



CARACTERIZAÇÃO DOS PROCESSOS HIDROSSEDIMENTOLÓGICOS EM BACIAS RURAIS E URBANAS

Vanessa Sari¹, Cristiano Poletto², Nilza Maria dos Reis Castro³

¹ Doutoranda - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. sari.vanessa@yahoo.com.br

² Professor Adjunto - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

³ Professor Associado - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Brasil.

Recebido em: 06/05/2013 – Aprovado em: 17/06/2013 – Publicado em: 01/07/2013

RESUMO

Os sedimentos e os problemas deles advindos representam, atualmente, um grande desafio para a gestão dos recursos hídricos. Recentemente, eles têm sido reconhecidos e estudados enquanto vetores para a transferência de nutrientes e poluentes, dos ecossistemas terrestres aos aquáticos. Isso demonstra a necessidade de estudos para a caracterização e quantificação do fluxo e qualidade dos sedimentos, particularmente no referente aos contaminantes e poluentes a eles associados. Este artigo busca conceituar e caracterizar os processos hidrossedimentológicos que ocorrem em bacias hidrográficas; descrevendo os elementos que interferem na erosão, transporte e deposição de sedimento, bem como, as principais fontes de produção de sedimentos em bacias rurais e urbanas. Entre as fontes em bacias rurais encontram-se: as áreas agrícolas e de pastagem, as estradas, as erosões no canal e os resíduos vegetais e da pecuária. E, em bacias urbanas: ruas, construção civil, limpeza de terrenos, desgaste dos veículos, combustão de combustíveis, resíduos de atividades industriais, entre outras atividades antrópicas que exponham o solo à erosão. De maneira geral, as pesquisas encontradas no portal de Periódicos da Capes, relacionadas às principais fontes de sedimentos, têm sido dirigidas, nos últimos cinco anos, a estudos de bacias em áreas rurais; sendo pouco explorada a questão das fontes de sedimentos em áreas urbanas, possivelmente, em razão da dificuldade técnica e metodológica em se realizar estudos a esse respeito. A despeito disso, a solução de problemas relativos aos sedimentos deve privilegiar seu enfrentamento na fonte geradora, observando o contexto da bacia; mas sem descuidar do conjunto global no qual ela está inserida.

PALAVRAS-CHAVE: erosão do solo, sedimento, fontes de sedimento,

CHARACTERIZATION OF HYDROLOGICAL AND SEDIMENTOLOGICAL PROCESSES IN RURAL AND URBAN WATERSHEDS

ABSTRACT

Sediments and problems arising from them represent a major challenge for management of water resources. Recently, they have been recognized and studied

as vectors for the transfer of nutrients and pollutants from terrestrial environment to aquatic. It is necessary studies about flow and sediment quality, particularly in relation to contaminants and pollutants associated with these sediments. This article aimed to conceptualize and characterize hydrological and sedimentological processes in watersheds; describing the elements that affect the erosion, transport and deposition of sediment, as well as the main sources of sediment production in rural and urban watersheds. Among the sediment sources in rural watersheds are: agricultural areas and grassland, roads, channel erosion, and residues of vegetables and livestock. In urban watersheds, the sediment sources are: streets, construction, land clearing, vehicle wear, fuel combustion, industrial waste activities, and also other human activities that expose the soil to erosion. In general, the studies found in the portal of CAPES Periodic, in the past five years, are related to major sediment sources in rural watersheds, have been little explored the issue of sediment sources in urban areas, possibly because of the technical and methodological difficulties in conducting these studies. Nevertheless, the solution of problems relating to sediments should privilege its confrontation at the source, observing the watershed context, but without neglecting the overall set in which it is embedded.

KEYWORDS: soil erosion, sediment, sediment source

INTRODUÇÃO

Os sedimentos e os problemas deles advindos representam, atualmente, um grande desafio para o gerenciamento dos recursos hídricos. Nesse contexto, torna-se necessário conhecer e entender a dinâmica hidrossedimentológica das bacias hidrográficas, a fim de garantir a conservação e utilização adequada de seus recursos naturais; particularmente, durante a execução de estudos ambientais e projetos de obras hidráulicas (CARVALHO, 2008).

Sabe-se que, ao longo dos séculos, a ação antrópica tem alterado as paisagens naturais e provocado uma série de consequências ao meio ambiente, algumas de caráter irreversível. Entre as implicações mais graves, destaca-se a degradação dos solos pelos processos erosivos, com subsequente deterioração das águas em razão do carreamento de sedimentos aos corpos hídricos, especialmente aqueles associados a poluentes.

As pesquisas e estudos englobando a interferência e ação de sedimentos fluviais sobre os ecossistemas aquáticos têm abordado, em particular, os problemas físicos relacionados aos processos deposicionais e/ou sua influência sob a estabilidade da calha fluvial.

Apenas mais recentemente, os sedimentos (sobretudo os de granulometria fina) têm sido reconhecidos e estudados enquanto vetores para a transferência de nutrientes e poluentes, dos ecossistemas terrestres aos ecossistemas aquáticos. Reconhece-se, com isso, que os sedimentos tem exercido importante papel no fornecimento de nutrientes para a biota aquática (POLETO & MERTEN, 2006), o que pode gerar desequilíbrios no ecossistema local, e ao mesmo tempo, tem sido um veículo muito eficaz para a condução de poluentes; hora removendo-os do ambiente hídrico, hora dispersando-os para este (poluindo).

Destarte, os sedimentos são, por si só, os maiores poluentes das águas, mas para além disso, atuam também como catalisadores, carreadores e como agentes

fixadores para outros diversos agentes poluidores (como pesticidas, resíduos, fósforo absorvido, compostos orgânicos, bactérias patogênicas e vírus), alterando, dessa forma, a pureza, a transparência e a qualidade da água (CARVALHO et al., 2000; WMO, 2003). Em semelhante cenário, é fundamental que a gestão dos recursos hídricos preocupe-se, entre tantas questões, com a quantificação do fluxo de sedimentos, mas também com a quanti-qualificação dos nutrientes e poluentes transportados em associação a esses sedimentos (POLETO & MERTEN, 2006).

Nesse sentido, é conveniente destacar, ainda, que as consequências de processos erosivos e da dinâmica hidrossedimentológica, tem repercussões sobre as variáveis socioeconômicas de uma dada região. Afinal, a erosão do solo causa a deterioração do meio ambiente e a degradação da produção agrícola, prejudicando o uso futuro da terra pela redução da fertilidade e produtividade desse solo. Por sua vez, os sedimentos depositados nas calhas dos rios, elevam o nível da água causando uma série de problemas ecológicos e ambientais e, agravando os desastres decorrentes das inundações. De outro lado, a redução da profundidade hídrica no canal pode prejudicar o suprimento de água e a navegação; já que, a deposição de sedimentos nos reservatórios reduz sua capacidade de armazenamento, impactando a finalidade para o qual esse reservatório foi construído (suprimento de água, controle de cheias, irrigação, etc.) (WMO, 2003; CARVALHO, 2008).

Todavia, a despeito da clara relevância dos estudos de processos hidrossedimentológicos, observa-se, no contexto brasileiro, preocupante lentidão na realização de pesquisas em Sedimentologia. É possível que, essa característica, vincule-se a existência de certa descrença ou mesmo descaso com a questão discutida, sobretudo, porque a maioria das consequências advindas com os processos hidrossedimentológicos, não é imediata; ficando as providências práticas, condicionadas à ocorrência de problemas de séria gravidade. Por certo, a carência das informações produzidas na área, suscita incertezas que comprometem o planejamento e a gestão dos recursos hídricos (CARVALHO, 2008).

Nessa conjuntura, a presente pesquisa traduz um esforço científico para conceituar e caracterizar os processos hidrossedimentológicos ocorridos em bacias hidrográficas; na intenção de construir e disseminar saberes necessários ao adequado planejamento de uso do solo e da água. Um planejamento que seja eticamente comprometido com a preservação, com o futuro do planeta e com o agir responsável.

Para tal, este artigo faz uma breve revisão em torno dos princípios gerais envolvidos nos processos de erosão, transporte e deposição dos sedimentos, apontando sua relação com usos e cobertura do solo e com características geomorfológicas. Em seguida, apresentam-se as diferenças existentes entre os sedimentos oriundos de bacias rurais e urbanas, com ênfase à abordagem das principais fontes de sua produção em cada um desses ambientes.

Por fim, são expostos os resultados de um levantamento bibliográfico retrospectivo de produções publicadas, em língua inglesa, no portal de Periódicos da Capes. Para isso, utilizou-se de busca ativa dos artigos publicados nos últimos cinco anos que contivessem no título os termos “*sediment source*” ou “*fingerprinting*” associado ao termo “*sediment*”.

CARACTERIZAÇÃO DOS PROCESSOS HIDROSSEDIMENTOLÓGICOS

Os sedimentos podem ser conceituados como fragmentos de rochas e de solo, desagregados pelo processo de intemperismo ou pela ação da erosão. Compreendem, em sua maioria, detritos minerais (como quartzo, feldspato e carbonatos), mas também está presente uma quantidade significativa de partículas orgânicas. Atualmente tem grande importância os sedimentos de origem antropogênica, formados pelas partículas provenientes de atividades antrópicas (por exemplo: material de construção civil e indústria) e materiais resultantes de ambientes naturais altamente impactados pela ação humana (PERRY & TAYLOR, 2007).

Quando transportados pelo escoamento, no interior da calha fluvial, os sedimentos recebem o nome de sedimentos fluviais; constituindo-se em uma importante fonte de transferência de nutrientes, contaminantes e outros materiais sólidos às jusantes fluviais, aos estuários e aos ambientes costeiros (HUDSON-EDWARDS, 2007).

Os processos erosivos, responsáveis pela produção de sedimentos, são decorrentes da presença de condições favoráveis a seu desenvolvimento, sendo acelerados, em larga escala, pelas atividades antrópicas, especialmente, pela remoção da cobertura vegetal. O uso do solo é outro fator de grande influência, sobretudo, quando efetuado de maneira inadequada (ALMEIDA FILHO, 2008).

Os sedimentos mais finos e aqueles ricos em nutrientes e matéria orgânica são, por suas características físicas e químicas, os principais adsorventes de uma série de poluentes presentes no meio aquático; e ao serem transportados ao longo dos cursos d'água, podem provocar uma série de problemas ambientais (POLETO & LAURENTI, 2008).

É evidente, pois que a caracterização dos processos hidrossedimentológicos, e a adoção de medidas adequadas para controle dos problemas deles advindos, requerem, primeiramente, a compreensão de como se dão os processos de erosão, transporte e deposição dos sedimentos, bem como, dos fatores que os influenciam. Em razão disso, descrevem-se, a seguir, conhecimentos-chaves para a construção de tal saber.

Erosão, transporte e deposição de sedimentos

O papel da erosão na dinâmica da produção de Sedimentos

Conforme já apontado anteriormente, uma parcela significativa dos problemas relacionados à qualidade da água vincula-se aos sedimentos erodidos, notadamente, àqueles oriundos de áreas com presença de poluentes (MINELLA & MERTEN, 2006).

Em realidade, a erosão nada mais é do que o reflexo da ruptura do equilíbrio do meio ambiente, em razão da transformação drástica da paisagem por eliminação da cobertura vegetal natural e subsequente introdução de novas formas de uso do solo (ALMEIDA FILHO, 2008). Na bacia, esse processo de desagregação do solo e transferência de sedimentos é fortemente influenciado por fatores como: distribuição anual de chuvas, uso e manejo do solo, condições geomorfológicas do terreno e umidade antecedente (MINELLA & MERTEN, 2006).

Conceitualmente, a erosão pode ser descrita como o processo de

desagregação da partícula da rocha e/ou do solo, principiado por forças naturais e intensificado pela ação antrópica; estando, pois, sob influência de fatores naturais e de atividades humanas (WMO, 2003; CARVALHO, 2008). Entre os fatores naturais enquadram-se: a meteorologia (precipitação, vento e degelo); a geologia (composição da rocha base e movimentos das placas tectônicas); a topografia (gradiente de declividade, comprimento e direção da rampa); as características do solo (estrutura, textura e fator de erodibilidade), a composição da superfície e; a cobertura vegetal (WMO, 2003).

Segundo CARVALHO (2008), os elementos do meio físico que causam ou afetam diretamente a erosão (conhecidos como agentes erosivos) podem ser classificados como agentes ativos ou passivos. No primeiro grupo o autor cita como exemplos, a água, a temperatura, a insolação, o vento, o gelo, a neve, a ação de micro-organismos e as atividades humanas. Já no segundo, destaca a gravidade, a topografia, o tipo de solo, a cobertura vegetal, as formações superficiais e as práticas gerais realizadas pelo homem.

As chuvas, em especial as grandes tempestades, afetam consideravelmente a erosão do solo; sendo sua influência sobre o processo erosivo, dependente da quantidade, intensidade e duração da chuva, e ainda, do tamanho e da velocidade de queda da gota. Esses dois últimos elementos apresentam maior relevância no processo, já que determinam a energia cinética das gotas que impactam a superfície do solo, que em última instância, é a grande geradora da erosão em si. Assim, a erosão aumenta, até um determinado valor, com o aumento da quantidade de chuva, sendo que uma tempestade com intensidade inferior a 10mm/h não resulta em erosão do solo (WMO, 2003).

Portanto, tempestades intensas tendem a gerar gotas de chuva maiores, aumentando, com isso, o escoamento e o transporte de determinadas partículas, sendo que os danos advindos tendem a ser ainda maiores quando essas tempestades forem breves. Já as chuvas mais leves e estendidas por longos períodos de tempo, apesar de gerarem um total pluviométrico maior, ocasionam erosões menos significativas (BONAN, 2002).

ALMEIDA FILHO (2008) salienta que a chuva é o principal agente erosivo do solo nos climas tropicais úmidos, em razão da existência de uma precipitação anual frequentemente maior e mais intensa nessas regiões (BONAN, 2002).

A temperatura e a insolação influenciam a erosão, porque são responsáveis por dilatações e contrações sucessivas que enfraquecem o solo, facilitando a remoção das partículas. Já o vento tem relevância secundária, uma vez que apenas transporta o material já desagregado; embora, sua ação adquira importância mais significativa, em terrenos planos (onde se processa o escoamento) e, nas regiões áridas, semi-áridas e desérticas. Essa maior significância se deve à deficiente proteção do solo ofertado pela cobertura vegetal típica desses locais (CARVALHO, 2008).

No referente aos fatores geomorfológicos, pode-se destacar que as rochas frequentemente expostas ao intemperismo apresentam maior suscetibilidade à erosão. Os solos derivados de formações do tipo calcárias e dolomitas são relativamente resistentes ao processo erosivo, àqueles oriundos de rochas ígneas são menos resistentes e os solos originados por depósitos sedimentares (tais como: argila, areia, matéria orgânica, etc.) são ainda menos resistentes. Além disso, é preciso destacar que as rochas do tipo vulcânicas são facilmente erodidas (WMO, 2003).

Acrescente-se ainda, a esses fatores geomorfológicos, os movimentos tectônicos, responsáveis por afetar não somente o grau de erosão, mas também, a velocidade de desenvolvimento dos canais. Os terremotos, por exemplo, causam perdas de materiais da superfície, produzindo desmoronamentos ou colapsos e aumentando, dessa forma, a erosão do solo. Por outro lado, os vulcões despejam grande quantidade de material, alterando a topografia local, elevando enormemente as taxas de erosão e carreando grande quantidade de sedimentos (WMO, 2003; HUDSON-EDWARDS, 2007).

Em relação aos fatores topográficos, pode-se dizer que a erosão do solo aumenta com a elevação do gradiente de declividade, até um determinado valor limite (gradiente crítico), a partir do qual deixa de sofrer elevação (WMO, 2003). MELLO (2006) corrobora que os solos situados em áreas de maior declividade tendem a produzir maior quantidade de sedimentos se comparados aos de áreas menos declivosas, sobretudo, quando manejado inadequadamente.

A esse respeito, CARVALHO (2008) descreve que em solos de maior declividade a água escoaria mais rapidamente, ocorrendo menor infiltração e, com isso, maior esforço sobre o terreno, provocando maior erosão. Fato reafirmado por BONAN (2002), ao colocar que longos declives permitem a concentração de elevado escoamento, viabilizando maiores perdas de solo; enquanto que, as regiões mais planas tendem a receber os sedimentos erodidos das áreas de maior declive. Além disso, ainda conforme CARVALHO (2008) haveria um aumento da erosão em função da elevação do comprimento de rampa.

Acerca desse último elemento, a WMO (2003) coloca a existência, na literatura, de visões distintas em torno dos impactos do comprimento de rampa sobre a erosão do solo, descrevendo que alguns autores sugerem, contrariamente ao exposto anteriormente, uma diminuição da erosão com a elevação desse fator. Para aqueles que defenderiam esse posicionamento, grandes declividades aumentariam a concentração de sedimentos no escoamento, o que demandaria maior consumo de energia durante o transporte desse sedimento, o que reduziria a quantidade de solo erodida. A WMO (2003) enfatiza ainda, que a declividade de rampa do tipo convexa possibilitaria uma erosão mais intensa do solo.

Retomando a questão da declividade do solo, há que se ponderar sua relação com a gravidade, a qual tem influência direta sobre o peso de uma dada partícula. Assim, a declividade, conjugada ao peso da partícula, pode levar a maior ou menor deslocamento dessa partícula (CARVALHO, 2008).

As características do solo também se encontram entre os fatores determinantes da erosão, com destaque para: morfologia, capacidade de infiltração, resistência à erosão, textura, estrutura, conteúdo de matéria orgânica e permeabilidade (BONAN, 2002; WMO; 2003; CARVALHO, 2008).

No relativo à morfologia, a fase sólida do solo, composta pela interação de materiais minerais e orgânicos, tem influência direta sobre as características e propriedades desse solo, e também, sobre a quantidade e a qualidade dos sedimentos produzidos (MELLO, 2006).

O termo textura do solo representa o tamanho das partículas, ou seja, as proporções relativas das frações granulométricas observadas na fração mineral do solo, determinando a qualidade dos sedimentos produzidos. Quanto maior for a proporção das frações de menor tamanho, maior serão: a possibilidade de troca de cátions, a capacidade do solo armazenar água e se ligar a fração orgânica, a estabilidade desse solo e a capacidade do solo manter-se estruturado (MELLO,

2006). Em razão disso, essa propriedade se inter-relaciona com a erosão causada pelas gotas de chuva (WMO, 2003).

A estrutura do solo, por sua vez, refere-se ao agrupamento e arranjo das partículas primárias (argila, areia, matéria orgânica, cálcio, magnésio e óxido de ferro livre) na forma de agregados (WMO, 2003; CARVALHO, 2008); ou em outras palavras, remete à aglutinação das partículas primárias em partículas compostas (ou agregados), separadas umas das outras, no interior do solo, por planos de fraqueza ou por descontinuidades. A estrutura, isoladamente, não reflete a produção ou qualidade dos sedimentos, contudo, controla uma série de fatores que interferem sobre estas, como: a quantidade de água e ar do solo e a maior ou menor suscetibilidade à erosão (MELLO, 2006).

Quanto à capacidade de infiltração, BONAN (2002) ressalta que baixas taxas de infiltração seriam responsáveis por maior escoamento e possibilidade de erosão, enquanto que as altas taxas gerariam o contrário. Porém, a ocorrência ou não dessa erosão também estará relacionada à estrutura do solo. Nesse aspecto, estruturas estáveis agregariam resistência física à desagregação do solo por ação das gotas de chuva. Da mesma forma, o conteúdo de matéria orgânica, somado a uma forte estrutura granular, reduziria o potencial erosivo do solo enquanto que, altos teores de areia e silte possibilitariam maiores perdas.

Então, apesar dos solos arenosos (estrutura mais grossa) apresentarem infiltração mais rápida em comparação com os solos argilosos (estrutura mais fina), o que geraria menor possibilidade de erosão. Por outro lado, esses solos arenosos não são bem estruturados e, por isso, têm pouca resistência ao arrastamento, sendo facilmente desagregados e carregados sob a ação de escoamentos com alta velocidade. Na contramão, os solos argilosos, pela grande coesão entre suas partículas, são melhor estruturados e por isso, possuem maior resistência à desagregação, apesar de menor infiltração (BONAN, 2002; WMO, 2003; CARVALHO, 2008).

No referente às propriedades físicas e químicas dos minerais, BORTOLUZZI & PETRY (2008) salientam sua importância na caracterização dos solos e sedimentos. Entre as químicas os autores destacam: a capacidade de troca de cátions e ânions e afinidade com elementos dissolvidos. E entre as físicas: a área superficial específica (função do tamanho da partícula e de sua densidade) e a capacidade de associação entre partículas de mesma natureza ou entre partículas de natureza distinta (floculação, coagulação, agregação, complexos organo-minerais).

Sobre esse aspecto, MELLO (2006) acrescenta que a presença de matéria orgânica nos solos acentua a ocorrência de cargas elétricas e, conseqüentemente, aumenta o risco de contaminação ambiental. Enquanto que a presença de sais pode elevar a produção de sedimentos por ação da dispersão das argilas e, dessa forma, alterar a qualidade dos sedimentos gerados.

Logo, se de um lado, os solos do tipo Latossolo e Nitossolo são altamente lixiviados, ácidos e pobres em nutrientes; do ponto de vista da produção de sedimentos, eles são ideais, por apresentarem maior resistência aos processos erosivos, devido a sua boa estrutura física. Entretanto, como nesses solos predominam as argilas e óxidos, as cargas presentes acentuam o poder de transporte de elementos tóxicos aos cursos d' água. Já solos como os Argissolos, Planossolos e Luvissolos, geralmente, apresentam maior produção de sedimentos, pela sua reduzida capacidade de infiltração de água. Porém, como existe a redução

do percentual de argila na camada superficial, o risco de contaminação é menor, em razão da menor carga presente nos sedimentos gerados (MELLO, 2006).

As formações superficiais que afloram na superfície do solo (como rochas, rochas alteradas ou depósitos aluviais, coluviais e glaciais) também podem sofrer ação da erosão, sendo esse processo erosivo condicionado pela consistência dos materiais, pelo comportamento na infiltração e no escoamento, pela espessura da camada e declividade e ainda, pelas fraturas existentes (CARVALHO, 2008).

CERDÀ & JURGENSEN (2011) destacam que a ação de alguns animais pode afetar o processo erosivo do solo. As formigas, por exemplo, são responsáveis pelo surgimento de macroporos no solo durante a construção de seu ninho, o que pode aumentar as taxas de infiltração da água e, conseqüentemente, reduzir a erosão. Por outro lado, a presença dessas formigas pode também ocasionar o aumento da erosão do solo, quando a intensidade da chuva é superior a capacidade de infiltração desses macroporos, pois o novo solo trazido à superfície pela atividade dessas formigas pode elevar a quantidade de sedimentos disponíveis à erosão. Esta situação pode ser especialmente importante em pomares de citros sujeitos a intenso gerenciamento, principalmente porque a superfície do solo está exposta, em razão da aplicação de herbicidas para retirada da cobertura vegetal.

Na compreensão dos fatores que influenciam os processos erosivos, é relevante sublinhar ainda, o papel da cobertura vegetal no controle da erosão; ao atuar como uma camada protetiva do solo, minimizando os impactos causados pelas gotas de chuva e os efeitos da ação do vento próximo à superfície do solo. Além disso, em razão da agregação do solo às raízes e liteiras, a vegetação facilita a infiltração da água precipitada e reduz a velocidade do escoamento superficial possibilitando, ao mesmo tempo, a melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (BONAN, 2002; WMO, 2003).

De maneira geral, em solos não perturbados, onde a vegetação está presente, os processos de infiltração e escoamento superficial ocorrem de forma equilibrada e o escoamento não gera erosão; mantendo a qualidade das águas. Contudo, quando esse solo é alterado pelas atividades humanas, a ação do escoamento sobre a superfície desse solo torna-se mais intensa, podendo ocasionar a remoção de partículas sólidas e seu posterior transporte em direção aos cursos d' água e; por conseqüência, afetar a qualidade das águas nesses corpos. Nessa perspectiva, pode-se dizer que o uso do solo tem papel fundamental na regularização do ciclo hidrológico (MELLO, 2006).

Nessa conjectura, é válido salientar que a proteção oferecida pela vegetação difere bastante, em função de suas características (espécie, tamanho, etc.). Nesse sentido, uma floresta apresenta maior eficiência na proteção do solo em comparação com uma vegetação do tipo rasteira (CARVALHO, 2008).

BONAN (2002) expõe que as árvores e gramas densas oferecem melhor proteção contra os processos erosivos, podendo reduzir a taxa de erosão a 0,3% daquela esperada para um solo sem qualquer cobertura. Da mesma forma, as liteiras poderiam amenizar a erosão pela proteção do solo ao impacto das gotas de chuva e pela redução do escoamento, facilitando a infiltração. Nas florestas com presença de liteiras, o fator de erosão pode cair de 0,36 para 0,003. Conforme esse autor, a ausência de vegetação promove um aumento da produção de sedimentos na medida em que se dá uma elevação da precipitação anual, ao mesmo tempo em que, a presença dessa cobertura reduziria a quantidade de sedimentos produzidos, apesar de manutenção das mesmas condições de precipitação elevada.

Sobre isso, POLETO & MERTEN (2006) descrevem que, em bacias rurais, pode ocorrer um aumento na produção de sedimentos ante uma cheia ocorrida durante um período do ano em que a bacia apresenta baixa cobertura vegetal (por exemplo: na época de revolução do solo para cultivo agrícola). Por outro lado, essa concentração de sedimentos será bem mais baixa, se uma cheia semelhante (em termos de energia de chuva e volume escoado da bacia) ocorrer durante um período em que a cobertura vegetal é elevada.

A remoção da vegetação não só aumenta as taxas de erosão do solo nesses locais, mas influencia também, outros processos de produção de sedimentos, tais como movimentos de massa e erosão no canal; aumentando drasticamente a quantidade de sedimentos que chega aos corpos hídricos (TAYLOR et al., 2008).

Nas bacias urbanas, por sua vez, as alterações da estrutura da camada superficial do solo têm caráter definitivo. Claro que, durante o tempo entre o início do loteamento e o fim da ocupação, o solo (e até mesmo o subsolo) fica exposto ao processo erosivo, aumentando a produção de sedimentos. Mas, quando a bacia urbana está completamente ocupada e o solo praticamente impermeabilizado, a produção de sedimentos tende a decrescer (TUCCI, 2007). Pode-se dizer, de maneira geral, que nessas bacias, a disponibilidade de sedimentos será maior nos períodos em que ocorre grande interferência antrópica, como por exemplo: obras envolvendo mobilização do solo por retificações de estradas ou alterações da cobertura vegetal para fins construtivos.

Adentrando na discussão do papel das atividades humanas nos processos erosivos, torna-se imperativo reconhecer sua responsabilidade na aceleração da erosão, influenciando o tipo e intensidade desses processos e exercendo efeitos positivos ou negativos sobre eles.

De modo geral, a erosão tende a aumentar com o crescimento da população, uma vez que também aumentam o uso do solo e outras causas de erosão antrópica (CARVALHO, 2008). Entre as ações com forte impacto negativo cita-se: a destruição da cobertura vegetal; o uso inadequado do solo, o cultivo agrícola com manejo e práticas inadequadas; a urbanização com ausência de gerenciamento das áreas ocupáveis; a expansão da malha viária e a construção de reservatórios (WMO, 2003).

De fato, a erosão urbana é associável à falta de um planejamento adequado, que considere as particularidades do meio físico, as condições socioeconômicas e as tendências de desenvolvimento da área urbana. Ou seja, perante os elementos anteriores, há a ampliação das áreas construídas e pavimentadas, com elevação substancial do volume e da velocidade das enxurradas, que não sendo dissipadas (em razão dos elementos anteriores), provocam a concentração do escoamento e aceleração dos processos de desenvolvimento de ravina e boçorocas, com prejuízos significativos para a população e o poder público (ALMEIDA FILHO, 2008).

ALMEIDA FILHO (2008) descreve que os núcleos urbanos, em especial as periferias, estão sujeitos a intensos processos de degradação ambiental, originando erosão de forma intensa e acelerada; o que resultaria, particularmente, das precárias condições de infraestrutura, projetos de drenagem mal dimensionados ou mesmo, da escolha de áreas naturalmente adversas. Destaca ainda, que até mesmo os terrenos menos suscetíveis à erosão podem desenvolver o processo, em decorrência das fortes modificações provocadas pelo parcelamento do solo, pela implantação do sistema viário e também, em razão da grande mobilização provocada pelos serviços de terraplanagem.

POLETO & CASTILHOS (2008) complementam que as áreas urbanas convertem-se em grandes produtoras de sedimentos e outros poluentes quando: i) existem áreas com solos expostos ou descobertos; ii) as infraestruturas urbanas estão ausentes (pavimentação de ruas, rede de drenagem e esgoto); iii) as construções civis não apresentam rígido controle da erosão hídrica e; iv) inexistem obras para armazenamento dos sedimentos oriundos dos pavimentos impermeáveis.

ALMEIDA FILHO (2008) destaca como principais fatores, relacionados ao escoamento superficial, que influenciam a erosão em áreas urbanas: i) a vazão do escoamento das águas pluviais; ii) a declividade do terreno; iii) a natureza do terreno e; iv) a forma de ocupação do solo. Atuar sobre tais fatores reduziria ou eliminaria sua influência sobre os processos erosivos.

Entre as consequências decorrentes desses processos erosivos incluir-se-iam: i) perdas de solo, de material orgânico e de nutrientes, provocando a redução da fertilidade do solo e da profundidade de cultivo e, por consequência, afetando o crescimento das plantas; ii) aumento das cargas de sedimentos nos rios; iii) assoreamento de rios e reservatórios com agravamento dos problemas socioambientais; iv) eutrofização dos lagos; v) diminuição da qualidade das águas; etc. (BONAN, 2002; CARVALHO, 2008).

Em relação aos recursos hídricos, ALMEIDA FILHO (2008) destaca os seguintes impactos: i) o aumento da turbidez nos corpos d' água devido à elevação da quantidade de sedimentos em suspensão, com elevação do custo de tratamento da água e prejuízos à vida dos organismos aquáticos (em razão do aumento da interceptação da luz solar pelos sedimentos em suspensão) e; ii) o assoreamento dos fundos dos vales (planícies fluviais) e represas. O assoreamento das represas, de seu lado, desencadearia prejuízos para a produção de energia elétrica e para o sistema hidroviário, prejudicaria a fauna e a flora e comprometeria a disponibilidade de água para consumo e irrigação. Na contramão, o assoreamento dos fundos dos vales, principalmente em áreas urbanas, geraria condições favoráveis à ocorrência de enchentes.

TUCCI (2007) também destaca que a erosão nos ambientes urbanos, além de gerar a degradação do solo, provoca o assoreamento de rios e lagos urbanos, bem como, a deterioração da qualidade das águas pelo transporte de poluentes agregados aos sedimentos. Ressalta, ainda, a ocorrência de assoreamento das seções da drenagem, com redução da capacidade de escoamento dos condutos, e consequentes alagamentos, especialmente durante as cheias.

Há que se considerar, entretanto, que embora o processo erosivo seja dinâmico e contínuo, a natureza está sempre em busca da condição de equilíbrio e, portanto, enquanto novas erosões estão em formação, erosões antigas de grande porte, que um dia foram importantes áreas fontes ou produtoras de sedimentos, atualmente podem estar estabilizadas. Mesmo assim, não se pode esquecer que os sedimentos produzidos naquela época continuam sendo transportados pelos próprios cursos d'água (sendo depositados ao longo das margens fluviais) ou pelas enxurradas (formando extensos bancos de assoreamento) (ALMEIDA FILHO, 2008).

Caracterizando a erosão hídrica

Usualmente, a erosão é diferenciada em função do agente erosivo (vento, água, gelo, gravidade, etc.); do tipo ou origem (erosão por embate, erosão laminar, erosão em sulcos profundos ou ravinas, erosão por escoamento difuso intenso e

erosão por escoamento concentrado) e; de sua natureza (geológica e acelerada).

A mais importante entre as formas de erosões é a erosão hídrica superficial, pois o escoamento é essencial para o transporte do material erodido (WMO, 2003). Os eventos extremos podem ocasionar grande erosão pela devastação que ocasionam, podendo ainda predispor o solo ao desgaste (CARVALHO, 2008).

O processo erosivo se inicia com o impacto físico das gotas de chuva sobre superfícies desprotegidas, fragmentando o solo em pequenas partículas (erosão pluvial ou por embate). Essa erosão pode ocorrer tanto em solos planos quanto em declives, bem como, em terrenos cultivados e cobertos por matas, desde que existam áreas de solo desprotegidas (BONAN, 2002; CARVALHO, 2008).

Uma parcela das partículas que foram desagregadas é carregada por pequenas distâncias ou ainda, movimentada pela ação da gravidade e do escoamento, das maiores para as menores declividades. Nesse caso, quanto maior a velocidade e massa da gota de chuva maior será o impacto resultante e maior a possibilidade de desagregação do solo (BONAN, 2002).

Uma vez que essas partículas de solo, desagregadas pela ação das gotas, são envolvidas e carregadas pelo escoamento superficial, a erosão resultante será diferenciada em função das características do escoamento, conforme classificações descritas a seguir (BONAN, 2002; CARVALHO, 2003):

i) Erosão em lençol ou laminar: ocorre durante as fortes precipitações, quando o solo está saturado; sendo o desgaste da camada superficial do solo desenvolvido de forma suave e uniforme, em toda a extensão. É uma erosão que ocorre quando existem poucos obstáculos ao escoamento, sendo muito comum em regiões semi-áridas;

ii) Erosão por escoamento difuso ou erosão em sulcos, ravinas ou dedos: caracteriza-se por filetes de água divididos em braços que se espalham e se juntam constantemente, infiltrando-se após curta distância e depositando o material carregado. A água que escoar pelo terreno pode formar depressões que, com o tempo, evoluem a sulcos. Essa é uma erosão generalizada e ocorre mesmo quando existe cobertura vegetal, sendo caracterizada pelo transporte do material já erodido (pela chuva ou outros agentes), apresentando reduzida capacidade de transporte;

iii) Erosão por escoamento difuso intenso: semelhante à anterior, entretanto, nesse caso, os filetes de água se deslocam por distâncias maiores, transportando maior quantidade de material. Além disso, essa erosão caracteriza-se por um escoamento que vai se aprofundando e se concentrando;

iv) Erosão por escoamento concentrado: provocada pela estrutura inadequada do solo, com camada impermeável profunda, permitindo que os sulcos lentamente formados sofram deslizamento e desabamento; originando as voçorocas.

A erosão geológica ou geomorfológica é um processo natural, sem interferência humana, ocasionado pela atividade geológica (água, vento e gelo) sobre a superfície terrestre. Já a erosão antrópica ou acelerada é uma consequência da interferência humana sobre o ambiente e caracteriza-se pela intensificação da ação dos agentes naturais que atuam sobre o solo (CARVALHO, 2008).

Transporte e deposição de sedimentos

A água é um agente transportador de substâncias, sejam elas dissolvidas ou arrastadas e, portanto, sempre que ocorrer deslocamento de água, natural ou forçada, haverá também a transferência de substâncias e sedimentos. O transporte

desses solutos pode ocorrer durante um deflúvio ou por ocasião da drenagem interna (SANTOS et al., 2006). Comumente, a partícula solta é deslocada de sua posição inicial e transportada (diretamente), pelas enxurradas, para os cursos de água; podendo ainda ficar retida em depressões e planícies (CARVALHO, 2008).

Nesse processo de arraste são carregadas partículas de solo e fragmentos e partículas de rochas, que pela ação combinada da gravidade com a massa de água deslocada, irão se depositar como sedimentos nos estratos inferiores, elevando, por consequência, a concentração de poluentes nesses locais (SANTOS et al., 2006).

Na realidade, os sedimentos presentes nos cursos d'água são originários tanto da erosão na bacia, quanto da erosão no próprio leito e margens do canal, sendo a concentração de sedimentos conduzidos mais intensa na época chuvosa, sobretudo, durante eventos de elevada vazão (WMO, 2003; PERRY & TAYLOR, 2007; CARVALHO, 2008; WHITE & APITZ, 2008). Para CARVALHO (2008), cerca de 70 a 90% dos sedimentos transportados pelos rios ocorre no período de chuva, principalmente, durante as fortes precipitações. Em ocasiões de chuvas, as enxurradas carregam um elevado número de partículas para o rio, que serão movimentadas em suspensão ou então, no leito do canal; rolando, deslizando ou em saltos (CARVALHO et al., 2000).

Esses sedimentos, ao serem transportados no curso d' água, formam uma onda que acompanha a onda de cheia sob uma das seguintes formas: i) o pico da concentração de sedimentos se atrasa em relação ao pico da vazão; ii) os picos da concentração de sedimentos e da vazão igualam-se no movimento e; iii) o pico da concentração de sedimentos segue na frente da maior vazão. Usualmente, a condição iii) é a situação mais encontrada nos cursos d' água (GLYSSON, 1987 citado por CARVALHO, 2008).

Obviamente, as características do deslocamento e transporte dos sedimentos dependerão da forma, do tamanho e do peso da partícula, assim como, das forças exercidas pela ação do escoamento e das características desse escoamento (laminar ou turbulento, velocidade da corrente, etc.) (VANONI, 1977 citado por CARVALHO, 2008). PERRY & TAYLOR (2007) salientam que o potencial de transporte de sedimentos é muito dependente da relação entre a densidade, a viscosidade e a velocidade de fluxo do fluido. Além disso, a presença de obstáculos no leito e outras variáveis como declividade e forma do canal, temperatura da água, etc., exercem, igualmente, influência nessa ação. Quando as forças que agem para o deslocamento dessa partícula se reduzem até a condição de ausência de movimento, ocorre o fenômeno de deposição (VANONI, 1977 citado por CARVALHO, 2008).

O sedimento transportado é muito dependente da vazão do escoamento no curso d'água e, para algumas bacias, existe uma grande diferença temporal na quantidade de sedimentos transportado, ocorrendo, frequentemente, em pulsos. Este efeito é mais pronunciado para pequenas bacias (até 500 km²), sendo que 50 a 90% do fluxo de sedimentos anual é transportado durante períodos de alguns dias a semanas. Nas bacias maiores (superior a 100 mil km²), este efeito ainda ocorre, mas é muito menos pronunciado. Por isso, as pequenas bacias ou afluentes das bacias maiores estão mais sujeitos a impulsos de fluxo de sedimentos, em comparação com o fluxo total de sedimentos de grandes bacias (SALOMONS & BRILIS, 2004).

Esse sedimento transportado é também conhecido por carga sólida e quando se considera os padrões de seu movimento, através do canal, pode-se classificá-lo em: i) carga de fundo (ou carga do leito) e, ii) carga em suspensão (ou carga sólida

em suspensão) (WMO, 2003). A carga de leito pode ser movimentada por arraste (carga sólida de arraste) ou saltos (carga sólida saltante). A soma da carga de fundo e da carga em suspensão representa o total de sedimentos que pode ser transportado no canal por um determinado escoamento e sob dadas condições de contorno (WMO, 2003).

A carga sólida de arraste, segundo o *Subcommittee on Sedimentation*, representa as partículas de sedimentos que rolam ou escorregam longitudinalmente no curso d'água, mantendo contato constante com o leito do rio. Enquanto que a carga sólida saltante seria composta por aquelas partículas que pulam ao longo do curso d'água sob efeito da correnteza ou pelo impacto com outras partículas (WMO, 2003; CARVALHO, 2008).

A carga sólida em suspensão, por sua vez, compreende as partículas que se mantêm em suspensão em função das componentes verticais das velocidades do fluxo turbulento, ao mesmo tempo em que estão sendo transportadas pelas componentes horizontais dessas velocidades. Assim sendo, tais partículas são pequenas o suficiente para permanecerem em suspensão, subindo e descendo na corrente acima do leito do canal (CARVALHO, 2008). Com isso, o movimento dessas partículas em suspensão é considerado igual à velocidade da corrente, pois a velocidade de sedimentação é, geralmente, muito baixa (CARVALHO et al., 2000; HUDSON-EDWARDS, 2007).

Além disso, os sedimentos podem ser classificados, ainda, conforme o tamanho da partícula, sua origem e efeitos sobre o processo fluvial. Nesse caso tem-se: i) carga de material do leito (ou carga sólida do material do leito) e, ii) carga de material lavado da superfície (WMO, 2003).

A carga sólida de material do leito corresponde a soma da carga de arrasto do material erodido do leito com uma pequena parcela da carga em suspensão, cuja composição também é de material do leito; uma vez que, o sedimento grosso do leito incorporado à carga fina em suspensão é considerado carga de material do leito (CARVALHO et al., 2000).

Já a carga de material lavado da superfície é composta, em sua maioria, por partículas finas, geralmente, com diâmetro inferior a 0,062mm, sendo que a quantidade carregada até as calhas fluviais depende, basicamente, das fontes de contribuição da bacia (WMO, 2003).

Retomando a questão do movimento dos sedimentos no fundo do canal, cabe salientar que, dependendo da velocidade da corrente e do efeito de turbulência, as partículas que se deslocam pelo fundo do canal podem "entrar" ou "saltar" para o meio líquido, passando a se movimentar em suspensão; permanecendo nesse movimento até que as forças atuantes se reduzam, quando então, voltam a se deslocar (deslizando ou rolando) através do fundo do canal. Esse movimento das partículas no fundo do canal também ocorre em função da ação da corrente, contudo, a sua velocidade de ocorrência é inferior aquela das partículas em suspensão, em razão da resistência de atrito presente nesse deslocamento (CARVALHO et al., 2000).

A esse respeito, TAYLOR et al. (2008) descreve que a determinação da carga de fundo é muito importante, pois uma pequena parcela dessa carga pode atuar, temporariamente, como carga em suspensão, quando algumas condições hidrológicas estiverem presentes (em geral pelo aumento da descarga), caracterizando o efeito de ressuspensão discutido anteriormente.

Então, a carga de material do leito pode se mover, temporariamente, como

carga de fundo e como carga em suspensão, o mesmo ocorrendo com a carga de material lavado da superfície que chega até o canal. Consequentemente, não é correto identificar a carga de material do leito como carga de fundo e a carga de material lavado da superfície como carga suspensa. Há que se destacar, entretanto, que como a carga de material lavado é basicamente fina, seu deslocamento ocorre quase que inteiramente como carga suspensa (WMO, 2003).

No momento em que se analisa a distribuição granulométrica desses sedimentos transportados no canal observa-se que a parcela em suspensão configura-se como material fino (silte e argila), tendo sua origem, principalmente, na erosão das áreas drenadas ao longo de toda a bacia. Justamente por se tratar de material fino, podem ser transportadas por longas distâncias no interior do canal. Algumas vezes também está presente nessa carga em suspensão uma pequena quantidade de material grosso (areia), sendo que, nos casos de regime caracterizado por grande velocidade e turbulência, essa quantidade de areia em suspensão pode aumentar significativamente.

De outro lado, os sedimentos que se movem ao longo do fundo do canal, caracterizam-se pela presença de grande quantidade de material grosso, como areia e pedregulhos, advindos, em sua maioria, da erosão no próprio canal. Quando o regime caracteriza-se por baixa velocidade, as partículas mais grossas, como pedregulhos, deixam de se mover, o que aumenta a quantidade de areia na porção que permanece em movimento (WMO, 2003; CARVALHO et al., 2000).

Na realidade, a quantidade de material grosso transportado pelo escoamento está relacionada à capacidade de transporte do sedimento pela corrente, dependendo, portanto, da composição do leito, dos parâmetros hidráulicos e, especialmente, da vazão líquida. Quanto à concentração de material fino, depende, unicamente, do suprimento de sedimentos provenientes da bacia, não nutrendo relação direta com a vazão (WMO, 2003).

Então, percebe-se que as partículas mais grossas do sedimento em suspensão, compostas geralmente por areia, exibem uma variação crescente de sua distribuição vertical da superfície em direção ao fundo do canal. Já as partículas mais finas (silte e argila) têm uma distribuição aproximadamente uniforme na vertical (CARVALHO, 2008).

Convém salientar que, em escoamentos turbulentos, o movimento da água pode alterar a posição em que as partículas de sedimento se movimentam. Ao mesmo tempo, como o peso específico das partículas mais grossas é grande, elas tendem a se reagrupar e voltar para o fundo do canal, resultando em maiores concentrações de sedimento no fundo em comparação com uma determinada profundidade logo acima deste ponto (WMO, 2003); de forma que, a distribuição vertical da concentração de sedimentos em um curso d' água apresenta um mínimo na superfície e um máximo perto do fundo do canal, para uma granulometria variada (CARVALHO, 2008).

Portanto, no referente à distribuição dos sedimentos na seção transversal de um curso d' água, pode-se dizer que, em função de sua variação, ela é mais bem expressa em termos de concentração de sedimentos. Sendo que entre os fatores essenciais à caracterização dessa distribuição, estão: a velocidade da corrente, a disponibilidade de sedimentos e a granulometria desses sedimentos (CARVALHO, 2008).

Quando se analisa a concentração transversal de sedimentos, percebe-se que ela é menor nas proximidades das margens do rio, aumentando da margem

para o centro e diminuindo, novamente, na direção da margem inversa; o que se dá em função das baixas velocidades verificadas nas proximidades das margens. Por outro lado, como a velocidade da corrente é variável na vertical, decrescendo no sentido do fundo da calha, por consequência, o peso da partícula também age na alteração dessa concentração de sedimentos (CARVALHO, 2008).

Acrescente-se que a temperatura da água também tem parcela de contribuição na variação das concentrações de sedimentos finos em suspensão; provocando um aumento dessa concentração em águas mais frias, já que, nessa condição, existiria uma diminuição da viscosidade de tais sedimentos (CARVALHO, 2008).

Já no remetente a distribuição longitudinal dos sedimentos, pode-se dizer que é mais bem analisada em função da quantidade de sedimentos produzidos, considerando, para a sua determinação, um valor médio da descarga sólida em relação à área de drenagem da bacia. Nesse caso, percebe-se que nas cabeceiras dos rios, a produção de sedimentos é composta por partículas maiores, tais como: pedras, pedregulhos e seixos. Contudo, à medida que esses sedimentos são transportados em direção à jusante (baixo curso), o material vai se fragmentando e formando, gradativamente, partículas menores (areia grossa, média e fina). Parte dessas partículas menores deposita-se nas margens, na forma de lama. Com isso, em cursos d'água de grande comprimento, o sedimento encontrado em seu exutório é predominantemente do tipo muito fino, caracterizando-se basicamente por silte e argila (CARVALHO, 2008).

Sendo assim, é evidente que o comportamento de uma bacia em relação aos sedimentos é bastante variável; dependendo, sobretudo, das rochas e do solo, da cobertura vegetal, das declividades, do regime de chuvas, entre outros fatores. De modo geral, existe maior erosão e transporte de sedimentos na alta bacia; ocorrendo o seu decréscimo com a diminuição das declividades e da intensidade das chuvas, ou seja, na medida em que se distancia das regiões mais montanhosas. Destarte, na parte baixa da bacia há maior formação de solos do tipo colúvio, gerados a partir da deposição de sedimentos erodidos. Ou em outras palavras: a degradação do solo predomina na alta bacia, enquanto que, a agradação prevalece na parte baixa (CARVALHO, 2008).

Em relação ao transporte de sedimentos no rio principal, a carga em suspensão é predominantemente maior que a carga de fundo (cerca de 90 a 95% da carga total) no alto dos cursos do rio principal da bacia sendo que a carga de fundo cresce na medida em que vão diminuindo a erosão na bacia e a declividade do curso d' água (65 a 90% de sedimentos em suspensão) (CARVALHO, 2008). Para CARVALHO et al. (2000), a descarga sólida de arrasto (ou do leito) representa somente a menor parte da descarga sólida total: em média 5 a 10%, podendo, em alguns casos, alcançar 30%. Todavia, essas porcentagens dependem muito da granulometria do sedimento transportado.

Destaque-se, igualmente, que as características da bacia (como, por exemplo: o tipo de cobertura vegetal e de solo) desempenham um papel importante na produção de material fino, para mais ou para menos. Diante disso, bacias agrícolas com pequena cobertura vegetal, tendem a originar sedimentos mais grosseiros, e aquelas com cobertura vegetal ampla, contrariamente, tenderiam a produção de sedimento fino (CARVALHO, 2008).

O termo “produção de sedimentos” representa a quantidade de sedimentos que é removida para fora de uma dada área de drenagem considerada

(CARVALHO, 2008), representando, pois, uma parcela do total de sedimentos oriundos de todos os processos erosivos atuantes em uma bacia. Essa produção é expressa em função da diferença entre a “erosão bruta” (quantidade total de sedimentos mobilizados em uma bacia) e a quantidade de sedimentos depositada nos sopés das vertentes, retida pela vegetação, em depressões do relevo, dentro dos canais de drenagem, etc. (MINELLA & MERTEN, 2006).

De fato, apenas uma pequena parcela dos sedimentos erodidos ao longo da área da bacia alcança seu exutório, compondo a produção de sedimentos dessa bacia, ou seja, uma grande parcela dos sedimentos permanece na própria bacia hidrográfica. A deposição, temporária ou permanente, ocorre quando há diminuição da declividade; sobretudo, na base de encostas, em valas, nas planícies de inundação, ou ainda, no próprio canal. A magnitude relativa dessa perda tende a aumentar com o aumento do tamanho da área da bacia (WALLING, 1983; NCASI, 1999; ALMEIDA FILHO, 2008).

Esta relação inversa, entre o tamanho da bacia e a emissão de sedimentos, é explicada em razão do decréscimo dos gradientes das rampas e canais, e pelo aumento das condições de deposição e interceptação (WALLING, 1983).

O assoreamento resultante dessa condição, e que se forma (inicialmente) nos cursos d’água mais próximos às erosões (onde atenuações da declividade favorecem a deposição dos sedimentos), acaba por entulhar os vales, alargar os leitos dos cursos d’água e reduzir sua profundidade. Essa qualidade de agradação pode se manter enquanto perdurar a produção de sedimentos, em razão da incapacidade dos caudais transportarem o volume total de sedimentos produzidos. Quando essa produção cessa, seja pela estabilização da erosão ou pela ação de obras corretivas, as águas readquirem sua capacidade de transporte, gerando entalhes e removendo os sedimentos em direção à jusante (ALMEIDA FILHO, 2008).

Conhecer a conexão entre a quantidade de sedimento produzida nas vertentes (erosão bruta) e a quantidade de sedimentos que chega ao exutório da bacia (produção de sedimentos) é essencial ao conhecimento e análise dos impactos que, dado uso do solo, exerce para a degradação de uma bacia. Sendo, da mesma maneira, primordial na investigação do movimento de nutrientes e poluentes associados aos sedimentos (WALLING, 1983).

A relação entre a erosão bruta e a produção de sedimentos monitorada nos rios (exutório, por exemplo) é conhecida como “razão de emissão de sedimentos” (SDR - *sediment delivery ratio*) ou taxa de transferência de sedimentos.

A SDR é influenciada por uma vasta gama de fatores ambientais e geomorfológicos, incluindo: a natureza, a extensão e a localização das fontes de sedimentos; o tipo de relevo e as características da declividade; o padrão de drenagem e as condições do canal; a cobertura vegetal, o uso da terra e a textura do solo (WALLING, 1983).

Portanto, pode-se dizer que o suprimento de sedimentos é, primariamente, controlado pelo uso e manejo do solo e pelo clima, enquanto que a emissão de sedimentos é controlada, sobretudo, por aspectos fisiográficos do local (COLEMAN & SCATENA, 1986).

Caracterização dos sedimentos presentes em bacias urbanas e rurais

O fluxo de sedimentos transportado em suspensão nos corpos hídricos,

geralmente, é uma mistura de partículas advindas de diferentes locais e fontes da bacia de contribuição. Os elementos característicos dessas fontes exercem influência direta sobre os aspectos qualitativos dos sedimentos finos, os quais são essenciais, por sua vez, no entendimento da dinâmica dos processos de transferência dos sedimentos da bacia vertente para a calha fluvial (POLETO & LAURENTI, 2008).

Por si só o sedimento já se constitui em um poluente mesmo quando não está contaminado por fertilizantes e pesticidas agrícolas ou por resíduos industriais e/ou humanos, pois afeta a turbidez da água, limitando a penetração da luz e o crescimento saudável das plantas. Da mesma forma, a água potável pode ser comprometida pela presença de excesso de sedimentos (seja contaminados por toxinas ou não), encarecendo os processos de tratamento e prejudicando o equilíbrio do ecossistema aquático. Por outro lado, quando há nutrientes associados a esses sedimentos (especialmente aqueles advindos de áreas agrícolas com elevados teores de fertilizantes) pode ocorrer o processo de eutrofização, com consequente redução do oxigênio, até o ponto em que as espécies de peixes são incapazes de sobreviver nesse ambiente. Da eutrofização também pode resultar a proliferação de algas tóxicas, com prejuízos à saúde humana e ambiental. Além disso, os sedimentos provenientes de áreas urbanas, em geral, possuem poluentes químicos gerando riscos para a saúde do homem e dos ecossistemas circundantes (UNESCO, 2011).

Logo, é imperativo que o estudo hidrossedimentológico procure compreender as características das fontes de sedimentos erodidos da bacia, não somente para entender o processo em si, mas também, para evitar os impactos advindos do transporte e deposição de sedimentos, se possível, pela atuação direta na fonte produtora.

Na maioria dos casos, o controle da produção de sedimentos na origem é a melhor solução, em longo prazo, seja em termos ambientais, sociais ou econômicos; já que a maioria dos contaminantes origina-se de fontes difusas de sedimentos, podendo dispersar-se por grandes áreas da bacia (OWENS, 2008). Assim sendo, a identificação dessas fontes geradoras do material carregado pelo escoamento superficial é essencial para a correta avaliação de seu potencial poluidor e para a determinação das adequadas medidas de remediação e de controle das fontes ativas. Particularmente porque, conforme TAYLOR et al. (2008), uma grande proporção da carga de contaminantes e nutrientes em bacias hidrográficas é transportada pelas partículas, ou seja, os sedimentos também servem como um reservatório de poluentes e, portanto, são uma fonte potencial de poluentes para a coluna de água, para os organismos e para os consumidores humanos desses organismos (EPA, 2001).

Contudo, mesmo existindo a compreensão da relevância de se buscar tais informações, as incertezas associadas à quantidade e à qualidade dos materiais que chegam ao sistema de drenagem são elevadas e, a avaliação dessas informações no Brasil é ainda, muito limitada. Em geral, se conhece a quantidade de material sólido obtido em cada área de coleta, mas não quanto dele chega, efetivamente, até a drenagem (TUCCI, 2003).

A despeito disso, pode-se dizer que os sedimentos, devido a sua capacidade de armazenar compostos, constituem uma matriz ambiental essencial na identificação dos níveis de contaminação, na medida em que refletem tanto o momento amostral quanto a memória remota do ambiente terrestre e aquático da

bacia em questão; tornando-se um elo entre esses dois sistemas. Dessa forma, o sedimento pode ser considerado como um compartimento controlador da qualidade ambiental, sobre o qual a ação antrópica pode interferir consideravelmente, modificando a natureza desse substrato (POLETO & LAURENTI, 2008).

Os sedimentos mais finos (argilosos) e aqueles ricos em nutrientes e matéria orgânica são, por suas características físicas e químicas, os principais adsorventes de uma série de poluentes presentes no meio aquático. E em razão dos fenômenos de deposição-ressuspensão-deposição, o movimento dessas partículas agregadas aos sedimentos, é retardado em relação ao movimento da água; favorecendo um maior tempo de retenção dessas substâncias no sedimento, o que eleva seu potencial de contaminação dos ambientes (POLETO & LAURENTI, 2008). Isso se correlaciona ao fato de que esses poluentes, associados aos sedimentos, podem ser posteriormente liberados, por ocasião de modificações das características do ambiente (por exemplo: teores de oxigênio dissolvido, pH) (POLETO & CASTILHOS, 2008).

De maneira geral, todas as partículas e poluentes, com origem local ou externa, são transportados para a calha fluvial, através da rede de drenagem da bacia. Quando esses sedimentos atingem os rios, ocasionam uma série de problemas de ordem física e química como, por exemplo: cheias geradas pelo processo de assoreamento (ordem física) e a transferência de poluentes e nutrientes, principalmente por sedimentos de granulometria fina, da bacia vertente para os corpos hídricos (ordem química). Uma vez que se encontrem na calha fluvial, esses poluentes adsorvidos aos sedimentos poderão se deslocar por grandes distâncias e, quando suas concentrações forem elevadas, tenderão a provocar sérios danos ao ambiente (POLETO & CASTILHOS, 2008).

No caso dos sedimentos presentes em áreas urbanas, eles são originados pela combinação de fontes naturais e antrópicas (TAYLOR, 2007). Sendo que essa produção é elevada quando: i) existem áreas com solos expostos ou descobertos; ii) as infraestruturas urbanas estão ausentes (pavimentação de ruas, rede de drenagem e esgoto); iii) as construções civis não apresentam rígido controle da erosão hídrica e; iv) inexistem obras para armazenamento dos sedimentos oriundos dos pavimentos impermeáveis (POLETO & CASTILHOS, 2008). TUCCI (2003) complementa que a expansão urbana caracterizada pelas construções; limpeza de terrenos para novos loteamentos; construção de ruas, avenidas e rodovias; etc. causa um aumento significativo na quantidade de sedimentos produzidos em uma bacia hidrográfica.

Portanto, os sedimentos urbanos são compostos de uma extensa faixa granulométrica, incluindo: partículas de quartzo, argila e carbonatos em associação com partículas orgânicas e/ou óxidos de Fe/Mn, além de todas as partículas de origem antropogênicas, como partículas de vidro, de processos industriais e de combustão, grãos de cimento, partículas de óxido de ferro, partículas metálicas e da construção civil (TAYLOR, 2007; POLETO & CASTILHOS, 2008). PERRY & TAYLOR (2007) destacam que, além dos sedimentos oriundos do solo e da vegetação, nos ambientes urbanos há uma grande produção de partículas a partir do desgaste dos veículos, de materiais da construção civil, da combustão de combustíveis, e ainda, de atividades industriais.

Nesse contexto, os resíduos sólidos gerados nos ambientes urbanos são, definitivamente, um dos maiores problemas a ser enfrentado e as dificuldades deles decorrentes vão muito além da necessidade de se adquirir um local adequado para

sua disposição. De fato, a crescente produção de entulhos (oriundos, sobretudo de reformas e da construção civil), normalmente abandonados em locais impróprios, causam degradações locais e assoreamento dos corpos hídricos, onde desembocam as galerias pluviais (POLETO & LAURENTI, 2008).

Além disso, incluem-se entre as fontes primárias de sedimentos quimicamente contaminados, as águas residuais das descargas industriais e municipais, além do esgoto superficial proveniente das precipitações nas cidades e nas áreas agrícolas (OMEE, 1993).

Muitos estudos têm abarcado, também, entre as principais fontes de contaminação urbana, os locais com intenso tráfego de veículos (CHARLESWORTH et al., 2003), como as estradas e as rodovias; e ainda, os sistemas de drenagem urbana (JANSSON, 2002). TAYLOR (2007) descreve que nas ruas predominam os depósitos de solo e resíduos da construção civil, mas também há uma grande quantidade de óxidos de ferro e poluentes orgânicos persistentes (hidrocarbonetos poliaromáticos -PAH, bifenóis policlorados -PCB, hidrocarbonetos, dioxinas, pesticidas e herbicidas).

Portanto, existe nesses locais um acúmulo de sedimentos associados a contaminantes e poluentes, que podem ser transportados para a calha fluvial, quando da ocorrência de eventos chuvosos.

Acrescenta-se a essas fontes, todas as atividades que, de alguma maneira, agredem o solo, como: escavação de um terreno para alocação da fundação, abertura de valas para implantação das redes de micro e macrodrenagem e, obras civis em geral. Cita-se, igualmente: terraplanagem para construções, pavimentações, além dos diversos materiais utilizados pela construção civil (tijolos, pedras, areia, concreto, etc.) (OMEE, 1993).

Nessa conjectura, a qualidade dos corpos hídricos, localizados em áreas urbanas, é seriamente comprometida pela entrada de fontes pontuais ou difusas de poluentes de origem doméstica, industrial, hospitalar e agrícolas; predominando nesses rios, os processos de anoxia, geração de gases tóxicos e de odor desagradável, além da presença de substâncias tóxicas, biológicas, orgânicas e inorgânicas (POLETO & LAURENTI, 2008). Nos sedimentos aquáticos urbanos, frequentemente, são encontrados três grupos de contaminantes: elementos traço, hidrocarbonetos e compostos organoclorados (VAN METRE & MAHLER, 2003).

O mercúrio (Hg), o chumbo (Pb), o cádmio (Cd), o níquel (Ni), o cobre (Cu), o cromo (Cr) e o zinco (Zn), provenientes de indústrias, oficinas, hospitais, depósitos e do próprio tráfego de veículos, além dos compostos orgânicos sintéticos (por exemplo: os pesticidas organoclorados e PCBs) e radionuclídeos, são substâncias conhecidamente ligados à poluição ambiental de origem antrópica, caracterizando-se por grande impacto ecológico (POLETO & LAURENTI, 2008; TAYLOR et al., 2008). A maioria deles é transportada em associação com as partículas de granulometria fina (argila e silte), óxidos minerais de ferro e manganês, carbonatos e com a matéria orgânica. Ao serem introduzidos no ambiente aquático urbano via atmosfera, resíduos sólidos, efluentes líquidos ou lixiviados do solo (SALOMONS & BRILIS, 2004) esses metais geram riscos ao ambiente e à saúde, em função de sua toxicidade e/ou capacidade de bioacumulação (POLETO & LAURENTI, 2008).

Por certo, entre todos os poluentes encontrados nos ambientes urbanos, os elementos traço, em especial os metais pesados, são os de maior importância, por serem comumente encontrados nos cursos d'água e devido sua característica bioacumulativa e não degradável; o que tende a ocasionar distúrbios e doenças à

biota (POLETO & CASTILHOS, 2008). Alterações nas condições físico-químicas, sobretudo pH, potencial redox e a disposição temporal dos sedimentos, conduzirão à liberação ou à retenção de metais traço a eles associados.

Os sedimentos gerados em bacias rurais têm suas características diretamente relacionadas ao uso do solo e às práticas de manejo desenvolvidas na bacia, dependendo ainda, do tipo de solo e cobertura vegetal e de outros fatores de cunho geomorfológico e topográfico. A ação conjunta desses elementos irá afetar, em maior ou menor proporção, a ocorrência dos processos erosivos, determinando a quantidade de sedimentos que será produzida.

Esses sedimentos são originados, basicamente, da erosão e degradação do solo e pela erosão no leito do canal; além de restos de vegetais e resíduos da pecuária (material orgânico) (SALOMONS & BRILIS, 2004).

No relativo às taxas de erosão do solo e ao fluxo de sedimentos pode existir uma acentuada variação, de uma bacia para outra, em função do uso do solo; mesmo quando as condições litológicas e climáticas são muito semelhantes (TAYLOR et al., 2008).

A magnitude dessa erosão é influenciada, sobretudo, pelo tamanho da área cultivada, pelas mudanças de uso do solo, pela rotação de culturas e pelas práticas agrícolas aplicadas (UNESCO, 2011); sendo mais significativa durante períodos de revolução da terra (no caso do plantio convencional) ou naquelas épocas em que a cobertura vegetal é menos eficiente (fase logo após plantio, fase inicial de crescimento da planta ou ainda, no período pós-colheita).

A quantidade de sedimentos e o tamanho das partículas produzidas são muito dependentes das características da vegetação presente e da área por ela coberta. Assim sendo, uma bacia agrícola com grande parcela de sua área coberta por vegetação terá maior (ou menor) produção de sedimentos finos, em função do tipo de vegetação. Por outro lado, quando existe apenas uma pequena porção da área com cobertura vegetal, a produção de sedimentos será maior e caracterizada por material mais grosso (CARVALHO, 2008).

As principais fontes de sedimentos em bacias rurais são as lavouras, as pastagens (campos) e as estradas; pela sua frequente exposição à erosão por ação da água, máquinas e pastoreio de animais. Ao que cabe destacar que as estradas representam caminhos que facilitam a transferência de sedimentos das fontes para a calha fluvial. Acrescente-se ainda, entre as fontes de sedimentos, a erosão no próprio canal, de fundamental importância, já que o material erodido se encontra dentro do curso d'água, o que determina um impacto imediato. Claro que, essa contribuição do canal dependerá de uma série de fatores, entre os quais: o clima (precipitação e temperatura), as características do fluxo (pico de descarga e duração), as propriedades do material (por exemplo: o tamanho de partícula e o teor de matéria orgânica) e o uso da terra (TAYLOR et al., 2008).

As terras cultivadas são consideradas importantes fontes de poluição difusa, já que as diversas operações agrícolas removem uma quantidade substancial da cobertura vegetal, expondo diretamente o solo à ação erosiva da água e do vento (BIANCHI & HARTER, 2002). Numerosos estudos indicam que, na maioria das situações, a erosão do solo representa a fonte dominante na produção de sedimentos em bacias agrícolas (TAYLOR et al., 2008).

Uma grande variedade de contaminantes: patógenos, metais, radionuclídeos, nutrientes, pesticidas (incluindo herbicidas, fungicidas e inseticidas) e outros de origem orgânica são transferidos das áreas agrícolas para os corpos hídricos;

geralmente em associação com as partículas de sedimento, pelas erosões no canal ou ainda, por associações a depósitos de lixo. Salienta-se ainda, que os contaminantes podem ser transmitidos aos sedimentos, de modo indireto, através de deposições atmosféricas sobre o solo. Assim, a aplicação de fertilizantes e pesticidas transporta para os rios, associados aos sedimentos, uma considerável carga de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) e agrotóxicos, alterando, por consequência, o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos (SALOMONS & BRILS, 2004; TAYLOR et al., 2008).

Fontes de sedimentos apontadas em estudos realizados em bacias rurais e urbanas

A pesquisa realizada no portal de Periódicos da CAPES, utilizando busca ativa do termo “*sediment source*” no título das produções, para os últimos cinco anos, resgatou 143 publicações. Já a pesquisa utilizando o termo “*fingerprinting*” associado ao termo “*sediment*” retornou 25 produções. Desse total, apenas 15 foram analisadas detalhadamente, pois tratavam efetivamente da identificação das fontes de produção de sedimentos em bacias rurais e/ou urbanas, apresentando acesso livre a seus textos. Algumas produções foram desconsideradas por se repetirem nas diversas bases de dados.

De maneira geral, as produções analisadas descrevem as principais fontes de sedimentos em bacias de áreas rurais e que, em alguns casos, possuem uma pequena porcentagem de sua área caracterizada como urbana. Portanto, não se identificou, nessa pesquisa, a ocorrência de publicações com predomínio de áreas urbanas dentro da bacia, possivelmente, em razão da dificuldade em se realizar estudos de determinação de fontes e contaminantes associados aos sedimentos, característicos desses locais.

As principais fontes de produção de sedimentos determinadas nessas bacias foram as áreas agrícolas e pastagens, as estradas e a erosão no canal. A seguir estão descritos os resultados dos 15 estudos considerados:

MINELLA et al. (2008) analisaram através da metodologia *fingerprinting* as alterações produzidas pela introdução de algumas práticas simples de manejo na bacia agrícola de Árvorezinha (1,19Km², cultivo predominante: tabaco), Rio grande do Sul, Brasil. Os resultados, desconsiderando o evento extremo ocorrido em outubro de 2003, demonstraram uma redução da contribuição das áreas cultivadas e estradas não pavimentadas de 63% e 36% para 54% e 24%, respectivamente, após a implantação das práticas de manejo. Por outro lado, a contribuição dos canais aumentou de 2% para 22%. Para os seis eventos ocorridos entre outubro de 2003 e fevereiro 2004, os resultados mostraram uma variação entre 0 e 5% para a contribuição do canal no período anterior a gestão da bacia, ficando entre 1 e 44% após a implantação das práticas de manejo aplicadas no estudo. A contribuição média das estradas de terra batida diminuiu durante o período de pós-implantação de 37% para 29%, embora as contribuições associadas às tempestades individuais tenham aumentado de 2-61% para 2-90%. Já a contribuição das áreas cultivadas passou de uma variação entre 37 e 94% para uma faixa entre 9 e 80%.

BUSTEED et al. (2009) utilizaram o modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) para identificar as áreas mais críticas em relação à produção de sedimentos e fósforo na bacia do Lago Wister (2.400 km²), localizado nas montanhas San Bois, Oklahoma, EUA. Quase 80% dessa bacia apresenta cobertura vegetal do tipo florestas, 18% é composta de pastagens, um pouco mais de 1% da

área corresponde a água e menos de 1% é composta por área urbanizada. Os resultados demonstraram que as regiões de floresta possuem uma produção muito pequena de sedimentos e fósforo, e que apenas 10% da área da bacia respondem por 80 a 90% dos sedimentos e fósforo total produzidos, sendo suas principais fontes as áreas de pastagens e solo desprotegido.

HUGHES et al. (2009) analisaram através de radionuclídeos e rastreamento geoquímico do leito do rio e dos sedimentos de várzea as alterações nas fontes de produção de sedimentos, ocorridas durante os últimos 250 anos na sub-bacia do rio Nogoá, pertencente a bacia do rio Fitzroy (Queensland, Austrália). Este estudo indicou que os sedimentos mais finos, transportados no rio em questão, são provenientes, em sua maioria, da erosão nas terras cultivadas em regiões elevadas e da erosão no próprio canal (processo dominante). Já a erosão nas terras não cultivadas é pouco significativa. A grande contribuição de sedimentos a partir de fontes de cultura é atribuída ao elevado uso de solos altamente erodíveis (basalto) para cultivo intensivo.

COLLINS et al., (2010a) analisaram as fontes de contribuição de sedimentos em oito sub-bacias da zona úmida de Somerset Levels (Inglaterra), através da metodologia *fingerprinting* e de um balanço de massa associado a abordagem Monte Carlo. As áreas das sub-bacias variam entre 41,4 e 764,9Km², sendo a agricultura o uso do solo dominante; com predomínio de: pastagens (entre 49,4% e 75,7%), especialmente ao norte, e terras aráveis (entre 8,4 e 33,7%), sobretudo na região sul. A área urbana varia entre 6,0 e 11,4%, enquanto que os bosques estão presentes em áreas compreendidas entre 5,6 e 8,3%. A degradação do solo é generalizada em toda a bacia, em razão das atividades agrícolas e da criação de gado. Os resultados demonstraram que, em média, 42±2% dos sedimentos produzidos relacionavam-se à erosão na superfície do solo coberto por pastagem, 22±2% dos sedimentos eram relativos às terras cultivadas, 22±1% eram provenientes de erosões no canal ou fontes subsuperficiais, 12±2% dos sedimentos produzidos eram oriundos das beiras de estradas danificadas, e 2±1% tinham origem em atividades de tratamento de esgoto.

COLLINS et al., (2010b) usaram o método *fingerprinting* para analisar a contribuição das beiras de estradas danificadas na produção de sedimentos nas sub-bacias dos rios Chitterne (16Km²), Till (55Km²) e Sem (21Km²); com áreas cultivadas de 71,9%; 31,5% e 58,2%, respectivamente; áreas de pastagem compostas por 18,5%; 46,4% e 26,7%, respectivamente, e áreas urbanizadas de 0,2%; 3,9% e 0,4%, respectivamente. Para a sub-bacia do rio Chitterne, os sedimentos provenientes das beiras de estrada danificadas variaram entre 2±2% (21/1/08-4/3/08) e 11±4% (6/11/02-30/11/02), aqueles das áreas cultivadas contribuíram entre 87±3% (6/11/02-30/11/02) e 97±2% (21/1/08-4/3/08); enquanto que os sedimentos oriundos da erosão no canal ou de fontes subsuperficiais representaram uma faixa entre 1±1% (30/11/02-6/2/03, 13/3/03-7/8/03, 15/10/07-4/3/08) e 2±2% (6/11/02-30/11/02) do total de sedimentos produzidos. A sub-bacia do rio Till apresentou uma contribuição na produção de sedimentos variando entre 0% (4/6/03-7/8/03) e 9±2% (18/6/02-6/8/02) para as beiras de estradas danificadas, entre 83±2% (8/10/02-6/11/02) e 96±2% (12/11/07-23/12/07) para as áreas cultivadas e com uma contribuição >18±2% para a erosão no canal e fontes subsuperficiais. Já a sub-bacia do rio Sem teve uma contribuição média de sedimentos em torno de 6±3% para as fontes de beiras de estradas danificadas, 35±4% para as áreas agrícolas e 59±4% para os sedimentos provenientes de

erosões no canal e fontes subsuperficiais.

COLLINS et al. (2010c) realizaram comparação direta do material de origem com as propriedades de rastreamento de sedimentos em suspensão, objetivando determinar a influência de diferentes fontes na produção de sedimentos em três sub-bacias no alto do rio Piddle. As áreas urbanas variam entre 7,9 e 10,2% para as três sub-bacias, os bosques ocupam entre 5,2 e 7,2% das áreas, as regiões de pastagem rústica compreendem entre 2,6 e 3,9% das áreas e as regiões de pastagem melhorada estão presentes em áreas que variam entre 30 e 32,8%. Já as áreas com água variam entre 0,2 e 0,3% e as trilhas (caminhos) de fazenda bem conectadas compõem entre 5 e 14% das áreas. As contribuições médias encontradas para as amostras de sedimentos suspensos variaram entre: 1 ± 1 e $19\pm 3\%$ para fontes provenientes de caminhos em áreas agrícolas, 31 ± 3 e $55\pm 2\%$ para as áreas de pastagem, 1 ± 1 e $19\pm 1\%$ para terras cultivadas e entre 23 ± 2 e $49\pm 1\%$ para erosões no canal e outras fontes subsuperficiais.

KOUHPEIMA et al. (2010) identificaram, através da metodologia *fingerprinting*, as principais fontes de sedimentos em duas bacias (Amrovan com área de 102,35ha e Royan com área de 538.83ha) na Província Semnan, no Irã. Os resultados gerais demonstraram que as principais fontes são as superficiais, respondendo por 79 e 73% da produção de sedimentos em Amrovan e Royan, respectivamente. Na bacia de Amrovan, predomina a erosão na formação Upper-Red (36%), seguida pela formação Hezar-Dareh (28%), pelas erosões nas ravinas (21%) e pelas erosões nas unidades do período quaternário (15%). Já na bacia Royan predomina a erosão na formação Karaj (33%), embora a erosão nas unidades do período quaternário e nas ravinas também sejam significativas (32% e 28%, respectivamente).

MARTÍNEZ-CARRERAS et al. (2010) usaram o conceito de *fingerprinting*, associado a um aparelho de rápida reflectância espectral, para determinar as principais fontes de sedimentos em suspensão em um evento de tempestade, na sub-bacia Wollefsbach (4,4Km²), localizada em Luxemburgo. Os resultados demonstraram que 57% do total de sedimentos teve sua origem na erosão do solo coberto por pastagens, sendo a erosão no canal e as demais fontes pouco significativas.

BELMONT et al. (2011) utilizaram a metodologia *fingerprinting* associada a um conjunto de técnicas de detecção de mudanças geomorfológicas e um balanço de massa de sedimentos para identificar as fontes de sedimentos na bacia do rio Le Sueur (2880km²). Os resultados apontaram que a principal fonte de sedimentos na bacia passou a ser a erosão acelerada na rede de drenagem, impulsionada, sobretudo, pelo aumento da vazão do rio; ultrapassando a representação da erosão do solo em regiões agrícolas dominante até então. A proporção de sedimentos derivados das regiões de campo foi elevada nos anos de 1940 a 1960 (65%), manteve-se relativamente alta durante a década de 80 (59%) e, em seguida, diminuiu em meados da década de 90 (32% a 35%). Houve uma grande variação da cobertura do solo nos últimos 150 anos, com substituição das zonas úmidas e das áreas mal drenadas de pradaria, com vegetação do tipo gramínea alta, por áreas de cultivo agrícola (chegando a 78% da área), aumentando a produção de sedimentos. Essa expansão do cultivo agrícola modificou, extensivamente, a rede de canais; houve a implantação de valas agrícolas (25% da rede moderna) e drenos subterrâneos, aumentando a rede de drenagem e sua eficiência, o que, por sua vez, diminuiu o escoamento superficial e a erosão fluvial, alterando a dinâmica da

produção de sedimentos na bacia. Entre 2000 e 2010, os resultados indicaram que 70% dos sedimentos que chegaram ao rio Le Sueu, eram derivados da rede de drenagem (erosão natural, erosão das margens, ravinas e incisões do canal), a qual compreende menos de 1% da paisagem.

MUKUNDAN et al. (2011) determinaram as principais fontes de sedimentos na bacia do rio North Fork Broad (182Km²), região de Piedmont (Geórgia), utilizando a técnica *fingerprinting*. A bacia tem 72% de sua área ocupada por florestas, 15% por pastagens, 7% por culturas de linha e 1% por residências. Os resultados indicaram baixa contribuição por parte das florestas, áreas de pastagem e das culturas em linha, com predominância dos processos erosivos no canal, responsáveis por cerca de 90% da carga total de sedimentos produzidos.

COLLINS et al. (2012) analisaram as fontes de sedimentos na bacia agrícola do rio Kennet, Inglaterra (214Km²), através de técnicas *fingerprinting*, demonstrando: contribuições de 4% provenientes de solos agrícolas, 55% de superfície dos caminhos de áreas agrícolas, 6% das beiras de estradas danificadas, 31% advindos de erosão no canal ou outras fontes subsuperficiais e 4% dos sedimentos oriundos do pó das ruas urbanas.

DEFERSH et al. (2012) utilizaram os modelos WEPP (*Water Erosion Prediction Project*) e *Erosion 3D* para identificar as principais fontes de produção de sedimentos na bacia do rio Mara (13.834Km²), entre o Quênia (65% da área) e a Tanzânia (35% da área). A parte mais a montante da bacia é coberta por florestas e fazendas agrícolas (plantio de milho, trigo, plantações de chá e outras culturas e fazendas maiores com plantio de trigo e feijão irrigados). Já a parte mais a jusante da bacia apresenta cobertura vegetal do tipo savana. As maiores taxas erosivas foram verificadas para as áreas de cultivo agrícola, enquanto que, as menores taxas foram observadas nas áreas de floresta e pastagem.

COLLINS et al. (2013) usaram a metodologia *fingerprinting*, associada a um método de rastreamento de assinatura dupla, para identificar as fontes de produção de sedimentos em 3 sub-bacias da bacia do rio Glaven (115Km²). As áreas urbanas compõem 13,4% da área da bacia, enquanto que os bosques estão presentes em 14,2%, as pastagens rústicas estão em 4,5% da área, as pastagens melhoradas apresentam-se em 13,8% da área, as terras agrícolas compõem 53,7% e as áreas com água se estendem por 0,4% da área total. Os resultados mostraram contribuições médias em torno de 1±1% a 12±1% para áreas de pastagem, 25±1% a 46±1 para áreas cultivadas, 2±1% a 50±1 dos sedimentos advindos das beiras de estradas danificadas e 20±1 a 50±1 oriundos da erosão no canal ou outras fontes subsuperficiais.

EVARD et al. (2013) utilizaram um método *fingerprinting* convencional e alternativo para determinar as principais fontes de sedimentos em uma bacia tropical de altitude (Bacia Cointzio – 630Km²), no México. Para isso, os autores consideraram a análise de 3 sub-bacias (3 a 12Km²): Huertitas, La Cortina e Potrerillos. Os resultados mostraram que a sub-bacia Huertitas (coberta com Acrisol), fornece à bacia uma grande quantidade de sedimentos, oriundos principalmente da erosão nas ravinas. Essa contribuição variou entre 72±10% e 100±12% para o modelo alternativo e entre 88% e 98% para o modelo convencional. Já na sub-bacia La Cortina (caracterizada por Andisol), a principal fonte de produção de sedimentos são as áreas cultivadas, sendo essa contribuição variável entre 70% e 80±20% para o modelo alternativo e entre 50% e 85% para o modelo convencional. Por outro lado, na sub-bacia Potrerillos (coberta com uma mistura de

Andisols e Acrisols), os resultados fornecidos por ambos os métodos diferiam bastante, sendo que o modelo convencional demonstra produção entre 5 e 86% nas ravinas e entre 14 e 95% nas áreas de pastagem; enquanto que, o modelo alternativo mostra uma forte contribuição por parte das ravinas (entre 36 e 97%).

SLIMANE et al. (2013) analisaram, através do método *fingerprinting*, as principais fontes de sedimentos em um reservatório localizado na saída da bacia Kamech (área de 2,63 km²), situada em uma região agrícola montanhosa em Northern Cape Bon, Tunísia. Os resultados mostraram que cerca de 80% dos sedimentos que chegaram ao reservatório nos últimos 15 anos eram provenientes da erosão superficial do solo, principalmente das zonas cultivadas da bacia (aveia, trigo e cevada e rotação de cultura com leguminosas), que compreendem 70% de sua área. A produção das áreas de cerrado (10% da área da bacia) foi bem menos significativa. As regiões mais a montante do reservatório mostraram maior variação nas fontes de sedimentos, existindo uma tendência de aumento da contribuição pela erosão no canal (entre 30 a 75% dos sedimentos).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A identificação das fontes de contaminação nas bacias fluviais, urbanas e rurais, e o entendimento dos mecanismos da dinâmica da produção e transporte dos sedimentos, particularmente na sua associação com contaminantes e poluentes, é essencial à compreensão de seus impactos e à escolha de medidas adequadas para remediação e/ou controle das fontes ativas de sua produção. E para tal, é necessário o estudo de elementos geomorfológicos, topográficos, de uso e manejo do solo, das condições climáticas e de outros fatores fundamentais à caracterização de uma bacia hidrográfica.

Reunir esses conhecimentos e desenvolver pesquisas que representem adequadamente esta realidade, especialmente no que se refere às interações ocorridas entre sedimento, água e contaminante/polvente; é uma condição indispensável ao enfrentamento dos riscos ambientais atuais, à proteção dos ambientes naturais e à revitalização daqueles já degradados.

Indiscutivelmente, a busca de estratégias para a atenuação ou extinção dos problemas advindos dos sedimentos coloca-se, hoje, como um dos grandes desafios da gestão dos recursos hídricos. Um desafio que, como bem sugerido por WHITE & APITZ (2008), é apenas uma parte da estratégia global de gestão da bacia. Em razão disso, o estudo dos sedimentos deve ser considerado como uma parte essencial nos diversos campos da arena política, devendo ser debatido e trabalhado.

Destaque-se que, sempre que possível, a solução de problemas relativos aos sedimentos deve privilegiar seu enfrentamento na fonte geradora, observando o contexto da bacia; mas sem descuidar do conjunto global no qual ela está inserida, pois, do contrário, incorre-se no risco de apenas “transferir” o problema de um ponto para outro.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA FILHO, G. S. de. Processos erosivos urbanos (p. 40-63). *In: Ambiente e Sedimentos*. POLETO, C. (Org.). Porto Alegre: ABRH, 2008, 404p.

BELMONT, P.; GRAN, K. B.; SCHOTTLER, S. P.; WILCOCK, P. R.; DAY, S. S.; JENNINGS, C.; LAUER, J. W.; VIPARELLI, E.; WILLENBRING, J. K.; ENGSTROM, D. R.; PARKER, G. Large Shift in Source of Fine Sediment in the Upper Mississippi River. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 20, 2011, p. 8804-10.

BIANCHI, M.; HARTE, T. **Nonpoint Sources of Pollution in Irrigated Agriculture**. ANR Publication 8055, 2002, 8p.

BONAN, G. B. **Ecological Climatology: Concepts and Applications**. Inglaterra: Ed: Cambridge University Press, 2002, 678p.

BORTOLUZZI, E. C.; PETRY, C. Partículas minerais: da rocha ao sedimento (p. 1-38). *In: Ambiente e Sedimentos*. POLETO, C. (Org.). Porto Alegre: ABRH, 2008, 404p.

BUSTEED, P. R.; STORM, D. E.; WHITE, M. J.; STOODLEY, S. H. Using SWAT to Target Critical Source Sediment and Phosphorus Areas in the Wister Lake Basin, USA. **American Journal of Environmental Sciences**, v. 5, n. 2, 2009, p. 156-63.

CARVALHO, N. de O.; FILIZOLA JÚNIOR, N.P.; SANTOS, P.M.C.; LIMA, J.E.F.W. **Guia de práticas sedimentométricas**. Brasília: ANEEL, 2000, 154p.

CARVALHO, N. de O. **Hidrossedimentologia prática**. 2ª ed., rev., atual e ampliada. Rio de Janeiro: Interciência, 2008, 599p.

CHARLESWORTH, S.; EVERETT, M.; MCCARTHY, R.; ORDÓÑEZ, A.; MIGUEL, E. de. A comparative study of heavy metal concentration and distribution in deposited street dusts in a large and a small urban area: Birmingham and Coventry, West Midlands, UK. **Environment International**, v. 29, n. 5, 2003, p. 563-73.

CERDÀ, A.; JURGENSEN, M. F. Ant mounds as a source of sediment on citrus orchard plantations in eastern Spain. A three-scale rainfall simulation approach. **Catena**, v. 85, 2011, 231-36.

COLEMAN, D.J.; SCATENA, F.N. Identification and evaluation of sediment sources. *In: Drainage Basin Sediment*. HADLEY, R. F. (editor). (Proc. Albuquerque Symp., August 1986), 3-18. IAHS Publ. 159. IAHS Press, Wallingford, UK.1986, 18p.

COLLINS, A. L.; WALLING, D. E.; WEBB, L.; KING, P. Apportioning catchment scale sediment sources using a modified composite fingerprinting technique incorporating property weightings and prior information. **Geoderma**, v. 155, 2010a, p. 249-61.

COLLINS, A. L.; WALLING, D. E.; STROUD, R. W; ROBSON, M.; PEET, L. M. Assessing damaged road verges as a suspended sediment source in the Hampshire Avon catchment, southern United Kingdom. **Hydrological Processes**, v. 24, 2010b, p. 1106-22.

COLLINS, A. L ; ZHANG, Y.; WALLING, D. E.; GRENFELL, S. E., SMITH, P. Tracing sediment loss from eroding farm tracks using a geochemical fingerprinting procedure combining local and genetic algorithm optimization. **Science of the Total**

Environment, v. 408, 2010c, p. 5461-71.

COLLINS, A. L ; ZHANG, Y.; MCCHESENEY, D.; WALLING, D. E.; HALEY, S.M.; SMITH, P. Sediment source tracing in a lowland agricultural catchment in southern England using a modified procedure combining statistical analysis and numerical modeling. **Science of the Total Environment**, v. 414, 2012, p. 301-17.

COLLINS, A. L ; ZHANG, Y.; DUETHMANN, D.; WALLING, D. E.; BLACK, K. S. Using a novel tracing-tracking framework to source fine-grained sediment loss to watercourses at sub-catchment scale. **Hydrological Processes**, v. 27, 2013, p. 959-74.

DEFERSHA, M. B.; MELESSE, A. M.; MCCLAIN, M. E. Watershed scale application of WEPP and EROSION 3D models for assessment of potential sediment source areas and runoff flux in the Mara River Basin, Kenya. **Catena**, v. 95, 2012, p. 63-72.

DOBSON, C.; BECK, G. G. **Watersheds**: a practical handbook for healthy water. Canada: Friensens, Altona, Manitoba, 1999.

EPA (United States Environmental Protection Agency). **Methods for Collection, Storage and Manipulation of Sediments for Chemical and Toxicological Analyses**: Technical Manual. Office of Water (4305). EPA-823-B-01-002., 2001, 208p.

EVARD, O.; POULENARD, J.; NÉMERY, J.; AYRAULT, S.; GRATIOT, N.; DUVERT, C.; PRAT, C.; LEFÈVRE, I.; BONTÉ, P.; ESTEVES, M. Tracing sediment sources in a tropical highland catchment of central Mexico by using conventional and alternative fingerprinting methods. **Hydrological Processes**, v. 27, 2013, p.911-22.

HUDSON-EDWARDS, K. Fluvial environments (p. 75-108). *In*: **Environmental sedimentology**. PERRY, C. e TAYLOR, K. (Org.). Blackwell Publishing: 2007, 441p.

HUGHES, A. O.; OLLEY, J. M.; CROKE, J. C.; MCKERGOWC, L. A. Sediment source changes over the last 250 years in a dry-tropical catchment, central Queensland, Australia. **Geomorphology**, v. 104, 2009, p. 262-75.

JANSSON, M. B. Determining sediment source areas in a tropical river basin, Costa Rica. **Catena**, v. 47, 2002, p. 63-84.

KOUHPEIMA, A.; FEIZNIA, S.; AHMADI; H.; HASHEMI, S. A.; ZAREIEE, A. R. Application of quantitative composite fingerprinting technique to identify the main sediment sources in two small catchments of Iran. **Hydrology and Earth System Sciences Discussions**, v. 7, 2010, p. 6677-98.

MARTÍNEZ-CARRERAS, N.; KREIN; A.; UDELHOVEN, T.; GALLART, F.; IFFLY, J. F.; HOFFMANN, L.; PFISTER, L.; WALLING, D. E. A rapid spectral-reflectance-based fingerprinting approach for documenting suspended sediment sources during storm runoff events. **Journal Soils Sediments**, v.10, 2010, p. 400-13.

MELLO, N. A. de. Relação entre a fração mineral do solo e qualidade de sedimento - o solo como fonte de sedimentos (p. 38-82). *In: Qualidade dos sedimentos*. POLETO, C. e MERTEN, G. H. (org.). Porto Alegre: ABRH, 2006, 397p.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H. Aplicação das características químicas e físicas dos sedimentos na modelagem dos processos de emissão de sedimentos em bacias hidrográficas (p. 343-83). *In: Qualidade dos sedimentos*. POLETO, C. e MERTEN, G. H. (org.). Porto Alegre: ABRH, 2006, 397p.

MINELLA, J. P.G.; WALLING, D. E.; MERTEN, G. H. Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring to assess the impact of improved land management on catchment sediment yields. **Journal of Hydrology**, v. 348, 2008, p. 546-63.

MUKUNDAN, R.; RADCLIFFE, D. E; RITCHIE, J. C. Channel stability and sediment source assessment in streams draining a Piedmont watershed in Georgia, USA. **Hydrological Processes**, v. 25, 2011, p. 1243-53.

NCASI (National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement, Inc.) **Scale considerations and the detectability of sedimentary cumulative watershed effects**. Technical Bulletin N° 776, 1999, 328p.

OMEE (Ontario Ministry of the Environmental and Energy). **Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario**. Toronto: Ontario Ministry of the Environmental and Energy, 1993, 21p.

OWENS, P. N. Sediment Behaviour, Functions and Management in River Basins (p. 1-29). *In: Sustainable Management of Sediment Resources: Sediment Management at the River Basin Scale*. OWENS, P. N. (editor). Elsevier B.V.: Volume 4, 2008, 265p.

PERRY, C.; TAYLOR, K. Environmental sedimentology: introduction (p. 1-31). *In: Environmental sedimentology*. PERRY, C. e TAYLOR, K. (Org.). Blackwell Publishing: 2007, 441p.

POLETO, C; CASTILHOS, Z. C. Impacto por poluição difusa de sedimentos em bacias urbanas (p. 194-290). *In: Ambiente e Sedimentos*. POLETO, C. (Org.). Porto Alegre: ABRH, 2008, 404p.

POLETO, C.; LAURENTI, A. Sedimentos urbanos e corpos d'água (p. 110-48). *In: Ambiente e Sedimentos*. POLETO, C. (Org.). Porto Alegre: ABRH, 2008, 404p.

POLETO, C.; MERTEN, G. H. Rede de monitoramento e coleta de amostras (p. 1-38). *In: Qualidade dos sedimentos*. POLETO, C. e MERTEN, G. H. (org.). Porto Alegre: ABRH, 2006, 397p.

SALOMONS, W.; BRILS, J. **Contaminated Sediments in European River Basins**. 2004, 80p.

SANTOS, D. R. dos; SILVA, L. S. da; KAMINSKI, J. ;CERETTA, C. A.; SANTOS, M.

A. S. dos. Poluentes orgânicos e inorgânicos (p. 182-236). *In: Qualidade dos sedimentos*. POLETO, C. e MERTEN, G. H. (org.). Porto Alegre: ABRH, 2006, 397p.

SLIMANE, A. B.; RACLOT, D.; EVRARD, O.; SANAA, M.; LEFÈVRE, I.; AHMADI, M.; TOUNSI, M.; RUMPEL, C.; MAMMOU, A. B.; BISSONNAIS, Y. L. J. Fingerprinting sediment sources in the outlet reservoir of a hilly cultivated catchment in Tunisia. *Soils Sediments*, v. 13, 2013, p. 801-15. DOI 10.1007/s11368-012-0642-6

TAYLOR, K. Urban environments (p. 190-222). *In: Environmental sedimentology*. PERRY, C. e TAYLOR, K. (Org.). Blackwell Publishing: 2007, 441p.

TAYLOR K. G. ; OWENS, P. N. ; BATALLA, R. J.; GARCIA, C. Sediment and Contaminant Sources and Transfers in River Basins(p. 83-135). *In: Sustainable Management of Sediment Resources: Sediment Management at the River Basin Scale*. OWENS, P. N. (editor). Elsevier B.V.: Volume 4, 2008, 265p.

TUCCI, C. E. M. Inundações e Drenagem Urbana (p. 45-141). *In: Inundações Urbanas na América do Sul*. TUCCI, C. E. M.; BERTONI, J. C. (Org.). Porto Alegre: ABRH, 2003, 150p.

TUCCI, C. E. M. **Inundações urbanas**. Porto Alegre: ABRH/RHAMA, 2007, 393p.

UNESCO (Organização das Nações Unidas para a educação). **Sediment Issues & Sediment Management in Large River Basins Interim: Case Study Synthesis Report**. International Sediment Initiative. Technical Documentation in Hydrology. 2011, 82p.

VAN METRE, P.C.; MAHLER, B.J. The contribution of particles washed from rooftops to contaminant loading to urban streams. *Chemosphere*. v 52, 2003, p. 1727-41.

WALLING, D.E. The sediment delivery problem. *In: Scale Problems in Hydrology* RODRIGUEZ-ITURBE, I.; GUPTA, V.K. (Guest-Editors). *Journal of Hydrology*, 1983, v. 65, p. 209-37.

WHITE, S. M.; APITZ, S. E. Conceptual and Strategic Frameworks for Sediment Management at the River Basin Scale (p. 31-53). *In: Sustainable Management of Sediment Resources: Sediment Management at the River Basin Scale*. OWENS, P. N. (editor). Elsevier B.V.: Volume 4, 2008, 265p.

WMO (World Meteorological Organization). **Manual on Sediment Management and Measurement**. Operational Hydrology Report nº 47, Geneva, Switzerland, 2003, 159p. Por: Yang Xiaoqing.