

ASPECTOS HIDROLÓGICOS DA RECUPERAÇÃO FLORESTAL DE ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE AO LONGO DOS CORPOS DE ÁGUA¹

HYDROLOGICAL ASPECTS OF FOREST RECUPERATION OF PERMANENT PRESERVATION AREAS ALONG WATER BODIES

Luiz Felipe SALEMI²; Juliano Daniel GROppo²;
Rodrigo TREVISAN²; Jorge Marcos de MORAES²;
Walter de Paula LIMA³; Luiz Antonio MARTINELLI²

RESUMO – A ocupação desordenada do solo, assim como a ausência de práticas conservacionistas, têm levado à degradação dos recursos naturais. Nesse contexto, tem-se atribuído às florestas ripárias presentes nas áreas de preservação permanente o efeito de uma panacéia na proteção dos recursos hídricos. Neste artigo, por meio de uma revisão, tenta-se esclarecer os efeitos hidrológicos da recuperação das florestas situadas nessas áreas, no que concerne à quantidade de água e à manutenção dos recursos hídricos no contexto de microbacias hidrográficas. Mostra-se a influência das florestas, de uma maneira geral, sobre a quantidade de água e o regime de vazão em bacias hidrográficas. Na sequência, evidencia-se que as florestas ripárias possuem efeito hidrológico similar ao das florestas de uma maneira geral. Entretanto, com o objetivo de garantir a proteção dos recursos hídricos, salienta-se que, para bacias com cobertura do solo diferente de florestas naturais, mais importante do que restaurar florestas nas áreas de preservação permanente é manter altas taxas de infiltração de água no solo. Nesse sentido, como as bacias hidrográficas são heterogêneas em vários aspectos (tipos de solos, declividade, uso da terra) não é possível obter uma proteção efetiva e integral da água simplesmente realizando o plantio de espécies características de zonas ripárias em áreas de preservação permanente, mas sim manejando bacias hidrográficas como um todo. Por último, apontam-se algumas lacunas sobre as quais a hidrologia pode ajudar a ampliar o conhecimento do papel hidrológico das florestas ripárias em microbacias hidrográficas.

Palavras-chave: conservação; recursos hídricos; uso do solo.

ABSTRACT – The lack of soil occupation planning, as well as the absence of soil conservation, have caused natural resources degradation. In this context, riparian forests located within the permanent preservation areas are described as a panacea for water resources protection. In this paper, we clarify the hydrological effects of those forests focusing on water quantity and water resources maintenance in small catchments. After, it is shown that riparian forests present the same hydrological effect of forests in general. However, aiming to guarantee water resources protection we point out that for catchments with land uses that are not natural forests, the most important action is to maintain the high water infiltration rates. As catchments present high variability regarding the soil, topography, land use, it is not possible to obtain effective water protection by simply restoring forests in the permanent preservation areas, but we do obtain it by managing the whole small catchment. Last but not least, we exhibit some gaps that hydrology may contribute to fill in an effort to increase the knowledge of riparian forests role in small catchments.

Keywords: conservation; water resources; land use.

¹Recebido para análise em 09.06.10. Aceito para publicação em 04.04.11. Publicado *online* em 16.06.11.

²Laboratório de Ecologia Isotópica, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Av. Centenário, 303, 13416-000, Piracicaba, SP, Brasil. luizfelippes@yahoo.com.br, julianogroppa@yahoo.com.br, rttrevisa@yahoo.com.br, jmmoraes@cena.usp.br, martinelli@cena.usp.br

³Laboratório de Hidrologia Florestal, Escola Superior de Agricultura 'Luiz de Queiroz', Universidade de São Paulo, Av. Pádua Dias, 11, 13418-900, Piracicaba, SP, Brasil. wplima@esalq.usp.br

1 INTRODUÇÃO

O processo de ocupação do território brasileiro caracterizou-se pela falta de planejamento e consequente destruição dos recursos naturais, particularmente as florestas (Martins, 2001). Concomitantemente, a degradação do solo e da água cresceu e atingiu um nível alarmante na atualidade que pode ser verificado ao observar a deterioração do ambiente, como é possível notar o assoreamento e poluição de corpos d'água, que causam prejuízos para a saúde humana, animal e vegetal (Bertoni e Lombardi, 2005). Diante disso, a água é um recurso natural que demanda cada vez mais a atenção das autoridades políticas e da sociedade brasileira, devido à sua degradação que, como consequência, gera uma condição de escassez cada vez mais iminente. É relativamente comum observar em regiões agrícolas do Brasil corpos d'água apresentarem sinais de degradação como assoreamento, desbarrancamento de margens e redução de suas vazões.

Nesse cenário, a degradação dos corpos de água e das florestas que os circundam não pode ser discutida sem considerar sua inserção no contexto do uso e da ocupação do solo brasileiro (Rodrigues e Gandolfi, 2000). De acordo com Rodrigues e Gandolfi (2000), a necessidade de recuperação de áreas degradadas é uma consequência do uso incorreto da paisagem e fundamentalmente dos solos por todo o Brasil, sendo apenas uma tentativa de remediar um dano que, na maioria das vezes, poderia ter sido evitado.

Diante dessa problemática se inserem os programas de recuperação de florestas ripárias que são as florestas que se localizam sobre as zonas ripárias, ou seja, zonas de solo saturado que margeiam os cursos d'água e suas cabeceiras e que podem se expandir durante chuvas prolongadas (Zakia et al., 2006).

Das regiões em que a zona ripária ocupa na bacia hidrográfica, aquelas que margeiam os corpos de água e nascentes são protegidas pelo Código Florestal Brasileiro (Brasil, 1965) na forma de Áreas de Preservação Permanente – APPs, categoria de proteção que engloba, além de florestas e demais formas de vegetação natural situadas à beira dos corpos de água,

a vegetação situada em topos de morro, nas encostas ou partes destes com declividade superior a 45°, e em situações especificadas pela legislação. Entretanto, Zakia et al. (2006) mostram que a distribuição espacial das zonas ripárias pode não se restringir às APPs ao longo dos corpos de água.

As vegetações naturais que margeiam os corpos de água, quando são constituídas por florestas, são, por vezes, chamadas de matas ciliares, vegetações ciliares, florestas ciliares, florestas ribeirinhas, entre muitos outros termos e têm sido restauradas (plantadas e regeneradas) com o fim de conservar os recursos hídricos e a biodiversidade. Em termos práticos, a recuperação florestal dessas áreas se restringe às regiões que beiram os canais fluviais assim como as nascentes, ou seja, limita-se às áreas de preservação permanente estabelecidas Código Florestal Brasileiro (Brasil, 1965).

No linguajar coloquial, não é raro ouvir comentários de que um rio “está secando” ou “secou”, e que a recuperação da mata ciliar presente na área de preservação permanente proporciona a “volta” da água destes ribeirões e nascentes que outrora existiram.

Este artigo teve como objetivo esclarecer, por meio de uma revisão de literatura, os efeitos hidrológicos que as florestas presentes ao redor dos corpos de água podem ter sobre a manutenção dos recursos hídricos e a quantidade de água de riachos e nascentes.

2 REVISÃO

2.1 Florestas e Água

Para entender as relações existentes entre florestas ripárias e água, é necessário, antes de tudo, compreender as relações existentes entre as florestas, de uma maneira geral, e a água. Para tanto, surgiu um ramo da hidrologia aplicada, chamado de hidrologia de microbacias devotado a entender, entre outros aspectos, esta interação na escala de microbacias hidrográficas.

Dentro da hidrologia de microbacias, Bates e Henry (1928) utilizaram pela primeira vez o método de microbacias pareadas, também conhecido como método de microbacias gêmeas,

que consiste em usar duas bacias experimentais adjacentes ou muito próximas, com características similares em termos de declividade, solo, área, clima e vegetação (Brown et al., 2005). Um alto grau de similaridade permite crer que ambas as bacias reagirão de modo parecido à precipitação (Andréassian, 2004). Como, apesar das semelhanças, cada bacia tem suas peculiaridades, é necessário monitorar ambas concomitantemente durante um período de tempo, para entender essas diferenças. De modo ideal, esse período de calibração deve ser suficientemente longo para contemplar variações climáticas típicas, de modo a caracterizar hidrológicamente ambas as bacias. Após o período de calibração, uma delas é sujeita a um tratamento e a outra permanece inalterada, como controle. Esse tratamento geralmente consiste no corte da vegetação, ou na substituição de um tipo de vegetação por outra de outra espécie. Assim, as mudanças no rendimento hídrico anual, entendido aqui como sinônimo do deflúvio anual, podem ser atribuídas às mudanças na vegetação, já que as demais variáveis permanecem constantes. Por meio desse método, pôde-se esclarecer o papel hidrológico das florestas na geração de deflúvio anual, apesar de no passado ter havido muita controvérsia sobre o assunto (Andréassian, 2004).

Atualmente, várias revisões bibliográficas de estudos que aplicaram o referido método

mostram que, de modo geral, as microbacias que possuem vegetação do tipo florestal exibem menores deflúvios anuais do que aquelas desprovidas de vegetação (florestas totalmente cortadas) ou que possuem um tipo de vegetação de menor porte, seja ela arbustiva ou herbácea (Hibbert, 1967; Bosch e Hewlett, 1982; Hornbeck et al., 1993; Sahin e Hall, 1996; Stednick, 1996; Andréassian, 2004 e Brown et al., 2005).

Dessa maneira, como afirmam Zhang et al. (2001), já está bem estabelecido que as coberturas florestais têm maior evapotranspiração do que outros tipos de cobertura vegetal. Por exemplo, uma microbacia florestada situada em um local cuja precipitação anual média igual seja igual a 1000 mm apresentará aproximadamente 200 mm de rendimento hídrico anual médio, enquanto uma microbacia coberta por gramíneas apresentará 400 mm de rendimento hídrico anual médio (Figura 1). A diferença de produção de água reflete as diferentes taxas de evapotranspiração dessas vegetações distintas.

Os mesmos estudos referidos anteriormente ainda mostram que após o reflorestamento de bacias desprovidas de vegetação florestal, há uma redução do rendimento hídrico anual (produção de água). Assim, o crescimento e a manutenção da floresta ocorrem à custa de água (Scott, 2005).

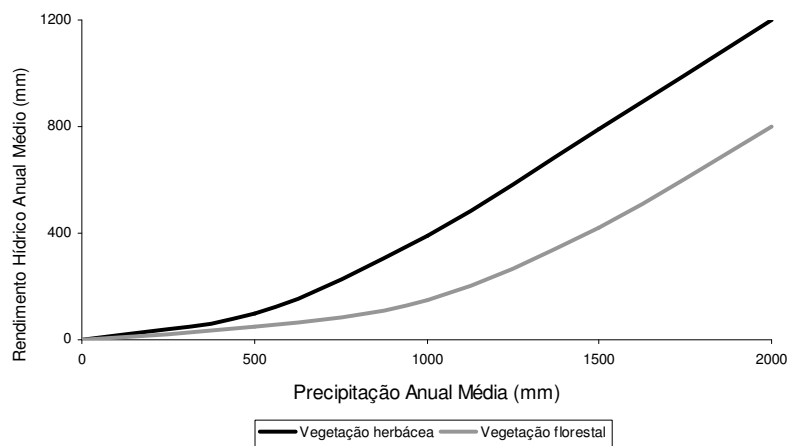


Figura 1. Diferentes rendimentos hídricos médios anuais oriundos de microbacias com vegetação composta por gramíneas (herbácea) e por florestas expostas à mesma precipitação anual média. Fonte: Zhang et al. (2001).

Figure 1. Difference in mean annual water yield produced in small catchments with vegetation of grasslands and forests subjected to the same mean annual precipitation. Source: Zhang et al. (2001).

Várias são as razões pelas quais as florestas consomem mais água do que os outros tipos de vegetação. A primeira delas consiste no fato de haver a evaporação da chuva retida pelo dossel da floresta, processo hidrológico conhecido como interceptação que retém 20 a 25% da precipitação anual incidente (Bruijnzeel, 2000 apud Schellekens et al., 1999). Quando isso ocorre, parte da água da chuva é evaporada diretamente para a atmosfera, sem haver qualquer interação desta com o solo. Esse processo é relevante nos ecossistemas florestais porque estes possuem índice de área foliar de 3 a 6 vezes maior que culturas agrícolas e pastagens (Fleming, 1993).

Ademais, após a gota d' água conseguir atravessar os vários estratos florestais sem sofrer interceptação, ela se depara com a serapilheira. Essa camada de detritos vegetais que recobre o solo pode reter água e permitir que ocorra a evaporação sem que haja adição de umidade ao horizonte mineral subjacente (Chorley, 1978).

Após a água conseguir transpor todos esses obstáculos, ela consegue chegar ao solo mineral onde primeiramente recarregará a água dos microporos capilares e, após este processo, passará a recarregar a água do aquífero freático (Dunford e Fletcher, 1947), o qual é o responsável pela manutenção da vazão de um riacho perene, no período de estiagem (fluxo de base).

No que se refere ao sistema radicular, as árvores geralmente possuem raízes mais profundas se comparadas às plantas arbustivas e herbáceas (Nepstad et al., 1994; Hodnett et al., 1995). Isso as torna capazes de explorar mais o perfil do solo e, portanto, elas possuem maior capacidade de extrair água do mesmo, inclusive em períodos sem chuvas (Hodnett et al., 1995). Além disso, por sua posição na bacia hidrográfica, matas ripárias podem ter acesso direto à água do aquífero freático, por meio de seus sistemas radiculares (Dunford e Fletcher, 1947; O'Grady et al. 2005).

Outro fato que não deve ser subestimado refere-se aos diferentes consumos de água por parte de diferentes espécies arbóreas (Swank e Douglass, 1974), já que cada espécie possui suas peculiaridades no que concerne à demanda por água.

Outro ponto relevante consiste na idade da floresta que também influencia as taxas de transpiração. Nesse sentido, florestas jovens em pleno crescimento possuem maior demanda hídrica em relação às florestas maduras (Kuczera, 1987).

2.2 Efeitos Hidrológicos das Florestas sobre o Regime de Vazão

Em áreas em que há distribuição de precipitação de maneira sazonal, o comportamento da vazão ao longo do ano é frequentemente mais importante do que o rendimento hídrico anual (Bruijnzeel, 2004). Nesse sentido, as florestas têm efeitos hidrológicos diferentes das outras coberturas do solo no que se refere à resposta aos eventos de chuva e aos períodos de pouca ou nenhuma precipitação.

Moraes et al. (2006) estudaram a geração de escoamento direto em microbacias semelhantes, uma com cobertura florestal e outra com pastagem. Nota-se a reação nitidamente distinta das hidrógrafas da bacia florestada em relação à cobertura por pasto, sujeitas a um mesmo hietograma (Figura 2).

A Figura 2 mostra que, devido à maior geração de escoamento superficial, o ramo ascendente da hidrógrafa referente à bacia com pastagem é muito mais elevado que o da floresta. O ramo descendente, por sua vez, também é bastante inclinado indicando que a microbacia libera a água de forma rápida após o evento de chuva. Além disso, percebe-se que o tempo de resposta entre o pico do hietograma e o pico de vazão é de 20 minutos aproximadamente. Por outro lado, a bacia com floresta responde à chuva de maneira mais suave, de modo que o intervalo entre o pico de chuva e o pico de vazão de aproximadamente 60 minutos. Ainda com relação à bacia com floresta, os ramos ascendente e descendente de sua hidrógrafa são menos inclinados, o que mostra que essa bacia permite que a água seja absorvida e liberada pelo solo de maneira mais gradual, por períodos de tempo maiores do que os referentes à bacia com pastagem, a saber, 3h55min e 2h15 min, respectivamente. Moraes et al. (2006) também mostraram que na bacia com pastagem 40% do escoamento direto era devido ao escoamento superficial hortoniano. Já na bacia com floresta, 60% do escoamento direto era causado por escoamento superficial de áreas saturadas.

SALEMI, L.F. et al. Aspectos hidrológicos da recuperação florestal de áreas de preservação permanente ao longo dos corpos de água.

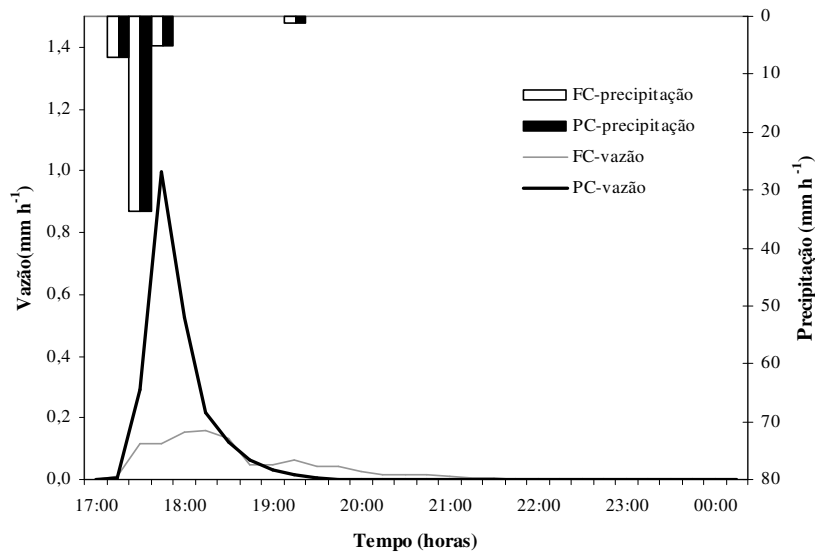


Figura 2. Hidrógrafa de duas microbacias com coberturas de solo distintas: floresta (FC) e pastagem (PC)
Fonte: Moraes et al. (2006)

Figure 2. Hydrograph of two small catchments with different soil cover: forest (FC) and pasture (PC)
Source: Moraes et al. (2006)

No que concerne aos eventos pluviiais extremos, deve-se ter cautela ao se referir aos efeitos da floresta, pois nesses episódios, a presença ou ausência de vegetação florestal tem pouco efeito na atenuação da geração de escoamento direto (Bruijnzeel, 1986) já que com quantidades enormes de água, o solo, independentemente do uso, alcançará o estado de saturação e passará a produzir escoamento superficial.

Portanto, o uso da terra tem efeito mínimo em atenuar as conseqüências de grandes volumes de água (Hewlett, 1982).

No tocante aos períodos secos, Weert (1994) simulou os efeitos da mudança de uso terra de floresta para agricultura em uma microbacia e observou que o fluxo de base tornou-se cada vez menor com o aumento da degradação do solo (Figura 3).

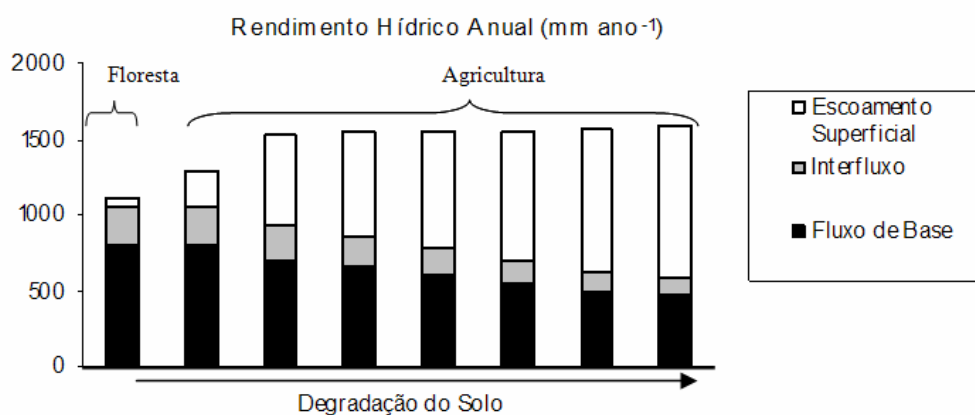


Figura 3. Simulação das mudanças dos componentes do deflúvio em condições em que há um aumento na degradação do solo ao longo do tempo Fonte: Weert (1994)

Figure 3. Simulation of changes in water yield components under conditions of increasing soil degradation. Source: Weert (1994)

Como o fluxo de base é responsável pela manutenção da vazão do riacho durante o período de estiagem, percebe-se que a floresta, apesar de ter menor rendimento hídrico anual, possui vazões de base maiores do que as suas correspondentes na bacia com atividades agrícolas. Isso é reflexo de taxas de infiltração mais altas proporcionadas pelas florestas, quando comparadas às de campos agrícolas. Assim, fica patente que a diminuição da infiltração, decorrente das atividades agrícolas, proporciona grandes picos de vazão durante os períodos chuvosos. De fato, o volume grande de água que sai da bacia durante esses eventos se infiltraria e recarregaria o aquífero freático, caso os solos presentes nas bacias tivessem boas condições de infiltração. Posteriormente, essa água seria liberada de maneira mais morosa, exatamente ao contrário do que acontece em picos de descarga em que ela é rapidamente liberada. Deste modo, essa água que escoar rapidamente não contribui para o fluxo de base o que,

conseqüentemente, produz as menores vazões durante os períodos de estiagem em áreas agrícolas se comparadas às florestas.

Segundo RIN (1985) apud Bruijnzeel (1986) o rio Konto, na Indonésia, exibiu claramente os efeitos de longo prazo mencionados anteriormente (Figura 4). No período entre 1915 e 1942, a área da bacia permanecia predominantemente com florestas. Entre os anos de 1951 e 1972 houve intensificação do uso do solo que gerou áreas menos permeáveis. A partir desses anos foi verificado menor vazão no rio em períodos secos (agosto a novembro) e maior vazão em períodos úmidos (janeiro a março) em relação ao registrado entre 1915 e 1942. Essa alteração no regime de vazão pode ser atribuída à maior geração de escoamento direto durante os períodos úmidos devido às modificações da taxa de infiltração da água no solo.

Com o exposto, fica comprovado que as florestas têm efeitos já conhecidos sobre a quantidade de água e o regime de vazão.

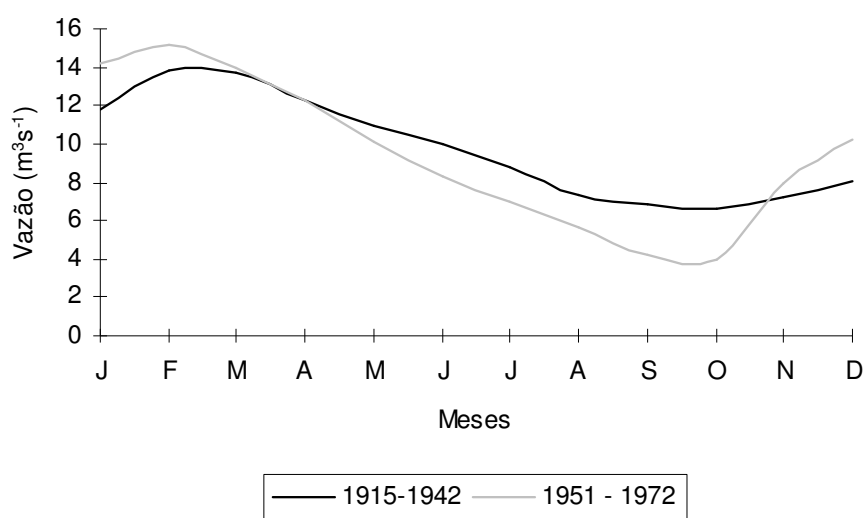


Figura 4. Mudança no regime de vazão do rio Konto com a intensificação do uso do solo. Fonte: RIN (1985) apud Bruijnzeel (1986).

Figure 4. Alteration of Konto river discharge regime with land use intensification. Source: RIN (1985) apud Bruijnzeel (1986).

2.3 Restauração de Florestas Ripárias: a Recuperação Aumenta a Produção de Água?

Dunford e Fletcher (1947) compararam duas microbacias pareadas cuja cobertura vegetal inicial era de floresta latifoliada. Após o período de calibração, uma das bacias recebeu o tratamento que consistia no corte da floresta em torno do pequeno rio (vegetação ripária). Essa área correspondia a 12% da área total da bacia. Após o tratamento, a bacia teve um aumento significativo do seu rendimento hídrico em relação ao controle. Os autores explicam que esse aumento foi causado pela eliminação da vegetação ripária.

Woods (1966) relata que a substituição da floresta ripária por uma gramínea perene aumentou em 55% a produção de água em uma microbacia situada no Arizona, EUA. Da mesma forma, Rowe (1963) e Ingebo (1971) observaram um aumento substancial do rendimento hídrico após a remoção da floresta ripária.

Em uma compilação de estudos sobre o manejo de florestas com o objetivo de aumentar a produção de água em pequenas bacias hidrográficas, Hibbert (1981) sugeriu o corte da vegetação ripária.

Mais recentemente, Smith (1992) verificou que o plantio de pinheiros (*Pinus radiata*) às margens de um riacho reduziu o rendimento hídrico em quantidades de 68 a 104 mm (21% a 55%), quando as árvores atingiram de 8 a 10 anos de idade. Em condições tropicais, Scott (1999) também observou um aumento no deflúvio anual de 55 a 110 mm (9 a 44%) com a supressão da vegetação ripária, na África do Sul.

Os trabalhos supracitados, apesar de não tão numerosos quanto os que eliminaram a vegetação inteira de uma microbacia, corroboram os resultados obtidos em microbacias experimentais das várias revisões sobre o assunto já apresentadas (Seção 2.1). Diante do exposto, pode-se concluir que o efeito da floresta ripária sobre a quantidade de água produzida em uma microbacia não é diferente do efeito das florestas de uma maneira geral. Contudo, deve-se ter diligência ao se fazer referência aos estudos em microbacias pareadas, uma vez que, nesses experimentos,

precauções são tomadas para que as condições hidrológicas dos solos permaneçam inalteradas. O mesmo não ocorre em áreas de uso intensivo do solo, nas quais a alteração de uso da terra geralmente vem acompanhada da degradação de suas propriedades físicas (Bruijnzeel, 2004).

2.4 Recuperação da Floresta Ripária ou da Função Hidrológica do Solo?

Apesar de parecer contraditório, é possível observar na prática que, com o plantio da floresta ciliar, poderá haver um retorno e/ou regularização da vazão em nascentes e córregos. Isso pode ocorrer apesar de haver maior evapotranspiração de água pelas florestas, pois muitas vezes a restauração florestal ocorre em áreas onde o solo está bastante degradado principalmente por erosão e/ou compactação. Com o estabelecimento da mata, há restauração dos processos hidrológicos no solo (Ilstedt et al., 2007), de forma que se a maior evapotranspiração for compensada pelas maiores taxas de infiltração e percolação, haverá retorno e/ou regularização da vazão. Assim, o solo, ao receber continuamente um aporte de matéria orgânica da serapilheira e ganhando porosidade com a atividade do sistema radicular da floresta e também por meio da atividade da biota do solo, permite que haja maior condução de água em direção às camadas mais profundas. Assim, pode haver a restauração do processo de recarga do aquífero livre e ocorrer a “volta” da vazão do ribeirão (ou da nascente) que havia “secado”. Esse efeito pode ser descrito como o contrário do apresentado sobre a degradação do solo, exibido na Figura 3. Nessa direção, Cavalier e Vargas (2002) argumentam que o decréscimo da produção de água dos rios após o desmatamento não é, de fato, um resultado do desmatamento propriamente dito, mas sim, reflexo da mudança nos atributos do solo os quais afetam, diretamente, a velocidade e a direção do fluxo de água.

Ao analisar ainda a Figura 3, é possível perceber que, com a conversão de floresta para agricultura e com o aumento da degradação do solo, houve um aumento no rendimento hídrico anual. De fato, isso ocorre, não apenas devido às diferenças no uso de água da cobertura vegetal,

mas também devido à deterioração dos atributos hidráulicos do solo que proporciona baixas taxas de infiltração e percolação e, conseqüentemente, gera mais escoamento superficial com a instalação da atividade agrícola. Esse fato já foi observado em grandes bacias (Costa et al., 2003).

A princípio, esse efeito pode parecer benéfico, mas uma bacia com esse grau de degradação do solo apresenta comportamento hidrológico muito irregular, instável e dependente da intensidade da chuva que recebe, estando muito sujeita a picos de vazão (devido ao escoamento superficial) e se assemelhando cada vez mais a uma bacia de canal efêmero. Nesse sentido, pode-se dizer que a floresta regulariza a vazão, o que significa menor variabilidade da descarga ao longo do tempo, como pode ser observado nos valores máximos e mínimos da Figura 2, em que a vazão da pastagem (0 a 1 mm h⁻¹) apresenta uma amplitude de variação muito maior em relação à da floresta (0 a 0,2 mm h⁻¹). Da mesma forma, a Figura 4 mostra que, com a intensificação do uso do solo, o rio Konto passou a ter maior amplitude de variação de vazão a partir de 1951 se comparado ao período de 1915 a 1941. No médio e longo prazo, as bacias nesta situação estão fadadas à depauperação do fluxo de base que se torna cada vez menor e a intensa degradação do solo por erosão hídrica dos mais diversos tipos como laminar, em sulcos e voçorocas.

No que tange ao tempo de recuperação das propriedades hidráulicas do solo com o estabelecimento da floresta, Hursh (1943) estima que uma área originalmente coberta por florestas, mas que fora convertida para plantação de algodão e posteriormente para plantação de pinheiros, demoraria cerca de 60 a 80 anos para que o solo readquirisse suas características hidrológicas originais deterioradas pelas atividades agrícolas.

Zimmermann et al. (2006), por sua vez, compararam a taxa de infiltração e a condutividade hidráulica do solo saturado (Ksat) entre floresta, pastagem e capoeira, essa última, utilizada durante 6 anos como pastagem e depois abandonada por 16 anos. Em relação à pastagem, a capoeira teve seus valores de infiltração e Ksat superiores, apesar de apresentar taxa de infiltração inferior quando comparada à floresta. Essa tendência também foi detectada por Moraes et al. (2006) que estudaram

a Ksat de um solo sob capoeira de 12 anos de idade em relação à pastagem e à floresta natural. Esses autores acreditam que a completa recuperação dos atributos hidrológicos do solo pode requerer décadas. Assim, é perceptível que com o restabelecimento da floresta através da sucessão secundária, há uma tendência à recuperação dos seus processos hidrológicos. Entretanto, o tempo de recuperação parece ser incerto e dependente do tipo de solo entre outros fatores, sendo, portanto, difícil de estimar.

A resposta da microbacia à recuperação da floresta, no sentido de haver a volta e regularização do regime de vazão é muito dependente também das características da microbacia como um todo, já que esses sistemas hidrográficos diferem muito entre si em termos pedológicos, geomorfológicos e de uso da terra. Dessa forma, um procedimento de restauração que possa ser eficiente em uma bacia não necessariamente terá o mesmo sucesso em outra, já que cada uma tem suas peculiaridades. Assim, a área de 30 metros na margem dos riachos e 50 metros ao redor de nascentes, preconizadas pela legislação vigente do Código Florestal (Brasil, 1965), que dispõem sobre as áreas de preservação permanente (APPs), pode ser eficiente para algumas bacias, mas não o bastante para outras.

Por fim, muitas microbacias já atingiram um grau irreversível de recuperação. Nesses casos, mesmo assim, deve-se procurar minimizar os fatores de degradação já que esses contribuirão para prejudicar um sistema fluvial de maior escala no qual a microbacia degradada está inserida.

Em suma, pode ocorrer o retorno e/ou mesmo a regularização da vazão com a recuperação da floresta ripária desde que o aumento da evapotranspiração seja compensado pelas maiores taxas de infiltração do solo sob a floresta (Bruijnzeel, 1986) e da bacia como um todo.

Deve ficar claro que a mata ciliar tem sua importância hidrológica, porém, assim como qualquer floresta, ela também é um agente de consumo de água. Além disso, é necessário ter florestas ao longo das margens dos riachos, pois essas não só executam funções hidrológicas (e.g. estabilização das margens e a interceptação de sedimentos), mas também ecológicas, tais como conservação da biodiversidade, o fornecimento de detritos vegetais (ramos, troncos e folhas)

assim como frutos e sementes, controle da temperatura da água, controle da composição química da água por meio da filtragem física e biológica e, por fim, o controle sobre a comunidade de macroinvertebrados do riacho (Lima e Zakia, 2006; Hamilton, 2008).

Para assegurar a manutenção do rendimento hídrico das microbacias com usos do solo que não sejam de florestas naturais, bem como para regularizar o regime de vazão, é primordialmente necessário manter boas condições de infiltração de água em toda área de solo não saturado da microbacia (Valente e Gomes, 2005). Isso pode ser obtido por meio de técnicas de conservação do solo e com o bom planejamento do uso da terra, incluindo o delineamento de estradas. Com altas taxas de infiltração, a bacia como um todo atuará na produção de água e, com isso, a floresta ripária consumirá água, mas os maiores consumos serão compensados pela maior infiltração em toda a superfície da bacia (Valente e Gomes, 2005).

Hewlett (1964) afirma que a floresta é o melhor fator de conservação da água, mas também é um componente natural que mais a consome. Dessa forma, como observa Lima (2005), este maior consumo de água é o “custo” que as florestas “cobram” por todos os serviços prestados aos recursos hídricos e, portanto, para a sua manutenção e perpetuidade. Fica claro que a proteção dos recursos hídricos não deve se restringir apenas às APPs, mas deve, sobretudo, atuar em toda a bacia hidrográfica por meio de medidas que a protegerão e manterão as funções hidrológicas do solo e, conseqüentemente, também atuarão na conservação da água. Esse manejo integrado também deve incluir todas as zonas de solo saturado que geralmente produzem grande proporção do escoamento direto (zonas ripárias não contidas em áreas de preservação permanente) (Lima e Zakia, 2000; Zakia et al., 2006).

Bruijnzeel (2004) apresenta um caso na Tanzânia em que a mudança de uso da terra de floresta para a agricultura foi realizada tomando os devidos cuidados para manter os atributos hidráulicos do solo o mais próximo do original.

Como conseqüência, houve maior produção anual de água pela microbacia hidrográfica quando coberta por agricultura em relação a que estava coberta por floresta. Da mesma forma, o fluxo de base também foi mais elevado na bacia com agricultura. Esse é um resultado conjunto da menor evapotranspiração das culturas implantadas associada à manutenção de altas taxas de infiltração de água no solo.

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em bacias com diferentes usos da terra, o papel regulador da floresta não pode ser obtido apenas pela presença de matas ciliares restritas as áreas de preservação permanente ao longo corpos de água, pois os outros usos da terra em outras partes da microbacia afetam de modo diferente e substancial o ciclo da água local, o que pode causar perdas de água e de solo acentuadas (Carpanezzi, 2000). Assim, fica patente que a recuperação de matas ciliares deve ocorrer no contexto do manejo integrado de microbacias hidrográficas. Para tanto, as diversas ações não podem se restringir apenas à recuperação da mata nas áreas que margeiam os rios, mas sim ao manejo da bacia hidrográfica como um todo, de forma que o solo mantenha altas taxas de infiltração e, portanto, apresente funcionamento hidrológico que beneficie a recarga do aquífero não confinado.

Como observam Lima e Zakia (2000), o estudo do critério hidrológico de estabelecimento da largura mínima da faixa ciliar que visa garantir a proteção dos cursos d'água é uma linha importante de trabalhos em microbacias experimentais a serem desenvolvidos. É necessário, também, pesquisar a já referida e intuitiva restauração dos processos hidrológicos que ocorrem com a restauração ecológica do ecossistema (Bruijnzeel, 2004) e verificar na prática como e quando a recuperação proporciona o retorno e/ou regularização das vazões. Além destas, várias outras questões ainda devem ser respondidas com as pesquisas, tais como:

- 1) As técnicas de recobrimento rápido da área com espécies pioneiras de rápido crescimento afetam o deflúvio da mesma forma que as florestas de crescimento rápido comerciais?
- 2) Qual é a evapotranspiração de florestas ripárias? Há algum valor médio representativo?
- 3) Há diferenças de consumo de água entre florestas ciliares plantadas e regeneradas?

Essas são algumas de várias perguntas que devem ser respondidas com o decorrer do crescimento dessa área de estudo que, no Brasil, ainda é pouco desenvolvida.

No entanto, como ressaltam Rodrigues e Gandolfi (2000), o desenvolvimento de estratégias coerentes e eficientes para recuperar áreas degradadas não deve respaldar a manutenção ou a expansão do processo contínuo de degradação do solo, bem como o aumento desenfreado da fronteira agrícola sem um bom planejamento, o que, infelizmente, vem ocorrendo na atualidade.

Garantir a sustentabilidade dos pequenos rios e nascentes é garantir também a perpetuação dos grandes sistemas fluviais. Assim, deve-se buscar compreender a função das florestas ripárias para aumentar o corpo de conhecimento científico que respalde as decisões técnicas e legislativas para a busca do uso racional dos recursos naturais presentes dentro das microbacias, o que, em última instância, se traduz na sustentabilidade dos recursos hídricos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRÉASSIAN, V. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. **Journal of Hydrology**, v. 291, p.1-27, 2004.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 5. ed. São Paulo: Ícone, 2005. 355 p.

BATES, C.G.; HENRY, A.J. Second phase of streamflow experiment at wagon wheel gap, Colorado. **Monthly Weather Review**, v. 56, p. 79-97, 1928.

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

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 15 fev.1965.

BROWN, A.E. *et al.* A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alteration in vegetation. **Journal of Hydrology**, v. 310, 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, p. 185-228, 2004.

BRUIJNZEEL, S. Environmental impacts of de (forestation) in the humid tropics: a watershed perspective. **Wallaceana**, v. 46, p. 3-13, 1986.

CARPANEZZI, A.A. Benefícios indiretos da floresta. In: GALVÃO, A.P.M. (Org.). **Reflorestamento de propriedades rurais para fins produtivos e ambientais**. Brasília, DF: EMBRAPA, 2000. p. 19-56.

CAVELIER, J.; VARGAS, G. Processos hidrológicos. In: GUARIGUATA, M.R.; KATTAN, G.H. (Ed.). **Ecología y conservación de bosques neotropicales**. Cartago: Ediciones LUR, 2002. p. 145-165.

CHORLEY, R.J. The hillslope hydrological cycle. In: KIRKBY, M.J. (Ed.). **Hillslope hydrology**. Chichester: John Wiley and Sons, 1978. p. 365-375.

COSTA, M.H.; BOTTA, A.; CARDILLE, J.A. Effects of large scale changes in land cover on the discharge of Tocantins River, Southeastern Amazon. **Journal of Hydrology**, v. 283, p. 206-217, 2003.

DUNFORD, E.G.; FLETCHER, P.W. Effect of Removal of stream-bank vegetation upon water yield. **Transaction, American Geophysical Union**, v. 28, p. 105-110, 1947.

- FLEMING, P.M. The impact of land use change on water resources in the tropics: an Australian view of the scientific issues. In: BONELL, M.; HUFSCHEMIDT, M.M.; GLADWELL, J.S. (Ed.). **Hydrology and water management in the humid tropics**. Queensland: Cambridge University Press, 1993. p. 405-413.
- FUJIEDA, M. et al. Hydrological processes at two subtropical catchments: the Serra do Mar, São Paulo, Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 196, p. 26-46, 1997.
- HAMILTON, L.S. **Forests and water**. Roma: FAO, 2008. 78 p.
- HEWLETT, J.D. **Principles of forest hydrology**. Athens: University of Georgia Press, 1982. 183 p.
- HEWLETT, J.D. Water or forest: can we have all we need of both? **Frontiers of Plant Science**, v. 17, p. 2-3, 1964.
- HIBBERT, A.R. Forest treatment effects on water yield. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST HYDROLOGY, Pennsylvania. **Proceedings...** Pennsylvania: Pergamon Press, 1967. p. 527-543.
- HIBBERT, A.R. Opportunities to increase water yield in the southwest by vegetation management. In: BAUMGARTNER, D.M. (Ed.). **Interior West watershed management**. Pullman: Washington State University, Cooperative Extension, 1981. p. 223-230.
- HODNETT, M.G. et al. Seasonal soil water storage changes beneath central Amazonian Rainforest and pasture. **Journal of Hydrology**, v. 170, p. 233-254, 1995.
- HORNBECK, J.W.; et al. Long-term impacts of forest treatments on water yield: a summary for Northeastern USA. **Journal of Hydrology**, v. 150, p. 323-344, 1993.
- HURSH, C.R. Water storage limitations in forest soil profiles. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 8, p. 412-414, 1943.
- KUCZERA, G. Prediction of water yield reductions following a bushfire in ash-mixed species eucalypt forest. **Journal of Hydrology**, v. 94, p. 215-236, 1987.
- LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. Hidrologia de Mata Ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. p. 33-44.
- LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. O papel do ecossistema ripário. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. (Org.). **As florestas plantadas e água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 77-87.
- LIMA, W.P. A floresta natural protege e estabiliza recursos hídricos. **Visão Agrícola**, v. 4, p. 30-33, 2005.
- MORAES, J.M. et al. Water storage and runoff processes in plinthic soils under forest and pasture in eastern Amazonia. **Hydrological Processes**, v. 20, p. 2509-2526, 2006.
- MARTINS, S.V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa-MG: Aprenda Fácil, 2001. 143 p.
- NEPSTAD, D.C. et al. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of the Amazonian forests and pastures. **Nature**, v. 372, p. 666-669, 1994.
- O'GRADY, A.P.; et al. Comparative water use by the riparian trees *Melaleuca argentea* and *Corimbia bella* in the wet-dry tropics of northern Australia. **Tree Physiology**, v. 26, p. 219-2228, 2005.
- 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, p. 45-51, 2007.
- INGEBO, P.A. Suppression of channel-side chaparral cover increase streamflow. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 26, p. 79-81, 1971.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP: FAPESP, 2000. p. 235-247.

ROWE, P.B. Streamflow increases after removing woodland-riparian vegetation from a Southern California watershed. **Journal of Forestry**, v. 61, p. 365-370, 1963.

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

SCHELLEKENS, J. et al. Modelling rainfall interception by a lowland tropical rain forest in northeastern Puerto Rico. **Journal of Hydrology**, v. 225, p. 168-184, 1999.

SCOTT, D.F. On the hydrology of industrial timber plantation. **Hydrological Processes**, v. 19, p. 4203-4206, 2005.

SCOTT, D.F. Managing riparian zone vegetation to sustain streamflow: results of paired catchment experiments in South Africa. **Canadian Journal of Forestry Research**, v. 29, p. 1149-1157, 1999.

SMITH, C. Riparian afforestation effects on water yields and water quality in pasture catchments. **Journal of Environmental Quality**, v. 21, p. 237-245, 1992.

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

SWANK, W.T.; DOUGLASS, J.E. streamflow greatly reduced by converting deciduous hardwood stands to pine. **Science**, v. 185, p. 857-859, 1974.

VALENTE, O.F.; GOMES, M.A. **Conservação de nascentes: hidrologia e manejo de bacias hidrográficas de cabeceiras**. Viçosa-MG: Aprenda Fácil, 2005. 182 p.

WEERT, R. van der. **Hydrological conditions in Indonesia**. Jakarta: Deft Hydraulics, 1994. 110 p.

WOODS, L.G. Increasing watershed yield through management. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 21, n. 3, p. 95-97, 1966.

ZAKIA, M.J.B. et al. Delimitação da Zona Ripária em uma Microbacia. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. (Org). **As florestas plantadas e água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 89-106.

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

ZIMMERMANN, B.; ELSENBEER, H.; MORAES, J.M. The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: implications for runoff generation. **Forest Ecology and Management**, v. 222, p. 29-38, 2006.