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

**Hidrologia de microbacias em função da dinâmica da cobertura
florestal**

Katherine Vásquez Vásquez

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais
Opção em: Conservação de Ecossistemas
Florestais

**Piracicaba
2019**

Katherine Vásquez Vásquez
Engenheira Florestal

Hidrologia de microbacias em função da dinâmica da cobertura florestal
versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

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

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Programa: Recursos Florestais
Opção em: Conservação de Ecossistemas
Florestais

Piracicaba
2019

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

Vásquez Vásquez, Katherine

Hidrologia de microbacias em função da dinâmica da cobertura florestal
/ Katherine Vásquez Vásquez. - - versão revisada de acordo com a
resolução CoPGr 6018 de 2011 - - Piracicaba, 2019.

111 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz
de Queiroz".

1. Processos hidrológicos 2. Uso do solo 3 Restauração florestal 4.
Recarga água subterrânea. 5. Infiltração I. Título

*A mis padres **Edgar y Rosa**, y a mis hermanos **Mike y Leander**,
por su inagotable amor, su apoyo incondicional,
por su compañía a pesar de la distancia.*

*Aos meus pais, **Edgar e Rosa**, e aos meus irmãos, **Mike e Leander**,
pelo amor inesgotável, pelo apoio incondicional,
pelo companhia apesar da distância.*

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Silvio Frosini De Barros Ferraz pela oportunidade, pela orientação e o aprendizado, principalmente agradeço a confiança depositada, a paciência, a preocupação e esforço por me entender, agradeço também pela dedicação e pelo apoio.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudo concedida, e ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Florestais pela oportunidade e o apoio.

Agradeço aos Professores Walter de Paula Lima e Guillermo Vásquez pelo aprendizado e pela confiança em mim depositada.

Ao pessoal do Laboratório de Hidrologia Florestal (LHF), com todos os que convivi, aos que conheci e os que passaram durante esse período, agradeço pela acolhida, ajuda, pelo aprendizado, pelas orientações, pela paciência, pelo esforço em entender o meu Português, e claro agradeço pela amizade, pelas risadas, pelas conversas acadêmicas, pelo intercâmbio cultural e por me guiar nesse processo de imersão na cultura brasileira: Carolina Rodrigues, Lara Garcia, Aline Fransozi, Carla Cassiano, Carla Chiles, Renata Melo, Matheus Ogasawara, Gláucia Santos, Marina Gentil, Cecília Gontijo, Felipe Rossetti, Diana Peña, muito obrigada. À Lucilene Saldanha pela ajuda e as risadas, muito obrigada.

À Carol, pelas conversas, pelas orientações na realização e desenvolvimento do trabalho, pelo carinho e dedicação com o que compartilhou seus conhecimentos comigo, essenciais para a realização desse projeto, seus esforços para me entender e para que eu a entendesse, valorizo muito.

À Aline e à Lara muito obrigada também pelas correções, pelas sugestões e orientações, as quais foram muito importantes e fundamentais na construção e culminação desse projeto, além da disponibilidade para me ajudar e me explicar com tanta amabilidade e carinho. À Carla Cassiano pelas orientações, sugestões, troca de ideias e informações fundamentais para a realização e desenvolvimento do projeto.

Agradeço ao pessoal da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga; ao Rildo e à Elaine por terem disponibilizado tudo para as jornadas de trabalho de campo; ao Lorival, Toninho, Dorival e os estagiários pela ajuda nas coletas de campo, pelo apoio logístico e pela disponibilidade de me ajudar sempre

na execução do projeto. De forma especial agradeço a todos pela acolhida, pela amizade e pelas risadas. À Giovanna por sua disponibilidade, suas conversas e suas orientações.

Especialmente agradeço aos meus pais, Edgar e Rosa, por sempre estarem presentes apesar da distância, por terem cuidado de mim todos e cada um dos dias da minha vida, por sempre terem me apoiado na minha realização pessoal e profissional, por lutar para nos educar, por terem batalhado tanto para a concretização desse sonho. Por terem sonhado junto. Aos meus irmãos, Mike e Leander, por terem me apoiado nessa escolha, por estarem disponíveis para me ajudar em todo momento, por estarem sempre com os braços abertos e com um sorriso para mim. Muito obrigada a todos por terem se arriscado junto comigo, pelo imenso amor e apoio.

À toda minha família: meus avôs, tios, tias, primos e primas, pelo apoio, pela confiança e carinho.

Ao Sebastian por sempre ter estado me acompanhando e apoiando durante todo esse processo, por me ajudar na construção, execução e culminação dessa etapa. Pela presença durante todos os momentos e pelo suporte durante a concretização deste processo. Muito obrigada também pelas conversas, sugestões e orientações, pelo tempo compartilhado e principalmente pela paciência. Muito obrigada.

Aos meus amigos e colegas da Colômbia pelo apoio e carinho.

A Deus por todas as oportunidades e conquistas, e, por me fortalecer nas dificuldades.

Especialmente agradezco a mis padres, Edgar y Rosa, por estar siempre presentes a pesar de la distancia, por haber cuidado de mí todos y cada uno de los días de mi vida, por siempre haberme apoyado en mi realización personal y profesional, por luchar para educarnos, por haber trabajado para alcanzar este sueño. Por haber soñado juntos. A mis hermanos, Mike y Leander por haberme apoyado en esta decisión, por estar disponibles a ayudarme en todo momento, por siempre estar con sus brazos abiertos y con una sonrisa para mí. Muchas gracias a todos por haber arriesgado conmigo, por su inmenso amor y apoyo.

A toda mi familia mis abuelas, mis tíos, tías primos y primas, por su apoyo, por su confianza y cariño.

“Nada na vida deve ser temido, é apenas para ser entendido. Agora é a hora de entender mais, para que possamos temer menos”

Marie Curie

SUMÁRIO

RESUMO.....	8
ABSTRACT	9
1. INTRODUÇÃO	11
REFERÊNCIAS.....	15
2. EFEITOS DA MUDANÇA DA COBERTURA FLORESTAL SOBRE O REGIME HIDROLÓGICO DE MICROBACIAS.....	27
RESUMO.....	27
ABSTRACT	27
2.1. INTRODUÇÃO.....	28
2.2. MATERIAIS E MÉTODOS	31
2.3. ANÁLISE DOS DADOS.....	43
2.4. RESULTADOS	45
2.5. DISCUSSÃO.....	53
2.6. CONCLUSÕES.....	58
REFERÊNCIAS.....	58
3. EFEITO DO ESTÁGIO INICIAL DA COBERTURA FLORESTAL NOS PROCESSOS HIDROLÓGICOS SUBTERRÂNEOS	71
RESUMO.....	71
ABSTRACT	72
3.1. INTRODUÇÃO.....	72
3.2. MATERIAIS E MÉTODOS	76
3.3. ANÁLISE DE DADOS	81
3.4. RESULTADOS	84
3.5. DISCUSSÃO.....	91
3.6. CONCLUSÕES.....	98
REFERÊNCIAS.....	100
APÊNDICES.....	111

RESUMO

Hidrologia de microbacias em função da dinâmica da cobertura florestal

As coberturas florestais apresentam um papel importante na dinâmica dos processos hidrológicos, pois a água é necessária ao desenvolvimento estrutural da floresta e manutenção do seu funcionamento. O consumo da água pela cobertura florestal exerce interferência direta sobre os processos hidrológicos, já que comandam os fluxos para a atmosfera e auxiliam no armazenamento de água. Entender essas relações é fundamental ante ao quesito da disponibilidade de água à jusante para outros usos, e diante das iniciativas de restauração florestal, as quais estão aumentando nas áreas tropicais com a expectativa de geração e manutenção dos serviços ecossistêmicos fornecidos pelas florestas. No entanto, ante ao desconhecimento dos efeitos da restauração de florestas sobre os processos hidrológicos, é necessário compreender como se desenvolvem as relações entre as florestas restauradas e os processos hidrológicos. Dessa forma, foi iniciado o monitoramento hidrológico de duas microbacias, localizadas no município de Itatinga (SP), para avaliar e comparar a dinâmica hidrológica superficial e subterrânea em função da dinâmica da cobertura florestal. Em uma das microbacias foi implantada vegetação nativa (crescimento mais lento) e em outra floresta comercial de *Eucalyptus* (rápido crescimento). Em cada uma das microbacias foi instalada uma calha e equipamentos para a medição e registro do nível da lâmina d'água e precipitação, além de dois poços piezométricos para medição da água subterrânea. Por meio dos dados mensurados foram obtidos os balanços hídricos de massa para cada microbacia. Foram também determinados os indicadores de fluxo base, por meio da aplicação de filtros digitais, e calculado o escoamento superficial. Além disso, foram realizadas amostragens de solo de modo a estimar as taxas de infiltração, assim como foi aplicado o método de flutuação do lençol freático (WTF) para estimar a recarga subterrânea em cada microbacia. Os resultados permitiram identificar que as diferentes coberturas vegetais das microbacias interferem na água disponível para a formação do deflúvio e que florestas mais velhas e mais desenvolvidas melhoram a capacidade de infiltração da água no solo.

Palavras-chave: Processos hidrológicos, Uso do solo, Restauração florestal, Recarga água subterrânea, Infiltração

ABSTRACT

Hydrology of catchments as a function of forestry land cover dynamics

Forest cover plays an important role in the dynamics of hydrological processes, because water is needed for the structural development of the forest and to maintain its functioning, and this consumption exerts a direct interference in the hydrological processes, since they control the flows into the atmosphere and the assist in storing water. Understanding these linkages is a fundamental issue for the downstream water availability for the other uses considering the increase of forest restoration initiatives which are increasing in the tropical areas with a expectation of ecosystem services provided by forests. However, given the lack of knowledge of that forest restoration effects in the hydrological processes, it is necessary to understand the linkages between forest restoration and hydrological processes. Thus, a hydrological monitoring program started in two catchments in the municipality of Itatinga, SP. The objective was to assess and to compare the surface and groundwater hydrological dynamics as a function of the forest cover growth rate as one catchment was established with forest restoration with native species (slow grow) and the other was plantation with a commercial species as eucalyptus (fast grow). Each catchment is constituted with one weir and sensor level, two wells, and sensor level for the groundwater. Data were analyzed and processed in annual streamflow and the mass water balance was calculated for each catchment. The base flow index was determinate (BFI; employing the digital filters) and calculating the direct runoff. Additionally, samples of infiltration rate in the ground were done, as well as using the water table fluctuation methodology (WTF) to estimate recharge in each catchment. It was identified that the changes in the land cover of the watershed altered the availability of water for the streamflow. The older and developed forest improved the capacity of water infiltration of the water in the ground.

Keywords: Hydrological processes, Land use, Forest restoration, Groundwater recharge, Infiltration

1. INTRODUÇÃO

A cobertura vegetal de uma bacia hidrográfica tem como principal característica a perda de água para a atmosfera mediante os processos de evapotranspiração. Dessa forma, a estrutura florestal é um fator que interfere diretamente no ciclo hidrológico, dado que árvores apresentam maior porte do que outros tipos de vegetação (exemplo: arbustos e pastagens), suscitando em maiores taxas de transpiração devido a maior área foliar e raízes com capacidade de acessar camadas úmidas mais profundas (Sheil, 2018). Desta forma, a floresta cumpre papel fundamental protagonista no ciclo hidrológico, uma vez que pode influenciar os processos hidrológicos, alterando os fluxos de água para a atmosfera e o armazenamento de água no solo. Porém, essa relação não é unidirecional; ou seja, do mesmo modo, o desenvolvimento da floresta, suas características e estrutura estão sujeitas aos processos hidrológicos e ambientais do local (Brooks, Folliott, & Magner, 2013; Ellison et al., 2017; Filoso, Bezerra, Weiss, & Palmer, 2017).

Portanto, existe uma estreita relação entre a estrutura da floresta e o uso da água pela mesma. Exemplo disso são as pesquisas realizadas para analisar e identificar os efeitos na disponibilidade hídrica provenientes das modificações na cobertura do solo de bacias hidrográficas, ocasionadas por atividade antrópica e, desta forma, identificar qual é o papel da cobertura florestal nas dinâmicas do ciclo hidrológico, dadas às características de: altura, área foliar, sazonalidade e profundidade das raízes de diferentes espécies vegetais (Bosch & Hewlett, 1982; Brown, Western, McMahon, & Zhang, 2013; Hibbert, 1967; Waring, Running, Waring, & Running, 2007; Zhang, Dawes, & Walker, 2001), e assim avaliar as implicações no balanço hídrico a partir das mudanças na vegetação, sendo que em algumas situações especiais a precipitação poderia sofrer consequências na escala continental dependendo do tipo de vegetação (Ellison, Futter, & Bishop, 2012).

Ainda relacionado ao porte e estrutura florestal, igualmente importantes são os efeitos do estabelecimento de florestas em substituição de coberturas vegetais de porte baixo, a qual pode ocasionar reduções no deflúvio anual (Jackson et al., 2005); do mesmo modo, a retirada da cobertura florestal pode resultar em incrementos no deflúvio anual (Brown, Zhang, McMahon, Western, & Vertessy, 2005; Hibbert, 1967). No entanto, o processo de retirada da cobertura mediante o corte raso pode também alterar a estrutura do solo, por meio, por exemplo, da compactação do solo, o que

ocasionaria alterações nos processos hidrológicos como a infiltração, podendo resultar em diminuição das taxas quando a floresta é substituída por uma cobertura que afeta a estrutura do solo (macro e micro poros), assim como a capacidade de percolação e de recarga do aquífero (Borg, Bell, & Loh, 1988; Brown et al., 2005; Bruijnzeel, 1988).

Alterações físicas na microbacia podem resultar em mudanças no processo de escoamento superficial, independentemente do tipo de cobertura, o que acarretaria em efeitos nos diversos processos hidrológicos, influenciando inclusive a produção de água nesta microbacia (Brown et al., 2005). No entanto, estas modificações são variáveis e susceptíveis às condições climáticas inerentes ao local e às características da estrutura da vegetação (Farley, Jobbágy, & Jackson, 2005; Zhang et al., 2001), sendo diferente uma floresta nativa de uma floresta plantada, dada a diversidade de espécies que constituem a floresta nativa, e, por conseguinte, as diferenças da fisiologia.

As principais diferenças entre florestas nativas e florestas plantadas nas no Brasil reside no fato de que na última são empregadas espécies de rápido crescimento, melhoradas geneticamente e com ciclos curtos entre 6-7 anos (Ferraz, De, Lima, & Rodrigues, 2013). Plantios de *Eucalyptus*, por exemplo, podem desenvolver raízes com acesso às camadas mais profundas do solo, onde se encontra disponível a água armazenada, estratégia essa que pode resultar em resistência à época das secas (Canadell et al., 1996; Christina et al., 2017). Dessa forma, florestas plantadas de *Eucalyptus* podem atingir uma maior produtividade e maior evapotranspiração, que se traduzem em maior consumo de água e eficiência do uso (Amazonas, Forrester, Oliveira, & Brancalion, 2018).

Apesar de algumas formações de vegetação nativa empregarem a mesma estratégia das florestas plantadas de *Eucalyptus* para acessar à água que se encontra em camadas mais profundas durante os períodos de secas (R. S. Oliveira et al., 2005), aquelas apresentam eficiência menor no uso da água em relação às florestas plantadas, devido a não apresentar as mesmas velocidades de crescimento e evapotranspiração, resultando em menores consumos (Amazonas et al., 2018).

De forma geral, a cobertura florestal favorece o processo hidrológico de regulação das vazões máximas (Brown et al., 2005), altera a produção hídrica de uma microbacia (Jackson et al., 2005), influencia a recarga do lençol freático (Dean, Webb, Jacobsen, Chisari, & Dresel, 2015; Scanlon, Reedy, Stonestrom, Prudic, &

Dennehy, 2005), e está diretamente relacionada com a interceptação, infiltração e evapotranspiração (Le Maitre, Scott, & Colvin, 1999).

A água interceptada pela estrutura da cobertura vegetal, altera a quantidade de água disponível que chega até o solo; sendo que a água que passa pelas copas (precipitação interna) consegue infiltrar na superfície do solo, através da zona não saturada, é drenada no meio das raízes, percola e chega até a zona saturada (Brooks et al., 2013; Healy & Cook, 2002). A transpiração é produzida pelas florestas mediante a extração da água do solo, sendo que as plantas perenes apresentam maiores consumos devido à transpiração constante, e, portanto, podem alterar a capacidade de recarga dos aquíferos (Dean et al., 2015; Le Maitre et al., 1999; Petheram, Walker, Grayson, Thierfelder, & Zhang, 2002).

Assim sendo, a recarga pode ser uma alternativa para avaliar a influência do uso do solo (Petheram et al., 2002). A dinâmica das águas subterrâneas é influenciada pela geologia, declividade da superfície, elevação e vegetação; dessa forma as medidas dos níveis freáticos permitem inferir sobre o comportamento das águas subterrâneas em relação à interferência do uso do solo (Healy & Cook, 2002; Scanlon et al., 2005).

Assim, existe uma ligação entre os processos hidrológicos superficiais e subterrâneos (Olufemi. A. Idowu, 2003), sendo que a existência de uns está diretamente influenciada pela manutenção de outros como; por exemplo, a recarga que é influenciada pela infiltração (Smakhtin, 2001). Desse modo as relações podem ser medidas empregando indicadores como o Índice de Escoamento Base (BFI) que permite identificar a quantidade do deflúvio que provém do fluxo base, e este por sua vez é considerado a descarga do lençol freático (Olufemi. A. Idowu, 2003; Smakhtin, 2001).

Adicionalmente existem outros indicadores para avaliar o regime hidrológico como, por exemplo, o rendimento hídrico e as vazões características (máximas e mínimas) (Broгна et al., 2017), os quais permitem identificar os efeitos das alterações das coberturas em processos hidrológicos como a evapotranspiração, o deflúvio, a regulação das vazões e a disponibilidade hídrica.

O efeito das coberturas vegetais, principalmente das florestais, sobre os processos hidrológicos tem sido amplamente estudado, mas a maioria das pesquisas que avaliam as alterações dos processos hidrológicos estão focado nas medições do deflúvio para compreender os efeitos diretamente sobre a produção da

água após o estabelecimento de florestas plantadas (Bosch & Hewlett, 1982; Brown et al., 2005; Farley et al., 2005) sendo pouco conhecidos os efeitos gerados nos processos hidrológicos após o estabelecimento da restauração florestal em microbacias hidrográficas (Filoso et al., 2017).

O fato de as florestas influenciarem tanto os processos externos, como a interceptação, quanto os internos, como a infiltração e a recarga, propicia múltiplos questionamentos sobre a recuperação desses processos, após a restauração da cobertura florestal. Áreas com coberturas de florestas plantadas possuem efeitos na produção de água; no entanto, estes são menos conhecidos na implantação da restauração florestal.

Diante deste fato, existe um interesse em identificar qual é o papel da vegetação florestal durante todos os estágios de desenvolvimento da floresta, principalmente focando na influência nos processos hidrológicos superficiais e subterrâneos como a recarga do lençol freático (Rodríguez-Suárez, Soto, Perez, & Diaz-Fierros, 2011; Scanlon et al., 2005). Assim, entender as modificações nos ecossistemas e processos hidrológicos após a implantação de florestas plantadas ou de restauração é fundamental (Filoso et al., 2017) para entender como podem ser os efeitos sobre os processos hidrológicos desde o primeiro ano de estabelecimento, e assim comparar seus efeitos desde o início.

Neste sentido, é necessário avaliar a produção hídrica da restauração florestal, dada a importância adquirida no contexto das iniciativas e acordos globais (IUCN, 2011) e o fato de que estão sendo estabelecidos plantios com fins de restauração em grande escala, sem, no entanto, se conhecer os efeitos dos mesmos sobre os recursos hídricos (Honda & Durigan, 2017). Portanto, é necessária uma caracterização e avaliação dos processos hidrológicos frente à restauração florestal pois a composição da vegetação determina a proporção de água disponível para os processos de armazenamento e recarga (Le Maitre et al., 1999).

Consequentemente, este estudo tem como objetivo geral quantificar os processos hidrológicos na escala de microbacias hidrográficas, em função de diferentes coberturas florestais. Para tanto, o segundo capítulo desse estudo tem como objetivo avaliar e quantificar os efeitos das mudanças das coberturas florestais sobre os processos hidrológicos e o terceiro capítulo tem como objetivo compreender os efeitos nos processos hidrológicos subterrâneos decorrentes da

atuação da cobertura florestal em estágio inicial e entender como se conectam os processos hidrológicos superficiais e subterrâneos.

Referências

Agnew, L. J., Lyon, S., Gérard-Marchant, P., Collins, V. B., Lembo, A. J., Steenhuis, T. S., & Walter, M. T. (2006). Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application. *Journal of Environmental Management*, 78(1), 63–76. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.04.021>

Allen, R. G., & Pereira, L. S. (1998). PHDROUGHT-Predictability assessment and hybridization of seasonal drought forecasts in Western Europe View project H2Olive3s View project. Retrieved from <https://www.researchgate.net/publication/284300773>

Almeida, A. C., Smethurst, P. J., Siggins, A., Calvalcante, R. B. L., & Borges, N. (2016). Quantifying the effects of *Eucalyptus* plantations and management on water resources at plot and catchment scales. *Hydrological Processes*, 30(25), 4687–4703. <https://doi.org/10.1002/hyp.10992>

Almeida, A. C., Soares, J. V., Landsberg, J. J., & Rezende, G. D. (2007). Growth and water balance of *Eucalyptus grandis* hybrid plantations in Brazil during a rotation for pulp production. *Forest Ecology and Management*, 251(1–2), 10–21. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.009>

Amazonas, N. T., Forrester, D. I., Oliveira, R. S., & Brancalion, P. H. S. (2018). Combining *Eucalyptus* wood production with the recovery of native tree diversity in mixed plantings: Implications for water use and availability. *Forest Ecology and Management*, 418(July 2017), 34–40. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.12.006>

Andréassian, V. (2004). Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology*, 291(1–2), 1–27. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2003.12.015>

Bagarello, V., Di Prima, S., & Iovino, M. (2017). Estimating saturated soil hydraulic conductivity by the near steady-state phase of a Beerkan infiltration test. *Geoderma*, 303, 70–77. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2017.04.030>

Barreto, C., Wendland, E., & Marcuzzo, R. (2009). Estimativa da evapotranspiração a partir de variação de nível estático de aquífero. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, 29, 52–61.

Bellot, J., & Chirino, E. (2013). Hydrobal: An eco-hydrological modelling approach for assessing water balances in different vegetation types in semi-arid areas. *Ecological Modelling*, 266, 30–41. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2013.07.002>

Boggs, J., Sun, G., Jones, D., & McNulty, S. G. (2012). Effect of soils on water quantity and qual-ity in Piedmont Forested Headwater Watersheds of North Carolina. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 49(1), 132–150. <https://doi.org/10.1111>

Borg, H., Bell, R. W., & Loh, I. C. (1988). Streamflow and stream salinity in a small water supply catchment in southwest Western Australia after reforestation. *Journal of Hydrology*, 103(3–4), 323–333. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(88\)90141-2](https://doi.org/10.1016/0022-1694(88)90141-2)

Borg, H., Stoneman, G. L. L., & Ward, C. G. G. (1988). The effect of logging and regeneration on groundwater, streamflow and stream salinity in the southern forest of Western Australia. *Journal of Hydrology*, 99(3–4), 253–270. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(88\)90052-2](https://doi.org/10.1016/0022-1694(88)90052-2)

BOS, M. G. (1989). *Discharge Measurement Structures*. (ILRI, Ed.) (3^{er}). Netherlands.

Bosch, J. M. M., & Hewlett, J. D. D. (1982). A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology*, 55(1–4), 3–23. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(82\)90117-2](https://doi.org/10.1016/0022-1694(82)90117-2)

Brauman, K. A., Freyberg, D. L., & Daily, G. C. (2010). Forest structure influences on rainfall partitioning and cloud interception: A comparison of native forest sites in Kona, Hawai'i. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150(2), 265–275. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.11.011>

Brauman, K. A., Freyberg, D. L., & Daily, G. C. (2012). Land cover effects on groundwater recharge in the tropics: ecohydrologic mechanisms. *Ecohydrology*, 5(4), 435–444. <https://doi.org/10.1002/eco.236>

Broгна, D., Vincke, C., Brostaux, Y., Soyeurt, H., Dufrêne, M., & Dendoncker, N. (2017). How does forest cover impact water flows and ecosystem services? Insights from “real-life” catchments in Wallonia (Belgium). *Ecological Indicators*, 72, 675–685. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.011>

Brooks, K. N., Folliott, P. F., & Magner, J. A. (2013). Hydrologic cycle and the water budget. In Wiley-Blackwell (Ed.), *Hydrology and the management of watersheds* (Fourth Edi, p. 30). Iowa, USA.

Brown, A. E., Western, A. W., McMahon, T. A., & Zhang, L. (2013). Impact of forest cover changes on annual streamflow and flow duration curves. *Journal of Hydrology*, 483, 39–50. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2012.12.031>

Brown, A. E., Zhang, L., McMahon, T. A., Western, A. W., & Vertessy, R. A. (2005). A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology*, 310, 28–61. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.12.010>

Bruijnzeel, L. A. (1988). (De) Forestation and dry season flow in the tropics: a closer look. *Journal of Tropical Forest Science* (Vol. 1). Retrieved from <https://www.frim.gov.my/v1/JTFSONline/jtfs/v1n3/229-243.pdf>

Bruijnzeel, L. A. (2004). Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104(1), 185–228. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2004.01.015>

Calder, I. R. 1998. Water-resource and land-use issues. SWIM Paper 3. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute.

Câmara, C. D. (1999). Efeitos do corte raso de eucalipto sobre o balanço hídrico e a ciclagem de nutrientes em uma microbacia experimental carla daniela câmara, 91.

Canadell, J., Jackson, R. B. R. B., Ehleringer, J. B. J., Mooney, H. A., Sala, O. E. O. E., Schulze, E. E.D. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale, 108 *Oecologia* § (1996). Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/BF00329030>

Cassiano, C. C. (2017). Efeitos hidrológicos da composição da paisagem em microbacias com florestas plantadas de *Eucalyptus*. Retrieved from <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-16082017-085416/pt-br.php>

Christina, M., Nouvellon, Y., Laclau, J.P., Stape, J. L., Bouillet, J.P., Lambais, G. R., & le Maire, G. (2017). Importance of deep water uptake in tropical eucalypt forest. *Functional Ecology*, 31(2), 509–519. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12727>

Crosbie, R. S., Binning, P., & Kalma, J. D. (2005). A time series approach to inferring groundwater recharge using the water table fluctuation method. *Water Resources Research*, 41(1). <https://doi.org/10.1029/2004WR003077>

DAEE, D. de Á. e E. E. (2018). Portal de Dados do Departamento de Águas e Energia Elétrica. Retrieved from <http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br/>

de Vries, J. J., & Simmers, I. (2002). Groundwater recharge: An overview of process and challenges. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 5–17. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0171-7>

Dean, J. F., Webb, J. A., Jacobsen, G. E., Chisari, R., & Dresel, P. E. (2015). A groundwater recharge perspective on locating tree plantations within low-rainfall catchments to limit water resource losses. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(2), 1107–1123. <https://doi.org/10.5194/hess-19-1107-2015>

Ellison, D., Futter, M. N., & Bishop, K. (2012). On the forest cover-water yield debate: from demand to supply-side thinking. *Global Change Biology*, 18(3), 806–820. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02589.x>

Ellison, D., Morris, C. E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarso, D., Sullivan, C. A. (2017). Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change*, 43, 51–61. Retrieved from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378017300134>

Fan, J., Oestergaard, T. C., Guyot, A., & Lockington, A. D. (2014). Estimating groundwater recharge and evapotranspiration from water table fluctuations under three vegetation covers in a coastal sandy aquifer of subtropical Australia. *Journal of Hydrology*, 519, 1120–1129. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2014.08.039>

- Farley, K. A., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2005). Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology*, 11(10), 1565–1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>
- Ferraz, S. F. B., Lima, W.P., & Rodrigues, C. B. (2013). Managing forest plantation landscapes for water conservation. *Forest Ecology and Management*, 301, 58–66. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.015>
- Filoso, S., Bezerra, M. O., Weiss, K. C. B., & Palmer, M. A. (2017). Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review. *Plos One*, 12(8), e0183210. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183210>
- Gao, Z., Zhang, L., Cheng, L., Zhang, X., Cowan, T., Cai, W., & Brutsaert, W. (2015). Groundwater storage trends in the Loess Plateau of China estimated from streamflow records. *Journal of Hydrology*, 530, 281–290. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.09.063>
- Gates, J. B., Scanlon, B. R., Mu, X., & Zhang, L. (2011). Impacts of soil conservation on groundwater recharge in the semi-arid Loess Plateau, China. *Hydrogeology Journal*, 19(4), 865–875. <https://doi.org/10.1007/s10040-011-0716-3>
- Gleeson, T., Wada, Y., Bierkens, M. F. P., & Van Beek, L. P. H. (2012). Water balance of global aquifers revealed by groundwater footprint. *Nature*, 488(7410), 197–200. <https://doi.org/10.1038/nature11295>
- Gonçalves, J. L. de M., Alcarde, C., Gonçalves, T., Moreira, R., Teixeira Mendes, J., & Gava, J. (2012). Soil and productivity mapping of *Eucalyptus grandis* plantations, using a geographic information system. *Scientia ForeStaliS* 187 Sci. For, 40(94), 187–201. Retrieved from <http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr94/cap06.pdf>
- Grayson, R. B., Argent, R. M., Nathan, R. J., McMahon, T. A., & Mein, R. (1996). *Hydrological Recipes: Estimation Techniques in Australian Hydrology*. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Australia, 125. Retrieved from <http://www.ewater.org.au/archive/crcch/archive/pubs/pdfs/hydrorecipes.pdf>

Grip, H., Fritsch, J.M., & Bruijnzeel, L. A. (2005). Soil and water impacts during forest conversion and stabilisation to new land use, 561–589. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511535666.029>

Healy, R. W., & Cook, P. G. (2002). Using groundwater levels to estimate recharge. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 91–109. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0178-0>

Hibbert, A. R. (1967). Forest treatment effects on water yield. Pergamon Press, 527–543. Retrieved from <http://coweeta.uga.edu/publications/842.pdf>

Honda, E. A., & Durigan, G. (2017). A restauração de ecossistemas e a produção de água. *Hoehnea*, 44(3), 315–327. <https://doi.org/10.1590/2236-8906-82/2016>

Hulugalle, N. R., & Ndi, J. N. (1993). Effects of no-tillage and alley cropping on soil properties and crop yields in a Typic Kandudult of southern Cameroon. *Agroforestry Systems*, 22(3), 207–220. <https://doi.org/10.1007/BF00705234>

Idowu, O A. (2007). Hydrological processes of interaction between surface water and groundwater – a Review. *ASSET Series B*, 6(2), 172–190.

Idowu, O. A. (2003). Hydrological processes of interaction between surface water and groundwater-a review Towards developing a comprehensive Water Security Policy and Strategies in Nigeria View project. Retrieved from <https://www.researchgate.net/publication/267686780>

Ilstedt, U., Malmer, A., Verbeeten, E., & Murdiyarso, D. (2007). The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: A systematic review and meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 251(1–2), 45–51. Retrieved from [http://gea.unsl.edu.ar/pdfs/cfm2009/Ilstedt et al - review afforestation infiltration tropical - FEM.pdf](http://gea.unsl.edu.ar/pdfs/cfm2009/Ilstedt%20et%20al%20-%20review%20afforestation%20infiltration%20tropical%20-%20FEM.pdf)

IUCN. (2011). The Bonn Challenge | IUCN. Retrieved October 10, 2018, from <https://www.iucn.org/theme/forests/our-work/forest-landscape-restoration/bonn-challenge>

Jackson, R. B., Jobbágy, E. G., Avissar, R., Roy, S. B., Barrett, D. J., Cook, C. W., Murray, B. C. (2005). Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* (New York, N.Y.), 310(5756), 1944–1947. <https://doi.org/10.1126/science.1119282>

Krishnaswamy, J., Bonell, M., Venkatesh, B., Purandara, B. K., Lele, S., Kiran, M. C., Rakesh, K. N. (2012). The rain–runoff response of tropical humid forest ecosystems to use and reforestation in the Western Ghats of India. *Journal of Hydrology*, 472–473, 216–237. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2012.09.016>

Laestadius, L., Maginnis, S., Minnemeyer, S., Potapov, P. V, Reyter, K., & Saint-Laurent, C. (2015). Sparing grasslands: map misinterpreted. *Science* (New York, N.Y.), 347(6227), 1210–1211. <https://doi.org/10.1126/science.347.6227.1210-b>

Lassabatère, L., Angulo-Jaramillo, R., Soria Ugalde, J. M., Cuenca, R., Braud, I., & Haverkamp, R. (2006). Beerkan Estimation of Soil Transfer Parameters through Infiltration Experiments—BEST. *Soil Science Society of America Journal*, 70(2), 521. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0026>

Le Maitre, D. C., Scott, D. F., & Colvin, C. (1999). A review of information on interactions between vegetation and groundwater. *Water SA*, 25, 137–152. Retrieved from <http://www.wrc.org.za>

Leite, P. A. M., Souza, E. S.de, Santos, E. S.dos, Gomes, R. J., Cantalice, J. R., & Wilcox, B. P. (2018). The influence of forest regrowth on soil hydraulic properties and erosion in a semiarid region of Brazil. *Ecohydrology*, 11(3), e1910. <https://doi.org/10.1002/eco.1910>

Liu, W., Wei, X., Fan, H., Guo, X., Liu, Y., Zhang, M., & Li, Q. (2015). Response of flow regimes to deforestation and reforestation in a rain-dominated large watershed of subtropical China. *Hydrological Processes*, 29(24), 5003–5015. <https://doi.org/10.1002/hyp.10459>

Lyne, V., & Hollick, M. (1979). *Stochastic Time-Variable Rainfall-Runoff Modeling*. Australia: Proceedings of the Hydrology and Water Resources Symposium, Perth.

Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2012). A Global Assessment of the Water Footprint of Farm Animal Products. *Ecosystems*, 15(3), 401–415. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9517-8>

Mendes, J. C. T. (2012). Alternativas de colheita de *Eucalyptus* e seus impactos no solo e na vegetação nativa em processo de regeneração num plantio abandonado. Universidade de São Paulo. <https://doi.org/10.11606/T.11.2012.tde-04012013-104545>

Moster, C., Lima, W. D. P., Zakia, M. J. B., & Câmara, C. D. (2003). Determinação do ano hidrológico visando a quantificação do balanço hídrico em microbacias experimentais. *Circular Técnica IPEF*, (197), 1–6.

Neary, D. G., Ice, G. G., & Jackson, C. R. (2009). Linkages between forest soils and water quality and quantity. *Forest Ecology and Management*, 258(10), 2269–2281. Retrieved from https://www.fs.fed.us/rm/pubs_other/rmrs_2009_neary_d002.pdf

Ogden, F. L., Crouch, T. D., Stallard, R. F., & Hall, J. S. (2013). Effect of land cover and use on dry season river runoff, runoff efficiency, and peak storm runoff in the seasonal tropics of Central Panama. *Water Resources Research*, 49(12), 8443–8462. <https://doi.org/10.1002/2013WR013956>

Oliveira, P. T. S., Leite, M. B., Mattos, T., Nearing, M. A., Scott, R. L., Oliveira Xavier, R., Wendland, E. (2017). Groundwater recharge decrease with increased vegetation density in the Brazilian cerrado. *Ecohydrology*, 10(1), 1–8. <https://doi.org/10.1002/eco.1759>

Oliveira, R. S., Bezerra, L., Davidson, E. A., Pinto, F., Klink, C. A., Nepstad, D. C., & Moreira, A. (2005). Deep root function in soil water dynamics in cerrado savannas of central Brazil. *Functional Ecology*, 19(4), 574–581. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2005.01003.x>

Peña-Arancibia, J. L., Bruijnzeel, L. A., Mulligan, M., & Van Dijk, A.I.J.M. (2019). Forests as ‘sponges’ and ‘pumps’: Assessing the impact of deforestation on dry-season flows across the tropics. *Journal of Hydrology*. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2019.04.064>

Petheram, C., Walker, G., Grayson, R., Thierfelder, T., & Zhang, L. (2002). Towards a framework for predicting impacts of land-use on recharge: 1. A review of recharge studies in Australia. *Soil Research*, 40(3), 397. <https://doi.org/10.1071/SR00057>

Reid, L. M., & Lewis, J. (2004). Rates and implications of rainfall interception in a coastal redwood forest, USDA Forest Service General technical Report, 107–117.

Roa-García, M. C., Brown, S., Schreier, H., & Lavkulich, L. M. (2011). The role of land use and soils in regulating water flow in small headwater catchments of the Andes. *Water Resources Research*, 47(5). <https://doi.org/10.1029/2010WR009582>

Roberts, J. M., Gash, J. H. C., Tani, M., & Bruijnzeel, L. A. (2005). Controls on evaporation in lowland tropical rainforest. In: M. Bonell & L. A. Bruijnzeel (Eds.), *Forests, Water and People in the Humid Tropics* (pp. 287–313). Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511535666.019>

Rodríguez-Suárez, J. A., Soto, B., Perez, R., & Diaz-Fierros, F. (2011). Influence of *Eucalyptus globulus* plantation growth on water table levels and low flows in a small catchment. *Journal of Hydrology*, 396(3–4), 321–326. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.11.027>

Scanlon, B. R., Healy, R. W., & Cook, P. G. (2002). Scanlon et al 2002 recharge methods, (February). <https://doi.org/10.1007/s10040-0010176-2>

Scanlon, B. R., Reedy, R. C., Stonestrom, D. A., Prudic, D. E., & Dennehy, K. F. (2005). Impact of land use and land cover change on groundwater recharge and quality in the southwestern US. *Global Change Biology*, 11(10), 1577–1593. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01026.x>

Scott, D. F., & Lesch, W. (1997). Streamflow responses to afforestation with *Eucalyptus grandis* and *Pinus patula* and to felling in the Mokobulaan experimental catchments. *Journal of Hydrology*, 199, 360–377.

Scott, D. F., & Smith, R. E. (1997). Preliminary empirical models to predict reductions in total and low flows resulting from afforestation. *Water SA*, 23, 135–140.

Sheil, D. (2018). Forests, atmospheric water and an uncertain future: the new biology of the global water cycle. *Forest Ecosystems*, 5(1), 19. <https://doi.org/10.1186/s40663-018-0138-y>

Sidele, R. C., Sasaki, S., Otsuki, M., Noguchi, S., & Abdul Rahim, N. (2004). Sediment pathways in a tropical forest: Effects of logging roads and skid trails. *Hydrological Processes*, 18(4), 703–720. <https://doi.org/10.1002/hyp.1364>

Silveira, L., Gamazo, P., Alonso, J., & Martí-nez, L. (2016). Effects of afforestation on groundwater recharge and water budgets in the western region of Uruguay. *Hydrological Processes*, 30(20), 3596–3608. <https://doi.org/10.1002/hyp.10952>

Smakhtin, V. U. (2001). Low flow hydrology: a review. *Journal of Hydrology*, 240(3–4), 147–186. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00340-1](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00340-1)

Sophocleous, M. (2002). Interactions between groundwater and surface water: The state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 52–67. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0170-8>

Tobella, A. B. (2016). The importance of tree cover for water resources in semiarid West Africa. Retrieved from https://pub.epsilon.slu.se/13553/1/bargues_tobella_a_160808.pdf

Van Dijk, A.I.J.M., & Keenan, R. J. (2007). Planted forests and water in perspective. *Forest Ecology and Management*, 251(1–2), 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.010>

Waring, R. H., Running, S. W., Waring, R. H., & Running, S. W. (2007). Water Cycle. *Forest Ecosystems*, 19–57. <https://doi.org/10.1016/B978-012370605-8.50007-4>

Wieteska, Z., & Dobkowska, A. (2018). Assessment of the influence of discrepancy of the location of groundwater and surface watersheds on the quantity of calculated renewable resources, exemplified by the p-ix balance region in the warta water region. *Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego*, 471, 185–192. <https://doi.org/10.5604/01.3001.0012.5055>

Winter, T. C. (1999). Relation of streams, lakes, and wetlands to groundwater flow systems. *Hydrogeology Journal*, 7(1), 28–45. <https://doi.org/10.1007/s100400050178>

Zhang, L., Dawes, W. R., & Walker, G. R. (2001). Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, 37(3), 701–708. <https://doi.org/10.1029/2000WR900325>

Zimmermann, B., Elsenbeer, H., & De Moraes, J. M. (2006). The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: Implications for runoff generation. *Forest Ecology and Management*, 222(1–3), 29–38. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2005.10.070>

2. EFEITOS DA MUDANÇA DA COBERTURA FLORESTAL SOBRE O REGIME HIDROLÓGICO DE MICROBACIAS

RESUMO

As florestas apresentam influência direta nos recursos hídricos, particularmente na disponibilidade da água, principalmente por exercer um papel principal no quesito da produção hídrica já que consomem água para no seu desenvolvimento e manutenção. Florestas plantadas de ciclo curto apresentam maiores consumos de água em função da alta produtividade, mas pouco se sabe sobre o consumo das florestas de restauração estabelecidas com espécies nativas. Ante o desconhecimento das implicações da restauração e seus efeitos sobre os recursos hídricos, fundamentalmente em regiões que podem ser naturalmente afetadas por baixa disponibilidade hídrica e diante o marco das políticas internacionais de restauração, é necessário conhecer esses efeitos e caracterizá-los. Deste modo, este estudo visa quantificar os efeitos causados nos processos hidrológicos devido à mudança na cobertura florestal. Para isto, foram utilizados séries de vazão e precipitação obtidos em duas microbacias experimentais no período de 2013 a 2018 (cinco anos). Os resultados demonstraram que as coberturas florestais mais maduras modificaram a dinâmica dos processos hidrológicos, principalmente àqueles relacionados ao escoamento direto. As vazões das microbacias apresentaram maior contribuição de águas subterrâneas

Palavras-chave: Florestas plantadas; Restauração florestal; Processos hidrológicos; Uso do solo

ABSTRACT

Effects on the hydrological regime by alter the forest cover

Forests have a direct influence on water resources, particularly water availability, mainly because they play a major role in water production since they consume water for development. Short-cycle planted forests present higher water consumption due to their high productivity, but little is known about the consumption of restoration forests established with native species. Given the lack of knowledge about the implications of restoration and its effects on water resources, especially in regions that may be affected by low water availability and the international restoration policy framework, it is necessary to know these effects and to characterize them. In this way, this study intends to understand the effects caused in the hydrological processes due to the change in forest cover.

For this, data from the hydrological monitoring of two catchments with data from 2013 to 2018 (five years) were used. During this period there were different interventions in the landcover. The more adult landcover can change the dynamics of the hydrological processes as the streamflow, especially in what has to do with the direct runoff. The streamflows of the catchments present a high contribution of groundwater

Keywords: Eucalyptus plantation; Forest restoration; Hydrological processes; Landuse

2.1. Introdução

O uso e a cobertura da terra, assim como o manejo, alteram os fluxos de água no ambiente, podendo influenciar os recursos hídricos locais (Brauman, Freyberg, & Daily, 2012). Portanto o manejo, a intensidade do uso do solo e a proporção da área ocupada dentro de uma bacia hidrográfica alteram as dinâmicas existentes no local, gerando assim modificações nos procesos hidrológicos (Bosch & Hewlett, 1982; Ferraz et al., 2013).

Por isso, estudos têm sido realizados para avaliar como estes efeitos da mudança na cobertura da terra afetam os processos hidrológicos (Bosch & Hewlett, 1982; Brown et al., 2005). Estes estudos têm focado singularmente em alterações das coberturas para o estabelecimento de florestas plantadas, nas quais o manejo interfere nos processos hidrológicos diretamente, ao mesmo tempo em que as florestas demandam água para conseguir desenvolver-se, cumprindo assim um papel importante no ciclo hidrológico (Brooks et al., 2013; Ellison et al., 2017; Sheil, 2018).

De forma geral, as coberturas podem modificar os processos hidrológicos de diferentes formas, umas gerando maiores efeitos do que outras, mas, no caso das coberturas florestais estas acarretam impactos diretos sobre: a produção de água, a regulação das vazões, a infiltração, a recarga de água subterrânea, a interceptação e as taxas de transpiração relacionadas diretamente com a idade da floresta (Brown et al., 2005). Além disso, podem apresentar benefícios relacionados com a prevenção de alagamentos e processos de erosão, favorecendo a qualidade da água (Jackson et al., 2005).

Como visto, as coberturas florestais apresentam uma série de implicações relacionadas à disponibilidade dos recursos hídricos e estas implicações precisam

ser identificadas e detalhadas (Brown et al., 2005; Jackson et al., 2005), principalmente no caso das florestas plantadas de rápido crescimento, já que suas implicações são diferentes daquelas relacionadas às florestas nativas e florestas restauradas (Amazonas et al., 2018).

De forma geral, todos os tipos de florestas apresentam necessidade de consumo de água, uma vez que são compostas por espécies que apresentam características estruturais e fisiológicas como a altura, área foliar e biomassa diferenciadas (Roberts, Gash, Tani, & Bruijnzeel, 2005). Estas precisam de grande disponibilidade hídrica para se manter e evoluir, e, por essa razão, na maioria das situações, o estabelecimento de coberturas de alto porte como as florestas, geram reduções da vazão na escala de microbacia (Ellison et al., 2012).

Assim sendo, diferentes tipos de florestas podem demandar diferentes quantidade de água. Por exemplo, normalmente florestas plantadas são formadas por espécies que apresentam altas demandas hídricas, resultando em maiores valores de evapotranspiração. Isto pode ser explicado pelo melhoramento genético que vem ocorrendo com o objetivo de atingir uma maior produtividade, em um período de tempo relativamente curto (Ferraz et al., 2013). Estas florestas acarretam efeitos diretos no escoamento direto e na recarga, além de apresentar reduções na vazão (Jackson et al., 2005).

Situação diferente se apresenta em florestas restauradas, as quais empregam diversas espécies que apresentam consumos e necessidades de água diferentes, favorecendo assim outros fatores como riqueza e diversidade, resiliência e reabilitação dos ecossistemas (Ellison et al., 2017). Este tipo de florestas possui produtividade menor, que está relacionada diretamente com a transpiração e o consumo da água (Amazonas et al., 2018). Caso similar acontece com as florestas nativas, que se desenvolvem a partir das condições locais em que se encontram alocadas, apresentando assim um consumo de água que não está regido por pressões genéticas de produtividade e, por sua vez, oferecem outros benefícios como o favorecimento de alguns serviços ecossistêmicos (Brognia et al., 2017), a diversidade e outras propriedades ecológicas próprias das florestas (Ellison et al., 2017).

Como visto, as interações locais entre os processos hidrológicos como infiltração, recarga de água subterrânea e evapotranspiração, podem ser reguladas devido ao estabelecimento de florestas, assim como pelo tipo de florestas, as quais

determinam os impactos nas vazões dos rios durante a estação seca (Calder, 1998). Consequentemente, cada tipo de floresta e seu manejo podem exercer efeitos diferentes sobre os processos hidrológicos e esses efeitos podem ser avaliados a partir de diferentes indicadores hidrológicos. Neste trabalho foram empregados os seguintes indicadores: balanço hídrico, rendimento hídrico, índice de escoamento base (BFI) e curvas de permanência (FDC).

O balanço hídrico é um indicador empregado para estudar o comportamento hidrológico de uma microbacia, e as possíveis alterações da distribuição da chuva após modificações na microbacia (Zhang et al., 2001). É um indicador altamente susceptível às alterações do uso do solo (Câmara, 1999), além do que permite estudar o papel da cobertura florestal no ciclo hidrológico (Brognia et al., 2017). Para sua aplicação precisa-se de variáveis como: precipitação, evapotranspiração, vazão, recarga e armazenamento da água no solo. Para variáveis como a recarga, alguns autores sustentam que pelo fato de ser geralmente um valor pequeno não é geralmente levado em consideração (Zhang et al., 2001); outros argumentam que a recarga não apresenta interações entre águas superficiais e subterrânea e a que acontece nas camadas mais profundas são consideradas como perdas (saídas de água do volume de controle) (Brooks et al., 2013).

O rendimento hídrico pode ser considerado como a relação entre o deflúvio e a precipitação, e representa a porcentagem de precipitação que resulta em deflúvio. O rendimento hídrico é um parâmetro empregado para quantificar os efeitos das mudanças dos usos do solo de florestas para outros usos, tanto de forma anual quanto sazonal (Boggs, Sun, Jones, & McNulty, 2012).

O índice de escoamento base permite separar os componentes de escoamento direto e de escoamento base da hidrógrafa e identificar a porcentagem correspondente a cada um dos escoamentos (Smakhtin, 2001). O escoamento base é proveniente do armazenamento de água subterrânea, essencialmente durante o período de estiagem (Olufemi. A. Idowu, 2003; Smakhtin, 2001). Durante o período de chuvas o deflúvio pode estar constituído pelo escoamento base e o escoamento direto, sendo o último a resposta direta aos eventos de chuva. (Smakhtin, 2001).

A curva de permanência é um indicador que proporciona uma análise gráfica e estatística da distribuição da variabilidade dos valores do deflúvio, determinada pelos padrões da precipitação, da área e das características fisiográficas da

microbacia (Brown et al., 2005) e permite entender a relação entre a magnitude e a frequência das vazões (Smakhtin, 2001).

Como citado anteriormente, os efeitos sobre os processos hidrológicos após as alterações nas coberturas e seus manejos, principalmente mudanças para o estabelecimento de florestas plantadas, são conhecidos, (Bosch & Hewlett, 1982). No entanto, os efeitos depois do estabelecimento de florestas restauradas com espécies nativas sobre os processos hidrológicos não são amplamente conhecidos (Filoso et al., 2017), o que confere um interesse particular na dinâmica destas florestas.

As florestas restauradas oferecerem alguns benefícios como melhoria na qualidade da água, redução do escoamento direto e das taxas de erosão (Andréassian, 2004; Brown et al., 2005; Jackson et al., 2005). No entanto, em relação à água disponível para consumidores a jusante novos estudos precisam ser encaminhados, principalmente quando se observa que as metas internacionais de restauração possuem como objetivo a disponibilidade hídrica (IUCN, 2011; Laestadius et al., 2015). No entanto, o fato da cobertura florestal aumentar somente para cumprir objetivos internacionais, sem identificar os efeitos que possam trazer sobre os recursos hídricos, deixa aberta uma questão que precisa ser aprofundada (Ellison et al., 2017).

No entanto, pouco se sabe sobre os efeitos dos diferentes métodos de estabelecimento de florestas restauradas, e quais são os efeitos durante o estágio inicial, quando a estrutura está ainda em formação.

Consequentemente, este capítulo tem como objetivo avaliar e compreender quais são os efeitos nos processos hidrológicos resultantes de diferentes manejos da cobertura florestal em duas microbacias hidrográficas, assim como avaliar as possíveis mudanças na dinâmica dos processos hidrológicos depois de estabelecido o plantio de restauração florestal e o plantio de *Eucalyptus* em cada uma delas.

2.2. Materiais e métodos

2.2.1. Área de estudo

O levantamento dos dados hidrológicos das microbacias experimentais é conduzido pelo Programa de Monitoramento de Bacias Hidrográficas (PROMAB) do

Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (IPEF) em parceria com o Laboratório de Hidrologia Florestal (LHF) da ESALQ/USP. O monitoramento de microbacias hidrográficas na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga (EECFI) foi iniciado em 1991 e, no ano de 2013, mais duas microbacias experimentais de primeira ordem foram instaladas, sendo ambas recobertas por plantios clonais de *Eucalyptus*. Este estudo foi realizado por meio da análise dos dados coletados nas duas microbacias experimentais instaladas em 2013 (Figura 1).

Figura 1. Localização da Microbacia Restauração (MR) e da Microbacia Eucalipto (ME) na área de estudo.

Visando diminuir a interferência das características físicas nas análises, e as incertezas geradas pelos fatores ambientais, as microbacias monitoradas foram

selecionadas abrangendo a maior similaridade possível entre características como: declividade, geologia, solos, geomorfologia e disponibilidade hídrica (Cassiano, 2017). Por isso, elas se encontram localizadas garantindo a mesma orientação (Figura 1), com uma área similar e variações de altitude semelhantes (Tabela 1).

Tabela 1. Características fisiográficas da Microbacia Restauração (MR) e da Microbacia Eucalipto (ME).

Microbacias		MR	ME
<i>Características Fisiográficas</i>	Unidades		
Área	[ha]	72,30	98,60
Perímetro	[km]	3,67	4,00
Altitude Máxima	[m]	840,00	840,00
Altitude Mínima	[m]	793,43	780,00
Altitude Média	[m]	818,80	814,00
Declividade Máxima	[%]	20,26	11,52
Declividade Mínima	[%]	0,00	0,00
Declividade Média	[%]	6,07	5,14
Cumprimento axial da microbacia	[km]	1,20	1,50
Cumprimento dos canais	[km]	1,10	1,10
Fator de Forma	-	0,60	0,66

A elevação média é de 850 metros e o relevo caracteriza-se por ser suave ondulado. O clima é classificado como Cwa, clima subtropical úmido, segundo a classificação de Köppen, com temperaturas médias anuais de 19,7°C, sendo 9,1°C a temperatura mínima do mês de julho e 28°C, a temperatura média de janeiro (Cassiano, 2017). A precipitação média anual para o município de Itatinga é de 1.384,1 mm. A caracterização da distribuição mensal da precipitação (Figura 2) foi realizada por meio dos dados obtidos em uma estação pluviométrica (código D5-040), localizada a 6 quilômetros da área de estudo, com série histórica de registros diários de 1960 a 2017, sendo administrada pelo Departamento de Água e Energia Elétrica, do governo do Estado de São Paulo (DAEE, 2018).

A caracterização histórica mensal da precipitação (Figura 2) demonstra distribuição unimodal, sazonal, com período de maior incidência de chuvas marcado entre os meses de setembro até março, e meses menos chuvosos no período entre abril e agosto, caracterizando o período seco.

Figura 2. Distribuição mensal da precipitação obtida por meio da série histórica de dados (1960-2017) da estação pluviométrica (código D5-040) mantida pelo DAEE e localizada a 6 quilômetro das microbacias estudadas. Fonte:(DAEE, 2018).

2.2.1.1. Monitoramento de microbacias

A Microbacia Restauração (MR) tem cobertura vegetal florestal estabelecida para fins de restauração florestal, apresentando assim diversidade de espécies, as quais possuem diferentes características fisiológicas. A cobertura da Microbacia de Eucalipto (ME) é caracterizada principalmente por florestas plantadas de rápido crescimento, destinadas para uso comercial, conseqüentemente é manejada para atingir o máximo de produtividade de madeira. Na Tabela 2, são apresentadas as respectivas áreas das coberturas e a porcentagem de ocupação dentro das microbacias e, na Figura 3, pode se observar a distribuição espacial destas coberturas.

Tabela 2. Diferentes usos do solo da Microbacia Restauração (MR) e da Microbacia Eucalipto (ME)

Microbacias	MR		ME	
	[ha]	[%]	[ha]	[%]
Usos do solo				
Regeneração Avançada	30,39	42,03	12,90	13,09
Carreadores	1,96	2,71	6,89	6,99
Plantio <i>Eucalyptus</i>	1,49	2,07	78,81	79,93
Plantio Restauração	33,76	46,70	-	-
Área Abandonada	4,69	6,49	-	-
Área Total	72,30	100,00	98,60	100,00

Figura 3. Distribuição dos diferentes usos do solo na Microbacia Restauração (MR) e na Microbacia Eucalipto (ME).

Em cada microbacia hidrográfica a vazão vem sendo obtida por meio de uma estação fluviométrica instalada em 2013. Cada estação possui uma estrutura constituída por uma seção de controle do leito do rio, com comprimento de 2 metros, e, ao final desta seção, uma calha de metal do tipo H. Em cada calha foi instalado um transdutor de pressão, localizado no interior de um poço tranquilizador situado lateralmente à calha e interligado por meio de vasos comunicantes (Figura 4). Adicionalmente, cada calha está equipada com uma régua para a leitura manual da altura da lâmina d'água para aferições e calibração dos equipamentos. Os equipamentos utilizados são automáticos e os dados coletados são registrados e armazenados em intervalos de 15 minutos (OTT, modelo Orpheus mini).

Figura 4. Estação fluviométrica composta por calha tipo H e estrutura para instalação dos equipamentos eletrônicos.

A partir das medições dos equipamentos, a vazão foi calculada aplicando a equação (1) (BOS, 1989):

$$\text{Log } Q = 0,0238 + (2,5473 * \log h_a) + (0,2540 * (\log h_a)^2) \quad (1)$$

Em que: Q é a vazão em $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$; e h_a é a altura da lâmina d'água em metros.

Para as análises dos dados desse estudo será adotada a metodologia do ano hídrico de forma a garantir que o armazenamento de água no solo seja o menor possível ou próximo de zero. Desse modo o ano hídrico é determinado a partir do mês de início da estação chuvosa ao final da estação seca (Moster, Lima, Zakia, & Câmara, 2003). Assim, o ano hídrico foi definido para o período de 1 de setembro até 31 de agosto (Cassiano, 2017).

2.2.1.2. Uso do solo

De modo geral o uso do solo da EECFI tem sido historicamente florestal. Assim sendo, as duas microbacias possuem área de vegetação ripária coberta com uma regeneração avançada em plantio abandonado de *Eucalyptus* e o restante da área é composto por florestas plantadas comerciais com clones de *Eucalyptus* e manejo florestal intensivo em ciclos de corte de 7 anos e condução de rebrota. O manejo florestal da EECFI tem sido realizado dessa forma há, pelo menos, 25 anos (Cassiano, 2017).

Entre janeiro e abril de 2014 foi colhida 100% da área com plantio *Eucalyptus* das duas microbacias; após a colheita não foi realizada nenhum tipo de operação florestal, propiciando a rebrota. Entre junho e dezembro de 2016 foi realizada a colheita da rebrota na MR, e entre junho e agosto de 2016 na ME (Cassiano, 2017). Finalmente, entre o primeiro e segundo trimestre de 2017, foi estabelecido um plantio de restauração florestal com espécies nativas na MR, e no último trimestre de 2016 foi estabelecida um novo plantio de *Eucalyptus* na ME. O resumo das mudanças do uso do solo realizadas em cada uma das micorbacias hidrográficas de monitoramento se encontra detalhado na Figura 5.

Figura 5. Mudanças do uso do solo realizadas nas microbacias hidrográficas, durante cinco anos hídricos de monitoramento.

Na MR, foram plantados 33,76 hectares com espécies nativas correspondente a 46,7 % da área da microbacia; 30,39 hectares que correspondem a 42,03 % da área da microbacia será nomeada para esta pesquisa como regeneração avançada, a área restante 8,15 hectares correspondente a 11,27 % da área é atribuída a outros usos.

A regeneração avançada é composta por floresta secundária em estágio avançado de regeneração e diferentes estratos no dossel em plantio abandonado de *Eucalyptus saligna* Smith. O estrato maior corresponde a um antigo talhão de *Eucalyptus saligna* Smith. que não tem sido manejado pelo menos há 40 anos. O sub-bosque apresenta ocorrência de regeneração natural composta por árvores e arbustos representativos da fitofisionomia de “Cerradão” e “Floresta Estacional Semidecidual”, apresentando densidade de 556 indivíduos por hectare (Mendes,

2012). Na Figura 6 podem ser observadas as coberturas vegetais existentes dentro da microbacia em diferentes perspectivas.

Figura 6. Coberturas presentes na Microbacia Restauração (MR) de diferentes perspectivas: a.) Vista aérea da floresta nativa (março 2017); b.) Interior vegetação floresta nativa (agosto 2017); c.) vista aérea da restauração florestal (março 2017); d.) Interior da restauração florestal, durante o primeiro semestre após estabelecimento (agosto 2017).

O plantio de restauração florestal da MR foi realizado por meio de diversos modelos de restauração com seis espécies de recobrimento e 36 de diversidade, sendo metade delas de dispersão zoocóricas e metade não zoocóricas, totalizando 42 espécies nativas (Tabela 3).

Tabela 3. Lista de espécies empregadas no plantio restauração da Microbacia Restauração (MR)

Espécies de recobrimento		Espécies de diversidade	
Zoocóricas	Não Zoocóricas	Zoocóricas	Não Zoocóricas
<i>Guazuma ulmifolia</i> (Lamarck, Jean Baptiste Antoine Pierre de Monnet de)	<i>Apeiba timbourbou</i>	<i>Aegiphila sellowiana</i> (Chamisso, Ludolf Karl Adelbert von)	<i>Albizia niopoides</i> (Burkart, Arturo Erhardo (Erardo))
<i>Inga vera</i> (Willdenow, Carl Ludwig von)	<i>Croton floribundus</i>	<i>Alchornea glandulosa</i> (Secco, Ricardo de Sousa)	<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Brenan, John Patrick Micklethwait)
<i>Schinus terebintifolius</i> (Raddi, Giuseppe)		<i>Cabralea canjerana</i> (Martius, Carl (Karl) Friedrich Philipp von)	<i>Apeiba tibourbou</i> (Aublet, Jean Baptiste Christophe Fusée)
		<i>Casearia sylvestris</i> (Swartz, Olof Peter)	<i>Astronium graveolens</i> (Jacquin, Nicolaus (Nicolaas) Joseph von)
		<i>Copaifera langsdorffii</i> (Desfontaines, René Louiche)	<i>Balfourdendron riedelianum</i> (Engler Adolf)
		<i>Cordia ecalyculata</i> (Vellozo, José Mariano da Conceição)	<i>Cariniana estrellensis</i> (Kuntze, Carl (Karl) Ernst (Eduard) Otto)
		<i>Cytharexylum myrianthum</i> (Specimen Based Record)	<i>Ceiba speciosa</i> (Saint- Hilaire, Auguste François César Prouvençal de)
		<i>Eugenia uniflora</i> (Linnaeus, Carl von)	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Morong, Thomas)
		<i>Ficus guaranitica</i> (Chodat, Robert Hippolyte)	<i>Erythrina falcata</i> (Bentham, George)
		<i>Jaracatia spinosa</i> (Aublet, Jean Baptiste Christophe Fusée, A. DC.)	<i>Gallesia integrifolia</i> (Harms, Hermann August Theodor)
		<i>Maclura tinctoria</i> (Don, David)	<i>Luehea divaricata</i> (Martius, Carl Friedrich Philipp von)
		<i>Myrsine ferruginea</i> (Sprengel, Curt (Kurt, Curtius) Polycarp Joachim)	<i>Mabea fistulifera</i> (Esser, Hans-Joachim)
		<i>Nectandra megapota mica</i> (Mez, Carl Christian)	<i>Myroxylon peruiferum</i> (Linnaeus, Carl von)
		<i>Phytolacca dioica</i> (Linnaeus, Carl von)	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Brenan, John Patrick Micklethwait)
		<i>Prunus myrtifolia</i> (Forzza, R. C.)	<i>Peltophorum dubium</i> (Taubert, Paul Hermann Wilhelm)
		<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> (Reissek, Siegfried)	<i>Senna macranthera</i> (Irwin, Howard Samuel & Barneby, Rupert Charles)
		<i>Tapirira guianensis</i> (Aublet, Jean Baptiste Christophe Fusée)	<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Standley, Paul Carpenter)

Espécies de recobrimento		Espécies de diversidade	
Zoocóricas	Não Zoocóricas	Zoocóricas	Não Zoocóricas
		<i>Vitex polygama</i> (Schauer, Johannes Conrad)	<i>Terminalia brasiliensis</i> (Eichler, August Wilhelm)

O plantio restauração da MR foi realizada com um espaçamento de 3 x 2 m (3 m entre linhas de plantio e 2 m entre mudas na linha de plantio) estabelecido nas entrelinhas do antigo plantio de *Eucalyptus*, seguindo as curvas de nível, em densidade de 1.600 indivíduos por hectare. Na Tabela 2 e na Figura 3 estão detalhadas as áreas de cada uso do solo para as duas microbacias hidrográficas.

Na ME as florestas plantadas de *Eucalyptus* foram estabelecidas junto com a floresta nativa na região da vegetação ripária. Na Figura 7 podem ser observadas as coberturas vegetais existentes dentro da microbacia. O plantio foi estabelecido com espaçamento de 3 x 1,8 m (3m entre linhas de plantio e 1,8 m entre as mudas da linha do plantio), sendo realizado preparo do solo mecanizado e fertilização, seguido por controle de formigas e de plantas invasoras.

Figura 7. Coberturas presentes na Microbacia Eucalipto (ME) de diferentes perspectivas: a.) Vista aérea da floresta nativa (março 2017); b.) Interior floresta nativa (agosto 2017); c.) Vista aérea da área do Plantio *Eucalyptus* (março 2017); d.) Interior Plantio *Eucalyptus*, durante o primeiro semestre depois de ter sido plantado (agosto 2017).

2.2.1.3. Caracterização dos solos

Os tipos de solos predominantes nas microbacias são Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico A moderado textura média (LVAd) e em menor proporção a unidade de solo Gleissolo (G) (Figura 8). O solo LVAd se caracteriza por ter sido desenvolvido a partir da intemperização do arenito, grupo Bauru e formação Marília, em relevos suaves a ondulados. Este tipo de solo foi associado aos sedimentos areníticos da formação Marília, que são depósitos coluviais de espigão, areias com matriz argilosa, cascalhos de limonita e quartzo (Gonçalves et al., 2012). Esta

unidade de solo ocupa a maior parte de área das microbacias, representado 95,74 % da MR e o 100 % da área da ME. O outro tipo de solo presente foi o Gleissolo, localizado principalmente no curso da água na MR, ocupando 4,26 % de área na MR, como se vê na Figura 8.

Figura 8. Distribuição dos diferentes tipos de solos na Microbacia Restauração (MR) e Microbacia Eucalipto (ME). Fonte: Gonçalves et al., 2012.

2.2.2. Variáveis meteorológicas

A área de estudo possui uma estação meteorológica, a menos de três quilômetros de distância das microbacias, da qual foram obtidos os dados de precipitação, registrados por um pluviômetro automático (TR-5251, Texas

Electronics). Este equipamento tem uma frequência de registro a cada 30 minutos. Nesta estação também foram obtidos dados climáticos como: temperatura do ar, umidade relativa do ar, velocidade e direção do vento, pressão de vapor e radiação solar.

2.3. Análise dos dados

Os efeitos hidrológicos das alterações da cobertura florestal e seu manejo durante os cinco anos de monitoramento hidrológico, foram analisados por meio da obtenção dos seguintes indicadores: balanço hídrico (BH), rendimento hídrico (Q:P), Índice de escoamento base (BFI) e curva de permanência (FDC). Adicionalmente para testar o efeito das mudanças do uso do solo nos valores do deflúvio das microbacias, foram realizados os testes estatísticos de: correlação de Pearson e o teste não paramétrico de Mann – Whitney. Para a aplicação, dados mensais de deflúvio foram divididos entre dois períodos: manejo do uso do solo foi igual para ambas as microbacias (outubro 2013 – agosto 2015), e o segundo após plantio de restauração para MR e o plantio de *Eucalyptus* na ME (setembro 2015 – agosto 2018).

2.3.1. Balanço hídrico

O balanço representa a contabilidade da entrada de água pela precipitação (P) e a saída de água pelo deflúvio (Q), seguindo o princípio da lei de conservação de massas. Se a entrada de água é maior do que a saída, a bacia apresenta um excedente de água, caso contrário a bacia apresenta um déficit de água (Brooks et al., 2013). O balanço foi estimado empregando a equação (2)

$$P = ET + Q + R + \Delta S \quad (2)$$

Em que: P é a precipitação em (mm); ET é a evapotranspiração real (mm); Q é o escoamento total medido como deflúvio (mm); R é a recarga das águas subterrâneas (mm) e ΔS é a variação no armazenamento de água no solo (mm). A recarga geralmente apresenta valores baixos podendo ser desprezada (Zhang et al.,

2001). O armazenamento de água no solo (ΔS), foi assumido como zero (Brooks et al., 2013; Zhang et al., 2001) considerando que durante um ano hídrico, as variações no armazenamento de água do solo se anulam. Portanto, a partir da equação (2) foi obtida a equação (3), empregada para estimar a evapotranspiração anual das microbacias.

$$ETR = P - Q \quad (3)$$

2.3.2. Rendimento hídrico

O rendimento hídrico (RH) representa a porção da precipitação convertida em deflúvio. Assim, RH foi obtido pela razão entre Deflúvio (Q) e Precipitação (P) pela equação (4) (Boggs et al., 2013).

$$RH = Q/P \quad (4)$$

Em que RH: rendimento hídrico (%), Q é o deflúvio anual (mm) e P é a precipitação anual (mm).

2.3.3. Índice de escoamento base

O índice de escoamento base, comumente chamado BFI (“Base Flow Index”), pode ser obtido por meio da separação do deflúvio (Q) em escoamento base (Q_b) e escoamento direto (Q_d) (Grayson, Argent, Nathan, McMahon, & Mein, 1996). A separação foi realizada por meio da aplicação do filtro digital desenvolvida por Lyne and Hollick, (1979), empregada para dados diários na escala de microbacias (Equações 5 e 6).

$$Q_d = \alpha Q_d(i-1) + (Q(i) - Q(i-1))^{\frac{(1+\alpha)}{2}} \quad (5)$$

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”; $\alpha = 0,925$ empregada para análises de dados diários.

$$Q_b = Q - Q_d \quad (6)$$

Em que Q_b = escoamento base (mm); Q = deflúvio (mm); Q_d = escoamento direto.

O último procedimento descrito permitiu por fim estimar o índice de escoamento base anual (BFlanual), que consiste na razão entre escoamento base (Q_b) e o deflúvio (Q) (Lyne & Hollick, 1979).

2.3.4. Curvas de permanência

Para compreender o efeito da vegetação no regime hidrológico foram empregadas as curvas de permanência (FDCs), que foram obtidas por meio dos deflúvios diários, para cada um dos anos hídricos monitorados, em cada uma das micorbacias. Esta metodologia proporciona uma análise gráfica e estatística da distribuição da variabilidade dos valores do deflúvio, determinada pelos padrões da precipitação, área e das características fisiográficas da microbacia (Brown et al., 2005). Adicionalmente foi feita a análise para todos os anos juntos, para avaliar o histórico, para o qual foram organizados os dados por ordem cronológica e do mesmo modo se aplicou a distribuição de probabilidade.

Os valores da distribuição do deflúvio foram ordenados de forma decrescente, classificados por frequência e finalmente plotados na escala logarítmica. Em seguida foram definidos os valores máximos de deflúvio, definidos por aqueles que excedem 5% (Q_5) do tempo (Brown et al., 2005); e os valores mínimos, definidos como os valores que excedem 95% do tempo (Q_{95}) (Smakhtin, 2001).

Depois de processados os dados da curva foram extraídos os valores do deflúvio para 1%, 5%, 10%, 50%, 70%, 90% e 95% do tempo, correspondentes aos indicadores Q_1 , Q_5 , Q_{10} , Q_{50} , Q_{70} , Q_{90} e Q_{95} , respectivamente.

2.4. Resultados

2.4.1. Precipitação

Para os cinco anos de monitoramento a precipitação média anual foi 1.700,94 mm, sendo, portanto, superior à média histórica para Itatinga (1.384,1 mm). O Ano Hídrico 1 (AH1) apresentou precipitação de 910,4 mm (34,22% abaixo da

média), sendo o menor valor anual registrado no período de estudo, enquanto o Ano Hídrico 3 (AH3) registrou precipitação de 2.609,25 mm (188,52% acima da média), sendo o maior valor anual registrado. As precipitações nos anos AH2, AH4 e AH5 foram, respectivamente, 100,2%, 148,37% e 129,78% maiores que o valor médio histórico.

Na Figura 9, observa-se a distribuição mensal da temperatura e da precipitação ao longo dos cinco anos de estudo. A precipitação média mensal foi de 143,84 mm, variando de 0 mm a 472,86 mm, e a temperatura média foi de 19,46°C, variando de 13,63°C a 23,47 °C.

Figura 9. Valores mensais de precipitação e temperatura registrados na EECFI- Itatinga/SP onde estão localizadas as microbacias. Em que P: precipitação (mm); T: temperatura (°C); AH1: Ano Hídrico 1; AH2: Ano Hídrico 2; AH3: Ano Hídrico 3; AH4: Ano Hídrico 4; AH5: Ano Hídrico 5.

2.4.2. Regime hidrológico das microbacias: balanço hídrico e rendimento hídrico

A partir das séries históricas de dados diários de deflúvio de cada uma das microbacias, os valores médios diários determinados para a MR e ME foram de 0,27 mm e 0,55 mm, os valores máximos diários observados foram 4,56 mm e 3,83 mm respectivamente. As variações diárias do deflúvio e da precipitação para cada uma

das microbacias, durante os cinco anos de monitoramento podem ser observados na Figura 10. Os valores do deflúvio médio mensal para a MR e ME foram de 8,24 e 16,52 respectivamente, os valores máximos mensais foram de 26,30 mm e 39,96 mm para MR e ME respectivamente, e ao respeito dos valores mínimos mensais, foram identificados valores de 0,41 e 0,71 mm para a MR e ME respectivamente.

Figura 10. Deflúvio (mm dia^{-1}) e precipitação (mm dia^{-1}) observados para os cinco anos hídricos avaliados para a Microbacia Restauração (MR) e Microbacia Eucalipto (ME).

Para os dois primeiros anos, a MR apresentou deflúvio anual de 30,10 mm e 39,99 mm; enquanto a ME apresentou 36,42 mm e 55,20 mm respectivamente. Para

os anos AH3, AH4 e AH5, os valores de deflúvio anual da MR foram de 157,30 mm; 100,93 mm e 151,10 mm respectivamente, os quais estiveram dentro da mesma ordem de magnitude. Entretanto, para ME nos anos AH3, AH4 e AH5 foram observados deflúvios anuais de 208,49 mm; 301,73 mm e 355,89 mm respectivamente, cujos valores foram aumentando gradativamente cada ano.

O histórico dos valores do deflúvio anual para ambas microbacias apresentam uma tendência de aumento desde o primeiro ano de monitoramento. Também é notório que para o primeiro e o segundo ano as duas microbacias tiveram valores de deflúvio similarmente baixos; no entanto esse padrão não foi igual para os anos seguintes (Tabela 4).

Durante os primeiros anos de monitoramento, ambas as microbacias estiveram sob manejos semelhantes. Nesse período a dinâmica do deflúvio foi também similar, principalmente para o ano AH1, no qual os deflúvios foram semelhantes. Nos anos AH2, AH3 e AH5 observa-se um aumento do deflúvio depois da colheita em ambas microbacias. Por outro lado, para o ano com maior precipitação (AH3), pode-se identificar aumento do deflúvio para ambas microbacias (Figura 11). Após a colheita, no ano AH4, nota-se uma pequena redução do deflúvio nos primeiros meses, seguida de aumento até o ano AH5, sendo que na microbacia ME, o aumento é mais pronunciado.

Figura 11. Valores mensais de deflúvio (mm) e precipitação (mm), e esquema do histórico do uso do solo nas microbacias. Microbacia Restauração (MR), Microbacia Eucalipto (ME), AH1: Ano Hídrico 1; AH2: Ano Hídrico 2; AH3: Ano Hídrico 3; AH4: Ano Hídrico 4; AH5: Ano Hídrico 5; Precipitação (mm/mês); Deflúvio (mm/mês).

Ao se comparar a relação entre a evapotranspiração real e a potencial (ETR/ETP), a equação empregada para a estimativa da ETP estão no apêndice A, pode-se perceber que todos os anos, com exceção do AH1, houve estimativas de evapotranspiração real maiores do que a potencial (Tabela 4).

Tabela 4. Valores anuais de precipitação (P), deflúvio anual (Q), evapotranspiração real (ETR) calculada pelo balanço de massas e evapotranspiração potencial (ETP) obtidas para Microbacia Restauração (MR) e Microbacia Eucalipto (ME), durante o período de estudo, AH1: primeiro ano hídrico, AH2: segundo ano hídrico; AH3: terceiro ano hídrico; AH4: quarto ano hídrico e AH5: quinto ano hídrico.

Ano Hidrológico	P [mm]	Q [mm]		ETR [mm]		ETP* [mm]	Q/P	
		MR	ME	MR	ME		MR	ME
AH1	657,62	30,10	36,42	627,52	621,20	1306,64	0,05	0,06
AH2	1387,81	39,99	55,20	1347,82	1332,61	1171,30	0,03	0,04
AH3	2609,25	157,30	208,49	2451,95	2400,77	848,41	0,06	0,08
AH4	2053,59	100,93	301,73	1952,66	1751,86	1345,87	0,05	0,15
AH5	1796,42	151,10	355,89	1645,32	1440,53	1346,01	0,08	0,20
Média	1700,94	95,88	191,55	1605,06	1509,39	1203,64	0,06	0,11

Nota - ETP*: Faz referência ao valor evapotranspiração potencial estimada pela equação de Penman Monteith, dos cinco anos hídricos de monitoramento

A análise de correlação entre os deflúvios mensais, obteve correção significativa ($r=0,93$) para o período sem alteração do uso do solo (outubro 2013 – agosto 2015), e não significativa ($r= 0,45$) para o período com alteração (setembro

2015-agosto 2018). O teste de média (Mann Whitney) mostrou que no primeiro período não houve diferença estatística ($p=0,124$) entre o deflúvio mensal médio das microbacias MR e ME; entretanto, para o segundo período o deflúvio mensal médio foi estatisticamente diferente ($p<0,001$).

2.4.3. Rendimento hídrico

Os dados do balanço hídrico obtidos nas duas microbacias, assim como os valores de deflúvio e rendimento hídrico, podem ser encontrados na Tabela 4. Observando os resultados, nota-se que a ME apresentou maiores rendimentos hídricos variando entre 4% e 20% quando comparada com a MR, que variou entre 3% e 8%.

2.4.4. Índice de escoamento base

Na Tabela 5 se encontram os valores calculados de BFI para cada um dos cinco anos de monitoramento das duas microbacias. Para a MR os valores de BFI variaram de 37% (mínimo) a 62% (máximo) do deflúvio total. Para a ME os valores de BFI variaram de 36% (mínimo) a 81% (máximo) do deflúvio. O maior valor de BFI encontrado foi para o quinto ano em ambas microbacias.

Os valores determinados para Qd em ambas microbacias representam entre 2% e 4% da precipitação. As variações registradas para o escoamento base, comparado com o deflúvio e a precipitação se encontram no gráfico da Figura 10.

Tabela 5. Índice de escoamento base anual da Microbacia Restauração (MR) e Microbacia Eucalipto (ME), em que Q: deflúvio, Qb: deflúvio base, Qd: deflúvio direto, BFI: índice de escoamento base, AH1: primeiro ano hídrico, AH2: segundo ano hídrico; AH3: terceiro ano hídrico; AH4: quarto ano hídrico e AH5: quinto ano hídrico.

Ano hídrico	Q [mm]		Qb [mm]		Qd [mm]		BFI %	
	MR	ME	MR	ME	MR	ME	MR	ME
AH1	30,10	36,42	16,53	12,97	13,57	23,46	55%	36%
AH2	39,99	55,20	14,96	22,80	25,03	32,40	37%	41%
AH3	157,30	208,49	79,89	132,65	77,41	75,84	51%	64%
AH4	100,93	301,73	60,40	226,61	40,53	75,13	60%	75%
AH5	151,10	355,89	93,42	287,15	57,68	68,74	62%	81%
Média	95,88	191,55	53,04	136,44	42,84	55,11	53%	59%

2.4.5. Curvas de permanência

As curvas de permanência obtidas para cada um dos anos hídricos de monitoramento podem ser observadas na Figura 12. O formato das curvas permite identificar um padrão uniforme, o que evidencia um fluxo constante na maioria do tempo.

De modo geral a ME apresentou valores de deflúvio diário maiores que a MR para todos os tempos de excedência analisados na maioria dos anos, embora para os anos AH1 e AH2 ambas as microbacias apresentaram valores de deflúvio semelhantes.

A respeito do AH3, os valores de deflúvio em ambas as microbacias apresentaram também diminuição pronunciada para o tempo excedido entre o Q90 e Q95. Entre os AH4 e AH5, para a MR foi identificado um comportamento mais estável e similar, padrão que foi replicado para a ME, embora a última apresente valores maiores.

Figura 12. Curvas de permanência para os cinco anos de deflúvio da Microbacia Restauração (MR) e Microbacia eucalipto (ME), em que AH1: primeiro ano hídrico, AH2: segundo ano hídrico; AH3: terceiro ano hídrico; AH4: quarto ano hídrico e AH5: quinto ano hídrico, Histórico: corresponde à distribuição para os cinco anos monitorados.

Na Tabela 6 são apresentados os valores dos deflúvios característicos para as diferentes porcentagens de tempo.

Tabela 6. Deflúvio [mm] característicos obtidos das curvas de permanência para cada uma das microbacias, em que Q1: Deflúvio excedido em 1% do tempo; Q5: Deflúvio excedido em 5% do tempo; Q10: Deflúvio excedido em 10% do tempo; Q50: Deflúvio excedido em 50% do tempo; Q70: Deflúvio excedido em 70% do tempo; Q90: Deflúvio excedido em 90% do tempo e Q95: Deflúvio excedido em 95% do tempo; MR: Microbacia Restauração e ME: Microbacia eucalipto; AH1: primeiro ano hídrico, AH2: segundo ano hídrico; AH3: terceiro ano hídrico; AH4: quarto ano hídrico e AH5: quinto ano hídrico.

Ano Hídrico	Q1		Q5		Q10		Q50		Q70		Q90		Q95	
	MR	ME	MR	ME	MR	ME	MR	ME	MR	ME	MR	ME	MR	ME
AH1	0,49	1,03	0,23	0,57	0,18	0,36	0,07	0,09	0,05	0,05	0,03	0,02	0,03	0,02
AH2	0,88	1,31	0,41	0,78	0,22	0,49	0,07	0,16	0,04	0,11	0,01	0,03	0,00	0,03
AH3	2,11	3,45	1,08	1,65	0,79	1,27	0,33	0,71	0,25	0,60	0,13	0,40	0,05	0,14
AH4	1,18	3,54	0,59	2,04	0,49	1,68	0,22	1,09	0,17	0,93	0,13	0,58	0,11	0,54
AH5	1,29	3,42	0,78	2,29	0,66	1,84	0,37	1,19	0,30	1,03	0,16	0,90	0,13	0,84
Média*	1,19	2,55	0,62	1,47	0,47	1,13	0,21	0,65	0,16	0,54	0,09	0,39	0,06	0,31
Histórico**	1,34	3,03	0,73	1,77	0,56	1,53	0,21	0,70	0,11	0,20	0,04	0,06	0,03	0,03

Nota - Média*: Faz referência ao valor da média dos tempos excedidos dos cinco anos hídricos de monitoramento; Histórico**: Faz referência ao valor para cada tempo excedido para a distribuição do histórico dos cinco de dados de monitoramento.

2.5. Discussão

2.5.1. Regime hidrológico das microbacias: balanço hídrico e rendimento hídrico

No primeiro e segundo ano de monitoramento, o manejo das microbacias foi o mesmo, resultando em deflúvios semelhantes. Após a mudança no uso do solo, o deflúvio das duas microbacias apresentaram diferença. Nas duas microbacias, o deflúvio foi maior após o corte da floresta. Resultados similares foram encontrados em um estudo realizado no mesmo local, em outra microbacia, no qual os valores de deflúvio também aumentaram depois do corte raso (Câmara, 1999). O aumento no deflúvio pode estar relacionado à redução da interceptação e da evapotranspiração (Bruijnzeel, 2004; Câmara, 1999), o que aumenta o escoamento total em microbacias hidrográficas. Resultados semelhantes também foram encontrados por Liu et al., (2015); Rodríguez-Suárez et al., (2011).

O aumento do deflúvio após a colheita da cobertura anterior e do estabelecimento, durante o início do plantio de *Eucalyptus* observado neste estudo, pode ser explicado pelo pequeno porte das mudas, com menor interferência nos processos citados (Bosch & Hewlett, 1982). No entanto, ao longo do crescimento das florestas é esperado a diminuição do deflúvio, conforme observado em outros estudos (Scott & Lesch, 1997; Scott & Smith, 1997).

Embora a dinâmica do deflúvio tenha sido semelhante, ou seja, respostas de máximas e mínimas apresentaram a mesma dinâmica nos primeiros anos, a MR teve valores de deflúvio menores do que na ME. Estes resultados podem ser explicados pela regeneração avançada (RA) existente na microbacia MR, que ocupa 42% da área total, um número três vezes superior ao da ME (13%). Esta cobertura florestal, localizada próximo ao curso d'água, com maior acesso à água estaria propiciando interceptação e transpiração continuamente, mesmo após a colheita da floresta plantada, evitando o aumento do deflúvio na microbacia (Hulugalle & Ndi, 1993; Neary, Ice, & Jackson, 2009; van Dijk & Keenan, 2007).

Discussão semelhante foi proposta por Ogden et al. (2013), em que os autores também encontraram menor disponibilidade hídrica em uma microbacia com cobertura de floresta secundária adulta, que pode ser similar à regeneração avançada presente na MR. Os autores argumentam que isto pode ser atribuído a este tipo de cobertura que gera maior interceptação da precipitação e ao incremento da evapotranspiração.

O maior aumento no deflúvio para ambas as microbacias ocorreu no AH3, e pode ser explicado pela conversão do uso do solo junto ao aumento no volume de precipitação (maiores valores observados dentro do período avaliado), representando assim a maior entrada de água nas microbacias.

A proximidade e semelhança de condições entre as microbacias, indicam que as diferenças observadas nos deflúvios das microbacias são decorrentes além da conversão do uso do solo também pelas diferenças da composição da cobertura florestal. Por outro lado, além da variabilidade física e espacial das coberturas, existe também a variabilidade temporal, que influencia o tempo necessário para acontecer as interações além do tempo que se leva para identificar as respostas. A demora na resposta provavelmente se dá pela presença de solos profundos que regulam o fluxo de água, atenuando os efeitos da mudança na cobertura florestal.

Os valores de ETR encontrados para o AH1 (menor precipitação) foram menores que a ETP, 48,0% e 47,5%, para MR e ME, respectivamente. Diferentemente, para o AH3 (maior precipitação) os valores desta relação foram de 289% e 283% para MR e ME, respectivamente. Embora os valores da ETR encontrados sejam altos, eles correspondem entre 80% a 95% da precipitação naquele ano, o que é condizente com o percentual esperado entre 80 e 90% relativo à precipitação (Borg, Stoneman, & Ward, 1988).

Na mesma área de estudo, os valores de ETR encontrados neste trabalho são condizentes com os valores reportados no estudo de Christina et al. (2017), que mediram a ETR e a modelaram, encontraram ETR variando entre 1.042 mm a 1.604 mm, o que corresponde a um total de 81,53% e 106,15% da precipitação. Também na região sul do país, em duas microbacias hidrográficas monitoradas, com florestas plantadas de *Eucalyptus*, foram observados valores da ETR na ordem de 1.692 mm a 3.345 mm. (Almeida, Smethurst, Siggins, Calvalcante, & Borges, 2016).

2.5.2. Rendimento hídrico

Os rendimentos hídricos (Q/P) observados para as microbacias durante os anos AH1, AH2 e AH3 ficaram entre 3% e 10 %, apesar da variação nas coberturas florestais nestes anos nas microbacias. No entanto, para AH4 e AH5 após a colheita e o estabelecimento do novo plantio, a MR apresentou Q/P de 5% e 8% respectivamente; diferentemente da ME que apresentou valores de 15% e 20% respectivamente. Os valores da ME foram similares aos observados por Ferraz et al., (2013) que encontraram Q/P entre 19% e 33%, para plantios novos, com idade de um ano. Os autores ainda encontraram que as variações nos rendimentos hídricos diminuíram devido a presença da vegetação nativa em 30% da área de uma microbacia (Ferraz et al., 2013), o que é coerente com o observado na microbacia MR (42% de vegetação nativa) e, portanto, apresentou Q/P menores para os AH4 e AH5 do que os encontrados para a ME (12,9% de vegetação nativa).

Resultados similares foram obtidos em duas microbacias nos Andes Colombianos, onde foram encontrados maiores rendimentos para a microbacia com menor porcentagem da sua área com cobertura florestal e menores rendimentos para a microbacia com maior área de floresta (Roa-García, Brown, Schreier, & Lavkulich, 2011).

2.5.3. Escoamento base

Na MR os valores de Qb variaram entre 37% e 62% do deflúvio, sendo menores do que os observados para a ME, os quais variaram entre 36% e 81%. Em ambas as microbacias os maiores valores de Qb foram observados no AH5. Da

mesma forma que o rendimento hídrico, as diferenças entre as microbacias no escoamento base também podem estar relacionadas a maior presença da regeneração avançada em MR.

Apesar de terem sido observados menores valores de Q_b para MR, pode-se identificar um padrão mais constante do BFI entre os anos, incluindo maiores valores no AH1, o qual pode ser consequência da regeneração avançada, favorecendo os processos de infiltração e manutenção do funcionamento das áreas variáveis de afluência (AVA) próximo ao riacho (Agnew et al., 2006); por exemplo: entre AH1 e AH2 para a MR, o Q_b variou de 17,69 % para 16,01%, nos AH3 e AH4 variou de 85,52% para 64,66%. Já para a ME a Q_b variou nos AH1 e AH2 de 4,51% para 7,94%, nos AH3 e AH4 de 46,19% foi para 78,91% a mais, sendo quase duplicados os valores de Q_b para a ME. Por outro lado, o processo de ET, se manteve constante após a colheita, como consequência da presença da RA que manteve o consumo, sendo constante o processo de evapotranspiração (Bruijnzeel, 2004).

Valores de redução do Q_b encontrados para a MR após a colheita podem ser influenciados pelos processos desenvolvidos no RA existente, resultando na redução do escoamento base em microbacias com florestas na época de estiagem Ogden, Crouch, Stallard, & Hall, (2013); Peña-Arancibia, Bruijnzeel, Mulligan, & I.J.M. van Dijk, (2019); Roa-García et al., (2011).

Em relação ao escoamento direto, ocorreu diminuição após o ano da colheita (AH4) que foi mais pronunciada na MR, onde havia presença da regeneração avançada próxima ao riacho. Portanto, neste caso é possível que a cobertura florestal nativa tenha atenuado o escoamento direto Krishnaswamy et al., (2012); e Neary et al., (2009).

2.5.4. Curvas de permanência

Os índices empregados para determinar os deflúvios máximos (Q_5), e mínimos (Q_{90}), extraídos das curvas de permanência, apresentaram valores menores para MR do que para ME de forma geral. Os deflúvios máximos (Q_5) para MR variaram entre 0,23 e 0,78 mm e, 0,57 e 2,29 mm para ME. A respeito dos valores dos índices do deflúvio mínimo (Q_{90}), os valores da MR variam entre 0,03 mm e 0,16 mm, enquanto que para ME a variação ficou entre 0,02 mm e 0,90 mm, sendo que os maiores valores foram observados no ano AH5. Neste caso, nota-se

que a regeneração avançada ripária na MR pode ter tido papel importante na regulação dos valores máximos de deflúvio (Ogden et al., 2013).

Considerando os valores médio de deflúvio (Q50), a MR apresentou valores entre 0,07 mm e 0,37 mm, enquanto que a ME apresentou variações maiores, entre 0,09 mm a 1,19 mm. Segundo Brown et al. (2013), os fluxos mínimos são proporcionalmente mais afetados do que os máximos após a mudança da cobertura florestal. Ainda segundo os autores, os valores de máxima são mais influenciados pelas alterações da interceptação e transpiração, enquanto que os valores mínimos são afetados unicamente pela transpiração. A MR apresentou valores menores de deflúvio máximo e mínimo, durante as épocas de estiagem, em relação aos valores de deflúvio registrados para a ME, o que pode ser explicado pela área da regeneração avançada ser maior na MR do que na ME.

Este mesmo comportamento foi encontrado em um estudo realizado em três microbacias no Panamá, o qual identificou valores de escoamento direto menores em uma microbacia sob floresta, apresentando maiores valores em microbacias com pastagens e de mosaico de plantios (Ogden et al., 2013). Em relação ao escoamento base, durante a época seca ele foi menor na microbacia que apresentava mosaico de plantios (Ogden et al., 2013).

Na Figura 13 é apresentada uma visão geral das alterações da cobertura florestal e as alterações hidrológicas decorrentes das mesmas. O comportamento das microbacias foi bastante semelhante nos três primeiros anos, embora o uso da água na microbacia MR tenha sido ligeiramente superior. As diferenças entre as microbacias somente puderam ser observadas a partir do 4º ano quando ocorreu a reforma dos talhões e o plantio da floresta de *Eucalyptus* (ME) e da restauração da floresta nativa (MR).

Apesar do maior consumo esperado pelos plantios comerciais (Amazonas et al., 2018), o uso da água foi maior na microbacia restaurada, principalmente pela presença da regeneração avançada conservada em torno do curso d'água e, portanto, com maior acesso à água subterrânea (Almeida, Soares, Landsberg, & Rezende, 2007).

Figura 13. Resumo dos processos hidrológicos e das alterações da cobertura florestal das microbacias durante os cinco anos de monitoramento, ETR-ME: Evapotranspiração real para a Microbacia Eucalipto, ETR-MR: Evapotranspiração real para a Microbacia Restauração.

2.6. Conclusões

A mudança da cobertura florestal reflete na disponibilidade da água, no entanto, a intensidade de resposta no regime hidrológico depende da característica natural da microbacia.

A manutenção de uma porção da área da microbacia com floresta em regeneração avançada próxima ao curso d'água aumentou os valores de ETR, reduziu a quantidade de água total produzida, mas melhorou a sua estabilidade.

O manejo florestal pela condução da rebrota do ciclo anterior, mostrou que os níveis de consumo hídrico foram mantidos aos mesmos níveis da floresta anterior ao corte, sendo necessário que esta técnica seja bem planejada já que em anos com baixa precipitação, pode colocar em risco a disponibilidade hídrica para os usuários à jusante.

Referências

Agnew, L. J., Lyon, S., Gérard-Marchant, P., Collins, V. B., Lembo, A. J., Steenhuis, T. S., & Walter, M. T. (2006). Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application. *Journal of Environmental Management*, 78(1), 63–76. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.04.021>

Allen, R. G., & Pereira, L. S. (1998). PHDROUGHT-Predictability assessment and hybridization of seasonal drought forecasts in Western Europe View project H2Olive3s View project. Retrieved from <https://www.researchgate.net/publication/284300773>

Almeida, A. C., Smethurst, P. J., Siggins, A., Calvalcante, R. B. L., & Borges, N. (2016). Quantifying the effects of *Eucalyptus* plantations and management on water resources at plot and catchment scales. *Hydrological Processes*, 30(25), 4687–4703. <https://doi.org/10.1002/hyp.10992>

Almeida, A. C., Soares, J. V., Landsberg, J. J., & Rezende, G. D. (2007). Growth and water balance of *Eucalyptus grandis* hybrid plantations in Brazil during a rotation for pulp production. *Forest Ecology and Management*, 251(1–2), 10–21. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.009>

Amazonas, N. T., Forrester, D. I., Oliveira, R. S., & Brancalion, P. H. S. (2018). Combining *Eucalyptus* wood production with the recovery of native tree diversity in mixed plantings: Implications for water use and availability. *Forest Ecology and Management*, 418(July 2017), 34–40. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.12.006>

Andréassian, V. (2004). Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology*, 291(1–2), 1–27. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2003.12.015>

Bagarello, V., Di Prima, S., & Iovino, M. (2017). Estimating saturated soil hydraulic conductivity by the near steady-state phase of a Beerkan infiltration test. *Geoderma*, 303, 70–77. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2017.04.030>

Barreto, C., Wendland, E., & Marcuzzo, R. (2009). Estimativa da evapotranspiração a partir de variação de nível estático de aquífero. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, 29, 52–61.

Bellot, J., & Chirino, E. (2013). Hydrobal: An eco-hydrological modelling approach for assessing water balances in different vegetation types in semi-arid areas. *Ecological Modelling*, 266, 30–41. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2013.07.002>

Boggs, J., Sun, G., Jones, D., & McNulty, S. G. (2012). Effect of soils on water

quantity and quality in Piedmont Forested Headwater Watersheds of North Carolina. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 49(1), 132–150. <https://doi.org/10.1111>

Borg, H., Bell, R. W., & Loh, I. C. (1988). Streamflow and stream salinity in a small water supply catchment in southwest Western Australia after reforestation. *Journal of Hydrology*, 103(3–4), 323–333. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(88\)90141-2](https://doi.org/10.1016/0022-1694(88)90141-2)

Borg, H., Stoneman, G. L. L., & Ward, C. G. G. (1988). The effect of logging and regeneration on groundwater, streamflow and stream salinity in the southern forest of Western Australia. *Journal of Hydrology*, 99(3–4), 253–270. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(88\)90052-2](https://doi.org/10.1016/0022-1694(88)90052-2)

BOS, M. G. (1989). *Discharge Measurement Structures*. (ILRI, Ed.) (3^{er}). Netherlands.

Bosch, J. M. M., & Hewlett, J. D. D. (1982). A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology*, 55(1–4), 3–23. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(82\)90117-2](https://doi.org/10.1016/0022-1694(82)90117-2)

Brauman, K. A., Freyberg, D. L., & Daily, G. C. (2010). Forest structure influences on rainfall partitioning and cloud interception: A comparison of native forest sites in Kona, Hawai'i. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150(2), 265–275. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.11.011>

Brauman, K. A., Freyberg, D. L., & Daily, G. C. (2012). Land cover effects on groundwater recharge in the tropics: ecohydrologic mechanisms. *Ecohydrology*, 5(4), 435–444. <https://doi.org/10.1002/eco.236>

Brogna, D., Vincke, C., Brostaux, Y., Soyeurt, H., Dufrêne, M., & Dendoncker, N. (2017). How does forest cover impact water flows and ecosystem services? Insights from “real-life” catchments in Wallonia (Belgium). *Ecological Indicators*, 72, 675–685. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.011>

Brooks, K. N., Folliott, P. F., & Magner, J. A. (2013). Hydrologic cycle and the water budget. In Wiley-Blackwell (Ed.), *Hydrology and the management of watersheds* (Fourth Edi, p. 30). Iowa, USA.

Brown, A. E., Western, A. W., McMahon, T. A., & Zhang, L. (2013). Impact of forest cover changes on annual streamflow and flow duration curves. *Journal of Hydrology*, 483, 39–50. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2012.12.031>

Brown, A. E., Zhang, L., McMahon, T. A., Western, A. W., & Vertessy, R. A. (2005). A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology*, 310, 28–61. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.12.010>

Bruijnzeel, L. A. (1988). (De) Forestation and dry season flow in the tropics: a closer look. *Journal of Tropical Forest Science* (Vol. 1). Retrieved from <https://www.frim.gov.my/v1/JTFSONline/jtfs/v1n3/229-243.pdf>

Bruijnzeel, L. A. (2004). Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104(1), 185–228. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2004.01.015>

Calder, I. R. 1998. Water-resource and land-use issues. SWIM Paper 3. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute.

Câmara, C. D. (1999). Efeitos do corte raso de eucalipto sobre o balanço hídrico e a ciclagem de nutrientes em uma microbacia experimental carla daniela câmara, 91.

Canadell, J., Jackson, R. B. R. B., Ehleringer, J. B. J., Mooney, H. A., Sala, O. E. O. E., Schulze, E. E.D. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale, 108 *Oecologia* § (1996). Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/BF00329030>

Cassiano, C. C. (2017). Efeitos hidrológicos da composição da paisagem em microbacias com florestas plantadas de *Eucalyptus*. Retrieved from <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-16082017-085416/pt-br.php>

Christina, M., Nouvellon, Y., Laclau, J.P., Stape, J. L., Bouillet, J.P., Lambais, G. R., & le Maire, G. (2017). Importance of deep water uptake in tropical eucalypt forest. *Functional Ecology*, 31(2), 509–519. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12727>

Crosbie, R. S., Binning, P., & Kalma, J. D. (2005). A time series approach to inferring groundwater recharge using the water table fluctuation method. *Water Resources Research*, 41(1). <https://doi.org/10.1029/2004WR003077>

DAEE, D. de Á. e E. E. (2018). Portal de Dados do Departamento de Águas e Energia Elétrica. Retrieved from <http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br/>

de Vries, J. J., & Simmers, I. (2002). Groundwater recharge: An overview of process and challenges. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 5–17. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0171-7>

Dean, J. F., Webb, J. A., Jacobsen, G. E., Chisari, R., & Dresel, P. E. (2015). A groundwater recharge perspective on locating tree plantations within low-rainfall catchments to limit water resource losses. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(2), 1107–1123. <https://doi.org/10.5194/hess-19-1107-2015>

Ellison, D., Futter, M. N., & Bishop, K. (2012). On the forest cover-water yield debate: from demand to supply-side thinking. *Global Change Biology*, 18(3), 806–820. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02589.x>

Ellison, D., Morris, C. E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarso, D., Sullivan, C. A. (2017). Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change*, 43, 51–61. Retrieved from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378017300134>

Fan, J., Oestergaard, T. C., Guyot, A., & Lockington, A. D. (2014). Estimating groundwater recharge and evapotranspiration from water table fluctuations under three vegetation covers in a coastal sandy aquifer of subtropical Australia. *Journal of Hydrology*, 519, 1120–1129. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2014.08.039>

Farley, K. A., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2005). Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology*, 11(10), 1565–1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>

Ferraz, S. F. B., Lima, W.P., & Rodrigues, C. B. (2013). Managing forest plantation landscapes for water conservation. *Forest Ecology and Management*, 301, 58–66. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.015>

- Filoso, S., Bezerra, M. O., Weiss, K. C. B., & Palmer, M. A. (2017). Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review. *Plos One*, 12(8), e0183210. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183210>
- Gao, Z., Zhang, L., Cheng, L., Zhang, X., Cowan, T., Cai, W., & Brutsaert, W. (2015). Groundwater storage trends in the Loess Plateau of China estimated from streamflow records. *Journal of Hydrology*, 530, 281–290. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.09.063>
- Gates, J. B., Scanlon, B. R., Mu, X., & Zhang, L. (2011). Impacts of soil conservation on groundwater recharge in the semi-arid Loess Plateau, China. *Hydrogeology Journal*, 19(4), 865–875. <https://doi.org/10.1007/s10040-011-0716-3>
- Gleeson, T., Wada, Y., Bierkens, M. F. P., & Van Beek, L. P. H. (2012). Water balance of global aquifers revealed by groundwater footprint. *Nature*, 488(7410), 197–200. <https://doi.org/10.1038/nature11295>
- Gonçalves, J. L. de M., Alcarde, C., Gonçalves, T., Moreira, R., Teixeira Mendes, J., & Gava, J. (2012). Soil and productivity mapping of *Eucalyptus grandis* plantations, using a geographic information system. *Scientia ForeStaliS* 187 Sci. For, 40(94), 187–201. Retrieved from <http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr94/cap06.pdf>
- Grayson, R. B., Argent, R. M., Nathan, R. J., McMahon, T. A., & Mein, R. (1996). *Hydrological Recipes: Estimation Techniques in Australian Hydrology*. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Australia, 125. Retrieved from <http://www.ewater.org.au/archive/crcch/archive/pubs/pdfs/hydrorecipes.pdf>
- Grip, H., Fritsch, J.M., & Bruijnzeel, L. A. (2005). Soil and water impacts during forest conversion and stabilisation to new land use, 561–589. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511535666.029>
- Healy, R. W., & Cook, P. G. (2002). Using groundwater levels to estimate recharge. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 91–109. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0178-0>
- Hibbert, A. R. (1967). Forest treatment effects on water yield. Pergamon Press, 527–543. Retrieved from <http://coweeta.uga.edu/publications/842.pdf>

Honda, E. A., & Durigan, G. (2017). A restauração de ecossistemas e a produção de água. *Hoehnea*, 44(3), 315–327. <https://doi.org/10.1590/2236-8906-82/2016>

Hulugalle, N. R., & Ndi, J. N. (1993). Effects of no-tillage and alley cropping on soil properties and crop yields in a Typic Kandudult of southern Cameroon. *Agroforestry Systems*, 22(3), 207–220. <https://doi.org/10.1007/BF00705234>

Idowu, O A. (2007). Hydrological processes of interaction between surface water and groundwater – a Review. *ASSET Series B*, 6(2), 172–190.

Idowu, O. A. (2003). Hydrological processes of interaction between surface water and groundwater-a review Towards developing a comprehensive Water Security Policy and Strategies in Nigeria View project. Retrieved from <https://www.researchgate.net/publication/267686780>

Ilstedt, U., Malmer, A., Verbeeten, E., & Murdiyarso, D. (2007). The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: A systematic review and meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 251(1–2), 45–51. Retrieved from [http://gea.unsl.edu.ar/pdfs/cfm2009/Ilstedt et al - review afforestation infiltration tropical - FEM.pdf](http://gea.unsl.edu.ar/pdfs/cfm2009/Ilstedt%20et%20al%20-%20review%20afforestation%20infiltration%20tropical%20-%20FEM.pdf)

IUCN. (2011). The Bonn Challenge | IUCN. Retrieved October 10, 2018, from <https://www.iucn.org/theme/forests/our-work/forest-landscape-restoration/bonn-challenge>

Jackson, R. B., Jobbágy, E. G., Avissar, R., Roy, S. B., Barrett, D. J., Cook, C. W., Murray, B. C. (2005). Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* (New York, N.Y.), 310(5756), 1944–1947. <https://doi.org/10.1126/science.1119282>

Krishnaswamy, J., Bonell, M., Venkatesh, B., Purandara, B. K., Lele, S., Kiran, M. C., Rakesh, K. N. (2012). The rain–runoff response of tropical humid forest ecosystems to use and reforestation in the Western Ghats of India. *Journal of Hydrology*, 472–473, 216–237. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2012.09.016>

Laestadius, L., Maginnis, S., Minnemeyer, S., Potapov, P. V., Reyntar, K., & Saint-Laurent, C. (2015). Sparing grasslands: map misinterpreted. *Science* (New York, N.Y.), 347(6227), 1210–1211. <https://doi.org/10.1126/science.347.6227.1210-b>

Lassabatère, L., Angulo-Jaramillo, R., Soria Ugalde, J. M., Cuenca, R., Braud, I., & Haverkamp, R. (2006). Beerkan Estimation of Soil Transfer Parameters through Infiltration Experiments—BEST. *Soil Science Society of America Journal*, 70(2), 521. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0026>

Le Maitre, D. C., Scott, D. F., & Colvin, C. (1999). A review of information on interactions between vegetation and groundwater. *Water SA*, 25, 137–152. Retrieved from <http://www.wrc.org.za>

Leite, P. A. M., Souza, E. S.de, Santos, E. S.dos, Gomes, R. J., Cantalice, J. R., & Wilcox, B. P. (2018). The influence of forest regrowth on soil hydraulic properties and erosion in a semiarid region of Brazil. *Ecohydrology*, 11(3), e1910. <https://doi.org/10.1002/eco.1910>

Liu, W., Wei, X., Fan, H., Guo, X., Liu, Y., Zhang, M., & Li, Q. (2015). Response of flow regimes to deforestation and reforestation in a rain-dominated large watershed of subtropical China. *Hydrological Processes*, 29(24), 5003–5015. <https://doi.org/10.1002/hyp.10459>

Lyne, V., & Hollick, M. (1979). *Stochastic Time-Variable Rainfall-Runoff Modeling*. Australia: Proceedings of the Hydrology and Water Resources Symposium, Perth.

Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2012). A Global Assessment of the Water Footprint of Farm Animal Products. *Ecosystems*, 15(3), 401–415. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9517-8>

Mendes, J. C. T. (2012). Alternativas de colheita de *Eucalyptus* e seus impactos no solo e na vegetação nativa em processo de regeneração num plantio abandonado. Universidade de São Paulo. <https://doi.org/10.11606/T.11.2012.tde-04012013-104545>

Moster, C., Lima, W. D. P., Zakia, M. J. B., & Câmara, C. D. (2003). Determinação do ano hidrológico visando a quantificação do balanço hídrico em microbacias experimentais. Circular Técnica IPEF, (197), 1–6.

Neary, D. G., Ice, G. G., & Jackson, C. R. (2009). Linkages between forest soils and water quality and quantity. *Forest Ecology and Management*, 258(10), 2269–2281. Retrieved from https://www.fs.fed.us/rm/pubs_other/rmrs_2009_neary_d002.pdf

Ogden, F. L., Crouch, T. D., Stallard, R. F., & Hall, J. S. (2013). Effect of land cover and use on dry season river runoff, runoff efficiency, and peak storm runoff in the seasonal tropics of Central Panama. *Water Resources Research*, 49(12), 8443–8462. <https://doi.org/10.1002/2013WR013956>

Oliveira, P. T. S., Leite, M. B., Mattos, T., Nearing, M. A., Scott, R. L., Oliveira Xavier, R., Wendland, E. (2017). Groundwater recharge decrease with increased vegetation density in the Brazilian cerrado. *Ecohydrology*, 10(1), 1–8. <https://doi.org/10.1002/eco.1759>

Oliveira, R. S., Bezerra, L., Davidson, E. A., Pinto, F., Klink, C. A., Nepstad, D. C., & Moreira, A. (2005). Deep root function in soil water dynamics in cerrado savannas of central Brazil. *Functional Ecology*, 19(4), 574–581. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2005.01003.x>

Peña-Arancibia, J. L., Bruijnzeel, L. A., Mulligan, M., & Van Dijk, A.I.J.M. (2019). Forests as ‘sponges’ and ‘pumps’: Assessing the impact of deforestation on dry-season flows across the tropics. *Journal of Hydrology*. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2019.04.064>

Petheram, C., Walker, G., Grayson, R., Thierfelder, T., & Zhang, L. (2002). Towards a framework for predicting impacts of land-use on recharge: 1. A review of recharge studies in Australia. *Soil Research*, 40(3), 397. <https://doi.org/10.1071/SR00057>

Reid, L. M., & Lewis, J. (2004). Rates and implications of rainfall interception in a coastal redwood forest, USDA Forest Service General technical Report, 107–117.

Roa-García, M. C., Brown, S., Schreier, H., & Lavkulich, L. M. (2011). The role of land use and soils in regulating water flow in small headwater catchments of the Andes. *Water Resources Research*, 47(5). <https://doi.org/10.1029/2010WR009582>

Roberts, J. M., Gash, J. H. C., Tani, M., & Bruijnzeel, L. A. (2005). Controls on evaporation in lowland tropical rainforest. In: M. Bonell & L. A. Bruijnzeel (Eds.), *Forests, Water and People in the Humid Tropics* (pp. 287–313). Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511535666.019>

Rodríguez-Suárez, J. A., Soto, B., Perez, R., & Diaz-Fierros, F. (2011). Influence of *Eucalyptus globulus* plantation growth on water table levels and low flows in a small catchment. *Journal of Hydrology*, 396(3–4), 321–326. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.11.027>

Scanlon, B. R., Healy, R. W., & Cook, P. G. (2002). Scanlon et al 2002 recharge methods, (February). <https://doi.org/10.1007/s10040-0010176-2>

Scanlon, B. R., Reedy, R. C., Stonestrom, D. A., Prudic, D. E., & Dennehy, K. F. (2005). Impact of land use and land cover change on groundwater recharge and quality in the southwestern US. *Global Change Biology*, 11(10), 1577–1593. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01026.x>

Scott, D. F., & Lesch, W. (1997). Streamflow responses to afforestation with *Eucalyptus grandis* and *Pinus patula* and to felling in the Mokobulaan experimental catchments. *Journal of Hydrology*, 199, 360–377.

Scott, D. F., & Smith, R. E. (1997). Preliminary empirical models to predict reductions in total and low flows resulting from afforestation. *Water SA*, 23, 135–140.

Sheil, D. (2018). Forests, atmospheric water and an uncertain future: the new biology of the global water cycle. *Forest Ecosystems*, 5(1), 19. <https://doi.org/10.1186/s40663-018-0138-y>

Sidle, R. C., Sasaki, S., Otsuki, M., Noguchi, S., & Abdul Rahim, N. (2004). Sediment pathways in a tropical forest: Effects of logging roads and skid trails. *Hydrological Processes*, 18(4), 703–720. <https://doi.org/10.1002/hyp.1364>

Silveira, L., Gamazo, P., Alonso, J., & Martí-nez, L. (2016). Effects of afforestation on groundwater recharge and water budgets in the western region of Uruguay. *Hydrological Processes*, 30(20), 3596–3608. <https://doi.org/10.1002/hyp.10952>

Smakhtin, V. U. (2001). Low flow hydrology: a review. *Journal of Hydrology*, 240(3–4), 147–186. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00340-1](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00340-1)

Sophocleous, M. (2002). Interactions between groundwater and surface water: The state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 52–67. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0170-8>

Tobella, A. B. (2016). The importance of tree cover for water resources in semiarid West Africa. Retrieved from https://pub.epsilon.slu.se/13553/1/bargues_tobella_a_160808.pdf

Van Dijk, A.I.J.M., & Keenan, R. J. (2007). Planted forests and water in perspective. *Forest Ecology and Management*, 251(1–2), 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.010>

Waring, R. H., Running, S. W., Waring, R. H., & Running, S. W. (2007). Water Cycle. *Forest Ecosystems*, 19–57. <https://doi.org/10.1016/B978-012370605-8.50007-4>

Wieteska, Z., & Dobkowska, A. (2018). Assessment of the influence of discrepancy of the location of groundwater and surface watersheds on the quantity of calculated renewable resources, exemplified by the p-ix balance region in the warta water region. *Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego*, 471, 185–192. <https://doi.org/10.5604/01.3001.0012.5055>

Winter, T. C. (1999). Relation of streams, lakes, and wetlands to groundwater flow systems. *Hydrogeology Journal*, 7(1), 28–45. <https://doi.org/10.1007/s100400050178>

Zhang, L., Dawes, W. R., & Walker, G. R. (2001). Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, 37(3), 701–708. <https://doi.org/10.1029/2000WR900325>

Zimmermann, B., Elsenbeer, H., & De Moraes, J. M. (2006). The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: Implications for runoff generation. *Forest Ecology and Management*, 222(1–3), 29–38.
<https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2005.10.070>

3. EFEITO DO ESTÁGIO INICIAL DA COBERTURA FLORESTAL NOS PROCESSOS HIDROLÓGICOS SUBTERRÂNEOS

RESUMO

A vazão de um riacho é reflexo dos processos hidrológicos e das interações que ocorrem dentro de uma microbacia hidrográfica. Dentre estes processos existe uma estreita relação entre as águas subterrâneas e as águas superficiais, e a dinâmica desta relação pode ser alterada devido a mudanças no uso do solo. O efeito destas alterações vem sendo avaliado, assim como as mudanças na dinâmica dos processos após a conversão de culturas agrícolas para florestas, mas pouco se conhece a respeito dos efeitos destas mudanças durante o primeiro ano de crescimento da floresta, ou seja, durante o seu estágio inicial. Para entender como a cobertura florestal no estágio inicial pode influenciar os processos hidrológicos superficiais e subterrâneos, foram medidos processos hidrológicos como precipitação, infiltração, além do deflúvio, e o nível do lençol freático por meio de poços. As medições foram realizadas em duas coberturas florestais diferentes, utilizando duas microbacias experimentais. O monitoramento foi realizado durante o primeiro ano hidrológico, após o estabelecimento de florestas plantadas de *Eucalyptus* (ME), em uma das microbacias e, na outra, uma área de restauração com plantio de espécies nativas (MR). As relações existentes entre as coberturas e os efeitos nos processos foram avaliados empregando o método das variações do nível freático (WTF: “Water Table Fluctuations”), estimativa da recarga, balanço hídrico de massas, e a evapotranspiração (ET); adicionalmente, foram estimados e analisados os índices de fluxo base (Q_b) e escoamento direto (Q_d), e realizadas medições de infiltração da água no solo, nas coberturas existentes. Maiores taxas de infiltração foram encontradas para a cobertura florestal mais antiga. A estimativa da recarga mostrou que os poços localizados perto dos riachos apresentaram maior recarga em relação aos que se encontram perto do divisor topográfico. Os níveis freáticos apresentaram dinâmica de aumento nos níveis associada ao período de chuvas e redução dos níveis durante a época de estiagem. Foram encontrados maiores valores de escoamento direto (Q_d) após colheita, em consequência uma possível redução da interceptação pela copa das árvores. As coberturas vegetais apresentaram influência sobre os processos hidrológicos superficiais, principalmente no escoamento superficial. Os valores estimados de recarga e ET foram similares.

Palavras-chave: Recarga subterrânea; Uso do solo; Processos hidrológicos; Florestas nativas; Restauração florestal

ABSTRACT

Effects of the initial forest cover stage on hydrological processes of groundwater

Stream flow is a response of hydrological processes and the interactions that occur within a catchment. Between these processes exist close linkages of groundwater and surface waters, since the dynamics of this relationship can be altered due to land use changes. The effect of these changes has been evaluated, as well as the changes in the dynamics of the processes after the conversion of an agricultural crop to a forest, but little is known about the effects of these changes during the first year of forest growth, that is, during its initial stage. To understand how forest cover in the initial stage can influence the surface and underground hydrological processes, as precipitation, infiltration, streamflow, and the water table were measured. Measurements were made for the different forest cover, using two experimental watersheds. The monitoring was carried out during the first hydrological year, after the establishment of the eucalyptus plantation (ME), in one of the catchments and, in the other, forest restoration area with native species plantation (MR). The relationships between the forest cover and the effects on the hydrological processes were evaluated using the method of water table fluctuations (WTF), recharge estimation, water balance, and evapotranspiration. Additionally, the base flow index (Q_b) and direct runoff (Q_d) were estimated. The water infiltration measurements were performed in the soil in the existing coverages. Higher infiltration rates were found for the older forest cover. The recharge estimation showed that the wells located near the streams presented higher recharge than those near the topographic divisor. It was identified that the water levels presented a dynamics of increase levels during the rainy season and reduction during the dry season. Greater direct runoff (Q_d) values were found after harvest, as a consequence of the reduction of the interception by the canopy of the trees. Plant coverings had a strong influence on the surface hydrological processes, mainly in surface runoff. The estimated values for recharge and ET were similar.

Keywords: Groundwater recharge; Landuse; Hydrological processes; Native forest; Forest restoration

3.1. Introdução

As coberturas e os tipos de uso do solo podem causar alterações em processos e serviços hidrológicos como, por exemplo, interceptação, infiltração, recarga de água subterrânea, evapotranspiração, disponibilidade de água, regulação de vazões, uma vez que as diferenças estruturais das coberturas existentes podem

viabilizar e favorecer alguns processos em detrimento de outros (Andréassian, 2004; Brauman et al., 2012).

Assim sendo, se faz necessário o entendimento da fisiografia e do clima dentro dos sistemas, para entender a interação entre as águas subterrâneas e superficiais e, assim, entender os sistemas dos fluxos das águas subterrâneas (Winter, 1999). Tais interações ocorrem pelo fluxo lateral subsuperficial, através do solo não saturado e pela infiltração ou exfiltração da zona saturadas (Sophocleous, 2002).

A magnitude da infiltração depende de vários fatores como a quantidade e intensidade da precipitação, propriedades hidráulicas da zona vadosa, disponibilidade de armazenamento da zona vadosa, geometria do canal, perímetro úmido, duração e profundidade do fluxo e o encrostamento da superfície (Olufemi. A. Idowu, 2003; Sophocleous, 2002), adicionalmente tais magnitudes podem ser influenciadas significativamente pelo tipo de vegetação do local, que afeta a estrutura do solo e, portanto, a entrada e o armazenamento da água através da superfície na matriz do solo e sua percolação (Le Maitre et al., 1999), e por fim a recarga da água subterrânea, a qual vai ser disponibilizada nos rios durante a época de estiagem (O A Idowu, 2007; Scanlon, Healy, & Cook, 2002).

A recarga das águas subterrâneas é definida como a entrada de água na zona saturada (Healy & Cook, 2002), e pode ser influenciada por fatores como o clima, a geomorfologia que inclui a topografia, o solo, e a vegetação (Scanlon et al., 2002). No entanto as taxas de recarga são limitadas pela disponibilidade da água na superfície terrestre (Scanlon et al., 2002). Para sua estimativa existem diversas metodologias, as quais empregam diferentes escalas de espaço e de tempo (Healy & Cook, 2002).

Para a estimativa da recarga podem ser utilizadas técnicas físicas na zona saturada como, por exemplo, a denominada “Water Table Fluctuation” (WTF) (Scanlon et al., 2002), a qual se baseia na premissa de que os aumentos apresentados nos níveis da água subterrânea se devem à recarga da água que chega até o lençol freático (Healy & Cook, 2002).

Como dito anteriormente, há uma relação intrínseca entre as águas superficiais e subterrâneas de uma microbacia hidrográfica (O A Idowu, 2007; Scanlon et al., 2005). Uma das formas de conhecer tal interação é por intermédio da separação do escoamento base e do escoamento direto a partir de uma série

histórica de dados de vazão, uma vez que a hidrógrafa é constituída por estes dois tipos de fluxos (Smakhtin, 2001). O escoamento direto (Q_d) é aquele que escoar rapidamente, sendo gerado a partir dos eventos de precipitação, nos quais a água que não infiltra no solo escoar de forma superficial ou subsuperficial no terreno fluindo até os riachos (Sophocleous, 2002).

O escoamento base (Q_b) garante o fluxo constante durante a época de estiagem (Smakhtin, 2001). A geração do escoamento base é influenciada por diversos fatores como o tipo de solo, a capacidade de infiltração, as características regionais dos aquíferos, a distribuição da vegetação, o clima e as atividades antrópicas (Smakhtin, 2001).

O escoamento base se constitui, principalmente, pela água que consegue infiltrar e percolar até a zona saturada, para então recarregar as águas subterrâneas (lençol freático) e, posteriormente, fluir até as correntes superficiais na forma de descarga nos rios (Olufemi. A. Idowu, 2003). Este pode ser definido como a descarga do lençol freático na superfície, que, por sua vez, pode ser recarregado de várias formas: recarga direta (precipitação), indireta (percolação) e localizada (alagamento superficial) (de Vries & Simmers, 2002; Scanlon et al., 2002).

Em regiões úmidas a recarga pode ser favorecida pela percolação profunda, moderada pelo excedente da precipitação que não é evaporada, pela infiltração no solo, pela capacidade de armazenamento e o transporte na subsuperfície; junto às interações entre o clima, a geologia, a morfologia, o solo e a vegetação (de Vries & Simmers, 2002). Assim sendo, a quantidade de água disponível para recarregar o lençol freático é controlada pela estrutura da vegetação, uma vez que esta tem a capacidade de influenciar os fluxos, a quantidade de água da superfície do solo, e, conseqüentemente, a recarga do lençol freático (Scanlon et al., 2005).

Embora a estrutura da vegetação influencie os fluxos de água, especificamente a vegetação de grande porte, como as florestas, apresentam um impacto relevante devido ao dossel e ao aporte de serrapilheira, que protege a superfície do solo do impacto das gotas de chuva, e aumenta a porosidade e, portanto, as taxas de infiltração (Le Maitre et al., 1999).

Por outro lado, o tipo de vegetação, no caso as florestas, junto à precipitação anual e à evapotranspiração potencial controlam a evapotranspiração (Zhang et al., 2001), a qual é constituída pela transpiração e a evaporação (Brooks et al., 2013). De igual forma as florestas podem alterar a transpiração, a interceptação e a

evaporação, uma vez que a transpiração se encontra influenciada diretamente pelas características das raízes, da área foliar e dos estômatos, somada a água que é interceptada e, seguidamente, evaporada pelas folhas (Farley et al., 2005), o que está diretamente relacionado com a estrutura da floresta.

Desse modo, cada tipo de floresta apresenta uma estrutura, um desenvolvimento, um consumo e uma evapotranspiração diferente; como consequência, os tipos de vegetação usa a água do solo de diversas formas (Zhang et al., 2001). Além disso, as florestas de grande porte conseguem acessar as camadas mais profundas por meio das raízes e encontram a água armazenada em profundidade (Christina et al., 2017; Farley et al., 2005).

Pelo anterior, é possível inferir que o consumo de água seja maior em florestas plantadas com espécies de rápido crescimento, como o *Eucalyptus*, que apresenta maior produtividade e, portanto, maior demanda por água, e maiores taxas de evapotranspiração (Amazonas et al., 2018; Farley et al., 2005). Esta situação se difere da restauração florestal, na qual se emprega uma diversidade de espécies que desenvolvem estratégias ecológicas diferentes com menores demandas (Amazonas et al., 2018).

Apesar da restauração florestal normalmente adotar como objetivo a recuperação e o restabelecimento dos processos hidrológicos dos ecossistemas, os efeitos da restauração florestal ativa (plantio de espécies), sobre os processos hidrológicos, ainda não são amplamente conhecidos (Petheram et al., 2002), embora as alterações dos processos hidrológicos frente às mudanças de uso do solo terem sido amplamente estudadas (Bosch & Hewlett, 1982; Brown et al., 2005; Gates, Scanlon, Mu, & Zhang, 2011).

Portanto, é preciso compreender a movimentação da água em paisagens florestadas e desmatadas, para responder se a restauração da floresta pode restaurar também a função de armazenamento de água no solo (Bruijnzeel, 2004). Apesar de sua importância, os estudos sobre as relações entre os usos do solo e as águas subterrâneas são escassos. Grande parte dos resultados destes estudos foram obtidos por meio de dados estimados ou modelados, sendo que os estudos com medições em campo são ainda mais raros (Bellot & Chirino, 2013; Filoso et al., 2017).

Em virtude disto, a estimativa de recarga por meio do monitoramento de águas subterrâneas e da dinâmica do lençol freático, pode ser uma ferramenta

importante para avaliar os efeitos do uso do solo na quantidade de água disponível (Petheram et al., 2002), e indiretamente, para o planejamento e o manejo do uso do solo na escala de microbacias, buscando maior sustentabilidade no uso dos recursos naturais.

Ante essas incertezas e considerando os projetos internacionais que pretendem estabelecer plantios de restauração em nível internacional, focados na área tropical, tais efeitos precisam ser pesquisados e identificados (IUCN, 2011).

Diante deste contexto, o objetivo principal deste estudo é avaliar e quantificar as relações existentes entre as águas subterrâneas e as superficiais em plantios florestais em estágio inicial. Além disso, esse estudo pretende comparar a influência hidrológica de um plantio florestal com espécies nativas (restauração) e um plantio comercial com espécie de rápido crescimento (*Eucalyptus*).

3.2. Materiais e métodos

3.2.1. Área de estudo

As informações correspondentes à caracterização e descrição da área de estudo se encontram previamente descritas e detalhadas no Capítulo 2, seção 2.2.1, onde se pormenorizam todas as características biofísicas, climáticas, ambientais e de uso do solo, junto com os aspectos de manejo que têm sido aplicados na área de estudo.

3.2.2. Variáveis meteorológicas

O monitoramento das variáveis utilizadas neste capítulo, precipitação e vazão, junto com o detalhamento de como foram medidas e obtidas, se encontram no Capítulo 2, seção 2.2.2.

3.2.3. Infiltração de água no solo

Para a amostragem da condutividade hidráulica do solo saturada, foram coletados 27 pontos nas duas microbacias, os quais foram aleatoriamente

distribuídos, entre as três coberturas existentes: Regeneração Avançada (RA), Plantio Restauração (PR) e Plantio *Eucalyptus* (PE), como mostrado na Figura 14.

Figura 14. Pontos de amostragem da infiltração da água no solo distribuídos nos diferentes usos do solo da Microbacia Restauração (MR) e na Microbacia Eucalypto (ME), e localização dos poços piezométricos: PR₂ (MR) poço do terço superior Microbacia Restauração e PE₂ (ME) poço do terço superior Microbacia Eucalypto, PR₁ (MR) poço do terço inferior Microbacia Restauração e PE₁ (ME) poço do terço inferior Microbacia de Eucalypto e do vertedor para cada microbacia.

Em cada ponto foi determinada a capacidade de infiltração de água do solo para posteriormente determinação da condutividade hidráulica do solo saturado (K_{sat}) por meio da metodologia “Beerkan Estimation of Soil Parameters through Infiltration Experiments”, referida como BEST (Bagarello, Di Prima, & Iovino, 2017; Lassabatère et al., 2006). O método BEST estima a K_{sat} a partir das propriedades

granulométricas do solo e as medidas de infiltração da água no solo. A caracterização granulométrica da área de estudo foi obtida em Gonçalves et al., (2012).

Para a obtenção das medidas de infiltração em campo foi utilizado um anel de metal de 16 cm de diâmetro, o qual foi fixado no solo a aproximadamente 1 cm de profundidade. Em seguida foram aplicados volumes conhecidos de água (150 ml) e mensurado o tempo requerido até a água infiltrar no solo (Figura 15). Esse procedimento foi repetido sucessivamente até que a diferença entre os tempos fosse insignificante, ou seja, que a taxa de infiltração da água se estabilizasse (Lassabatère et al., 2006).

Figura 15. Procedimento de campo para determinar a K_{sat} : anel fixado no solo e os copos de água de volumes conhecidos (150 ml), empregados para medir a infiltração da água no solo.

3.2.4. Monitoramento do nível piezométrico

Em cada uma das microbacias foram perfurados dois poços piezométricos, em agosto de 2017 (Figura 16). Após a perfuração, os poços foram revestidos por tubos de Policloreto de vinila (PVC) de sete centímetros de diâmetro, com ranhuras até um terço da profundidade de cada tubo e um filtro de cascalho. Os poços foram localizados da seguinte maneira em cada uma das microbacias: um no terço inferior da microbacia, a uma distância de 100 m da calha, nomeados no texto como PR₁ (Microbacia Restauração) e PE₁ (microbacia *Eucalyptus*), e outro poço no terço superior de cada microbacia, referidos no texto como PR₂ (Microbacia Restauração) e PE₂ (Microbacia *Eucalyptus*), ambos sobre a mesma cota de 820 m. Depois de atingir o nível da água, em cada um dos poços foram perfurados mais dois metros para garantir a coleta de dados mesmo na época de estiagem, portanto, os poços atingiram diferentes profundidades: PR₁: 3 m; PR₂: 15 m para a Microbacia Restauração (MR) e PE₁: 4 m PE₂: 24 m para a Microbacia Eucalipto (ME).

Figura 16. Método de trado mecanizado empregado para perfuração dos poços piezométricos.

Os poços PR₁ e PE₁ permitiram avaliar a relação entre o deflúvio e o nível freático, uma vez que foram instalados no terço inferior da microbacia. Os poços PR₂ e PE₂ foram instalados no terço superior das microbacias para avaliar o efeito gerado pelo uso do solo sobre os níveis freáticos (Figura 14).

Em cada poço foram instalados transdutores de pressão (HOBO I U20-001-04), os quais registram as variações da pressão exercida pela coluna d'água e a pressão atmosférica (Figura 17). Essas variações de pressão registradas são submetidas a processos de compensação e de transformação, para converter os valores da pressão registrados em altura da lâmina de água, determinando as variações da altura do nível freático.

Os dados coletados em cada sensor foram registrados em intervalos regulares de 15 minutos, seguindo o padrão de registro dos dados de vazão. Os dados armazenados nos equipamentos foram descarregados mensalmente, junto com os outros sensores de monitoramento das microbacias.

a.)

b.)

c.)

d.)

Figura 17. Poços piezométricos para o monitoramento do nível freático nas microbacias: a.) Poço piezométrico da área ripária, b.) Poço piezométrico da área plantada, c.) Sensor, d.) Estrutura dos poços piezométricos

3.3. Análise de dados

3.3.1. Capacidade de infiltração da água no solo

Os dados obtidos a partir da amostragem de infiltração de água no solo em campo foram analisados empregando o algoritmo referido como SSBI (Bagarello et al., 2017), no qual os dados empregados são aqueles da fase estável do experimento, o que significa que esse algoritmo utiliza os dados somente quando o solo está próximo à saturação.

Os dados coletados em campo foram agrupados em três subconjuntos, de acordo com as coberturas existentes nas microbacias: Regeneração Avançada (RA), Plantio Restauração (PR) e Plantio *Eucalyptus* (PE). Utilizando a porcentagem de areia para as microbacias de 82% (distribuído entre areias finas e grossas) (Gonçalves et al., 2012) foi calculado o K_{sat} para cada uma das microbacias.

Para o conjunto geral de dados, foi testada a normalidade dos dados empregando o teste Kolmogorov - Smirnov, em seguida foi realizado o teste de Tukey para avaliar as diferenças entre os grupos. As análises foram realizadas no ambiente R.

3.3.2. Avaliação da recarga do lençol freático

Os dados coletados em intervalos de 15 minutos foram agrupados e processados para obtenção da média diária. Em seguida foi determinada a taxa diária de recarga do lençol freático de acordo com a equação (7), aplicando a metodologia do WTF (Healy & Cook, 2002; Rodríguez-Suárez et al., 2011).

$$R = S_y(h) \frac{\Delta h}{\Delta t} \quad (7)$$

Em que: R = recarga bruta estimada (expressada em uma taxa, exemplo (mm/ano); S_y = rendimento específico (adimensional); Δh = variação da altura de nível freático (mm); Δt = intervalo de tempo (ano).

O parâmetro S_y foi determinado por meio dos valores tabulados existentes na literatura (Healy and Cook, 2002) a partir das características da textura do solo das microbacias (Gonçalves et al., 2012). Os valores médios das recargas foram comparados entre os poços de cada microbacia (PR_1 e PR_2) e (PE_1 e PE_2), o que permitiu identificar como é a tendência da recarga de cada uma delas.

Também foram comparados os valores médios das recargas dos poços localizados na mesma região de cada microbacia (PR_1 e PE_1) e (PR_2 e PE_2) e assim foram avaliadas as tendências de recargas apresentadas pela regeneração avançada na área ripária (PR_1), comparando-se com as obtidas na área com apenas uma faixa de floresta antiga (PE_1), assim como as recargas no Plantio Restauração

em estágio inicial (PR₂) com as obtidas na área de Plantio *Eucalyptus* em estágio inicial (PE₂).

3.3.3. Balanço hídrico incluindo a variação da recarga

No Capítulo 2, na seção 2.3.1, foi apresentado o balanço hídrico, a estimativa de ETR e, portanto, o consumo de água pelas coberturas, empregando apenas as variáveis de precipitação e deflúvio (equação 3). Neste capítulo foi acrescentado na equação anterior, a variável da variação da recarga (equação 9), cuja variação corresponde à subtração do fluxo base (Q_b), entendido como o valor de descarga do lençol freático, ao valor estimado para a recarga (R) (equação 8), o valor de recarga empregado para este cálculo, corresponde à média do valor da recarga dos dois poços existentes em cada microbacia MR e ME; no ano hídrico de estudo, o qual compreende o período entre 01 setembro 2017 e 31 agosto 2018, tempo em que foi monitorado o nível freático. O AH foi nomeado no Capítulo 2 como o AH5.

$$\Delta R = R - Q_b \quad (8)$$

$$P - Q - \Delta R = ETR + \Delta S \quad (9)$$

Em que: ΔR é a variação da recarga (mm), Q_b é o fluxo base (mm), P é precipitação (mm), Q é deflúvio (mm), R é recarga (mm), ETR é evapotranspiração real (mm) e finalmente ΔS é armazenamento de água no solo (mm).

Como já foi mencionado na seção do balanço hídrico o ΔS será assumido como zero devido à utilização do ano hídrico.

3.3.4. Índice de escoamento base

No capítulo 2 na seção 2.3.3 foi detalhado o cálculo do índice chamado BFI ("Base Flow Index"), o qual consiste no percentual de escoamento base (Q_b) em relação ao deflúvio total (Grayson et al., 1996). O BFI foi obtido por meio da metodologia do filtro digital desenvolvida por Lyne & Hollick, (1979), empregado para

dados diários na escala de microbacias (Equações 7 e 8), e representa a água que infiltra e percola no solo e retorna até o rio (Brognia et al., 2017). Depois de realizar a separação e obter os valores de Q_b e Q_d , foram comparados os valores de Q_b com os de R , uma vez que o fluxo base é alimentado pela recarga (Olufemi. A. Idowu, 2003; Sophocleous, 2002).

3.4. Resultados

3.4.1. Comparação da infiltração nos diferentes usos do solo

De forma geral, os maiores valores de K_{sat} foram observados na área de Regeneração avançada (RA), como pode ser observado na Figura 18, variando entre 161,99 e 1.139,23 mmh^{-1} , enquanto que os menores valores foram para o PE variando entre 44,83 mmh^{-1} e 472,15 $mm h^{-1}$. Na PR os valores variaram entre 101,54 mmh^{-1} e 578,60 mmh^{-1} .

Os valores médios obtidos para cada uma das coberturas foram: 169,96 $mm h^{-1}$; 253,58 mmh^{-1} ; 523,12 mmh^{-1} para PE, PR e RA respectivamente.

Figura 18. Comparação da condutividade hidráulica saturada do solo (K_{sat}) em mm.h^{-1} na superfície do solo, entre as coberturas: Plantio *Eucalyptus* (PE), Plantio Restauração (PR) e Regeneração avançada (RA) existentes na Microbacia Restauração (MR) e na Microbacia Eucalipto (ME).

Embora os tipos de solos encontrados em ambas as microbacias sejam os mesmos, as variações da média de K_{sat} no solo foram diferentes (Tabela 7), encontrando diferenças estatisticamente significativas entre os valores dos grupos de RA e PE pelo teste de Tukey.

Tabela 7. Valores de condutividade hidráulica (K_{sat}) em $mm.h^{-1}$ na superfície do solo, encontrados para as diferentes coberturas existentes dentro das microbacias de estudo

Cobertura	K_{sat}	Média	Desvio-Padrão	Máximo	Mínimo
Plantio <i>Eucalyptus</i> (PE)	140,72	169,97a	131,86	472,15	44,83
	207,93				
	225,02				
	102,40				
	44,83				
	81,28				
	56,06				
	472,15				
	88,87				
	280,40				
Plantio Restauração (PR)	172,77	253,58a	152,65	578,61	101,55
	223,14				
	578,61				
	414,27				
	119,11				
	101,55				
	274,10				
	199,99				
	198,71				
Regeneração avançada (RA)	162,00	523,13b	376,15	1139,23	162,00
	195,76				
	1.041,30				
	607,59				
	396,19				
	1.139,23				
	331,38				
	311,58				

3.4.2. Variações do nível piezométrico e comparação das taxas de recarga nas diferentes coberturas florestais

A partir das análises das variações dos níveis piezométricos (Figura 19), pode-se identificar que os poços do terço inferior, em ambas as microbacias, apresentam maiores oscilações de nível do que os poços do terço superior, onde pouca oscilação foi observada, embora nesses últimos também seja evidente uma tendência de aumento do nível. Adicionalmente, os níveis piezométricos dos quatro poços apresentaram comportamento sazonal, ou seja, exibiram aumento durante o

período das chuvas, correspondente aos meses de setembro até março, e redução durante o período de estiagem, nos meses de abril até setembro (Figura 19).

Apesar de todos os poços apresentarem resposta aos eventos de chuva, no poço PE₂ há uma tendência a continuar aumentando entre os meses de abril e junho, embora coincida com o período da estiagem, apresentando o valor máximo em junho, enquanto na microbacia com plantio de restauração o PR₂ alcança o valor máximo no mês de março.

Figura 19. Variações dos níveis freáticos, PR₂ poço localizado no terço superior Microbacia Restauração e PE₂ poço localizado no terço superior Microbacia Eucalipto. PR₁ poço localizado no terço inferior da Microbacia Restauração e PE₁ poço localizado no terço inferior da Microbacia Eucalipto, CR: curvas de recessão para cada poço (linha pontilhada), P: Precipitação em mm.

A textura dos solos foi definida como média, portanto, foi estabelecido que o rendimento específico (Sy) para este tipo de solo fosse de 0,051, a partir dos tipos de areia encontrados no solo e suas proporções. Este valor foi empregado na metodologia WTF para estimar a recarga dos poços. De acordo com os resultados da estimativa da recarga, os valores encontrados para os poços do terço superior, evidenciam maiores valores de recarga relativa para a ME, correspondendo a 5,52% e 6,48% do valor da precipitação, para PR₂ e PE₂, respectivamente; no entanto, o valor absoluto da recarga foi maior para PR₂ (Figura 19). O contrário se apresenta nos poços PR₁ e PE₁, onde se estimou um valor equivalente ao 12,23% e 11,72% da precipitação, respectivamente, sendo a recarga tanto relativa quanto absoluta maior na MR (Figura 19). Mesmo comportamento foi identificado para a taxa de recarga dos poços, em ambas as microbacias. Na Tabela 8 estão apresentados os valores de recarga mensal, junto com a recarga anual e a taxa de recarga mensal.

Tabela 8. Valores de recarga mensal para o ano hídrico de estudo, estimados para cada um dos poços das microbacias, em que R: Recarga, PR₁: poço localizado no terço inferior da Microbacia Restauração, PR₂: poço localizado no terço superior Microbacia Restauração, PE₁: poço localizado no terço inferior da Microbacia Eucalipto e PE₂: poço localizado no terço superior Microbacia Eucalipto.

Mês	Recarga (R)			
	PE ₁	PE ₂	PR ₁	PR ₂
Setembro	0,013	0,000	0,016	0,000
Outubro	0,015	0,005	0,036	0,002
Novembro	0,048	0,012	0,042	0,010
Dezembro	0,030	0,011	0,040	0,018
Janeiro	0,018	0,016	0,008	0,024
Fevereiro	0,011	0,016	0,011	0,022
Março	0,024	0,014	0,020	0,012
Abril	0,007	0,016	0,006	0,008
Maio	0,007	0,010	0,007	0,001
Junho	0,014	0,016	0,004	0,000
Julho	0,017	0,000	0,020	0,000
Agosto	0,006	0,000	0,010	0,000
Recarga [% de precipitação]	11,72	6,48	12,23	5,52
Média [m/ano]	0,21	0,12	0,22	0,10
Total [mm/ano]	210,59	116,40	219,66	99,08
Taxa R [mm/mês]	17,55	9,70	18,30	8,26

Na Figura 20 se apresentam os valores da recarga acumulada para cada um dos poços existentes nas microbacias. É possível notar que os poços seguem o mesmo padrão; no entanto, em relação aos poços do terço superior, o PR_2 da MR iniciou com valores menores entre setembro e dezembro em comparação ao PE_2 ; já para o período entre dezembro e abril (meses mais chuvosos) o PR_2 apresentou valores maiores em relação ao PE_2 e, finalmente, durante os meses de maio e agosto apresentou valores menores no PR_2 do que no PE_2 . Diferentemente do que aconteceu com o PE_2 que manteve sempre tendência de aumentar. O contrário foi identificado para os poços do terço inferior PR_1 e PE_1 ; destes poços o PR_1 sempre apresentou valores maiores durante o ano estudado dos observados para PE_1 .

Figura 20. Recarga mesal acumulada para o ano de estudo, para cada uma das microbacias, PR₁: poço localizado no terço inferior da Microbacia Restauração, PR₂: poço localizado no terço superior Microbacia Restauração, PE₁: poço localizado no terço inferior da Microbacia Eucalipto e PE₂: poço localizado no terço superior Microbacia Eucalipto.

3.4.1. Balanço hídrico considerando a recarga

Após utilizar o balanço de massas para calcular os valores de ETR e assim obter o consumo da água pela vegetação (Brown et al., 2005; Zhang et al., 2001), os valores de ETR para a MR e para a ME foram 1.579,37 mm e 1.564,18 mm, respectivamente (Tabela 9).

Tabela 9. Balanço hídrico para a Microbacia Restauração (MR) e Microbacia Eucalipto (ME), em que P: precipitação anual, Q: deflúvio anual, Qd: deflúvio direto, Qb: deflúvio base, R: recarga anual, ETR evapotranspiração real anual, ΔR : variação da recarga.

Microbacia	P [mm]	Q [mm]	R [mm]*	Qd [mm]	Qb [mm]	ΔR [mm]**	ETR [mm]
MR	1.796,42	151,10	159,37	57,68	93,42	65,95	1579,37
ME	1.796,42	355,89	163,50	68,74	287,15	-123,65	1564,18

R*: foi o valor de recarga média para cada microbacia (MR e ME) obtido a partir da média do valor da recarga dos dois poços localizados em cada microbacia.

ΔR **: valor obtido depois de subtrair ao valor da recarga o valor do Qb.

As estimativas feitas da ETR pelo balanço hídrico foram superiores ao valor calculado de ETP (1.346,01 mm) empregando a metodologia do Penman-Monteith (Apêndice A). A ETR estimada para a MR e ME corresponde a 1.579,37 mm/ano e 1.564,18 mm/ano, sendo um 17,34 % e 16,21 % maior a ETR do que a ETP para MR e ME respectivamente.

Os valores de Qb foram 93,42 mm e 287,15 mm, o que corresponde a 5,20% e 15,98% do valor da precipitação anual para as microbacias MR e ME respectivamente. Em relação aos valores de Qd os valores foram 57,68 mm e 68,74 mm os quais equivalem a 3,20% e 3,82% do valor da precipitação, sendo o menor valor de Qd encontrado na MR.

Observando-se os valores da ME, o escoamento base (Qb) é maior do que o valor da recarga (R), uma vez que o fluxo base é alimentado pela recarga (Olufemi. A. Idowu, 2003; Sophocleous, 2002) pode-se subtrair R de Qb para identificar um valor de fluxo base superior à R em 76,55 mm/ano.

O excedente hídrico pode ser corroborado pelo fato do valor da descarga ser superior aos valores estimados para a recarga, embora, os níveis freáticos da ME não apresentem diminuição, pelo contrário pode-se identificar recarga nos poços de 6,48 e 11,72% do valor da precipitação, para PE₂ e PE₁ respectivamente.

3.5. Discussão

Dado o histórico de uso do solo nas microbacias, entende-se que a regeneração avançada (RA) é a cobertura florestal mais preservada, ou seja, não está sendo submetida a nenhum manejo florestal há anos, o que poderia favorecer a manutenção dos processos hídricos e tornar esta regeneração referência em relação aos outros usos do solo, principalmente em relação ao plantio restauração e como

esta irá evoluir, visando a melhoria dos processos hidrológicos, principalmente o de infiltração.

A estrutura da vegetação pode interferir na quantidade de água que chega até o solo e que irá iniciar o processo de infiltração devido às diferenças na capacidade de interceptação da água da chuva (Brauman, Freyberg, & Daily, 2010; Reid & Lewis, 2004). A cobertura da RA retém uma parcela da água pela interceptação, situação similar encontrada na PE, que consegue fechar o dossel durante o primeiro ano, e situação distinta que ocorre com a cobertura de espécies nativas na área plantio restauração (PR). Por outro lado, cada cobertura acumula uma camada de serapilheira diferente, de acordo com os aportes de matéria orgânica e, portanto, viabiliza que a evolução da estrutura do solo aconteça de forma diferente (Le Maitre et al., 1999).

Os tipos de solos estão sujeitos a sofrer alterações na sua estrutura por conta da composição das raízes, da serapilheira e de organismos que nele se desenvolvem (Ellison et al., 2017; Neary et al., 2009). Isto faz com que os caminhos preferenciais da água dentro do solo sejam modificados, gerando alterações nos processos de infiltração e recarga. Por todas essas interações citadas, a cobertura da RA apresenta maior quantidade de canais radiculares em relação às coberturas de PR e PE, que possibilitam o fluxo de água no perfil, beneficiando os fluxos preferenciais (Le Maitre et al., 1999), o que oferece melhores condições para a infiltração (Hulugalle & Ndi, 1993). Adicionalmente, existem evidências de que a infiltração da água no solo pode aumentar com a idade da floresta (Leite et al., 2018) e, de acordo com o encontrado por Birkel et al. (2012), os resultados são congruentes dado que os maiores valores de infiltração encontrados dentro da área de estudo foram para a cobertura RA, que é a cobertura mais preservada e com maior idade dentro das microbacias.

Utilizando a regeneração avançada como referência, os valores de infiltração encontrados para as coberturas de PR e PE foram de 30% e 44%, respectivamente, abaixo da média do RA (que é de 523,13 mmhr⁻¹). Esses valores estão consistentes com os encontrados no estudo de Lozano-Baez et al. (2019), no qual os autores determinaram que a infiltração de áreas restauradas estavam 39% abaixo da floresta de referência.

O fato de encontrar valores maiores de infiltração para área RA permite concluir que o uso do solo pode alterar as propriedades do solo, uma vez que o tipo

de solo é o mesmo nas áreas de PE e PR, estes se diferenciam apenas pelo manejo e uso do solo (Zimmermann, Elsenbeer, & De Moraes, 2006).

Nas áreas de PE e PR das microbacias ocorreu colheita em dois momentos (nos anos 2013 e 2016), e esta operação se destaca dentre as intervenções que podem ocasionar mudanças nos processos hidrológicos, gerando alterações na camada superficial no solo, como perda de matéria orgânica, aumento na compactação e erosão superficial (Grip, Fritsch, & Bruijnzeel, 2005; Sidle, Sasaki, Otsuki, Noguchi, & Abdul Rahim, 2004). O grau de perturbação altera propriedades como a capacidade de infiltração e retenção de umidade (Peña-Arancibia et al., 2019), o que poderia justificar os menores valores apresentados pelas coberturas PE e PR na infiltração, quando comparados com os obtidos em RA.

No entanto, um ano de avaliação após o plantio oferece apenas resultados incipientes com relação ao efeito da floresta, sendo possível que os resultados estejam refletindo efeitos ainda do manejo anterior, sendo necessário que a área seja monitorada continuamente nos próximos anos.

Como discutido anteriormente, os maiores valores da infiltração foram encontrados na área de regeneração avançada da microbacia de restauração, ocupando 42% da área e perto aos canais de drenagem. Como consequência, os resultados da recarga estimados para o PR₁, que se encontra dentro da área de RA, foram maiores do que os estimados no PE₁, uma vez que a infiltração é uma propriedade física que está ligada diretamente com a recarga e, por sua vez, está relacionado com as variações do nível freático (Filoso et al., 2017; Ilstedt, Malmer, Verbeeten, & Murdiyarso, 2007). Reiterando que dentro dessa vegetação o desenvolvimento de indivíduos e raízes são favorecidos e podem alterar os caminhos preferenciais para a água (Tobella, 2016).

Os poços do terço inferior PR₁ e PE₁, apresentaram oscilações marcadas do nível freático, com respostas quase imediatas às precipitações em ambas as microbacias, o que permitiu identificar que estes poços tiveram maior influência da precipitação e suas variações explicadas principalmente pelos eventos de chuva (Petheram et al., 2002). Os poços do terço inferior são mais rasos e apresentam oscilações com maior frequência já que podem sofrer influência das variações do nível de água no riacho, caso contrário também acontece (Crosbie, Binning, & Kalma, 2005; Olufemi. A. Idowu, 2003).

Por outro lado, apesar dos poços que se localizam no terço superior das microbacias não apresentarem oscilações, foi evidenciado aumento dos níveis do lençol freático entre os meses de setembro e maio, período que coincide com o aumento da precipitação e diminuição da evapotranspiração (ETR). A redução nos valores de ETR pode ainda ser relacionada à colheita do plantio de *Eucalyptus*, realizada nas microbacias durante o ano de 2016, o que teria diminuído a cobertura florestal na microbacia. Este efeito também foi identificado por Lucas & Wendland (2016), no qual os autores identificaram redução no processo de evapotranspiração após a colheita de um plantio de *Eucalyptus*.

De forma geral, todos os poços apresentam tendência de rebaixamento nos níveis do lençol freático durante o período de estiagem, o qual se estende pelo período entre os meses de abril até agosto, mesmo padrão encontrado por Germer et al. (2010), Manzione et al. (2015) e Lucas & Wendland (2016) que identificaram aumento dos níveis durante as épocas nas quais houve precipitação e rebaixamento dos níveis durante as épocas de estiagem. O poço PE₂ no entanto, apresentou aumento do nível até dois meses depois do início da estiagem, e esse comportamento poderia ser atribuído à profundidade do lençol freático neste local, sendo este o poço mais profundo, já que em poços profundos normalmente são observados menores variações de nível (Healy & Cook, 2002).

Os valores anuais de recarga observados para os poços das microbacias foram de 99,08 mm e 219,66 mm para PR₂ e PR₁ na MR, correspondentes a 5,52% e 12,23% da precipitação respectivamente; e de 116,40 mm e 210,59 mm para PE₂ e PE₁ na ME equivalente a 6,48% e 11,72% da precipitação. Os resultados estão dentro da mesma ordem de magnitude dos valores encontrados por Rodríguez-Suárez et al. (2011), os quais foram em média 180 mm/ano e 225 mm/ano, correspondentes a 10,01% e 12,54% do valor da precipitação e similares também aos encontrados por Lucas & Wendland (2016) para plantios de *Eucalyptus*, que observaram recarga de 135 mm/ano (8% da precipitação), no Estado de São Paulo.

Os valores de recarga anual nos poços do terço superior representam 12,23% e 11,72% do valor da precipitação e foram coerentes com os observados por Silveira et al., (2016) que encontraram recarga de 17% e 18% do valor da precipitação para duas microbacias, uma delas com plantio de *Eucalyptus*. Os valores encontrados de recarga estão consistentes com os valores reportados na literatura (entre 4% e 39% do valor da precipitação) para áreas que se encontram

sob coberturas de *Eucalyptus* (Fan, Oestergaard, Guyot, & Lockington, 2014; Le Maitre et al., 1999).

Os padrões de recarga nos poços foram similares devido ao fato de estarem submetidos ao mesmo regime de precipitação (Fan et al., 2014), embora as magnitudes sejam diferentes por causa do uso do solo e também pela localização topográfica (Figura 11).

No entanto, apesar das taxas de recarga estimadas para cada um dos poços apresentarem valores diferentes, elas estão dentro da mesma magnitude e não se tem informação suficiente para entender como se desenvolvem e como interagem as coberturas iniciais com os processos hidrológicos como infiltração, armazenamento de água no solo e recarga do lençol, por isso são necessários mais estudos de campo avaliando processos hidrológicos e como eles interagem.

Embora o plantio restauração possa melhorar as condições do solo e, portanto, a infiltração, isso não garante maior recarga do lençol. Pelo contrário, as florestas podem apresentar maior ETR e, como resultado, menor vazão (Brown et al., 2005; Gao et al., 2015; Zhang et al., 2001). Independentemente da espécie, alguns estudos sustentam que a recarga pode ser reduzida pela transpiração das plantas quando ocorre reflorestamento (Christina et al., 2017; P. T. S. Oliveira et al., 2017).

Por outro lado, é importante mencionar que o lençol freático é uma unidade extensa e que em alguns casos, a camada rochosa abaixo do mesmo não segue os mesmos limites topográficos da superfície (Wieteska & Dobkowska, 2018). Neste caso, é possível que plantios de *Eucalyptus* existentes em torno da Microbacia Restauração (MR) possam reduzir a recarga de água nas regiões limítrofes, reduzindo a entrada de água na microbacia, dadas suas condições de alta produtividade em decorrência do melhoramento genético (Amazonas et al., 2018).

Este trabalho não teve como objetivo avaliar o desenvolvimento das coberturas e, portanto, não tem evidências para identificar o desenvolvimento dos plantios e saber se eles estão extraindo água das camadas mais profundas. Além disso, durante o primeiro ano de monitoramento subterrâneo, é difícil afirmar que os aumentos e as oscilações identificadas sejam consequência da mudança do uso do solo e não efeitos do manejo anterior (Silveira, Gamazo, Alonso, & Martínez, 2016).

Sabendo-se da relação existente entre a recarga, a precipitação e a evapotranspiração, e considerando que os valores da recarga são influenciados

pelas variações anuais da precipitação e da evapotranspiração (Borg, Stoneman, et al., 1988), o balanço hídrico de massas anual foi recalculado, empregando-se a variável da variação da recarga (ΔR) estimada para assim se obter novos valores do consumo de água.

O balanço hídrico de massas não considera o armazenamento de água no solo, o qual é assumido como zero quando se utiliza medições de longo prazo (Zhang et al., 2001), portanto o balanço hídrico de massas traz incertezas, atribuídas junto à evapotranspiração (Olufemi. A. Idowu, 2003) e ao armazenamento do solo. Desta forma considerando a variação da recarga (ΔR) na equação do balanço hídrico (equação 9), os valores médios obtidos para os dois poços existentes nas microbacias (159,37 mm e 163,5 mm para MR e ME respectivamente) foram computados na referida equação, recalculando-se os valores de ETR para o ano de estudo. Os valores de ETR estimados correspondem a 87,92% e 87,07% da precipitação correspondentes às MR e ME, respectivamente, diferente dos resultados obtidos para a ETR em que não foram levados em consideração os valores da recarga (91,58% e 80,18% do valor da precipitação para a MR e ME respectivamente), para o mesmo ano. Esses novos valores da variação da recarga permitem garantir que pelo menos para a MR o 100% do valor do fluxo base é alimentado pela recarga, situação diferente foi possível identificar para a ME na qual apenas o 65,26% é alimentado pelo valor da recarga, o 34,74% do valor do fluxo base faltante pode provenir de fluxos laterais, também identificados para a área de estudo por Christina et al., (2017).

Os valores obtidos da ETR representam entre o 70 e 80% da precipitação que retorna para a atmosfera mediante a transpiração (Borg, Stoneman, et al., 1988). Os valores estimados da ETR para as microbacias, são coerentes ao valor médio de evapotranspiração medida para cinco anos na EECFI, correspondentes ao 88,38% do valor da precipitação para os anos estudados por Christina et al., (2017). Da mesma forma, (Barreto, Wendland, & Marcuzzo, 2009) em uma microbacia que possui plantios de *Eucalyptus* em 41% da sua área, determinaram que a ETR variou entre 64% a 71% do valor da precipitação.

Por outro lado, fatores ambientais como a precipitação e outras variáveis climáticas controlam os processos de recarga, descarga e sua variabilidade espacial (Gleeson, Wada, Bierkens, & Van Beek, 2012; Mekonnen & Hoekstra, 2012), junto às características físicas como a geomorfologia, que inclui a topografia, geologia do

local, os tipos de solos e a vegetação (Scanlon et al., 2005). Não obstante as taxas de recarga ou de descarga são limitadas pela disponibilidade da água na superfície terrestre (Scanlon et al., 2002).

Assim sendo, ocorre uma forte relação entre os processos superficiais e subterrâneos, existindo interações entre a recarga e a vazão, já que a recarga é considerada a principal fonte de abastecimento do escoamento base dos rios em épocas de estiagem (Scanlon et al., 2002; Sophocleous, 2002).

Os valores de deflúvio (Q) para as microbacias foram de 151,10 mm e 355,89 mm, equivalentes a 8,41% e 19,81% do valor da precipitação para MR e ME respectivamente, superando o valor de Q da ME em 57,54 % em relação à MR. Os valores de deflúvio para ambas as microbacias são valores que se encontram dentro da faixa entre 0 e 20% da precipitação (Borg, Stoneman, et al., 1988). O fato do valor de Q ser menor na MR pode ser consequência da existência do RA em 42% da área da microbacia, demonstrando maior interceptação e evapotranspiração. A mesma discussão foi apresentada por Silveira et al., 2016 em que os autores avaliaram uma microbacia com o 56% da superfície com cobertura florestal, e que gerou a redução da vazão em 17% devido à interceptação e à evapotranspiração da cobertura florestal existente.

O fluxo direto (Qd) para as microbacias foram de 57,68 mm e 68,74 mm correspondente a 3,21% e 3,82% do valor da precipitação, para a MR e ME respectivamente, sendo menor o valor que foi registrado para a MR, o que poderia resultar como consequência da composição do uso do solo, já que a MR tem 42,03% da sua área com o RA, protegendo o solo, diferente da ME onde apenas 12% da área é de RA, o que poderia estar diminuindo o escoamento superficial no 16,09% que tem de diferença em relação à ME. No Panamá, a presença de uma floresta secundária adulta favoreceu alguns processos, como a diminuição do escoamento direto em 50% em comparação com as bacias de pastagem e mosaico de usos do solo (Ogden et al., 2013).

Por outro lado, os valores de Qb encontrados para as microbacias MR e ME foram de 93,42 mm e 287,15 mm respectivamente, correspondentes a 5,20% e 15,98% do valor da precipitação, sendo o Qb para a ME maior do que o valor para MR. As diferenças apresentadas no Qb podem estar relacionadas com os processos de evapotranspiração constante na MR pela regeneração avançada (RA), diminuindo a água disponível no solo. Da mesma foram, Silveira et al., (2016)

observaram diminuição da vazão na época de estiagem, por conta da evapotranspiração da floresta presente dentro da microbacia.

Devido às interações existentes entre as águas subterrâneas e superficiais, o escoamento base (Q_b) pode ser considerado como a descarga das águas subterrâneas (Healy & Cook, 2002; Olufemi. A. Idowu, 2003; Sophocleous, 2002). Neste caso, o Q_b observado na ME foi maior do que a recarga (R) para o ano de estudo, e apesar da descarga apresentar um valor maior do que a recarga, os valores dos níveis piezométricos na ME não apresentam redução. Portanto, é possível que esta microbacia esteja recebendo aportes externos de água, os quais poderiam se originar de fluxos laterais que ocorrem nas camadas mais profundas no solo ou da camada da rocha.

Entretanto, Christina et al., (2017) na EECFI concluíram que a diminuição da água subterrânea é resultado do uso da água pelas raízes combinado com fluxos laterais da água subterrânea. A comprovação da existência desses fluxos não foi objeto desse estudo, já que muitos são os fatores que interferem nos processos subterrâneos junto com a pedologia, topografia, a declividade (Healy & Cook, 2002; Sophocleous, 2002). A comprovação da existência de fluxos laterais poderia ser realizada por meio de ensaios com traçadores químicos ou análises isotópicas.

3.6. Conclusões

As microbacias, encontram-se sob condições ambientais similares por estarem localizadas na mesma região, terem sido submetidas ao mesmo uso do solo antecedente e possuírem o mesmo histórico de manejo. Portanto, pode-se concluir que as diferenças encontradas na taxa de infiltração são influenciadas pela cobertura atual existente, principalmente, na área de regeneração avançada.

Os valores de infiltração encontrados para as coberturas de Plantio *Eucalyptus* e no recente Plantio Restauração são similares. Ambas as taxas representam menos da metade dos valores observados na floresta de referência (regeneração avançada), indicando a possibilidade de deterioramento das condições do solo pelo manejo florestal (microbacia ME) e pelo plantio Restauração (microbacia MR).

Empregando o método do balanço hídrico foi possível identificar que a ME apresentou maiores valores de deflúvio, como consequência da manutenção de

floresta nativa em 42,03% da área da MR, enquanto que na ME apenas corresponde a 13,09% da área.

O cálculo da recarga de água permitiu identificar que para a MR o 100% do fluxo base é alimentado pela recarga, diferente da ME onde apenas o 65,26 % do fluxo base é alimentado pelo valor da recarga estimada para a microbacia.

Referências

- Agnew, L. J., Lyon, S., Gérard-Marchant, P., Collins, V. B., Lembo, A. J., Steenhuis, T. S., & Walter, M. T. (2006). Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application. *Journal of Environmental Management*, 78(1), 63–76. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.04.021>
- Allen, R. G., & Pereira, L. S. (1998). PHDROUGHT-Predictability assessment and hybridization of seasonal drought forecasts in Western Europe View project H2Olive3s View project. Retrieved from <https://www.researchgate.net/publication/284300773>
- Almeida, A. C., Smethurst, P. J., Siggins, A., Calvalcante, R. B. L., & Borges, N. (2016). Quantifying the effects of *Eucalyptus* plantations and management on water resources at plot and catchment scales. *Hydrological Processes*, 30(25), 4687–4703. <https://doi.org/10.1002/hyp.10992>
- Almeida, A. C., Soares, J. V., Landsberg, J. J., & Rezende, G. D. (2007). Growth and water balance of *Eucalyptus grandis* hybrid plantations in Brazil during a rotation for pulp production. *Forest Ecology and Management*, 251(1–2), 10–21. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.009>
- Amazonas, N. T., Forrester, D. I., Oliveira, R. S., & Brancalion, P. H. S. (2018). Combining *Eucalyptus* wood production with the recovery of native tree diversity in mixed plantings: Implications for water use and availability. *Forest Ecology and Management*, 418(July 2017), 34–40. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.12.006>
- Andréassian, V. (2004). Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology*, 291(1–2), 1–27. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2003.12.015>
- Bagarello, V., Di Prima, S., & Iovino, M. (2017). Estimating saturated soil hydraulic conductivity by the near steady-state phase of a Beerkan infiltration test. *Geoderma*, 303, 70–77. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2017.04.030>

Barreto, C., Wendland, E., & Marcuzzo, R. (2009). Estimativa da evapotranspiração a partir de variação de nível estático de aquífero. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, 29, 52–61.

Bellot, J., & Chirino, E. (2013). Hydrobal: An eco-hydrological modelling approach for assessing water balances in different vegetation types in semi-arid areas. *Ecological Modelling*, 266, 30–41. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2013.07.002>

Boggs, J., Sun, G., Jones, D., & McNulty, S. G. (2012). Effect of soils on water quantity and quality in Piedmont Forested Headwater Watersheds of North Carolina. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 49(1), 132–150. <https://doi.org/10.1111>

Borg, H., Bell, R. W., & Loh, I. C. (1988). Streamflow and stream salinity in a small water supply catchment in southwest Western Australia after reforestation. *Journal of Hydrology*, 103(3–4), 323–333. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(88\)90141-2](https://doi.org/10.1016/0022-1694(88)90141-2)

Borg, H., Stoneman, G. L. L., & Ward, C. G. G. (1988). The effect of logging and regeneration on groundwater, streamflow and stream salinity in the southern forest of Western Australia. *Journal of Hydrology*, 99(3–4), 253–270. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(88\)90052-2](https://doi.org/10.1016/0022-1694(88)90052-2)

BOS, M. G. (1989). *Discharge Measurement Structures*. (ILRI, Ed.) (3^{er}). Netherlands.

Bosch, J. M. M., & Hewlett, J. D. D. (1982). A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology*, 55(1–4), 3–23. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(82\)90117-2](https://doi.org/10.1016/0022-1694(82)90117-2)

Brauman, K. A., Freyberg, D. L., & Daily, G. C. (2010). Forest structure influences on rainfall partitioning and cloud interception: A comparison of native forest sites in Kona, Hawai'i. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150(2), 265–275. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.11.011>

Brauman, K. A., Freyberg, D. L., & Daily, G. C. (2012). Land cover effects on groundwater recharge in the tropics: ecohydrologic mechanisms. *Ecohydrology*, 5(4), 435–444. <https://doi.org/10.1002/eco.236>

- Broгна, D., Vincke, C., Brostaux, Y., Soyeurt, H., Dufrêne, M., & Dendoncker, N. (2017). How does forest cover impact water flows and ecosystem services? Insights from “real-life” catchments in Wallonia (Belgium). *Ecological Indicators*, 72, 675–685. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.011>
- Brooks, K. N., Folliott, P. F., & Magner, J. A. (2013). Hydrologic cycle and the water budget. In Wiley-Blackwell (Ed.), *Hydrology and the management of watersheds* (Fourth Edi, p. 30). Iowa, USA.
- Brown, A. E., Western, A. W., McMahon, T. A., & Zhang, L. (2013). Impact of forest cover changes on annual streamflow and flow duration curves. *Journal of Hydrology*, 483, 39–50. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2012.12.031>
- Brown, A. E., Zhang, L., McMahon, T. A., Western, A. W., & Vertessy, R. A. (2005). A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology*, 310, 28–61. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.12.010>
- Bruijnzeel, L. A. (1988). (De) Forestation and dry season flow in the tropics: a closer look. *Journal of Tropical Forest Science* (Vol. 1). Retrieved from <https://www.frim.gov.my/v1/JTFSONline/jtfs/v1n3/229-243.pdf>
- Bruijnzeel, L. A. (2004). Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104(1), 185–228. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2004.01.015>
- Calder, I. R. 1998. Water-resource and land-use issues. SWIM Paper 3. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute.
- Câmara, C. D. (1999). Efeitos do corte raso de eucalipto sobre o balanço hídrico e a ciclagem de nutrientes em uma microbacia experimental carla daniela câmara, 91.
- Canadell, J., Jackson, R. B. R. B., Ehleringer, J. B. J., Mooney, H. A., Sala, O. E. O. E., Schulze, E. E.D. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale, 108 *Oecologia* § (1996). Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/BF00329030>

Cassiano, C. C. (2017). Efeitos hidrológicos da composição da paisagem em microbacias com florestas plantadas de *Eucalyptus*. Retrieved from <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-16082017-085416/pt-br.php>

Christina, M., Nouvellon, Y., Laclau, J.P., Stape, J. L., Bouillet, J.P., Lambais, G. R., & le Maire, G. (2017). Importance of deep water uptake in tropical eucalypt forest. *Functional Ecology*, 31(2), 509–519. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12727>

Crosbie, R. S., Binning, P., & Kalma, J. D. (2005). A time series approach to inferring groundwater recharge using the water table fluctuation method. *Water Resources Research*, 41(1). <https://doi.org/10.1029/2004WR003077>

DAEE, D. de Á. e E. E. (2018). Portal de Dados do Departamento de Águas e Energia Elétrica. Retrieved from <http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br/>

de Vries, J. J., & Simmers, I. (2002). Groundwater recharge: An overview of process and challenges. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 5–17. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0171-7>

Dean, J. F., Webb, J. A., Jacobsen, G. E., Chisari, R., & Dresel, P. E. (2015). A groundwater recharge perspective on locating tree plantations within low-rainfall catchments to limit water resource losses. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(2), 1107–1123. <https://doi.org/10.5194/hess-19-1107-2015>

Ellison, D., Futter, M. N., & Bishop, K. (2012). On the forest cover-water yield debate: from demand to supply-side thinking. *Global Change Biology*, 18(3), 806–820. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02589.x>

Ellison, D., Morris, C. E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarso, D., Sullivan, C. A. (2017). Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change*, 43, 51–61. Retrieved from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378017300134>

Fan, J., Oestergaard, T. C., Guyot, A., & Lockington, A. D. (2014). Estimating groundwater recharge and evapotranspiration from water table fluctuations under three vegetation covers in a coastal sandy aquifer of subtropical Australia. *Journal of Hydrology*, 519, 1120–1129. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2014.08.039>

Farley, K. A., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2005). Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology*, 11(10), 1565–1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>

Ferraz, S. F. B., Lima, W.P., & Rodrigues, C. B. (2013). Managing forest plantation landscapes for water conservation. *Forest Ecology and Management*, 301, 58–66. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.015>

Filoso, S., Bezerra, M. O., Weiss, K. C. B., & Palmer, M. A. (2017). Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review. *Plos One*, 12(8), e0183210. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183210>

Gao, Z., Zhang, L., Cheng, L., Zhang, X., Cowan, T., Cai, W., & Brutsaert, W. (2015). Groundwater storage trends in the Loess Plateau of China estimated from streamflow records. *Journal of Hydrology*, 530, 281–290. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.09.063>

Gates, J. B., Scanlon, B. R., Mu, X., & Zhang, L. (2011). Impacts of soil conservation on groundwater recharge in the semi-arid Loess Plateau, China. *Hydrogeology Journal*, 19(4), 865–875. <https://doi.org/10.1007/s10040-011-0716-3>

Gleeson, T., Wada, Y., Bierkens, M. F. P., & Van Beek, L. P. H. (2012). Water balance of global aquifers revealed by groundwater footprint. *Nature*, 488(7410), 197–200. <https://doi.org/10.1038/nature11295>

Gonçalves, J. L. de M., Alcarde, C., Gonçalves, T., Moreira, R., Teixeira Mendes, J., & Gava, J. (2012). Soil and productivity mapping of *Eucalyptus grandis* plantations, using a geographic information system. *Scientia ForeStaliS* 187 Sci. For, 40(94), 187–201. Retrieved from <http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr94/cap06.pdf>

Grayson, R. B., Argent, R. M., Nathan, R. J., McMahon, T. A., & Mein, R. (1996). *Hydrological Recipes: Estimation Techniques in Australian Hydrology*. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Australia, 125. Retrieved from <http://www.ewater.org.au/archive/crcch/archive/pubs/pdfs/hydrorecipes.pdf>

- Grip, H., Fritsch, J.M., & Bruijnzeel, L. A. (2005). Soil and water impacts during forest conversion and stabilisation to new land use, 561–589. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511535666.029>
- Healy, R. W., & Cook, P. G. (2002). Using groundwater levels to estimate recharge. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 91–109. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0178-0>
- Hibbert, A. R. (1967). Forest treatment effects on water yield. Pergamon Press, 527–543. Retrieved from <http://coweeta.uga.edu/publications/842.pdf>
- Honda, E. A., & Durigan, G. (2017). A restauração de ecossistemas e a produção de água. *Hoehnea*, 44(3), 315–327. <https://doi.org/10.1590/2236-8906-82/2016>
- Hulugalle, N. R., & Ndi, J. N. (1993). Effects of no-tillage and alley cropping on soil properties and crop yields in a Typic Kandiodult of southern Cameroon. *Agroforestry Systems*, 22(3), 207–220. <https://doi.org/10.1007/BF00705234>
- Idowu, O A. (2007). Hydrological processes of interaction between surface water and groundwater – a Review. *ASSET Series B*, 6(2), 172–190.
- Idowu, O. A. (2003). Hydrological processes of interaction between surface water and groundwater-a review Towards developing a comprehensive Water Security Policy and Strategies in Nigeria View project. Retrieved from <https://www.researchgate.net/publication/267686780>
- Ilstedt, U., Malmer, A., Verbeeten, E., & Murdiyarso, D. (2007). The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: A systematic review and meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 251(1–2), 45–51. Retrieved from [http://gea.unsl.edu.ar/pdfs/cfm2009/Ilstedt et al - review afforestation infiltration tropical - FEM.pdf](http://gea.unsl.edu.ar/pdfs/cfm2009/Ilstedt%20et%20al%20-%20review%20afforestation%20infiltration%20tropical%20-%20FEM.pdf)
- IUCN. (2011). The Bonn Challenge | IUCN. Retrieved October 10, 2018, from <https://www.iucn.org/theme/forests/our-work/forest-landscape-restoration/bonn-challenge>

Jackson, R. B., Jobbágy, E. G., Avissar, R., Roy, S. B., Barrett, D. J., Cook, C. W., Murray, B. C. (2005). Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* (New York, N.Y.), 310(5756), 1944–1947. <https://doi.org/10.1126/science.1119282>

Krishnaswamy, J., Bonell, M., Venkatesh, B., Purandara, B. K., Lele, S., Kiran, M. C., Rakesh, K. N. (2012). The rain–runoff response of tropical humid forest ecosystems to use and reforestation in the Western Ghats of India. *Journal of Hydrology*, 472–473, 216–237. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2012.09.016>

Laestadius, L., Maginnis, S., Minnemeyer, S., Potapov, P. V, Reyter, K., & Saint-Laurent, C. (2015). Sparing grasslands: map misinterpreted. *Science* (New York, N.Y.), 347(6227), 1210–1211. <https://doi.org/10.1126/science.347.6227.1210-b>

Lassabatère, L., Angulo-Jaramillo, R., Soria Ugalde, J. M., Cuenca, R., Braud, I., & Haverkamp, R. (2006). Beerkan Estimation of Soil Transfer Parameters through Infiltration Experiments—BEST. *Soil Science Society of America Journal*, 70(2), 521. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0026>

Le Maitre, D. C., Scott, D. F., & Colvin, C. (1999). A review of information on interactions between vegetation and groundwater. *Water SA*, 25, 137–152. Retrieved from <http://www.wrc.org.za>

Leite, P. A. M., Souza, E. S.de, Santos, E. S.dos, Gomes, R. J., Cantalice, J. R., & Wilcox, B. P. (2018). The influence of forest regrowth on soil hydraulic properties and erosion in a semiarid region of Brazil. *Ecohydrology*, 11(3), e1910. <https://doi.org/10.1002/eco.1910>

Liu, W., Wei, X., Fan, H., Guo, X., Liu, Y., Zhang, M., & Li, Q. (2015). Response of flow regimes to deforestation and reforestation in a rain-dominated large watershed of subtropical China. *Hydrological Processes*, 29(24), 5003–5015. <https://doi.org/10.1002/hyp.10459>

Lyne, V., & Hollick, M. (1979). *Stochastic Time-Variable Rainfall-Runoff Modeling*. Australia: Proceedings of the Hydrology and Water Resources Symposium, Perth.

Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2012). A Global Assessment of the Water Footprint of Farm Animal Products. *Ecosystems*, 15(3), 401–415. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9517-8>

Mendes, J. C. T. (2012). Alternativas de colheita de *Eucalyptus* e seus impactos no solo e na vegetação nativa em processo de regeneração num plantio abandonado. Universidade de São Paulo. <https://doi.org/10.11606/T.11.2012.tde-04012013-104545>

Moster, C., Lima, W. D. P., Zakia, M. J. B., & Câmara, C. D. (2003). Determinação do ano hidrológico visando a quantificação do balanço hídrico em microbacias experimentais. *Circular Técnica IPEF*, (197), 1–6.

Neary, D. G., Ice, G. G., & Jackson, C. R. (2009). Linkages between forest soils and water quality and quantity. *Forest Ecology and Management*, 258(10), 2269–2281. Retrieved from https://www.fs.fed.us/rm/pubs_other/rmrs_2009_neary_d002.pdf

Ogden, F. L., Crouch, T. D., Stallard, R. F., & Hall, J. S. (2013). Effect of land cover and use on dry season river runoff, runoff efficiency, and peak storm runoff in the seasonal tropics of Central Panama. *Water Resources Research*, 49(12), 8443–8462. <https://doi.org/10.1002/2013WR013956>

Oliveira, P. T. S., Leite, M. B., Mattos, T., Nearing, M. A., Scott, R. L., Oliveira Xavier, R., Wendland, E. (2017). Groundwater recharge decrease with increased vegetation density in the Brazilian cerrado. *Ecohydrology*, 10(1), 1–8. <https://doi.org/10.1002/eco.1759>

Oliveira, R. S., Bezerra, L., Davidson, E. A., Pinto, F., Klink, C. A., Nepstad, D. C., & Moreira, A. (2005). Deep root function in soil water dynamics in cerrado savannas of central Brazil. *Functional Ecology*, 19(4), 574–581. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2005.01003.x>

Peña-Arancibia, J. L., Bruijnzeel, L. A., Mulligan, M., & Van Dijk, A.I.J.M. (2019). Forests as ‘sponges’ and ‘pumps’: Assessing the impact of deforestation on dry-season flows across the tropics. *Journal of Hydrology*. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2019.04.064>

Petheram, C., Walker, G., Grayson, R., Thierfelder, T., & Zhang, L. (2002). Towards a framework for predicting impacts of land-use on recharge: 1. A review of recharge studies in Australia. *Soil Research*, 40(3), 397. <https://doi.org/10.1071/SR00057>

Reid, L. M., & Lewis, J. (2004). Rates and implications of rainfall interception in a coastal redwood forest, USDA Forest Service General technical Report, 107–117.

Roa-García, M. C., Brown, S., Schreier, H., & Lavkulich, L. M. (2011). The role of land use and soils in regulating water flow in small headwater catchments of the Andes. *Water Resources Research*, 47(5). <https://doi.org/10.1029/2010WR009582>

Roberts, J. M., Gash, J. H. C., Tani, M., & Bruijnzeel, L. A. (2005). Controls on evaporation in lowland tropical rainforest. In: M. Bonell & L. A. Bruijnzeel (Eds.), *Forests, Water and People in the Humid Tropics* (pp. 287–313). Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511535666.019>

Rodríguez-Suárez, J. A., Soto, B., Perez, R., & Diaz-Fierros, F. (2011). Influence of *Eucalyptus globulus* plantation growth on water table levels and low flows in a small catchment. *Journal of Hydrology*, 396(3–4), 321–326. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.11.027>

Scanlon, B. R., Healy, R. W., & Cook, P. G. (2002). Scanlon et al 2002 recharge methods, (February). <https://doi.org/10.1007/s10040-0010176-2>

Scanlon, B. R., Reedy, R. C., Stonestrom, D. A., Prudic, D. E., & Dennehy, K. F. (2005). Impact of land use and land cover change on groundwater recharge and quality in the southwestern US. *Global Change Biology*, 11(10), 1577–1593. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01026.x>

Scott, D. F., & Lesch, W. (1997). Streamflow responses to afforestation with *Eucalyptus grandis* and *Pinus patula* and to felling in the Mokobulaan experimental catchments. *Journal of Hydrology*, 199, 360–377.

Scott, D. F., & Smith, R. E. (1997). Preliminary empirical models to predict reductions in total and low flows resulting from afforestation. *Water SA*, 23, 135–140.

Sheil, D. (2018). Forests, atmospheric water and an uncertain future: the new biology of the global water cycle. *Forest Ecosystems*, 5(1), 19. <https://doi.org/10.1186/s40663-018-0138-y>

Sidle, R. C., Sasaki, S., Otsuki, M., Noguchi, S., & Abdul Rahim, N. (2004). Sediment pathways in a tropical forest: Effects of logging roads and skid trails. *Hydrological Processes*, 18(4), 703–720. <https://doi.org/10.1002/hyp.1364>

Silveira, L., Gamazo, P., Alonso, J., & Martí-nez, L. (2016). Effects of afforestation on groundwater recharge and water budgets in the western region of Uruguay. *Hydrological Processes*, 30(20), 3596–3608. <https://doi.org/10.1002/hyp.10952>

Smakhtin, V. U. (2001). Low flow hydrology: a review. *Journal of Hydrology*, 240(3–4), 147–186. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00340-1](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00340-1)

Sophocleous, M. (2002). Interactions between groundwater and surface water: The state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 52–67. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0170-8>

Tobella, A. B. (2016). The importance of tree cover for water resources in semiarid West Africa. Retrieved from https://pub.epsilon.slu.se/13553/1/bargues_tobella_a_160808.pdf

Van Dijk, A.I.J.M., & Keenan, R. J. (2007). Planted forests and water in perspective. *Forest Ecology and Management*, 251(1–2), 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.010>

Waring, R. H., Running, S. W., Waring, R. H., & Running, S. W. (2007). Water Cycle. *Forest Ecosystems*, 19–57. <https://doi.org/10.1016/B978-012370605-8.50007-4>

Wieteska, Z., & Dobkowska, A. (2018). Assessment of the influence of discrepancy of the location of groundwater and surface watersheds on the quantity of calculated renewable resources, exemplified by the p-ix balance region in the warta water region. *Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego*, 471, 185–192. <https://doi.org/10.5604/01.3001.0012.5055>

Winter, T. C. (1999). Relation of streams, lakes, and wetlands to groundwater flow systems. *Hydrogeology Journal*, 7(1), 28–45. <https://doi.org/10.1007/s100400050178>

Zhang, L., Dawes, W. R., & Walker, G. R. (2001). Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, 37(3), 701–708. <https://doi.org/10.1029/2000WR900325>

Zimmermann, B., Elsenbeer, H., & De Moraes, J. M. (2006). The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: Implications for runoff generation. *Forest Ecology and Management*, 222(1–3), 29–38. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2005.10.070>

APÊNDICES

APÊNDICE A.

A evapotranspiração potencial (ETP) foi obtida por meio da aplicação da equação de Penman - Monteith parametrizado pela FAO (Allen & Pereira, 1998). As variáveis empregadas no método foram saturação de vapor, radiação, fluxo de calor, constante psicrométrica, temperatura, velocidade do vento, e pressão de vapor do ar, sendo obtidas na estação meteorológica da EECFI.

$$ETP = \frac{0,408 * s * (SR - G) + \gamma * \frac{900}{T + 273} * u_2 * DVP}{s + \gamma * (1 + 0,34 * u_2)}$$

Em que: ETP é a evapotranspiração potencial (mm d⁻¹), s é a tangente a curva de saturação de vapor [kPa °C⁻¹], SR é o saldo de radiação (MJ m⁻² d⁻¹), G é o fluxo de calor no solo (MJ m⁻² d⁻¹), γ é a constante psicrométrica (kPa °C⁻¹), T é a temperatura média do ar (°C), u₂ é a velocidade do vento medida a dois metros da superfície do solo (m s⁻¹), DPV é o déficit de pressão de vapor do ar (kPa).