máximos de turbidez dos anos AC, DC1 e DC4 ultrapassam o valor de 100 FTU, no entanto, a maior mediana anual apresentou valor de 37 FTU (ano DC1), o que demonstra que a microbacia apresenta durante um período do ano valores de turbidez dentro do padrão brasileiro. Tais resultados estão de acordo com o fato de que nas cabeceiras de drenagem, córregos intermitentes e efêmeros podem apresentar dinâmica altamente variável e serem muito mais sensíveis às condições do ambiente do que riachos de ordem superior e fluxo perene (ANDERSON; LOCKABY, 2011).

Mesmo microbacias hidrográficas próximas e similares podem apresentar características dos parâmetros de qualidade da água diferentes, como resultado de pequenas variações na geologia, solos ou sombreamento dos riachos, por exemplo (BINKLEY; BROWN, 1993; FELLER, 2005). Por essa razão, padrões de qualidade da água destinados a proteger e/ou classificar os ecossistemas aquáticos podem ser incapazes de explicar e abranger as condições altamente variáveis que ocorrem naturalmente nos riachos (ICE, 2004) como no caso, por exemplo, da Resolução CONAMA nº357 (BRASIL, 2005) que dispõe sobre padrões de qualidade da água para os corpos d'água de todo o Brasil, sem distinção dos diferentes tipos de ecossistemas.

Considerando que ainda não existem limites ecológicos estabelecidos sobre as alterações aceitáveis nas concentrações de nutrientes e sólidos em decorrência de atividades silviculturais (MEGAHAN; KING, 2004; SUN et al., 2004), para se avaliar os efeitos das operações florestais sobre os parâmetros de qualidade da água mais pesquisas ainda são necessárias (MEGAHAN; KING, 2004) e se recomenda que os riachos das microbacias hidrográficas a serem estudadas sejam amostrados antes e depois da atividade (perturbação) a ser avaliada ocorrer (FELLER, 2005).

Efeitos do manejo de florestas plantadas sobre as exportações de nutrientes e sólidos suspensos

A segunda hipótese elaborada para este estudo afirma que a colheita e as operações florestais subsequentes resultam no aumento das exportações anuais de nutrientes e sólidos suspensos, enquanto que o crescimento do novo plantio proporciona diminuição dos valores anuais exportados. Esta predição foi baseada no fato de que, normalmente, a remoção da cobertura florestal pela colheita ocasiona diminuição da evapotranspiração e da interceptação da precipitação, aumentando a disponibilidade de água em microbacias hidrográficas (HIBBERT, 1967; BOSCH; HEWLETT, 1982; AUST; BLINN, 2004; BROWN et al., 2005). Assim, mesmo que não ocorressem aumentos nas concentrações dos nutrientes e sólidos suspensos, os valores exportados aumentariam devido a maior disponibilidade de água. Por outro lado, com o crescimento do novo plantio ou rebrota, a vegetação retomaria as taxas de evapotranspiração e interceptação anteriores e, conseqüentemente, a

quantidade de água disponível nas microbacias hidrográficas (HIBBERT, 1967; BOSCH; HEWLETT, 1982; AUST; BLINN, 2004; BROWN et al., 2005), o que resultaria na diminuição dos valores exportados.

A análise das exportações de nutrientes e sólidos suspensos mostrou que, no primeiro ano depois da colheita florestal, ocorreu aumento dos valores médios em relação ao ano anterior à colheita e, no quarto ano depois da colheita, os valores médios exportados foram menores do que aqueles obtidos no ano DC1. Estes resultados permitem que a segunda hipótese seja aceita. Aumentos nas exportações de nutrientes e sólidos suspensos depois da realização da colheita florestal foram descritos em diversos estudos e revisões, sendo normalmente atribuídos ao aumento do deflúvio em resposta à diminuição da interceptação e da evapotranspiração (AUST; BLINN, 2004; SUN et al., 2004; GRACE, 2005; MAcBROOM et al., 2008; WEBB; DRAGOVICH; JAMSHIDI, 2012; BOGGS, 2016). Além disso, a compactação do solo e a diminuição da infiltração causadas pelos equipamentos mecanizados também foram citados como razões para o aumento do deflúvio (AUST; BLINN, 2004; MOORE; WONDZELL, 2005; WEBB; DRAGOVICH; JAMSHIDI, 2012).

O aumento do deflúvio depois da colheita florestal não causa preocupação por si só, contudo, quando combinado com as concentrações de nutrientes e sólidos suspensos do período pós colheita, mesmo que em baixas concentrações, pode resultar no aumento dos valores exportados (SWANK; JOHNSON, 1994; GRACE, 2005). Por essa razão, embora os resultados apresentados e discutidos anteriormente tenham mostrado que não ocorreram alterações extremamente elevadas nas medianas das concentrações dos nutrientes e sólidos suspensos, foram observados aumentos dos valores exportados no ano DC1 em relação ao ano AC, assim como observado em diversos estudos (ver WEBB; DRAGOVICH; JAMSHIDI, 2012). Mesmo quando a microbacia hidrográfica não apresentou aumento no valor do deflúvio anual como no caso da microbacia MB2, nota-se que ocorreu aumento no valor do rendimento hídrico, o que significa que uma quantidade maior da precipitação anual participou da geração do deflúvio.

Da mesma forma, a combinação entre o crescimento da vegetação e, conseqüentemente, o aumento nos valores de interceptação e evapotranspiração, influencia os nutrientes e sólidos suspensos exportados resultando na diminuição dos valores anuais exportados, às vezes ainda nos primeiros anos (DIAS-CHAVES

et al., 2011; WEBB; DRAGOVICH; JAMSHIDI, 2012). Observa-se nos resultados diminuição nos valores exportados no ano DC4 em relação ao ano DC1 e também nos valores de rendimento hídrico, demonstrando que uma parcela menor da precipitação participou da geração do deflúvio anual.

As variações observadas nos valores exportados de determinado nutriente ou de sólidos suspensos entre microbacias hidrográficas são esperadas e podem ser elevadas devido às diferenças individuais das microbacias, tais como, solos, clima, topografia e uso do solo, por exemplo (GRACE, 2005; ANDERSON; LOCKABY, 2011; DIAS-CHAVES et al., 2011; BOGGS et al., 2013). Um exemplo observado nos resultados é a microbacia hidrográfica MB3, a qual apresentou dinâmica oposta as demais microbacias hidrográficas estudadas, com diminuição das exportações e do rendimento hídrico no ano DC1 em relação ao ano AC e com aumento das exportações e do rendimento hídrico no ano DC4 em relação ao ano DC1. Um dos principais fatores que influenciaram essa dinâmica está relacionado aos valores anuais de precipitação registrados na microbacia MB3 nos anos AC e DC1, os quais estiveram muito abaixo do valor médio regional, não resultando em aumento no valor do rendimento hídrico depois da colheita florestal e gerando valores de referência baixos. Assim, quando o valor do rendimento hídrico do ano DC4, o qual apresentou valor anual de precipitação um pouco maior do que o valor médio regional, foi comparado ao valor de rendimento hídrico do ano DC1, notou-se aumento de 49%. No entanto, esse aumento apresenta estreita relação com o retorno do valor anual de precipitação aos patamares esperados e não ao manejo florestal empregado.

Outro exemplo que relaciona a influência das características individuais das microbacias hidrográficas com os valores anuais exportados pode ser observado em relação aos valores médios exportados de sólidos suspensos, os quais seguiram a seguinte ordem: MB2> MB4> MB1> MB3. Essa mesma ordem foi observada em relação a densidade de estradas das microbacias hidrográficas, sendo que estradas são reconhecidas como fontes significativas de sólidos em áreas de manejo florestal (RÁMOS-SCHARRÓN; LAFEVOR, 2016). Ainda foi possível observar que as microbacias hidrográficas MB2 e MB4 apresentam predominância de Cambissolos em suas áreas, os quais se caracterizam por solos rasos, enquanto que as microbacias MB1 e MB3 apresentam predominância de Neossolos Quartzarênicos, que se caracterizam pela maior profundidade e alta capacidade de drenagem (solos arenosos). Solos profundos tendem a melhor redistribuir a precipitação e diminuir a

geração de fluxos laterais relativamente aos solos mais rasos (BOGGS et al., 2013). Por fim, as microbacias hidrográficas MB2 e MB4 apresentam os maiores valores de declividade média, e terrenos mais íngremes normalmente apresentam maiores taxas de erosão e, conseqüentemente, exportação de sólidos (ANDERSON; LOCKABY, 2011).

De um modo geral, as amplitudes dos valores anuais exportados de nitrato, potássio, cálcio e magnésio, obtidas nas três microbacias hidrográficas perenes (MB1, MB3 e MB4) e na microbacia intermitente (MB2), apresentaram valores menores do que os obtidos em uma microbacia hidrográfica com floresta secundária de Mata Atlântica (ARCOVA et al., 1985) e valores maiores do que os obtidos em uma microbacia com Cerrado (SILVA et al., 2007) (Tabela 4.6). Os valores anuais de nutrientes exportados das microbacias perenes foram mais similares aos valores presentes nos estudos realizados em microbacias hidrográficas com florestas plantadas de *Eucalyptus* (VITAL; LIMA; CAMARGO, 1999; SILVA et al., 2007), ainda que alguns valores exportados pelas microbacias estudadas como, por exemplo, os de nitrato, tenham apresentado valores superiores.

Tabela 4.6 – Síntese de estudos desenvolvidos nos Estado de São Paulo com valores anuais exportados de nitrato, potássio, cálcio e magnésio.

Exportações (Kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)					
Uso do solo	NO ₃ ⁻	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Estudo
Cerrado ⁽¹⁾	-	1,1 - 1,2	0,4 - 0,5	0,2	Silva et al. (2007)
Mata Atlântica ⁽²⁾	15,8	7,1	12,3	4,3	Arcova et al. (1985)
<i>Eucalyptus</i> ⁽¹⁾	-	1,7	1,3	0,8	Silva et al. (2007)
<i>Eucalyptus</i> AC ⁽³⁾	0,8	3	3,9	0,9	Vital, Lima, Camargo (1999)
<i>Eucalyptus</i> DC ⁽³⁾	1,5	3,8	5,1	1,1	Vital, Lima, Camargo (1999)
<i>Eucalyptus</i>	1,5 - 5,7	0,3 - 3,8	0,4 - 3,3	0,3 - 1,4	Presente estudo (MB perenes)
<i>Eucalyptus</i>	0,7 - 5,6	2 - 6,9	6,4 - 12,7	1,3 - 3,8	Presente estudo (MB intermitente)

⁽¹⁾ Município de Santa Rita do Passa Quatro; ⁽²⁾ município de Cunha; ⁽³⁾ município de Santa Branca, AC = antes da colheita, DC = depois da colheita

De acordo com Aust e Blinn (2004), perdas de sólidos entre 500 e 1.000 Kg ha⁻¹ ano⁻¹ são consideradas como valores próximos as taxas de erosão geológica. A FAO (1967) tolera perdas de solos entre 2.000 e 12.500 Kg ha⁻¹ ano⁻¹, mas estima

que em terras agrícolas declivosas, localizadas em áreas tropicais e subtropicais, as perdas de solo podem atingir valores entre 50.000 e 100.000 Kg ha⁻¹ ano⁻¹ e valores médios variando entre 10.000 e 20.000 Kg ha⁻¹ ano⁻¹ (FAO, 2015). Comparando a amplitude dos valores de sólidos suspensos exportados pelas quatro microbacias hidrográficas no período estudado (valores entre 8,5 e 151,5 Kg ha⁻¹ ano⁻¹) nota-se que estes valores são extremamente baixos se comparados àqueles encontrados na literatura anteriormente citada. Estes valores também são baixos se comparados aos valores de sólidos obtidos na revisão realizada por Gomi, Moore e Hassan (2005), na qual os autores encontraram valores de exportação em microbacias hidrográficas com florestas não manejadas, variando de 0,6 a 6.070 Kg ha⁻¹ ano⁻¹ e, em florestas manejadas, variando de 85 a 7.000 Kg ha⁻¹ ano⁻¹.

No Brasil, dois estudos desenvolvidos no Estado de São Paulo avaliaram o efeito da colheita florestal sobre as exportações de sólidos suspensos. Câmara e Lima (1999) verificaram que antes da colheita florestal o valor médio anual de sólidos suspensos exportado foi 28,7 Kg ha⁻¹ ano⁻¹ e, no primeiro ano depois da colheita, esse valor foi de 60,6 Kg ha⁻¹ ano⁻¹, um aumento de 111%. Vital, Lima e Camargo (1999) obtiveram antes da colheita, exportação anual de sólidos suspensos com valor de 19,8 Kg ha⁻¹ ano⁻¹ e no primeiro ano depois da colheita 41,5 Kg ha⁻¹ ano⁻¹, aumento de 110%. Em termos percentuais, as microbacias hidrográficas MB2 e MB4 apresentaram, respectivamente, 104% e 113% de aumento nos valores exportados de sólidos suspensos no ano DC1 em relação ao ano AC, ou seja, valores semelhantes aos obtidos por Câmara e Lima (1999) e Vital, Lima e Camargo (1999). Na revisão realizada por Diaz-Chavez et al. (2011) sobre os efeitos da colheita florestal em microbacias hidrográficas localizadas nos Estados Unidos, os autores detectaram aumentos de sólidos suspensos variando de 0 a mais de 8000%. Este fato demonstra a importância de se intensificar estudos em florestas plantadas de *Eucalyptus* no Brasil, para se conhecer e dimensionar os efeitos do manejo dessas florestas sobre a qualidade de água.

Efeitos de características específicas do manejo florestal sobre a exportação de nutrientes e sólidos suspensos

A densidade de estradas apresentou relação positiva e significativa com as exportações de potássio e sólidos suspensos no ano DC1 e com as exportações de

sólidos suspensos no ano DC4. De fato, diversos estudos e revisões demonstraram a influência das estradas na produção de sólidos suspensos em áreas de manejo florestal, sendo consideradas como fonte potencial permanente de fornecimento de sólidos suspensos para os riachos (BINKLEY; BROWN, 1993; GOMI; MOORE; HASSAN, 2005; GRACE, 2005; ANDERSON; LOCKABY, 2011; RÁMOS-SCHARRÓN; LAFEVOR, 2016). Logo, a redução da densidade de estradas em microbacias hidrográficas poderia contribuir com a redução da quantidade de sólidos suspensos que chegam aos riachos (REITER et al., 2009).

As alterações nos padrões de drenagem causadas pelas estradas florestais, diminuem a infiltração e, em áreas mais declivosas, em combinação com o aumento da superfície de solo exposta, aumentam o potencial de desprendimento e transporte de sólidos (GRACE, 2005). A capacidade de infiltração de estradas florestais representa aproximadamente um quarto do valor da capacidade de infiltração de solos florestais, consequentemente, eventos de precipitação resultam em maiores valores de escoamento superficial e de sólidos (RÁMOS-SCHARRÓN; LAFEVOR, 2016). As partículas de sólidos podem ainda transportar nutrientes adsorvidos a elas diretamente para os riachos, aumentando a quantidade exportada desses nutrientes (GRACE, 2005), o que justifica as relações positivas entre a densidade de estradas e as exportações de potássio, cálcio, magnésio dos anos DC1 e DC4, embora somente a relação entre a densidade de estradas e a exportação de potássio do ano DC1 tenha sido significativa.

A ausência de relação linear entre as exportações de nutrientes e a porcentagem de área colhida (DC1) já foi detectada em alguns estudos (WANG et al., 2006; SIEMION et al., 2011), sendo justificada pela ampla variedade de fatores e processos que controlam a dinâmica de nutrientes e sólidos suspensos nos riachos de microbacias hidrográficas.

A porcentagem de área com florestas plantadas nas microbacias hidrográficas apresentou relação negativa significativa com as exportações de potássio e magnésio no ano DC4. Tais relações podem ser o resultado da proteção que as florestas plantadas proporcionam ao solo devido ao rápido crescimento (fechamento das copas), desenvolvimento de um vigoroso sistema de raízes e proteção do solo pelo acúmulo de serapilheira, conjuntamente com a alta demanda por nutrientes pelas florestas plantas de *Eucalyptus*. Assim, considerando que as exportações de nutrientes, em especial potássio, cálcio e magnésio, apresentam

relações positivas com a densidade de estradas e relações negativas com a porcentagem de áreas com florestas plantadas nas microbacias hidrográficas, pode-se inferir que a principal fonte desses nutrientes para a água dos riachos corresponde ao escoamento superficial originado nas estradas florestais.

Limitações metodológicas e perspectivas

Uma das principais limitações metodológicas da pesquisa apresentada neste capítulo relaciona-se com o momento da coleta das amostras de água, o qual foi representativo, majoritariamente, do escoamento base das quatro microbacias hidrográficas. Dessa forma, os resultados aqui apresentados não refletem os possíveis efeitos que o manejo florestal pode causar nos parâmetros avaliados durante a dinâmica da hidrógrafa, ou seja, durante a elevação do escoamento direto. Esse fato demonstra a oportunidade para o desenvolvimento de novas pesquisas que contemplem tal abordagem.

Outra limitação metodológica, já comentada no item 3.4, refere-se ao manejo florestal empregado nas microbacias hidrográficas estudadas ser certificado por instituições nacionais e internacionais, as quais atestam que o conceito de sustentabilidade foi incorporado às práticas florestais desenvolvidas pelas empresas responsáveis pelas áreas. Dessa forma, o manejo florestal avaliado neste estudo não pode ser considerado como regra geral para todas as áreas com florestas plantadas de *Eucalyptus* do Brasil, uma vez que extensas áreas ainda não possuem qualquer tipo de certificação.

Implicações práticas para o manejo florestal

Os resultados obtidos em relação a concentração e exportação de nutrientes e sólidos suspensos demonstram que características individuais das microbacias hidrográficas, assim como, características específicas do manejo florestal podem potencializar os efeitos das operações florestais. Por essa razão, recomenda-se que as empresas florestais identifiquem em suas áreas de manejo àquelas que apresentam características como, por exemplo, maiores declividades e solos mais rasos, e adotem técnicas de manejo diferenciadas que priorizem a conservação e a proteção dos solos florestais nestas áreas. Da mesma forma, recomenda-se que as

empresas estruturem e adotem programas de redução de densidade de estradas com o objetivo de que tais obras lineares ocupem o mínimo de área necessária à realização das operações de manejo florestal.

Tais iniciativas podem contribuir para que o manejo florestal aumente e/ou conserve a qualidade da água emanada das áreas com florestas plantadas de *Eucalyptus*, e, conseqüentemente, aumente também as chances de contribuir com a manutenção do equilíbrio do ecossistema aquático.

4.5 Conclusões

As operações florestais podem causar alterações nas concentrações e níveis de parâmetros da qualidade da água. No entanto, com base nos resultados obtidos neste estudo, quando esse fato ocorre, ele se apresenta de forma pontual e por curto período de tempo, não comprometendo a qualidade dos recursos hídricos.

A avaliação das exportações de nutrientes e sólidos suspensos deve considerar o período de crescimento da floresta, pois no primeiro ano depois da colheita florestal as exportações aumentam, acompanhando o aumento do rendimento hídrico, e no quarto ano depois da colheita florestal os valores são menores devido à diminuição do rendimento hídrico, em consequência do crescimento da floresta.

Características físicas individuais das microbacias hidrográficas e características específicas do manejo florestal podem influenciar a intensidade das alterações dos parâmetros de qualidade da água e a quantidade das exportações de nutrientes e sólidos suspensos, devendo ser considerados nos planos de manejo florestal.

Referências

- ANDERSON, C. J.; LOCKABY, B. G. Research gaps related to forest management and stream sediment in the United States. **Environmental Management**, v. 47, n. 2, p. 303–313, 2011.
- ARCOVA, F.S.C.; CICCIO, V.; LIMA, W.P. Balanço dos nutrientes Ca^{+2} , Na^{+2} , K^{+1} e NO_3^{-1} em bacia hidrográfica experimental com vegetação natural do Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo de Cunha, SP. **IPEF**, n.31, p.61-67, 1985.
- AUST, W. M.; BLINN, C. R. Forestry best management practices for timber harvesting and site preparation in the eastern United States: An overview of water quality and productivity research during the past 20 years (1982-2002). **Water, Air, and Soil Pollution: Focus**, v. 4, n. 1, p. 5–36, 2004.
- BAILLIE, B. R.; NEARY, D. G. Water quality in New Zealand's planted forests: a review. **New Zealand Journal of Forestry Science**, v. 45, n. 1, p. 7, 2015.
- BINKLEY, D.; BROWN, T. C. Forest practices as nonpoint sources of pollution in North America. **Water Resources Bulletin**, v. 29, p. 729–740, 1993.
- BINKLEY, D.; BURNHAM, H.; ALLEN, H. L. Water quality impacts of forest fertilization with nitrogen and phosphorus. v. 121, 1999. **Forest Ecology and Management**, v.121, p. 191–213. 1999.
- BOGGS, J.; SUN, G.; JONES, D.; MCNULTY, S. G. Effect of Soils on Water Quantity and Quality in Piedmont Forested Headwater Watersheds of North Carolina. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 49, n. 1, p. 132–150, 2013.
- BOGGS, J.; SUN, G.; MCNULTY, S. Effects of timber harvest on water quantity and quality in small watersheds in the Piedmont of North Carolina. **Journal of Forestry**, v. 114, n. 1, p. 27–40, 2016.
- BOSCH, J.M.; HEWLETT, J.D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, v. 55, p.3–23, 1982.
- BRASIL. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis n.6.938, de 31 de agosto de 1981, n. 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e n. 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis n. 4.771, de 15 de setembro de 1965, e n. 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória n. 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, 25 de maio de 2012.
- BRASIL. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005, alterada pela Resolução 410/2009 e pela 430/2011. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União n. 053, Brasília, 18 de março de 2005, p. 58-63.

BROWN, A. E.; ZHANG, L.; MCMAHON, T. A.; WESTERN, A. W.; VERTESSY, R. A. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. **Journal of Hydrology**, v. 310, n. 1–4, p. 28–61, 2005.

BRUIJNZEEL, L.A. **Hydrology of Moist Tropical Forest and Effects of Conversion: A State of Knowledge Review**. UNESCO, Paris, and Vrije Universiteit, Amsterdam, The Netherlands, 226 p., 1990.

BUBB, K. A.; FRAYNE, P. F.; WITTMER, T. R. Impacts on stream and groundwater quality during the inter-rotation phase of a *Pinus* plantation in the coastal lowlands of south-east Queensland. **Australian Forestry**, v.65, n.1, p. 38–46, 2001.

CÂMARA, C. D.; LIMA, W. D. P. Corte raso de uma plantação de *Eucalyptus saligna* de 50 anos: impactos sobre o balanço hídrico e a qualidade da água em uma microbacia experimental. **Scientia Forestalis**, n. 56, p. 41-58, 1999.

CAMPBELL, I. C.; DOEG, T. J. Impact of Timber Harvesting and Production on Stream; a Review. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 40, p. 519–539, 1989.

CARROLL, G. D.; SCHOENHOLTZ, S. H.; YOUNG, B. W.; DIBBLE, E. D. Effectiveness of forestry streamside management zones in the sand-clay hills of Mississippi: early indications. **Water, Air, and Soil: Focus**, v.4, p.275–296, 2004.
DIAZ-CHAVEZ, R.; BERNDDES, G.; NEARY, D.; ELIA NETO, A.; FALL, M. Water quality assessment of bioenergy production. Biofuels, **Bioproducts and Biorefining**, v. 5, n. 4, p. 445–463, 2011.

DAVID, J.S.; HENRIQUES, M.O.; DAVID, T.S.; TOMÉ, J.; LEDGER, D.C. Clearcutting effects on streamflow in coppiced *Eucalyptus globulus* stands in Portugal. **Journal of Hydrology**, v.162, p. 143-154, 1994.

FAO. **La erosión del suelo por el agua**: algunas medidas para combatirla en las tierras de cultivo. Roma, 1967. 207 p.

FAO. **Status of the World's Soil Resources** – Main Report. ISBN 978-92-5-109004-6, 648p. 2015. Disponível em: <
<http://www.fao.org/documents/card/en/c/c6814873-efc3-41db-b7d3-2081a10ede50/>>

FARLEY, K. A.; PINEIRO, G.; PALMER, S. M.; JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. Stream acidification and base cation losses with grassland afforestation. **Water Resources Research**, v. 45, n. 7, p. 1–11, 2008.

FELLER, M. C. Forest harvesting and streamwater inorganic chemistry in western North America: A review. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 41, n. 4, p. 785–811, 2005.

GOMI, T.; MOORE, R. D.; HASSAN, M. A. Suspended Sediment Dynamics in Small Forest Streams of the Pacific Northwest. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 41, n. 4, p. 877–898, 2005.

GONÇALVES, J. L. de M.; ALVARES, C. A.; HIGA, A. R.; SILVA, L. D.; ALFENAS, A. C.; STAHL, J.; FERRAZ, S. F. de B.; LIMA, W. de P.; BRANCALION, P. H. S.; HUBNER, A.; BOUILLET, J.-P. D.; LACLAU, J.-P.; NOUVELLON, Y.; EPRON, D. Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 6–27, ago. 2013.

GONÇALVES, J.L.M.; STAPE, J.L.; LACLAU, J.P.; BOUILLET, J.P.; RANGER, J. Assessing the effects of early silvicultural management on long-term site productivity of fast-growing eucalypt plantations: the Brazilian experience. **Southern Forests: A Journal of Forest Science**, v. 70, n. 2, 2008.

GRACE, J.M. III Forest operations and water quality in the south. **Transactions of the ASAE**, v. 48, p.871–880, 2005.

HIBBERT, A. Forest treatment effects on water yield. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST HYDROLOGY, 1967. New York Anais... New York: Pergamon Press, 1967, p.527–543.

IBÁ (INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES). **Relatório IBÁ 2016**. Indústria Brasileira de Árvores, 100p. 2016. Disponível em <http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2016_.pdf> Acesso em 08 de agosto de 2016

ICE, G. History of Innovative Best Management Practice Development and its Role in Addressing Water Quality Limited Waterbodies. **Journal of Environmental Engineering**, v. 130, n. 6, p. 684–689, 2004.

LACLAU, J. P.; RANGER, J.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; MAQUÈRE, V.; KRUSCHE, A. V.; M'BOU, A. T.; NOUVELLON, Y.; SAINT-ANDRÉ, L.; BOUILLET, J. P.; DE CASSIA PICCOLO, M.; DELEPORTE, P. Biogeochemical cycles of nutrients in tropical Eucalyptus plantations. Main features shown by intensive monitoring in Congo and Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 9, p. 1771–1785, 2010.

LARA, A.; LITTLE, C.; URRUTIA, R.; MCPHEE, J.; ÁLVAREZ-GARRETÓN, C.; OYARZÚN, C.; SOTO, D.; DONOSO, P.; NAHUELHUAL, L.; PINO, M.; ARISMENDI, I. Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 4, p. 415–424, 2009.

LITTLE, C.; CUEVAS, J. G.; LARA, A.; PINO, M.; SCHOENHOLTZ, S. Buffer effects of streamside native forests on water provision in watersheds dominated by exotic forest plantations. **Ecohydrology**, v. 8, n. 7, p. 1205–1217, 2014.

MCBROOM, M. W.; BEASLEY, R. S.; CHANG, M.; ICE, G. G. Storm runoff and sediment losses from forest clearcutting and stand re-establishment with best management practices in East Texas, USA. **Hydrological Processes**, v. 22, n. 10, p. 1509–1522, 15 maio 2008.

NEARY, D. Long-term forest paired catchment studies: what do they tell us that landscape-level monitoring does not? **Forests**, v. 7, n. 8, p. 164, 2016.

NEARY, D. G.; ICE, G. G.; JACKSON, C. R. Linkages between forest soils and water quality and quantity. *Forest Ecology and Management*, v. 258, n. 10, p. 2269–2281, 2009.

NEWMAN, M.C.; DIXON, P.M.; LOONEY, B.B.; PINDER, J.E. Estimating mean and variance for environmental samples with below detection limit observations. **Water Resources Bulletin - American Water Resources Association**, v. 25, n. 4, p. 905–916, 1989.

PULITO, A. P.; GONÇALVES, J. L. de M.; SMETHURST, P. J.; JUNIOR, J. C. A.; ALVARES, C. A.; ROCHA, J. H. T.; HENNER, A.; DE MORAES, L. F.; MIRANDA, A. C.; KAMOGAWA, M. Y.; GAVA, J. L.; CHAVES, R.; SILVA, C. R. Available nitrogen and responses to nitrogen fertilizer in brazilian eucalypt plantations on soils of contrasting texture. **Forests**, v. 6, n. 4, p. 973–991, 2015.

RAMOS-SCHARRÓN, C. E.; LAFEVOR, M. C. The role of unpaved roads as active source areas of precipitation excess in small watersheds drained by ephemeral streams in the Northeastern Caribbean. **Journal of Hydrology**, v. 533, p. 168–179, 2016.

REITER, M.; HEFFNER, J. T.; BEECH, S.; TURNER, T.; BILBY, R. E. Temporal and spatial turbidity patterns over 30 years in a managed forest of Western Washington. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 45, n. 3, p. 793–808, 2009.

SIEMION, J.; BURNS, D. A.; MURDOCH, P. S.; GERMAIN, R. H. The relation of harvesting intensity to changes in soil, soil water, and stream chemistry in a northern hardwood forest, Catskill Mountains, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 9, p. 1510–1519, 2011.

SILVA, P. H. M.; ANGELI, A. Implantação e Manejo de Florestas Comerciais. Instituto de Pesquisa e Estudos Florestais - Documentos, n. 18, p. 14, 2006.

SILVA, D. M. L. da; OMETTO, J. P. H. B.; LOBO, G. de A.; LIMA, W. P.; SCARANELLO, M. A.; MAZZI, E.; ROCHA, H. R. da. Can land use changes alter carbon, nitrogen and major ion transport in subtropical brazilian streams? **Scientia Agricola**, v. 64, n. August, p. 317–324, 2007.

SUN, G.; RIEDEL, M.; JACKSON, R.; KOLKA, R.; AMATYA, D.; SHEPARD, J. Influences of management of Southern forests on water quantity and quality. *Southern forest science: past, present, and future*, v. GTR SRS-75, p. 195–224, 2004.

SWANK, W.T.; JOHNSON, C.E. Small Catchment Research in the Evaluation and Development of Forest Management Practices. In: *Biogeochemistry of Small Catchments: A Tool for Environmental Research*, B. Moldan and J. Cerny (Editors). Wiley, Chichester, Sussex, pp. 383–408, 1994.

United States Environmental Protection Agency – USEPA. National Primary Drinking Water Regulations. Maio, 2009. 6p. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-06/documents/npwdr_complete_table.pdf>

VAN DIJK, A. I. J. M.; KEENAN, R. J. Planted forests and water in perspective. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1–2, p. 1–9, 2007.

VITAL, A.R.T.; LIMA, W.P.; CAMARGO, F.R.A. Efeitos do corte raso de plantação de *Eucalyptus* sobre o balanço hídrico, a qualidade da água e as perdas de solo e de nutrientes em uma microbacia no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Forestalis**, n. 55, p. 5-16, 1999.

WANG, X.; BURNS, D. A.; YANAI, R. D.; BRIGGS, R. D.; GERMAIN, R. H. Changes in stream chemistry and nutrient export following a partial harvest in the Catskill Mountains, New York, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 223, n. 1–3, p. 103–112, mar. 2006.

WEBB, A. A.; DRAGOVICH, D.; JAMSHIDI, R. Temporary increases in suspended sediment yields following selective eucalypt forest harvesting. **Forest Ecology and Management**, v. 283, p. 96–105, 2012.

WILCKEN, C. F.; LIMA, A. C. V.; DIAS, T. K. R.; MASSON, M. V.; FILHO, P. J. F.; POGETTO, M. H. F. a. D. Guia Prático de Manejo de Plantações de Eucalipto. Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais- FEPAF, p. 25, 2008.

ANEXO 4A – (a) Vazão média diária (L s^{-1}) e precipitação diária (mm); (b) concentração de nitrato (mg L^{-1}); e (c) concentração de potássio (mg L^{-1}) obtidos um ano antes da colheita (AC) e no primeiro (DC1) e quarto (DC4) anos depois da colheita na microbacia hidrográfica MB1.

ANEXO 4B – Concentrações (mg L^{-1}) de (a) potássio; (b) cálcio; (c) magnésio; e (d) níveis de turbidez (FTU) obtidos um ano antes da colheita (AC) e no primeiro (DC1) e quarto (DC4) anos depois da colheita na microbacia hidrográfica MB1.

ANEXO 4C – (a) Vazão média diária (L s^{-1}) e precipitação diária (mm); (b) concentração de nitrato (mg L^{-1}); e (c) concentração de potássio (mg L^{-1}) obtidos um ano antes da colheita (AC) e no primeiro (DC1) e quarto (DC4) anos depois da colheita na microbacia hidrográfica MB2.

ANEXO 4D – Concentrações (mg L^{-1}) de (a) potássio; (b) cálcio; (c) magnésio; e (d) níveis de turbidez (FTU) obtidos um ano antes da colheita (AC) e no primeiro (DC1) e quarto (DC4) anos depois da colheita na microbacia hidrográfica MB2.

ANEXO 4E – (a) Vazão média diária (L s^{-1}) e precipitação diária (mm); (b) concentração de nitrato (mg L^{-1}); e (c) concentração de potássio (mg L^{-1}) obtidos um ano antes da colheita (AC) e no primeiro (DC1) e quarto (DC4) anos depois da colheita na microbacia hidrográfica MB3.

ANEXO 4F – Concentrações (mg L^{-1}) de (a) potássio; (b) cálcio; (c) magnésio; e (d) níveis de turbidez (FTU) obtidos um ano antes da colheita (AC) e no primeiro (DC1) e quarto (DC4) anos depois da colheita na microbacia hidrográfica MB3.

ANEXO 4G – (a) Vazão média diária (L s^{-1}) e precipitação diária (mm); (b) concentração de nitrato (mg L^{-1}); e (c) concentração de potássio (mg L^{-1}) obtidos um ano antes da colheita (AC) e no primeiro (DC1) e quarto (DC4) anos depois da colheita na microbacia hidrográfica MB4.

ANEXO 4H – Concentrações (mg L^{-1}) de (a) potássio; (b) cálcio; (c) magnésio; e (d) níveis de turbidez (FTU) obtidos um ano antes da colheita (AC) e no primeiro (DC1) e quarto (DC4) anos depois da colheita na microbacia hidrográfica MB4.

Anexo 4A – Número de amostras (n), média, desvio padrão (σ), coeficiente de variação (CV) e amplitude (valor mínimo e máximo) de nitrato (mg L^{-1}), potássio (mg L^{-1}) e cálcio (mg L^{-1}) obtidos no ano anterior à colheita (AC), no primeiro (DC1) e quarto (DC4) anos depois da colheita florestal, e no geral (considerando todos os anos) nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4.

MB	Ano	n	Nitrato (mg L^{-1})					Potássio (mg L^{-1})					Cálcio (mg L^{-1})				
			Média	σ	CV	Amplitude		Média	σ	CV	Amplitude		Média	σ	CV	Amplitude	
						Mín.	Máx.				Mín.	Max				Mín.	Max.
MB1	AC	45	2,30	0,88	38,1	0,7	3,9	0,40	0,17	40,8	0,2	1,0	0,30	0,12	39,6	0,1	0,64
	DC1	48	2,56	0,98	38,3	0,8	4,4	0,20	0,10	50,5	0,1	0,5	0,27	0,10	38,3	0,19	0,60
	DC4	48	3,33	1,27	38,3	1,0	5,2	0,40	0,18	44,4	0,1	0,9	0,24	0,09	35,7	0,01	0,44
	Geral	141	2,74	1,14	41,6	0,7	5,2	0,33	0,18	53,1	0,1	1,0	0,27	0,11	39,2	0,01	0,64
MB2	AC	15	1,40	0,75	53,7	0,4	2,6	2,07	1,08	52,3	0,4	4,4	3,91	2,55	65,2	0,3	7,6
	DC1	30	1,31	1,23	94,0	0,0	4,7	2,75	0,93	33,9	1,1	6,0	5,57	1,32	23,7	1,1	8,4
	DC4	22	0,50	0,39	78,0	0,0	1,4	1,61	0,40	24,7	0,7	2,4	5,22	1,41	27,1	2,8	7,1
	Geral	67	1,06	1,00	93,7	0,0	4,7	2,22	0,97	43,5	0,4	6	5,08	1,79	35,2	0,3	8,4
MB3	AC	46	1,44	0,78	54,4	0,2	4,6	1,06	0,31	29,7	0,7	2,6	1,11	0,23	20,5	0,66	1,7
	DC1	49	1,67	0,73	43,9	0,4	3,7	1,11	0,45	40,0	0,6	2,7	0,95	0,16	17,2	0,6	1,3
	DC4	33	1,62	0,77	47,5	0,2	2,9	0,77	0,47	61,1	0,3	2,9	1,10	0,20	17,8	0,7	1,6
	Geral	128	1,57	0,76	48,40	0,2	4,6	1,01	0,43	42,8	0,3	2,9	1,04	0,21	20,1	0,6	1,7
MB4	AC	51	0,65	0,55	85,3	0,0	2,6	0,65	0,37	56,6	0,2	2	0,68	0,32	46,7	0,3	1,9
	DC1	52	0,35	0,26	75,4	0,0	1,6	0,62	0,33	53,1	0,2	2	0,55	0,23	41,6	0,2	1,5
	DC4	48	0,85	0,71	83,7	0,1	2,8	0,40	0,21	52,2	0,1	1	0,63	0,24	37,6	0,2	1,2
	Geral	151	0,61	0,57	93,67	0,0	2,8	0,56	0,33	58,5	0,1	2	0,62	0,27	43,3	0,2	1,9

Anexo 4B – Número de amostras (n), média, desvio padrão (σ), coeficiente de variação (CV) e amplitude (valor mínimo e máximo) de magnésio (mg L^{-1}), sólidos suspensos (mg L^{-1}) e turbidez (FTU) obtidos no ano anterior à colheita (AC), no primeiro (DC1) e quarto (DC4) anos depois da colheita florestal, e no geral (considerando todos os anos) nas microbacias hidrográficas MB1, MB2, MB3 e MB4.

MB	Ano	n	Magnésio (mg L^{-1})					Sólidos suspensos (mg L^{-1})					Turbidez (FTU)				
			Média	σ	CV	Amplitude		Média	σ	CV	Amplitude		Média	σ	CV	Amplitude	
						Mín.	Máx.				Mín.	Max				Mín.	Max.
MB1	AC	45	0,21	0,04	18,5	0,1	0,33	6,61	4,17	63,0	1	19,7	1,91	2,68	140,4	0,5	11
	DC1	48	0,20	0,02	10,9	0,1	0,23	13,20	7,83	59,3	2	35,7	1,13	1,51	134,6	0,5	7
	DC4	48	0,15	0,05	31,2	0,1	0,20	4,70	4,15	88,3	1,3	24,3	1,73	3,52	203,5	0,5	20
	Geral	141	0,19	0,04	23,9	0,1	0,33	8,21	6,74	82,1	1	35,7	1,58	2,70	170,9	0,5	20
MB2	AC	15	1,07	0,60	56,0	0,2	1,9	39,74	41,02	103,2	5,3	143	56,13	62,88	112,0	1	189
	DC1	30	1,63	0,35	21,7	0,4	2,2	49,36	42,11	85,3	9,3	190	62,69	59,69	95,2	10	245
	DC4	22	1,09	0,33	30,0	0,5	1,5	24,75	25,92	104,7	2,3	90	34,27	30,52	89,1	5	109
	Geral	67	1,33	0,49	37,0	0,2	2,2	39,12	38,30	97,9	2,3	190	51,73	53,37	103,2	1	245
MB3	AC	46	0,51	0,12	24,4	0,4	1,2	8,71	6,26	71,9	1,7	26	4,91	3,09	62,9	0,5	11
	DC1	49	0,48	0,07	14,0	0,3	0,6	10,08	6,72	66,6	1	30,3	5,71	4,22	73,8	1	17
	DC4	33	0,41	0,06	15,4	0,3	0,5	6,84	3,50	51,2	1,3	14,7	6,00	4,41	73,4	0,5	18
	Geral	128	0,47	0,10	20,8	0,3	1,2	8,75	5,97	68,2	1,0	30,3	5,50	3,90	70,9	0,5	18
MB4	AC	51	0,26	0,09	34,2	0,18	0,5	11,14	7,16	64,2	1,7	40	12,12	9,60	79,2	1	46
	DC1	52	0,23	0,08	32,8	0,1	0,5	15,22	9,19	60,3	0,7	41	12,84	10,44	81,3	0,5	52
	DC4	48	0,21	0,10	48,2	0,1	0,5	7,44	4,83	64,9	0,04	17	13,39	9,29	69,4	0,5	44
	Geral	151	0,24	0,09	38,7	0,1	0,5	11,37	7,95	69,9	0,04	41	12,77	9,75	76,3	0,5	52