Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"

O papel da vegetação florestal secundária nas funções e processos hidrológicos em bacias agrícolas

Aline Aparecida Fransozi

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

Piracicaba
2020

Aline Aparecida Fransozi
Engenheira Florestal

O papel da vegetação florestal secundária nas funções e processos hidrológicos em bacias agrícolas

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

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

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

Piracicaba
2020

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

Fransozi, Aline Aparecida

O papel da vegetação secundária nas funções e processos hidrológicos em bacias agrícolas / Aline Aparecida Fransozi. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2020.

92 p.

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

1. Infiltração 2. Regeneração natural 3. Modelagem hidrológica 4. Pastagem I. Título

À todos que que deixaram um pouquinho de si na minha trajetória,

Aos meus amados pais **Jesus** e **Marinalva**,

pelo carinho, apoio e principalmente inspiração

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Ao professor Dr. Sílvio Frosini de Barros Ferraz, por ter me acompanhado desde o início dessa caminhada, ainda na graduação. Pela sabedoria em guiar os meus passos com empatia e paciência (muita) nos momentos difíceis e com incentivos a me dasafiar nos momentos em que me fortaleci.

À Dra. Carolina Bozetti Rodrigues, por todo o seu altruísmo em compartilhar o conhecimento hidrológico de forma tão espontânea. Eu agradeço por todos esse anos de convivência que só me trouxeram bons aprendizados. E também à Dra. Lara Gabrielle Garcia, que foi um apoio de importância imensurável para esse trabalho. Obrigada pelas conversas, desabafos, desafios, desesperos, risadas e inseguranças compartilhadas.

Ao professor Dr. Miguel Cooper e toda a sua equipe, que compartilharam o conhecimento, toda a estrutura do Laboratório de Física do Solo e principalmente o entusiasmo que viabilizaram esse trabalho desde o início.

Ao professor Dr. Pedro Henrique Santin Brancalion, que guiou o trabalho por caminhos ainda não explorados e me mostrou novas perspectivas.

Ao professor Dr. Luiz Antonio Martinelli, por disponibilizar o Laboratório de Ecologia Isotópica e contribuir na discussão dos resultados.

Aos professores Drs. Paulo Guilherme Molin, Sergius Gandolfi e Maria José Brito Zakia, pelas preciosas contribuições na banca de qualificação, que ajudaram de forma fundamental no desenvolvimento deste trabalho.

Ao professor Dr. Ulrik Ilstedt, pela confiança em me receber na Swedish University of Agricultural Sciences. Agradeço a disposição em compreender o trabalho e contribuir para a sua melhoria.

Um agradecimento especial ao meu companheiro de campo Sebastian Balbin Betancur, por ter transformado um trabalho pesado em algo divertido e cheio de boas histórias para a posteridade.

Às pessoas hidrologicamente sensíveis que já passaram pelo Laboratório de Hidrologia Florestal e deixaram sua marca no meu trabalho através das inúmeras discussões que tivemos entre um café e outro. Agradeço às pessoas que foram

companhia constante durante o doutorado: Lara, Carol, Carla Chiles, Katherine, Matheus, Diana, Carla Cassiano, Renata, Lucilene, Crislaine e Sérgio.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pesssoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudos concedida nos primeiros meses do doutorado e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pela concessão da bolsa de estudos de doutorado direto (Processo n° 2015/23719-6) e pela bolsa BEPE (Processo n° 2018/21562-0).

À minha incrível família, sobretudo aos meus pais, que sempre me guiaram pelo exemplo e me inspiram a buscar o mundo. Um agradecimento especial à minha mãe, mulher guerreira e minha ídola maior, que nunca poupou esforços para me ver alcançar o que eu queria. Ao meu companheiro de vida, Rafael Massolla. Obrigada por ter tornado essa jornada mais leve e divertida. Por estar comigo em todos os momentos e ser paciente quando foi preciso. Só tenho amor e gratidão.

“Saiu o Semeador a semear
Semeou o dia todo
e a noite o apanhou ainda
com as mãos cheias de sementes.
Ele semeava tranquilo
sem pensar na colheita
porque muito tinha colhido
do que outros semearam.
Jovem, seja você esse semeador
Semeia com otimismo
Semeia com idealismo
as sementes vivas
da Paz e da Justiça”

Cora Coralina (Mascarados)

SUMÁRIO

RESUMO **9**

ABSTRACT **10**

1. INTRODUÇÃO **11**

REFERÊNCIAS **13**

2. PERMEABILIDADE DO SOLO EM PASTAGENS CONVERTIDAS PARA FLORESTA SECUNDÁRIA NA REGIÃO TROPICAL **15**

2.1. INTRODUÇÃO 16
2.2. LEVANTAMENTO DE LITERATURA E PROCESSAMENTO DOS DADOS 18
2.3. RESULTADOS 19
2.3.1. O que foi medido? *19*
2.3.1. A condição física do solo e o processo de infiltração *21*
2.4. DISCUSSÃO: INFLUÊNCIA DA FLORESTA NA PERMEABILIDADE DO SOLO 22
2.5. CONCLUSÕES 24
REFERÊNCIAS 25

3. RECUPERAÇÃO DE SOLOS DEGRADADOS SOB PASTAGENS EXTENSIVAS AO LONGO DE 50 ANOS DE REGENERAÇÃO NATURAL **28**

RESUMO **28**

ABSTRACT **28**

3.1. INTRODUÇÃO 29
3.2. MATERIAL E MÉTODOS 32
3.2.1. Área de estudo *32*
3.2.2. Amostragem de dados *34*
3.2.3. Propriedades físicas do solo *37*
3.2.4. Análise das fontes de carbono do solo *37*
3.2.5. Estrutura da floresta *39*
3.2.6. Análises estatísticas *39*
3.3. RESULTADOS 40
3.3.1. Recuperação das propriedades do solo e do processo de infiltração de pastagens pela floresta secundária *40*
3.3.2. Fatores de influência no processo de infiltração *41*
3.4. DISCUSSÃO 43
3.5. CONCLUSÕES 47
REFERÊNCIAS 48

4. SIMULAÇÃO DE EFEITOS HIDROLÓGICOS DA IDADE DA FLORESTA SECUNDÁRIA EM BACIA HIDROGRÁFICA AGRÍCOLA **54**

RESUMO **54**

ABSTRACT **54**

4.1. INTRODUÇÃO 55
4.2. MATERIAL E MÉTODOS 58
4.2.1. Área de estudo *58*
4.2.2. Relevo e solos *59*
4.2.3. Uso do solo *60*
4.2.4. Monitoramento de vazão e precipitação *61*
4.2.5. Simulações hidrológicas *62*

4.2.6. Calibração e validação *69*
4.2.7. Simulação de cenários de mudança de uso do solo *70*
4.2.8. Análise dos resultados *73*
4.3 RESULTADOS 74
4.4 DISCUSSÃO 78
4.5 CONCLUSÕES 81
REFERÊNCIAS 82
APÊNDICES 90

RESUMO

O papel da vegetação secundária nas funções e processos hidrológicos em bacias agrícolas

O reconhecimento da floresta como geradora de benefícios para os seres humanos tem gerado diversas iniciativas para a restauração florestal em todo o mundo. Esses benefícios incluem os relacionados à água, que inclusive tem servido de bandeira para incentivar projetos em áreas agrícolas degradadas como pastagens. Existe uma expectativa de que essas novas florestas provenham produtos e serviços no mesmo nível que florestas antigas. No entanto, a relação floresta-água é complexa e ainda não totalmente compreendida. Apesar dos benefícios, existem *trade-offs* que precisam ser considerados em decisões de manejo. Geralmente, a floresta diminui a produção de água na bacia quando comparada à vegetação de menor porte, mas oferece outros benefícios como a contenção das vazões máximas e uma possível regulação das vazões mínimas, dependendo das condições climáticas. Além disso, a floresta tem um reconhecido papel na manutenção da qualidade da água, ao aumentar as taxas de infiltração e evitar o escoamento superficial, diminuindo a erosão e a quantidade de sedimentos. Considerando o exposto, esse trabalho teve como objetivo estudar os efeitos hidrológicos da conversão de pastagem degradada para floresta e de seu crescimento. De forma geral, a revisão verificou que a floresta secundária é capaz de melhorar as propriedades físicas e a permeabilidade do solo quando implantada em áreas de pastagem, mas só atinge o nível de florestas de referência com no mínimo 20 anos. Apesar de a floresta ser a ferramenta escolhida para recuperar pastagens degradadas em políticas públicas brasileiras, existem poucos trabalhos realizados no Brasil medindo o processo de infiltração em campo nessa conversão, e nenhum na Mata Atlântica. O trabalho desenvolvido na Mata Atlântica concluiu que a floresta secundária originada de regeneração natural foi capaz de melhorar as propriedades do solo e o processo de infiltração em pastagens degradadas, mas também só atingiu o nível de referência na classe de 21 -38 anos. A Idade da floresta foi identificada como um fator importante que é essencial considerar o tempo em projetos que contemplem a recuperação de processos e funções relacionadas à água e solo. Na escala de bacia hidrográfica, todos os índices hidrológicos (vazão média, mínima, máxima, deflúvio e índice de fluxo base) diminuíram após a conversão de pastagem degradada para floresta e se mantiveram estáveis com o avanço da idade da floresta, o que pode indicar que a floresta mensurada e utilizada nas simulações pode não ter atingido o estágio de maturidade.

Palavras-chave: Infiltração, Regeneração natural, Modelagem hidrológica, Pastagem

ABSTRACT

The role of secondary vegetation on hydrological functions and processes in agricultural watersheds

The forest recognition as a source of benefits for humans has generated a number of forest restoration initiatives around the world. These benefits include those related to water, which had been flag to encourage projects in degraded agricultural areas such as pastures. These young forests are expected to offer products and services at the same level as old forests. However, the forest-water relationship is complex and not yet fully understood. Despite the benefits, there are trade-offs that need to be considered in management decisions. Generally, the forest decreases water production in the basin compared to smaller vegetation, but offers other benefits such as the containment of maximum flows and possible regulation of minimum flows, depending on climate conditions. In addition, the forest has a recognized role in maintaining water quality by increasing infiltration rates and preventing runoff, reducing erosion and sediment amount. Considering the above, this work aimed to study the hydrological effects of the conversion of degraded pasture to forest and its growth. Overall, the review found that secondary forest is able to improve physical properties and soil permeability when planted in pasture areas, but only reaches the level of reference forests at least 20 years after regeneration. Although the forest is the tool chosen to recover degraded pastures in Brazilian public policies, there are few studies conducted in Brazil measuring the infiltration process at field in this conversion, and none in the Atlantic Forest. The work developed in the Atlantic Forest concluded that secondary forest originated from natural regeneration was able to improve soil properties and infiltration process in degraded pastures, but also only reached the reference level in the 21-38 year class. Forest age has been identified as an important factor and is essential to consider time in projects that address the recovery of water and soil. In the watershed scale, all hydrological indices (average flow, minimum flow, maximum flow, discharge, and base flow index) decreased after conversion from degraded pasture to forest and remained stable with advancing forest age, which may indicate that the forest measured and used in the simulations may not have reached the maturity stage.

Keywords: Infiltration, Natural regeneration, Hydrological modeling, Pasture

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso essencial que afeta todo o modo de vida aonde ela se encontra disponível. A cobertura florestal é reconhecida por proporcionar diversos serviços hidrológicos, principalmente relacionados a qualidade da água (NEARY; ICE; JACKSON, 2009), além de serviços culturais, manutenção de biodiversidade e da fertilidade do solo, sequestro de carbono e provisão de produtos como fibras e madeira (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2009; GROOT et al., 2010).

Na escala de processos, a floresta é considerada a melhor cobertura para evitar a geração de escoamento superficial. A serrapilheira protege o solo contra o destacamento do solo e a erosão laminar, e a matéria orgânica abundante proporciona uma camada porosa que promove condições ótimas para a infiltração (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). Assim, raramente ocorre escoamento superficial hortoniano no solo florestal (PRITCHETT, 1979), o que evita o arraste de sedimentos para os corpos d'água e mantém a qualidade dos mesmos (ROSEN; LAPHAM, 2008).

Apesar desses inúmeros benefícios, a relação entre a conversão para florestas e os serviços hidrológicos não é direta e depende de processos que ocorrem na escala de bacia hidrográfica envolvendo fatores físicos locais como o clima, a geologia e o solo (BRUIJNZEEL, 2004). Em geral, já foi observada a diminuição da produção de água na bacia quando ocorre a conversão de vegetação de pequeno porte para floresta (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001a; BROWN et al., 2005). Isso se dá principalmente pelo aumento dos processos de interceptação e evapotranspiração, já que as árvores possuem maior área foliar e maior profundidade de raízes. No entanto, também foi observado a diminuição das vazões máximas, o que é considerado um benefício no controle de cheias (CALDER, 2007). O maior consumo de água também pode diminuir as vazões mínimas (FARLEY; JOBBAGY; JACKSON, 2005), mas existem casos em que ocorreu o contrário (BROGNA et al., 2017), o que foi explicado pela melhoria das propriedades físicas do solo.

O entendimento de que a floresta é a melhor cobertura para gerar benefícios, inclusive os relacionados à água, tem incentivado iniciativas de restauração florestal em todo o mundo, como o *Bonn Challenge* (IUCN, 2019), que possui meta de restaurar 350 milhões de hectares ao redor do mundo até 2030, e a iniciativa 20x20 (WRI, 2019), com

meta de restaurar 20 milhões de hectares na América Latina e Caribe. No entanto, os *trade-offs* dessa conversão de uso do solo ainda estão sendo estudados e não se sabe se a cobertura florestal pode atingir um estado de estabilização onde as sinergias sejam otimizadas.

Considerando a complexidade da relação floresta e água, esse estudo propôs estudar os efeitos da conversão de uma pastagem degradada para uma floresta e de seu crescimento nos processos hidrológicos. Para isso, foi estudada a infiltração em uma cronossequencia de florestas secundárias e utilizado um modelo distribuído de base física para simular cenários de conversão e crescimento da floresta em uma bacia hidrográfica.

O segundo capítulo traz uma revisão sobre a recuperação do processo de infiltração após a conversão de pastagens para florestas na região tropical, abordando o que normalmente é mensurado para verificar as modificações desejadas e a floresta como uma ferramenta para recuperar solos degradados. Nessa revisão, foi identificado um *gap* de estudos sobre infiltração em florestas originadas por regeneração natural na Mata Atlântica, o que é apresentado no terceiro capítulo.

O trabalho de campo proposto para o terceiro capítulo foi realizado em fragmentos de floresta secundária, em uma cronossequencia de 8 a 54 anos na bacia do rio Corumbataí, em Rio Claro, onde o processo de infiltração foi estudado em conjunto com outras variáveis para identificar o que poderia influênciá-la.

Os dados obtidos em campo foram utilizados no quarto capítulo para simular cenários de conversão de uso do solo (de pastagem degradada para floresta) e de envelhecimento da floresta em um modelo hidrológico calibrado e validado na bacia hidrográfica do ribeirão dos Marins, em Piracicaba.

Os resultados permitiram compreender como a floresta pode modificar as propriedades do solo e alterar processos hidrológicos na escala local e de bacia hidrográfica. Esses resultados podem auxiliar a compreender o que se pode esperar da floresta enquanto ferramenta de restauração e geradora de benefícios e, principalmente, como podemos manejá-la de forma que seus benefícios sejam otimizados.

REFERÊNCIAS

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do Solo. 9. ed. [s.l: s.n.]

BROGNA, D. et al. How does forest cover impact water flows and ecosystem services? Insights from “real-life” catchments in Wallonia (Belgium). Ecological Indicators, v. 72, p. 675–685, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.011>.

BROWN, A. E. et al. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. Journal of Hydrology, v. 310, n. 1–4, p. 28–61, 2005.

BRUIJNZEEL, L. A. Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees? Agriculture, Ecosystems and Environment, v. 104, n. 1, p. 185–228, 2004.

CALDER, I. R. Forests and water—Ensuring forest benefits outweigh water costs. Forest Ecology and Management, v. 251, n. 1–2, p. 110–120, 2007. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112707004719>.

FARLEY, K. A.; JOBBAGY, E. G.; JACKSON, R. B. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. Global Change Biology, v. 11, n. 10, p. 1565–1576, 2005. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>.

GROOT, R. De et al. Chapter 1 Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations., n. March, p. 1–40, 2010. Disponível em: <http://www.teebweb.org/our-publications/teeb-study-reports/ecological-and-economic-foundations/>.

HAINES-YOUNG, R. H.; POTSCHIN, M. B. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. Ecosystems ecology: a new synthesis, p. 31, 2009.

IUCN. The Bonn Challenge. Disponível em: <http://www.bonnchallenge.org/>. Acesso em: 19 set. 2018.

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

PRITCHETT, W. L. **Properties and Management of Forest Soils**. New York: John Wiley, 1979.

ROSEN, M. R.; LAPHAM, W. W. Introduction to the U.S. Geological Survey National Water-Quality Assessment (NAWQA) of ground-water quality trends and comparison to other national programs. **Journal of Environmental Quality**, v. 37, n. SUPPL. 5, p. 190–198, 2008.

WRI. **Initiative 20x20 - Bringing 20 million hectares of degraded land in Latin America and the Caribbean into restoration by 2020.** Disponível em: <https://www.wri.org/our-work/project/initiative-20x20/restoration-commitments#project-tabs>. Acesso em: 18 set. 2019.

ZHANG, L.; DAWES, W. R.; WALKER, G. R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. **Water Resources Research**, v. 37, n. 3, p. 701–708, 2001.

2. PERMEABILIDADE DO SOLO EM PASTAGENS CONVERTIDAS PARA FLORESTA SECUNDÁRIA NA REGIÃO TROPICAL

RESUMO

As pastagens degradadas da região tropical têm se mostrado como oportunidade para o cumprimento das metas de restauração ecológica que foram estabelecidas na última década. Em regiões populosas ou com baixos índices de cobertura florestal, existe uma expectativa de que florestas secundárias originadas da regeneração natural ou de esforços para a restauração estejam aptas para assumir funções ecossistêmicas, principalmente com relação à água. No entanto, pouco foi, de fato, mensurado nessas novas florestas. A relação floresta-água passa obrigatoriamente pelo estudo do solo, já que esse é o meio onde ocorrem os principais processos de redistribuição da água para a superfície terrestre. Essa revisão sintetizou o efeito da conversão de pastagem para florestas secundárias sobre a permeabilidade do solo. A densidade do solo e a porosidade foram destacadas como propriedades físicas utilizadas para caracterizar o solo. A taxa de infiltração e a condutividade hidráulica foram os parâmetros utilizados para mensurar a permeabilidade. Os resultados demonstram que a floresta secundária pode recuperar as propriedades físicas do solo e o processo de infiltração em pastagens degradadas, mas exige um tempo mínimo para que as mudanças sejam efetivas. A revisão apontou escassez de estudos nas florestas brasileiras e a necessidade de investimento em novas pesquisas, as quais devem gerar dados e informações capazes de subsidiar decisões nas regiões onde estão alocados a maior parte dos projetos de restauração atualmente.

Palavras-chave: Infiltração, Restauração, Florestas tropicais, Propriedades físicas do solo

ABSTRACT

Soil permeability in pasture-forest conversion

Degraded pastures in the tropical region have been an opportunity to implement the ecological restoration goals that have been set over the past decade. In low forest cover regions, secondary forests from natural regeneration or restoration efforts are expected to be able to support ecosystem functions, particularly related to water. However, few ecosystem functions were actually measured in these new forests. In the forest-water relationship, an important component that must be studied is the soil, since this is the environment where the main processes of water redistribution to the terrestrial surface happen. This review summarized the effect of conversion from pasture to secondary forest on soil permeability. Soil density and porosity were highlighted as physical properties used to characterize the soil. The infiltration rate and hydraulic conductivity were the parameters used to measure permeability. The results demonstrate that secondary forest can recover soil physical properties and infiltration process in degraded pastures, but requires time for effective changes. The review pointed to the scarcity of studies in Brazilian forests and the need for investment in new research, which should generate data and information able to support decisions in the regions where most restoration projects are currently located.

Keywords: Infiltration, Restoration, Tropical forests, Soil physical properties

2.1. Introdução

As funções hidrológicas que o solo desempenha estão diretamente relacionadas à sua condição física. É a estrutura, definida pelo padrão de arranjo dos materiais sólidos no espaço (BRADY; WEIL, 2013), que determina a capacidade do solo em reter e transmitir a água e substâncias orgânicas e inorgânicas, influenciando, portanto, todas as interações com a flora e a fauna que o utilizam como substrato (LAL, 1991). Um solo em boas condições propicia processos físicos e biológicos como, por exemplo, o desenvolvimento de raízes, ocorrência de trocas gasosas, manutenção da atividade biológica, retenção de carbono,ciclagem de nutrientes e entrada e armazenamento de água (BURGER; KELTING, 1999).

Alterações no uso e manejo do solo afetam a estrutura e modificam o funcionamento do mesmo, por isso propriedades como a densidade, a capacidade de

armazenamento de água, a porosidade e a relação destas com os ciclos biogeoquímicos têm sido estudados para compreender essa dinâmica (ERICKSON; KELLER; DAVIDSON, 2001; MALONEY; GARTEN; ASHWOOD, 2008). Algumas propriedades do solo são estáticas (ou resistentes às mudanças de uso e manejo) e outras variam ao longo do tempo (ou são menos resistentes às mudanças), algumas vezes são irreversíveis e, quando podem ser recuperadas, variam em relação às taxas de recuperação (SCHOENHOLTZ; MIEGROET; BURGER, 2000). Estas mesmas propriedades, vulneráveis a alterações no uso do solo, determinam a quantidade e a velocidade da água que entrará no mesmo, como ficará retida e como será liberada para os rios ao longo do ano. Assim, o solo é um componente chave a ser considerado em estudos sobre a água, já que desempenha um papel regulador da disponibilidade dela.

É esperado que, sob cobertura florestal, o solo esteja em boas condições de funcionamento propiciadas pelo crescimento das raízes e aumento de macroporos (BEST et al., 2003), além de sucessivos ciclos de decomposição da matéria orgânica, que funciona como agente cimentante e estabilizante dos agregados do solo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). Com base nisto, recentemente, após um histórico de desmatamento, exploração e uso intensivo do solo em regiões tropicais, grandes metas de conversão de áreas agrícolas para floresta têm sido estabelecidas por meio da restauração ecológica (ARONSON; ALEXANDER, 2013), como o *Bonn Challenge* (IUCN, 2019), com meta de 350 milhões de hectares ao redor do mundo até 2030, e a iniciativa 20x20, com meta de 20 milhões de hectares na América Latina e Caribe (WRI, 2019). Na região sudeste do Brasil, a maior parte das áreas a serem restauradas podem estar sob cobertura de pastagens ou abandonadas, e possuem diferentes potenciais de regeneração natural (RODRIGUES et al., 2011) que podem ser aproveitados para a restauração passiva. As florestas secundárias decorrentes desse processo interferem nas propriedades do solo (PENUELA; DREW, 2004; MALONEY; GARTEN; ASHWOOD, 2008; PAUL et al., 2010), sendo observada tendência de diminuição da densidade aparente e aumento da porosidade (PAUL et al., 2010; RODRIGUES NOGUEIRA JR. et al., 2011), provavelmente devido a maior abertura de poros resultante do crescimento e morte das raízes (BEVEN; GERMANN, 2013). No entanto, medidas diretas dos processos que indicam o movimento da água no solo ainda são escassas e o tempo necessário

para que o desenvolvimento da floresta seja percebido no condicionamento do solo é altamente variável.

Assim, diante das grandes metas de restauração e do aumento de cobertura por florestas secundárias que vem sendo observado nos trópicos, é fundamental estudar os processos hidrológicos no solo ao longo do crescimento das novas florestas para compreender os efeitos da cobertura florestal sobreos processos hidrológicos. Desta forma, este capítulo tem como objetivos:

–Identificar os principais parâmetros utilizados para mensurar a estrutura do solo;

–Sintetizar dados físicos de solos e do processo de infiltração obtidos em estudos desenvolvidos em florestas secundárias em regiões tropicais;

–Identificar lacunas de conhecimento;

2.2. Levantamento de literatura e processamento dos dados

A revisão foi construída a partir de estudos que avaliaram a permeabilidade do solo na conversão de pastagens para floresta com o objetivo de restauração ecológica. A busca foi realizada nos portais de pesquisa *Web of Science* (WOS) e *Scientific Electronic Library Online* (Scielo) até dezembro de 2018. Foram utilizadas as seguintes palavras-chave: hydraulic conductivity; permeab?; infilt? Soil hydraulic properties e tropical forest. Foram excluídos estudos cujo uso do solo anterior não era pastagem e que não tiveram objetivo de restauração, estudos que não executaram coletas dos indicadores em campo, bem como os que não possuem floresta de referência nas comparações. Para cada trabalho selecionado, foram extraídas as seguintes informações: país, tipo florestal, idade da floresta e parâmetro mensurado.

Os parâmetros densidade do solo, porosidade e taxa de infiltração/condutividade hidráulica foram processados para estimar a taxa de resposta logarítmica (TRL) usando a equação (1) (HEDGES; GUREVITCH; CURTIS, 1999):

$$TRL = \ln \frac{Xus}{Xref} \qquad (1)$$

Em que Xus é o valor do parâmetro no uso do solo que se deseja comparar, no caso pastagem ou floresta secundária em variadas idades, e Xref é o valor do parâmetro mensurado na floresta de referência. A TRL é recomendada para esse tipo de análise porque a aplicação do logarítimo padroniza e melhora a distribuição (HEDGES;

GUREVITCH; CURTIS, 1999). Para facilitar a interpretação dos resultados, a TRL foi transformada em Porcentagem de Mudança (PM) usando a equação (2)(BASCHE; DELONGE, 2017):

$$PM = [EXP(TRL)-1] * 100 \quad (2)$$

Após esse processamento, a porcentagem de mudança foi organizada em gráficos de distribuição de frequência agrupadas nas seguintes classes: Pastagem; Floresta secundária com 0 a 20 anos; Floresta secundária com mais de 20 anos e Floresta de referência.

A taxa de infiltração e a condutividade hidráulica saturada foram unidas para efeito de análise nesse trabalho. Essa definição foi adotada devido ao fato de que os dois parâmetros indicam o mesmo processo. Além disso, na fase estável de ambas as curvas, ou seja, quando o solo está em condições de saturação, os parâmetros expressam valores similares.

2.3. Resultados

2.3.1. O que foi medido?

Seguindo os critérios descritos, foram selecionados 8 trabalhos que estudaram a permeabilidade do solo em florestas tropicais secundárias em variados tipos de solos. O solo não foi utilizado como critério de separação de dados nesse trabalho devido à pequena quantidade amostral. Os trabalhos foram realizados em sua maior parte na América Latina, sendo 3 na Costa Rica, 2 no Brasil (Amazônia), 1 no México, 1 no Panamá e 1 na Austrália (Figura 1), denotando ausência de trabalhos nos diferentes tipos florestais encontrados no mundo.

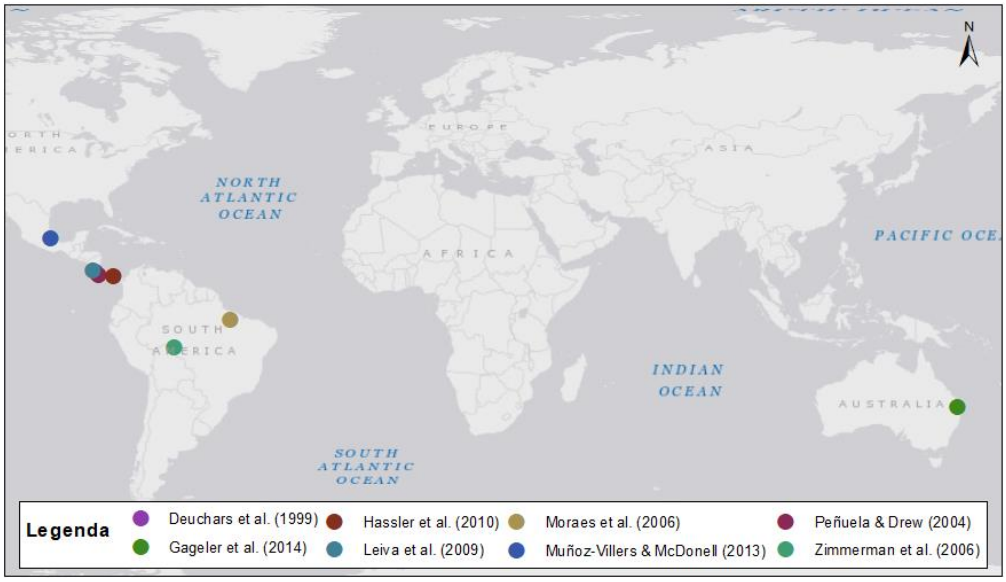

Figura 1. Localização dos trabalhos selecionados na revisão.

A idade das florestas secundárias variou de 0 a 60 anos, sendo que em 85% das amostras a idade avaliada era de até 20 anos. A condutividade hidráulica saturada (4 trabalhos) e a taxa de infiltração (4 trabalhos) foram os parâmetros utilizados para mensurar a permeabilidade. Outros parâmetros auxiliares foram mensurados, dos quais se destacaram como parâmetros físicos a densidade do solo e a porosidade (Tabela 1).

Tabela 1. Parâmetros mensurados nos trabalhos selecionados, o valor entre parênteses indica a quantidade de vezes em que o parâmetro foi medido.

Parâmetro mensurado	**Referências**					
Biomassa de raízes finas (1)	Gageler et al. (2014)					
Densidade de minhocas (1)	Peñuela & Drew (2004)					
Densidade de raízes (1)	Peñuela & Drew (2004)					
Matéria orgânica do solo (1)	Deuchars et al. (1999)					
Porosidade (2)	Muñoz-Villers & McDonnell (2013)	Leiva et al. (2009)				
Carbono orgânico do solo (3)	Peñuela & Drew (2004)	Hassler et al. (2010)	Gageler et al. (2014)			
Condutividade hidráulica do solo (4)	Muñoz-Villers & McDonnell (2013)	Hassler et al. (2010)	Moraes et al (2006)	Leiva et al. (2009)		
Taxa de infiltração (4)	Peñuela & Drew (2004)	Zimmermann et al. (2006)	Deuchars et al. (1999)	Gageler et al. (2014)		
Densidade do solo (6)	Muñoz-Villers & McDonnell (2013)	Peñuela & Drew (2004)	Deuchars et al. (1999)	Hassler et al. (2010)	Gageler et al. (2014)	Leiva et al. (2009)

2.3.1. A condição física do solo e o processo de infiltração

Os trabalhos mostraram que ocorre melhora na densidade do solo, quando há conversão da pastagem para a floresta secundária, mas essa ainda não atinge o nível observado na floresta de referência. Mesmo em florestas nativas com idade acima de 20 anos, a mediana da densidade esteve 53,5% acima da referência (Figura 2). Já a porosidade do solo melhorou com a idade da floresta, chegando ao nível da referência nas florestas secundárias com mais de 20 anos. Não houve amostras suficientes para análise da porosidade na pastagem.

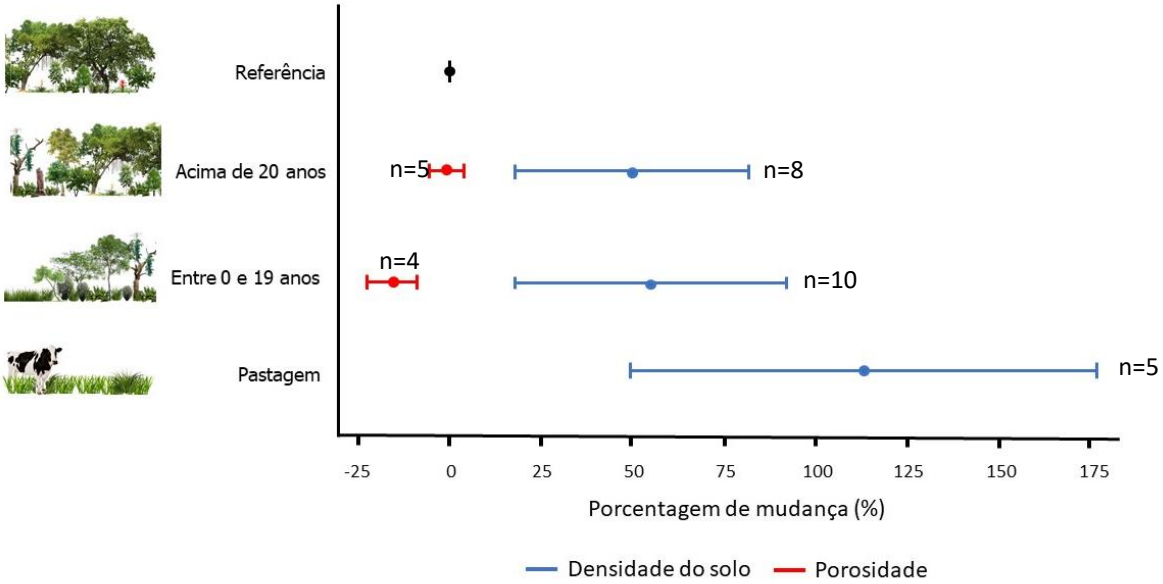

Figura 2. Mudança da densidade do solo e da porosidade em relação à floresta de referência (valor 0). As barras representam o segundo e terceiro quartil e o ponto representa a mediana.

Houve melhora na permeabilidade do solo com o tempo, mas a mudança mais expressiva ocorreu nas florestas com mais de 20 anos de idade, sendo que em algumas o nível atingiu o valor de referência (Figura 3).

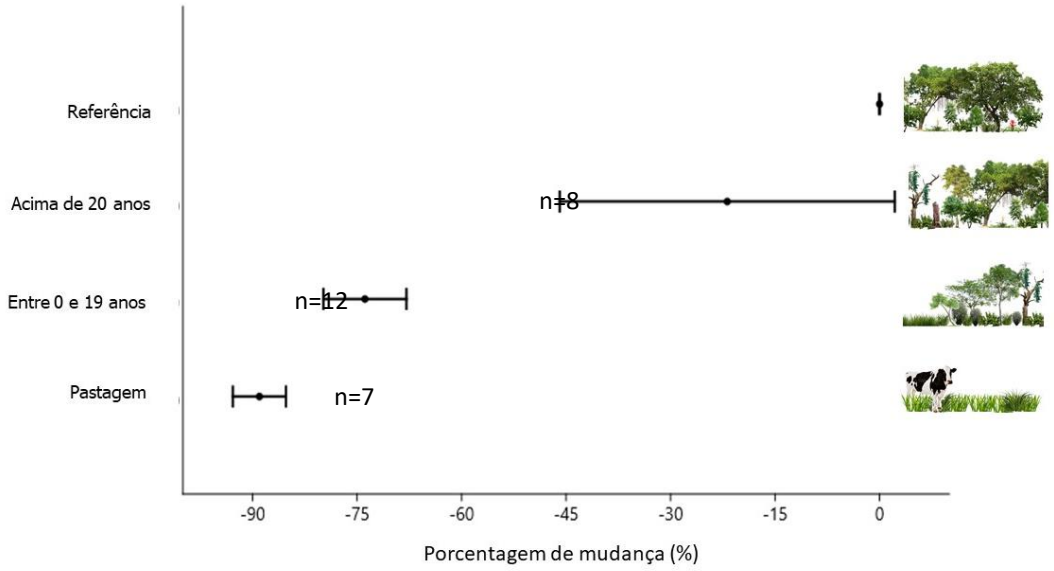

Figura 3. Variação da permeabilidade do solo em relação à floresta de referência (valor 0). As barras representam o segundo e terceiro quartil e o ponto representa a mediana.

2.4. Discussão: influência da floresta na permeabilidade do solo

Apesar das diferenças observadas na densidade do solo entre as idades, houve grande variação nas observações dentro da mesma classe de idade, mostrando a variabilidade observada nos dados experimentais. Poucos trabalhos mensuraram índices que envolvem a interação do solo com a fauna e a flora, como densidade de raízes e minhocas, o que poderia auxiliar a compreender a dinâmica de condicionamento do solo com o desenvolvimento da floresta, já que estes desempenham papel fundamental nesse processo.

É importante salientar que o n amostral para a porosidade foi menor que para a densidade, o que pode ter interferido na amplitude dos dados. Ainda assim, a diminuição da densidade e o aumento da porosidade observados demonstram que ocorre um condicionamento do solo com o avanço da idade da floresta. O solo é composto por sólidos, ar e água, e a forma como esses elementos se distribuem no espaço é o que determina se ele está funcional quanto a sua capacidade de reter e transmitir fluídos e permitir o desenvolvimento de raízes (LAL, 1991). Para os processos hidrológicos, é essencial que a camada superficial do solo esteja porosa, mas coesa e estável, ou seja, que o espaço esteja bem distribuído entre sólidos e ar, de forma que a

água permeie pelo espaço vazio sem desestruturar a parte sólida (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). A matéria orgânica e a interação com organismos assumem um papel essencial nesse processo. Os organismos são responsáveis pela criação dos espaços vazios por meio do movimento de macroinvertebrados e crescimento de raízes e hifas, que também liberam exudatos e envolvem as partículas (BRONICK; LAL, 2005). A matéria orgânica decorrente desses processos funciona como um agente cimentante entre partículas, auxiliando na coesão dos agregados do solo. Assim, com o avanço da idade da floresta, maiores são as oportunidades para que essas interações ocorram e, portanto, isso explica a mudança das propriedades estudadas ao longo do tempo.

A permeabilidade do solo está diretamente relacionada à essas propriedades, pois é dependente dos espaços vazios do solo e de como esses estão conectados. A infiltração é um processo-chave no ciclo, pois permite que a água seja armazenada no solo e redistribuída para o crescimento das plantas na forma de evapotranspiração e para os corpos d'água na forma de vazão nos rios. Os grandes projetos de restauração ecológica que possuem a água como bandeira confiam na capacidade da floresta em recuperar as condições de infiltração do solo, o que foi, de fato, demonstrado nessa revisão na conversão de pastagens para florestas secundárias. No entanto, a floresta necessita de um tempo para promover o condicionamento do solo, que pode ser muito variável e dependente de inúmeros fatores locais como uso anterior, matriz, tipo de restauração etc. Assim, parece ser razoável admitir um tempo mínimo de 20 anos para obter os benefícios que a floresta traz para os processos hidrológicos que ocorrem no solo.

Atualmente, diversos métodos têm sido utilizados na restauração ecológica na tentativa de acelerar a recuperação dos processos, entre eles o plantio de mudas, a adubação verde e química e o controle de plantas daninhas (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Esses métodos têm como objetivo principal o ganho de biomassa e o fechamento do dossel, mas ainda não se sabe se o mesmo é válido para os processos hidrológicos, principalmente pelo fato de que, em algumas situações, esses métodos são mecanizados, o que pode afetar a estrutura e compactar o solo, anulando ou diminuindo o efeito do desenvolvimento da floresta onde passa o rodado (LOZANO-BAEZ et al., 2019).

Dos trabalhos selecionados para a revisão, apenas 2 foram realizados no Brasil, e ambos na Amazônia. Não foi encontrado nenhum trabalho realizado na Mata Atlântica, apesar deste ser o bioma com a menor porcentagem de vegetação original e onde se concentram as principais iniciativas de restauração no país. Além disso, a região também apresenta alta concentração populacional e industrial e, portanto, alta demanda por água. Ter áreas mais permeáveis traria diversos benefícios como a diminuição da erosão e assoreamento das represas, aumentando a capacidade útil das mesmas, além da melhoria na qualidade da água, que é queixa constante e vem apresentando alto custo de tratamento para ser atingida.

As áreas de pastagem no Brasil são caracterizadas pela baixa produtividade (STRASSBURG et al., 2014) e se reconhece que converter parte dessas áreas para floresta é uma das ferramentas das boas práticas de manejo para a água e o solo, mas é necessário considerar que a água interage com toda a paisagem, ou seja, o efeito do uso do solo é distribuído em na bacia hidrográfica e não apenas onde se converteu para floresta, sendo fundamentalconsiderar a bacia hidrográfica como um todo, incluindo o que está sendo feito na área agrícola em termos de conservação de solo. Assim, estudos que estabeleçam uma ponte entre o processo local (infiltração) e o processo na escala de uso (rio - bacia hidrográfica) são essenciais para subsidiar decisões em projetos de restauração. Por isso dados primários de infiltração assumem importância ao sustentar modelagens e simulações hidrológicas e são extremamente necessários no contexto citado.

2.5. Conclusões

A revisão permitiu identificar que a densidade do solo e a porosidade são os parâmetros mais comumente mensurados para caracterizar a condição física do solo. A permeabilidade do solo foi caracterizada pela taxa de infiltração ou pela condutividade hidráulica por meio de diversos métodos de campo e de laboratório. A floresta secundária foi capaz de melhorar as propriedades físicas e a permeabilidade do solo quando implantada em áreas de pastagem, mas só atingiu o nível de permeabilidade de florestas de referência com no mínimo 20 anos. Apesar de a floresta ser a ferramenta escolhida para recuperar pastagens degradadas em políticas públicas brasileiras,

existem poucos trabalhos realizados no Brasil medindo o processo de infiltração em campo nessa conversão, e nenhum na Mata Atlântica. Ter esse tipo de informação é essencial para subsidiar futuros projetos e planejar as ações de manejo de forma integrada com a agricultura.

REFERÊNCIAS

ARONSON, J.; ALEXANDER, S. Ecosystem restoration is now a global priority: Time to roll up our sleeves. Restoration Ecology, v. 21, n. 3, p. 293–296, 2013.

BASCHE, A.; DELONGE, M. The Impact of Continuous Living Cover on Soil Hydrologic Properties: A Meta-Analysis. Soil Science Society of America Journal, v. 81, n. 5, p. 1179, 2017.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do Solo. 9. ed. [s.l: s.n.]

BEST, A. et al. A critical review of paired catchment studies with reference to seasonal flows and climatic variability. CSIRO Land and Water Technical Report. [s.l: s.n.]

BEVEN, K.; GERMANN, P. Macropores and water flow in soils revisited. Water Resources Research, v. 49, n. 6, p. 3071–3092, 2013.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. Elementos da natureza e propriedades dos solos. [s.l: s.n.]

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Restauração Florestal. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.

BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: A review. Geoderma, v. 124, n. 1–2, p. 3–22, 2005.

BURGER, J. A.; KELTING, D. L. Using soil quality indicators to assess forest stand management. v. 122, p. 155–166, 1999.

ERICKSON, H.; KELLER, M.; DAVIDSON, E. A. Nitrogen oxide fluxes and nitrogen cycling during postagricultural succession and forest fertilization in the humid tropics. Ecosystems, v. 4, n. 1, p. 67–84, 2001.

HEDGES, L. V.; GUREVITCH, J.; CURTIS, P. S. The meta-analyses of response ratios in experimental ecology. Ecology, v. 80, n. 4, p. 1150–1156, 1999.

IUCN. **The Bonn Challenge**. Disponível em: <http://www.bonnchallenge.org/>. Acesso em: 19 set. 2018.

LAL, R. Soil Structure and Sustainability. **Journal of Sustainable Agriculture**, v. 1, n. 4, p. 67–92, 9 jul. 1991. Disponível em: <https://doi.org/10.1300/J064v01n04_06>.

LAL, R. Deforestation and land-use effects on soil degradation and rehabilitation in western Nigeria. I. Soil physical and hydrological properties. **Land Degradation & Development**, v. 7, n. August 1995, p. 19–45, 1996. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1002/(SICI)1099-145X(199603)7:1%3C19::AID-LDR212%3E3.0.CO%5Cn2-M>.

LOZANO-BAEZ, S. E. et al. Recovery of soil hydraulic properties for assisted passive and active restoration: Assessing historical land use and forest structure. **Water (Switzerland)**, v. 11, n. 1, 2019.

MALONEY, K. O.; GARTEN, C. T.; ASHWOOD, T. L. Changes in soil properties following 55 years of secondary forest succession at Fort Benning, Georgia, U.S.A. **Restoration Ecology**, v. 16, n. 3, p. 503–510, 2008.

PAUL, M. et al. Recovery of soil properties and functions in different rainforest restoration pathways. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 10, p. 2083–2092, 2010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.02.019>.

PENUELA, M. C.; DREW, A. P. A model to assess restoration of abandoned pasture in Costa Rica based on soil hydrologic features and forest structure. **Restoration Ecology**, v. 12, n. 4, p. 516–524, 2004.

RODRIGUES NOGUEIRA JR., L. et al. Soil dynamics and carbon stocks 10 years after restoration of degraded land using Atlantic Forest tree species. **Forest Systems**, v. 20, n. 3, p. 536, 2011.

RODRIGUES, R. R. et al. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1605–1613, 2011.

SCHOENHOLTZ, S. H.; MIEGROET, H. Van; BURGER, J. A. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. **Forest Ecology and Management**, v. 138, p. 335–356, 2000. Disponível em:

<file:///D:/Leonor/Ordenamento Potencial da Paisagem de Base Ecológica. Aplicação a Portugal/Aptidao/>.

STRASSBURG, B. B. N. et al. When enough should be enough : Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 28, p. 84–97, 2014.

WRI. **Initiative 20x20 - Bringing 20 million hectares of degraded land in Latin America and the Caribbean into restoration by 2020.** Disponível em: <https://www.wri.org/our-work/project/initiative-20x20/restoration-commitments#project-tabs>. Acesso em: 18 set. 2019.

3. RECUPERAÇÃO DE SOLOS DEGRADADOS SOB PASTAGENS EXTENSIVAS AO LONGO DE 50 ANOS DE REGENERAÇÃO NATURAL

RESUMO

Em um contexto de disputas por áreas de produção agrícola, onde a ordem é otimizar o planejamento territorial de forma sustentável, parece evidente não haver mais espaço para atividades de baixa produtividade e de alto impacto ambiental. No entando, essas atividades ainda são realidade em grande parte da região tropical e exemplo disso são as pastagens degradadas. A restauração florestal vem sendo utilizada como ferramenta para a recuperação do solo e de processos hidrológicos nessas áreas, tendo inclusive recebido uma grande responsabilidade na oferta de serviços ecossistêmicos em regiões de alta demanda hídrica. No entanto, poucos são os trabalhos que mensuraram processos e funções hidrológicas em áreas sob cobertura de floresta secundária. Esse trabalho teve como objetivo verificar se as florestas secundárias, originadas por regeneração natural no bioma Mata Atlântica, são capazes de recuperar as propriedades do solo e o processo de infiltração em pastagens degradadas. O trabalho foi desenvolvido na bacia hidrográfica do rio Corumbataí, em São Paulo, e avaliou propriedades físicas do solo e a condutividade hidráulica saturada em florestas com idades de 8-16 anos, 16-21 anos, 21-38 anos e 38-54 anos identificadas por meio de imagens aéreas, além de pastagens e florestas de referência. A floresta secundária aumentou a condutividade hidráulica saturada e melhorou a porosidade e a densidade do solo, mas só atingiu os níveis da referência a partir de 21 anos, mostrando que o tempo é um fator importante a ser considerado. Os resultados mostram que a regeneração natural pode ser considerada uma ferramenta efetiva para a recuperação do solo e do processo de infiltração em pastagens degradadas, mas é necessário respeitar o tempo requerido para que interações fauna-flora-solo-água ocorram.

Palavras-chave: Infiltração, Propriedades do solo, Cronossequência, Mata Atlântica

ABSTRACT

In a competitive scenario for agricultural production expansion where the order is to optimize territorial planning in a sustainable manner, it seems evident that there is no more room for activities of low productivity and high environmental impact. However, these activities are still a reality in much of the tropical region and examples of this are degraded pastures. Forest restoration has been used as a tool for the recovery of soil and hydrological processes in these

areas and has also received a great responsibility in the provision of ecosystem services in regions of high water demand. However, there are few studies that measure hydrological processes and functions in areas under secondary forest cover. The objective of this work was to verify if the secondary forests originated by natural regeneration in the Atlantic Forest biome are able to recover the soil properties and the process of infiltration in degraded pastures. The work was carried out in the Corumbataí River basin in São Paulo and evaluated soil physical properties and saturated hydraulic conductivity in forests aged 8-16 years, 16-21 years, 21-38 years and 38-54 years identified through aerial images, as well as pastures and reference forests. The secondary forest improved the infiltration process and soil properties, but reached the reference levels just after 21 years old, highlighting that time is an important factor to be considered in the recovery process. The results show that the passive restoration is an excellent tool for soil and infiltration process recovery in degraded pastures, but we have to assure the time required for fauna-flora-soil-water interactions occur.

Keywords: Infiltration, Soil properties, Cronossequence, Atlantic forest

3.1. Introdução

A recuperação de florestas tropicais vem sendo utilizada como ferramenta estratégica para aumentar a oferta de serviços ecossistêmicos em regiões de alta demanda, sendo a regeneração natural uma estratégia amplamente adotada (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016). As áreas de pastagens degradadas têm apresentado potencial para regeneração nos trópicos (SHIMAMOTO et al., 2018), aumentando o estoque de carbono e a biodiversidade e alterando as propriedades do solo. São áreas de baixa produtividade ou abandonadas que podem ser aproveitadas em iniciativas para a conversão para florestas.

O aumento global da demanda por produtos de origem animal tem evidenciado a necessidade de aumento da eficiência no setor agropecuário (SOTERRONI et al., 2018; BOWMAN et al., 2011; BUSTAMANTE et al., 2012), principalmente na região tropical, onde a atividade ocupa grandes extensões territoriais. No Brasil, o censo agropecuário de 2017 mostra que as pastagens ocupam 45% da área das propriedades destinadas à produção agrícola, o que equivale a 1,59 milhões de quilômetros quadrados ou 18,6% da área total do país (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2017). Apesar dos números altos em área ocupada, o mesmo não é observado em produtividade, que atualmente se encontra entre 32-34% de seu

potencial (STRASSBURG et al., 2014). Atualmente, a maior parte da produção animal no Brasil é baseada no sistema extensivo e de baixa produtividade, com pouco ou nenhum manejo para aumento da produtividade e sob pastagens já degradadas. Além do prejuízo econômico, existem problemas ambientais decorrentes da degradação dos solos, já que esses se tornam compactados, menos permeáveis e susceptíveis à geração de escoamento superficial, o que leva a perdas significativas de solo e à alteração dos processos hidrológicos.

Esse contexto reflete o histórico de ocupação e manejo das pastagens no país, que se iniciou com a retirada da cobertura florestal e implantação de culturas forrageiras de alta produtividade. Com o esgotamento da fertilidade do solo, espécies menos exigentes e, portanto, menos produtivas, começaram a ser introduzidas até chegar ao ponto que mesmo essas não conseguem se desenvolver (ROCHA JUNIOR et al., 2013). A restauração ecológica dessas áreas envolve a conversão do uso do solo da pastagem para vegetação secundária. A ideia de "transição florestal" de Alexander Mather tem sido utilizada para descrever um conjunto de padrões recorrentes sobre grandes transformações envolvendo florestas e sociedades. Baseado nessa ideia, em um primeiro momento as atividades humanas induzem um grande declínio seguido por uma recuperação parcial da cobertura florestal (RUDEL; SCHNEIDER; URIARTE, 2010). Esse padrão foi observado em diversos locais ocupados por um longo período como a Europa e os Estados Unidos (RUDEL et al., 2005). A região tropical tem seguido a mesma tendência (AIDE et al., 2013), após o desmatamento e uso intensivo do solo, grandes metas de restauração ecológica têm sido estabelecidas. Além disso, existe um déficit de áreas a serem restauradas para cumprir a nova lei florestal brasileira (Lei Nacional N. 12.651/2012), que é de aproximadamente 21 milhões de hectares de vegetação nativa (SOARES-FILHO et al., 2014). A possibilidade de incremento na produtividade e a grande extensão territorial fazem das áreas de pastagem uma grande oportunidade para o cumprimento dessas metas de restauração ecológica no Brasil. Atualmente, parte do esforço já está ocorrendo em áreas de pastagem, ou por restauração ativa através do plantio de árvores nativas com alto custo de investimento, ou passivamente, onde o abandono tem permitido a regeneração natural e criado pequenos fragmentos em processo de sucessão secundária.

Uma floresta secundária originada por regeneração natural é fortemente influenciada pelo clima, solo, distúrbios cíclicos, uso do solo anterior, vegetação do entorno e fonte de espécies da região (CHAZDON, 2014). Geralmente, o processo inicia-se em locais dominados por gramíneas e plantas daninhas onde apenas espécies pioneiras conseguem colonizar. Com o crescimento das árvores pioneiras e o sombreamento do solo, as gramíneas e plantas daninhas diminuem e, se houver propágulos chegando, outras espécies podem germinar, iniciando a dinâmica da sucessão florestal. Porém, a sucessão pode estar sob influência de diversos distúrbios e seguir diferentes caminhos ao longo do tempo, incluindo estágios estáveis alternativos (SCHEFFER et al., 2001). As mudanças no solo são esperadas devido aos sucessivos ciclos de decomposição da matéria orgânica e à interação com plantas e fauna, o que afeta a estrutura física do solo e, portanto, modifica o seu funcionamento (LAVELLE et al., 1997).

Entre os objetivos da conversão de uso do solo, é esperado que as novas florestas suportem funções ecossistêmicas relacionadas à proteção do solo e da água, essencialmente devido ao potencial das florestas em promover o processo de infiltração. Nesse contexto, a infiltração é um processo chave a ser estudado porque representa a entrada de água no solo e, portanto, todos os processos subsequentes são dependentes. No entanto, é necessário salientar que os solos de pastagens abandonadas, em geral, estão esgotados e degradados, e os processos hidrológicos dependem, fundamentalmente, das condições do solo (BRUIJNZEEL, 2004). Dessa forma, não se pode esperar que os processos hidrológicos voltem a funcionar imediatamente, e o tempo requerido para que as novas florestas em processo de sucessão secundária condicionem o solo no mesmo nível que florestas antigas ainda é pouco estudado.

A sucessão florestal pressupõe o acúmulo de biomassa, com uma estrutura aérea e subterrânea se desenvolvendo e interagindo com a fauna e com os elementos abióticos, como o solo e a água, ao longo do tempo. No solo, essas interações resultam na estruturação do solo, que é a forma como as partículas sólidas estão distribuídas no espaço (BRADY; WEIL, 2013). Isso ocorre basicamente por meio da decomposição da matéria orgânica, que funciona como um agente cimentante entre as partículas; da produção de exudatos de raízes e hifas, que auxiliam na formação de agregados; e da

movimentação de invertebrados e crescimento e morte de raízes, que criam a porosidade. Sucessivos ciclos dessas interações geram um solo bem estruturado e a estrutura é diretamente responsável pela permeabilidade (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014), já que determina a quantidade e como o espaço poroso do solo está conectado. No entanto, essas interações são lentas e pode existir um *gap* entre o que se vê acima do solo e o que está ocorrendo abaixo, daí a importância dos estudos em cronossequência.

Na Mata Atlântica, o trabalho desenvolvido por Ferraz et al. (2014) mostrou aumento da cobertura florestal nos últimos 50 anos devido à regeneração natural em uma matriz de pastagem, o que representa uma oportunidade para compreender como a conversão pasto-floresta contribui para as funções hidrológicas em um contexto onde a restauração tem mais chances de acontecer, no bioma mais ameaçado do Brasil. Nesse contexto, esse trabalho se propõe a responder as seguintes perguntas:

I – As florestas são capazes de recuperar as propriedades do solo e o processo de infiltração em pastagens degradadas?

II- Quais as propriedades do solo e parâmetros da floresta em regeneração explicam a recuperação do processo de infiltração?

III- Como as propriedades do solo e o processo de infiltração se comportam ao longo do tempo de regeneração?

3.2. Material e Métodos

3.2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido na bacia do rio Corumbataí (Figura 1), afluente da margem direita do rio Piracicaba, contida na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 5 – PCJ (Piracicaba, Capivari e Jundiaí). A bacia hidrográfica se localiza na região central do Estado de São Paulo e abrange 8 municípios, entre eles Rio Claro, onde foram realizadas as coletas de campo. Em sua maior parte, a bacia está inserida na depressão periférica paulista, sendo a parte restante nas cuestas basálticas, o que originou predominantemente solos do tipo argissolo, latossolo e neossolo, respectivamente (OLIVEIRA; MENK; ROTTA, 1979; OLIVEIRA; PRADO, 1989). A área de estudo apresenta

clima do tipo Cwa segundo a classificação de Köppen (subtropical com inverno seco e verão chuvoso), com precipitação anual de 1.344 mm (ALVARES et al., 2013).

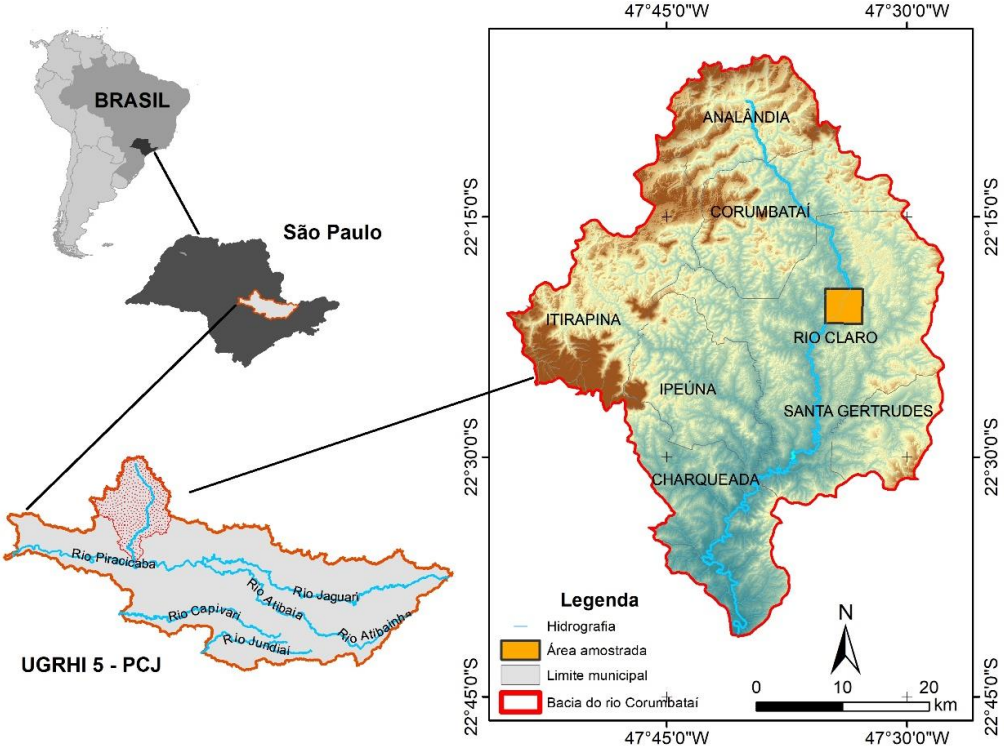

Figura 1. Localização da área de estudo na bacia hidrográfica do rio Corumbataí. UGRHI 5 – PCJ refere-se às bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivarí e Jundiaí que compõem a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI).

A área amostrada se encontra sob domínio do bioma Mata Atlântica e, como tal, segue o histórico de exploração e uso deste território. Os primeiros registros de ocupação datam do século XVIII, quando a região era rota de exploração de ouro em Mato Grosso. No fim do século XIX e início do século XX, ocorreu efetivamente a colonização e as atividades pecuárias e a lavoura do café se intensificaram, reduzindo a cobertura florestal original a pequenos e isolados fragmentos localizados em áreas com baixa aptidão agrícola (VALENTE; VETTORAZZI, 2003).

O mapeamento detalhado mais recente do uso do solo, realizado com imagens do satélite Landsat do ano de 1999, mostra que a pastagem e a cana-de-açúcar ocupavam 43,68% e 25,57% da área da bacia, respectivamente, e a cobertura florestal nativa ocupava somente 12,36% (VALENTE; VETTORAZZI, 2003). No entanto, seguindo a teoria da transição florestal (RUDEL; SCHNEIDER; URIARTE, 2010), observou-se aumento da cobertura florestal evidenciada por meio da classificação de imagens

aéreas a partir de 1962 (Ferraz et al., 2014) (Figura 2). O aumento da cobertura florestal se deu por meio de regeneração natural em diferentes épocas, formando um mosaico de vegetação secundária em diferentes estágios de desenvolvimento.

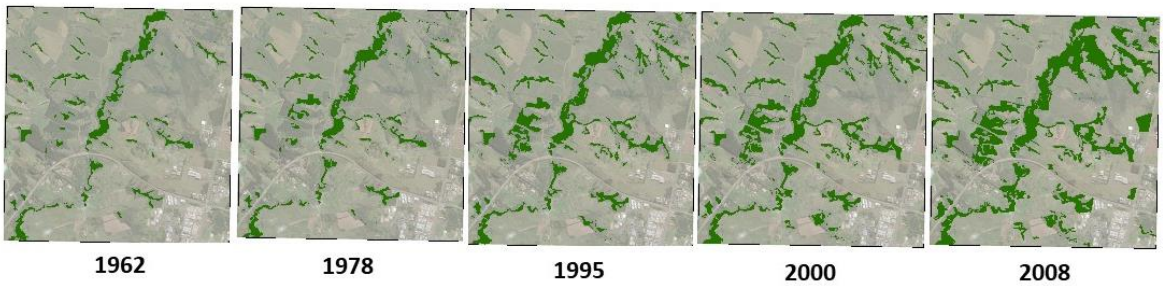

Figura 2. Evolução da cobertura florestal na área amostral localizada no município de Rio Claro entre os anos de 1962 e 2008 (Ferraz et al., 2014).

3.2.2. Amostragem de dados

A seleção das áreas amostradas ocorreu com base nas classes de idade da regeneração identificadas por Ferraz et al. (2014) e foram utilizadas nesse estudo como tratamentos. Todos os pontos foram selecionados observando-se a mesma classe de solo (Argissolo-vermelho) (OLIVEIRA; MENK; ROTTA, 1979; OLIVEIRA; PRADO, 1989) e a mesma textura da camada superficial (textura média) (Figura 3).

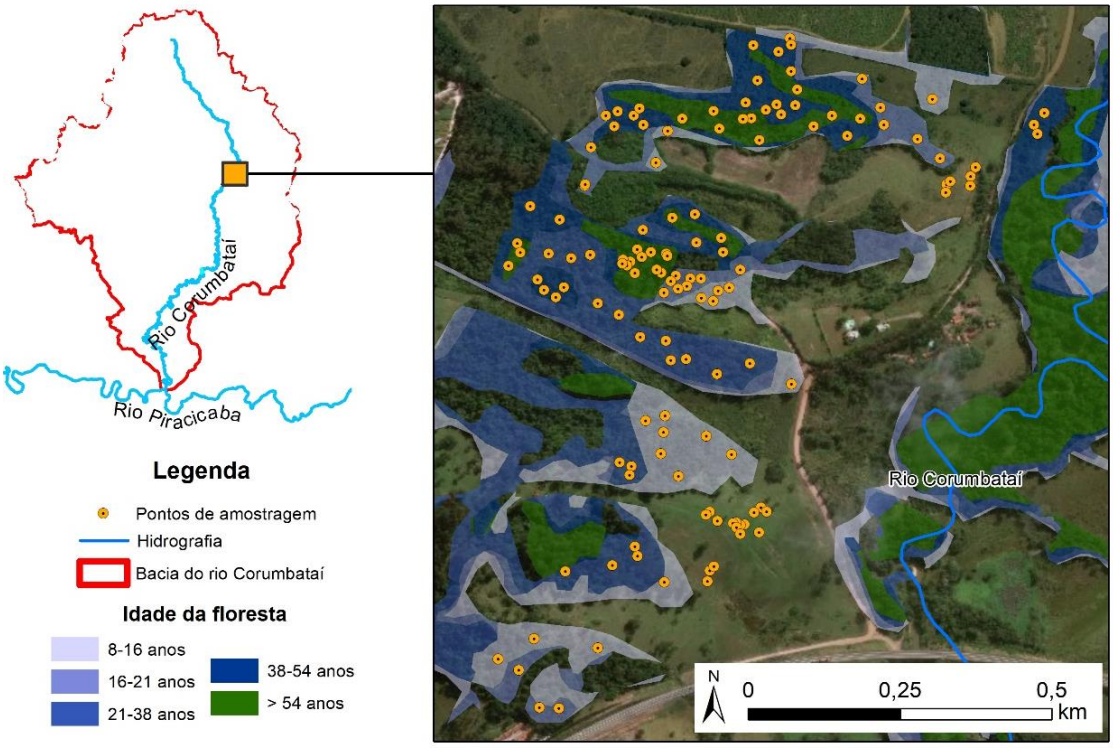

Figura 3. Pontos de amostragem distribuídos nos diferentes tratamentos (idade da regeneração da floresta)

No total, foram amostrados 136 pontos distribuídos entre os tratamentos de cobertura do uso do solo, incluindo a pastagem, considerada como a idade zero da regeneração natural da floresta, e fragmentos florestais antigos cuja idade foi determinada como maior que 54 anos, sendo considerados como referência de florestas maduras (Tabela 1). Destes, foram selecionados apenas os pontos alocados na textura média do solo.

Os pontos alocados na pastagem tiveram a distribuição acumulada na paisagem devido ao fato de que havia duas espécies de gramínea no local, uma com o crescimento do tipo estolonífera e uma do tipo decumbente. Como o crescimento influencia na proteção do solo, foi necessário optar por apenas uma delas, que foi a *Urochloa decumbens* Stapf., do tipo decumbente, por ser a gramínea mais comum encontrada em pastagens na região.

Tabela 1. Tratamentos de coberturas de uso do solo, faixa etária da regeneração natural e número de amostras em cada tratamento

Tratamentos	Faixa de idades (anos) da regeneração natural	Número de amostras
Pastagem	0	18
Floresta Secundária	8 - 16	16
Floresta Secundária	16 - 21	19
Floresta Secundária	21 - 38	19
Floresta Secundária	38 - 54	24
Floresta Secundária (Referência)	>54	26

3.2.3. Amostragem da condutividade hidráulica saturada

O método Beerkan foi originalmente proposto por Haverkamp et al. (1996) e alterado por diversos autores como Lassabatère et al. (2006), que propôs o método denominado BEST (Beerkan Estimation of Soil Parameters through Infiltration Experiments). A obtenção da condutividade hidráulica saturada (K_s) é realizada a partir da caracterização granulométrica e de sucessivas medidas de infiltração de água no solo diretamente no campo.

Para obtenção das taxas de infiltração de água no solo, um anel metálico, de aproximadamente 16 cm de diâmetro, foi fixado no solo, de forma que 1 cm de sua base foi e enterrada. Em seguida, foram dispensados volumes conhecidos de água, sendo registrados os tempos decorridos para a infiltração total do volume despejado. A quantidade de repetições dependeu das condições iniciais do solo e foram encerradas quando o tempo de infiltração se manteve estável, o que ocorreu geralmente entre 8 e 15 vezes.

Os dados obtidos foram processados pelo método simplificado de cálculo, referido como SSBI (Steady version of the Simplified method based on a Beerkan infiltration), proposto por Bagarello et al. (2017), onde se utilizou os dados da fase estável do experimento, ou seja, quando o solo esteve próximo da saturação, para calcular a condutividade hidráulica saturada (K_s) (equação 1).

$$K_s = \frac{i_s}{\frac{\gamma\gamma_w}{r\alpha^*} + 1} \qquad (1)$$

Onde i é o coeficiente angular da equação em função da infiltração acumulada com o tempo; Y são constantes adimensionais relacionadas ao formado da frente de infiltração; e α é um parâmetro estimado e nomeado como sortividade, que expressa a importância relativa das forças de gravidade e capilaridade durante o processo de infiltração. Neste trabalho, o α foi relacionado a porcentagem de areia do solo conforme definido por (ELRICK; REYNOLDS, 1992) e recomendado por (BAGARELLO; ASARO; IOVINO, 2012). O método se mostrou mais adequado para as áreas estudadas, provavelmente devido à leve repelência encontrada nas áreas de floresta quando o solo esteve com baixa umidade.

3.2.3. Propriedades físicas do solo

As amostras de solo foram coletadas imediatamente ao lado do ponto definido para a amostragem da K_s. As análises referentes às propriedades físicas do solo foram realizadas no Laboratório de Física do Solo do Departamento de Ciências do Solo da ESALQ. Foram coletadas amostras deformadas e indeformadas de solo para análises das propriedades físicas segundo os métodos de análise de solos da EMBRAPA (DONAGEMA et al., 2011). A caracterização granulométrica se deu por meio do método do densímetro e a densidade aparente do solo pelo método do anel volumétrico, cujas amostras também foram utilizadas para a análise da microporosidade, macroporosidade e porosidade total em panela de pressão.

3.2.4. Análise das fontes de carbono do solo

Para a análise da origem do carbono do solo, as amostras passaram por análise isotópica no Laboratório de Ecologia Isotópica (CENA/USP). Após seco em estufa, uma alíquota de 25mg de solo peneirado foi colocada em cápsulas de estanho. As cápsulas preparadas passaram por um analisador elementar (Carlo Erba model 1110, Milan Italia)

e um espectrômetro de massas (IRMS Delta Plus; FinniganMat, San Jose, CA, US) para a determinação das concentrações de carbono e da taxa isotópica natural de $^{13}C/^{12}C$ do solo através da equação (2)

$$\delta^{13}C = (R_{amostra}/R_{padrão} - 1) \times 1000 \qquad (2)$$

Onde R é o raio molar entre ^{13}C e ^{12}C na amostra e no padrão (Peedee Belemnite; calcário da região do Grand Canyon, USA). Para calcular a porcentagem de contribuição de plantas do ciclo fotossintético C_3 e C_4, foi utilizado o modelo de mistura da equação (3).

$$C_{4\%} = \frac{\delta^{13}C_{solo} - \delta^{13}Cc_3}{\delta^{13}Cc_4 - \delta^{13}Cc_3} \qquad (3)$$

Onde $C_{4\%}$ é a porcentagem de contribuição de plantas do ciclo C_4; $\delta^{13}C_{solo}$ é a composição isotópica do carbono da matéria orgânica do solo; $\delta^{13}Cc_3$ (-27,2 ‰) é a composição isotópica do carbono da fonte de C_3 (MARTINELLI et al., 1996); e $\delta^{13}Cc_4$ (-12 ‰) é a composição isotópica do carbono da fonte de C_4 (SMITH; EPSTEIN, 1971; ASSAD et al., 2013).

Para o cálculo do estoque de carbono no solo (SOC), os dados foram corrigidos pela densidade do solo, um procedimento padrão adotado para compensar o efeito que a compactação do solo, ocasionada pela atividade pecuária, tem sobre os resultados. A compactação superestima o estoque de carbono, porém isso ocorre apenas porque a massa de solo coletada no mesmo volume é maior proporcionalmente a um solo sem esse efeito, daí a necessidade dessa correção. Observando-se a densidade do solo dos tratamentos analisados, identificou-se a tendência de diminuição da mesma, indicando, como já esperado, a ocorrência desse efeito da compactação. Dessa forma, foi adotada a média da densidade das áreas de referência como valor padrão, sendo corrigidos todos os outros tratamentos.

3.2.5. Estrutura da floresta

A área basal foi determinada a partir da medição da CAP em todos os indivíduos arbóreos (com CAP maior ou igual a 15,7 cm) em uma parcela circular de 10 m de raio definida a partir do ponto de amostragem da infiltração. O NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) foi o índice de vegetação selecionado para representar a cobertura da área. O NDVI é um índice baseado na reflectância das bandas vermelho e infra-vermelho próximo captadas por satélites. Atualmente, é o índice mais extensivamente utilizado para representar a cobertura vegetal (DORIGO et al., 2007). O NDVI da área de estudo foi extraído da plataforma MapBiomas para o ano de 2017, correspondente ao período das coletas de campo. O MapBiomas utiliza imagens do satélite Landsat, com resolução espacial de 30 m, para o cálculo de índices espectrais e uso do solo em intervalos anuais.

3.2.6. Análises estatísticas

Para verificar se as florestas secundárias foram capazes de restaurar as propriedades físicas do solo e as taxas de infiltração de água, os dados das amostras de campo foram separados em três conjuntos: pastagem, floresta secundária e floresta de referência. Foi utilizado o teste não-paramétrico de Mann-Withney (considerando $p<0,05$) para comparar a K_s entre os usos do solo.

Para identificar as variáveis que melhor explicam o processo de infiltração, foi utilizado a regressão linear múltipla com modelos mistos. A K_s foi considerada a variável dependente enquanto todas as outras variáveis foram utilizadas para explicá-la, sendo elas: idade da regeneração natural, área basal, densidade do solo, porosidade total, microporosidade, macroporosidade, SOC, porcentagem de areia, porcentagem de argila, SOC C3, SOC C4 e NDVI. A regressão foi realizada após um ajuste da K_s usando transformação logarítmica para melhorar a distribuição dos dados. Após um teste de autocorrelação entre todas as variáveis, foi detectado que a densidade do solo e carbono orgânico do solo apresentaram alta correlação com as variáveis porosidade e SOC C3, por isso as mesmas foram removidas da análise. Todas as variáveis foram harmonizadas para a mesma escala numérica antes do teste no modelo.

Após a identificação da variável de maior influência na K_S, as amostras foram separadas por classes de valores desta variável e foi utilizado o teste não-paramétrico de Mann-Withney (considerando $p<0,05$) para comparar a K_s entre os tratamentos.

3.3. Resultados

3.3.1. Recuperação das propriedades do solo e do processo de infiltração de pastagens pela floresta secundária

Com relação à estrutura, a floresta secundária apresentou valores de área basal (19,49 ± 0,44 m². ha) e NDVI (68 ± 0,07) similares aos valores da referência (21,59 ± 0,35 m².ha e 69 ± 0,07, respectivamente). A K_s foi diferente entre os três usos e, apesar de não ter alcançado os valores da floresta de referência, a floresta secundária apresentou um aumento significativo com relação à pastagem (Tabela 2). O mesmo comportamento foi observado para a porosidade total, mas a microporosidade não foi alterada e a macroporosidade não alcançou os valores da floresta de referência.

O carbono orgânico do solo não apresentou diferença significativa entre a floresta secundária e o pasto, mas atingiu os valores da floresta de referência (Tabela 2). O carbono de origem C3 aumentou significativamente na floresta secundária, atingindo os valores da referência, enquanto o carbono de origem C4 diminuiu, mas não atingiu os valores da floresta de referência.

Tabela 2. Valores de medianas (Md) e desvio padrão (S) da condutividade hidráulica saturada (K_s), densidade do solo (ρb), porosidade total (Pt), microporosidade (Mip), macroporosidade (Map), carbono orgânico do solo (SOC), SOC de origem C3 (SOC C3) e SOC de origem C4 (SOC C4) entre os tratamentos (cobertura do solo).

Tratamentos		K_s (mm.h^{-1})	ρb (g.cm-^{3})	Pt (%)	Mip (%)	Map (%)	SOC (Mg C.ha-^{1})	SOC C3 (Mg C.ha-^{1})	SOC C4 (Mg C.ha-^{1})
Pastagem	Md	18,75a	1,21ab	47,36a	35,37a	10,04a	4,20a	0,97a	2,72a
	S	56,21	0,19	6,06	7,67	4,11	1,20	1,09	1,15
Floresta secundária	Md	224,35b	1,20a	53,85b	37,87a	15,07b	3,90ab	3,64b	0,31b
	S	461,88	0,13	5,27	4,94	6,33	1,67	1,60	0,23
Referência	Md	657,40c	1,07b	57,05c	39,75a	18,04b	4,47b	4,17b	0,27c
	S	446,80	0,15	5,93	4,94	6,38	2,57	2,54	0,16

3.3.2. Fatores de influência no processo de infiltração

A análise de regressão selecionou três modelos de acordo com os valores de delta AICc. Cada modelo gerou índices de importância das variáveis, e a média do índice de cada variável foi considerada para determinar a relevância da mesma para a variável resposta, que foi a K_s. Todos os modelos selecionados foram testados quanto à homogeneidade residual e apresentaram boa distribuição. A análise mostrou que a idade da floresta, a porosidade e o NDVI foram as variáveis que apresentaram a maior importância no modelo e a idade da regeneração natural foi o maior entre eles.

Tabela 3. Modelos selecionados por meio de regressão linear múltipla com modelos mistos e variáveis do solo e da floresta apontadas como mais importantes para o processo de infiltração. LOGKS: Logarítmo da Condutividade hidráulica saturada; I: idade da regeneração natural; AB: área basal; P: porosidade; Mip: microporosidade; Map: macroporosidade; Arg: porcentagem de argila; Are: porcentagem de areia; SOCC3: estoque de carbono C3; SOCC4: estoque de carbono C4; NDVI: índice de vegetação

Seleção do modelo					
Resposta: Condutividade Hidráulica saturada (K_s)					
Modelo global: LOGKS = I + AB + P + Mip + Map + Arg + Are + SOCC3 + SOCC4 + NDVI					
Modelos selecionados	df	AICc	DeltaAICc	peso	R2
Idade + NDVI + Porosidade	6	187.97	0	0.37	0.49
Idade + Porosidade	5	188.02	0.04	0.36	0.51
NDVI + Porosidade	5	188.67	0.70	0.26	0.57

Média dos modelos				
	Estimado	Erro padrão	z valor	Pr(>|z|)
Idade	0.422	0.155	2.701	**0.0069****
NDVI	0.297	0.123	2.386	**0.0170***
Porosidade	0.296	0.095	3.089	**0.0020****

*significativo
** altamente significativo

3.3.3. Efeito da idade da regeneração natural no processo de infiltração de água no solo

A partir dos resultados da análise de regressão, que apontou a variável idade da regeneração natural como importante na influência da condutividade hidráulica saturada do solo, o teste de Mann-Whitney foi aplicado novamente, desta vez separando os dados em classes de idade. Os resultados mostraram que, independentemente da idade, a floresta regenerada apresenta valores maiores de K_s do que os da pastagem. Os valores apresentam um aumento gradual ao longo do

desenvolvimento da floresta e alcançam o nível da referência entre 21 e 38 anos, quando estabilizam.

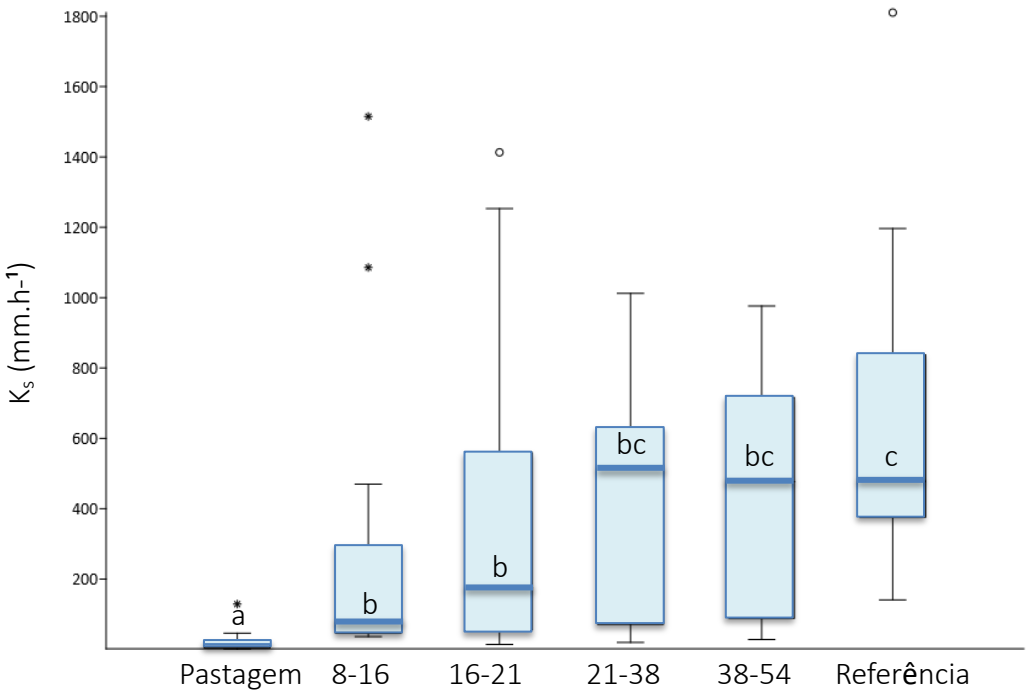

Figura 4. Condutividade hidráulica saturada do solo (K_s) entre diferentes classes de idade da regeneração natural, pastagem e floresta de referência.

A mesma tendência foi apontada nos parâmetros relativos à estrutura da floresta. O NDVI, que indica o fechamento do dossel, alcançou a referência na classe de idade de 38-54 anos (figura 5a), e a área basal alcançou a referência a partir dos 21 anos (figura 5b).

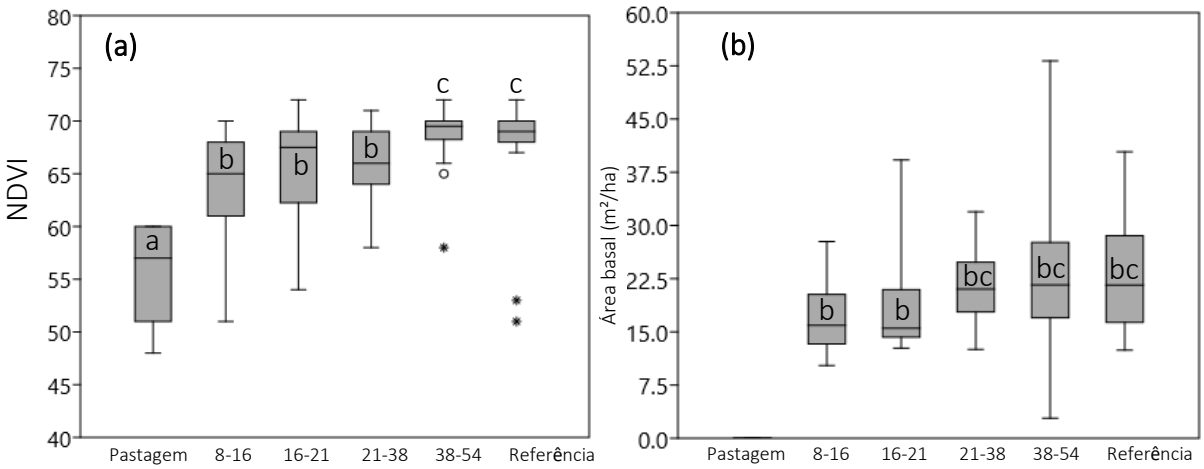

Figura 5. Parâmetros relativos à estrutura da floresta durando o avanço da idade da regeneração natural:

(a) NDVI; (b) área basal ($m^2.ha^{-1}$).

A densidade do solo apresentou um comportamento irregular, mas indicou tendência de diminuição com a idade da floresta (tabela 4). O oposto foi observado para a porosidade total e macroporosidade, que apresentaram aumentos significativos. A conversão do carbono C4 para C3 ocorreu já na primeira classe de idade avaliada, com aumento do carbono C3 e diminuição do carbono C4 com o avanço da idade da floresta.

Tabela 4. Valores de medianas (Md) e desvio padrão (S) da densidade do solo (ρb), porosidade total (Pt), microporosidade (Mip), macroporosidade (Map), carbono orgânico do solo (SOC), SOC de origem C3 (SOC C3) e SOC de origem C4 (SOC C4) entre os tratamentos (florestas em diferentes idades).

Tratamentos		ρb (g.cm-³)	Pt (%)	Mip (%)	Map (%)	SOC (Mg C.ha-¹)	SOC C3 (Mg C.ha-¹)	SOC C4 (Mg C.ha-¹)
Pastagem	Md	1,21a	47,36 a	35,37 a	10,04 a	4,2 a	0,97 a	2,72 a
	S	0,188	6,06	7,67	4,11	1,20	1,09	1,15
FS 8-16	Md	1,21a	57,17 b	37,1 a	14,97 b	4,33 ab	4,34 b	0,48 b
	S	0,120	5,57	5,70	5,89	1,63	1,54	0,28
FS 16-21	Md	1,15ab	55,89 bc	38,92 ab	15,43 b	4,55 ab	3,44 b	0,23 c
	S	0,108	3,99	3,51	5,22	1,66	1,67	0,17
FS 21-38	Md	1,19a	54,72 bc	35,6 ac	16,79 b	4,3 ab	3,84 b	0,45 b
	S	0,158	7,05	5,76	7,04	2,02	1,88	0,26
FS 38-54	Md	1,19a	54,11 b	38,73 a	15,5 b	3,6 ab	3,33 b	0,29 c
	S	0,133	4,15	4,41	6,39	1,43	1,42	0,11
Referência	Md	1,07ac	57,05 c	39,75 a	18,04 b	4,47 b	4,17 b	0,27 c
	S	0,152	5,93	4,94	6,38	2,56	2,53	0,15

3.4. Discussão

A pastagem analisada apresentou valores de condutividade hidráulica saturada menores do os valores obtidos na floresta, que poderia ser explicado pelo maior nível de compactação e degradação do solo nesse tipo de manejo de pastagens (ZIEGLER et al., 2004; ZIMMERMANN; PAPRITZ; ELSENBEER, 2010), que são de baixa produtividade em solos já exauridos. A floresta secundária pode não ter atingido os níveis da floresta de referência quando analisada de forma geral porque abrangeu florestas em diferentes condições de regeneração, tanto no início quando em estágios mais avançados no

processo de sucessão, mas apresentou melhora significativa, caracterizada por maiores valores de K_s. A tendência de mlehoria das propriedades do solo e do processo de infiltração foi observada em diversos trabalhos que avaliaram a conversão pasto-floresta (PENUELA; DREW, 2004; MORAES et al., 2006; DEUCHARS et al., 2010; HASSLER et al., 2011). Assim, a floresta secundária se mostra uma boa alternativa para a recuperação das propriedades hidráulicas em pastagens degradadas.

Em relação aos fatores que poderiam influenciar no processo de infiltração, destacaram-se a idade da regeneração natural, a porosidade do solo e o NDVI da cobertura florestal. As três variáveis representam a estrutura do solo, a vegetação e o tempo, os quais poderiam ser considerados os aspectos mais importantes segundo a análise. Já era esperado o destaque de mais de uma variável, pois entende-se que o processo de infiltração é influenciado por um conjunto de características do ambiente (HAGHNAZARI; SHAHGHOLI; FEIZI, 2015), principalmente em florestas desenvolvidas a partir de regeneração natural, mas o tempo foi apontado como o principal fator de influência na recuperação do processo de infiltração.

Para que os efeitos do tempo e do desenvolvimento da floresta (Figura 4) possam ser percebidos nas propriedades hidráulicas do solo, é necessário que a estrutura do mesmo seja de fato modificada (WOLF; SNYDER, 2003). Essa mudança está associada ao aumento da porosidade do solo devido às atividades biológicas como a incorporação de matéria orgânica proveniente de galhos e folhas mortas (FRANZLUEBBERS, 2002), crescimento de raízes e movimento de macro invertebrados (LAVELLE et al., 1997; PENUELA; DREW, 2004; COLLOFF; PULLEN; CUNNINGHAM, 2010). Todas essas interações são dependentes do tempo, por isso espera-se que, quanto maior o tempo, maiores as mudanças no solo.

Não foram encontradas mudanças no estoque de carbono orgânico total na camada superficial do solo, o que é consistente com o conflito observado em diversos estudos que apresentaram tanto aumento quando diminuição do SOC após a conversão de pastagem para floresta secundária (DE MORAES et al., 1996; ASSAD et al., 2013; LOSS et al., 2014), indicando que esse assunto ainda não está esgotado. Já a origem do carbono foi substituída ao longo do tempo na área de estudo. O carbono de origem do ciclo fotossintético C4 foi rapidamente substituído pelo carbono de origem C3 ainda nos primeiros 16 anos da regeneração natural. Isso ocorre devido ao recobrimento do solo

pelo dossel, diminuindo a luminosidade e por consequência o desenvolvimento de gramíneas. Nesse novo ecossistema, a entrada de carbono no solo ocorre principalmente pela decomposição da serrapilheira e de raízes (BRONICK; LAL, 2005; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014; DORTZBACH et al., 2015) provenientes da cobertura florestal. Ocorre que a floresta fornece um material mais rico em substâncias menos solúveis, como a lignina (MONTEIRO; GAMA-RODRIGUES, 2004), que pastagens (BAUER et al., 2008). Isso pode influenciar a taxa de decomposição e, portanto, o processo de humificação, afetando a qualidade da matéria orgânica e sua capacidade de atuação na estruturação do solo.

A partir dos 20 anos, a floresta começa a apresentar valores nas propriedades do solo similares à floresta de referência, e é possível que este fato seja explicado pela finalização do ciclo das espécies pioneiras e secundarias iniciais e início da mortalidade (BUDOWSKI, 1965). A morte das árvores ocorrendo ao mesmo tempo pode ocasionar a incorporação de grandes quantidades de matéria orgânica no solo. Principalmente, a morte das raízes que já se formaram no interior do solo pode criar canais de porosidade, levando à diminuição da densidade, aumento da porosidade e aumento das taxas de infiltração. Os resultados indicam que a recuperação das funções hidrológicas do solo também não depende apenas do crescimento da floresta, mas de seu funcionamento incluindo a continuidade da sucessão ecológica (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Dessa forma, pode-se dizer que o desenvolvimento da floresta pode atuar na recuperação das propriedades dos solos em áreas de pastagens degradadas, mas é necessário considerar o tempo para que o ciclo da sucessão florestal ocorra e condicione o solo.

Deuchars et al. (1999) avaliou a conversão pasto-floresta entre 15 e 20 anos na Costa Rica e concluiu que a taxa de infiltração aumentou com a idade da sucessão, mas ainda não atingiu os valores da floresta madura. Peñuela e Drew (2004) avaliaram a transição pasto abandonado-floresta secundária na Costa Rica nos anos 0, 4, 10, 20, e posteriormente compararam à uma floresta de referência. Os resultados mostraram que os atributos do solo em 20 anos de regeneração atingiram 60% dos valores encontrados na referência, sendo que as florestas mais novas apresentaram valores intermediários. Esses estudos consideraram florestas mais jovens do que as avaliadas nesse estudo, mas mostraram que 20 anos não foram suficientes, o que sugere que os

benefícios aqui apresentados podem ocorrer mais ao final da classe de idade avaliada, ou seja, mais perto dos 38 do que dos 21 anos.

Por outro lado, Hassler et al. (2010) estudou florestas em sucessão secundária com até 15 anos no Panamá, utilizando como referência uma floresta secundária com mais de 100 anos. A taxa de infiltração na superfície do solo foi considerada similar à da floresta de referência a partir de 12 anos de regeneração. Mais recentemente, Muñoz-Villers and McDonnell (2013) avaliaram a geração de escoamento superficial em uma floresta secundária com 20 anos de regeneração no México, comparando-a a uma área de pastagem e a uma floresta de referência. Os resultados indicaram que a floresta secundária já estaria cumprindo a mesma função hidrológica de controle do escoamento que a floresta de referência.

É importante ponderar que as áreas sob sucessão secundária são relativamente novas quando comparadas ao tempo de desenvolvimento de uma floresta madura. Dessa forma, ainda que essas novas florestas não tenham atingido valores de referência, elas têm melhorado o processo de infiltração de forma significativa onde áreas agrícolas foram convertidas. No trabalho de Gageler et al. (2014) a taxa de infiltração em uma sucessão secundária de até 20 anos na Austrália foi quase sete vezes maior que nas áreas de pastagem.

Apesar do benefício observado para o processo de infiltração, os efeitos da conversão pasto-floresta sobre os processos hidrológicos em um contexto local devem ser considerados, já que essa conversão pode provocar a diminuição do deflúvio devido ao maior consumo de água pela floresta (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001b; BRUIJNZEEL, 2004). Considerando que os efeitos positivos sobre as propriedades do solo podem ser contrapostos por efeitos negativos como a redução do deflúvio, um *tradeoff* entre os processos se estabelece ao longo do desenvolvimento da floresta (BRUIJNZEEL, 2004). Neste caso, a obtenção de um saldo positivo depende de se considerar o balanço hídrico local (TRABUCCO et al., 2008; ELLISON; FUTTER; BISHOP, 2012), a proporção de cobertura florestal na microbacia (HIBBERT, 1967) e a existência de sinergias entre os outros processos (FILOSO et al., 2017a).

Ainda que o benefício da infiltração não se converta em água disponível na superfície para consumo, a água fica retida no solo e disponível para o desenvolvimento de plantas (FILOSO et al., 2017a). Além disso, ainda tem o benefício de controle da

erosão e da produção de sedimentos, o que auxilia na manutenção da qualidade da água (NEARY; ICE; JACKSON, 2009), ressaltando a importância das florestas secundárias na recuperação de solos degradados.

De forma geral, foram observados valores de condutividade hidráulica saturada em todas as áreas maiores do que aqueles obtidos por outros métodos (PENUELA; DREW, 2004; ZIEGLER et al., 2004; MORAES et al., 2006). Valores superestimados também foram observados em outros trabalhos que utilizaram a mesma metodologia em áreas de floresta (DEUCHARS et al., 2010; LEITE et al., 2018; LOZANO-BAEZ et al., 2018) e isso pode ser considerado uma característica do método, o que não impede a sua aplicação para fins de comparação utilizando a mesma metodologia.

Diante do potencial que as áreas de pastagem degradadas e/ou abandonadas possuem para a conversão em florestas secundárias, esses resultados mostram que a floresta é capaz de ofertar um processo ecossistêmico chave relacionado à distribuição da água no ambiente. Atualmente, muitos projetos de restauração têm utilizado a água como motivação e bandeira para a implantação, e esse trabalho contribui para esclarescer o que, de fato, a floresta pode proporcionar nesses termos. Apesar das discussões acerca dos *tradeoffs* da floresta sobre a água, a melhoria do processo de infiltração parece ser um benefício evidente e que traz consigo vantagens indiscutíveis para a proteção do solo e da qualidade da água.

3.5. Conclusões

A floresta secundária originada de regeneração natural foi capaz de melhorar as propriedades do solo e o processo de infiltração em pastagens degradadas. A pastagem apresentou valores de K_s menores que qualquer floresta analisada. A idade da floresta foi identificada como um importante fator de influência na condutividade hidráulica saturada e os níveis da floresta de referência só foram atingidos na classe de idade de 21 a 38 anos, mostrando que é essencial considerar o tempo em projetos que contemplem a recuperação de processos e funções relacionadas à água e solo. A porosidade e o NDVI também se destacaram como fatores de influência no processo de infiltração, apontando que a mudança vista no componente aéreo da sucessão florestal

também deve ocorrer no componente subterrâneo, provocando alterações na estrutura do solo para que os processos hidrológicos ocorram com equilíbrio.

REFERÊNCIAS

AIDE, T. M. . et al. Deforestation and reforestation of latin america and the caribbean (2001-2010). Biotropica, v. 45, n. 2, p. 262–271, 2013.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ASSAD, E. D. et al. Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: Paired site comparisons and a regional pasture soil survey. Biogeosciences, v. 10, n. 10, p. 6141–6160, 2013.

BAGARELLO, V.; ASARO, F. D.; IOVINO, M. A field assessment of the Simplified falling head technique to measure the saturated soil hydraulic conductivity. Geoderma, v. 187–188, p. 49–58, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.04.008>.

BAGARELLO, V.; PRIMA, S. Di; IOVINO, M. Estimating saturated soil hydraulic conductivity by the near steady-state phase of a Beerkan in fi ltration test. Geoderma, v. 303, n. February, p. 70–77, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.04.030>.

BAUER, M. D. O. et al. Características anatômicas e valor nutritivo de quatro gramíneas predominantes em pastagem natural de Viçosa, MG. Revista Brasileira de Zootecnia, v. 37, n. 1, p. 9–17, 2008.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do Solo. 9. ed. [s.l: s.n.]

BOWMAN, M. S. et al. Persistence of cattle ranching in the Brazilian Amazon: A spatial analysis of the rationale for beef production. Land Use Policy, v. 29, n. 3, p. 558–568, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.09.009>.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. Elementos da natureza e propriedades dos solos. [s.l: s.n.]

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Restauração Florestal. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.

BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: A review. **Geoderma**, v. 124, n. 1–2, p. 3–22, 2005.

BRUIJNZEEL, L. A. Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 104, n. 1, p. 185–228, 2004.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v. 15, n. I, p. 40–42, 1965.

BUSTAMANTE, M. M. C. et al. Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil. **Climatic Change**, v. 115, n. 3–4, p. 559–577, 2012.

CHAZDON, R. L. **Second Growth: The promisse of tropical forest regeneration in a age of deforestation**. [s.l: s.n.]

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716–730, 2016.

COLLOFF, M. J.; PULLEN, K. R.; CUNNINGHAM, S. A. Restoration of an Ecosystem Function to Revegetation Communities: The Role of Invertebrate Macropores in Enhancing Soil Water Infiltration. **Restoration Ecology**, v. 18, n. SUPPL. 1, p. 65–72, 2010.

DE MORAES, J. F. L. et al. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, v. 70, n. 1, p. 63–81, 1996.

DEUCHARS, S. A. et al. Changes in soil structure and hydraulic properties in regenerating rain forest. **Soil Use and Management**, v. 15, n. 3, p. 183–187, 2010.

DONAGEMA, G. K. et al. **Manual de Métodos de análise de solos**. 2. ed. [s.l: s.n.]

DORIGO, W. A. et al. A review on reflective remote sensing and data assimilation techniques for enhanced agroecosystem modeling. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 9, n. 2, p. 165–193, 2007.

DORTZBACH, D. et al. Estoque de c e abundância natural de 13c em razão da conversão de áreas de floresta e pastagem em bioma mata atlântica. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 39, n. 6, p. 1643–1660, 2015.

ELLISON, D.; FUTTER, M. N.; BISHOP, K. On the forest cover-water yield debate: From demand- to supply-side thinking. **Global Change Biology**, v. 18, p. 806–820, 2012.

ELRICK, D.; REYNOLDS, D. Methods for Analyzing Constant-Head Well Permeameter Data. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, p. 320–323, 1992.

FERRAZ, S. F. B. et al. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, v. 29, n. 2, p. 187–200, 2014. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10980-014-9988-z>.

FILOSO, S. et al. Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review. **PLoS ONE**, v. 12, n. 8, p. 1–26, 2017.

FRANZLUEBBERS, A. J. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. **Soil and Tillage Research**, v. 66, n. 2, p. 197–205, 2002.

HAGHNAZARI, F.; SHAHGHOLI, H.; FEIZI, M. Factors affecting the infiltration of agricultural soils : review. **Factors affecting the infiltration of agricultural soils : review**, v. 6, n. 5, p. 21–35, 2015.

HASSLER, S. K. et al. Recovery of saturated hydraulic conductivity under secondary succession on former pasture in the humid tropics. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1634–1642, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.031>.

HIBBERT, A. Forest Treatment Effects on Water Yield. **International Symposium For Hydrology**, p. 527–543, 1967.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Resultados do Censo Agro 2017**. Disponível em: <https://censoagro2017.ibge.gov.br/templates/censo_agro/resultadosagro/estabelecimentos.html>. Acesso em: 11 mar. 2019.

LAVELLE, P. et al. Soil function in a changing world: The role of invertebrate ecosystem engineers. **European Journal of Soil Biology**, v. 33, n. 4, p. 159–193, 1997.

LEITE, P. A. M. et al. The influence of forest regrowth on soil hydraulic properties and erosion in a semiarid region of Brazil. n. November 2016, p. 1–12, 2018.

LOSS, A. et al. Carbono, nitrógeno y la abundancia natural de 13C y 15N en macro y microagregados. **Idesia**, v. 32, n. 4, p. 15–21, 2014.

LOZANO-BAEZ, S. E. et al. Previous land use affects the recovery of soil hydraulic properties after forest restoration. **Water (Switzerland)**, v. 10, n. 4, p. 1–16, 2018.

MARTINELLI, L. A. et al. Carbon-13 variation with depth in soils of Brazil and climate change during the quaternary. **Oecologia**, v. 106, n. 3, p. 376–381, 1996.

MONTEIRO, M. T.; GAMA-RODRIGUES, E. F. Carbono, nitrogênio e atividade da biomassa microbiana em diferentes estruturas de serapilheira de uma floresta natural. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 28, n. 5, p. 819–826, 2004.

MORAES, J. M. de et al. Water storage and runoff processes in plinthic soils under forest and pasture in Eastern Amazonia. **Hydrological Processes**, v. 20, n. 12, p. 2509–2526, 2006. Disponível em: <http://jamsb.austms.org.au/courses/CSC2408/semester3/resources/ldp/abs-guide.pdf>.

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

OLIVEIRA, J. B.; MENK, J. R.; ROTTA, C. L. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo. Quadrícula de Araras. Escala 1:100.000.** [s.l: s.n.]

OLIVEIRA, J. B.; PRADO, H. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo. Quadrícula de Piracicaba. Escala 1:100.000.** [s.l: s.n.]

PENUELA, M. C.; DREW, A. P. A model to assess restoration of abandoned pasture in Costa Rica based on soil hydrologic features and forest structure. **Restoration Ecology**, v. 12, n. 4, p. 516–524, 2004.

ROCHA JUNIOR, P. R. DA et al. Can Soil Organic Carbon Pools Indicate the Degradation Levels of Pastures in the Atlantic Forest Biome? **Journal of Agricultural Science**, v. 6, n. 1, p. 84–95, 2013.

RUDEL, T. K. et al. Forest transitions: towards a global understanding of land use change. **Global Environmental Change**, v. 15, n. 1, p. 23–31, 2005. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959378004000809>.

RUDEL, T. K.; SCHNEIDER, L.; URIARTE, M. Land Use Policy Forest transitions : An introduction. **Land Use Policy**, v. 27, p. 95–97, 2010.

SCHEFFER, M. et al. Catastrophic shifts in ecosystems. **Nature**, v. 413, n. October, p. 591–596, 2001.

SHIMAMOTO, C. Y. et al. Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. **PLoS ONE**, v. 13, n. 12, p. 1–16, 2018.

SMITH, B. N.; EPSTEIN, S. Two Categories of 13 C/ 12 C Ratios for Higher Plants . **Plant Physiology**, v. 47, n. 3, p. 380–384, 1971.

SOARES-FILHO, B. et al. Cracking Brazil ' s Forest Code. **Science**, v. 344, n. April, p. 363–364, 2014.

SOTERRONI, A. C. et al. Future environmental and agricultural impacts of Brazil's Forest Code. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 7, p. 074021, 2018.

STRASSBURG, B. B. N. et al. When enough should be enough : Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 28, p. 84–97, 2014.

TRABUCCO, A. et al. Climate change mitigation through afforestation/reforestation: A global analysis of hydrologic impacts with four case studies. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 126, n. 1–2, p. 81–97, 2008.

VALENTE, R. de O. A.; VETTORAZZI, C. A. Mapeamento de uso e cobertura do solo da Bacia do Rio Corumbataí , SP. **Circular Técnica do IPEF**, v. 196, p. 12, 2003.

WOLF, B.; SNYDER, G. H. **Sustainable Soils: The place of organic matter in sustaining soils and their productivity**. [s.l: s.n.]

ZHANG, L.; DAWES, W. R.; WALKER, G. R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. **Water Resources Research**, v. 37, n. 3, p. 701–708, 2001.

ZIEGLER, A. D. et al. Hydrological consequences of landscape fragmentation in mountainous northern Vietnam: Evidence of accelerated overland flow generation. **Journal of Hydrology**, v. 287, n. 1–4, p. 124–146, 2004.

ZIMMERMANN, B.; PAPRITZ, A.; ELSENBEER, H. Asymmetric response to disturbance and recovery: Changes of soil permeability under forest-pasture-forest transitions. **Geoderma**, v. 159, n. 1–2, p. 209–215, 2010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.07.013>.

4. SIMULAÇÃO DE EFEITOS HIDROLÓGICOS DA IDADE DA FLORESTA SECUNDÁRIA EM BACIA HIDROGRÁFICA AGRÍCOLA

RESUMO

A cobertura florestal promove diversos benefícios ecossistêmicos, mas com relação à água, existem *trade-offs* que ainda precisam ser esclarecidos. Já é consenso que, em termos gerais, a substituição de vegetação de menor porte por florestas diminui a produção de água em escala de bacia hidrográfica, mas a melhoria das propriedades do solo pode favorecer processos de infiltração e recarga, e assim melhorar a distribuição temporal da vazão. No contexto da restauração florestal, o tempo necessário de desenvolvimento da floresta para que o condicionamento do solo seja percebido na resposta hidrológica ainda não é conhecido, mas é uma informação importante a ser considerada, além de respaldar uma postura mais cautelosa na expectativa dos resultados da restauração. Por isso, o objetivo deste trabalho foi compreender os efeitos da conversão de pastagem degradada para floresta secundária e dos diferentes estágios (idades) da regeneração na dinâmica hidrológica de uma bacia hidrográfica. O estudo foi realizado na bacia do ribeirão dos Marins, em Piracicaba-SP, por meio de simulações no modelo hidrológico distribuído MIKE SHE. Foram simulados cenários com 30 e 50% de cobertura florestal alocados na área ripária da bacia em idades de 8-21 anos, 21-38 anos e mais que 38 anos. A conversão diminuiu as vazões médias, mínimas e máximas, sendo mais acentuadas conforme o aumento da proporção de floresta na bacia, mas os índices se mantiveram estáveis durante o avanço da idade florestal, sendo que a evapotranspiração foi o processo com a maior influência nos resultados observados. As simulações permitiram verificar o decréscimo da produção de água na bacia, mas o potencial do modelo para representar os efeitos da floresta no solo ainda não foram totalmente explorados, sendo necessário mais informações para fomentá-lo.

Palavras-chave: Modelagem hidrológica, Floresta tropical, Restauração florestal, Cronossequência

ABSTRACT

Forest cover promotes several ecosystem benefits, but related to water, there are trade-offs that still need to be clarified. A consensus says that, generally, the replacement of shrub or grass vegetation by forests decreases the production of water on a watershed scale, but the improvement of soil properties can favor infiltration and recharge processes, and thus improve the temporal flow distribution. In the context of forest restoration, the time needed for forest development for soil conditioning to be perceived in the hydrological response is

not yet known, but it is an important information to be considered, besides supporting a more cautious stance in expectation for the results of restoration. Therefore, the objective of this work was to understand the effects of the conversion of degraded pasture to secondary forest and the different stages (ages) of regeneration on the hydrological dynamics of a watershed. The study was carried out in Marins watershed, in Piracicaba-SP, through simulations in the distributed hydrological model MIKE SHE. Scenarios with 30 and 50% forest cover allocated in the riparian area of the watershed were simulated at ages 8-21 years, 21-38 years and more than 38 years. The conversion decreased the average, minimum and maximum flows, being more accentuated as the proportion of forest in the watershed increased, but the rates remained stable during the advancing forest age, and evapotranspiration was the process with the greatest influence on the results observed. The simulations allowed to verify the decrease in water production in the watershed, but the potential of the model to represent the effects of the forest on the soil has not yet been fully explored, and more information is needed to foster it.

Keywords: Hydrological modelling, Tropical forest, Passive restoration, Cronossequence

4.1. Introdução

O papel da floresta no ciclo hidrológico tem sido extensamente discutido (HORTON, 1919; BOSCH; HEWLETT, 1982; BRUIJNZEEL, 2004; CALDER, 2007) e, apesar de ainda não compreendido em toda a sua complexidade, já se acumulam evidências experimentais de que a cobertura florestal interfere diretamente nos processos físico-hídricos e, portanto, influencia diretamente nas funções ecossistêmicas relacionadas a água. A influência da floresta se inicia na interceptação, quando uma parcela da precipitação é retida temporariamente pelo dossel e redistribuída entre evaporação e precipitação efetiva, que alcança o piso da floresta por gotejamento e escoamento pelo tronco (HELVEY; PATRIC, 1966).

Em geral, a cobertura florestal, pela sua grande área foliar na copa, promove maior interceptação com relação a outras coberturas vegetais (JOHNSON, 1998; SCOTT, 2005). O seu porte, também requer maiores taxas de evapotranspiração, diretamente relacionadas ao processo de fotossíntese (SMAKHTIN, 2001) e ao maior volume de solo explorado pelo sistema de raízes profundas (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001b). Como resultado, o consumo de água tende a ser maior em florestas comparadas às

vegetações de menor porte, e em consequência, a conversão de floresta para outras coberturas aumenta o deflúvio e, ao contrário, o reflorestamento o reduz (Hibbert,1967).

A água que chega efetivamente ao solo pode infiltrar ou escoar superficialmente até o leito do rio. A velocidade com que esse escoamento chega ao rio é um fator determinante para a ocorrência de picos de vazão, além de influenciar na degradação do solo através dos processos erosivos. Um solo coberto por floresta possui condições adequadas para infiltração (PRITCHETT, 1979) devido à maior condutividade hidráulica e capacidade de retenção promovida pela camada de serrapilheira, matéria orgânica e porosidade do solo. Em condições de cobertura de floresta natural não perturbada, a taxa de infiltração é normalmente mantida em sua taxa máxima. Neste caso, raramente ocorre a formação de escoamento superficial, promovendo dessa forma a recarga das águas subterrâneas e a liberação mais lenta para os rios, o que proporciona maior regularidade na distribuição temporal da vazão base (NEARY; ICE; JACKSON, 2009). Diante do exposto, Bruijnzeel (2004) apresentou a "hipótese da compensação" (*trade-off theory*), que pondera se o aumento no consumo anual pela cobertura florestal pode ser compensado pela maior regularidade da vazão ao longo do ano, proporcionada pelas melhores condições de permeabilidade encontradas em solos cobertos com floresta.

Essas interações entre floresta, água e solo geram funções que fazem o ser humano perceber o ecossistema como um gerador de benefícios. Por ser relativamente recente, os conceitos e terminologias acerca dessa percepção ainda se encontram em discussão, mas algumas considerações já podem ser adotadas. A Avaliação Ecossistêmica do Milênio (2003) define um ecossistema como uma unidade funcional de interação entre seres vivos e o ambiente físico, no qual o homem é parte integrante. Essas complexas interações entre os meios biótico e abiótico ocorrem através de forças motrizes universais de matéria e energia, movendo processos naturais que resultam em funções ecossistêmicas (DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002). Essas funções tornam-se serviços ecossistêmicos quando suas utilidades são observadas antropocentricamente, contribuindo, direta ou indiretamente, para o bem estar do homem (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2009; GROOT et al., 2010). Para o presente trabalho, será adotada a definição proposta por Carvalho-Santos et al. (2014), que

divide os serviços hidrológicos em três dimensões: quantidade, que inclui a produção anual de água; tempo, que são os serviços relacionados a regularidade da vazão ao longo do ano; e qualidade, que inclui a diminuição de sedimentos e nutrientes na água.

Apesar do aspecto do consumo, a cobertura florestal proporciona diversas outras funções ecossistêmicas que precisam ser consideradas, principalmente com relação a preservação do solo e da qualidade da água devido à diminuição do escoamento superficial e contenção dos processos erosivos. Bruijnzeel (2004) apontou a necessidade de se estudar melhor os processos hidrológicos ao longo do tempo e em diferentes tipos de solos e florestas encontrados em regiões tropicais, já que esses dados, além de informar sobre processos, podem ser utilizados em modelos hidrológicos físicos para gerarem informações na escala de bacia.

Diante dessa estreita relação observada entre floresta e água, a ideia de que ecossistemas florestais seriam a melhor fonte de água para abastecimento humano vem guiando as políticas públicas nesse setor (NEARY; ICE; JACKSON, 2009). Recentemente, a escassez hídrica no estado de São Paulo, em uma região com alta concentração populacional e industrial, tem aumentado a pressão sobre órgãos governamentais e incentivado programas de restauração e conservação de florestas. Para que esses programas sejam guiados e implementados de forma a se otimizar recursos, é necessário compreender como a restauração ecológica pode contribuir para a melhoria desses serviços. No entanto, experimentos em bacias pareadas, que seria a situação ideal para estudos hidrológicos, dispendem de longos prazos e condições ideias, por isso alternativas como a modelagem hidrológica tem sido utilizada com sucesso para representar esses experimentos, mas exigem dados dos processos físicos que ocorrem no ciclo hidrológico.

Nesse contexto, esse trabalho verificou se a conversão de pastagem degradada para floresta e seu envelhecimento diminui a quantidade de água produzida na bacia e aumenta a regularidade na distribuição temporal nos anos simulados

4.2. Material e Métodos

4.2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na parte alta da bacia do ribeirão dos Marins, localizada à margem esquerda do rio Piracicaba - SP, entre as coordenadas geográficas 22º47' e 22º50' de latitude Sul e 47º42' e 47º44' de longitude Oeste e inteiramente dentro do município de Piracicaba (Figura 1). A área de contribuição ocupa 2126 ha e encontra-se à montante do posto fluviométrico. O clima, segundo a classificação de Köppen-Geiger, é o Cfa - com inverno seco e chuvas concentradas no período quente, sendo a precipitação anual de 1.280 mm (ALVARES et al., 2013).

A bacia do ribeirão dos Marins se insere na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (UGRHI- PCJ), cujo relatório de situação de 2014 aponta uma disponibilidade hídrica considerada crítica segundo a classificação da Organização das Nações Unidas (<1.500 m³ por habitante por ano).

A microbacia encontra-se em terrenos sedimentares da Depressão Periférica Paulista e apresenta predominantemente as formações geológicas Piramboia e Corumbataí, com relevo suavemente ondulado nos divisores e ondulado a fortemente ondulado em direção ao ribeirão (TERAMOTO; LEPSCH; VIDAL-TORRADO, 2001). Quanto ao tipo de solo, foram mapeados: Cambissolos Háplicos (CX); Neossolos Litólicos (RL); Latossolos Vermelhos (LV); e Argissolos Vermelhos (PV) (RANIERI, 1996) .

Em 2000, a cana-de-açúcar e a pastagem eram os usos do solo mais representativos, sendo de 56,2% e 30,9%, respectivamente, enquanto vegetação nativa ocupava 11,4% e florestas plantadas 3,3% da bacia (MORO, 2005). Embora se tenha observado um aumento da porcentagem de vegetação nativa nas últimas décadas, essa classe de uso está bastante fragmentada e apresenta distribuição desigual nas diferentes porções da bacia, sendo que as áreas ripárias estão ocupadas predominantemente por pastagem (CASAGRANDE, 2005).

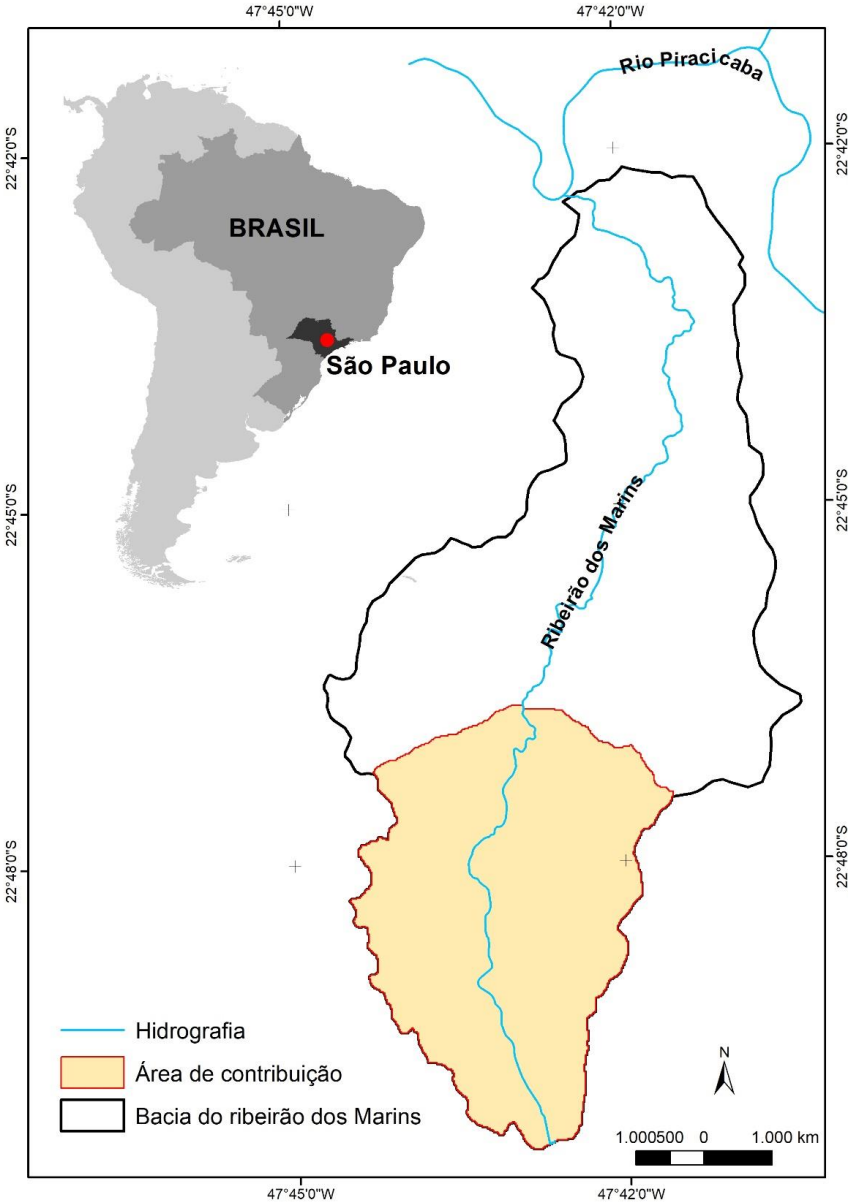

Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do ribeirão dos Marins e área de contribuição à montante do posto fluviométrico utilizada para este trabalho.

4.2.2. Relevo e solos

Com base no modelo digital do terreno, a bacia hidrográfica foi delineada a partir da identificação do ponto extremo a jusante, correspondente a localização do vertedor. O mapeamento dos dados físicos da bacia foi realizado em Sistema de Informação Geográfica, no software ArcGIS 10.3, a partir das cartas planialtimétricas em escala 1:10.000 do Instituto Geográfico e Cartográfico do estado de São Paulo (IGC). Foram vetorizados rios, curvas de nível e cotas para posterior geração do modelo digital

de terreno por meio de interpolação pelo método *topo-to-raster*, com resolução final de 5 metros (Figura 2).

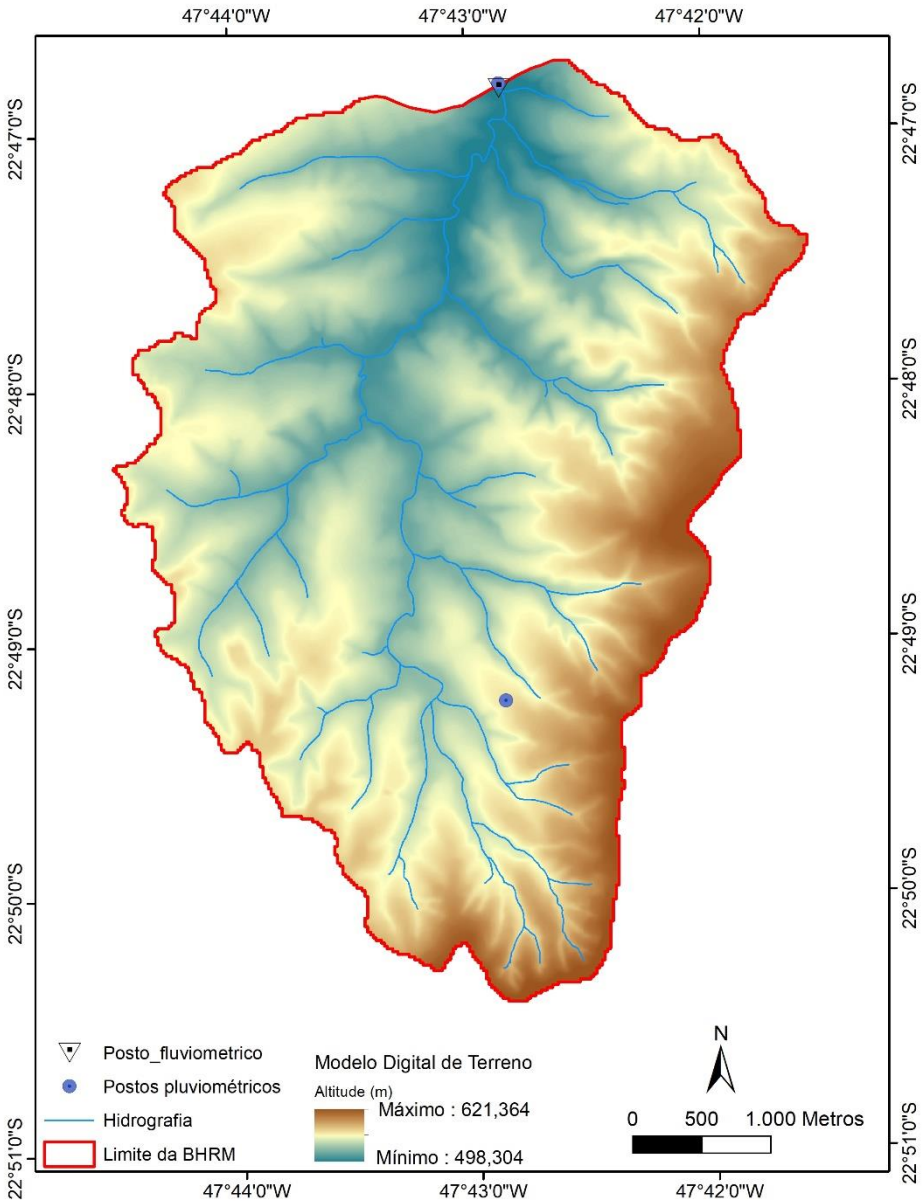

Figura 2. Modelo digital de terreno para a bacia do ribeirão dos Marins (BHRM) delineada e localização dos postos pluviométrico e fluviométrico.

4.2.3. Uso do solo

O uso do solo na bacia do ribeirão dos Marins foi mapeado utilizando imagens de 2000, por Moro (2005) (Figura 3). No ano 2000 o uso do solo na bacia dividia-se em: cana-de-açúcar (58,1%), pastagem (33,4%) e floresta (8,5%).

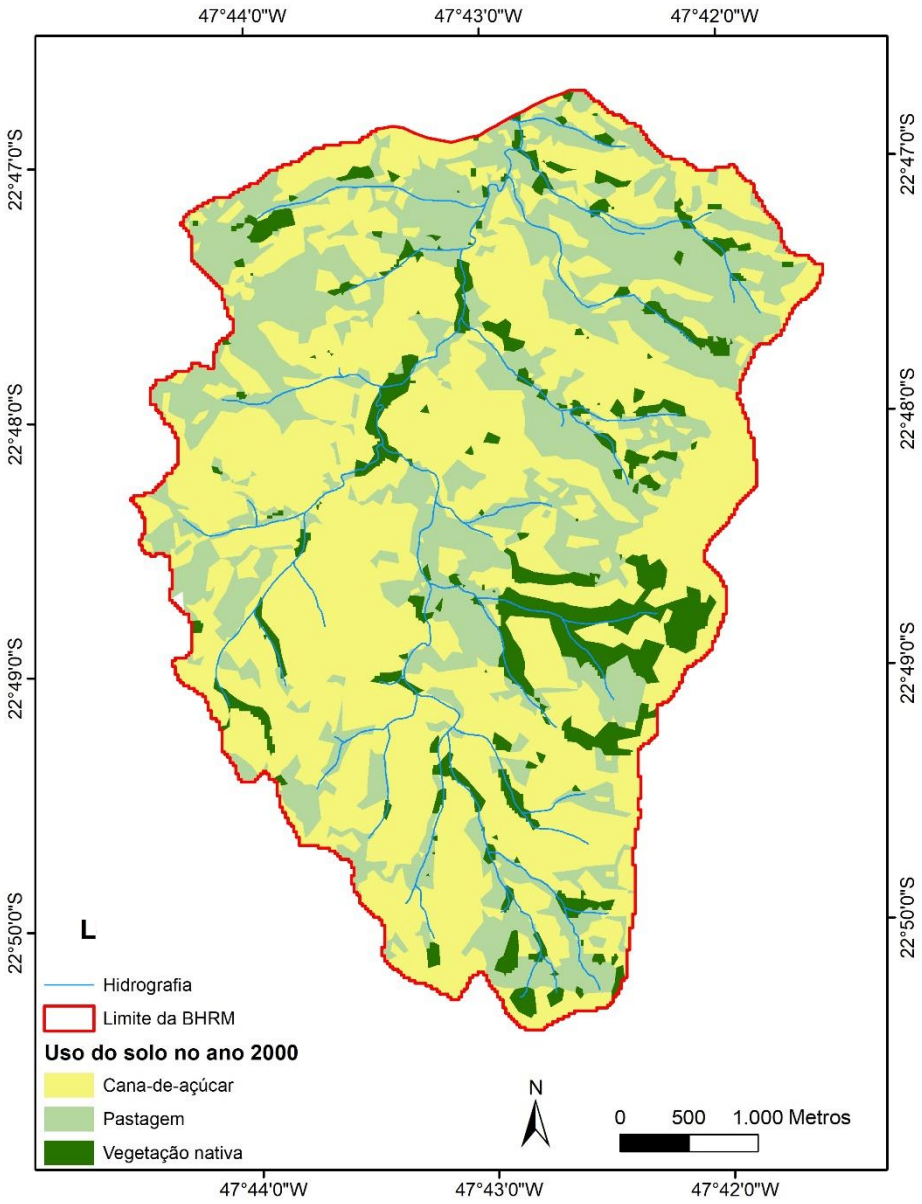

Figura 3. Uso do solo para o ano 2000 na bacia hidrográfica do ribeirão dos Marins (BHRM).

4.2.4. Monitoramento de vazão e precipitação

Os dados hidrológicos para a bacia do ribeirão dos Marins são provenientes do posto fluviométrico do Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (DAEE), que se localiza na porção média da bacia (Figura 2). No posto encontra-se um vertedor triangular equipado com sensor do nível de água e *datalogger* para registro dos dados (Figura 4). Para o estudo, foi considerada a área de contribuição a

montante do posto fluviométrico, que coletou dados de vazão com frequência variando entre 5 e 60 minutos para os anos de 1999 e 2000 (MORETTI, 2001).

Figura 4. Vertedor triangular utilizado para obtenção dos dados de vazão nos anos 1999 e 2000 na bacia hidrográfica do ribeirão dos Marins (BHRM). (a) vista a montante. (b) vista a jusante.

Os dados pluviométricos foram obtidos a partir de dois postos do Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (DAEE) localizados na área de estudo, que estão disponíveis com frequência de 5 minutos (Figura 2).

4.2.5. Simulações hidrológicas

4.2.5.1. Modelo distribuído de base física

Para esse trabalho, foi simulada a vazão para dois anos (1999 e 2000) na bacia do ribeirão dos Marins em diferentes cenários de uso do solo. A inclusão de parâmetros físicos de forma integrada aos diferentes usos e tipos de solos requer a utilização de um modelo distribuído, que permita associar a informação a uma distribuição espacial do solo e cobertura vegetal. O MIKE SHE é um modelo determinístico, distribuído e de base física, que simula vazão e qualidade de água através de uma estrutura modular que representa a maioria dos processos que ocorrem na fase terrestre do ciclo hidrológico (Figura 5). A distribuição espacial dos parâmetros da bacia, a precipitação e a resposta hidrológica são obtidas através de camadas horizontais divididas por um *grid* ortogonal no plano (ABBOT et al., 1986a). O modelo vem sendo utilizado em diversos trabalhos

para a simulação integrada de escoamento superficial e fluxo base, alcançando indicadores satisfatórios na calibração (AKBARI; SINGH, 2012).

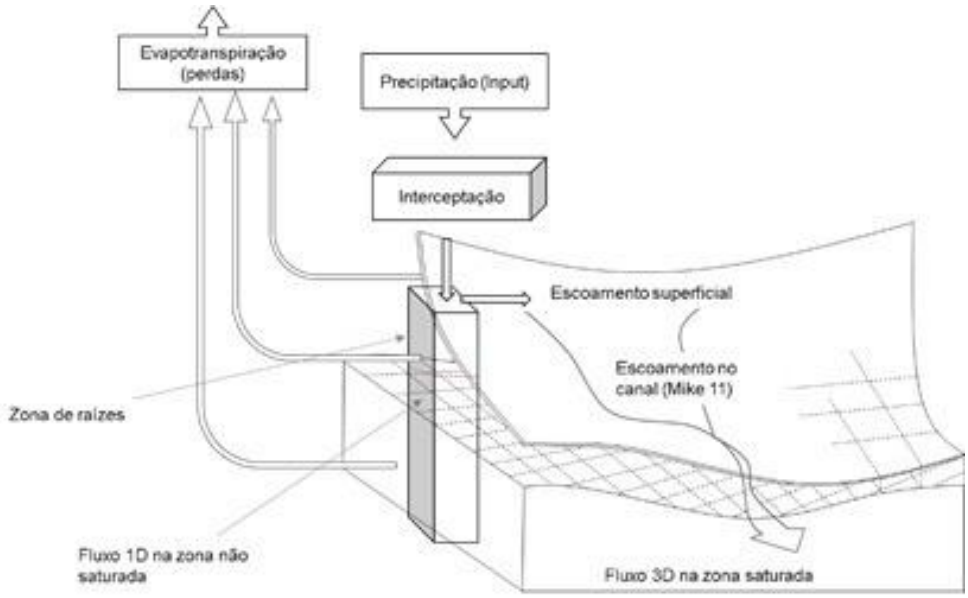

Figura 5. Representação esquemática da estrutura do modelo hidrológico europeu (SHE). Adaptado de (ABBOT et al., 1986).

Foi utilizada a base de dados organizada e pré-calibrada por Garcia (2018), sendo necessários apenas ajustes finos na calibração devido à inserção dos parâmetros de uso e tipo de solo de forma combinada para a simulação dos cenários.

4.2.5.2. Parametrização do modelo

4.2.5.2.1. Caracterização topográfica, grid e tempo de processamento

O modelo digital de terreno foi inserido no modelo no formato *raster* e a bacia hidrográfica em formato shapefile (Figura 2). Foram definidos um intervalo (*time step*) de 30 minutos e o grid de processamento foi definido com resolução de 20 metros.

4.2.5.2.2. Parametrização climática

Os dados de precipitação foram inseridos no modelo na frequência de 30 minutos e espacializados por meio de triangulação de Thiessen de acordo com a

localização dos postos. Na figura 6, apresenta-se a distribuição da precipitação que ocorreu nos anos de calibração e validação em conjunto com os dados de vazão correspondentes aos mesmos anos.

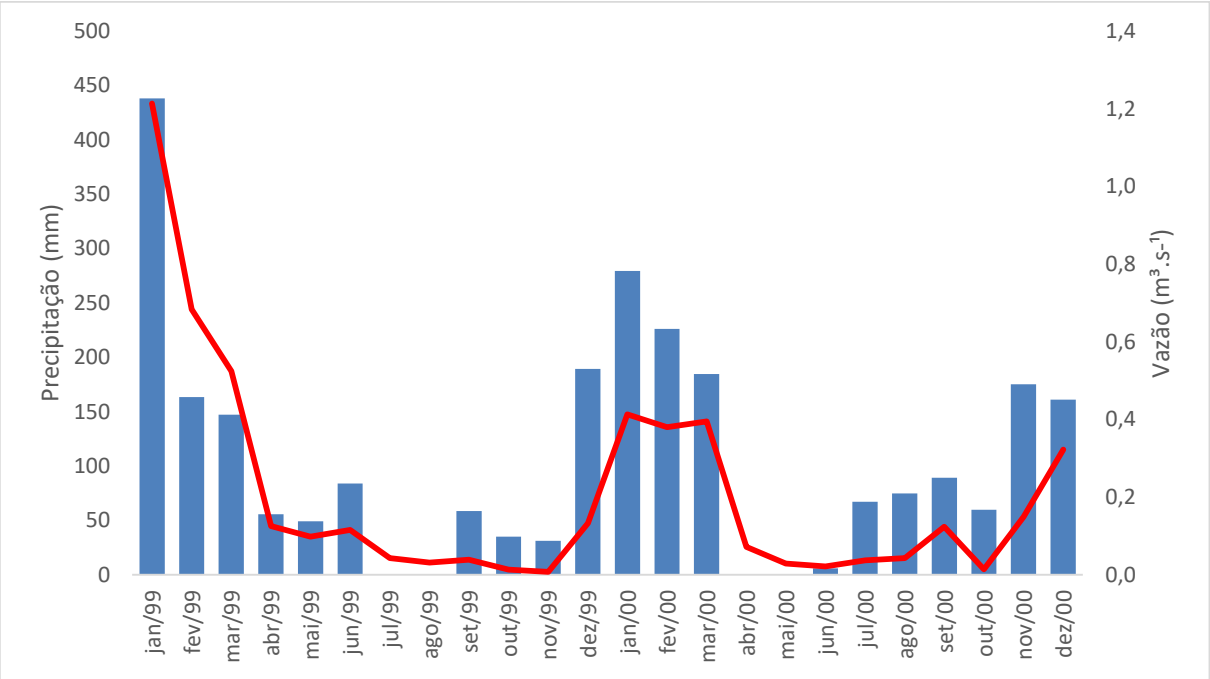

Figura 6. Distribuição temporal da precipitação e da vazão nos anos de calibração e validação.

Uma estação meteorológica automática localizada a 11,5 km de distância da BHRM foi utilizada para o cálculo da evapotranspiração de referência, que foi inserida no modelo uniformemente distribuída no espaço e variando no tempo. Os dados estão disponíveis com uma frequência de 15 minutos. Para o cálculo da evapotranspiração de referência, foi utilizada a equação de Penman-Monteith modificada pela FAO, que requer como variáveis climáticas a temperatura do ar, a radiação líquida, a velocidade do vento, a umidade relativa do ar e a precipitação (ALLEN et al., 1998).

4.2.5.2.3. Parametrização do uso do solo

O uso do solo foi elaborado no software ArcGIS e inserido no formato *shapefile* no modelo hidrológico, e utilizado como base para o cálculo da evapotranspiração real e escoamento superficial. O modelo calcula a evapotranspiração real através do método de Kristensen e Jensen (1975), que requer como informações o Índice de Área Foliar

(IAF), a profundidade e distribuição vertical das raízes e a capacidade de interceptação. Foram definidos parâmetros globais para a capacidade de interceptação (C_{INT}) e para a distribuição de massa das raízes (ARROT). Para o IAF, profundidade de raízes (PR) e coeficiente de cultura (Kc), os parâmetros foram distribuídos ao longo do tempo para cada cultura, de forma que o ciclo de corte e crescimento fosse considerado (Tabela 1).

Tabela 1. Parâmetros definidos para o cálculo da evapotranspiração real para cada classe de uso do solo. (CINT: capacidade de interceptação; C1, C2 e C3: coeficiente empíricos de Kristensen e Jensen (1975); AROOT: distribuição de massa das raízes; IAF: índice de área foliar; Kc: coeficiente de cultura; PR: profundidade de raízes)

Parâmetros globais	CINT	0,5 mm	C1 C2 C3	0,3 mm [1] 0,2 mm[1] 30 mm.dia-¹ [2]	ARROT	0,1 m-¹ [1]			
	Cana-de-açucar			Pastagem			Floresta		
Dias	IAF [3]	Kc [4]	PR [5]	IAF [3]	Kc [6]	PR [6]	IAF [3]	Kc [6]	PR [7]
	m²m-²	-	mm	m²m-²	-	mm	m²m-²	-	mm
31	1,61	1,13	1.914	1,70	0,75	1.000	3,80	1,00	7.000
61	1,71	1,15	2.471	1,60	0,75	1.000	4,10	1,00	7.000
92	1,76	1,17	3.029	2,20	0,75	1.000	3,40	1,00	7.000
122	1,77	1,18	3.586	1,50	0,75	1.000	3,00	1,00	7.000
153	1,89	1,20	4.143	1,80	0,75	1.000	2,80	1,00	7.000
184	2,15	0,95	4.700	1,90	0,75	1.000	2,50	1,00	7.000
212	0,00	0,00	0	1,50	0,75	1.000	3,00	1,00	7.000
243	0,33	0,50	200	0,90	0,75	1.000	2,30	1,00	7.000
273	0,66	0,80	300	1,10	0,75	1.000	2,40	1,00	7.000
304	0,59	1,00	500	1,00	0,75	1.000	2,80	1,00	7.000
334	0,87	1,10	800	0,90	0,75	1.000	3,70	1,00	7.000
365	1,38	1,12	1.357	1,30	0,75	1.000	3,90	1,00	7.000

(1)(DHI, 2016b); (2) (WANG et al., 2012); (3) (XAVIER; VETTORAZZI, 2004); (4) (MONTEIRO; SENTELHAS, 2014); (5) (BATTIE LACLAU; LACLAU, 2009); (6) (ALLEN et al., 1998); (7) (CANADELL et al., 1996).

No modelo Mike-SHE, o escoamento superficial é caracterizado pelo parâmetro de rugosidade do terreno, que no modelo é definida pelo número de Manning (M). O trabalho de Mingoti (2012) determinou os valores baseados em curva número para cada conjunto combinado de uso e tipo de solo na bacia de estudo (Tabela 2).

Tabela 2. Parâmetros definidos para o cálculo do escoamento superficial para cada classe de uso e tipo de solo. (S: detenção de água na superfície; M: número de Manning)

Parâmetro			Cana-de-açúcar	Pastagem	Floresta
S (1) (2)	mm		5(1)	2 (2)	2(2)
M (3)	$m^{-1/3}$ s^{-1}	Latossolo	7	13	7
		Argissolo	17	24	15
		Cambissolo	27	34	25
		Neossolo	34	42	32

(1) (JAYATILAKA; STORM; MUDGWAY, 1998); (2) (WANG et al., 2012); (3) (MINGOTI, 2012)

4.2.5.2.4. Definição e parametrização dos canais de drenagem

Os canais de drenagem foram delimitados no modelo Mike 11, que foi acoplado ao Mike SHE por meio de links entre rio-superfície e rio-zona saturada. Foi necessário definir o formato da calha, o comprimento e a rugosidade do canal. O formato e dimensões da calha foram baseado nos trabalhos de Moretti (2001) e Mingoti (2012) e definidas de acordo com a ordem dos rios. Para os rios de primeira a terceira ordem foi definido 3,3m de comprimento por 0,6m de profundidade. Para os rios superiores a quarta ordem foi definido 6m de comprimento por 1,6m de profundidade.

Foi constatado através de visitas em campo e imagens de satélite a intermitência e até mesmo a inexistência de alguns rios de primeira ordem indicado nas cartas topográficas (GARCIA, 2018). Após a exclusão desses riachos, foi necessário fornecer a altitude do canal em cada seção delineada no Mike 11. Esse dado foi obtido no MDT, mas o número de seções precisou ser ajustado para que a calha e a superfície do terreno tivessem altitudes coerentes e evitassem o transbordamento de água. Foi utilizado o valor de 28 s $m^{-1/3}$ para a resistência do leito do rio em todos os trechos (CHOW, 1959).

Em relação aos valores iniciais de vazão para evitar instabilidades numéricas, para a vazão nas “condições limites” (nascentes e exutórios), o que representa a vazão mínima da bacia, foi estabelecido o valor de $1.10^{-3} m^3 s^{-1}$ (GARCIA, 2018). A troca de fluxo entre a zona saturada e o rio é caracterizada por um coeficiente (ZS-rio) cujo valor

inicial foi definido em $1.10^{-6}s^{-1}$ (HENRIKSEN et al., 2003). A lâmina d'água nos rios foi de definida em 0,1 m e a vazão em 0,05 $m^3 s^{-1}$ (GARCIA, 2018).

4.2.5.2.5. Parametrização da zona não-saturada

A pedologia na bacia do ribeirão dos Marins foi mapeada por Ranieri (1996) e as propriedades do solo para a caracterização da zona não saturada foi obtida em Mingoti (2012) (APÊNDICE). Para a inserção no modelo, foi definido que os parâmetros seriam relacionados a textura, e não ao tipo de solo, para permitir maior flexibilidade na mudança dos parâmetros posteriormente, na simulação de cenários (Figura 6).

Foi determinado o uso da equação de Richards para os processos da zona não saturada, o que requer os valores da curva de retenção da água no solo e da função da condutividade hidráulica saturada (K_s) em relação a umidade volumétrica do solo (θ). Mingoti (2012) determinou a curva de retenção de umidade para 2 camadas (superficial e subsuperficial) dos solos encontrados na bacia do Marins através de amostras indeformadas de solos submetidas a câmara de pressão de Richards. A saturação efetiva foi definida em um valor 10% abaixo do que o volume no ponto de saturação (GARCIA, 2018). Já a K_s foi obtida através de permeâmetro de carga constante e a relação K_s- θ foi estabelecida pelo modelo de Van Genuchten (1980) usando o software *Soil Water Retention Curve*. Entretanto, os valores de K_s serão alterados nas simulações para representação dos cenários.

A macroporosidade do solo foi representada através do mecanismo "*simple by-pass flow*" (DHI, 2016b), que divide a infiltração em duas partes: uma que percola pela matriz do solo e outra que passa diretamente pelo solo e é direcionada para o lençol freático.

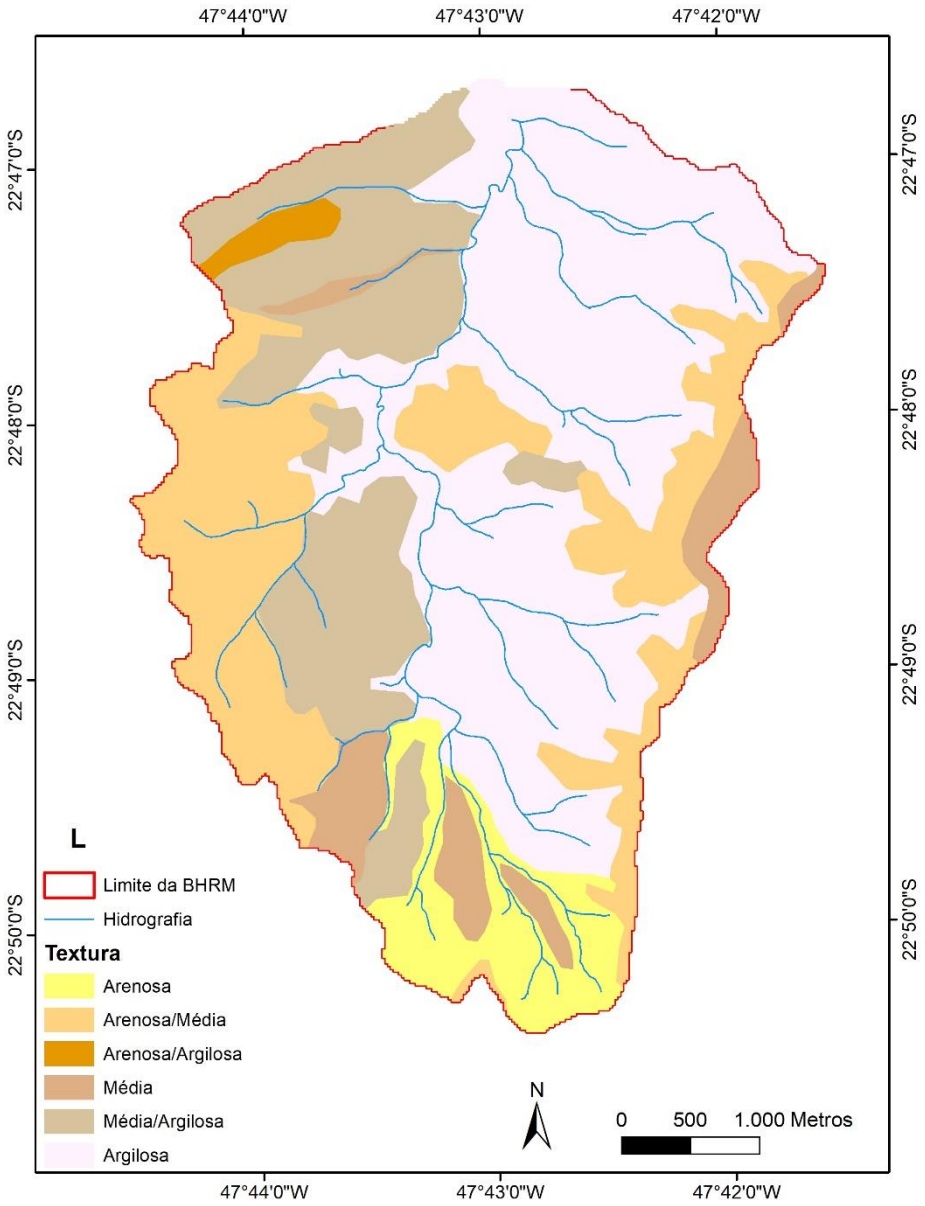

Figura 6. Classes texturais dos solos da bacia do ribeirão dos Marins (BHRM).

4.2.5.2.6. Parametrização da zona saturada

Os dados para a parametrização da zona saturada foram obtidos a partir do trabalho de Mingoti (2012), que coletou a condutividade hidráulica em 4 pontos da bacia. A média desses pontos foi utilizada tanto para a condutividade hidráulica vertical quanto horizontal, com valor inicial de $9{,}44E^{-8}$m s^{-1} distribuídos uniformemente no espaço.

Foram definidos, ainda, o coeficiente de armazenamento (S_S=1.10^{-4} L^{-1}) e o rendimento específico (S_Y=0,2) (FEITOSA et al., 2008; DHI, 2016a), sendo esse último um

parâmetro que, apesar de definido um valor inicial, varia durante as simulações e é substituído pela diferença entre a capacidade de campo e o ponto de murcha permanente da zona não saturada (REFSGAARD, 1997).

4.2.6. Calibração e validação

A base de dados pré-calibrada por Garcia (2018) tomou por base o uso do solo do ano 1999 e 2000 para o processo de calibração e validação, dividindo o período com dados disponíveis em partes iguais para realizar os dois processos. Assim, o ano de 1999 foi utilizado para calibração enquanto o ano 2000 foi utilizado para validação. A metodologia adotada foi o método manual por meio de tentativa e erro, ajustando parâmetros até que se obtivesse um ajuste estatisticamente satisfatório. Para o ajuste das vazões mínimas, foram ajustados a condutividade hidráulica horizontal e o coeficiente de troca entre a zona saturada e o rio. Para o ajusta das máximas, foram ajustados a condutividade hidráulica saturada, a rugosidade no canal, a detenção de água na superfície e a rugosidade da superfície. Por fim, para ajustar o processo de evapotranspiração, foram ajustados o índice de área foliar, o coeficiente de interceptação e os parâmetros C1, C2 e C3.

A eficiência do modelo foi verificada através da comparação do deflúvio observado e simulado e alcançou níveis satisfatórios (tabela 3). Foram utilizados os limites e indicadores propostos por (MORIASI et al., 2015), que considera o modelo satisfatório quando o coeficiente de determinação (R^2) >0,6, índice de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) >0,5 e porcentagem de viés (PBIAS) ≤15% para dados analisados em escala diária. Quanto menor o valor da raiz do erro quadrático médio (RMSE), melhor o ajuste do modelo.

Tabela 3. Resultado dos índices de eficiência para o deflúvio diário nas etapas de calibração (ano 1999) e de validação (ano 2000) do modelo. NSE: índice de eficiência de Nash-Sutcliffe; R^2: coeficiente de determinação; RMSE: raiz do erro quadrático médio; PBIAS: porcentagem de viés

	Índices de referência			
Etapas	**NSE**	**R^2**	**RMSE**	**PBIAS**
Calibração	0,71	0,72	0,16	-1
Validação	0,6	0,61	0,55	10,7

4.2.7. Simulação de cenários de mudança de uso do solo

A importância das florestas ripárias para os processos ecológicos é reconhecida em diversos trabalhos já desenvolvidos, inclusive na Mata Atlântica (METZGER, 2010; SALEMI et al., 2012). A legislação florestal brasileira dispõe sobre essas áreas através da proteção da vegetação de faixas no entorno de rios e nascentes. Com o objetivo de verificar a influência do envelhecimento da floresta nos processos hidrológicos, foram simulados os seguintes cenários (Figura 7):

- Cen1: Pastagem em 100% da área da bacia;
- Cen2: Floresta com 8-21 anos em 30% da área da bacia e pastagem no restante;
- Cen3: Floresta com 21-38 anos em 30% da área da bacia e pastagem no restante;
- Cen4: Floresta com mais de 38 anos em 30% da área da bacia e pastagem no restante;
- Cen5: Floresta com 8-21 anos em 50% da área da bacia e pastagem no restante;
- Cen6: Floresta com 21-38 anos em 50% da área da bacia e pastagem no restante;
- Cen7: Floresta com mais de 38 anos em 50% da área da bacia e pastagem no restante;

Os cenários de aumento da cobertura florestal foram gerados a partir da alocação da floresta na região próxima aos corpos d'água, com o objetivo de padronizar a localização e simular cenários passíveis de ocorrerem futuramente na área modelada. Após essa definição dos cenários de uso do solo, os mesmos foram sobrepostos (overlay) ao mapa de textura do solo, gerando arquivos vetoriais combinando as duas variáveis para a preparação dos cenários.

Com relação as mudanças na idade da floresta presente em alguns cenários, os parâmetros modificados para a simulação dos cenários foram o Índice de Área Foliar (IAF) e a Condutividade Hidráulica Saturada (K_s), ambos obtidos para cada classe de idade da floresta. A Ks foi obtida a partir do trabalho de campo desenvolvido no capítulo 2 desta tese. Foi calculada a mediana de cada classe de idade da floresta e em seguida o

aumento do parâmetro com relação a pastagem. A classe de 8-21 anos aumentou 11,53 vezes com relação à pastagem, a classe 21-38 aumentou 15,95 vezes e a classe >38 anos aumentou 19,66 vezes. Esses valores foram multiplicados pelos valores originais de condutividade medidas na bacia de estudo para obtenção do parâmetro alterado pela idade da floresta. Essas alterações foram aplicadas apenas na primeira camada de solo, já que os dados foram mensurados somente nessa camada.

O IAF foi obtido a partir do trabalho de Almeida et al. (2019), que mensurou o índice nas mesmas áreas de amostragem da Ks, na bacia do rio Corumbataí (Tabela 4).

Tabela 4. Parâmetros definidos para a simulação dos cenários de crescimento da floresta. (IAF: Índice de Área Foliar; K_s: Condutividade Hidráulica Saturada)

		Floresta		
	Pastagem	8-21 anos	21-38 anos	> 38 anos
K_s	→ X	11,53 → X	15,95 → X	19,66
Arenosa/argilosa	1,70E-06	1,96E-05	2,71E-05	3,34E-05
Arenosa/argilosa	2,10E-05	2,42E-04	3,35E-04	4,13E-04
Arenosa/média	4,60E-06	5,30E-05	7,34E-05	9,04E-05
Argilosa	2,00E-06	2,31E-05	3,19E-05	3,93E-05
Média	5,70E-06	6,57E-05	9,09E-05	1,12E-04
Média/argilosa	9,20E-06	1,06E-04	1,47E-04	1,81E-04
IAF[1]	-	4,6	5,5	6

[1] (ALMEIDA et al., 2019)

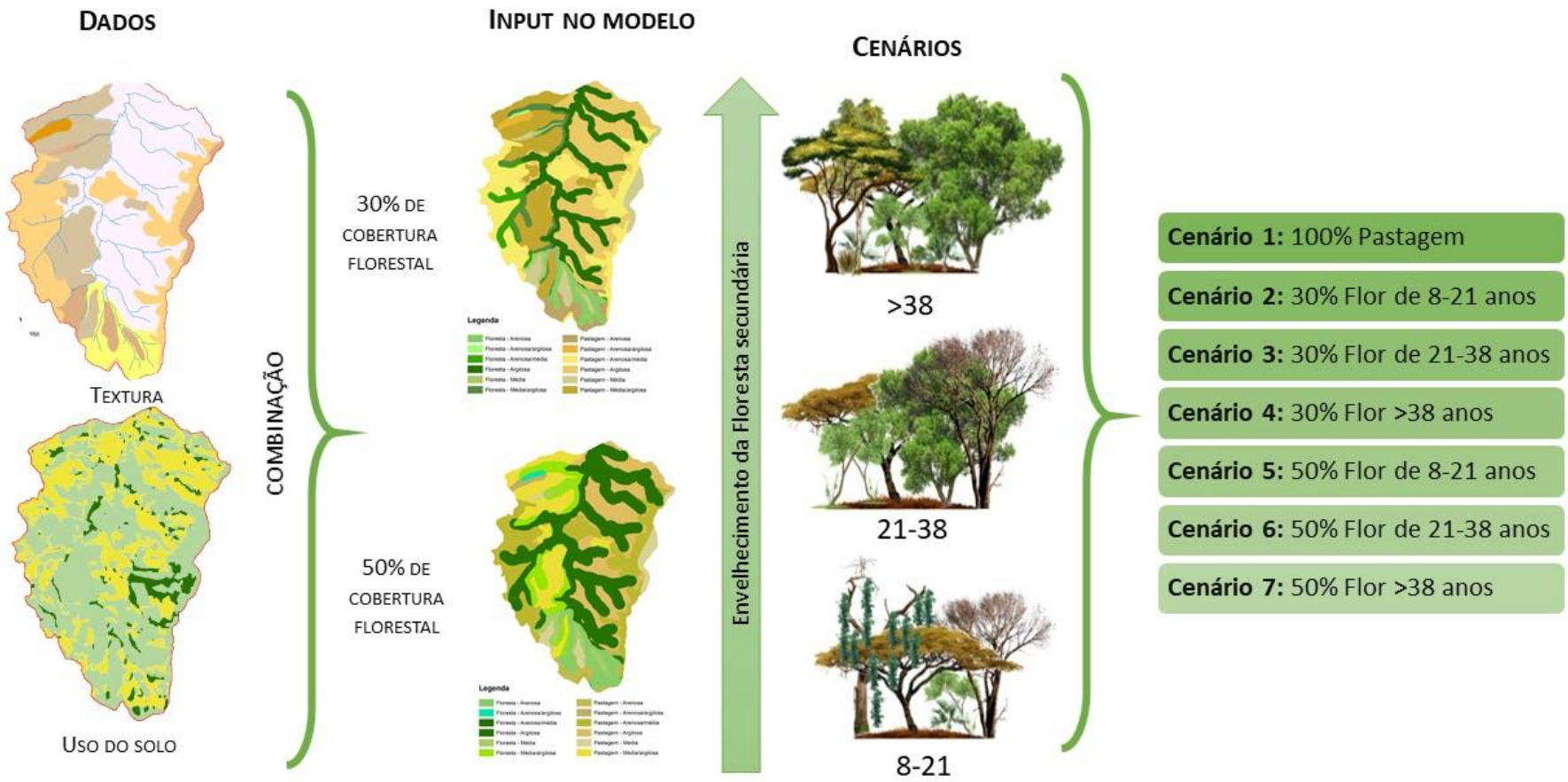

Figura 7. Esquema da preparação dos cenários para simulação no modelo hidrológico.

4.2.8. Análise dos resultados

Foram utilizados 6 indicadores para avaliar as modificações dos processos hidrológicos com a conversão do uso do solo e crescimento da floresta: balanço hídrico (BH); índice de fluxo base (BFI); deflúvio anual (Q); vazão média (Qmédia); índice de máximas (Qmáx) e índice de mínimas (Qmín).

O BFI é definido pela porcentagem de deflúvio que se converte em escoamento base (SMAKHTIN, 2001). Nesse trabalho, o escoamento base foi separado do escoamento direto por meio do filtro digital desenvolvido por Lyne & Hollik (2015) utilizando dados diários. O BFI foi então calculado para o período simulado.

O deflúvio anual foi calculado em mm através da integração no tempo e espaço dos valores de vazão resultante das simulações. As vazões média, máxima e mínima foram extraídas da curva de permanência de vazão calculada para o período simulado em todos os cenários.

A Qmédia, Qmáx e Qmín são índices extraídos da curva de permanência de vazão, que é a análise de frequência das vazões de um período e fornece a vazão que se espera exceder em uma porcentagem de tempo (SHAO et al., 2009). Assim, a Qmáx adotada é a vazão que foi excedida entre 1 a 5% do tempo simulado e a Qmín é a vazão que foi excedida entre 70 à 90% do tempo simulado. A Qmédia é a média das vazões diárias de todo o período.

Para avaliar as diferenças entre os cenários, foram utilizados os indicadores hidrológicos extraídos de 6 microbacias localizadas dentro da área de estudo que apresentaram a cobertura florestal desejada de 30 ou 50% nas simulações. Esses indicadores foram relativizados e tiveram a porcentagem de mudança calculada utilizando como referência o cenário 1, com 100% de cobertura com pastagem. Os dados foram submetidos a teste de normalidade e análise de variância para detectar diferenças entre os cenários.

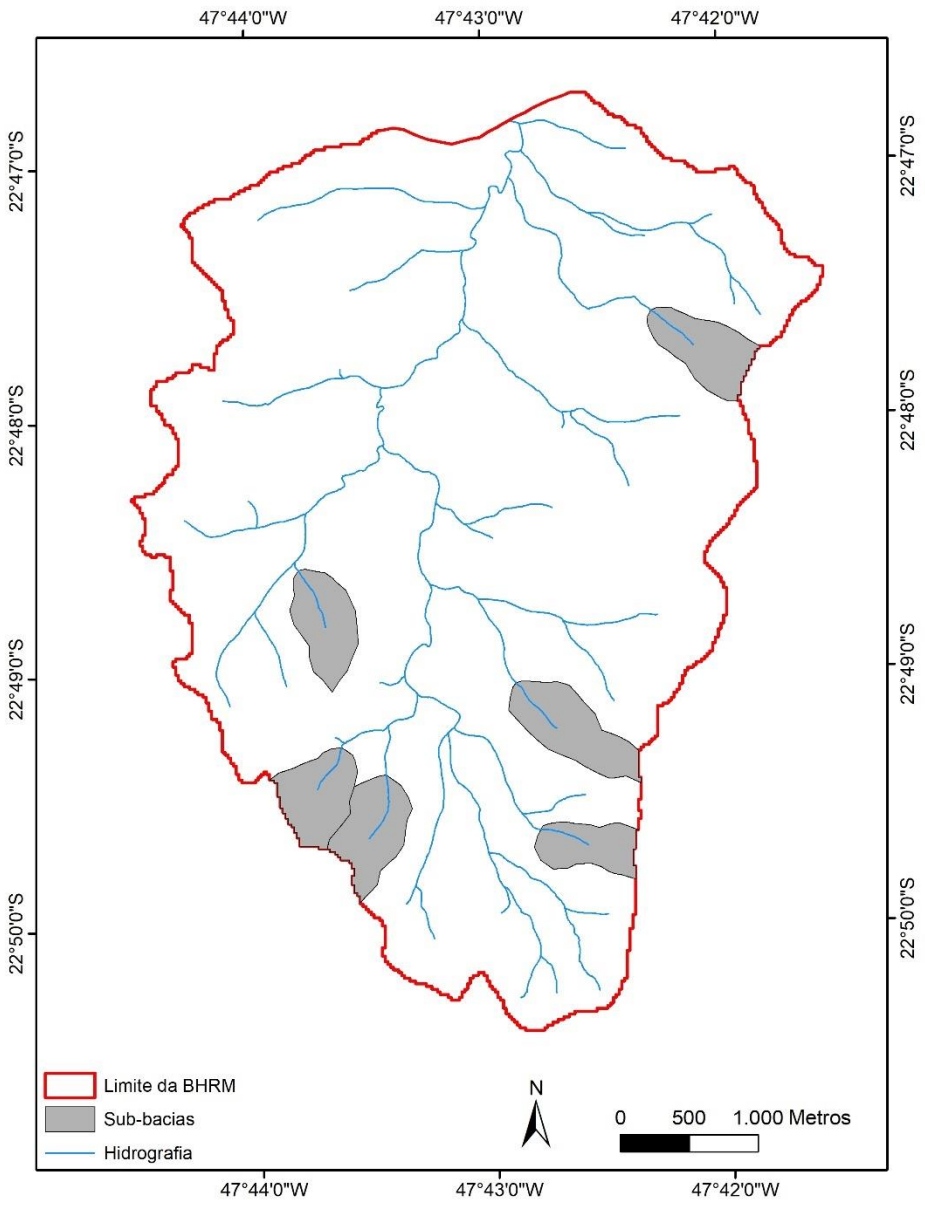

Figura 8. Localização das sub-bacias consideradas para análise estatística na bacia hidrográfica do ribeirão dos Marins.

4.3 Resultados

No balanço hídrico referente ao período simulado, é observado que a precipitação efetiva diminui após a conversão de pasto para floresta, o que é justificado pelo aumento da interceptação também observada (Tabela 5). A infiltração aumenta após a conversão e a evapotranspiração também aumenta ocasionando uma queda no deflúvio. Durante o crescimento da floresta, apesar do aumento da interceptação, não foram observadas modificações expressivas na evapotranspiração e no deflúvio. A

infiltração diminui com o crescimento da floresta, acompanhando a precipitação efetiva.

Tabela 5. Balanço hídrico apresentado para os cenários em dois anos de simulação na bacia.

Cenários	Precipitação	Precipitação efetiva	Interceptação	Infiltração	Evapotranspiração	Deflúvio
				(mm)		
Cen1	2516,5	2188,5	328,0	1485,8	1432,2	1102,5
Cen2	2516,5	2082,5	434,0	1545,4	1662,2	891,6
Cen3	2516,5	2063,6	452,9	1532,3	1662,5	891,4
Cen4	2516,5	2054,6	461,9	1525,8	1662,6	891,3
Cen5	2516,5	2018,6	498,0	1556,5	1815,1	782,4
Cen6	2516,5	1988,0	528,5	1532,0	1815,5	782,2
Cen7	2516,5	1973,6	542,9	1520,4	1815,8	781,9

A média das vazões diminuiu em torno de 10% quando a floresta passou a ocupar 30% da bacia e em torno de 18% quando a floresta passou a ocupar 50% da bacia, mas se manteve estável durante o crescimento da floresta para os dois cenários de cobertura simulados (30 e 50% de cobertura) (Figura 9).

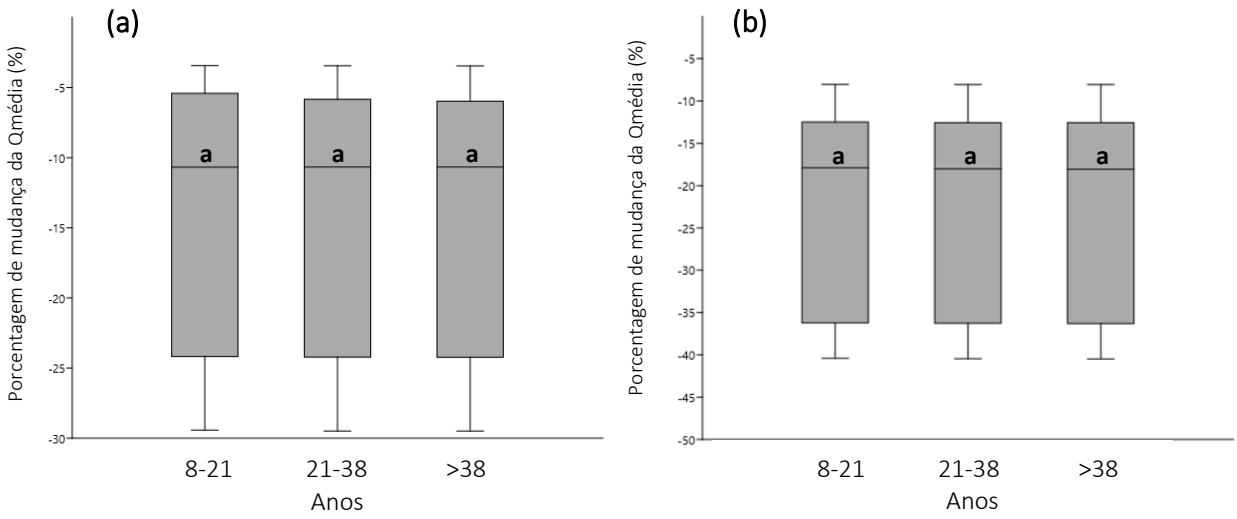

Figura 9. Resultado das simulações de aumento da idade da floresta para a vazão média comparada ao cenário de pastagem. (a) floresta ocupando 30% da bacia. (b) floresta ocupando 50% da bacia.

O mesmo comportamento foi observado nas vazões mínimas, com um decréscimo de valor após a conversão para a floresta em ambas as porcentagens de cobertura seguida de estabilidade durante o avanço da idade da floresta (Figura 10).

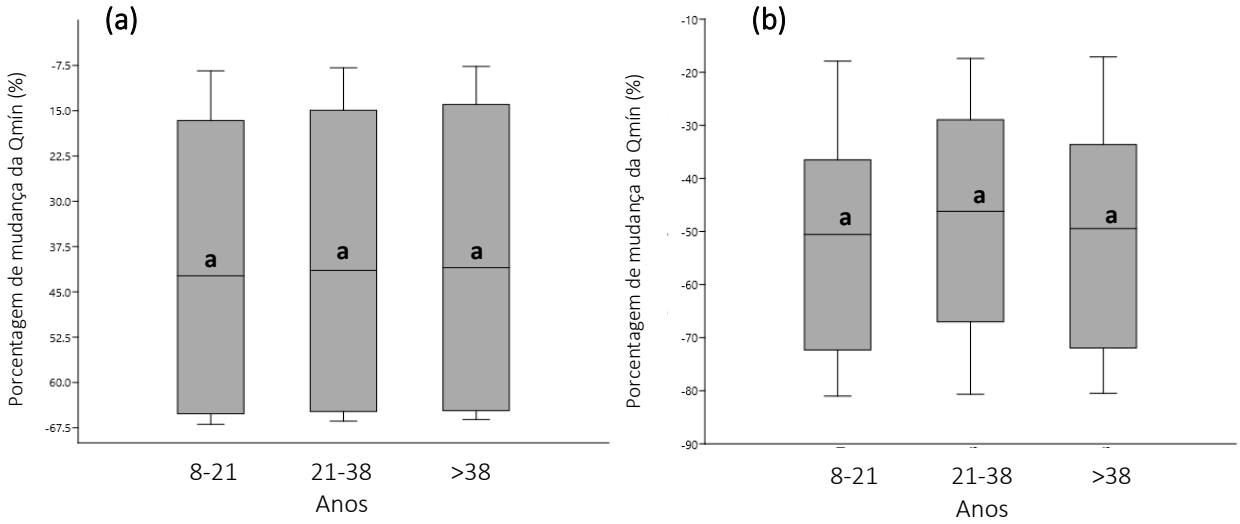

Figura 10. Resultado das simulações de aumento da idade da floresta para as vazões mínimas comparada ao cenário de pastagem. (a) floresta ocupando 30% da bacia. (b) floresta ocupando 50% da bacia.

As vazões máximas diminuíram após a conversão para floresta em ambas as porcentagens de cobertura, sendo mais acentuada no cenário com 50% de cobertura florestal, com uma diminuição em torno de 12% quando comparada ao cenário com pastagem. Em seguida, foi observada a estabilização das vazões máximas (Figura 11).

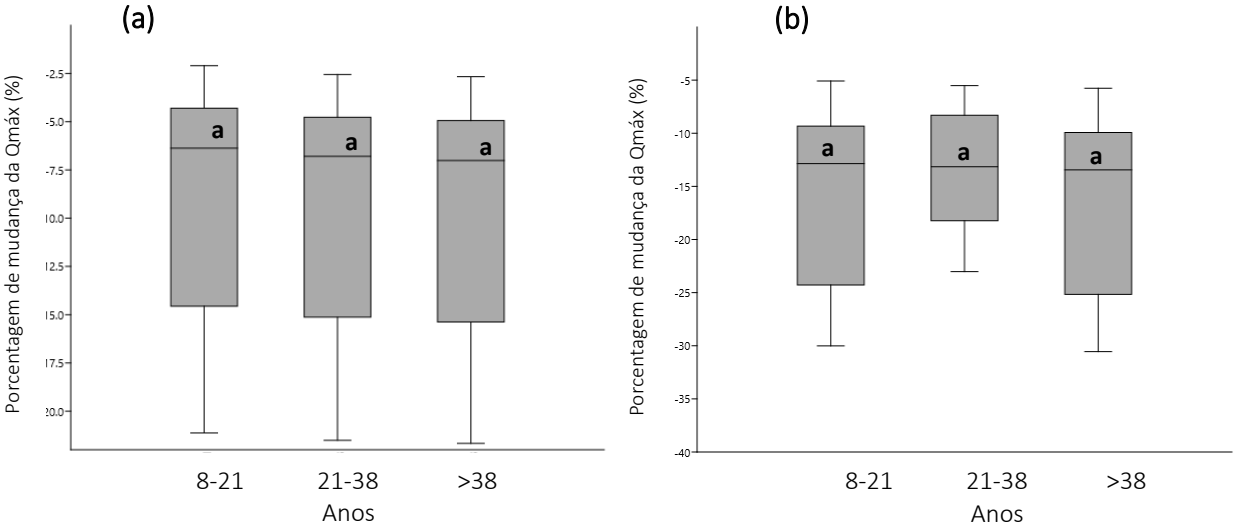

Figura 11. Resultado das simulações de aumento da idade da floresta para as vazões máximas comparada ao cenário de pastagem. (a) floresta ocupando 30% da bacia. (b) floresta ocupando 50% da bacia.

Apesar da diminuição do índice de fluxo base após a conversão para floresta, os resultados mostraram uma tendência de aumento com o avanço da idade da floresta em ambas as porcentagens de cobertura simuladas (Figura 12).

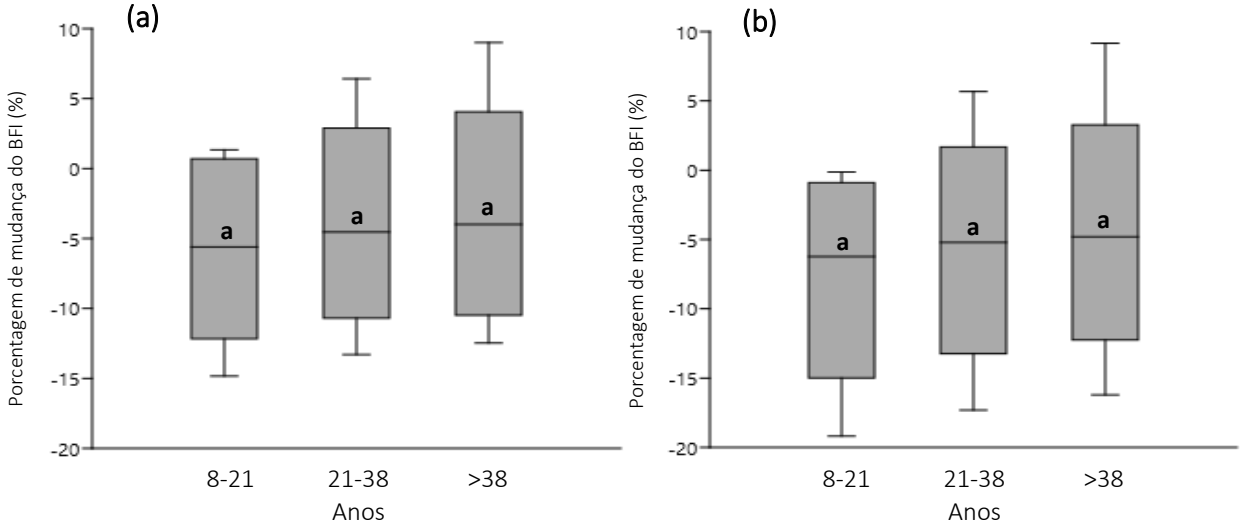

Figura 12. Resultado das simulações de aumento da idade florestal para índice de fluxo base comparado ao cenário de pastagem. (a) floresta ocupando 30% da bacia. (b) floresta ocupando 50% da bacia.

Por fim, acompanhando o resultado encontrado para a vazão média, o deflúvio anual teve uma queda após a conversão para floresta e se manteve estável com o avanço da idade da floresta (Figura 13).

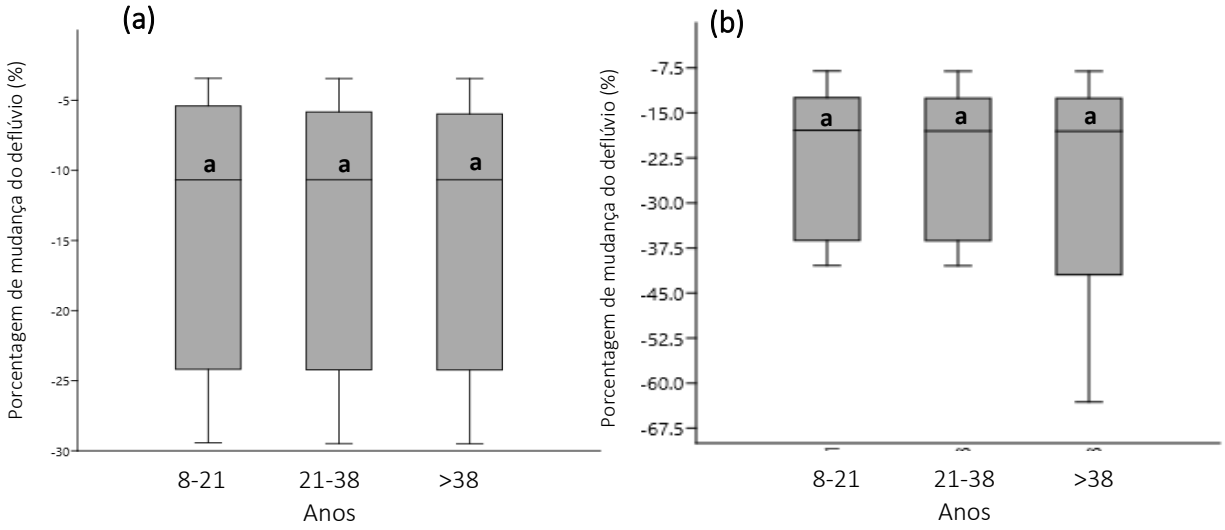

Figura 13. Resultado das simulações de aumento da idade da floresta para o deflúvio comparado ao cenário de pastagem. (a) floresta ocupando 30% da bacia. (b) floresta ocupando 50% da bacia.

4.4 Discussão

A diminuição da vazão média e do deflúvio anual observada nos resultados era esperada após a conversão de pastagem para floresta. Esse efeito tem sido observado em diversos estudos que consideraram experimentos com bacias pareadas comparando vegetação de menor porte, como gramíneas e arbustos, com floresta (HIBBERT, 1967; BOSH; HEWLETT, 1982; SAHIN; HALL, 1996; NEARY; ICE; JACKSON, 2009). A redução observada pode ser atribuída ao aumento das perdas por evapotranspiração, isso porque a cobertura florestal tem maior índice de área foliar e maior profundidade do sistema de raízes, que alcança as camadas mais profundas do solo durante a estação seca (SCOTT; BRUIJNZEEL; MACKENSEN, 2005; VAN DIJK; KEENAN, 2007), características que foram incluídas no modelo. Também por esse motivo, é esperada a diminuição proporcional à porcentagem de cobertura na bacia, o que foi observado nas simulações, sendo o cenário com mais cobertura o que teve a diminuição mais acentuada.

A redução das vazões máximas é um efeito positivo da floresta, já que regula e diminui cheias que poderiam trazer prejuízos. Embora se espere ver esse efeito mais pronunciado em bacias de pequena escala e apenas para eventos não-extremos (CALDER, 2007), foi observada a redução das vazões máximas após a conversão de pastagem para floresta nos cenários simulados. O balanço hídrico mostrou o aumento da interceptação, processo responsável por reter a água da chuva na copa das árvores e diminuir a água que chega ao solo durante os eventos de chuva (SALEMI et al., 2013), atuando diretamente na contenção das vazões máximas. Também no balanço hídrico é possível observar o aumento da infiltração após a conversão para floresta, indicando a diminuição do escoamento superficial e, por consequência, de processos erosivos que poderiam prejudicar o solo e a qualidade da água (BRUIJNZEEL, 2004; GAGELER et al., 2014). Esses benefícios são extensamente relatados, incluindo ainda a melhoria do ambiente para a biodiversidade, integridade ecológica e bem-estar humano (FILOSO et al., 2017b), principalmente em bacias menores que são mais sensíveis a mudanças de uso do solo.

Para as vazões mínimas e o índice de fluxo base, os estudos existentes parecem discordantes para se fazer afirmações mais contundentes e existem poucas evidências de que ocorra um aumento após a conversão para floresta (BRUIJNZEEL, 2004). A conclusão geral é que a cobertura florestal geralmente diminui a vazão anual, com reduções mais acentuadas no período seco (FARLEY; JOBBAGY; JACKSON, 2005), o que foi observado nas simulações deste trabalho. No entanto, Brogna et al. (2017) encontrou um efeito positivo da floresta nas vazões mínimas, o qual atribuiu à melhoria da infiltração em solos florestais. Price & Jackson (2007) também não encontraram relação negativa entre o aumento da cobertura florestal e o fluxo base. Nesse trabalho, apesar de não apresentar diferença estatística, o índice de fluxo base mostrou tendência de aumento com o avanço da idade da floresta, o que pode indicar o efeito das interações entre floresta e solo na dinâmica da água.

Existe ainda a discussão de que o fluxo base é controlado por diversos fatores (PRICE, 2011), entre eles o tipo de solo, o clima, o relevo e o uso e manejo do solo, mas o fator principal é a geologia (BLOOMFIELD; ALLEN; GRIFFITHS, 2009). Assim, modificações no uso do solo envolvendo manejo florestal poderiam alterar taxas de

evapotranspiração e infiltração, mas a maior influência seria da geologia local. No entanto, essas conclusões gerais podem ter algumas limitações (ILSTEDT et al., 2016) por abrangerem na maioria estudos da região temperada, onde os processos de geração de escoamento superficial e evapotranspiração são bem diferentes da região tropical (BONELL, 1993); por não considerarem a degradação do solo no uso anterior, já que a floresta pode recuperar as propriedades hidráulicas do solo (HASSLER et al., 2011; MUÑOZ-VILLERS; MCDONNELL, 2013); por considerarem apenas algumas espécies de árvores (BOSH; HEWLETT, 1982; SAHIN; HALL, 1996; BROWN et al., 2005), sendo que algumas revisões estudaram espécies de rápido crescimento plantadas para uso comercial (FARLEY; JOBBAGY; JACKSON, 2005), enquanto os modelos de restauração na região tropical incluem diversas espécies de crescimento lento que consomem menos água (KAGAWA et al., 2009); pela falta de estudos de longo prazo, dado que a recuperação do solo pela floresta é dependente do tempo (PENUELA; DREW, 2004; ILSTEDT et al., 2007; BONELL et al., 2010), como visto nos capítulos 3 deste trabalho e em outros estudos apresentados na revisão do capítulo 2.

A floresta melhora as propriedades físicas do solo através de sucessivos ciclos de interações solo-água-flora-fauna (MALONEY; GARTEN; ASHWOOD, 2008; PAUL et al., 2010). A matéria orgânica decomposta age como um agente cimentante enquanto raízes e hifas produzem exsudatos que auxiliam na formação e estabilidade de agregados do solo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). A fauna e a decomposição de raízes abrem poros e diminuem a densidade aparente (BEVEN; GERMANN, 2013), favorecendo o processo de infiltração. Quanto maior o tempo, maiores as oportunidades de interação e, portanto, espera-se que melhores estejam as propriedades do solo.

Pelo exposto, esperava-se a melhoria dos índices hidrológicos com o avanço da idade da floresta nos cenários simulados, o que não foi observado. No caso do índice de máximas, este é diretamente influenciado pelo processo de interceptação. Um dos parâmetros utilizados para estimar esse processo é o índice de área foliar, o qual apresentou valores (4,6 a 6) superiores aos outros trabalhos que mediram esse índice na Mata Atlântica (3,6 e 4,08) em florestas relativamente preservadas (LINDNER, 2010; LINDNER; SATTLER, 2012). É possível que esses altos valores já estejam no limiar do que

a floresta pode fazer nas vazões máximas, por isso o envelhecimento da floresta não trouxe nenhum benefício adicional.

Com exceção do índice de máximas, era esperado que os valores apresentassem uma tendência de aumento após a floresta atingir a fase madura, mas todos os índices se mantiveram estáveis. Ferraz et al. (2013) mostraram que o deflúvio anual sofre um decréscimo nos primeiros anos de crescimento da floresta, mas ocorre uma branda recuperação após alguns anos devido à estabilização da evapotranspiração. É necessário considerar a posição da floresta na bacia hidrográfica ao interpretar os resultados obtidos. A floresta foi alocada nas áreas ripárias devido à representação de possíveis projetos de restauração na bacia. No entanto, (SALEMI et al., 2012), revisando o efeito da vegetação ripária na produção de água, mostra que é esperada a diminuição do deflúvio com a conversão para floresta nessas áreas devido a alta taxa de evapotranspiração mantida pelo acesso constante à água que se concentra no solo próximo aos rios. Dessa forma, simulações alocando a floresta em outras posições contribuiriam para um melhor entendimento dessa dinâmica.

Uma outra possibilidade a ser considerada é a de que, embora a metodologia tenha permitido modificar as propriedades hidráulicas do solo de forma combinada com o uso, apenas a mudança da condutividade hidráulica saturada não foi suficiente para reproduzir os efeitos hidrológicos observados em outros estudos. Dessa forma, seriam necessários outros mecanismos que permitam o aumento da macroporosidade, por exemplo, para reproduzir com verossimilhança a influência da floresta nos processos hidrológicos. Ainda, é importante que os modelos hidrológicos de base física sejam compreendidos quanto a dinâmica dos processos, já que esses, em sua maioria, foram desenvolvidos para regiões temperadas (GARCIA, 2018) onde a geomorfologia local tem um peso muito grande nos mecanismos de geração de escoamento e recarga do lençol freático.

4.5 Conclusões

Foi possível detectar a diminuição de todos os índices analisados após a conversão de pastagem degradada para floresta secundária. Apesar de se esperar um retorno gradual da vazão média e do deflúvio, esses índices se mantiveram estáveis

com o avanço da idade da floresta. As vazões mínimas e o índice de fluxo base, indicadores com resultados ainda controversos, também se mantiveram estáveis. A diminuição das vazões máximas é um efeito positivo e também foi estável durante o avanço da idade da floresta. Esses resultados mostraram que a evapotranspiração foi o principal processo que comandou os efeitos na dinâmica hidrológica da bacia simulada.

É necessário considerar a qualidade da floresta e investir na obtenção de dados em florestas preservadas para que sejam geradas referências. Os modelos hidrológicos de base física devem incluir mecanismos que simulem a influência do uso e manejo do solo nas propriedades hidráulicas para que o solo florestal seja representado.

REFERÊNCIAS

ABBOT, M. B. et al. AN INTRODUCTION TO THE EUROPEAN HYDROLOGICAL SYSTEM - SYSTEME HYDROLOGIQUE EUROPEEN , " SHE ", 2 : STRUCTURE OF A PHYSICALLY-BASED, DISTRIBUTED MODELLING SYSTEM. 1986. 87 1986.

AKBARI, S.; SINGH, R. Hydrological Modelling of Catchments using MIKE SHE. 2012. 7 2012.

ALLEN, R. G. et al. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56. [s.l: s.n.]v. 13

ALMEIDA, D. R. A. et al. The effectiveness of lidar remote sensing for monitoring forest cover attributes and landscape restoration. Forest Ecology and Management, v. 438, n. February, p. 34–43, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.002>.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

BATTIE LACLAU, P.; LACLAU, J. P. Growth of the whole root system for a plant crop of sugarcane under rainfed and irrigated environments in Brazil. Field Crops Research, v. 114, n. 3, p. 351–360, 2009.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do Solo. 9. ed. [s.l: s.n.]

BEVEN, K.; GERMANN, P. Macropores and water flow in soils revisited. Water Resources

Research, v. 49, n. 6, p. 3071–3092, 2013.

BLOOMFIELD, J. P.; ALLEN, D. J.; GRIFFITHS, K. J. Examining geological controls on baseflow index (BFI) using regression analysis: An illustration from the Thames Basin, UK. Journal of Hydrology, v. 373, n. 1–2, p. 164–176, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.04.025>.

BONELL, M. Progress in the understanding of runoff generation dynamics in forests. Journal of Hydrology, v. 150, n. 2–4, p. 217–275, 1993.

BONELL, M. et al. The impact of forest use and reforestation on soil hydraulic conductivity in the Western Ghats of India: Implications for surface and sub-surface hydrology. Journal of Hydrology, v. 391, n. 1–2, p. 47–62, 2010. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169410004178>.

BOSCH, J. M.; HEWLETT, J. D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. Journal of Hydrology, v. 55, n. 1–4, p. 3–23, 1982.

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

BROGNA, D. et al. How does forest cover impact water flows and ecosystem services? Insights from “real-life” catchments in Wallonia (Belgium). Ecological Indicators, v. 72, p. 675–685, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.011>.

BROWN, A. E. et al. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. Journal of Hydrology, v. 310, n. 1–4, p. 28–61, 2005.

BRUIJNZEEL, L. A. Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees? Agriculture, Ecosystems and Environment, v. 104, n. 1, p. 185–228, 2004.

CALDER, I. R. Forests and water—Ensuring forest benefits outweigh water costs. Forest Ecology and Management, v. 251, n. 1–2, p. 110–120, 2007. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112707004719>.

CANADELL, J. et al. Max rooting depth of veg types at global scale Talks about boreal.

Oecologia, v. 108, p. 583–595, 1996. Disponível em: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2FBF00329030.pdf>.

CARVALHO-SANTOS, C.; HONRADO, J. P.; HEIN, L. Hydrological services and the role of forests: Conceptualization and indicator-based analysis with an illustration at a regional scale. **Ecological Complexity**, v. 20, p. 69–80, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.09.001>.

CASAGRANDE, C. . **Diagnóstico ambiental e análise temporal da adequabilidade do uso e cobertura do solo na bacia do Ribeirão dos Marins, Piracicaba-SP.** 2005. Universidade de São Paulo, 2005.

CHOW, V. te. **Open Channel Hydraulics**. Tokyo: McGRAW-HILL Book Company, 1959.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. a.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, n. 3, p. 393–408, 2002.

DHI, 2016a. **Mike She Volume 1: User Guide.** Horsholm,D ed. [s.l: s.n.]v. 27

DHI, 2016b. **Mike She - Volume 2: Reference Guide.** Horsholm, ed. [s.l: s.n.]

FARLEY, K. A.; JOBBAGY, E. G.; JACKSON, R. B. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. **Global Change Biology**, v. 11, n. 10, p. 1565–1576, 2005. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>.

FEITOSA, F. A. C. et al. **Hidrogeologia conceitos e aplicações**. 3. ed. ed. Rio de Janeiro: CPRM:LABHID, 2008. v. 53

FERRAZ, S. F. B.; LIMA, W. de P.; RODRIGUES, C. B. Managing forest plantation landscapes for water conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 58–66, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.015>.

FILOSO, S. et al. Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review. **PLoS ONE**, v. 12, n. 8, p. 1–26, 2017.

GAGELER, R. et al. Early response of soil properties and function to riparian rainforest restoration. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, 2014.

GARCIA, L. G. **Composição e configuração da cobertura florestal na bacia hidrográfica e seus efeitos nos serviços hidrológicos**. 2018. Universidade de São Paulo, 2018.

GROOT, R. De et al. Chapter 1 Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. **The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations.**, n. March, p. 1–40, 2010. Disponível em: <http://www.teebweb.org/our-publications/teeb-study-reports/ecological-and-economic-foundations/>.

HAINES-YOUNG, R. H.; POTSCHIN, M. B. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. **Ecosystems ecology: a new synthesis**, p. 31, 2009.

HASSLER, S. K. et al. Recovery of saturated hydraulic conductivity under secondary succession on former pasture in the humid tropics. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1634–1642, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.031>.

HELVEY, J. D.; PATRIC, J. H. Design criteria for interception studies. **Hydrological Sciences Bulletin. International Association of Hydrological Sciences**, v. 67, p. 131–137, 1966.

HENRIKSEN, H. J. et al. Methodology for construction, calibration and validation of a national hydrological model for Denmark. **Journal of Hydrology**, v. 280, n. 1–4, p. 52–71, 2003. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169403001860>.

HIBBERT, A. Forest Treatment Effects on Water Yield. **International Symposium For Hydrology**, p. 527–543, 1967.

HORTON, R. E. Rainfall interception. **Monthly Weather Review**, v. 47, n. 9, p. 603–623, 1919. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1175/1520-0493(1919)47%3C603:RI%3E2.0.CO;2>.

ILSTEDT, U. et al. The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: A systematic review and meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1–2, p. 45–51, 2007.

ILSTEDT, U. et al. Intermediate tree cover can maximize groundwater recharge in the seasonally dry tropics. **Scientific Reports**, v. 6, n. February, p. 1–12, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/srep21930>.

JAYATILAKA, C. J.; STORM, B.; MUDGWAY, L. B. Simulation of water flow on irrigation bay scale with MIKE-SHE. **Journal of Hydrology**, v. 208, n. 1- 2 /2, p. 108–130, 1998.

JOHNSON, R. The forest cycle and low river flows: a review of UK and international studies. **Forest Ecology and Management**, v. 109, n. 1–3, p. 1–7, 1998. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811279800231X>.

KAGAWA, A. et al. Hawaiian native forest conserves water relative to timber plantation: Species and stand traits influence water use. **Ecological Applications**, v. 19, n. 6, p. 1429–1443, 2009.

LINDNER, A. Biomass storage and stand structure in a conservation unit in the Atlantic Rainforest-The role of big trees. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 12, p. 1769–1773, 2010.

LINDNER, A.; SATTLER, D. Biomass estimations in forests of different disturbance history in the Atlantic Forest of Rio de Janeiro, Brazil. **New Forests**, v. 43, n. 3, p. 287–301, 2012.

LYNE, V.; HOLLIK, M. Stochastic Time-Variable Rainfall-Runoff Modeling. (I. of Engineers, Ed.) In: Proceedings of the Hydrology and Water Resources Symposium, 1979, Australia. **Anais**... Australia: 2015.

MALONEY, K. O.; GARTEN, C. T.; ASHWOOD, T. L. Changes in soil properties following 55 years of secondary forest succession at Fort Benning, Georgia, U.S.A. **Restoration Ecology**, v. 16, n. 3, p. 503–510, 2008.

METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica? **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 1–5, 2010.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESTMENT. **Ecosystems and human well-being**. [s.l: s.n.]v. 5

MINGOTI, R. **Efeitos da espacialização da cobertura florestal e da profundidade dos solos na produção de água de uma bacia hidrográfica**. 2012. Universidade de São Paulo, 2012.

MONTEIRO, L. A.; SENTELHAS, P. C. Potential and Actual Sugarcane Yields in Southern Brazil as a Function of Climate Conditions and Crop Management. **Sugar Tech**, v. 16, n. 3, p. 264–276, 2014.

MORETTI, L. R. **Avaliação da erosão superficial em pequenas bacias hidrográficas rurais**. 2001. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

MORIASI, D. N. et al. HYDROLOGIC AND WATER QUALITY MODELS: PERFORMANCE MEASURES AND EVALUATION CRITERIA. **Hydrologic & Water Quality Model Calibration Guidelines**, v. 58, n. 6, p. 1763–1785, 2015.

MORO, M. A. **Utilização da interface SWAT_SIG no estudo da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial com a simulação de cenários alternativos.** 2005. Universidade de São Paulo, 2005.

MUÑOZ-VILLERS, L. E.; MCDONNELL, J. J. Land use change effects on runoff generation in a humid tropical montane cloud forest region. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 17, n. 9, p. 3543–3560, 2013.

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

PAUL, M. et al. Recovery of soil properties and functions in different rainforest restoration pathways. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 10, p. 2083–2092, 2010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.02.019>.

PENUELA, M. C.; DREW, A. P. A model to assess restoration of abandoned pasture in Costa Rica based on soil hydrologic features and forest structure. **Restoration Ecology**, v. 12, n. 4, p. 516–524, 2004.

PRICE, K. Effects of watershed topography, soils, land use, and climate on baseflow hydrology in humid regions: A review. **Progress in Physical Geography**, v. 35, n. 4, p. 465–492, 2011.

PRICE, K.; JACKSON, C. R. Effects of Forest Conversion on Baseflows in the Southern Appalachians : a Cross-Landscape Comparison of Synoptic Measurements. In: Proceedings of the 2007 Georgia Water Resources Conference, **Anais**...2007.

PRITCHETT, W. L. **Properties and Management of Forest Soils**. New York: John Wiley, 1979.

RANIERI, S. B. L. **Avaliação de métodos e escalas de trabalho para a determinação de risco e erosão em bacia hidrográfica utilizando Sistema de Informações Geográficas (SIG)**. 1996. Universidade de São Paulo, 1996.

REFSGAARD, J. C. Parameterisation, calibration and validation of distributed hydrological models. **Journal of Hydrology**, v. 198, n. 1–4, p. 69–97, 1997.

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

SALEMI, L. F. et al. Riparian vegetation and water yield: A synthesis. **Journal of Hydrology**, v. 454–455, p. 195–202, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.061>.

SALEMI, L. F. et al. Land-use change in the Atlantic rainforest region: Consequences for the hydrology of small catchments. **Journal of Hydrology**, v. 499, p. 100–109, 2013. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169413005027>.

SCOTT, D. F. On the hydrology of industrial timber plantations. **Hydrological Processes**, v. 19, n. 20, p. 4203–4206, 2005. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1002/hyp.6104>.

SCOTT, D. F.; BRUIJNZEEL, L. A.; MACKENSEN, J. The hydrological and soil impacts of forestation in the tropics. **Forests, Water and People in the Humid Tropics**, p. 622–651, 2005.

SHAO, Q. et al. A new method for modelling flow duration curves and predicting streamflow regimes under altered land-use conditions. **Hydrological Sciences Journal**, v. 54, n. 3, p. 606–622, 2009.

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

TERAMOTO, E. R.; LEPSCH, I. F.; VIDAL-TORRADO, P. Relações solo, superfície geomórfica e substrato geológico na microbacia do ribeirão Marins (Piracicaba - SP)<a NAME="top1">. **Scientia Agricola**, v. 58, p. 361–371, 2001.

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

VAN GENUCHTEN, M. T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 44, p. 892–898, 1980.

WANG, S. et al. Multi-site calibration, validation, and sensitivity analysis of the MIKE SHE Model for a large watershed in northern China. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 16, n. 12, p. 4621–4632, 2012.

XAVIER, A. C.; VETTORAZZI, C. A. Mapping leaf area index through spectral vegetation indices in a subtropical watershed. **International Journal of Remote Sensing**, v. 25, n. 9, p. 1661–1672, 2004.

ZHANG, L.; DAWES, W. R.; WALKER, G. R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. **Water Resources Research**, v. 37, n. 3, p. 701–708, 2001.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Dados para obtenção da condutividade hidráulica saturada dos solos da bacia hidrográfica do ribeirão dos Marins

Tipo de Solo	Volume cm³	Tempo min	Altura cm	Diâmetro cm	L=Dx cm	A cm²	K0 m.s^{-1}
CX1+RL6+PV1	25	27	1,9	7,1	7	39,592	3,1E-06
CX2	33	20	1,9	7,1	7	39,592	5,5E-06
LV1	28	20	1,7	7,1	7	39,592	4,7E-06
RL1	22	45	1,7	7,1	7	39,592	1,7E-06
RL2	62	20	1,8	7,1	7	39,592	1,0E-05
RL3	9	45	1,7	7,1	7	39,592	6,8E-07
PE	35	20	1,7	7,1	7	39,592	5,9E-06
PV2A	55	27	1,7	7,1	7	39,592	6,9E-06
PV2B	33	20	1,9	7,1	7	39,592	5,5E-06
PV3A	168	27	1,9	7,1	7	39,592	2,1E-05
PV3B	63	45	1,6	7,1	7	39,592	4,8E-06
PV4A	62	45	1,9	7,1	7	39,592	4,6E-06
PV4B	13	27	1,9	7,1	7	39,592	1,6E-06
PV5A	92	27	1,9	7,1	7	39,592	1,1E-05
PV5B	16	45	1,7	7,1	7	39,592	1,2E-06

Extraído de (MINGOTI, 2012)

APÊNDICE B – Dados para obtenção da curva de retenção dos solos da bacia hidrográfica do ribeirão dos Marins

Tipo de Solo	Peso (g)					Peso do solo seco	Tara do anel	D. anel	Altura do anel	Volume do Anel	Densidade	Umidade (cm³/cm³)				
	Satu-rada	10 kPa	30 kPa	70 kPa	1500 kPa	g	g	cm	cm	cm³	g/cm³	Satu-rada	10 kPa	30 kPa	70 kPa	1500 kPa
CX1+RL 6+PV1	147,7	138,4	134,4	133,4	129,8	124,5	37,7	4,88	2,99	55,92	1,55	0,416	0,249	0,178	0,160	0,096
CX2	143,6	131,9	129,5	127,1	122,9	119,5	38,2	4,88	3,00	56,11	1,45	0,430	0,222	0,178	0,136	0,061
LV1	149,6	138,6	135,1	134,1	131,9	128,0	38,1	4,88	3,00	56,11	1,60	0,384	0,189	0,125	0,108	0,069
RL1	157,7	155,6	154,0	153,3	149,8	138,8	37,8	4,88	3,00	56,11	1,80	0,338	0,299	0,270	0,258	0,196
RL2	144,1	138,6	135,8	134,8	131,2	118,5	38,0	4,88	3,00	56,11	1,43	0,457	0,359	0,307	0,290	0,225
RL3	135,9	132,5	129,8	128,1	122,8	103,4	38,0	4,88	2,99	55,92	1,17	0,580	0,519	0,472	0,441	0,346
PE	152,9	147,1	144,6	143,9	140,9	130,4	38,2	4,88	2,99	55,92	1,65	0,401	0,298	0,254	0,241	0,188
PV2A	155,0	146,6	143,0	140,7	138,4	134,9	39,0	4,88	2,99	55,92	1,71	0,360	0,209	0,145	0,105	0,063
PV2B	149,8	140,5	137,2	136,6	134,5	127,0	37,9	4,88	2,99	55,92	1,59	0,407	0,240	0,182	0,171	0,134
PV3A	148,0	133,5	130,4	129,8	128,2	125,2	38,0	4,88	2,99	55,92	1,56	0,408	0,148	0,093	0,083	0,055
PV3B	157,1	152,8	150,2	149,4	147,0	138,2	38,3	4,88	3,00	56,11	1,78	0,337	0,260	0,214	0,199	0,156
PV4A	150,2	142,4	138,5	137,7	135,4	128,6	38,3	4,88	3,00	56,11	1,61	0,386	0,247	0,178	0,162	0,122
PV4B	157,8	155,3	153,9	153,6	151,1	138,8	38,2	4,88	2,99	55,92	1,80	0,339	0,295	0,270	0,264	0,219
PV5A	142,7	131,2	126,7	126,1	124,2	120,4	38,3	4,88	2,99	55,92	1,47	0,398	0,194	0,113	0,101	0,068
PV5B	152,3	145,0	140,1	139,3	136,5	131,0	38,4	4,88	2,99	55,92	1,66	0,381	0,250	0,163	0,147	0,098

Extraído de (MINGOTI, 2012)

APÊNDICE C – Parâmetros obtidos em laboratório para os solos da bacia hidrográfica do ribeirão dos Marins

Horizonte superficial:

Tipo de solo	Parâmetro							
	CHS [1] ($m.s^{-1}$)	θs ($m^3.m^{-3}$)	θr, ($m^3.m^{-3}$)	θ_{50} ($m^3.m^{-3}$)	θ_{1500} ($m^3.m^{-3}$)	IDP (-) [2]	PB (cm) [2]	EMC [3] (m)
CX1+R L6+PV1	3,07E-06	0,4165	0,0957	0,2493	0,0957	0,530	0,250	0,20
CX2	5,46E-06	0,4304	0,0610	0,2221	0,0610	0,433	0,162	0,20
LV1	4,74E-06	0,3835	0,0690	0,1886	0,0690	0,640	0,220	0,40
RL1	1,66E-06	0,3375	0,1957	0,2987	0,1957	0,376	0,483	0,20
RL2	1,04E-05	0,4566	0,2254	0,3589	0,2254	0,457	0,312	0,20
RL3	6,77E-07	0,5799	0,3456	0,5195	0,3456	0,399	0,526	0,20
PE	5,93E-06	0,4014	0,1881	0,2975	0,1881	0,461	0,242	0,40
PV2	6,90E-06	0,3598	0,0631	0,2094	0,0631	0,611	0,321	0,80
PV3	2,06E-05	0,4075	0,0545	0,1479	0,0545	0,709	0,152	0,80
PV4	4,56E-06	0,3862	0,1217	0,2474	0,1217	0,663	0,323	0,40
PV5	1,13E-05	0,3982	0,0676	0,1937	0,0676	0,804	0,299	0,40

Observação: ([1]) Condutividade Hidráulica Saturada; ([2]) parâmetros de ajuste da curva de retenção; ([3]) Espessura Máxima da Camada.

Horizonte sub-superficial:

Tipo de solo	Parâmetro							
	CHS [1] ($m.s^{-1}$)	θs ($m^3.m^{-3}$)	θr, ($m^3.m^{-3}$)	θ_{50} ($m^3.m^{-3}$)	θ_{1500} ($m^3.m^{-3}$)	IDP (-) [2]	PB (cm) [2]	EMC [3] (m)
CX1+R L6+PV1	3,07E-06	0,4165	0,0957	0,2493	0,0957	0,530	0,250	1,40
CX2	5,46E-06	0,4304	0,0610	0,2221	0,0610	0,433	0,162	1,40
LV1	4,74E-06	0,3835	0,0690	0,1886	0,0690	0,640	0,220	3,30
RL1	1,66E-06	0,3375	0,1957	0,2987	0,1957	0,376	0,483	0,60
RL2	1,04E-05	0,4566	0,2254	0,3589	0,2254	0,457	0,312	0,60
RL3	6,77E-07	0,5799	0,3456	0,5195	0,3456	0,399	0,526	0,60
PE	5,93E-06	0,4014	0,1881	0,2975	0,1881	0,461	0,242	2,30
PV2	5,46E-06	0,4066	0,1343	0,2401	0,1343	0,633	0,222	2,10
PV3	4,80E-06	0,3370	0,1556	0,2598	0,1556	0,516	0,346	2,10
PV4	1,59E-06	0,3392	0,2192	0,2947	0,2192	0,393	0,333	2,30
PV5	1,20E-06	0,3807	0,0983	0,2500	0,0983	0,677	0,394	2,30

Observação: ([1]) Condutividade Hidráulica Saturada; ([2]) parâmetros de ajuste da curva de retenção; ([3]) Espessura Máxima da Camada.

Extraído de (MINGOTI, 2012)