

MANEJO DA ZONA RIPÁRIA PARA REDUÇÃO DE RISCO DE DESASTRES NO AMBIENTE MONTANHOSO

Masato Kobiyama¹

Karla Campagnolo²

Danrlei de Menezes³

Maurício Andrades Paixão⁴

1 Introdução

Ao apresentar várias definições de montanha e diferentes maneiras de determinar suas características, tais como a altura em relação ao nível do mar ou em relação a sua base, Kobiyama *et al.* (2018) consideraram a montanha como uma região com encostas declivosas, sem detalhar sobre a relação entre altura mínima e declividade mínima. Sendo assim, este capítulo considera uma região (ou bacia hidrográfica) com diversas encostas inclinadas como sendo caracterizada por um ambiente montanhoso, e chamada então como a região (ou bacia) montanhosa.

Essa ótica permite nos dizer que a costa leste brasileira caracteriza-se predominantemente por bacias montanhosas. Nessas regiões, existem várias cidades de grande porte, com uma população que vem crescendo cada vez mais. Isso tem naturalmente intensificado o uso e ocupação da terra e a atividade humana, conseqüentemente aumentando a vulnerabilidade das comunidades que vivem nas regiões montanhosas (KOBİYAMA *et al.*, 2018).

Em ambientes montanhosos são comuns eventos de chuvas orográficas. No contexto das mudanças climáticas, a concentração espacial e temporal desses eventos nestes ambientes pode causar aumento da intensidade de chuvas extremas, gerando ainda mais eventos hidrológicos de média ou alta magnitude (ADAM *et al.*, 2015). Somadas à possibilidade do aumento de índices pluviométricos extremos, as mudanças climáticas poderão acarretar aumentos notáveis na incerteza das previsões em diversas regiões no mundo (REYNOLDS; SATTERFIELD; McLAY, 2017). Conforme matéria divulgada no THE GUARDIAN (2011), as mudanças nos padrões climáticos tornam a previsão das chuvas particularmente mais difícil.

A intensificação do regime pluviométrico e o uso intenso do solo sem um manejo adequado são fatores causadores e potencializadores, respectivamente, das ocorrências de fenômenos naturais nas bacias montanhosas, tais como os movimentos de massa (escorregamento e fluxo de detritos) e as inundações bruscas. Tais fenômenos

1 Professor, Grupo de Pesquisa em Desastres Naturais (GPDEN), Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Bolsista do CNPq. E-mail: masato.kobiyama@ufrgs.br.

2 Doutoranda, Grupo de Pesquisa em Desastres Naturais (GPDEN), Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Bolsista da CAPES. E-mail: kbcampagnolo@gmail.com.

3 Mestrando, Grupo de Pesquisa em Desastres Naturais (GPDEN), Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Bolsista da CAPES. E-mail: d.menezes18@gmail.com.

4 Doutorando, Grupo de Pesquisa em Desastres Naturais (GPDEN), Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Bolsista do CNPq. E-mail: mauricio.paixao@ufrgs.br.

causam danos materiais, sociais, econômicos, culturais e ambientais, além da perda de vida humana (KOBİYAMA *et al.*, 2018). Além disso, a natureza repentina desses eventos torna a sua previsão um desafio, tanto técnico, quanto científico (COLLISCHONN; KOBİYAMA, 2019). Sabendo disso, a sociedade necessita urgentemente de medidas preventivas contra estes tipos de desastres.

O ambiente montanhoso é um local extremamente importante para a manutenção dos ecossistemas. Como trata-se de uma região com presença marcante de nascentes, é vital que seja protegida para que todos os processos que ocorrem a jusante possam continuar ocorrendo de forma sustentável. É conhecido pela sociedade em geral que a vegetação nativa em um ecossistema ripário tem a capacidade de regular o regime hidrológico e aumentar a resistência do solo através das raízes, por exemplo. No entanto, conforme abordaram Campagnolo *et al.* (2018), dependendo do formato da copa, comprimento do tronco, entre outros fatores, além de seu próprio peso, uma árvore pode desestabilizar a encosta, quando ocorre a sua queda, pela ação dos ventos ou de chuvas muito intensas.

Na tentativa de diminuir o risco de escorregamento na região serrana do Rio de Janeiro, autoridades brasileiras estão utilizando os conceitos de paisagem resiliente e serviços ecossistêmicos para reduzir a vulnerabilidade e o risco de desastres (NEHREN *et al.*, 2014). Entre as medidas adotadas, está a proteção de Áreas de Preservação Permanente – APP's com reflorestamento e restauração de rios.

Nehren *et al.* (2014) ressaltaram a importância de os governos optarem por soluções de planejamento urbano ecológico, considerando paisagens e sistemas ecossistêmicos como um todo e visando consequências a longo prazo para alcançar resiliência e apoiar o desenvolvimento sustentável. Esta abordagem para lidar com os riscos de desastres no processo de planejamento e implementação tem resultados a longo prazo, mas costumam ser mais eficazes do que soluções puramente técnicas. Além disso, os autores destacam que os custos geralmente são mais baixos e há outros benefícios associados, como aumento da biodiversidade e proteção da bacia hidrográfica como um todo.

As APP's são comumente consideradas similares ou intrínsecas à região de zona ripária. Portanto, o presente capítulo tem como objetivo apresentar o conceito geral de zona ripária e demonstrar alternativas para seu manejo a fim de reduzir riscos de desastres com ênfase no ambiente montanhoso.

2 A Floresta e os serviços ecossistêmicos

As florestas surgiram no planeta há cerca de 350 milhões de anos, e tiveram sua maior extensão e volume entre 320 milhões e 299 milhões de anos atrás durante o Período Carbonífero. O que atualmente entende-se por floresta é o resultado de sua própria evolução ao longo da história geológica da Terra (KOBİYAMA; MICHEL; GOERL, 2012). Embora existam diversas definições sobre floresta, uma definição *lato sensu* pode ser a proposta da FAO (2005), onde a floresta é conceituada “uma área que cobre mais de 0,5 ha com árvores que por sua vez possuem altura maior que 5 m e cuja copa cobre mais de 10% da área, ou árvores que por si só satisfaçam essas condições. Entretanto, esta definição não inclui áreas que são predominantemente de uso agrícola e/ou urbano, pois este tipo é considerado como sistema agroflorestal usado na agricultura”.

Tratando as florestas como recursos à sociedade, Kobiyama, Michel e Goerl (2012) classificaram-nas em dois tipos: os materiais (ou biológicos) e os ambientais. Os primeiros são associados à produção primária da floresta (papel, celulose, fertilizantes, remédios, alimentos, etc.) e à produção de solo (pedogênese). Podem ser aproveitados adequadamente quando as florestas estão inseridas no ciclo de materiais e de energia de maneira harmônica. Os recursos ambientais exercem sua função somente quando as florestas ocupam e

permanecem nas diferentes regiões do planeta. São eles: mitigação do clima; mitigação do regime hídrico; purificação do ar; melhoria da qualidade da água; conservação do solo; proteção contra movimentos de ar (vento, ruídos), água (chuva, neve, tsunamis), solo e rocha (escorregamento), e calor (incêndio); recreação; saúde; estética; educação/cultura; e bioindicador/história. Nota-se que os recursos ambientais descritos por Kobiyama, Michel e Goerl (2012) são conceitualmente muito similares a serviços ecossistêmicos.

Embora as árvores funcionem como dois importantes recursos acima mencionados, o conjunto das árvores por si só não é a floresta, mas apenas um dos componentes da floresta. Assim, o presente capítulo considera a floresta como um sistema composto por árvores (copa - folhas e galhos, troncos e raízes), arbustos, solos florestais, fauna (macro, meso e microfauna) e rochas. Neste aspecto, a floresta pode ser chamada de ecossistema florestal.

Com base em diferentes recursos de distintos componentes do ecossistema florestal, Kobiyama, Michel e Goerl (2012) apresentaram as principais funções das florestas: (i) mitigação do clima (temperatura e umidade), (ii) mitigação do hidrograma (redução da enchente e maior recarga ao rio), (iii) controle de erosão, (iv) melhoramento da qualidade da água no solo e no rio, (v) redução da poluição atmosférica, (vi) fornecimento de oxigênio (O_2) e fixação do gás carbono (CO_2), (vii) prevenção do vento e ruídos, (viii) recreação e educação, (ix) produção de biomassa, remédios, alimentos, etc. (x) fornecimento de energia, (xi) indicação (testemunha) da história, entre outras. Aqui é necessário salientar que a principal característica da floresta resulta da ocorrência simultânea de todas essas funções, mesmo que em maior ou menor grau. Segundo Sakals *et al.* (2006), essas florestas também são chamadas de florestas de proteção, já que frequentemente e efetivamente protegem as pessoas e seus bens contra perigos naturais (*natural hazards*).

Sabe-se que uma barragem pode funcionar melhor para a mitigação do hidrograma do que a floresta. Entretanto, as barragens não fixam gás carbono e tampouco produzem remédios. Já a floresta, pode exercer ambas as funções. Além disso, como medidas estruturais, a floresta pode apresentar longevidade maior do que aquelas construídas pela sociedade, pois há espécies de árvores que vivem mais de 1000 anos. Assim, espécies arbóreas de vida longa fazem também parte da história mundial. Como Shroder (1980), Bollschweiler e Stoffel (2010) e Stoffel *et al.* (2010) mostraram, a função da floresta para registrar a história é muito importante na pesquisa científica e também para a redução de riscos de desastres naturais.

A espécie humana sempre dependeu e continua dependendo dos bens e serviços providos pelos ecossistemas naturais, inclusive o florestal. Para que essa relação possa continuar existindo, a manutenção da dinâmica do fluxo de bens e serviços fornecidos por ecossistemas saudáveis e estáveis precisa ser mantida, para que assim continue sendo fonte de bem-estar para a sociedade.

Apesar disso, a atual escala de intervenção antrópica na dinâmica dos ecossistemas pode alterar definitivamente o fluxo de benefícios providos pelo sistema natural. Para tentar conscientizar a sociedade, a ONU lançou o programa Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005), que teve como objetivo avaliar as consequências das alterações nos ecossistemas para o bem-estar humano. Um exemplo de serviço ecológico prestado pela vegetação ripária protegida é que ela pode diminuir significativamente a concentração de herbicidas nos cursos d'água. Isso ocorre porque a maior parte dos nutrientes liberados dos ecossistemas terrestres chega aos cursos d'água através do transporte em solução no escoamento subsuperficial. Ao atravessar a zona ripária, esses nutrientes podem ser retidos por absorção pelo sistema radicular da vegetação ripária (AGUIAR JUNIOR *et al.*, 2015). Essa função de retenção de nutrientes e sedimentos como garantia de proteção da qualidade da água deve ser utilizada como um dos critérios de dimensionamento das APP's.

O conceito de serviço ecossistêmico é uma ferramenta eficaz para subsidiar a elaboração de políticas públicas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), que é o processo de atribuir valores econômicos aos recursos ambientais, atrelando para isso aspectos socioeconômicos e ambientais, sendo assim, forma eficiente de promover a conservação ambiental (GUEDES; SEEHUSEN, 2011). Sob o aspecto social, considera-se que os PSA's podem gerar aumento da renda aos proprietários rurais que mantêm áreas nativas ou manejadas com práticas conservacionistas. Parron e Garcia (2015) ressaltam que a necessidade de preservação de determinados componentes do ecossistema, como vegetação ripária e vegetação nativa em topo de morro, implica um custo privado a determinados agentes econômicos como os produtores rurais, embora o benefício seja público. Os autores mencionaram ainda que não há consenso sobre as definições dos conceitos de "serviços ecossistêmicos" e "serviços ambientais", relatando que isso ocorre tanto entre pesquisadores nacionais como internacionais, onde alguns diferenciam esses dois termos e outros não diferenciam.

Carvalho (2015) traz ainda a promissora tendência de serem utilizados os serviços ecossistêmicos como estratégia estrutural preventiva a desastres ambientais, atuando como infraestrutura verde, barreiras protetivas contra eventos climáticos extremos e fatores de ampliação da capacidade resiliente de comunidades atingidas. Pensar infraestruturas verdes e harmonizadas esteticamente com o ambiente permite assim maior integração entre os elementos naturais e aqueles construídos pelo homem, demonstrando assim o compromisso com a sustentabilidade.

A utilização dos serviços ecossistêmicos vem sendo inserida no contexto de gestão de risco de desastres cada vez mais. No passado, as ações no ciclo de gestão de riscos e desastres eram, principalmente, resposta e reconstrução ao invés de preventivas. Atualmente a engenharia deveria estar focada em planejar e utilizar as características da paisagem natural para prevenir desastres. Por isso, CNRD-PEDRR (2013) enfatizaram a abordagem: Redução de risco de desastre baseada em ecossistemas (*Ecosystem-based disaster risk reduction - Eco-DRR*), em que a gestão de riscos de desastres incorpora ferramentas de gestão de ecossistemas. Segundo Estrella e Saalismaa (2013), a Eco-DRR é definida como a gestão, conservação e restauração sustentável de ecossistemas para reduzir o risco de desastres, com o objetivo de alcançar um desenvolvimento sustentável e resiliente.

Ecossistemas bem manejados, como florestas e banhados, agem como uma infraestrutura natural, reduzindo a exposição física a muitos perigos e aumentando a resiliência socioeconômica das comunidades, sustentando os meios de subsistência locais e fornecendo os recursos naturais essenciais, como alimentos, água e materiais de construção. Estrella e Saalismaa (2013) conceituaram vários ecossistemas, tais como, florestas na montanha, florestas em áreas de inundação, e ecossistemas costeiros, indicando seus serviços reguladores para mitigar os perigos naturais. A capacidade de redução de risco físico dos ecossistemas depende de sua saúde e estrutura, e também da intensidade do evento de risco. Ecossistemas degradados ainda podem desempenhar um papel de proteção, embora em uma extensão muito menor do que ecossistemas em pleno funcionamento. Ecossistemas saudáveis reduzem a vulnerabilidade socioeconômica ao sustentar a subsistência humana e fornecer bens essenciais como alimentos, fibras, medicamentos e materiais de construção (CNRD-PEDRR, 2013). Os ecossistemas podem reduzir a exposição física a perigos naturais comuns, como escorregamentos, inundações, avalanches, tempestades, incêndios florestais e secas, servindo como infraestrutura natural, barreiras de proteção ou amortecedores (RENAUD; SUDMEIER-RINEUX; ESTRELLA, 2013). Como a exposição possui relação com a floresta, ou seja, com o meio ambiente, a gestão de risco deve ser tratada juntamente com a questão ambiental.

Assim, Potschin *et al.* (2016), Monty, Murti e Furuta (2016) e Moos *et al.* (2018) afirmam uma grande vantagem da Eco-DRR: ela tem o potencial de simultaneamente reduzir os riscos naturais e fornecer serviços ecossistêmicos. Embora o potencial de Eco-DRR é amplamente reconhecido, medidas estruturais tradicionais, ou seja, obras da engenharia são ainda preferidas em vez da Eco-DRR, principalmente porque são geralmente consideradas mais eficazes e mais rápidas de implementar (SUDMEIER-RIEUX; ASH; MURTI, 2013), além de apresentarem resultados em um prazo menor. Mesmo assim, Prabhakar, Scheyvens e Takahashi (2019) afirmam que uma grande vantagem da Eco-DRR é sua gama potencialmente ampla de cobenefícios que incluem mitigação das mudanças climáticas, conservação da biodiversidade, redução do risco de desastres, proteção do solo, melhoria dos meios de subsistência e preservação de culturas tradicionais.

Vale ressaltar que apesar de vários pesquisadores (por exemplo, SUDMEIER-RIEUX; ASH; MURTI, 2013; MOOS *et al.*, 2018) considerarem as técnicas de Eco-DRR como medidas não estruturais, elas podem ser tratadas como as estruturais (CARVALHO, 2015). Essa consideração depende de cada gestor/pesquisador.

O exemplo mais proeminente de Eco-DRR em regiões montanhosas, segundo Moos *et al.* (2018), são as florestas que protegem as pessoas, assentamentos e infraestruturas contra perigos naturais tais como movimento de massa, inundação brusca, entre outros. Além da floresta em si, Monty, Murti e Furuta (2016) enfatizam a importância do aumento da biodiversidade.

No caso do Japão, a institucionalização da proteção florestal para prevenir escorregamentos e inundações começou no século XVII (NBSAP, 2016). Moos *et al.* (2018) relataram que muitos países possuem uma longa tradição de comunidades que se empenham em preservar as florestas protegendo suas vidas e bens.

Os países do Grupo dos 20 (G-20) vêm reconhecendo as abordagens de Eco-DRR, com as quais os governos esperam gerar uma ampla gama de benefícios (PRABHAKAR; SCHEYVENS; TAKAHASHI, 2019). A maioria dos países identificou áreas urbanas, áreas costeiras, áreas montanhosas e áreas marinhas como áreas prioritárias para abordagens de Eco-DRR.

3 Conceito da zona ripária

Em geral, a vegetação ou floresta ao longo do rio ou ao redor de lagos é chamada de mata ciliar cientificamente e tecnicamente (RODRIGUES; LEITÃO FILHO, 2000, ATTANASIO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2006, CASTRO; MELLO; POESTER, 2012, KUNTSCHEK; EDUARTE; UEHARA, 2014). Segundo Gregory e Ashkenas (1990), o termo “ripária” (*riparian*) é derivado do latim, e significa banco de areia ou de terra depositada junto à margem dos rios e/ou terra perto da água e simplesmente refere-se à área próxima ao corpo da água, considerando os conceitos de distância e água. Por outro lado, o termo “ciliar” é originado de cílios, significando então, proteção. Neste sentido, floresta utilizada para quebra-vento poderia também ser mata ciliar (KOBİYAMA, 2003). Como a vegetação ripária possui função de proteger contra inundação brusca e movimento de massa, ela também é um tipo de floresta de proteção, ou seja, mata ciliar. No entanto, o presente capítulo trata exclusivamente a floresta que se localiza à beira do rio. Portanto, utiliza o termo “vegetação ripária” em vez de o termo “mata ciliar”.

Seguindo a proposta de Gregory *et al.* (1991) sobre sua extensão horizontal e vertical, Kobiyama (2003) definiu a zona ripária. Modificando ainda a definição por Kobiyama (2003), o presente capítulo define a zona ripária como um espaço tridimensional, que contém vegetação, solo e rio, com sua extensão horizontal - até o alcance da inundação - e vertical - da parte inferior da camada do solo até o topo

da copa da floresta. A superfície do leito do rio se chama zona hiporréica. Segundo Mugnai, Messana e Di Lorenzo (2015), a zona hiporréica é um tipo de ecótono de ligação entre as águas superficial e subterrânea, tendo funções dos ecossistemas fluviais e das águas subterrâneas. As características hidrológicas, químicas, biológicas e metabólicas desta zona são diferentes com aquelas das águas superficial e subterrânea.

Nas regiões mais úmidas, normalmente os rios são perenes. Nessa condição, geralmente há boa conectividade subsuperficial que determina a dinâmica das áreas saturadas, ou seja, a zona hiporréica (KIRKBY, 2005). Por outro lado, na região semiárida, os rios são intermitentes, não possuindo a zona hiporréica durante o período seco. Neste caso, este tipo de zona hiporréica poderia ser chamada de hiporréica intermitente ou temporária.

Salienta-se que a zona ripária normalmente implica apenas em espaço. Quando se precisa tratar o sistema como um todo, os processos e mecanismos, recomenda-se usar o termo ecossistema ripário. Como este ecossistema é um sistema aberto, é considerado ecótono entre ecossistemas terrestres e aquáticos através da movimentação das águas superficial e subterrânea (Figura 1).

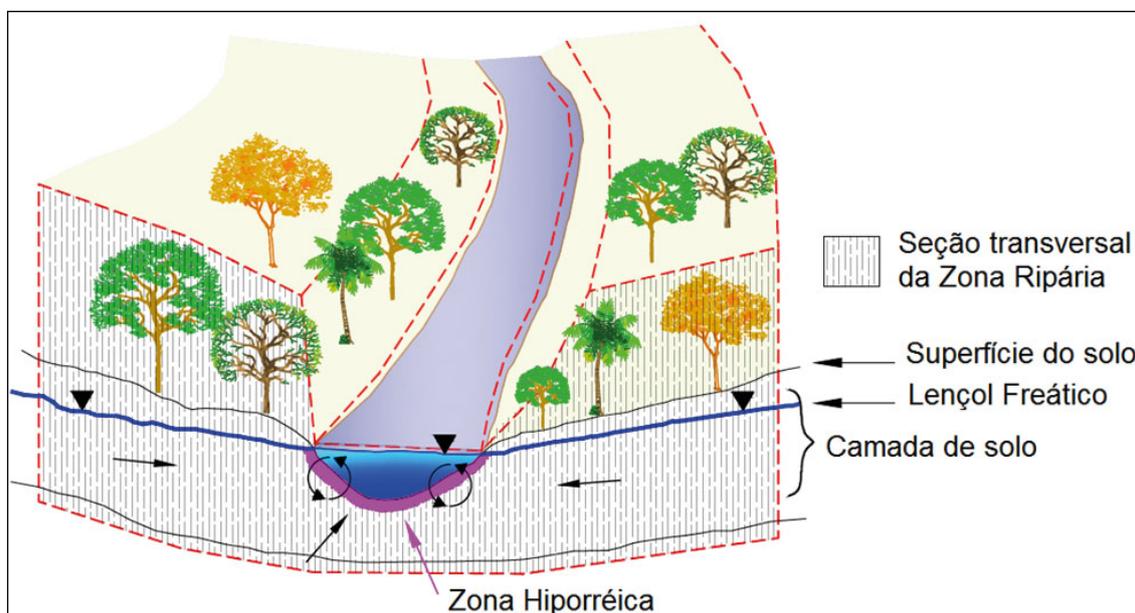


Figura 1. Definição da zona ripária.

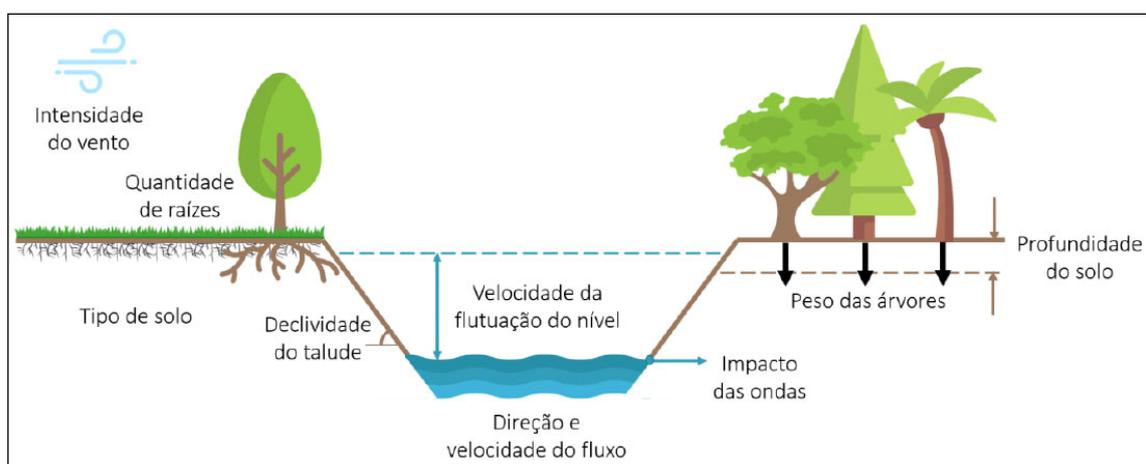
Dentro da bacia hidrográfica, a zona ripária é uma região intimamente relacionada ao curso d'água, sendo desta forma modificada constantemente ao longo do tempo. Não somente por englobar o próprio canal fluvial, mas também por influenciar diretamente os processos que ocorrem dentro dele. Seus limites laterais não são facilmente determinados na paisagem, e englobam toda a planície de inundação, variando assim em função do clima, da geologia e dos solos da região. Ainda, o padrão temporal dessa definição precisa ser considerado, já que a planície de inundação varia em função do tempo de recorrência das cheias.

Conforme Wohl (2019) a zona ripária (ou corredor ripário) pode ser descrita em relação ao processo e forma ou, entre ecologistas, função e estrutura. O processo descreve os fluxos de materiais dentro da zona ripária e as interações entre os materiais existentes no fluxo e a configuração física, características biogeoquímicas e comunidades bióticas. Do ponto de vista ecológico, a zona ripária destaca-se como um corredor extremamente importante para o movimento da fauna ao longo da paisagem. Estudando áreas da Amazônia, Lees e Peres (2008) concluíram que a faixa mínima de zona ripária para

mamíferos é, no mínimo, de 200 m em cada lado. Também se mostra como uma eficiente ferramenta para dispersão vegetal, formando ainda o banco de sementes dentro da bacia hidrográfica, já que em outros pontos da paisagem a antropização é mais recorrente.

A conservação da zona ripária está relacionada com a estabilidade do sistema hídrico da bacia, pois fatores como vegetação ripária estável ajudam a manter a qualidade e a quantidade de água, bem como na manutenção do ecossistema aquático como um todo. No ciclo hidrológico, é comprovada sua atuação na regularização das vazões, devido ao maior armazenamento de água no solo, pois atua aumentando a taxa de infiltração e diminuindo o escoamento superficial. A regularização das vazões significa, muitas vezes, o aumento da vazão na estação seca do ano.

A vegetação ripária atua também na estabilização dos taludes fluviais (marginais) e consequente diminuição da erosão e assoreamento do rio. A degradação das margens se dá principalmente pela ausência da proteção mecânica efetuada pelas raízes. Outros fatores que influenciam na estabilidade das margens ripárias estão demonstrados na Figura 2.



Fonte: Campagnolo *et al.* (2018).

Figura 2. Fatores mecânicos que influenciam a estabilidade das margens de rios.

A vegetação abastece continuamente o rio com material orgânico como galhos, folhas e troncos caídos, que são fonte nutricional para a biota aquática. A queda destes materiais orgânicos favorece o processo de retenção e deposição de sedimentos, que obstruem o fluxo d'água e criam zonas de piscinas, habitat favorável para muitos organismos aquáticos. Outro aspecto desta interação resulta da atenuação da radiação solar, favorecendo o equilíbrio térmico da água e influenciando positivamente a produção primária do ecossistema lótico.

Na zona ripária, os processos geomorfológicos, biológicos e hidrológicos, bem como as interações entre eles, são extremamente intensos e complexos. Justamente por isso, Kobiyama, Genz e Mendiondo (1998) mencionaram que o estudo da zona ripária seria um desafio da geobiohidrologia. A Figura 3 demonstra uma interação geobiohidrológica em uma seção de zona ripária. A dinâmica da água na encosta (processo hidrológico) causou um escorregamento (processo geomorfológico), consequentemente isso alterou a paisagem ripária (processo ecológico).

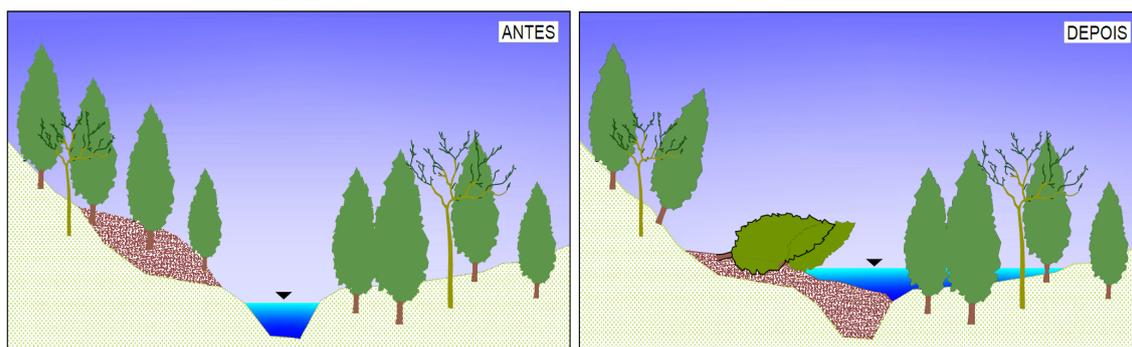


Figura 3. Seção da zona ripária antes e depois da ocorrência de escorregamento.

Na zona ripária no ambiente montanhoso, frequentemente ocorrem fenômenos naturais tais como escorregamento, fluxo hiperconcentrado, fluxo de detritos, erosão do solo, erosão fluvial, desbarrancamento, e inundação brusca. Muitas vezes eles prejudicam a sociedade, tornando-se desastres naturais. Considerando os processos geobiohidrológicos na zona ripária, Kobiyama, Mota e Corseuil (2008) sugeriram chamar esses desastres naturais, que ocorrem na zona ripária, como desastres geobiohidrológicos.

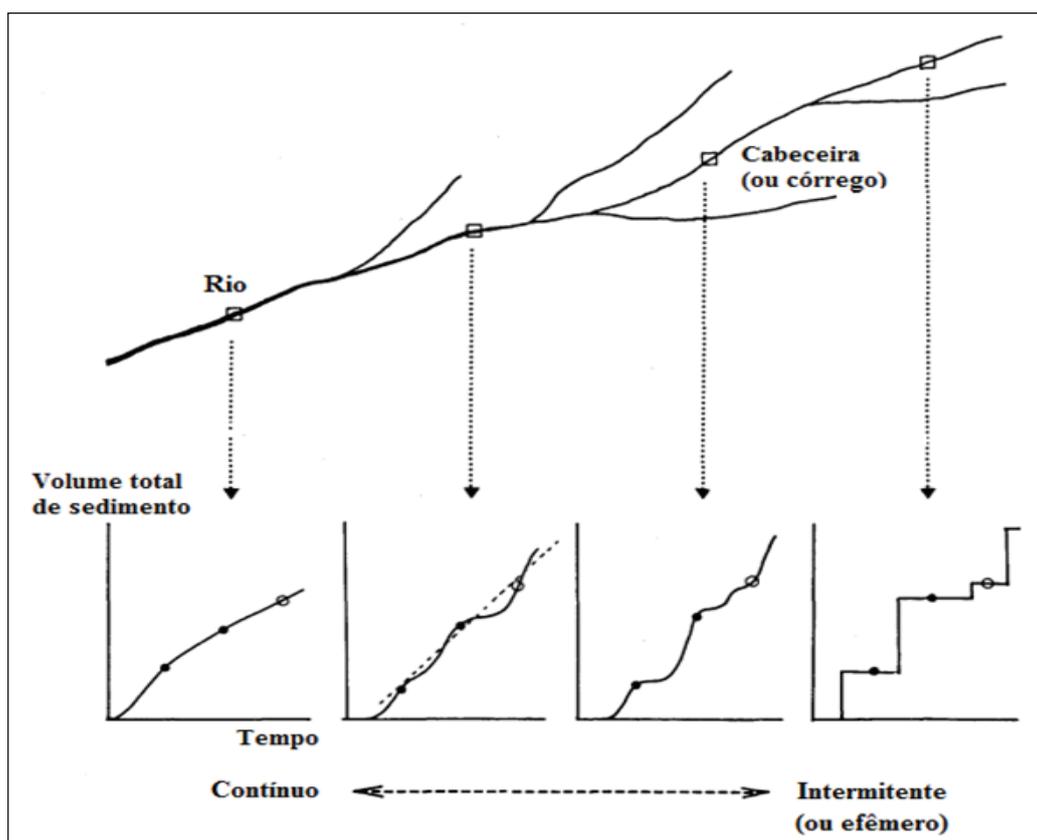
4 Dinâmica de materiais (sedimentos e detritos lenhosos) no rio montanhoso

Dentro da zona ripária, é o rio que apresenta a maior dinâmica de material e energia. A partir desse contexto, destaca-se os rios montanhosos. Vários pesquisadores tais como Armanini (2005), Wohl (2010) e Paixão e Kobiyama (2019), mencionaram as características distintas do rio montanhoso e também a importância de seu estudo.

De acordo com Wohl (2010), as características relevantes dos rios montanhosos são: (i) gradientes médios acentuados; (ii) alta resistência superficial de canal e alta rugosidade de leito rochoso e sedimentos grossos; (iii) fluxo altamente turbulento e movimento de sedimento estocástico resultante do gradiente íngreme e superfícies irregulares de canal; (iv) regime fortemente sazonal com alta variabilidade espacial e temporal de vazão, resultante do efeito de mudanças na chuva com a altitude e a orientação da bacia; e (v) morfologia do canal que tem alta variabilidade espacial devido ao controle geológico, mas baixa variabilidade temporal porque apenas inundações bruscas ou fluxos de detritos infrequentes são capazes de exceder a resistência superficial do canal. Armanini (2005) mencionou que a maior característica do rio montanhoso é a sua grande declividade, especificando que a maior parte do seu trecho deve possuir a declividade superior a 0,02 m/m.

Em geral, o rio atua como um sistema de mão única que transporta água, sedimentos e solutos a jusante, em direção ao mar. A força gravitacional impulsiona esse sistema unilateral e a água geralmente é seu agente direto ou indireto. E os materiais que alteram a paisagem fluvial são sedimentos.

Os processos chuva-vazão são considerados como os não-lineares. Embora a dinâmica dos sedimentos seja associada à da água, a não linearidade da dinâmica dos sedimentos é muito mais marcada do que a da água. De acordo com Maita, Marutani e Nakamura (1994), quanto mais próximo à cabeceira do rio, o que muitas vezes coincide com o ambiente montanhoso, maior o volume dos sedimentos transportados eventualmente. Em outras palavras, nessa região, a quantidade dos sedimentos transportados usualmente é nula, mas, quando o transporte ocorre, a quantidade é elevada. Por outro lado, quanto mais a jusante, a quantidade de sedimento transportado é normalmente menor, mas mantém-se constante (Figura 4).



Fonte: Maita, Marutani e Nakamura (1994)

Figura 4. Conceito de transporte de sedimentos de montante para jusante.

Em geral, é dito que um rio transporta, além de água, sedimentos, detritos lenhosos (*woody debris*), solutos. No entanto, via de regra, materiais produzidos, transportados e depositados dentro de uma bacia podem ser classificados em dois: materiais sedimentares (CHURCH, 2010) que são usualmente chamados sedimentos; e materiais orgânicos, que são tratados cientificamente como detritos lenhosos (SWANSON *et al.*, 2020) somados aos detritos menores, ou seja, matéria orgânica particulada grossa (*coarse particulate organic matter* – CPOM) que consiste em folhas, fragmentos de madeira, galhos, flores, sementes e frutos (IROUMÉ; RUIZ-VILLANUEVA; SALAS-COLIBORO, 2020).

Como quaisquer fósseis dentro de rochas sedimentares são considerados como sedimentos, quaisquer materiais orgânicos, independente do seu tamanho, devem ser tratados junto com materiais sedimentares no estudo de sedimentologia, hidrogeomorfologia e hidrossedimentologia. Entretanto, sedimentos e detritos lenhosos vêm sendo tratados separadamente, como por exemplo, Nakamura e Swanson (1993), Gomi *et al.* (2001), May e Gresswell (2003) e Wohl e Scott (2017). Para avançar essas ciências, detritos lenhosos deverão ser tratados junto com materiais sedimentares, o que permitirá o verdadeiro estudo de sedimentos fluviais.

O excesso e a falta desses materiais certamente prejudicam a sociedade, tendo como consequência em muitas vezes, desastres. Os solutos não são visíveis e não alteram a morfologia fluvial, conseqüentemente estes não participam em processos de evolução da paisagem. Portanto, foi dado enfoque somente nos sedimentos e detritos lenhosos, cujas dinâmicas causam frequentemente desastres no ambiente montanhoso. Salienta-se que, para conveniência, os sedimentos e detritos lenhosos serão tratados separadamente, havendo assim uma coerência com outros trabalhos existentes.

4.1 Conceitos e classificação

A cobertura florestal em uma bacia hidrográfica interfere no ecossistema de várias maneiras, bem como na qualidade e quantidade de vazão no rio. Altera as características da chuva através dos processos de escoamento pelo tronco e chuva interna, e absorve nutrientes do solo e libera pela decomposição da serrapilheira, sendo assim importantes fatores na variação temporal das concentrações de nutrientes no sistema. Outro fato importante é a queda direta de detritos vegetais na água, os chamados detritos lenhosos.

Conforme destacaram Campagnolo, Kobiyama e Fan (2020) as pesquisas sobre detritos lenhosos ganharam evidência a partir dos anos 70, principalmente nos EUA, devido a campanhas de remoção desses detritos para melhorar a navegação. Isso porque, podem permanecer no rio como peças individuais ou formando acumulações. Além disso, são habitat para peixes e outros organismos e conhecida fonte de material para renaturalização de rios, técnica de baixo custo difundida mundialmente.

Ao longo de um curso d'água, os detritos lenhosos podem influenciar no arrastamento, transporte e armazenamento de sedimentos minerais e matéria orgânica particulada (GOMI *et al.*, 2001). Além disso, formam degraus e modificam a hidráulica dos canais dos rios montanhosos (WOHL; SCOTT, 2017) podendo, inclusive, mudar a composição do leito (WOOD-SMITH; BUFFINGTON, 1996). Por esse motivo, o entendimento dos processos que envolvem detritos lenhosos e transporte de sedimentos em rios são muito importantes. No ambiente montanhoso, em geral, a zona ripária possui abundantes florestas, dentro as quais, segundo Church (2010), detritos lenhosos têm uma influência importante na morfologia do canal.

Em um rio natural, os sedimentos podem ser oriundos das encostas ou do seu próprio leito. Eles são originados por meio de processos de intemperismo das rochas, erosão hídrica ou eólica e através dos processos de movimentos de massa (ação gravitacional). Quando transportados pela água em um canal eles ocorrem em duas maneiras principais: em suspensão e/ou em arrasto sobre o leito (saltando e/ou rolando). O sedimento em suspensão é composto basicamente de partículas finas como as frações argila e silte (<0,062 mm). Já as partículas maiores (areia, cascalho e pedregulhos) são transportadas em arrasto sob o leito.

Ambos os tipos de transporte estão relacionados com a força da água. Assim, para a determinação e quantificação dos sedimentos em um rio, é necessário também conhecer o fluxo de água. Desse modo, frequentemente é utilizado o termo “descarga em suspensão” para os sedimentos em suspensão e “descarga de leito” ou “descarga de arraste” para os sedimentos transportados sobre o leito. A soma das duas frações é o que chamamos de descarga total de sedimentos ou descarga sólida total.

4.2 Monitoramento

Para o conhecimento de sua dinâmica, é necessário primeiramente quantificar os sedimentos em uma dada seção sendo, então, realizado o monitoramento. Existem diversas metodologias de quantificação dos sedimentos em um trecho ou seção de um curso d'água. No entanto, todas as abordagens devem levar em consideração as características *in situ* para que não haja sub ou superestimativa. Depois de escolhido o melhor local, inicia-se a seleção e instalação dos equipamentos e definição das principais abordagens relacionadas.

O monitoramento da descarga sólida envolve a determinação do nível do curso d'água, da concentração de sedimentos em suspensão (CSS) e do material transportado em arraste. Os processos são sintetizados a seguir:

- O nível de água é transformado, por meio de uma curva-chave, em vazão ou descarga líquida (Q). Para isso, geralmente são utilizadas régua linimétrica e sensores automáticos de pressão, instalados no exutório de uma bacia hidrográfica, ou simplesmente em um local onde se está investigando;
- Para a determinação da CSS, frequentemente são realizadas coletas de amostras de água e sedimentos que, posteriormente, são analisadas em laboratório. No entanto, esta técnica é onerosa e exige mão-de-obra qualificada para realizar as coletas a campo e análises em laboratório. Uma alternativa é a utilização de turbidímetros, que registram os valores em Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU) que pode ser relacionado com a CSS, desde que realizada a calibração com as amostras coletadas *in situ* (MERTEN *et al.*, 2014). Após determinada a CSS, é realizada a multiplicação pela Q para definição da descarga sólida em suspensão;
- O material transportado em arraste tem uma determinação mais difícil, pois geralmente ocorre durante eventos de chuva que incrementam a Q e a velocidade do escoamento. A alta velocidade do escoamento, associada aos diferentes tamanhos/quantidades de sedimentos transportados em arraste, põe em risco a vida do operador responsável pela coleta, bem como o equipamento eficiente para realizar a coleta. Nesse sentido, muitas vezes são utilizadas equações empíricas para determinação do transporte de sedimentos de arraste, por exemplo, Meyer-Peter e Müller (1948), Einstein (1950) e Van Rijn (1984). Embora existam inúmeras equações, é muito difícil escolher a mais adequada, pois diferentes equações geram resultados drasticamente diferentes (HADDADCHI; OMID; DEGHANI, 2013). Portanto, quando há apropriada condição e determinado interesse, é recomendado utilizar amostradores como o Helley-Smith (para areias e pedregulhos >16mm), armadilhas instaladas dentro do rio (para pedregulhos) ou traçadores (para grandes blocos de sedimentos).

De acordo com Muhammad *et al.* (2019), existem várias técnicas de amostragem de sedimentos disponíveis para sedimentos em suspensão e de arraste em rios (Tabela 1). A coleta de amostras representativas imparciais de sedimentos, usando amostradores físicos, ajuda a usar diretamente os dados coletados para quantificar as descargas de sedimentos e servir como calibração de outros com meios de amostragem de tecnologia avançada. No entanto, a decisão de escolher uma técnica depende de fatores como a mão de obra disponível, da restrição orçamentária, a disponibilidade de instrumentos e características da seção.

Tabela 1. Técnicas de medição de sedimentos. Fonte: Adaptado de Muhammad *et al.* (2019).

Abordagens	Mode de operação	Vantagens	Desvantagens	Referências
Amostragem de garrafas	A amostra de água carregada de sedimentos é coletada diretamente submergindo um recipiente no fluxo d'água até uma profundidade conhecida e analisada subsequentemente.	Amplamente aceito; permite avaliação da concentração; fácil de usar; calibração de outras técnicas são feitas comparando amostradores de garrafas.	Para extração dos dados requer análise laboratorial; pessoal no local necessário; perturba o fluxo.	Felix, Albayrak e Boes (2016); Wren <i>et al.</i> (2000)
Acústico	A concentração de sedimentos e a distribuição do tamanho é determinada por seu som retrodifundido.	Grande alcance de cobertura vertical; boa resolução e livre de interferências.	A tradução da retrodifusão é complicada; a alta concentração de partículas diminui o sinal.	Wilson e Hay (2015); Wren <i>et al.</i> (2000)

continua

continuação

Abordagens	Mode de operação	Vantagens	Desvantagens	Referências
Amostragem com bombas	A amostra de água carregada de sedimentos é bombeada do curso d'água e analisada posteriormente.	Amplamente aceito; testado ao longo do tempo; permite a avaliação da concentração e distribuição de tamanho (DT).	Requer análise laboratorial; a amostragem não é isocinética.	Breault e Granato (2003)
Difração a laser	Medição do ângulo de refração do laser incidente sobre partículas de sedimentos.	Medição in-situ da DT; valores volumétricos do CSS independem do DT.	Caro; pequena faixa de tamanho de partícula; medição apenas pontual; perturba o fluxo.	Santos et al. (2019); Agrawal e Pottsmith (1994)
Nuclear	Medição de raios X ou transmissão de radiação gama através de sedimentos de água.	Ampla faixa de medição de concentração e tamanho de partículas; baixa utilização de energia.	Regulação; apenas medição pontual; baixa sensibilidade; decaimento da fonte radioativa; perturba o fluxo.	Tazioli (1981)
Óptica	Medição de amostra de sedimento e água através da visibilidade de luz infravermelha ou transmissão/retrodifusão.	Relativamente barato e simples; registro de dados e implantação remota é possível; boa resolução temporal.	Permite apenas amostragem pontual; é intrusiva; altamente dependente do tamanho da partícula.	Guerrero et al. (2017); Wren et al. (2000)
Armadilhas de descarga do leito (Colorado State University/Forest Service)	As amostras são coletadas de uma armadilha colocada no leito do rio e, posteriormente, pesadas.	Instalação fácil e relativamente barata; ampla gama de armadilhas de sedimentos.	Fluxo intrusivo; necessário de pessoal no local; causa erosão no leito do curso d'água.	Bunte (2007)
Armadilha de descarga do leito do rio (River Bedload traps - RBT)	As amostras presas nas redes do amostrador são coletadas, drenadas e pesadas.	Fácil montagem; medição direta e contínua; carga do leito é medida com base no peso e volume; análise granulométrica facilmente realizada.	A limpeza dos sacos do amostrador e a substituição são necessários; requer uma base relativamente plana; o tamanho do amostrador.	Rachlewicz et al. (2017)
Amostrador Helley-Smith	O amostrador é abaixado no leito do riacho por um tempo de medição e a captura é pesada.	Amplamente aceito; testado ao longo do tempo; permite o exame no local de amostras coletada.	Perturba o fluxo e altera a condição hidráulica das partículas; pode causar desgaste; o abaixamento em pontes pode ser difícil; requer pessoal no local.	Adnan et al. (2018)
Amostrador do Serviços Hidrológicos Poloneses (PIHM)	O amostrador é colocado no leito do rio na direção da corrente e das amostras da armadilha.	Fácil instalação; as amostras coletadas podem ser examinadas no local; de baixo custo.	A entrada pequena impede a coleta; é intrusiva; requer pessoal no local.	Rachlewicz et al. (2017)
Poços e valas	As amostras ficam contidas em recipientes enterrados no canal do rio.	Oferece excelentes resultados; retém grandes partículas; adequado para uso em rios efêmeros.	Inadequado para fluxos elevados ou fixados em um local; deve ser recolhido após cada evento.	Diplas et al. (2008)

continua

continuação

Abordagens	Mode de operação	Vantagens	Desvantagens	Referências
Tubo de vórtice	Armadilhas de sedimentos atrás de barragens erguidas no rio.	Coleta a maior parte do sedimento no transporte; adequado para taxas de transporte baixas e altas; um lado retém o sedimento.	O custo de instalação inicial é alto; não é portátil; tem outros problemas semelhantes ao amostrador de poços.	Rachelly et al. (2019); Robinson (1960)
Traçadores radioativos	Traçadores radioativos semelhantes ao material do leito são introduzidos no rio e o movimento é medido.	A dinâmica dos sedimentos pode ser verificada durante o transporte; os traçadores podem ser detectados in situ.	Os traçadores são restritos à superfície da partícula exposta; a medição só pode ser feita após eventos de chuva-vazão; é um método oneroso.	Papangelakis e Hassan (2016); Bradley e Tucker (2012)
Tecnologias de substituição para descarga de leito	Usam luz ou som para deduzir estimativas de sedimentos.	Maioria não intrusiva ao fluxo; estimativas precisas e confiáveis.	A maioria das tecnologias ainda está em fase de teste e calibração.	Gray, Laronne e Marr (2010)

Em ambientes montanhosos, o tamanho dos sedimentos é relativamente maior. Quase não há sedimentos em suspensão, principalmente durante o escoamento de base, onde a energia do escoamento é menor. Durante eventos de inundação, grandes blocos de sedimentos são transportados (RAINATO; MAO; PICCO, 2018), influenciados pela alta velocidade do escoamento e a alta declividade do leito e das encostas desse tipo de ambiente. Enfatizando a importância de estudos de rios montanhosos, Paixão e Kobiyama (2019) apresentaram os parâmetros relevantes para caracterizá-los, entre os quais citam o tamanho de sedimento.

Na prática, a caracterização do tamanho de grandes sedimentos pode ser feita com o procedimento de contagem de seixos em zigue-zague (*zig-zag pebble-count*) (BEVENGER; KING, 1995). A medição para cada seixo segue a descrição de Bunte e Abt (2001), ou seja, os três diâmetros (eixos *a*, *b* e *c*) devem ser medidos e computados. Em seguida, o diâmetro nominal pode ser calculado para cada sedimento:

$$d_n = (a \cdot b \cdot c)^{\frac{1}{3}} \quad (1)$$

onde d_n é o diâmetro nominal em mm; *a* é o maior diâmetro em mm; *b* é o diâmetro intermediário em mm; e *c* é o menor diâmetro em mm.

No caso do monitoramento de detritos lenhosos, todas as peças de madeira com mais de 10,0 cm de diâmetro e 1,0 m de comprimento, usualmente, são medidas. Este critério de medição com tamanho é muito comum entre os cientistas que estudaram a dinâmica de detritos lenhosos no canal, por exemplo, Abbe e Montgomery (2003), Andreoli, Comiti e Lenzi (2007), Comiti *et al.* (2008) e Galia *et al.* (2018). Estes autores consideram esse critério adequado para representar as características de detritos lenhosos em relação às dimensões do canal. As medidas de detritos lenhosos podem ser feitos com suta florestal ou fita métrica. Essa técnica é comum tanto para detrito lenhoso quanto para seixos em campo (Figura 5).

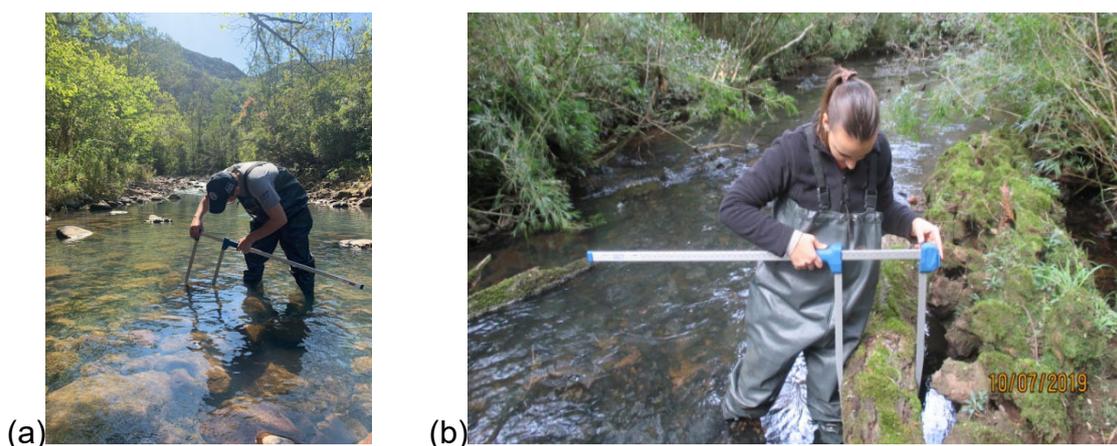


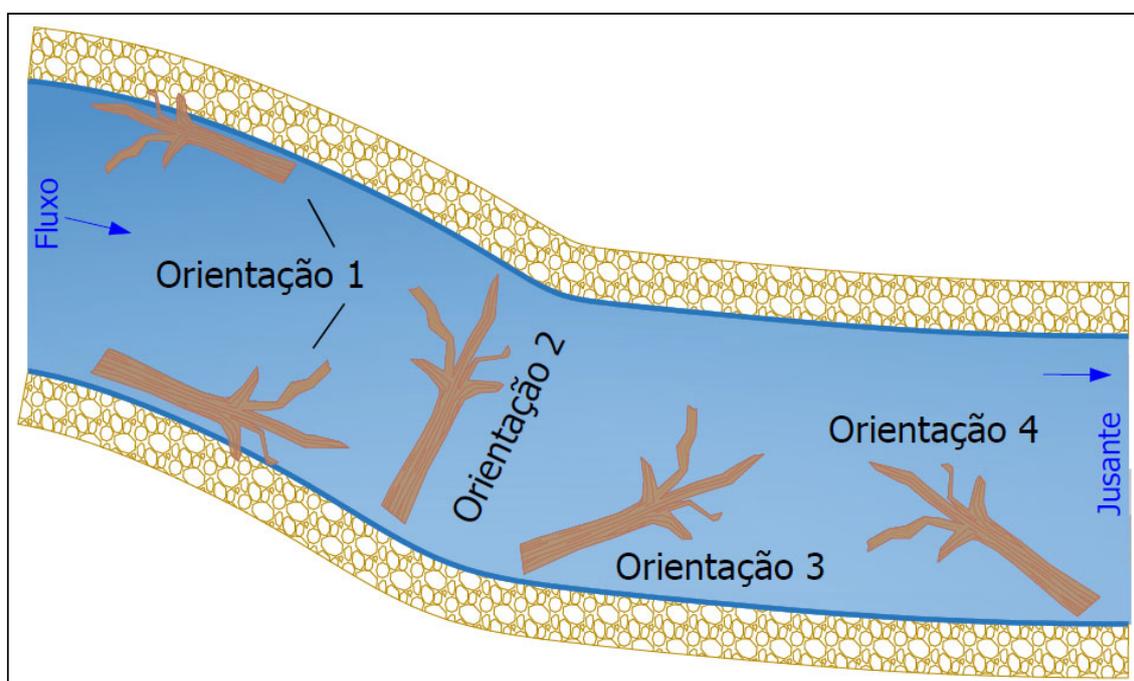
Figura 5. Medição do tamanho de sedimento com suta: (a) bloco de rocha no rio Forqueta/RS; e (b) detrito lenhoso no arroio Perdizes/RS.

O volume de cada fragmento de madeira (V) é calculado a partir de seu diâmetro máximo, aplicando um fator de forma e assumindo uma forma cilíndrica sólida, como é comumente feito em inventários florestais:

$$V = L \cdot \left(\frac{d^2 \cdot \pi}{4} \right) \cdot f \quad (2)$$

onde L é o comprimento do detrito lenhoso (m); d é o diâmetro (m); e f é o fator de forma, sendo normalmente utilizado 0,7.

A orientação individual de cada detrito em relação ao fluxo é uma informação muito importante no monitoramento. Com base na metodologia proposta por Magilligan *et al.* (2008), Campagnolo e Kobiyama (submetido) classificam quatro tipos de orientação do indivíduo: paralela, perpendicular e dois tipos de oblíqua (Figura 6).



Fonte: Campagnolo e Kobiyama (submetido)

Figura 6. Categorias de orientação de detritos lenhosos no rio.

A medição de sedimentos e detritos lenhosos ao longo do rio montanhoso e seu monitoramento são extremamente onerosos e também perigosos. Entretanto, esse trabalho em campo é indispensável para compreender suas dinâmicas.

4.3 Balanço de sedimentos e detritos lenhosos

Reid e Dunne (1996) definiram o balanço de sedimentos (*sediment budget*) como uma contabilização das fontes e disposição dos sedimentos à medida que se deslocam desde o seu ponto de origem até a sua eventual saída de uma bacia. Portanto, esse balanço de sedimento trata do aspecto mais fundamental da evolução do relevo: a conservação da massa, uma vez que é obtida por processos morfogenéticos que atuam dentro das condições de contorno impostas por controles naturais ou antropogênicos (REID; DUNNE, 2016). Para realizar um trabalho com esse balanço, são requeridas diversas etapas e atividades, dentre as quais o monitoramento descrito no item 4.2 é fundamental.

Em princípio, todos os balanços são conceitualmente expressos pela equação de continuidade para a transferência de sedimentos, isto é, (entrada de sedimentos para um sistema geomorfológico) = (saída de sedimentos do sistema) + (mudança no armazenamento de sedimentos). Conforme o interesse de estudo, essa equação é então modificada.

A técnica de balanço de sedimento fornece uma ferramenta para cientistas e gestores que julgam a importância relativa das fontes de sedimentos, locais de armazenamento e processos de transferência, incluindo como eles mudam com o tempo. Além disso, o balanço é útil para a gestão de recursos naturais quando se torna importante distinguir os impactos humanos nos sistemas geomorfológicos, tais como bacia hidrográfica, zona ripária e trecho do rio (REID; DUNNE, 1996). Como o balanço de sedimentos lida com as fontes, armazenamento, fluxo direto e saídas de sedimentos em um sistema geomorfológico, Marson e Pearson (2006) consideram o balanço como um método fundamental na compreensão de sistemas de processos de cascata (*cascade-process systems*).

Sendo assim, pode-se dizer que o balanço de sedimentos representa uma abordagem geral para a solução de problemas geomorfológicos, e conseqüentemente para a gestão de risco de desastres (REID; DUNNE, 2016). Theule *et al.* (2011) realizaram um programa de monitoramento de balanço de sedimentos em uma bacia montanhosa onde ocorrem frequentemente fluxos de detritos, localizada perto de Grenoble (França). Construindo esse balanço de sedimentos baseados em cada ocorrência, os autores conseguiram identificar melhor os mecanismos de produção, transporte e deposição dos sedimentos na área, o que certamente será útil para a gestão de risco contra fluxos de detritos no local. Complementando, ao realizar uma revisão conceitual do balanço de sedimentos, Slaymaker (2003) demonstrou que as implicações de gestão incluem, além de riscos de desastres, mudanças climáticas e distúrbios no uso da terra.

Por outro lado, a dinâmica dos detritos lenhosos também pode ser compreendida por meio do estudo do balanço que considera o recrutamento, armazenamento e transporte de detritos lenhosos em rio. O monitoramento da taxa deste recrutamento é realizado de forma a avaliar a importância de todos os processos envolvidos. Entre eles, estão mortalidade natural, tempestades de vento, incêndios florestais, erosão de margens e escorregamentos (BENDA; SIAS, 2003).

Neste sentido, para avaliar o balanço de madeira em rios do norte da Califórnia (EUA), Benda e Bigelow (2014) utilizaram, entre outros fatores, um modelo para prever a distância média percorrida pelos detritos lenhosos. Assim, verificaram que o recrutamento das maiores peças de detritos lenhosos se dava principalmente pela erosão de taludes em florestas manejadas e por mortalidade natural em florestas

não manejadas. Essa informação é importante para conhecimento dos impactos das florestas plantadas, discussão muito recorrente nos biomas brasileiros.

Segundo a constatação de Wohl *et al.* (2012), muitas vezes não há dados suficientes para avaliação de balanço de detritos lenhosos na área de estudo. Para resolver isso, os autores propuseram o método de dois membros extremos (*two end-member model*).

Usando o método de balanço de detritos lenhosos como uma estrutura organizacional, Wohl (2017) identificou lacunas relacionadas ao recrutamento, transporte e armazenamento de madeira. A autora demonstrou que abordar essas lacunas de conhecimento requer mais estudos de caso, em diversos rios. A falta de estudos de caso ainda é nítida no caso do Brasil (CAMPAGNOLO; KOBAYAMA; FAN, 2020).

5 Renaturalização de rios

5.1 Aspecto geral

Segundo Souza e Kobiyama (2003) há diversos objetivos na renaturalização de rios, os quais se destacam: a recuperação da qualidade das águas; a estabilização de encostas e margens com objetivo de reduzir a erosão; a recuperação da biodiversidade do ecossistema ripário (fauna e flora); o restabelecimento de áreas naturais de inundação; e a recuperação da paisagem natural. Apesar de existirem diversos objetivos importantes, com base em Binder (1998), encontra-se dois princípios: (i) recuperar os rios de modo a regenerar o mais próximo possível da sua biota natural, através do manejo regular ou de programas de renaturalização; e (ii) preservar as áreas naturais de inundação e impedir quaisquer usos que inviabilizem tal função.

Quando é necessário renaturalizar um rio, não somente o seu canal deve ser o objeto de ação, mas também ambas as margens do rio devem ser tratadas. Assim, surge um enfoque indispensável na zona ripária. Portanto, a renaturalização dos rios pode ocorrer dentro do contexto de manejo da zona ripária e/ou do ecossistema ripário. Devido à intensificação mundial dos problemas sócio-econômico-ambientais da zona ripária, hoje existem diversos manuais para executar projetos de renaturalização dos rios, manejos de zona riparia, entre outros. Por exemplo, JSECE (2000) no Japão; Brooks *et al.* (2006) e Lovett e Price (2007) na Austrália; Arizpe, Mendes e Rabaça (2008) na Europa; Gregory e Ashkenas (1990), USBR e ERDC (2016), Johnson *et al.* (2018), Quinn, Wilhere e Krueger (2019), Carothers *et al.* (2020), Kratzer (2020) nos EUA; Binder (1998), Durlo e Sutili (2014), Souza *et al.* (2020) no Brasil.

Kratzer (2020) gerou um manual demonstrando técnicas de utilização de grandes detritos lenhosos para melhorar o habitat de riachos. Conforme ressalta o autor, esse material lenhoso sempre foi um componente natural e importante dos habitats de riachos no nordeste dos EUA, indicando que a melhor ação que se pode fazer pelos rios é proteger e restaurar suas florestas ribeirinhas, deixando as árvores caídas onde estão. Acontece que restaurar taxas de recrutamento de madeira natural é um processo extremamente longo. Sendo assim, a adição estratégica de madeira apresenta-se como um método para restaurar esse fornecimento natural. A Figura 7 apresenta esquematicamente um tipo de renaturalização de rio.

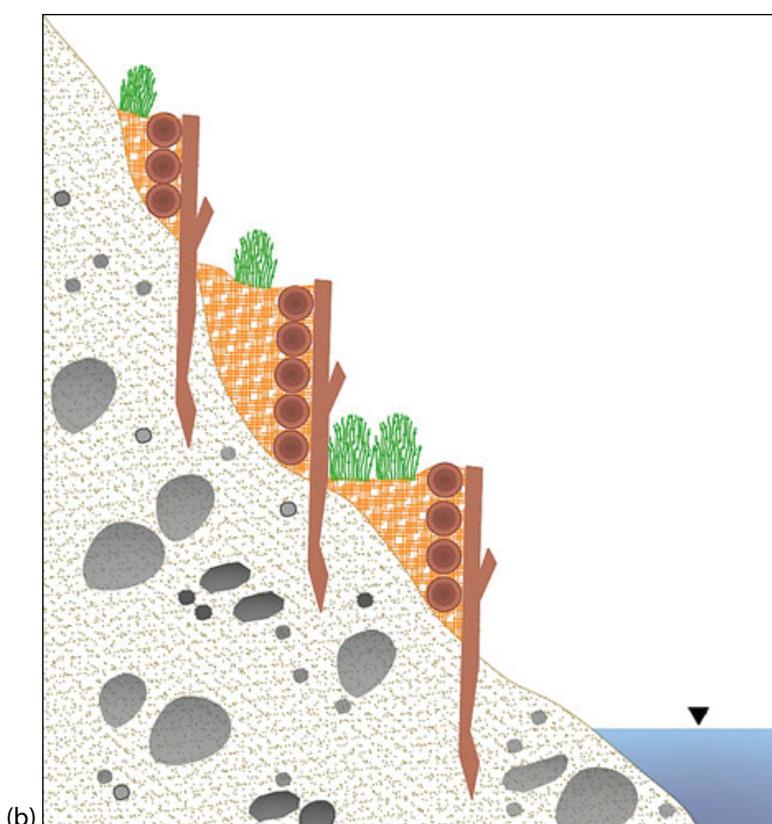
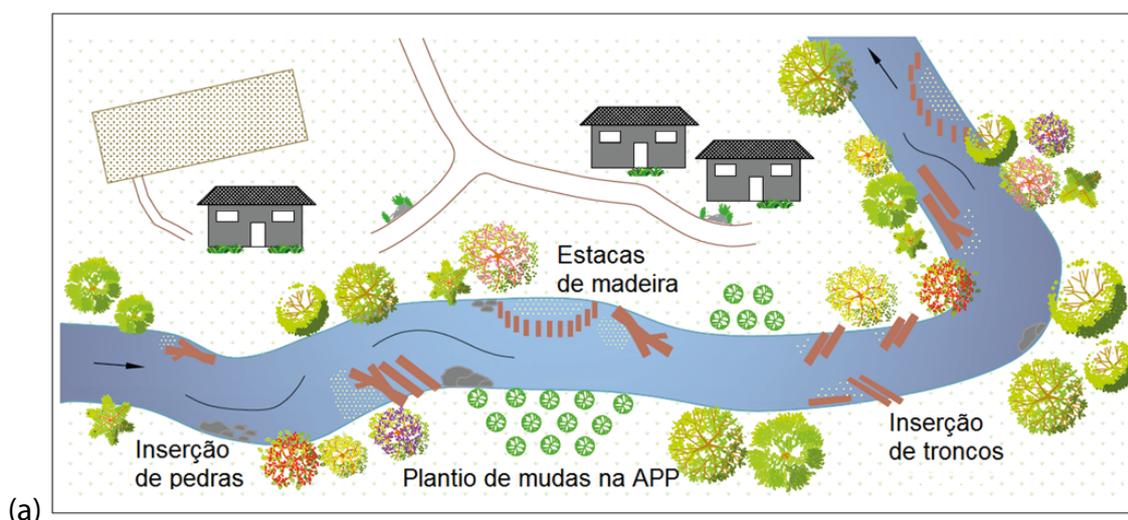


Figura 7. Renaturalização de rios: (a) Vista panorâmica; e (b) estabilização do talude fluvial.

Um fator importante para o sucesso da renaturalização é a consideração das unidades geomorfológicas. A combinação dessas unidades e também de outros parâmetros caracteriza um rio e também os trechos do rio. Um rio caracterizado por determinados fatores contém diferentes processos fluviais, o que requer a classificação dos rios e também uma metodologia apropriada para cada tipo na classificação. Segundo Harman e Starr (2011), nos EUA a maior parte dos projetos de renaturalização é feita com base na classificação de Rosgen (1994).

A classificação de Rosgen permite identificar 94 diferentes tipos de rios com base em sua morfologia geral, tipos e condição fluvial. Embora seja a classificação mais utilizada, também é a mais polêmica. Segundo Simon *et al.* (2007), a utilização irrestrita da classificação de Rosgen pode ser falha especialmente por não considerar processos governados pela

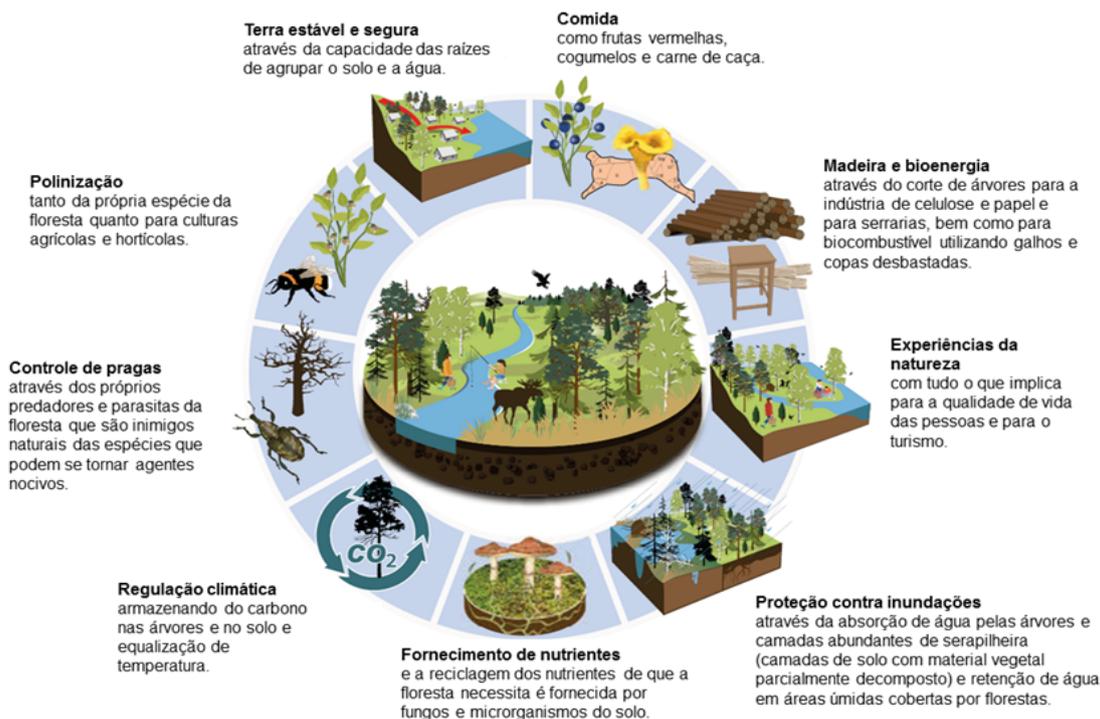
ação de forças de cisalhamento/resistência, e pelo desequilíbrio entre o fornecimento e o poder de transporte de sedimentos em sistemas fluviais. Diversas classificações, no entanto, vêm sendo desenvolvidas com base em processos, tais como Montgomery (1999) e Buffington e Montgomery (2013), as quais classificam os rios conforme a fonte, transporte e mecanismos de resposta dos sedimentos nos rios. Mais detalhadamente, diversos tipos de classificações de rios encontram-se em Paixão e Kobiyama (2019).

Como a geomorfologia trabalha com a identificação de padrões, esta ciência permite identificar características inerentes aos rios em estudo para compreender os processos que neles ocorrem e estabelecer uma apropriada estratégia de renaturalização. Portanto, pode-se dizer que a geomorfologia fluvial e/ou hidrogeomorfologia é fundamental para executar a renaturalização. Segundo Gilvear (1999), os cinco princípios da geomorfologia fluvial no âmbito da engenharia fluvial são: (i) as alterações morfológicas, de água e de sedimentos em um canal acontecem nas dimensões longitudinal, transversal e vertical; (ii) o rio apresenta resposta de acordo com as variações na entrada de água e sedimentos a montante; (iii) a morfologia de um rio se altera temporalmente mas a dinâmica de ajuste do canal varia ao longo do próprio rio; (iv) alterações provocadas no uso da terra, no leito do rio e nas margens podem afetar a estabilidade do sistema; e (v) os processos de alteração da morfologia definem os habitats para a biota e tem importante papel nas alterações dos processos fluviais.

O sucesso da renaturalização do rio traz a saúde do mesmo, o que melhoraria a qualidade da água, aumentaria a biodiversidade do ecossistema fluvial, agradaria a paisagem fluvial, reduziria significativamente o odor desagradável à sociedade, regulamentaria o regime fluviométrico, entre outros benefícios. Assim, Paixão, Kobiyama e Campagnolo (2017) comentaram uma forte relação entre a geomorfologia fluvial, a renaturalização do rio e o saneamento ambiental.

No Brasil, a hidrogeomorfologia e a renaturalização de rios não são uma novidade, por exemplo, Goerl, Kobiyama e Santos (2012) e Brocaneli e Machado (2008), respectivamente. Entretanto, não estão bem difundidas nos setores da ciência e da gestão, respectivamente. Apesar disso, a execução da renaturalização com base científica é uma tendência global: utilizar recursos da própria natureza para recuperar ambientes. Assim, a renaturalização dos rios pode ser compreendida como um conjunto de abordagens técnicas para a gestão de ecossistemas ripários, buscando melhorias nas condições de um rio.

A vegetação ripária é normalmente caracterizada com a floresta que fornece incontáveis serviços ecossistêmicos. Sendo assim, igual como uma floresta qualquer, a recuperação da vegetação ripária é veementemente desejada pela sociedade a fim de melhoria do meio ambiente e também redução de desastres que ocorrem frequentemente na mesma. A Figura 8 demonstra os serviços ecossistêmicos que podem ser esperados com uma vegetação ripária manejada sustentavelmente.



Fonte: Naturvårdsverket (2018).

Figura 8. Serviços ecossistêmicos da vegetação ripária e da floresta qualquer.

5.2 Estudos de caso

Diversas atividades de renaturalização de rio ou recuperação da zona ripária foram realizadas no Brasil.

Devido aos efeitos antropogênicos de transformação de bacia hidrográfica, tais como intensa atividade agrícola e construção excessiva de usinas hidrelétricas, a região do baixo rio São Francisco vem sofrendo uma extensa degradação ambiental na zona ripária. A fim de controlar erosão em encostas e em margens do rio e, conseqüentemente, recuperar a vegetação ripária, Holanda, Rocha e Oliveira (2008) e Araújo-Filho, Holanda e Andrade (2013) apresentaram várias técnicas de bioengenharia de solos na margem do rio São Francisco, nos municípios de Propriá e de Amparo do São Francisco, respectivamente. Ambos os trabalhos demonstraram bom desempenho ecológico da bioengenharia de solos através dos trabalhos em campo. Além disso, Araújo-Filho, Holanda e Andrade (2013) relataram que a combinação das técnicas de bioengenharia com a engenharia tradicional possibilitou maior proteção à base do talude e o desenvolvimento da vegetação.

Um dos fatores mais importantes na estabilização do talude fluvial por meio da aplicação da bioengenharia é a escolha da espécie apropriada para o plantio. Para procurar a melhor espécie, Machado, Magistral e Araldi (2017) investigaram caracterizações biotécnicas de 4 espécies com ensaios de parcelamentos que se localizavam a 20 m de um arroio no município de São João do Polêsine, RS. Analisando as variáveis: taxa de sobrevivência das espécies no campo; número, diâmetro, comprimento, somatório dos brotos primários e comprimento do maior broto primário; número, comprimento dos brotos secundários e somatório do comprimento dos brotos secundários, os autores concluíram que *Phyllanthus sellowianus* é a espécie mais apropriada para obras de bioengenharia na região.

Por meio de revisão bibliográfica, Pinto, Agra e Furley (2017) confirmaram que a colocação de troncos de madeira dentro do rio reduz a velocidade da água e aumenta a

abundância, biomassa e sobrevivência de peixes, e também que ainda existem poucos estudos desse efeito em rios tropicais. Ao realizar um experimento com tronco de eucalipto em um trecho do Rio Mangaraí/ES, os autores demonstraram que essa técnica aumentou a diversidade hidromorfológica do canal e a abundância de peixes. Nesse estudo, foram apontados o fácil manuseio das estruturas de eucalipto e o potencial de replicabilidade das técnicas em outros locais. Vale salientar que atualmente, a Fundação Renova, criada para coordenar as ações de recuperação do desastre de Mariana/MG, utiliza essa técnica para minimizar os impactos ao ecossistema.

O rio Taquari, que pertence à Bacia Hidrográfica Taquari-Antas na Região Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul, vem sofrendo com a supressão da vegetação ripária há mais de quatro décadas. Para melhorar a questão socio-econômico-ambiental, Paula e Musskopf (2020) avaliaram o desempenho ambiental de cinco técnicas de engenharia natural (banquetas vegetadas, esteira viva, enrocamento vivo, parede krainer e râmprolas), aplicadas na margem esquerda do Rio Taquari, no Parque da Lagoa do Município de Estrela/RS. Com base nos resultados satisfatórios, os autores elaboraram uma proposta de revegetação e estabilização dos taludes fluviais.

Embora não ocorram muitos estudos de caso no Brasil, percebe-se que estes tratam exclusivamente do canal ou do talude. Para alcançar ao objetivo final de melhoria do ambiente da zona ripária, é recomendado que pesquisadores e gestores tratem da zona ripária como um todo, considerando um acoplamento de rio e encosta. Assim, aumenta a necessidade de difusão da definição de zona ripária.

5.3 SABO

Existem diversas tendências nacionais e internacionais que buscam a estabilização de quaisquer taludes (não somente talude fluvial), onde são comumente utilizados os termos “engenharia biotécnica”, “bioengenharia”, “ecoengenharia”, “engenharia ecológica”, e “engenharia natural”. Apesar de vários cientistas e engenheiros que diferenciam esses termos, o princípio dessas engenharias deve ser igual, isto é, utilizar funções dos organismos vivos e/ou materiais de origem orgânica. Quando essas engenharias atuam no contexto de redução de desastres em taludes, podem ser perfeitamente utilizadas na abordagem de Eco-DRR. Além disso, essas engenharias tentam aproveitar-se ou buscar um sistema que exerce os serviços ecossistêmicos.

Por outro lado, quando cientistas, engenheiros e gestores trabalham para solucionar problemas de rios, eles utilizam mais comumente os termos “renaturalização do rio”, “restauração do rio”, “recuperação do rio”, entre outros. As ações planejadas e/ou executadas correspondem às engenharias acima mencionadas. Como Moos *et al.* (2016) mencionaram, a renaturalização de rio pode ser entendida como um tipo de Eco-DRR.

Como a zona ripária consiste em o curso de água superficial (rio), zona hiporréica e encosta (ou talude), sua recuperação, manutenção ou estabilização deve ser realizada, considerando um trabalho em conjunto. Para atingir essa meta, existem diversas metodologias, entre as quais pode ser a introdução de SABO.

No início do século XXI, o Brasil sofreu grandes tragédias relacionadas aos desastres hidrológicos, por exemplo, Vale do Itajaí/SC em 2008 (FRANK; SEVEGNANI, 2009) e na serra fluminense em 2011 (COELHO NETTO *et al.*, 2013). Devido à magnitude destes eventos, foi estabelecida a Lei 12.608/12, que instituiu a Política Nacional de Proteção de Defesa Civil (PNPDEC) no Brasil em 2012. Neste contexto, o governo brasileiro estabeleceu uma cooperação técnica entre o Brasil e o Japão via a *Japan International Cooperation Agency* (JICA) e realizou o Projeto de Fortalecimento da Estratégia Nacional de Gestão Integrada de Riscos e Desastres Naturais (Projeto GIDES) no período de 2013 a 2017. Os

resultados obtidos nesse projeto podem ser encontrados em diversos relatórios técnicos e científicos (YAMAKOSHI *et al.*, 2018; DI GREGORIO *et al.*, 2019; GIUSTINA, 2019).

Para realizar esses trabalhos, os especialistas em gestão de riscos e desastres, no lado japonês, foram da área de SABO. Em outras palavras, a JICA tentou fortalecer a estratégia brasileira por meio da introdução de conhecimentos técnico-científicos de SABO, os quais são desenvolvidos tradicionalmente no Japão há séculos. No Brasil, encontra-se uma obra de SABO, a qual foi construída no município de Cubatão/SP, dentro da região de Serra do Mar. Essa obra foi realizada para simular uma possível destruição da refinaria da Petrobras, devido à ocorrência de escorregamentos e fluxos de detritos (KANJI; CRUZ; MASSAD, 2008; CRUZ *et al.*, 2019).

A tradução direta do termo japonês SABO, 砂防, é “proteção de areia”. Atualmente no Japão o trabalho de SABO significa sistemas de proteção da montanha, com ênfase de desastres relacionados a sedimento. Como Kaibori (2018) comentou, o SABO está tornando-se hoje um termo universal, podendo ser considerado uma ciência integradora a fim de reduzir os desastres por sedimentos.

Como foi mencionado no item 2, no século XVII, o Japão já tinha institucionalizado a proteção florestal para prevenir escorregamentos e inundações (NBSAP, 2016). Segundo Kurishima (2014), em 1873 o termo SABO apareceu oficialmente pela primeira vez na promulgação da “Lei de SABO em Mananciais do rio Yodo”. Logo depois, em 1897, em nível nacional, a Lei de SABO foi estabelecida. Para avançar as atividades de SABO no Japão, o governo japonês teve necessidade de ter pesquisadores da área e criou o primeiro laboratório de SABO no país, dentro do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade de Tokyo em 1900 (NISHIMOTO, 2018). No Japão, o primeiro livro técnico sobre SABO foi publicado em 1916 (YAMAGUCHI; OSANAI, 2012). Isso resultou do fato que o povo japonês pensava que o controle de sedimento e água deve ser feito juntamente com a floresta. Para melhorar as práticas de SABO, o governo começou então a se preocupar com a educação sobre o tema.

O objetivo inicial de SABO era controlar a dinâmica da natureza (especialmente água e sedimento) e buscar um equilíbrio entre os processos naturais, com enfoque a longo prazo. Diversas leis e práticas foram executadas há mais de dois milênios buscando este equilíbrio.

Os pesquisadores japoneses na área de SABO, na tentativa de explicar ou aplicar SABO no exterior, comumente utilizavam o termo “*erosion control*” como uma tradução adequada. Entretanto, o termo japonês SABO vem sendo popularizado em outras partes do mundo. O uso direto do termo SABO na literatura inglesa tem sido cada vez mais comum, pois na realidade, SABO não é somente o controle de erosão. Por exemplo, Chanson (2004) apresentou as barragens de SABO como a estrutura física principal no sistema de proteção de desastres de sedimento em regiões montanhosas no Japão. Segundo Chanson (2004), um projeto bem sucedido está intimamente ligado a uma abordagem global de bacias hidrográficas, combinando hidrologia, geomorfologia, engenharia hidráulica e ambiental, e eventualmente, estética. Essa abordagem do sistema deve ser combinada com o planejamento ambiental em longo prazo.

Para explicar melhor o SABO, Mizuyama (2008) comentou que as práticas de controle de erosão (que fazem parte do SABO) no Japão são mais intensivas do as utilizadas na Europa. Segundo esse autor, as obras do SABO protegem não apenas a erosão da superfície e o transporte de sedimentos em rios montanhosos, mas também de escorregamentos translacionais, rotacionais e avalanches de neve. Os trabalhos de SABO também protegem terras contra perigos vulcânicos, incluindo: (i) fluxos de cinzas vulcânicas (*lahars*); (ii) fluxos de lava; e (iii) fluxos piroclásticos. Medidas contra o transporte de sedimentos pelo vento nas praias e nas margens dos desertos também fazem parte das obras de SABO.

Durante a década de 1990, houve uma maior preocupação ambiental na comunidade de SABO no Japão. Considerando a grande contribuição de SABO para preservação ambiental, Nakamura (1992) definiu o SABO como uma ciência que desenvolve as teorias e técnicas para evitar os desastres da erosão, sem interromper os diversos processos nos ecossistemas naturais. Ohta e Takahashi (1999) enfatizaram a importância do manejo de rios montanhosos, especialmente suas zonas ripárias, na gestão integrada de desastres e de ecossistemas.

Sabe-se que o Japão tem elevada intensidade e frequência de diversos desastres naturais ao longo da sua história. Por isso, nem sempre técnicas puramente biológicas ou ecológicas conseguem satisfatoriamente proteger a sociedade, o que obriga a utilização também da engenharia tradicional com materiais inorgânicos, isto é, concretos, aços, etc. Como Araújo-Filho, Holanda e Andrade (2013) demonstraram, a combinação das técnicas da engenharia tradicional com engenharia que aproveita os serviços ecossistêmicos pode ser melhor alternativa na gestão integrada.

Resumindo, o SABO é um conjunto de ciência e tecnologia que tem como objetivo reduzir desastres de sedimentos em quaisquer bacias hidrográficas, com ênfase em ambiente montanhoso, incluindo os rios e a zona ripária, buscando a harmonia com a natureza. Para atingir esse objetivo, o SABO procura diversas técnicas de aproveitamento de serviços ecossistêmicos e da engenharia tradicional, tais como barragens e diques. Para avançar o SABO ainda mais, é necessário incrementar aos conhecimentos a área de hidrologia, hidráulica, geomorfologia, ecologia, mecânica do solo, entre outros.

6 Gestão integrada com base na bacia-escola

A zona ripária no ambiente montanhoso é um lugar onde os processos geomorfológicos, biológicos e hidrológicos e suas interações são intensos e complexos. Entre os processos inseridos, estão fauna, flora, sedimento e água, seus transportes e suas deposições nessa zona, o que permite criar uma rica vegetação ripária. Com isso, a sociedade naturalmente espera desfrutar dos serviços ecossistêmicos que tal vegetação oferece. Para obter o maior aproveitamento desses serviços, é necessário realizar uma gestão do meio ambiente de forma mais adequada possível. Nessa gestão, além de educação ambiental, devem ser realizados a renaturalização de rios, o reflorestamento de espécies nativas em encostas, entre outros.

Por outro lado, o alto dinamismo dos materiais sedimentares (materiais rochosos e detritos lenhosos) e da água na zona ripária, intensifica a ocorrência de escorregamentos, fluxos de detritos, e inundações bruscas, os quais são considerados perigos naturais. Essa ocorrência aumenta significativamente o potencial dos riscos de desastres à sociedade. A fim de reduzir os riscos de desastres, a sociedade precisa fazer diversas ações, como por exemplo, o estabelecimento de leis, treinamento e conscientização da população, Eco-DRR, engenharia ecológica, e SABO. Todas as ações fazem parte da gestão de riscos de desastres.

Assim sendo, as gestões do meio ambiente e de riscos de desastres devem ser feitas de maneira integrada a fim de manejar adequadamente a zona ripária (Figura 9). A zona ripária recebe os materiais e a energia da parte montante, os armazena durante um período e lança-os à jusante. Para estudo dessa dinâmica, recomenda-se criar uma bacia-escola que contenha a zona ripária, a fim de exercer essa gestão integrada.

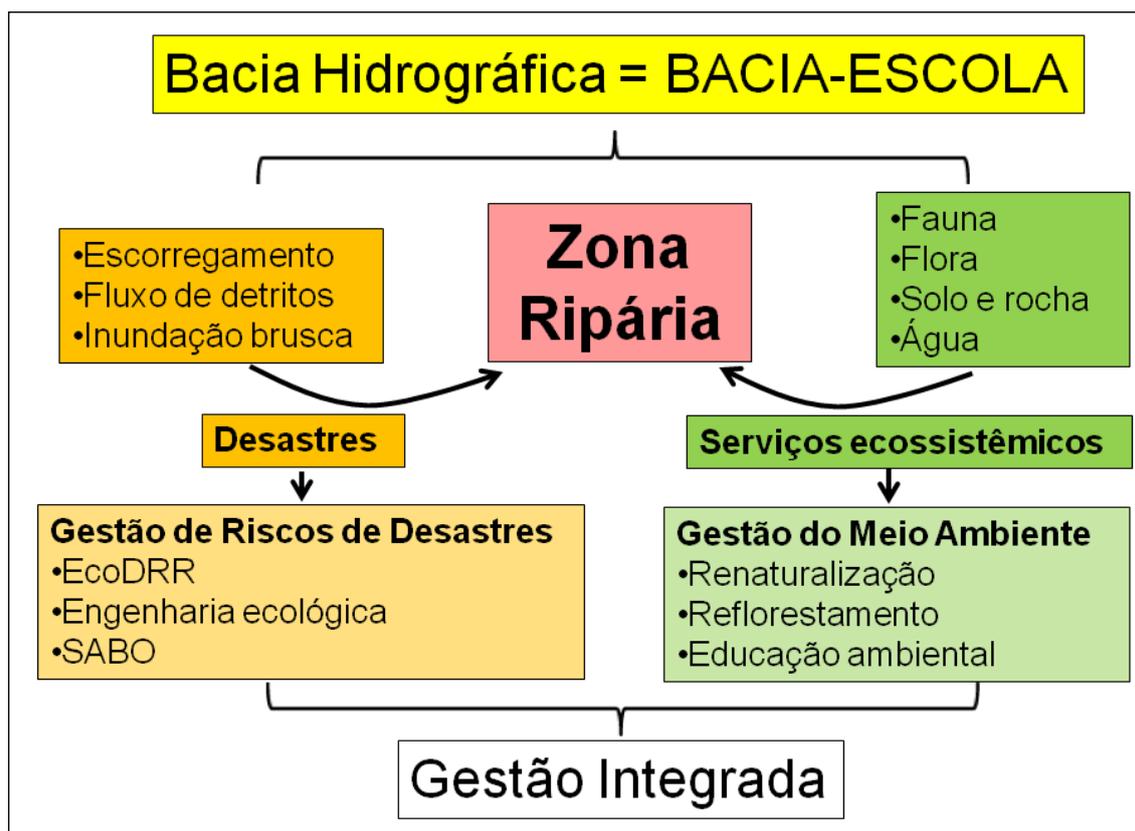


Figura 9. Gestão integrada de riscos de desastres e do meio ambiente junto com bacia-escola.

Considerações finais

Monty, Murti e Furuta (2016) e Moos et al. (2018) enfatizaram a necessidade de avançar ainda mais a ciência e tecnologia para auxiliar as Eco-DRR. Conforme Kangas (2004), a base central da bioengenharia do solo sob uma perspectiva filosófica e técnica é a compreensão da interface entre hidrologia, geomorfologia e ecologia. Para executar o SABO, além dessas ciências, Tsukamoto e Kobashi (1991) adicionaram a hidráulica, a mecânica dos solos e a geologia. Essas ciências adicionais são de extrema importância na engenharia tradicional de obras, por exemplo, a construção de barragens e diques.

O estudo dessas ciências acima mencionadas certamente facilita a combinação das técnicas da engenharia tradicional com a engenharia que aproveita os serviços ecossistêmicos. Para que essa combinação tenha melhor desempenho (ARAÚJO-FILHO; HOLANDA; ANDRADE, 2013), a comunidade científica (universidades, institutos de pesquisa, etc.) precisa ainda mais avançar tais ciências.

A gestão integrada do meio ambiente e de riscos de desastres é indispensável para manter a zona ripária saudável e assim também permitir sua utilização. As palavras-chave são zona ripária, zona hiporréica, Eco-DRR, serviços ecossistêmicos, engenharia ecológica, SABO, entre outras. Tais palavras-chave não são muito populares entre os cidadãos brasileiros. Então, além de avançar as ciências voltadas à gestão integrada a fim de manejar a zona ripária, os conhecimentos adquiridos nessas ciências devem ser repassados à comunidade local. Sem a conscientização dos moradores e usuários locais, não haverá sucesso no manejo da zona ripária para a redução de risco de desastres.

Referências

- ABBE, T.B.; MONTGOMERY, D.R. Patterns and processes of wood debris accumulation in the Queets river basin, Washington. **Geomorphology**, v. 51, p. 81-107, 2003.
- ADAM, K. N.; FAN, F.M.; COLLISCHONN, W.; PONTES, P.R.M.; BRAVO, J.M. Mudanças climáticas e vazões extremas na bacia do rio Paraná. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, p. 999-1007, 2015.
- ADNAN, M.S.; NDA, M.; RAZI, M.A.M.; YUSOFF, M.A.M.; RAHMAT, S.N.; ABUSTAN, M.S.; TAJUDIN, S.A.A. Bedload Sediment Concentration of Sungai Kahang Downstream Kahang Dam in Johor. **International Journal of Integrated Engineering**, v. 10, n. 2, p. 146-150, 2018.
- AGRAWAL, Y.C.; POTTSMITH, H.C. Laser diffraction particle sizing in STRESS. **Continental Shelf Research**, v. 14, n. 10-11, p. 1101-1121, 1994.
- AGUIAR JR., T.R.; RASERA, K.; PARRON, L.M.; BRITO, A.G.; FERREIRA, M.T. Nutrient removal effectiveness by riparian buffer zones in rural temperate watersheds: The impact of no-till crops practices. **Agriculture Water Management**, v. 149, p. 74-80, 2015.
- ANDREOLI, A.; COMITI, F.; LENZI, M.A. Characteristics, distribution and geomorphic role of large woody debris in a mountain stream of the Chilean Andes. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 32, p. 1675-1692, 2007.
- ARAÚJO-FILHO, N.; HOLANDA, F.S.R.; ANDRADE, K.R. Implantação de técnicas de bioengenharia de solos no controle da erosão no baixo São Francisco, estado de Sergipe. **Scientia Plena**, v. 9, n. 7, p. 070203, 2013.
- ARIZPE, D.; MENDES, A.; RABAÇA, J.F. (eds.) **Sustainable riparian zones: a management guide**. Alpiarça: RIPIDURABLE, 2008. 287 p.
- ARMANINI, A. Mountain streams. In: ANDERSON, M.G. (ed.). **Encyclopedia of Hydrological Sciences**, Chichester: John Wiley & Sons, 2005. p. 2187-2198.
- ATTANASIO, C.M.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Manual de recuperação de matas ciliares para produtores rurais**. São Paulo: SEMA, 2006. 46 p.
- BENDA, L.; SIAS, J. A quantitative framework for evaluating the wood budget. **Forest Ecology and Management**, v. 172, p. 1-16, 2003.
- BENDA, L.; BIGELOWA, P. On the patterns and processes of wood in northern California streams. **Geomorphology**, v. 209, p. 79-97, 2014.
- BEVENGER, G.S.; KING, R.M. **A pebble count procedure for assessing watershed cumulative effects**. Fort Collins: USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, 1995. 17 p.
- BINDER, W. **Rios e córregos: preservar, conservar, renaturalizar: a recuperação de rios, possibilidades e limites da engenharia ambiental**. Rio de Janeiro: SEMADS, 1998. 39 p.
- BOLLSCHWEILER, M.; STOFFEL, M. Tree rings and debris flows: recent developments, future directions. **Progress in Physical Geography**, v. 34, p. 625-645, 2010.
- BRADLEY, D.N.; TUCKER, G.E. Measuring gravel transport and dispersion in a mountain river using passive radio tracers. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 37, n. 10, p. 1034-1045, 2012.
- BREAULT, R.F.; GRANATO, G.E. A synopsis of technical issues of concern for monitoring trace elements in highway and urban runoff. **The National Highway Runoff Data and Methodology Synthesis**, v. 1, n. 4, p. 113-163, 2003.
- BRONCANELI, P. F.; STUERMER, M. M. Renaturalização de rios e córregos no município de São Paulo. **Exacta**, v. 6, n. 1, p. 147-156, 2008.
- BROOKS, A. et al. **Design guideline for the reintroduction of wood into Australian streams**. Canberra: Land & Water Australia, 2006.
- BUFFINGTON, J.M., MONTGOMERY, D.R. Geomorphic classification of rivers. In:

- SHRODER, J. (Editor in Chief); WOHL, E. (ed.). **Treatise on Geomorphology**. San Diego: Academic Press, 2013. v. 9: fluvial geomorphology, p.730–767.
- BUNTE, K. **Guidelines for using bedload traps in coarse-bedded mountain streams: construction, installation, operation, and sample processing**. Fort Collins: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2007. 91 p.
- BUNTE, K.; ABT, S.R. **Sampling surface and subsurface particle-size distributions in wadable gravel- and cobble-bed streams for analyses in sediment transport, hydraulics, and streambed monitoring**. Fort Collins: USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, 2001. 428 p.
- CAMPAGNOLO, K.; KOBIYAMA, M. Woody debris characterization in a small basin with Araucaria Forest. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, (submetido).
- CAMPAGNOLO, K.; KOBIYAMA, M.; FAN, F.M. Panorama geral sobre estudos da influência dos detritos lenhosos na dinâmica de rios do mundo e do Brasil. **Ciência e Natura**, v. 42, e 62, 2020.
- CAMPAGNOLO, K.; KOBIYAMA, M.; MAZZALI, L.H.; PAIXÃO, M.A. A influência da vegetação na estabilidade de encostas com ênfase em margem de rio. In: ENCONTRO NACIONAL DE DESASTRES, 1., 2018, Porto Alegre. **Anais [...]**. Porto Alegre: ABRHidro, 2018. 8 p.
- CAROTHERS, S.W.; JOHNSON, R.R.; FINCH, D.M.; KINGSLEY, K.J.; HAMRE, R.H. (eds.) **Riparian research and management: past, present, future**. Fort Collins: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2020. v. 2, 268 p.
- CARVALHO, D.W. Os serviços ecossistêmicos como medidas estruturais para prevenção dos desastres. **Revista de Informação Legislativa**, ano 52, n. 206, p. 53-65, 2015.
- CASTRO, D.; MELLO, R.S.P.; POESTER, G.C. (orgs.). **Práticas para restauração da mata ciliar**. Porto Alegre: Catarse, 2012. 60 p.
- CHANSON, H. Sabo check dams - mountain protection systems in Japan. **International Journal of River Basin Management**, v. 2, n. 4, p. 301–307, 2004.
- CHURCH, M. Mountains and Montane Channels. In: BURT, T.; ALLISON, R. (eds.) **Sediment Cascades: an integrated approach**. Chichester: John Wiley & Sons, 2010. p. 17-53.
- CNRD-PEDRR. Center for Natural Resources and Development, Partnership on Environment and Disaster Risk Reduction. **Disasters, environment and risk reduction: eco-drr master's module, instructor's manual**. Nairobi: UNEP, 2013. 100 p.
- COELHO NETTO, A.N.; SATO, A.M.; AVELAR, A.S.; VIANNA, L.G.G.; ARAÚJO, I.S.; FERREIRA, D.L.C.; LIMA, P.H.; SSILVA, A.P.A.; SILVA, R.P. January 2011: the extreme landslide disaster in Brazil. In: MARGOTTINI, C.; CANUTI, P.; SASSA, K. (eds.). **Landslide Science and Practice**. Berlin: Springer-Verlag, 2013. v. 6, p. 377-384.
- COLLISCHONN, W.; KOBIYAMA, M. A hidrologia da cabeça d'água (3) Síntese. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 23., 2019, Foz do Iguaçu. **Anais [...]**. Foz do Iguaçu, 2019. 7 p.
- COMITI, F.; ANDREOLI, A.; MAO, L.; LENZI, M.A. Wood storage in three mountain streams of the Southern Andes and its hydro-morphological effects. **Earth Surface Processes and Landforms**. v. 33, p. 244-262, 2008.
- CRUZ, P.T.; MASSAD, F.; KANJI, M.A.; UEHARA, K.; ISHITANI, H.; TEZUKA, Y.; ARAÚJO FILHO, H.A. Sabo works: A pioneering experience in Brazil. **International Journal of Erosion Control Engineering**, v. 11, p. 39-50, 2019.
- DI GREGORIO, L.T.; GRAMINHA, C.A.; LEAL, P.J.V.; NERY, T.D. Contributions of GIDES Project for Sediment Disaster Early Warnings in Brazil. **International Journal of Erosion Control Engineering**, v. 11, p. 73-84, 2019.
- DIPLAS, P.; KUHNLE, R.; GRAY, J.; GLYSSON, D.; EDWARDS, T. Sediment transport measurements. **Sedimentation Engineering: Theories, Measurements, Modeling, and Practice**. **ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice**, v. 110, p. 165-252, 2008.
- DURLO, M.A.; SUTILI, F.J. **Bioengenharia: manejo biotécnico de cursos de água**. 3. ed.

- Santa Maria: Autores, 2014. 192 p.
- EINSTEIN, H.A. **The bed-load function for sediment transportation in open channel flows**. Washington: USDA, 1950. 71 p. (Technical Bulletin, n. 1026).
- ESTRELLA, M.; SAALISMAA, N. Ecosystem-based Disaster Risk Reduction (Eco-DRR): An Overview. In: RENAUD, F.; SUDMEIER-RINEUX, K.; ESTRELLA, M. (eds.). **The role of ecosystem management in disaster risk reduction**. Tokyo: UNU Press, 2013. p. 26-54.
- FAO. **Global Forest Resources Assessment 2005: progress towards sustainable forest management**. Rome: FAO, 2005. 320p. (Forestry Paper, 147)
- FELIX, D.; ALBAYRAK, I.; BOES, R.M. Continuous measurement of suspended sediment concentration: Discussion of four techniques. **Measurement**, v. 89, p. 44-47, 2016.
- FRANK, B.; SEVEGNANI, L. (eds.) **Desastre de 2008 no Vale do Itajaí: água, gente e política**. Blumenau: Agência de Água do Vale do Itajaí, 2009. 192 p.
- GALIA, T.; RUIZ-VILLANUEVA, V.; TICHAVSKÝ, R.; SIHÁN, K.; HORÁČEK, M.; STOFFEL, M. Characteristics and abundance of large and small instream wood in a Carpathian mixed-forest headwater basin. **Forest Ecology and Management**, v. 424, p. 468–82, 2018.
- GILVEAR, D. J. Fluvial geomorphology and river engineering: future roles utilizing a fluvial hydrosystems framework. **Geomorphology**, v. 31, p. 229-245, 1999.
- GIUSTINA, Y.R.D. Project for Strengthening National Strategy of Integrated Natural Disaster Risk Management, GIDES Project, in Brazil. **International Journal of Erosion Control Engineering**, v. 11, p. 51-53, 2019
- GOERL, R.F.; KOBAYAMA, M.; SANTOS, I. Hidrogeomorfologia: princípios, conceitos, processos e aplicações. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 13, n. 2, p. 103-111, 2012.
- GOMI, T.; SIDLE, R. C.; BRYANT, M. D.; WOODSMITH, R. D. The characteristics of woody debris and sediment distribution in headwater streams, southeastern Alaska. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 31, n. 8, p. 1386-1399, 2001.
- GRAY, J.R.; LARONNE, J.B.; MARR, J.D.G. **Bedload-surrogate monitoring technologies**. Reston: US Department of the Interior, US Geological Survey, 2010. 37 p. (USGS Scientific Investigations Report 2010–5091)
- GREGORY, S.V.; ASHKENAS, L. **Riparian Management Guide**. USDA Forest Service Pacific Northwest Region, 1990. 120 p.
- GUEDES, F.B.; SEEHUSEN, S.D. (orgs.). **Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**. Brasília: MMA, 2011. 272 p.
- GUERRERO, M.; RÜTHER, N.; HAUN, S.; BARANYA, S. A combined use of acoustic and optical devices to investigate suspended sediment in rivers. **Advances in Water Resources**, v. 102, p. 1-12, 2017.
- HADDADCHI, A.; OMID, M.H.; DEHGhani, A.A. Bedload equation analysis using bed load-material grain size. **Journal of Hydrology and Hydromechanics**, v. 61, p. 241–249, 2013.
- HARMAN, W.; STARR, R. **Natural Channel Design Review Checklist**. Annapolis: US Fish and Wildlife Service/ Washington: US-EPA, 2011. 96 p. (EPA 843-B-12-005).
- HOLANDA, F.S.R.; ROCHA, I.; OLIVEIRA, V.S. Estabilização de taludes marginais com técnicas de bioengenharia de solos no Baixo São Francisco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, p. 570–575, 2008.
- IROUMÉ, A.; RUIZ-VILLANUEVA, V.; SALAS-COLIBORO, S. Fluvial transport of coarse particulate organic matter in a coastal mountain stream of a rainy-temperate evergreen broadleaf forest in southern Chile. **Earth Surface Processes and Landforms**, 2020. 12 p. doi: 10.1002/esp.4961
- JOHNSON, R.R.; CAROTHERS, S.W.; FINCH, D.M.; KINGSLEY, K.J.; STANLEY, J.T. (eds.). **Riparian research and management: past, present, future** Fort Collins: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2018. v. 1, 226 p.
- JSECE. **Management of Riparian Zone**. Tokyo: Kokon-Shoin, 2000. 329 p. (em japonês com título inglês)

- KAIBORI, M. SABO as integrated science. **Journal of the Japan Society of Erosion Control Engineering**, v.71, n.2, p.1-2, 2018. (Em japonês com título inglês)
- KANGAS, P. **Ecological engineering: principles and practices**. Boca Raton: CRC Press, 2004. 472 p.
- KANJI, M.A.; CRUZ, P.T.; MASSAD, F. Debris flow affecting the Cubatão Oil Refinery, Brazil. **Landslides**, v. 5, p. 71–82, 2008.
- KIRKBY, M. Organization and Process. In: ANDERSON, M.G. (ed.). **Encyclopedia of hydrological sciences**. Chichester: John Wiley & Sons, 2005. p. 41-58.
- KOBIYAMA, M. Conceitos de zona ripária e seus aspectos geobiohidrológicos. In: SEMINÁRIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL: ZONAS RIPÁRIAS, 1., 2003, Alfredo Wagner. **Anais [...]**. Florianópolis: UFSC/PPGEA, 2003. p. 1-13.
- KOBIYAMA, M.; SILVA, R.V. Uso da zona ripária na prevenção de desastres naturais. In: SEMINÁRIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL: ZONAS RIPÁRIAS, 1., 2003, Alfredo Wagner. **Anais [...]**. Florianópolis: UFSC/PPGEA, 2003. p. 102-111.
- KOBIYAMA, M.; GENZ, F.; MENDIONDO, E.M. Geo-Bio-Hidrologia. In: FÓRUM GEO-BIO-HIDROLOGIA: ESTUDO EM VERTENTES E MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS, 1., 1998, Curitiba. **Anais [...]**. Curitiba: FUPEF, 1998. p. 1-25.
- KOBIYAMA, M.; MICHEL, G.; GOERL, R.F. Relação entre desastres naturais e floresta. **Revista Geonorte**, v. 1, n. 6, p. 17-48, 2012.
- KOBIYAMA, M.; MOTA, A.A.; CORSEUIL, C.W. **Recursos hídricos e saneamento**. Curitiba: Ed. Organic Trading, 2008. 160 p.
- KOBIYAMA, M.; REGINATTO, G.M.P.; MICHEL, G.P. Contribuição da engenharia de sedimentos ao planejamento territorial com ênfase em redução de desastres hidrológicos. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 9., 2010, Brasília. **Anais [...]**. Brasília: EMBRAPA, 2010. 18 p.
- KOBIYAMA, M.; CHAFFE, P.L.B.; ROCHA, H.L.; CORSEUIL, C.W.; MALUTTA, S.; GIGLIO, J.N.; MOTA, A.A.; SANTOS, I.; RIBAS JUNIOR, U.; LANGA, R. Implementation of school catchments network for water resources management of the Upper Negro River region, southern Brazil. In: TANIGUCHI, M.; BURNETT, W.C.; FUKUSHIMA, Y. HAIGH, M.; UMEZAWA, Y. (orgs.). **From Headwaters to the Ocean: hydrological changes and watershed management**. London: Taylor & Francis Group, 2009. p. 151-157.
- KOBIYAMA, M.; GOERL, R.F.; FAN, F.M.; CORSEUIL, C.W.; MICHEL, G.P.; DULAC, V.F. Abordagem integrada para gerenciamento de desastres em região montanhosa com ênfase no fluxo de detritos. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 7, n. esp, p. 31-65, 2018.
- KOBIYAMA, M., VANELLI, F. M, VASCONCELLOS, S. M. CAMPAGNOLO, K.; BRITO, M. M. School catchment for hydrology education and water resources management at local community level. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 23., 2019, Foz do Iguaçu. **Anais [...]**. Foz do Iguaçu, 2019. 10 p.
- KRATZER, J. **Vermont strategic Wood addition handbook: techniques and tactics for using large woody material to improve stream habitats**. Montpelier: Vermont Fish and Wildlife Department, 2020. 36 p.
- KUNTSCHIK, D.P.; EDUARTE, M.; UEHARA, T.H.K. **Matas ciliares**. 2. ed. São Paulo: SMA, 2014. 80 p.
- KURISHIMA, A. Administrative background of the term “Sabo”. **Journal of the Japan Society of Erosion Control Engineering**, v. 67, n. 1, p. 35-40, 2014. (Em japonês com resumo inglês)
- LEES, A.C.; PERES, C.A. Conservation Value of Remnant Riparian Forest Corridors of Varying Quality for Amazonian Birds and Mammals. **Conservation Biology**, v. 22, n. 2, p. 439–449, 2008.

- LOVETT, S.; PRICE, P. (eds.). **Principles for riparian lands management**. Canberra: Land & Water Australia, 2007. 174 p.
- MACHADO, L.M.; MAGISTRAIL, I.C.; ARALDI, D.B. Comparação das características biotécnicas de *Sebastiania schottiana* (Müll. Arg.) Müll. Arg., *Phyllanthus sellowianus* (Klotzsch) Müll. Arg., *Salix humboldtiana* Willd., e *Salix x rubens* Shrank. **Ciência Florestal**, v. 27, p. 635-641, 2017.
- MAGILLIGAN, F.J.; NISLOW, K.H.; FISHER, G.B.; WRIGHT, J.; MACKEY, G.; LASER, M. The geomorphic function and characteristics of large woody debris in low gradient rivers, coastal Maine, USA. **Geomorphology**, v. 97, p. 467-82, 2008.
- MAITA, H.; MARUTANI, T.; NAKAMURA, F. The significance and the role of geomorphologic studies of mountain streams. **Journal of the Japan Society of Erosion Control Engineering**, v. 46, n. 5, p. 19-28, 1994. (em japonês com resumo inglês).
- MARSTON, R.A.; PEARSON, M.E. Sediment budget. In: GOUDIE, A.S. (ed.). **Encyclopedia of Geomorphology**, London: Taylor & Francis, 2006. p. 927-930.
- MAY, C.; GRESSWELL, R.E. Processes and rates of sediment and wood accumulation in headwater streams of the Oregon Coast Range, USA. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 28, p. 409-424, 2003.
- MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P.G.; HOROWITZ, A.J.; MORO, M. **Determinação da concentração de sedimentos em suspensão em rios com o uso de turbidímetro**. Porto Alegre: IPH-UFRGS, 2014. 97 p.
- MEYER-PETER, E.; MULLER, R. Formulas for bed load transport. In: MEETING OF THE INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR HYDRAULIC STRUCTURES RESEARCH, 2., 1948, Delft. **Proceedings [...]**. Delft, 1948. p. 39-64.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystem and human well-being: synthesis**. Washington: Island Press, 2005. 137 p.
- MIZUYAMA, T. Sediment hazards and SABO works in Japan. **International Journal of Erosion Control Engineering**, v. 1, p. 1-4, 2008.
- MONTGOMERY, D.R. Process domains and the river continuum. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 35, p. 397-410, 1999.
- MONTY, F.; MURTI, R.; FURUTA, N. (orgs.) **Helping nature help us: transforming disaster risk reduction through ecosystem management**. Gland: IUCN, 2016. 82 p.
- MOOS, C.; BEBIC, P.; SCHWARZ, M.; STOFFEL, M.; SUDMEIER-RIEUXG, K.; DORREN, L. Ecosystem-based disaster risk reduction in mountains. **Earth-Science Reviews**, v. 177, p. 497-513, 2018.
- MUGNAI, R.; MESSANA, G.; DI LORENZO, T. The hyporheic zone and its functions: revision and research status in Neotropical regions. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 3, p. 524-534, 2015.
- MUHAMMAD, N.; ADNAN, M.S.; YOSUFF, M.A.M.; AHMAD, K.A. A review of field methods for suspended and bedload sediment measurement. **World Journal of Engineering**, v. 16, n. 1, p. 147-165, 2019.
- NAKAMURA, F. New environmental perspectives for Japanese Erosion Control Engineering. **Journal of the Japan Society of Erosion Control Engineering**, v. 45, n. 3, p. 29-37, 1992. (Em japonês com resumo inglês)
- NAKAMURA, F.; SWANSON, F.J. Effects of coarse woody debris on morphology and sediment storage of a mountain stream system in western Oregon. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 18, p. 43-61, 1993.
- NATURVÅRDSVERKET **Guide to valuing ecosystem services**. Stockholm: Naturvårdsverket, 2018. 88 p.
- NBSAP. **Ecosystem-based disaster risk reduction in Japan: a handbook for practitioners**. Tokyo: Ministry of the Environment, 2016. 24 p.

- NEHREN, U.; SUDMEIER-RIEUX, K.; SANDHOLZ, S.; ESTRELLA, M.; LOMARDA, M.; GUILLÉN, T. **The ecosystem-based disaster risk reduction case study and exercise source book**. Geneva: Partnership for Environment and Disaster Risk Reduction: Cologne: Center for Natural Resources and Development, 2014. 98 p.
- NISHIMOTO, H. Condition of the education on SABO in the incipient period of modern SABO. **Journal of the Japan Society of Erosion Control Engineering**, v. 70, n. 5, p. 15-23, 2018. (Em japonês com resumo inglês)
- OHTA, T.; TAKAHASHI, G. (eds.). **Erosion control and ecological management of mountain streams**. Tokyo: University of Tokyo Press, 1999. 246 p. (Em japonês com título inglês)
- PAIXÃO, M. A.; KOBİYAMA, M. Revelant parameters for characterizing mountain rivers: a review. **Brazilian Journal of Water Resources**, v. 24, p. 1-13, 2019.
- PAIXÃO, M. A.; KOBİYAMA, M.; CAMPAGNOLO, K. Importância da geomorfologia fluvial no contexto do saneamento ambiental. **Revista Afluente**, v. 1, n. 2, p. 6-11, 2017.
- PAPANGELAKIS, E.; HASSAN, M.A. The role of channel morphology on the mobility and dispersion of bed sediment in a small gravel-bed stream. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 41, p. 2191-2206, 2016.
- PARRON, L.M.; GARCIA, J.R. Serviços ambientais: conceitos, classificação, indicadores e aspectos correlatos. *In*: PARRON, L.M.; GARCIA, J.R.; OLIVEIRA, E.B.; BROWN, G.G.; PRADO, R.B. (orgs.). **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília: EMBRAPA, 2015. p. 29-35.
- PAULA, T.; MUSSKOPF, E.L. Avaliação e Proposta de Novas Obras de Engenharia Natural para Estabilização de Taludes Fluviais do Rio Taquari no Município de Estrela, RS. **Geografia**, Londrina, v. 29, n. 2, p. 163-183, 2020.
- PINTO, C.F.; AGRA, J.U.M.; FURLEY, T.H.F. Uso da madeira de eucalipto na recuperação de rios: Projeto Renaturalize. **O Papel**, v. 78, n. 8, p. 106-113, 2017.
- POTSCHIN, M.; KRETSCH, C.; HAINES-YOUNG, R.; FURMAN, E.; BERRY, P.; BARÓ, F. Nature-based solutions. *In*: POTSCHIN, M.; JAX, K. (eds). **OpenNESS ecosystem services reference book**. EC FP7, 2016. 5 p. (Grant Agreement, n. 308428).
- PRABHAKAR, S.V.R.K.; SCHEYVENS, H.; TAKAHASHI, Y. **Ecosystem-based Approaches in G20 Countries: current status and priority actions for scaling up**. IGES Discussion Paper. Hayama: Institute for Global Environmental Strategies, 2019. 19 p.
- QUINN, T.; WILHERE, G.F.; KRUEGER, K.L. (eds.) **Riparian Ecosystems**. Olympia: Washington Department of Fish and Wildlife, 2019. v. 1: science synthesis and management implications, 296 p.
- RACHELLE, C.; ALBAYRAK, I.; BOES, R.M.; WEITBRECHT, V. Bed-Load Diversion with a Vortex Tube System. *In*: INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR HYDRO-ENVIRONMENTAL ENGINEERING AND RESEARCH WORLD CONGRESS, 38., 2019, IAHR. **Proceedings [...]**. IAHR, 2019. 10 p.
- RACHLEWICZ, G.; ZWOLIŃSKI, Z.; KOCIUBA, W.; STAWSKA, M. Field testing of three bedload samplers' efficiency in a gravel-bed river, Spitsbergen. **Geomorphology**, v. 287, p. 90-100, 2017.
- RAINATO, R.; MAO, L.; PICCO, L. Near-bankfull floods in an Alpine stream: Effects on the sediment mobility and bedload magnitude. **International Journal of Sediment Research**, v. 33, n. 1, p. 27-34, 2018.
- REID, L.M.; DUNNE, T. **Rapid Evaluation of Sediment Budgets**. Reiskirchen: Catena Verlag, 1996. 164 p.
- REID, L.M.; DUNNE, T. Sediment budgets as an organizing framework in fluvial geomorphology. *In*: KONDOLF, M.; PIÉGAY, H. (eds.). **Tools in Fluvial Geomorphology**. 2. ed. Chichester: John Wiley & Sons, 2016. p. 357-379.

- RENAUD, F.; SUDMEIER-RINEUX, K.; ESTRELLA, M. The relevance of ecosystems for disaster risk reduction. In: RENAUD, F.; SUDMEIER-RINEUX, K.; ESTRELLA, M. (eds.). **The role of ecosystem management in disaster risk reduction**. Tokyo: UNU Press, 2013. p. 3-25.
- REYNOLDS, C.A.; SATTERFIELD, E.A.; McLAY, J.G. Impact of climate change on forecast perturbation growth. In: CONFERENCE ON CLIMATE VARIABILITY AND CHANGE, 29., 2017, Washington. **Proceedings [...]**. Washington: AMS, 2017.
- ROBINSON, A.R. Vortex Tube and Sand Trap. **Journal of the Irrigation and Drainage Division**, v. 86, n. 4, p. 1-34, 1960.
- RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F.L. (eds.) **Matas ciliares: conversa o e recupera o**. S o Paulo: EdUSP, 2000. 320 p.
- ROSGEN, D. L. A classification of natural rivers. **Catena**, v. 22, p. 169-199, 1994.
- SAKALS, M.E.; INNES, J.L.; WILFORD, D.J.; SIDLE, R.C.; GRANT, G.E. The role of forests in reducing hydrogeomorphic hazards. **Forest Snow and Landscape Research**, v. 80, n. 1, p. 11-22, 2006.
- SANTOS, B.B.D.; MIRANDA, R.B.D.; ESTIGONI, M.V.; VILLELA, J.M.; MAUAD, F.F. Evaluation of the laser diffraction method for the measurement of suspended sediment concentration in Mogi-Gua u reservoir (S o Paulo, Brazil). **International Journal of River Basin Management**, v. 17, n. 1, p. 89-99, 2019.
- SHRODER, J.F.JR. Dendrogeomorphology; review and new techniques of tree-ring dating and geomorphology. **Progress in Physical Geography**, v. 4, p. 161-188, 1980.
- SIMON, A.; DOYLE, M.; KONDOLF, M.; SHIELDS JR, F.D.; RHOADES, B.; MCPHILLIPS, M. Critical evaluation of how the Rosgen classification an associated "natural channel design" methods fails to integrate and quantify fluvial processes and channel response. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 43, p. 1117-1131, 2007.
- SLAYMAKER, O. The sediment budget as conceptual framework and management tool. **Hydrobiologia**, v. 494, p. 71-82, 2003.
- SOUZA, D.P.; KOBAYAMA, M. Ecoengenharia em zona rip ria: Renaturaliza o de rios e recupera o de vegeta o rip ria. In: SEMIN RIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL: ZONAS RIP RIAS, 1., 2003, Alfredo Wagner. **Anais [...]**. Florian polis: UFSC/PPGEA, 2003. p.121-131.
- SOUZA, R.S.; MAFFRA, C.R.B.; DEWES, J.J.; PINHEIRO, J.B.; SUTILI, F.J. Engenharia natural: o uso e avalia o de plantas de uma perspectiva de engenharia. **Scientia Vitae**, v. 9, n. 27, p. 1-13, 2020.
- STOFFEL, M.; BOLLSCHWEILER, M.; BUTLER, D.R.; LUCKMAN, B.H. (eds.). **Tree rings and natural hazards: a state-of-the-art**. Berlin: Springer, 2010. 505 p.
- SUDMEIER-RIEUX, K.; ASH, N.; MURTI, R. **Environmental Guidance Note for Disaster Risk Reduction: Healthy Ecosystems for Human Security and Climate Change Adaptation**. Gland: IUCN, 2013. 34 p.
- SWANSON, F.J.; GREGORY, S.V.; IROUM , A.; RUIZ-VILLANUEVA, V.; WOHL, E. Reflections on the history of research on large wood in rivers. **Earth Surface Processes and Landforms**, 2020. 12 p. doi: 10.1002/esp.4814
- TAZIOLI, G.S. Nuclear techniques for measuring sediment transport in natural streams-examples from instrumented basins. **IAHS Publication**, v. 133, p. 63-81, 1981.
- THE GUARDIAN **How will climate change affect rainfall?** 2011. Dispon vel em: <https://www.theguardian.com/environment/2011/dec/15/climate-change-rainfall>. Acesso em: 20 abr. 2020.
- THEULE, J.; LIEBAULT, F.; LOYE, A.; LAIGLE, D.; JABOYEDOFF, M. Sediment budget monitoring of a debris-flow torrent (French Prealps). In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON DEBRIS-FLOW HAZARDS MITIGATION: MECHANICS, PREDICTION AND ASSESSMENT, 5., 2011, Padua, Italy. **Proceedings [...]**. Padua, Italy, 2011. p. 779-786.
- TSUKAMOTO, Y.; KOBASHI, S. (eds.). **New SABO Engineering**. Tokyo: Asakura-Shoten, 1991. 193 p. (Em japon s).

USBR; ERDC **National Large Wood Manual**: assessment, planning, design, and maintenance of large wood in fluvial ecosystems: restoring process, function, and structure. Boise: USBR: Vicksburg: ERDC, 2016. 628 p.

VAN RIJN, L.C. Sediment transport. Part I: Bed load transport. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 110, n. 10, p. 1431–1456, 1984.

WILSON, G.W.; HAY, A.E. Acoustic backscatter inversion for suspended sediment concentration and size: A new approach using statistical inverse theory. **Continental Shelf Research**, v. 106, p. 130-139, 2015.

WOHL, E. **Mountain rivers revisited**. Washington: American Geophysical Union, 2010. 573 p.

WOHL, E. Bridging the gaps: An overview of wood across time and space in diverse rivers. **Geomorphology**, v. 279, p. 3–26, 2017.

WOHL, E. Forgotten legacies: Understanding and mitigating historical human alterations of river corridors. **Water Resources Research**, v. 55, p. 5181-5201, 2019.

WOHL, E.; SCOTT, D.N. Wood and sediment storage and dynamics in river corridors. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 42, p. 5-23, 2017.

WOHL, E.; BOLTON, S.; CADOL, D.; COMITI, F.; GOODE, J.R.; MAO, L. A two end-member model of wood dynamics in headwater neotropical rivers. **Journal of Hydrology**, v. 462–463, p. 67–76, 2012.

WOOD-SMITH, R.D.; BUFFINGTON, J.M. Multivariate geomorphic analysis of forest streams: implications for assessment of land use impacts on channel condition. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 21, p. 377-393, 1996.

WREN, D.G., BARKDOLL, B.D., KUHNLE, R.A., DERROW, R.W. Field techniques for suspended-sediment measurement. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 126, n. 2, p. 97-104, 2000.

YAMAGUCHI, S.; OSANAI, N. History and transition of the policies on Sabo projects. **Journal of the Japan Society of Erosion Control Engineering**, v. 65, n. 2, p. 40-50, 2012. (Em japonês com título inglês)

YAMAKOSHI, T.; NARUTO, A.; IWANAMI, H.; NISHIMURA, T.; GONAI, Y.; SHIMADA, Y.; TAKESHITA, H.; YANG, P. Project for strengthening national strategy of integrated national disaster risk management. **Journal of the Japan Society of Erosion Control Engineering**, v. 71, n. 1, p. 43-52, 2018. (Em japonês com título inglês).

