



MATHEUS FONSECA DURÃES

**DESENVOLVIMENTO DO ÍNDICE DE
PERTURBAÇÃO
HIDROSEDIMENTOLÓGICA: APLICAÇÃO
NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS
PARAOPEBA E SAPUCAÍ, MG**

LAVRAS – MG

2013

MATHEUS FONSECA DURÃES

**DESENVOLVIMENTO DO ÍNDICE DE PERTURBAÇÃO
HIDROSEDIMENTOLÓGICA: APLICAÇÃO NAS BACIAS
HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PARAOPEBA E SAPUCAÍ, MG**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, para a obtenção do título de Doutor.

Orientador

Dr. Carlos Rogério de Mello

LAVRAS – MG

2013

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Coordenadoria de Produtos e
Serviços da Biblioteca Universitária da UFLA**

Durães, Matheus Fonseca.

Desenvolvimento do índice de perturbação
hidrossedimentológica: aplicação nas bacias hidrográficas dos rios
Paraopeba e Sapucaí, MG / Matheus Fonseca Durães. – Lavras :
UFLA, 2013.

224 p. : il.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Lavras, 2013.

Orientador: Carlos Rogério de Mello.

Bibliografia.

1. Hidrossedimentologia. 2. Solos – Alterações no uso. 3.
Sedimentos. 4. Recursos hídricos – Manejo. I. Universidade Federal
de Lavras. II. Título.

CDD – 551.48

MATHEUS FONSECA DURÃES

**DESENVOLVIMENTO DO ÍNDICE DE PERTURBAÇÃO
HIDROSEDIMENTOLÓGICA: APLICAÇÃO NAS BACIAS
HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PARAPEBA E SAPUCAÍ, MG**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 21 de agosto de 2013.

Dr. Antônio Marciano da Silva	UFLA
Dr. Gilberto Coelho	UFLA
Dr. Nilton Curi	UFLA
Dr. Júnior César Avanzi	EMBRAPA

Dr. Carlos Rogério de Mello
Orientador

LAVRAS – MG

2013

Ao meu pai, Mauripe e minha mãe, Unilze, que me incentivaram em todos os momentos.

Ao meu saudoso tio Wellington (in memoriam).

A todos os pais que sacrificam seus próprios sonhos por seus filhos.

Ao povo brasileiro que, apesar de todas as dificuldades, continua seguindo em frente na esperança de um Brasil melhor.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, pela formação profissional e estrutura física oferecidas durante o período de doutoramento.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo fomento ao desenvolvimento deste trabalho e suporte financeiro.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pelo financiamento do projeto PPM – VI 068/12.

Ao Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) e ao Serviço Geológico do Brasil (CPRM), por disponibilizarem séries históricas de precipitação e vazão das áreas estudadas junto ao Sistema de Informações Hidrológicas (HidroWeb) da Agência Nacional de Águas (ANA).

Ao meu orientador, Dr. Carlos Rogério de Mello, pelo profissionalismo, dedicação e orientação, em todas as etapas de desenvolvimento deste trabalho, pela convivência, amizade e confiança.

A todos os professores do Setor de Engenharia de Água e Solo da UFLA, em especial ao Dr. Antônio Marciano da Silva e ao Dr. Gilberto Coelho, pelo convívio, amizade e orientação ao longo do tempo.

Aos funcionários do Laboratório de Hidráulica da UFLA.

Aos meus pais, Mauripe e Unilze; meus irmãos, João Paulo, Marcelle e Michelle; à minha namorada, Thaline Bighi e a todos os meus amigos, que me acompanharam ao longo desta etapa. Meus sinceros agradecimentos a Valter Balbino, Renato Meirelles, Ricardo, Wanda, Alexandre Diniz, Eliezer, Brisa, Júlia, Rafinha, Macaxera, Carlão, Zé Neto, Lívia, Rosa, Camila, Viola, Léo Brown, Sílvio, Michael Thebaldi, Eduardo Metagonzo, UFLA Rugby Team e a todos aqueles que, de alguma maneira, colaboraram para a conclusão deste trabalho.

RESUMO

O estudo da bacia hidrográfica, no contexto de gestão, deve ser relevante para a tomada de decisões quanto ao controle da poluição, às práticas de uso do solo e à administração dos recursos naturais, possibilitando uma abordagem que concilie sua complexidade, mas que, ao mesmo tempo, seja fácil de implementar e aplicar em diferentes escalas. Este tipo de pesquisa é importante, sobretudo em regiões nas quais há poucos dados disponíveis e onde o desenvolvimento sócio-econômico exerce forte pressão na exploração dos recursos naturais, permitindo a elaboração de estratégias de mitigação de impactos, de alocação de recursos hídricos e de sistemas voltados para a conservação do solo e da água. A região estudada abrangeu as bacias hidrográficas dos rios Paraopeba (BHRP) e Sapucaí (BHRS), delimitadas em Ponte da Taquara e Careçu, respectivamente, localizadas no estado de Minas Gerais. O uso agrícola do solo das bacias estudadas vem passando por intensas alterações. Ao sul, na região da serra da Mantiqueira, na BHRS, a fronteira agrícola está se expandindo sobre os remanescentes florestais, visando, principalmente, à abertura de pastagens para a condução de rebanho bovino sob a forma extensiva, enquanto, na BHRP, essa expansão tem ocorrido no Baixo Paraopeba, onde o eucalipto está sendo implantado em larga escala, basicamente em resposta à rápida expansão do mercado de celulose no Brasil e para a produção de carvão para as siderúrgicas. Tais intervenções podem modificar substancialmente o ciclo hidrossedimentológico e suas consequências sobre a disponibilidade hídrica precisam ser avaliadas com critério científico, com o objetivo de gerar subsídios técnicos para os tomadores de decisão, para uma abordagem conjunta da gestão do uso do solo e dos recursos hídricos. Neste contexto, objetivou-se avaliar o ciclo hidrossedimentológico, bem como os fatores que exercem pressão no sistema hídrico, por meio do desenvolvimento do Índice de Perturbação Hidrossedimentológica (IPHS), permitindo identificar as áreas mais sensíveis quanto aos impactos do uso do solo e da água. Entre os fatores hidrossedimentológicos envolvidos na elaboração do índice, o transporte de sedimentos (TS) mostrou-se como o de maior peso. Percebeu-se que, na BHRP, influenciadas, principalmente, pela extensa área de solo exposto, maiores produções específicas de sedimentos em suspensão, quando comparada à BHRS. Em relação à produção de sedimentos, representada pelo seu potencial atual à erosão (EA), a BHRS apresentou, em média, maior potencial à erosão, com 42,12% da área na classe “ligeira”, enquanto, na BHRP, esta classe correspondeu a mais de 63,28%. Ainda, o fator estresse hidrológico mostrou-se mais impactante na BHRP, em virtude do maior número de outorgas. Para o componente recarga subterrânea (Rec), este mostrou-se maior em áreas com cobertura vegetal, sobretudo nas áreas de cabeceira com presença de Mata

Atlântica, na BHRS. Esse alto valor não foi observado na BHRP, em função das características climáticas e de cobertura do uso do solo. Considerando o IPHS, este permitiu avaliar e identificar áreas mais impactadas e também as mais suscetíveis, o que possibilita a alocação de recursos destinados à conservação do solo e programas de manejo de bacias hidrográficas, mostrando-se apto a ser aplicado em outras bacias, dentro do estado de Minas Gerais.

Palavras-chave: Alterações no uso do solo. Hidrossedimentologia. Bacia Hidrográfica. Gestão de recursos hídricos.

ABSTRACT

The study in the context of watershed management should be relevant to making decisions about pollution control, land use practices and natural resource management, enabling an approach that take account in its complexity, but at the same time be easy to implement and apply in different scales. This kind of scientific research is important, especially in regions whose data scarcity and social and economic development is associated with natural resources exploration, allowing the development of strategies that mitigate impacts, allocate water resources and in a system focused on soil and water conservation. The study area encompassed Paraopeba (BHRP) and Sapucaí (BHRS) river basin, bounded at Ponte da Taquara and Careaçu, respectively, in the State of Minas Gerais. In the region of the Serra da Mantiqueira, located at BHRS, the agricultural frontier is expanding on the remaining forests, mainly targeting the opening of pasture for driving cattle in the extensive form, while in BHRP, this expansion has occurred in Low Paraopeba, where eucalyptus are being deployed on a large scale, primarily in response to the rapid expansion of the pulp industry in Brazil and for the production of coal for steelmakers. Such interventions may affect substantially hydrosedimentological cycle and their impacts on water availability need to be evaluated with scientific criteria, with the goal of generating technical inputs to decision makers for a joint approach to the management of land use and water resources. In this context, the objective was to evaluate the hydrosedimentological cycle, as well as factors that exert pressure in the water system through the development of the Hydrosedimentological Disturbance Index (IPHS), allowing identifying the most sensitive areas to impact of land use and water. Hydrosedimentological factors involved in developing the index, sediment transport (TS) has proved to be of greater weight. It was noticed that in BHRP, influenced mainly by bare soil, a higher specific suspended sediment yield when compared to the BHRS, which in turn, is still in a state with little pressure on surface water resources. Regarding the production of sediments in the basin, represented by its current potential erosion (EA), the BHRS had on average a greater potential for erosion, with 42% of it in the class Slight, while in this class BHRP corresponded to more than 63%. Still, the hydrological stress factor, was more striking in BHRP, because of the increased number of water demand projects. For groundwater recharge component (Rec), this was higher in areas with vegetation cover, especially in presence of the Atlantic Forest in BHRS, with runoff base corresponding to 49% of the precipitation. This behavior was not observed in BHRP, which showed values below 30% in the comparison base runoff and precipitation, according to the characteristics of climate and land use coverage. Considering the IPHS, it allowed to assess and identify areas most impacted and

also the most susceptible, allowing the allocation of resources for soil conservation programs and watershed management, showing able to be applied in other basins within Minas Gerais State.

Keywords: Land use change. Hydrosedimentology. Watershed. Water resources management.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 2

Figura 1	Mapa de localização da BHRP (a) e da BHRS (b)	66
Figura 2	Mapas de localização das estações fluviométricas na BHRP (a) e na BHRS (b)	68
Figura 3	Mapas de vazão outorgada para a BHRP (a) e para a BHRS (b).....	76
Figura 4	Mapas do estresse hidrológicos da BHRP (a) e da BHRS (b).....	78

CAPÍTULO 3

Figura 1	Mapa de solos da bacia do rio Paraopeba (a) e da bacia do rio Sapucaí (b).....	90
Figura 2	Mapas de uso do solo das bacias dos rios Paraopeba (a) e Sapucaí (b)	92
Figura 3	Distribuição dos postos monitorados na BHRP (a) e na BHRS (b)..	93
Figura 4	Método gráfico de Barnes (adaptado de COSTA; BACELLAR, 2010).....	97

CAPÍTULO 4

Figura 1	Mapas de erosividade para as BHRP (a) e BHRS (b).....	137
Figura 2	Mapas do fator topográfico (LS) para a BHRP (a) e para a BHRS (b)	139
Figura 3	Mapas da distribuição espacial da erodibilidade dos solos para a BHRP (a) e para a BHRS (b).....	140
Figura 4	Mapa da erosão potencial do solo da BHRP (a) e da BHRS (b)	144
Figura 5	Mapa da erosão atual do solo da BHRP (a) e da BHRS (b)	149

CAPÍTULO 5

Figura 1	Mapa de localização das estações de qualidade de água na BHRP (a) e na BHRS (b)	166
Figura 2	Curvas-chave sedimentométricas para a BHRP	173
Figura 3	Curvas-chave sedimentométricas para a BHRS	174
Figura 4	Distribuição espacial das classes de produção de sedimentos.....	176

CAPÍTULO 6

Figura 1	Diagrama hierárquico de decisão elaborado para hierarquização dos critérios	195
Figura 2	Mapas normalizados para a BHRP (a, b, c, d) e para a BHRS (e, f, g, h).....	205
Figura 3	Mapa do IPHSe de uso do solo, destacando as classes urbanização e solo exposto, para a BHRP, até seção de controle Ponte da Taquara	206
Figura 4	Mapa do IPHS (a) e de uso do solo, destacando áreas de pastagem e de floresta (Mata Atlântica) para a BHRS	209
Figura 5	Mapas com os valores agrupados e normalizados para a BHRP (a, b, c, d) e BHRS (e, f, g, h)	214
Figura 6	Mapas de IPHS com valores agrupados para a BHRP (a) e BHRS (b)	216

LISTA DE GRÁFICOS

CAPÍTULO 2

Gráfico 1	Curvas de permanência da BHRP	71
Gráfico 2	Curvas de permanência da BHRS	72

CAPÍTULO 3

Gráfico 1	Hidrograma observado, escoamento de base e precipitação na BHRP	109
Gráfico 2	Hidrograma observado, escoamento de base e precipitação na BHRS	110

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 2

Tabela 1	Principais informações dos postos fluviométricos localizados na BHRP e BHRS	67
Tabela 2	Níveis de estresse hidrológico (DURÃES, 2010).....	69
Tabela 3	Informações sobre as estações fluviométricas situadas na BHRP e na BHRS	74

CAPÍTULO 3

Tabela 1	Distribuição percentual das classes de uso do solo nas bacias hidrográficas estudadas.....	92
Tabela 2	Estações fluviométricas utilizadas neste estudo	94
Tabela 3	Estações pluviométricas utilizadas	94
Tabela 4	Classificação do índice de concentração da chuva	96
Tabela 5	Concentração temporal das chuvas nos postos pluviométricos analisados	100
Tabela 6	Resultados da análise das seções estudadas.....	103
Tabela 7	Resultados da análise das seções estudadas.....	108

CAPÍTULO 4

Tabela 1	Erodibilidade das classes de solo de ocorrência nas bacias hidrográficas em estudo.....	133
Tabela 2	Fator CP da RUSLE para as condições de uso do solo nas bacias hidrográficas estudadas.....	135
Tabela 3	Classificação de classes da erosão atual do solo (EA)	145
Tabela 4	Distribuição percentual das classes do EA nas bacias hidrográficas estudadas.....	149

CAPÍTULO 5

Tabela 1	Principais informações das estações sedimentológicas	165
Tabela 2	Classificação do fluxo específico de sólidos em suspensão (Q_{ss} esp)	168
Tabela 3	Classificação da concentração de sedimentos em suspensão (C_{ss}).....	169

Tabela 4	Valores obtidos da concentração de sólidos em suspensão (mg L^{-1}) para os pontos avaliados	171
Tabela 5	Produção de sedimentos nas estações sedimentométricas estudadas.....	175

CAPÍTULO 6

Tabela 1	Hierarquia de pesos entre os critérios, adaptada de Saaty (1980) ...	192
Tabela 2	Resultado da análise de sensibilidade obtida com o CDP	200
Tabela 3	Peso das variáveis envolvidas na avaliação da perturbação hidrossedimentológica	201
Tabela 4	Níveis de perturbação hidrossedimentológica	203
Tabela 5	Distribuição das classes de IPHS para as bacias estudadas	212
Tabela 6	Classes de IPHS para a BHRP e BHRS	216

SUMÁRIO

	CAPÍTULO 1	Introdução geral	17
1	INTRODUÇÃO		17
2	REFERENCIAL TEÓRICO		20
2.1	Estresse hidrológico		20
2.2	Hidrossedimentologia		22
2.2.1	Conceituação geral		22
2.2.2	Estudo dos processos erosivos		25
2.2.3	Modelos de perda de solo		26
2.2.4	Monitoramento hidrossedimentológico		31
2.3	Processos de recarga		35
2.4	Sistemas de informações geográficas		40
2.5	Indicadores ambientais		42
3	CONSIDERAÇÕES FINAIS		46
	REFERÊNCIAS		48
	CAPÍTULO 2	Caracterização e avaliação do estresse hidrológico nas bacias dos rios Paraopeba e Sapucaí	59
1	INTRODUÇÃO		61
2	MATERIAL E MÉTODOS		65
2.1	Descrição das áreas de estudo		65
2.2	Dados hidrológicos aplicados neste estudo		67
2.3	Dados de outorga do uso da água		68
2.4	Estimativa do estresse hidrológico		69
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO		70
3.1	Análise das curvas de permanência obtidas		70
3.2	Análise do estresse hidrológico		77
4	CONCLUSÕES		79
	REFERÊNCIAS		80
	CAPÍTULO 3	Comportamento da recarga de água subterrânea com base em hidrogramas de escoamento superficial	82
1	INTRODUÇÃO		84
2	MATERIAL E MÉTODOS		90
2.1	Caracterização da área de estudo		90
2.2	Base de dados de vazão e precipitação		93
2.3	Índice de Concentração da Precipitação (ICP)		95
2.4	Separação do escoamento		96
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO		100
4	CONCLUSÕES		114
	REFERÊNCIAS		115

	CAPÍTULO 4 Erosão potencial e atual do solo com base na modelagem hidrodinâmica em ambiente SIG	123
1	INTRODUÇÃO.....	125
2	MATERIAL E MÉTODOS	130
2.1	Estruturação da Equação Universal de Perdas de Solo Revisada (RULE) a um Sistema de Informações Geográficas (SIG) para aplicação em bacias hidrográficas	130
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	136
3.1	Mapeamento dos fatores da RUSLE para as BHRP e BHRS.....	136
3.2	Erosão potencial do solo (EP) para as BHRP e BHRS	141
3.3	Erosão atual do solo (EA) para a BHRP e a BHRS	144
4	CONCLUSÕES.....	150
	REFERÊNCIAS.....	151
	CAPÍTULO 5 Comportamento da concentração e do transporte de sedimentos nas bacias hidrográficas dos rios Paraopeba e Sapucaí.....	159
1	INTRODUÇÃO.....	161
2	MATERIAL E MÉTODOS	165
2.1	Avaliação sedimentológica	165
2.2	Determinação da descarga sólida em suspensão	166
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	170
4	CONCLUSÕES.....	180
	REFERÊNCIAS.....	181
	CAPÍTULO 6 Índice de perturbação hidrossedimentológica – IPHS	185
1	INTRODUÇÃO.....	187
2	MATERIAL E MÉTODOS	191
2.1	Sistema de suporte à decisão.....	191
2.2	O software “Criterium Decision Plus”– CDP.....	194
2.3	Índice de Perturbação Hidrossedimentológica de bacias hidrográficas – IPHS	197
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	199
3.1	Análise de sensibilidade e peso das variáveis no modelo CDP.....	199
3.2	Cenários de avaliação para o Índice de Perturbação Hidrossedimentológica	202
3.2.1	Cenário 1 – Avaliação do estado de perturbação hidrossedimentológica na BHRP e na BHRS	202
3.2.2	Cenário 2 – Avaliação comparativa do índice de perturbação hidrossedimentológico entre as duas bacias hidrográficas estudadas.....	212
4	CONCLUSÕES.....	218
	REFERÊNCIAS.....	219

CAPÍTULO 1

Introdução geral

1 INTRODUÇÃO

A expansão do meio urbano e as atividades agrícolas geram sérios problemas com relação aos recursos naturais, caracterizando um cenário de crescente preocupação, por parte dos órgãos ambientais.

O planejamento do espaço urbano e rural necessita de ferramentas capazes de avaliar quantitativamente os fatores que interferem na degradação dos solos e dos recursos hídricos de forma integrada, tendo em vista que o crescimento econômico e a demanda por recursos geraram diversos desequilíbrios ambientais. Nesse sentido, observa-se uma apreensão crescente com relação à disponibilidade e à preservação dos recursos naturais solo e água.

Essas inquietudes ocorrem pelo fato de esses recursos estarem ligados a impactos ambientais, como, por exemplo, ocupação indevida do solo, uso indiscriminado da água, desmatamento com conseqüente processo de erosão do solo e construção de barragens, dentre outros, o que contribui para o processo de degradação ambiental.

Entre estes recursos, nota-se que a água tem sido centralizadora de todas as questões mundiais, uma vez que diversas discussões sobre sua utilização, como melhor gestão e adequação desse recurso, têm ocorrido. No Brasil, o panorama sobre recursos hídricos revela incertezas quanto ao uso da água e sua disponibilidade de oferta, em quantidade e em qualidade adequadas aos usos a que se pretende destiná-la.

Observa-se que os problemas inerentes à falta de gerenciamento da água, principalmente em relação ao aproveitamento da bacia ou da microbacia

urbana e rural, apresentam diferenciados níveis de pressão, que vão desde o abastecimento, a falta de saneamento, o assoreamento e a contaminação por insumos agrícolas.

A bacia hidrográfica, por outro lado, sofre com a descaracterização física, tanto no meio urbano como no rural, em vista da necessidade de ocupação dos espaços, revelando um cenário incerto, uma vez que a supressão da cobertura vegetal, em função das atividades desempenhadas, tem acelerado o processo de erosão hídrica, o assoreamento, a contaminação e o aumento de sólidos em suspensão e dissolvidos na água, tornando-se necessário analisar os elementos do meio físico que participam deste processo, além daqueles oriundos da ação antrópica.

Na contextualização de uma bacia hidrográfica como unidade de observação e intervenção, pode-se entender que, para a elaboração e a aplicação de um plano de gestão eficaz, deve-se obter o máximo de dados possíveis sobre a realidade pesquisada, e isso pode ser viabilizado e agilizado por meio de instrumentos que proporcionem a aquisição, a análise e a integração dos dados, gerando informações fidedignas para o entendimento do processo.

Assim, o conhecimento da influência dos processos de recarga, de erosão, de transporte de sedimentos e de uso da água sobre a dinâmica de sua conservação e do solo é de fundamental importância para a sustentabilidade de uma bacia hidrográfica, no que tange à integração desses processos, os quais são respostas do ciclo hidrológico, permitindo o avanço de novas tecnologias e metodologias para o manejo mais efetivo dos recursos naturais.

Estudos desta natureza encontram forte aplicação no âmbito ambiental, na gestão dos recursos hídricos e no manejo de bacias hidrográficas, uma vez que a disponibilidade de dados nessas unidades, embora exista, em alguns casos, mostra-se restrita ou inexistente.

Dessa forma, o uso de indicadores pode auxiliar na identificação de mudanças em relação a uma situação de equilíbrio, servindo para o diagnóstico precoce de condições de perturbação. Tais indicadores fazem parte de um conjunto de atributos que devem ser periodicamente monitorados, devido à sua importância para a resistência do solo à erosão hídrica, com consequente aumento da infiltração da água, promovendo a recarga do aquífero freático e a diminuição do transporte de sedimentos, bem como a degradação ambiental.

O presente estudo, por tratar de uma nova abordagem para avaliação ambiental de bacias hidrográficas, sobretudo para regiões que drenam para usinas hidrelétricas, fornece expressivas aplicações no contexto de desenvolvimento sustentável, possibilitando o conhecimento científico da importância dos processos de recarga d'água, erosão hídrica e transporte de sedimentos, no tocante aos recursos hídricos e à conservação do solo.

Em vista do exposto, objetivou-se, neste estudo, avaliar o comportamento dos processos citados em duas bacias hidrográficas a montante de importantes reservatórios de água para a produção de energia no estado de Minas Gerais, avaliando se existem condições para uma mudança na política de desenvolvimento das regiões analisadas. Além disso, buscou-se criar uma metodologia para levantar os problemas ambientais decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais, identificando o grau de perturbação hidrossedimentológica nas bacias, de maneira eficiente e de fácil compreensão.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Estresse hidrológico

Recursos hídricos sempre foram vistos como abundantes e praticamente inesgotáveis. No entanto, as crescentes pressões de desenvolvimento começaram a desafiar essa percepção.

A quantidade de água superficial disponível para a retirada em uma bacia hidrográfica depende de diversos fatores, como, por exemplo, o número de usuários, a disponibilidade de água, a quantidade que se deseja extrair em um determinado momento, os efeitos dessas saídas, bem como o período de análise e a quantidade necessária para manter o hábitat aquático. Desse modo, há um considerável interesse pelo uso de indicadores que descrevam o complexo comportamento dos sistemas aquáticos e ambientais, para avaliar o estado do meio e os impactos, tanto em âmbito nacional quanto regional, conforme mostram Rogers, Jalal e Boyd (2005).

Dentre os inúmeros indicadores utilizados para avaliar o comportamento hidrológico de bacias hidrográficas, tem-se o estresse hidrológico, que estima o nível de impacto ao qual um curso d'água está sendo submetido, por meio do balanço entre a oferta e a demanda.

Harris et al. (2006) calcularam o estresse hidrológico como função da curva de permanência, assim como Durães (2010), e observaram que tal indicador permite identificar os riscos que determinada retirada de água causa a um rio, servindo como um atributo na determinação do valor deste recurso, bem como indicar o grau de competição entre os usuários, caracterizando-se, portanto, como uma ferramenta na determinação do impacto dentro da bacia.

Outra abordagem referente à metodologia de cálculo e obtenção pode ser encontrada em Galvão (2008) que, além do balanço entre a oferta e a demanda,

considera os efeitos dos impactos climáticos nos corpos hídricos, sendo um resultado da combinação da razão de uso e da vulnerabilidade às mudanças climáticas.

Os atuais níveis de estresse sobre os recursos hídricos existentes precisam ser avaliados como parte de qualquer processo de planejamento voltado para analisar as demandas futuras, minimizando impactos ambientais. Parte do processo de planejamento é considerar o cotejo entre as demandas e as disponibilidades, em meio às inúmeras variáveis, tornando-se necessário estipular critérios de uso das águas, vinculando-os à disponibilidade hídrica.

A classificação em níveis de estresse permite priorizar ações em sistemas altamente estressados, nos quais a extração de água passa ter um impacto muito mais significativo no nível, na frequência e na duração, conforme apontado por Gordon et al. (2004) e, assim, possibilitar às agências reguladoras uma maior atuação na atividade de gerenciamento, onde o estabelecimento de novas diretrizes pode alterar o pico da demanda diária, diminuindo conflitos pelo uso da água. Classificar o nível de estresse de uma bacia é útil no sentido de apresentar novos dados que auxiliam no entendimento das políticas de manejo, monitoramento e conservação (SILVA; GALVÍNCIO, 2011).

Nesse sentido, Durães (2010) utilizou essa ferramenta para avaliar a bacia do rio Paraopeba, concluindo que estudos deste porte podem auxiliar na gestão de recursos hídricos como representativo do eventual estresse hidrológico, o qual pode variar no tempo, em conformidade com os cenários de ocupação e uso do solo.

Diante destes aspectos, constata-se que, apesar da existência de um significativo avanço na forma de gestão das bacias hidrográficas, como o monitoramento e a concessão de outorgas, ressalta-se que a aplicação deste indicador é ainda escasso, tendo sido utilizado no Brasil em três estados,

necessitando, ainda, de maior interação e interpretação dos resultados por parte dos órgãos gestores.

2.2 Hidrossedimentologia

2.2.1 Conceituação geral

Lima e Singh (2002) mostram que o conhecimento do comportamento hidrossedimentológico de uma bacia hidrográfica é fundamental para uma adequada gestão dos recursos hídricos, bem como para o suporte a tomadas de decisões sobre o desenvolvimento de atividades humanas. O monitoramento e o acompanhamento dos fluxos de sedimentos gerados em um ponto da bacia permitem o diagnóstico de eventuais impactos em sua área de drenagem ao longo do tempo, podendo constituir um importante indicador ambiental.

A degradação da bacia hidrográfica pela ação antrópica, associada aos fenômenos climáticos naturais, resulta na perda de solo, sendo essa quantidade maior do que aquela que seria produzida apenas nas condições de equilíbrio natural, conforme apontam Simões e Coiado (2001).

A exploração dos recursos naturais pelo homem afeta toda a biosfera, alterando o equilíbrio existente, especialmente em relação às águas. Muitas são as atividades potencialmente poluidoras, sendo sua qualidade relacionada com o uso do solo na bacia e com o grau de controle sobre as fontes de poluição (BENETTI; BIDONE, 2004).

Características de quantidade e de qualidade dos sedimentos transportados aos rios e corpos d'água, além de informar sobre as características e do estado da bacia hidrográfica, têm grande relevância para a manutenção de ecossistemas, o planejamento e o aproveitamento hidráulicos, configurando-se,

assim, como um conhecimento pertinente ao desenvolvimento adequado de políticas públicas de gestão de recursos hídricos.

O conhecimento da produção e da concentração de sedimentos em suspensão é importante para a avaliação das consequências das atividades antrópicas na bacia hidrográfica (desmatamento, atividades agrícolas e mineração), com vistas ao assoreamento de barragens e rios.

A produção de sedimentos pode ser entendida como a quantidade de sedimentos que é removida para fora de uma bacia hidrográfica ou de uma determinada área, representando uma parcela do total do material erodido (erosão bruta) que é transferido até uma seção do canal fluvial (MINELLA; MERTEN, 2011). Em termos gerais, Walling (1983) define a produção de sedimentos como a diferença entre a erosão bruta e a quantidade de sedimentos depositada na bacia vertente de uma determinada seção do canal fluvial.

A composição dos sedimentos permite estimar as taxas de desnudação dos continentes (WALLING, 2006), avaliar a reciclagem da crosta continental, além de restringir os principais parâmetros de controle das taxas de desnudação do solo e a influência antrópica, uma vez que os sedimentos oferecem grandes superfícies específicas para a sorção de metais pesados provenientes de atividades humanas (AUDRY; BLAN; SHÄFER, 2006; MARCONDES, 2011).

Conforme Tucci (2007), assim como é possível diferenciar os principais componentes do ciclo hidrológico, é também possível identificar os processos que reagem o deslocamento de partículas sólidas que, em conjunto, constituem o ciclo hidrossedimentológico. Esses processos são definidos como desagregação, erosão, transporte, sedimentação, depósito e consolidação.

A desagregação se refere ao desprendimento de partículas sólidas do solo pelo impacto das gotas de chuva, resultando em uma massa de partículas sólidas que ficam expostas à ação do escoamento superficial. A erosão hídrica é um processo de deslocamento das partículas sólidas do seu ponto de origem sob

efeito do escoamento. Esse deslocamento ocorre quando as forças hidrodinâmicas exercidas pelo escoamento sobre uma partícula ultrapassam a resistência por ela oferecida, resultando no transporte do sedimento. A sedimentação é o processo pelo qual as partículas transportadas em suspensão tendem a restabelecer o contato com o fundo do leito sob a ação da gravidade, que culmina no processo de deposição, que pode ser entendido como a parada total da partícula em suspensão recém-decantada sobre o fundo, ou daquela transportada por arraste, diferindo da sedimentação (no caso desta, uma partícula recém-decantada pode continuar movimentando-se após entrar em contato com o fundo, de acordo com as forças hidrodinâmicas existentes).

A deposição de sedimentos tem sua maior importância no estudo de assoreamento de reservatórios, devido ao fator inevitável de que, com a construção de barragens, haverá alteração da dinâmica hidráulica da bacia, ocasionando maior sedimentação das partículas em suspensão nos seus diversos tamanhos.

Por fim, tem-se o processo de consolidação, que é formado após o depósito das partículas, designando o acúmulo de partículas sobre o fundo e a compactação do depósito resultante, sob efeito do próprio peso dos sedimentos, da pressão hidrostática ou de qualquer fenômeno que venha aumentar a densidade dos depósitos.

Apesar dos diversos problemas que possam surgir pela presença excessiva de sedimentos, Pereira (2010) relatou que seu fluxo é fundamental para a manutenção dos ambientes naturais, uma vez que transportam elementos importantes para a manutenção da flora e da fauna aquáticas e das margens, constituem e mantêm praias em rios, além do equilíbrio do fluxo sólido e do líquido entre os continentes e as zonas costeiras.

2.2.2 Estudo dos processos erosivos

De acordo com Carvalho (2008), o estudo da erosão é importante, tanto do ponto de vista social quanto econômico, uma vez que ela acarreta danos às terras agricultáveis, além de seus efeitos indiretos, como o assoreamento de rios, lagos e reservatórios.

No Brasil, os primeiros estudos sobre erosão começaram em 1950, com o objetivo de prever o assoreamento em reservatórios. Com o passar do tempo, esses estudos têm destinado especial atenção às regiões mais habitadas do centro-sul do país, devido à interferência antrópica com o mau uso do solo, que pode ocasionar a erosão, o transporte de sedimentos nos cursos de água e o assoreamento de rios, lagos e reservatórios (CARVALHO, 1994).

A erosão abrange um conjunto de processos, nos quais o material mineral é desgastado, desagregado e removido de algum ponto da superfície, alterando localmente com diferentes taxas de mudanças (SIMÕES; COIADO, 2001).

Os processos erosivos e de sedimentação em uma bacia hidrográfica podem acometer inúmeros problemas. Na área agrícola, a erosão ocasiona perda importante da camada superficial do solo, o que poderá reduzir significativamente sua produtividade, além de perda de nutrientes e matéria orgânica, bem como levarão assoreamento dos rios, reduzindo sua calha e potencializando seu transbordamento, com conseqüente inundação das áreas próximas as suas margens.

Dentre os nutrientes carregados, Elliot e Ward (1995) citam o fósforo, que contribui para a eutrofização dos rios e reservatórios, diminuindo a qualidade da água.

Para a caracterização dos processos erosivos, é necessário analisar os elementos do meio físico que participam deste processo, em que a espacialização

das informações em grandes áreas requer a utilização de sistemas nos quais seja possível promover uma interação entre os dados.

A elaboração e a aplicação de modelos matemáticos em estudos de erosão vêm sendo amplamente utilizadas para melhor compreender este processo, principalmente com suporte dos sistemas de informações geográficas, os quais têm contribuído para facilitar a obtenção de resultados (SILVA; SCHULZ; CAMARGO, 2003).

Os modelos matemáticos de predição de erosão podem ser utilizados na execução do planejamento agrícola, sendo o processo de modelagem elaborado a partir de observações de processos erosivos e de sua descrição matemática.

De acordo com Pruski et al. (2006), a pesquisa nesse sentido teve um impulso a partir do período de 1940 a 1954, no meio-oeste dos Estados Unidos, resultando na obtenção de equações de perda de solo que incluíam os efeitos de comprimento e da declividade da encosta, das características do solo, das práticas conservacionistas e das condições de uso e manejo do solo. De acordo com os mesmos autores, entre 1954 e 1965, mediante o aporte de agências de pesquisa e extensão, foi proposto um novo modelo empírico, o qual foi denominado de Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), em inglês *Universal Soil Loss Equation* (USLE) que, posteriormente, foi revisado e atualizado por Wischmeier e Smith (1978).

2.2.3 Modelos de perda de solo

Vários modelos têm sido elaborados e aplicados como ferramentas de avaliação de processos erosivos, por serem simplificações ou abstrações da realidade que buscam elaborar hipóteses e predições de um determinado sistema (MATA et al., 2007).

O estudo dos fenômenos hidrossedimentológicos tornou-se proeminente no século XIX, a partir dos estudos realizados por Du Boys, em 1879, nos quais idealizou-se o leito de um rio como formado por camadas de sedimentos, cuja espessura era correspondente ao diâmetro da partícula (RAUDKIVI, 1976).

Em 1936, Cook formulou um modelo de erosão no qual os fatores considerados foram erodibilidade do solo, erosividade da chuva e cobertura vegetal (COOK, 1936). A partir desse ponto, foram propostas a adição de outros fatores ao modelo, como o elemento topográfico (ZINGG, 1940), práticas conservacionistas (SMITH, 1941) e cobertura do solo (BROWNING; CLASS, 1947).

Inicialmente denominada de Musgrave, a USLE foi desenvolvida em 1954, pelo *National Runoff and Soil Loss Data Center*, do *Agricultural Research Service* (atualmente *National Soil Erosion Research Laboratory* – NSERL), em colaboração com a Universidade Purdue, nos Estados Unidos e revisada por Wischmeier e Smith (1978), sendo, portanto, um produto da erosividade da chuva, da erodibilidade do solo, do comprimento de rampa, do gradiente de declividade, da cobertura superficial ou uso/manejo do solo e das práticas conservacionistas.

Tal equação foi criada para aplicação em pequenas áreas de clima temperado, entretanto, seu uso em regiões tropicais e em escala regional é possível, principalmente com um enfoque qualitativo, a fim de discriminar áreas de maior e menor susceptibilidade à erosão (MATA et al., 2007; HOYOS, 2005). A USLE permite, ainda, estimar a perda média anual de solo provocada pela erosão hídrica, para um determinado uso.

Pruski et al. (2006) ressaltam que, em uma bacia hidrográfica, existem áreas de transporte e áreas de deposição, sendo o volume do solo perdido da área menor que o estimado pelo modelo, uma vez que a equação não identifica as áreas de deposição, as quais são responsáveis pela retenção de parte dos

sedimentos. Contudo, embora apresente limitações, esta equação continua sendo muito utilizada em todo o mundo, por ser considerada um bom instrumento para a previsão de perdas de solo por erosão.

Williams (1975) propôs uma modificação da USLE por meio da substituição do fator de energia da chuva por um fator de escoamento superficial, especialmente, deflúvio e vazão de pico, denominando essa nova equação de M-USLE (do inglês *Modified Universal Soil Loss Equation*), abordando de forma mais consistente os aspectos hidrológicos associados ao transporte de sedimentos. Particularmente, este modelo destina-se à estimativa de produção de sedimentos em uma bacia, com base em eventos de chuva isolados (PANDEY; CHOWDARY; MAL, 2009; PAIVA, 2003).

Há, ainda, a versão revisada da USLE, denominada *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE), a qual tem sido extensamente utilizada por diversos pesquisadores. A RUSLE consiste de um modelo melhorado em relação à USLE, por considerar algumas alterações, especialmente no tocante ao cálculo dos fatores topográficos L e S.

A RUSLE, ainda que de concepção empírica, é um modelo consideravelmente dependente de sistemas computacionais. Suas vantagens sobre a USLE são: uso de algoritmos para efetuar cálculos, desenvolvimento de um termo de erodibilidade variável sazonalmente, utilização de novos algoritmos para calcular o comprimento da vertente e a declividade, refletindo a erosão laminar e em sulcos, a capacidade de calcular os fatores topográficos para vertentes de variadas formas e a definição de subfatores para calcular os termos uso da terra contemplando o uso anterior da terra, a cobertura e a rugosidade do solo (CECCHIA, 2005).

A RUSLE define a perda de solo como uma medida da quantidade de sedimentos e o quanto é transportado no declive, mostrando tendência correta das taxas de erosão, melhorando-se, dessa forma, as aplicações das práticas de

manejo, sendo uma ferramenta muito importante para o sistema de manejo da erosão.

Biesemans, Van Meirvenne e Gabriels (2000) aplicaram a RUSLE para uma pequena bacia hidrográfica (1,075ha), na Bélgica, com o objetivo de avaliar a quantidade de sedimentos que atinge um reservatório de água para consumo humano, na saída da bacia. Este modelo, segundo os autores, pôde ser validado, uma vez que os dados de entrada de sedimentos no reservatório estavam disponíveis.

De modo geral, a RUSLE é mais indicada para bacias hidrográficas do que a USLE propriamente dita, uma vez que não há um modelo físico capaz de gerar uma informação satisfatória com tão poucos parâmetros de entrada. Trabalha-se com o mesmo número de variáveis que a USLE e geram-se informações mais razoáveis, com o suporte dos SIGs, especialmente pela melhor caracterização do fator LS.

Devido à pequena base de dados disponível para simulação e calibração utilizando modelos mais complexos, do tipo “baseados nos processos”, o uso de modelos empíricos para as condições do Brasil podem ser os mais indicados.

Um dos muitos modelos “baseados nos processos” é o *Agricultural Non-Point Source Model* (AGNPS), o qual foi desenvolvido, no início dos anos 1980, pelo *Agricultural Research Service* (ARS), dos Estados Unidos, em cooperação com a Agência de Controle da Poluição de Minesota e com o Serviço de Conservação dos Recursos Naturais (NRCS). Este modelo foi largamente aplicado, em todo o mundo, na investigação de vários problemas de qualidade da água (DIAS, 2003), sendo a produção de sedimentos simulada utilizando-se a M-USLE (CHRISTOFOLETTI, 1999).

O modelo *Watershed Erosion Simulation Program* (WESP) foi proposto por Lopes (1987) e utiliza a componente hidráulica do modelo *Kinematic Runoff and Erosion Model* (KINEROS) e as técnicas de modelagem

desenvolvidas no âmbito do projeto *Water Erosion Prediction Project* (WEPP). O modelo considera erosão por impacto das gotas de chuva e pelo fluxo superficial. Estes processos são considerados não permanentes e variados e são descritos dinamicamente utilizando taxas de erosão e deposição, simultaneamente, em vez da abordagem convencional, na qual são utilizadas funções de transporte de sedimentos para fluxo permanente.

O WEPP foi desenvolvido pelo NSERL-USDA/ARS, com o objetivo de substituir a USLE (ou equação universal de perdas de solo), atualmente ainda um modelo de ampla utilização, especialmente em países em desenvolvimento.

O WEPP é um modelo “baseado nos processos” e é semideterminístico, utilizando equações das teorias de infiltração, física do solo, hidráulica, mecânica da erosão e fisiologia vegetal, objetivando a determinação da erosão entre sulcos, da deposição nos sulcos e da produção de sedimentos (LANE; NEARING, 1989).

Esse modelo pode ser aplicado a encostas ou a bacias hidrográficas (FLANAGAN; LIVINGSTON, 2007), simulando os processos de infiltração, escoamento superficial direto, crescimento de plantas, decomposição dos resíduos, hidráulica de escoamento e práticas culturais.

Quando aplicado a encostas, o modelo apresenta nove componentes principais, que são clima, processos de inverno, irrigação, hidrologia, solo, crescimento vegetal, decomposição de resíduos, hidráulica de escoamento superficial e erosão, tendo como subcomponentes: precipitação; radiação solar; temperatura; ponto de orvalho e vento; infiltração e balanço hídrico; modelos de crescimento de plantas e manejo; solo cultivado e não cultivado; resistência, densidade e textura superficial dos sulcos, em entressulcos e em sulcos, e erodibilidade, entre outros.

Outro modelo designado para prever erosão é o *European Soil Erosion Model* (EUROSEM), que utiliza a equação de balanço de massa para computar o

transporte, a erosão e a deposição de sedimentos sobre a superfície do terreno, simulando o volume de chuva que alcança a superfície do solo por meio da queda direta da chuva, da drenagem pelas folhas e do escoamento pelo caule (SILVA; SCHULZ; CAMARGO, 2003).

Tem-se, também, o *Limburg Soil Erosion Model* (LISEM), um modelo de hidrologia e erosão dos solos em bases físicas, para ser analisado com objetivos voltados ao planejamento e à conservação. Este modelo foi elaborado para ser utilizado no procedimento dos sistemas formato raster e SIG e essa incorporação facilita a aplicação em bacia hidrográfica, melhora a interface com o usuário e propicia a utilização de dados gerados pelo sensoriamento remoto (GOMES et al., 2008).

Outros modelos, como *Soiland Water Assessment Tool* (SWAT) e KINEROS, também são capazes de simular os processos erosivos e o transporte de sedimentos em escala de bacias hidrográficas, requerendo mais dados para simular os eventos, sejam eles contínuos ou isolados.

Para se utilizar esses modelos, sejam empíricos ou baseados nos processos, é de suma importância obter dados que permitam a posterior validação desses modelos, sendo esses dados gerados via monitoramento que, muitas vezes, são onerosos e dispendiosos.

2.2.4 Monitoramento hidrossedimentológico

De acordo com Minella e Merten (2011), a capacidade de compreender como os processos hidrossedimentológicos em uma bacia hidrográfica respondem aos efeitos do uso e do manejo do solo depende, fundamentalmente, do monitoramento adequado de variáveis que estão envolvidas no processo.

O monitoramento consiste na aquisição de dados ambientais em um determinado intervalo de tempo, a partir do qual podem ser obtidas séries

temporais que permitam conhecer o comportamento dos parâmetros hidrológicos e da descarga de sedimentos em uma bacia hidrográfica. Para os processos hidrossedimentológicos, os parâmetros que se buscam monitorar são a precipitação, a vazão do rio e a concentração de sedimentos em suspensão, sendo o intervalo de tempo entre os dados medidos relacionado com o tamanho e as características físicas que influenciam a determinação do tempo de concentração da bacia.

Minella (2004) justifica a importância do monitoramento com base na capacidade de compreender os processos hidrossedimentológicos e, conseqüentemente, propor alternativas de uso correto dos recursos naturais.

Williams (1989) mostra que as concentrações de sedimentos e as vazões são influenciadas pela intensidade das precipitações e por sua distribuição, pela taxa de escoamento superficial, pelas distâncias percorridas, pelo armazenamento/mobilização dos sedimentos disponíveis e pela taxa de sedimentação. Ainda segundo este mesmo autor, a compreensão e o estudo de como variam as concentrações de sedimentos em relação à variação das vazões em um curso d'água possibilitam esboçar seu regime hidrossedimentológico.

Estando a partícula de sedimento sujeita à ação da velocidade do fluxo e do seu peso, sua variação de distribuição dentro da água irá variar, apresentando uma concentração mínima na superfície e um máximo perto do leito, para uma granulometria variada (PEREIRA, 2010).

Carvalho (2008) demonstrou que as partículas mais grossas do sedimento em suspensão, geralmente areias, apresentam uma variação crescente da superfície para o leito e as partículas mais finas, como silte e argila, têm uma distribuição aproximadamente uniforme na vertical. Por isso, para monitorar o fluxo de sedimentos no curso d'água, deve-se ter claramente o objetivo do monitoramento e o entendimento de como se comporta este sedimento no fluxo,

para, assim, poder aplicar técnicas adequadas à pesquisa e, conseqüentemente, encontrar respostas coerentes com a realidade.

Como parte de um programa de monitoramento, a vazão pode ser obtida por dispositivos hidráulicos, como calha Parshall, vertedor, bem como pela instalação de linígrafos, enquanto a concentração de sedimentos em suspensão pode ser determinada por amostragens (coletas) representativas ou por meio de equações que calculam a descarga sólida em suspensão. A quantificação do aporte de sedimentos em um fluxo d'água pode ser feita de forma direta ou indireta.

De forma indireta, os equipamentos utilizados para tais coletas podem ser divididos em três categorias, que são:

- a) amostradores instantâneos: coletam um volume de água/sedimento pelo fechamento instantâneo por meio de dispositivos nas extremidades do recipiente, como, por exemplo, garrafa de van Dorn;
- b) amostradores por integração: acumulam no recipiente a mistura água/sedimento em certo tempo pela retirada do fluxo ambiente através de um pequeno bico ou bocal. Podem ser pontuais ou integradores na vertical, como, por exemplo, os amostradores da série AMS-1, AMS-2 e AMS-3;
- c) amostradores por bombeamento: retiram a mistura água/sedimento através de um orifício pela ação de bombeamento. Podem ser pontuais ou integradores na vertical, como o amostrador ISCO.

De maneira direta, o advento de novas tecnologias tem possibilitado substituir os métodos tradicionais de medição. Com instrumentos e métodos alternativos que produzem dados contínuos e de menor custo, como, por

exemplo, a estimativa da concentração de sólidos em suspensão (CSS) com o uso do turbidímetro, apresenta como principal vantagem a aquisição contínua de dados e o baixo custo operacional, conforme reportam Minella et al. (2009). O aparelho mede a propriedade ótica que causam a dispersão ou a absorção de luz pelas partículas em suspensão, sendo simples e barato, e permitindo a coleta contínua de dados (MINELLA; WALLING; MERTEN, 2008). O valor da turbidez é, então, correlacionado com a concentração de sedimentos obtidos em alguns eventos de cheia. Minella e Merten (2011) ressaltam que seu uso deve ser tratado como uma metodologia complementar para o monitoramento da concentração de sedimentos em suspensão, devendo ser realizado em conjunto com técnicas tradicionais de coleta de dados, para a verificação e a calibração do equipamento.

Outra forma é por meio da curva-chave do rio que se está analisando, pois ela relaciona a vazão com o nível d'água, tornando necessária a medição de velocidades em níveis de água baixo ou alto, uma vez que a concentração de sedimentos em suspensão é influenciada pela vazão decorrente da precipitação. Assim, a coleta de amostras deve ser realizada em períodos chuvosos e secos, buscando nos períodos chuvosos uma maior frequência nas coletas, já que há diferenças sazonais e de evento para evento. Em relação à precipitação, esta variável pode ser registrada por pluviógrafos.

Segundo Minella (2007), o monitoramento de alta frequência está relacionado às dificuldades logísticas e ao custo de coleta e da análise da concentração de sedimentos. Outra dificuldade está relacionada à determinação da concentração de sedimentos em suspensão logo após a coleta, e o intervalo de tempo entre a coleta e a análise deve ser o mesmo para todas as amostras.

Recomenda-se também que a medição seja realizada a partir de medidas em vários pontos, a fim de se obter amostras representativas e, por isso, além da

frequência, deve ser adotada uma técnica de amostragem que seja uniforme e representativa na seção transversal do curso d'água (CARVALHO, 1994).

2.3 Processos de recarga

Os meios hídricos subterrâneos e superficiais constituem um sistema único, em dinâmica e contínua interação e, portanto, em processo de interferência mútua, em que qualquer modificação em um destes, em curto ou longo prazo, irá provocar mudanças em todo o sistema, justificando, assim, a necessidade de um gerenciamento integrado (COSTA; BACELLAR, 2010).

No contexto de ciclo hidrológico, tem-se o escoamento superficial, o qual é o componente que estuda o deslocamento das águas na superfície terrestre, sendo considerado um dos mais importantes para o manejo de bacias hidrográficas, podendo ser dividido em escoamento superficial direto e escoamento de base ou subterrâneo (SILVA et al., 2008). Esses componentes do fluxo total são passíveis de serem individualizados por métodos de separação de hidrogramas.

Para facilitar a comparação entre bacias, o fluxo (ou escoamento) de base pode ser expresso a partir do índice de fluxo de base (IFB), do fluxo de base específico (FBE) e da relação deflúvio de base e precipitação (Db/P). O primeiro representa a proporção do fluxo total derivada do fluxo de base, sendo, portanto, adimensional. É considerado um bom indicador das condições geológicas da bacia, sendo tanto maior (valores próximos de 1) quanto maior a contribuição do fluxo subterrâneo e tendo valores próximos a zero para rios efêmeros (COSTA; BACELLAR, 2010; SMAKHTIN, 2001). O segundo índice diz respeito ao volume do fluxo de base em um ano hidrológico dividido pela área da bacia. O terceiro permite avaliar as condições de armazenagem de água subterrânea nos aquíferos superficiais, os quais interagem com a drenagem

superficial e, conseqüentemente, estão vinculados aos processos de recarga subterrânea, caracterizando o estoque de água armazenada no período chuvoso (ALVARENGA et al., 2012).

A recessão do fluxo de base corresponde à depleção da água subterrânea ao longo do tempo, indicando a que taxas as reservas do aquífero estão sendo liberadas para o rio, dando indícios, portanto, da condição do aquífero (SMAKHTIN, 2001). Adotando-se uma relação linear entre a taxa de fluxo e a carga hidráulica, pode-se admitir, para grande parte dos aquíferos, um modelo exponencial para a recessão, como, por exemplo, a equação de Maillet que, há mais de um século, tem sido utilizada para caracterizar e prever o comportamento da curva de depleção dos hidrogramas (BIRK; HERGARTEN, 2010).

Além de permitir estimar indiretamente os parâmetros hidrodinâmicos (difusividade e transmissividade), o conhecimento do escoamento de base tem importância na gestão de recursos hídricos, por possibilitar a estimativa da reserva renovável, ou seja, o volume que pode ser explorado de um aquífero sem comprometer sua sustentabilidade, conforme mostram Costa e Bacellar (2010).

Tucci (2007) define o escoamento de base como aquele que é produzido pela drenagem do aquífero subterrâneo, importante do ponto de vista ambiental, uma vez que refletirá a produção de água na bacia durante as estações secas. Para Eckhardt (2008), o escoamento de base é um componente da vazão que reage lentamente à chuva, e o seu conhecimento é extremamente importante para a avaliação da qualidade da água e estudos em condições de anos mais secos.

Silva et al. (2012) demonstraram que a quantificação das reservas de água subterrânea é vital para o desenvolvimento econômico e social, devendo ser uma prioridade para os órgãos de gestão de recursos hídricos.

A principal fonte de recarga dos aquíferos é a chuva, que pode penetrar o solo diretamente e percolar para a zona de águas subterrâneas (SILVA et al.,

2012; FAZAL et al., 2005). Paiva (2006) relatou que alguns eventos de chuva de pouca intensidade e duração não provocam contribuições diretas à recarga de águas subterrânea. A água que efetivamente infiltra, não necessariamente é um resultado de um único evento de chuva, mas pode representar uma série de eventos precedentes de chuva. Ainda de acordo com este mesmo autor, a recarga de aquíferos também pode ocorrer pela infiltração de rios, canais, lagos e por fenômenos de natureza humana, como a irrigação e a urbanização.

Outros fatores que colaboram para a infiltração de água no solo e posterior recarga dizem respeito ao uso e à ocupação do solo, pois, segundo Maziero (2005), a recarga está diretamente relacionada com a cobertura da superfície do solo. A textura do solo e a sua permeabilidade também são importantes na avaliação da recarga, devido ao fato de solos de granulometria mais grosseira geralmente resultarem em taxas de recarga maiores que solos de granulometria fina (PAIVA, 2006).

Em relação à cobertura vegetal, tem-se que a presença de árvores aumenta o aporte de matéria orgânica, levando a um aumento da capacidade de absorção e infiltração de água, reduzindo o risco de erosão e estimulando a atividade biológica da área (MENDONÇA et al., 2009; BARBERA-CASTILLO, 2001). Sob florestas, os solos apresentam significativa porosidade, especialmente a macroporosidade. Estes macroporos são caminhos preferenciais que facilitam a infiltração e a recarga de aquíferos (MENDONÇA et al., 2009; BEST et al., 2003).

Mendonça (2001), estudando áreas desmatadas na Floresta Nacional do Araripe, constatou um aumento na densidade aparente do solo e uma redução na matéria orgânica, umidade, porosidade e condutividade hidráulica. A alteração destes parâmetros levou à redução na capacidade de infiltração e a um possível esgotamento do solo com consequente empobrecimento florestal, reduzindo a

água disponível no solo nas áreas desmatadas em comparação com as áreas preservadas daquela floresta.

A baixa capacidade de infiltração, associada às perdas de umidade do solo em áreas desmatadas, é capaz de reduzir sensivelmente a recarga de aquíferos (MENDONÇA et al., 2009). Embora, após a derrubada de uma área de floresta, possa ser verificado um aumento na recarga, causando até elevação do nível piezométrico, após algum tempo, a compactação e o endurecimento da superfície do solo o deixam desfavorável ao crescimento de plantas, acelerando o escoamento superficial, reduzindo a recarga e, conseqüentemente, baixando o nível piezométrico (GOUDIE, 1993).

Em estudos realizados por Roberts, Vertessy e Grayson (2001) foram relatadas mudanças no fluxo de base de rios próximos a áreas que sofreram desmatamento. Segundo estes autores, houve um aumento das vazões anuais no período entre um e três anos após o desmatamento e uma posterior diminuição progressiva, que perdurou por 15 a 20 anos, com regeneração da vegetação. Somente depois de 40 a 50 anos, quando as plantas já estavam maduras, observou-se uma recuperação na vazão.

Enquanto as áreas preservadas têm os solos protegidos contra a desagregação, o que influencia diretamente a capacidade de infiltração de água, as áreas degradadas têm solos compactados e pobres em matéria orgânica, o que, segundo Mendonça et al. (2009), afeta o arejamento e a capacidade de infiltração, prejudicando, assim, o crescimento do sistema radicular, interferindo na recuperação dessas áreas e influenciando diretamente com uma redução da recarga subterrânea.

Observa-se também que, em solos com baixo conteúdo de matéria orgânica, elevada perda de umidade e baixa capacidade de infiltração, há efeitos diretos na recarga do lençol freático, uma vez que a infiltração varia de acordo

com a textura do solo, a cobertura vegetal e o grau de saturação (MENDONÇA et al., 2009).

A ausência da cobertura vegetal reduz a infiltração de água no solo, potencializa o aumento do escoamento superficial direto e o tempo de permanência da água nas camadas mais superficiais, nas quais a evaporação é mais intensa, devido à incidência direta dos raios solares na superfície deste solo descoberto, reduzindo de maneira significativa a recarga. Portanto, observa-se que a cobertura do solo é um fator preponderante para manter o solo em uma condição de umidade elevada, além de reduzir os riscos de erosão hídrica, provocada pelo escoamento superficial.

A condição climática é outro fator que está fortemente ligada aos processos de recarga. Scanlon, Healy e Cook (2002) mostram que regiões de clima úmido são, normalmente, caracterizadas por uma superfície freática rasa, rios efluentes e recarga difusa. As taxas de recarga, de acordo com estes autores, são frequentemente limitadas pela capacidade do aquífero transmitir e armazenar água, processos que são influenciados pela geologia subsuperficial. Por outro lado, regiões de clima seco apresentam uma superfície freática mais profunda, rios influentes e recarga concentrada. As taxas de recarga são limitadas em grande parte pela água disponível na superfície do terreno, que é controlada por fatores climáticos, como a precipitação e a evapotranspiração e pelas características geomorfológicas superficiais (SILVA, 2009).

Embora fatores como relevo, cobertura do solo e condições climáticas interfiram na recarga, de forma geral, Vries e Simmers (2002) distinguem três tipos de recarga, as quais podem ser direta, indireta e localizada. A recarga direta pode ser definida como a parcela da precipitação que vence a zona não saturada e soma-se à reserva subterrânea, sendo a recarga indireta aquela que descreve os processos em que a recarga ocorre por mecanismos introduzidos pelo homem, bem como por rios e depressões do relevo. Por último, tem-se a localizada, que é

um processo pontual, em que a água se move a curtas distâncias lateralmente, antes da infiltração.

Com relação à duração dos processos de recarga, Barreto (2006) e Silva (2009) apresentam quatro tipos, que são: recarga curta, sazonal, perene e histórica. A recarga curta é aquela que ocorre após grandes eventos de chuva; a recarga sazonal ocorre durante o degelo (em regiões de clima temperado) ou em períodos chuvosos, em regiões com estações secas e chuvosas bem definidas; a perene, que ocorre nos trópicos úmidos onde existe fluxo contínuo de água e a recarga histórica, que é aquela que ocorreu há um longo tempo e que foi responsável pela formação dos recursos hídricos subterrâneos existentes atualmente (aquíferos profundos ou artesianos).

2.4 Sistemas de informações geográficas

De acordo com Mattos (1998), um sistema de informação geográfica (SIG) é uma ferramenta de auxílio ao processamento da informação, a qual pode incluir aspectos de superfícies, de culturas, demográficos, monitoramento, mapeamento e sensoriamento remoto, dentre outras, reunindo as características de um local, um recurso e/ou um aspecto com sua localização espacial.

Sua designação refere-se a sistemas que realizam tratamento computacional de dados geográficos, armazenando a geometria e os atributos dos dados georreferenciados, isto é, localizados na superfície terrestre em uma projeção cartográfica (CÂMARA; MEDEIROS, 1998).

Liu (2007) define SIG como um modelo matemático dinâmico que tem um banco de dados digital georreferenciado, gerenciado de forma a facilitar sua atualização e aplicação no planejamento e na otimização de determinadas tarefas.

O SIG proporciona uma estrutura espacial capaz de auxiliar as tomadas de decisão para o uso racional dos recursos existentes, além de proporcionar o gerenciamento das ações antrópicas sobre esses recursos. Com seu uso, torna-se viável agregar dados como mapas digitais de uso do solo, vegetação, clima e pedologia, entre outros, sendo cada parte gráfica incorporada ao conjunto chamada de plano de informação.

A utilização do SIG na modelagem de recursos hídricos vem sendo difundida em face da necessidade de manipulação de uma extensa massa de dados no processo de modelagem e das ferramentas que um SIG oferece, compondo também a estrutura de alguns modelos visando à obtenção de informações físicas e climáticas de bacias hidrográficas, levando em consideração a variabilidade espacial desses parâmetros.

Schmugge et al. (2002) citam que, nos estudos hidrológicos, a possibilidade de obtenção da variabilidade espacial e temporal a intervalos constantes é muito oportuna para estudos dos balanços de energia e hídrico, ressaltando, assim, a importância e a necessidade dos SIGs.

A integração entre SIG e modelos pode ocorrer de três formas, conforme Machado (2002), que são:

- a) na primeira, SIG e modelo são desenvolvidos separadamente e o modelo extrai os dados obtidos pelo SIG, por meio de uma simples transferência de arquivos. Este formato é mais simples, porém, não utiliza todas as vantagens funcionais do SIG;
- b) na segunda, o modelo é configurado com as ferramentas do SIG e a troca de dados é feita automaticamente. Nesse nível, está a maioria dos modelos hidrológicos em evidência atualmente e,

- c) na terceira forma, modelo e SIG são incorporados um ao outro, sendo requerido grande esforço de programação, sendo esta interface mais utilizada em modelos mais simples.

Nos últimos anos, as aplicações de modelos hidrossedimentológicos vêm sendo incorporadas ao SIG para representar espacialmente os resultados obtidos da modelagem, sobretudo na produção de mapas temáticos e para auxiliar as análises espaciais, por meio do cruzamento de dados tabulares e de informações geográficas, ajudando, assim, o processo de análise geoespacial (SILVA; SANTOS, 2008).

2.5 Indicadores ambientais

O uso de indicadores e índices permite a obtenção de informações sobre uma dada realidade, podendo ser um dado individual ou um agregado de informações. Para Shields, Solar e Martin (2002), um índice revela o estado de um sistema ou fenômeno, podendo ser construído para analisar dados por meio da junção de um jogo de elementos com relacionamentos estabelecidos, como demonstraram Prabhu, Colfer e Dudley (1999).

O termo indicador é um parâmetro selecionado e considerado isoladamente ou em combinação com outros para refletir sobre as condições do sistema em análise, normalmente utilizado como um pré-tratamento aos dados originais (SICHE et al., 2007).

Diante disso, diversos trabalhos metodológicos têm proposto protocolos e critérios para o desenvolvimento e seleção de indicadores (CAIRNS JÚNIOR; MCCORMICK; NIEDERLEHNER, 1993; ANDREASEN et al., 2001; DALE; BEYELER, 2001) sendo que, para Danz et al. (2005), uma característica nestes trabalhos é que os indicadores devem ser avaliados por propriedades, incluindo

quanto à variabilidade, ao erro, à capacidade discriminatória e à capacidade de resposta (ao estresse). Nesse sentido, na determinação da robustez dos indicadores, torna-se claro que, em algum ponto, no seu processo de desenvolvimento, dados ecológicos devem ser coletados, analisados e interpretados.

Organização das Nações Unidas (1992) mostra a importância de se desenvolver indicadores, em especial, na elaboração de indicadores de desenvolvimento sustentável que sirvam de base sólida para adotar decisões em todos os níveis, e que contribuam a uma sustentabilidade autorregulada dos sistemas integrados do meio ambiente e o desenvolvimento. Nessa proposta, era necessário definir padrões sustentáveis de desenvolvimento, os quais abrangessem aspectos sociais, econômicos, culturais e éticos, de modo que o indicador desenvolvido pudesse mensurar e avaliar o sistema em estudo com base nestes aspectos.

Nessa linha de indicadores sustentáveis, tem-se o índice *Ecological Footprint* (REES, 1992), cujo objetivo era calcular a área de terra necessária para a produção e a manutenção de bens e serviços consumidos por uma determinada comunidade, e o *Environmental Sustainability Index* (SAMUEL-JOHNSON; ESTY, 2000), considerado de grande importância na discussão sobre sustentabilidade de países.

De acordo com Brandt, Vogel e Archfield (2008), nota-se um considerável interesse no uso de indicadores e índices para descrever o complexo comportamento da água em sistemas ambientais, visando estimar o seu impacto em diferentes níveis de escala. Indicadores desse tipo são utilizados para entender os efeitos da regulação de rios, como, por exemplo, uso de reservatórios (GAO et al., 2009).

O uso de indicadores de qualidade de água, segundo Toledo e Nicolella (2002), consiste no emprego de variáveis que se correlacionam com as

alterações ocorridas na bacia, sejam estas de origens antrópicas ou naturais. No sentido de avaliar a qualidade de água, várias técnicas para a elaboração de índice têm sido usadas, sendo a mais empregada aquela desenvolvida pela *National Sanitation Foundation Institution*. No Brasil, este índice de qualidade de águas foi adaptado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e, dos 35 parâmetros indicadores de qualidade inicialmente propostos, nove foram escolhidos pela sua relevância para a avaliação da qualidade das águas, tendo como determinante principal a utilização das mesmas para o abastecimento público (ÍNDICE..., 2013).

Além do uso de indicadores e índices para descrever a qualidade das águas, bem como caracterizar o regime hídrico, tem-se também o emprego de índices de qualidade do solo, os quais são utilizados para análises de sustentabilidade ambiental e da produção agrícola.

Araújo (2006) cita que alguns trabalhos que geraram índices para inferência sobre o potencial de recarga de água subterrânea, aplicando apenas indicadores da paisagem, como relevo, características pedológicas e material de origem, contudo, segundo Alvarenga et al. (2012), esses índices não captam a influência do uso do solo nos atributos de superfície associados à infiltração de água, o que, em condições tropicais e subtropicais, é mais relevante do que indicadores baseados apenas na paisagem. Dessa forma, Alvarenga et al. (2012) desenvolveram um índice de qualidade do solo relacionado à recarga de água subterrânea, válido para as condições da bacia hidrográfica do Alto Rio Grande, sendo, portanto, uma combinação linear de três indicadores relacionados à infiltração de água no solo, que são: densidade do solo, condutividade hidráulica saturada e macroporosidade. Tal índice proposto mostrou-se uma ferramenta importante para avaliação do potencial do solo para recarga de água subterrânea, uma vez que, segundo os autores, ele reflete a influência dos usos da terra no

comportamento do deflúvio de base e, conseqüentemente, na dinâmica da produção de água pelas sub-bacias.

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avaliação do impacto ambiental de bacias hidrográficas, por meio do estudo de indicadores que permitam estimar o nível de estresse, bem como a simulação e a caracterização dos processos hidrossedimentológicos por uma interface SIG, tem como principal objetivo produzir subsídios técnicos direcionados para a tomada de decisão e a gestão de bacias por parte dos gestores de recursos hídricos, bem como seus usuários. Para isso, foram avaliados os diferentes impactos hidrológicos e hidrossedimentológicos associados ao uso do solo nas bacias hidrográficas do rio Paraopeba e a do rio Sapucaí, ambas em Minas Gerais. Para isso, foram realizadas análises sobre indicadores, sejam eles dos fenômenos físicos do ciclo hidrológico natural, sejam estes do uso dos recursos hídricos, agrupando-os de forma inédita, visando desenvolver um índice de perturbação hidrossedimentológica que possibilite checar e apontar áreas mais susceptíveis e, também, difundir e subsidiar sua aplicação em estudos futuros ligados à gestão integrada dos recursos hídricos.

Este trabalho apresenta-se estruturado da seguinte forma: no primeiro capítulo, são apresentadas revisões bibliográficas relacionadas ao uso de indicadores, hidrossedimentologia, processos de recarga, bem como a utilização de sistema de informações geográfica na modelagem de recursos hídricos. No capítulo 2, intitulado Caracterização e avaliação do estresse hidrológico nas bacias dos rios Paraopeba e Sapucaí, avaliou-se o comportamento do nível de estresse por sub-bacias, a partir da análise das séries históricas fluviométricas das seções de monitoramento e distribuição espacial da outorga do uso da água. No capítulo 3, Comportamento da recarga de água subterrânea com base em hidrogramas de escoamento superficial, analisou-se o papel da cobertura do uso do solo em termos de recarga e, conseqüentemente, no aumento da

disponibilidade hídrica, com base na parcela da precipitação que correspondia ao deflúvio de base. No capítulo 4, Erosão potencial e atual do solo à erosão hídrica com base na modelagem hidrodinâmica em ambiente SIG, analisaram-se as áreas mais suscetíveis à erosão hídrica por meio de mapas gerados por meio da equação universal de perdas de solo revisada, fornecendo subsídios para medidas de conservação do solo e da água nas bacias estudadas. No capítulo 5, Análise da concentração e do transporte de sedimentos em bacias hidrográficas, avaliou-se, por meio de dados de sedimentos em suspensão e da curva-chave hidrossedimentológica, o aporte de sedimentos nas seções de controle, pela interpretação do uso do solo e ações antrópicas. No capítulo 6, Índice de perturbação hidrossedimentológica (IPHS) para gestão ambiental em bacias hidrográficas de Minas Gerais, desenvolveu-se um modelo multicritério baseado em parâmetros hídricos e ambientais, o qual permitiu identificar as áreas mais susceptíveis, do ponto de vista hidrossedimentológico, auxiliando e integrando modelos de gestão dos recursos naturais no estado de Minas Gerais.

REFERÊNCIAS

ALVARENGA, C. C. et al. Índice de qualidade do solo associado à recarga de água subterrânea (IQS_{RA}) na bacia hidrográfica do Alto rio Grande, MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 5, p. 1608-1619, out./nov. 2012.

ANDREASEN, J. K. et al. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. **Ecological Indicators**, Washington, v. 1, n. 1, p. 21-35, Aug. 2001.

ARAÚJO, A. R. **Solos da bacia do Alto rio Grande (MG): base para estudos hidrológicos e aptidão agrícola**. 2006. 345 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

AUDRY, S.; BLAN, G.; SHÄFER, J. Solid state partitioning of trace metal in suspended particulate matter from a river system affected by smelting-waste drainage. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 363, n. 1-3, p. 216-236, June 2006.

BARBERA-CASTILLO, N. M. **Diversidad de espécies de hormigas em sistemas agroforestales contrastantes de café, em Turrialba, Costa Rica**. 2001. 91 p. Dissertação (Mestrado) – Centro Agronômico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica, 2001.

BARRETO, C. E. A. G. **Balanço hídrico em zona de afloramento do sistema aquífero Guarani a partir de monitoramento hidrogeológico em bacia representativa**. 2006. 249 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Carlos, São Carlos, 2006.

BENETTI, A.; BIDONE, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação: volume. 3**. ed. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2004.

BEST, A. et al. **A critical review of paired catchment studies with reference to seasonal flow and climatic variability**. Canberra: Murray-Darling Basin Commission, 2003.

BIESEMANS, J.; VAN MEIRVENNE, M.; GABRIELS, D. Extending the RUSLE with the Monte Carlo error propagation technique to predict long term average off-site sediment accumulation. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 55, n. 1, p. 35-42, 2000.

BIRK, S.; HERGARTEN, S. Early recession behavior of spring hydrographs. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 387, 1-2, p. 24-32, June, 2010.

BRANDT, S.; VOGEL, R. M.; ARCHFIELD, S. A. **Indicators of hydrologic stress in Massachusetts**. Honolulu: ASCE-EWRI, 2008.

BROWNING, P. C. L.; CLASS, J. A. A method for determining the use and limitation of rotation and conservation practices in control of soil erosion in Iowa. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 23, p. 246-249, 1947.

CAIRNS JÚNIOR, J.; MCCORMICK, P. V.; NIEDERLEHNER, B. R. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 263, p. 1-44, 1993.

CÂMARA, G.; MEDEIROS, J. S. Princípios básicos em geoprocessamento. In: ASSAD, E. D.; SANO, E. E. **Sistemas de informações geográficas: aplicações na agricultura**. 2. ed. Planaltina: EMBRAPA Cerrados, 1998. p. 3-11.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. 2. ed. Rio de Janeiro: CPRM, 2008.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: CPRM, 1994.

CECCHIA, T. **Avaliação de perda de solo por erosão hídrica e estudo de energia na bacia do rio Caeté, Alfredo Wagner – Santa Catarina.** 2005. 166 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

CHRISTOFOLETTI, A. **A modelagem de sistemas ambientais.** São Paulo: Edgard Blucher, 1999.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Índice de qualidade da água.** São Paulo: Cetesb, 2013. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 15 jul. 2013.

COOK, H. L. The nature and controlling variables of the water erosion process. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 1, p. 487-494, 1936.

COSTA, F. M.; BACELLAR, L. A. P. Caracterização hidrogeológica de aquíferos a partir do fluxo de base. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 15, n. 3, p. 173-183, jul./set. 2010.

DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, Washington, v. 1, n. 1, p. 3-10, Mar. 2001.

DANZ, N. P. et al. Environmentally stratified sampling design for the development of Great Lakes environmental indicators. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 102, n. 1-3, p. 41-65, Mar. 2005.

DIAS, J. R. **Aplicação do modelo hidrológico AGNPS2001 utilizando dados observados na bacia do arroio Vacacaí-Mirim.** 2003. 118 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

DURÃES, M. F. **Caracterização e avaliação do estresse hidrológico da bacia do rio Paraopeba, por meio de simulação chuva-vazão de cenários atuais e prospectivos de ocupação e uso do solo utilizando um modelo hidrológico distribuído.** 2010. 147 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

ECKHARDT, K. A comparison of baseflow indices, which were calculated with seven different baseflow separation methods. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 352, n. 1-2, p. 168-173, Apr. 2008.

ELLIOT, W. J.; WARD, A. D. Soil erosion and control practices. In: ELLIOT, W. J.; WARD, A. D. (Ed.). **Environmental Hydrology**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. Cap. 6, p. 177-204.

FAZAL, M. A. et al. Estimating groundwater recharge using the SMAR conceptual model calibrated by genetic algorithm. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 303, n. 1-4, p. 56-78, Mar. 2005.

FLANAGAN, D. C.; LIVINGSTON, S. J. USDA Water erosion prediction project (WEPP): development history, model capabilities, and future enhancements. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, Saint Joseph, v. 50, n. 5, p. 1603-1612, 2007.

GALVÃO, D. M. O. **Subsídios à determinação de vazões ambientais em cursos d'água não regulados: o caso do ribeirão Pípiripau (DF/GO).** 2008. 219 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

GAO, Y. et al. Development of representative indicators of hydrologic alteration. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 374, n. 1-2, p. 136-147, July 2009.

GOMES, N. M. et al. Aplicabilidade do LISEM (Limburg Soil Erosion Model) para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica tropical. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 6, p. 2483-2492, nov./dez. 2008.

GORDON, N. D. et al. **Stream Hydrology: an introduction for ecologists**. 2. ed. New York: John Wiley & Sons, 2004.

GOUDIE, A. **The human impact on the natural environment**. 4. ed. Oxford: Blackwell Publishers, 1993.

HARRIS, E. et al. Macro approach for water sharing in unregulated rivers. In: INTERNATIONAL RIVER SYMPOSIUM, 9th., 2006, Brisbane. **Anais...** Austrália: [s.n], 2006.

HOYOS, N. Spatial modeling of soil erosion potential in a tropical watershed of the Colombian Andes. **Catena**, Amsterdam, v. 63, n. 1, p. 85-108, Sept. 2005.

ÍNDICE de qualidade da água. **Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo**, São Paulo, 2013. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 15 jul. 2013.

LANE, L. J.; NEARING, M. A. (Ed.). **Water erosion prediction project: hillslope profile model documentation**. Rondônoa: Embrapa Agropecuária Oeste, 1989.

LIMA, E. R. V.; KUX, H. J. H.; SAUSEN, T. M. Sistema de informações geográficas e técnicas de sensoriamento remoto na elaboração de mapas de riscos de erosão no sertão da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 16, n. 2, p. 257-263, mar./abr. 1992.

LIMA, J. L. M. P.; SINGH, V. P. The influence of the pattern of moving rainstorms on overland flow. **Advances in Water Resources**, Southampton, v. 25, n. 7, p. 817-828, July 2002.

LIU, W. T. H. **Aplicações de sensoriamento remoto: volume 1.** Campo Grande: Editora UNIDERP, 2007.

LOPES, V. L. **A numerical model of watershed erosion and sediment yield.** 1987. 140 p. PhD Dissertation (Philosophy Doctor in Watershed Management) - University of Arizona, Tucson, 1987.

MACHADO, R. E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento.** 2002. 152 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

MARCONDES, C. R. **Estudo de descarga sólida em suspensão nos cursos d’água da bacia hidrográfica do rio Sapucaí.** 2011. 78 p. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia da Energia) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2011.

MATA, C. L. et al. Avaliação multitemporal da susceptibilidade erosiva na bacia do rio Urucuia (MG) por meio da equação universal de perda de solos. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia, v. 8, n. 2, p. 57-71, 2007.

MATOS, L. M. **Uso dos índices AF (Attenuation factor) e RF (Retardation factor) como metodologia de estudo de contaminação por pesticidas de solo e água subterrânea.** 1998. 189 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

MAZIERO, T. A. **Monitoramento de água subterrânea em área urbana: aspectos quantitativos.** 2005. 85 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Carlos, São Carlos, 2005.

MENDONÇA, L. A. R. et al. Avaliação da capacidade de infiltração de solos submetidos a diferentes tipos de manejo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 1, p. 89-98, jan./mar. 2009.

MENDONÇA, L. A. R. **Recursos hídricos da Chapada do Araripe**. 2001. 193 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2001.

MINELLA, J. P. G. Avaliação de alguns parâmetros hidrossedimentológicos numa bacia hidrográfica do Rio Grande do Sul. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**, Rio Grande do Sul, v. 1, n. 1, p. 49-54, jul./dez. 2004.

MINELLA, J. P. G. et al. Turbidimetria e a estimativa da concentração de sedimentos em suspensão. In: IDE, C. N.; VAL, L. A. A. do; RIBEIRO, M. L. (Ed.). **Produção de sedimentos e seus impactos ambientais, sociais e econômicos**. Campo Grande: Oeste, 2009. p. 95-112.

MINELLA, J. P. G. **Utilização de técnicas hidrossedimentométricas combinadas com a identificação de fontes de sedimentos para avaliar o efeito do uso e do manejo do solo nos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica rural no Rio Grande do Sul**. 2007. 172 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H. Monitoramento de bacias hidrográficas para identificar fontes de sedimentos em suspensão. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 41, n. 3, p. 424-432, mar. 2011.

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 yield. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 348, n. 3-4, p. 546-563, Jan. 2008.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Agenda 21**. Rio de Janeiro, Brasil: United Nations Conference on Environment & Development, 1992.

PAIVA, E. M. C. D. Métodos de estimativa da produção de sedimentos em pequenas bacias hidrográficas. In: PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. (Org.). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2003. p. 365-394.

PAIVA, G. P. **Estimativa da recarga em uma unidade dentrítica de uma micro-bacia do Rio Piranga (MG)**. 2006. 129 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

PANDEY, A.; CHOWDARY, V. M.; MAL, B. C. Sediment yield modelling of na agricultural watershed using MUSLE, remote sensing and GIS. **Paddy and Water Environment**, Coverage, v. 7, n. 2, p. 105-113, June 2009.

PEREIRA, M. A. F. **Processos hidrossedimentológicos em diferentes escalas espaço temporais no bioma Mata Altântica**. 2010. 118 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

PRABHU, R.; COLFER, C. J. P.; DUDLEY, R. G. **Guidelines for developing, testing and selecting criteria and indicators for sustainable forest management**. Indonesia: Center for International Forestry Rearch, 1999.

PRUSKI, F. F. et al. **Conservação de solo e água**: práticas para o controle da erosão hídrica. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2006.

RAUDIKIVI, A. J. **Loose boundary hydraulics**. 2. ed. Oxford: Pergamon International. 1976.

REES, W. E. Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out. **Environment and Urbanization**, London, v. 4, n. 2, p. 121-129, Oct. 1992.

ROBERTS, S.; VERTESSY, R. A.; GRAYSON, R. Transpiration from Eucalyptus sieberi (L. Johnson) forests of different age. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 143, n. 1-3, p. 153-161, Apr. 2001.

ROGERS, R. P.; JALAL, K. F.; BOYD, J. A. **An introduction to sustainable development**. Harvard: University Press, 2005.

SAMUEL-JOHNSON, K.; ESTY, D. C. **Pilot environmental sustainability index report**. Davos: World Economic Forum, 2000.

SCANLON, B. R.; HEALY, R. W.; COOK, P. G. Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. **Hydrogeology Journal**, Orleans, v. 10, p. 18-39, 2002.

SCHMUGGE, T. J. et al. Remote sensing in hydrology. **Advances in Water Resources**, Southampton, v. 25, n. 8-12, p. 1367-1385, Aug./Dec. 2002.

SHIELDS, D.; SOLAR, S.; MARTIN, W. The role of values and objectives in communicating indicators of sustainability. **Ecological Indicators**, Washington, v. 2, n. 1-2, p. 149-160, Nov. 2002.

SICHE, R. et al. Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 10, n. 2, p. 137-148, dez. 2007.

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas**. São Carlos: Rima, 2003.

SILVA, E. R. A. C.; GALVÍNCIO, J. D. A metodologia de escopo global MWSP aplicada no âmbito local para análise do estresse hidrológico no médio trecho da bacia do Ipojuca – PE: uma contribuição à temática da transposição do rio São Francisco. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 4, n. 3, p. 602-628, 2011.

SILVA, L. A. et al. Groundwater recharge estimate at Alto Rio Grande – MG watershed. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 32, n. 6, p. 1097-1108, nov./dez. 2012.

SILVA, L. A. **Regime de escoamento e recarga subterrânea de nascentes na região do Alto Rio Grande – MG**. 2009. 134 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

SILVA, P. M. O. et al. Modelagem da hidrógrafa de cheia em uma bacia hidrográfica da região Alto Rio Grande. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 3, p. 258-265, maio/jun. 2008.

SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G. Estimativa da produção de sedimentos mediante uso de um modelo hidrossedimentológico acoplado a um SIG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 5, p. 520-526, set./out. 2008.

SIMÕES, S. J. C.; COIADO, E. M. Métodos de estimativa da produção de sedimentos em pequenas bacias hidrográficas. In: PAIVA, J. B. D. de; PAIVA, E. M. C. D. de (Org.). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001. p. 365-394.

SMAKHTIN, V. U. Low flow hydrology: a review. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 240, n. 3-4, p. 147-186, Jan. 2001.

SMITH, D. D. Interpretation of soil conservation data for field use. **Journal of Agricultural Engineering**, Pisa, v. 22, n. 5, p. 173-175, 1941.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 59, n. 1, p. 181-186, jan./mar 2002.

TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação: volume. 4. ed.** Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2007.

VRIES, J. J.; SIMMERS, I. Groundwater recharge: an overview of processes and challenges. **Hydrogeology Journal**, Orleans, v. 10, n. 1, p. 5-17, 2002.

WALLING, D. E. Human impact on land-ocean sediment transfer by world's rivers. **Geomorphology**, Devon, v. 79, n. 3-4, p. 192-216, Sept. 2006.

WALLING, D. E. The sediment delivery problem. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 65, n. 1-3, p. 209-237, Aug. 1983.

WILLIAMS, G. P. Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 111, n. 1-4, p. 89-106, 1989.

WILLIAMS, J. R. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In: **PRESENT and prospective technology for predicting sediment yield and sources**. Washington: U.S. Department of Agriculture, 1975. p. 244-252.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington: Department of Agriculture, 1978.

ZINGG, R. W. Degree and length of land slope as it affects soil loss runoff. **Journal of Agricultural Engineering**, Pisa, v. 21, n. 1, p. 59-64, 1940.

CAPÍTULO 2

Caracterização e avaliação do estresse hidrológico nas bacias dos rios Paraopeba e Sapucaí

RESUMO

O cotejo entre as demandas e as disponibilidades hídricas, em meio às diversas variáveis a serem consideradas na atividade de gerenciamento, apresenta diferentes cenários, cujas avaliações e interpretações são muito úteis às tomadas de decisão pelo órgão gestor dos recursos hídricos. Uma das possíveis alternativas para se realizar tal cotejo refere-se ao conceito de estresse hidrológico, o qual estabelece o balanço entre a vazão disponível e o conjunto das demandas, com base na curva de permanência das vazões de uma dada seção fluvial. O princípio é definir um valor limiar para a proporção entre o valor de pico do conjunto das vazões de demanda e um dado percentil da curva de permanência, acima do qual se estabelece uma situação de estresse hidrológico. Assim, objetivou-se, neste trabalho, empregar este conceito, por meio de um estudo de caso para duas bacias hidrográficas, a do rio Paraopeba e a do rio Sapucaí, avaliando o nível de estresse por sub-bacia. Os resultados referentes aos índices de estresse hidrológico nos quais as bacias se encontram situam-se em níveis baixo, para a bacia do rio Sapucaí e chega ao nível alto para a bacia do rio Paraopeba, demonstrando, dessa forma, a necessidade de alterações na política de gestão de recursos hídricos no estado de Minas Gerais.

Palavras-chave: Estresse hidrológico. Curva de permanência. Gestão de recursos hídricos.

ABSTRACT

Contrasting water demands and water availabilities, amidst the several variables that are important for natural resource management, presents different scenarios, whose evaluation and interpretation are key elements for stakeholders. In this context, one of the possible alternatives refers to the concept of hydrological stress which establishes the overall balance between water availability and water demand, on the basis of the flow duration curve at a given river cross section. The principle is to define a threshold value for the proportion between the total demanded discharge and a given percentile discharge, as obtained from the at-site flow duration curve, beyond which the hydrological stress is established in those particular watersheds. This study analyzes the opportunity to employ this concept to water resources management, through a case study in the Paraopebe river basin and Sapucaí river basin, located in south-central Brazil, evaluating stress level by subbasin. The watershed hydrological stress indices were considered as low for Sapucaí river basin and reaching level high in Paraopebe river basin, pointing out to eventual changes in the water resources management policies in Minas Gerais State.

Keywords: Hydrological stress. Flow duration curve. Water resources management.

1 INTRODUÇÃO

Gestores de recursos hídricos, agências governamentais e também os usuários de recursos hídricos deparam-se, frequentemente, com a questão de manter o fluxo mínimo de água necessário ao equilíbrio dos ecossistemas fluviais e ribeirinhos de uma bacia hidrográfica, ao mesmo tempo em que é preciso reservar ou alocar água para atender aos seus diversos usos, reclamados pelos diferentes setores e usuários ali instalados.

É necessário, então, avaliar o grau de comprometimento de uma bacia hidrográfica, utilizando-se, para isso, indicadores que retratem as situações atual e prospectiva de seus recursos hídricos, estipulando critérios e limites de enquadramento dos cursos d'água, semelhante aos níveis de qualidade, em função da disponibilidade e das demandas, e buscando otimizar as alocações de água entre os diversos usos e usuários.

Referindo-se ao uso de indicadores, Gao et al. (2008) demonstram que sua utilização auxilia a compreensão, por exemplo, dos efeitos da operação de reservatórios a montante, bem como de outras interferências antrópicas no regime hidrológico de um rio, permitindo, dessa forma, avaliar o grau de alteração hidrológica que pode ser causada por determinada política no contexto de uso dos recursos hídricos. De modo geral, os indicadores hidrológicos permitem caracterizar o estado (ou comportamento) de uma bacia hidrográfica, sumariando aspectos chaves de seu regime hidrológico a partir de um pequeno número de cálculos estatísticos, conforme preconizado por Reichold et al. (2010), tornando seu uso fácil e muito útil, do ponto de vista da gestão dos recursos hídricos locais.

Brandt, Vogel e Archfield (2008) citam que, de modo geral, os indicadores de uso consuntivo são determinados com base em análise estatísticas de longas séries fluviométricas capazes de descrever a magnitude e a variação

temporal das vazões e do regime. O uso desse tipo de indicador reduz a complexidade do sistema de recursos hídricos, possibilitando comparações espaciais entre bacias ou a verificação de mudanças temporais dentro de uma mesma bacia. Nesse sentido, Galvão (2008) destaca que o estresse hidrológico pode se estabelecer a partir de um indicador que estima o nível de impacto ao qual o curso d'água está submetido por meio de um balanço entre a oferta e a demanda, levando em consideração tantos os efeitos da extração de água, como, também, as variações a que estão submetidos os corpos hídricos.

De acordo com Harris et al. (2006), pode-se relacionar o estresse hidrológico a um indicador obtido a partir da curva de permanência das vazões, tendo como referência o mês mais crítico em termos de disponibilidade hídrica, cujo valor limite corresponde à permanência de 80% da curva do respectivo mês, indicando, assim, os potenciais riscos de que uma determinada demanda ou retirada de água poderiam causar, além de diminuir os conflitos pelo uso da água.

Outra abordagem utilizada para determinar o grau de estresse hidrológico é aquela adotada pela Comissão de Recursos Hídricos do estado de Massachusetts, nos Estados Unidos. Nesta classificação, o estresse é definido para uma bacia ou sub-bacia, na qual tanto a quantidade como a qualidade da água tenham sido significativamente reduzidas, compondo-se dos seguintes níveis (BRANDT; VOGEL; ARCHFIELD, 2008): alto – quando a retirada de água excede a menor vazão do mês mais crítico em termos de disponibilidade hídrica; médio – quando a retirada iguala ou excede a vazão correspondente a $Q_{7,10}$ e baixo – quando não forem verificados níveis significativos de perdas causadas pela retirada de água.

No estado americano de New Hampshire, foi desenvolvido um projeto sobre o estresse em bacias como uma forma sistemática para identificar e assegurar a demanda futura de água, com o objetivo de reduzir os impactos

ambientais. Para este caso, desenvolveram um índice de balanço de água como um indicador de estresse hidrológico, o qual é calculado pela razão entre as captações de água, menos a água que retorna ao sistema pelo menor valor de vazão no período do verão.

United Nations Cientific And Cultural Organization (2006) avalia o estresse hidrológico pelo índice relativo da água (RWI), o qual é estimado com base na razão do consumo total de água pela água teoricamente disponível para o desenvolvimento (Q), que corresponde ao escoamento superficial local disponível que se distribui por córregos e rios.

A Agência Ambiental Europeia (*European Environmental Agency* – EEA) e a Organização das Nações Unidas (ONU) determinam o grau de estresse a que um curso d'água está sujeito pela relação entre a retirada total anual e a vazão média de longo período, considerando que esta abordagem representa o atendimento às demandas ante as disponibilidades hídricas (PLANO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS, 2006). Esta mesma relação foi utilizada para confrontar as disponibilidades e as demandas de água no Brasil, mostrando, assim, que o país é privilegiado, em matéria de água, com a disponibilidade superando amplamente as demandas, ou seja, as retiradas de água correspondem a cerca de 1% da vazão natural média de longo período.

Durães (2010) constatou que, para representar o estresse hidrológico, a vazão de referência deveria ser considerada com base em toda a série histórica do curso d'água e não somente a série relativa ao período mais seco ou o mês mais crítico em termos de disponibilidade, adotando-se, portanto, a vazão correspondente a 90% de permanência ($Q_{90\%}$). Com isso, o autor propôs níveis de estresse em três categorias, em função do total retirado pela vazão de referência, sendo considerado alto aquele valor cujo somatório dos usos consuntivos supera 50% da $Q_{90\%}$.

Assim, objetivou-se, neste trabalho, avaliar e caracterizar o estresse hidrológico em duas bacias hidrográficas do estado de Minas Gerais, a partir de dados de monitoramento fluviométrico e de outorgas. Busca-se, ainda, a partir da análise do comportamento do estresse por sub-bacias, caracterizar e identificar as áreas mais susceptíveis que necessitam de uma mudança na forma atual de como os recursos hídricos são gerenciados, permitindo ações pontuais por parte dos órgãos gestores.

No contexto deste trabalho de tese, o estresse hidrológico constitui-se de um dos fatores que estruturam o Índice de Perturbação Hidrossedimentológica (IPHS).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Descrição das áreas de estudo

As áreas de estudo correspondem às bacias hidrográficas do rio Paraopeba (BHRP) e a do rio Sapucaí (BHRS). A BHRP é afluente do rio São Francisco, localizado na região central de Minas Gerais, na amplitude de coordenadas de -20,85S e -18,583S de latitude e de -45,183W e -43,633W de longitude, com área total de 13.640 km², porém, delimitada, neste estudo, até a seção de controle da estação fluviométrica de Ponte da Taquara, cuja área de drenagem é de 8.750 km².

A BHRS é integrante da bacia do rio Grande, localizando-se na região sul de Minas Gerais, na amplitude de coordenadas -22,554S e -22,885S de latitude e de -45,701W e -45,735W de longitude, com área total de 8.882 km², com seção de controle delimitada na estação fluviométrica de Careçu, com área de drenagem totalizando 7.330 km².

A BHRP tem sua foz localizada na represa da Usina Hidrelétrica de Três Marias, com capacidade total de geração de energia elétrica da ordem de 396 MW, enquanto a BHRS drena diretamente para o reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas, a qual tem capacidade de produção de energia em torno de 1.216 MW, o que demonstra a importância estratégica de ambas as bacias para o cenário nacional, no que tange à matriz energética, e qualquer alteração ou distúrbio nas mesmas pode comprometer, em termos hidrológicos, a capacidade geradora.

A precipitação média anual na BHRP tem variabilidade considerável, indo de 1.700 mm, nas cabeceiras a 1.150 mm, na região próxima à sua foz. O regime pluviométrico apresenta forte sazonalidade, com ocorrência dos valores máximos mensais concentrados no período de verão, entre dezembro e março, e

dos mínimos entre os meses de maio a agosto. A classificação climática de Köppen apresenta as tipologias Cwb, Cwa e Aw (COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS, 2001).

A precipitação na cabeceira, influenciada pela serra da Mantiqueira na BHRS, apresenta um total médio anual superior a 1.800 mm, com duas estações bem definidas, sendo a classificação climática para a região do Alto Sapucaí do tipo Cwb (MAIA, 2003). Para as demais regiões, a precipitação média varia de 1.400 a 1.500 mm, com os meses de dezembro a fevereiro caracterizando-se por serem os mais chuvosos e os meses de mínimas entre junho a agosto.

Na Figura 1, têm-se os mapas de localização das respectivas bacias hidrográficas dentro do estado de Minas Gerais.

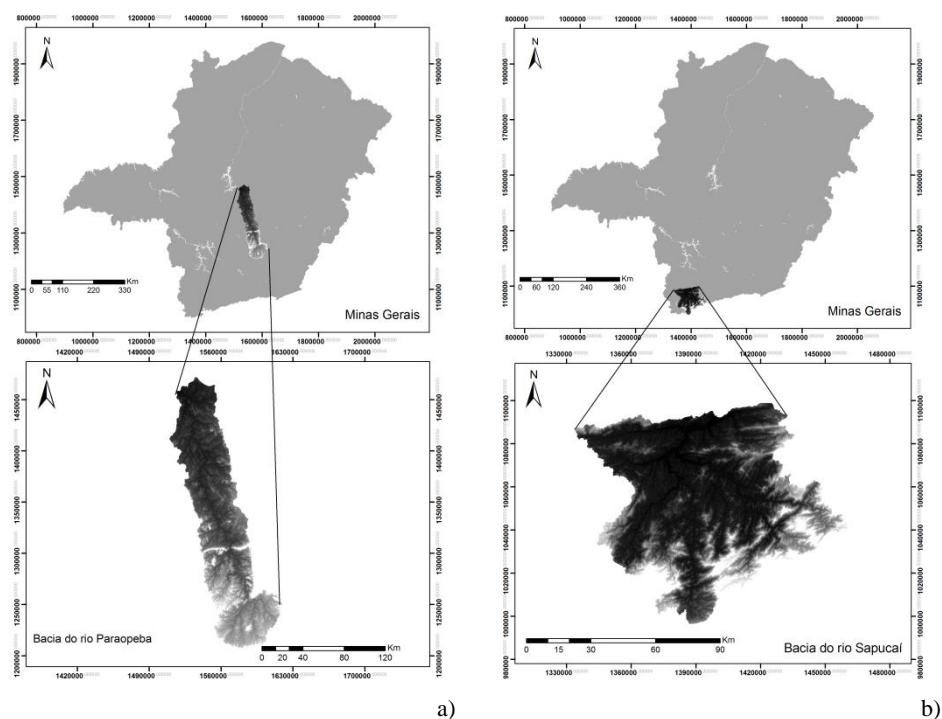


Figura 1 Mapa de localização da BHRP (a) e da BHRS (b)

2.2 Dados hidrológicos aplicados neste estudo

Os dados fluviométricos são fundamentais para caracterizar a dinâmica hídrica de bacias hidrográficas, bem como permitir obter a curva de permanência, a qual será objeto de análise para o enquadramento das sub-bacias em níveis de estresse.

Os dados de vazão monitorados foram obtidos junto ao HydroWeb/ANA. Foram selecionados os postos fluviométricos de São Brás do Suaçuí – Montante, Entre Rios de Minas, Belo Vale, Alberto Flores, Ponte Nova do Paraopeba e Ponte da Taquara para a BHRP e as estações Fazenda da Guarda, Vargem do Cervo, Itajubá, Santa Rita do Sapucaí, São Bento do Sapucaí, Cambuí, Bairro do Analdino, Conceição dos Ouros, Ponte do Rodrigues e Careaçú para a BHRS, determinando, assim, as seções de controle para cada sub-bacia. Estão apresentadas na Tabela 1 as suas principais informações.

Tabela 1 Principais informações dos postos fluviométricos localizados na BHRP e BHRS

Código	Nome	Operadora	Latitude	Longitude	Área (km ²)	Bacia	Posto
40549998	São Brás do Suaçuí - Montante	CPRM	-20,60388	-43,90861	462	BHRP	P1
40710000	Belo Vale	CPRM	-20,40805	-44,02111	2770	BHRP	P2
40740000	Alberto Flores	CPRM	-20,15694	-44,16666	4120	BHRP	P3
40800001	Ponte Nova do Paraopeba	CPRM	-19,94888	-44,30527	5690	BHRP	P4
40850000	Ponte da Taquara	CPRM	-19,42305	-44,54777	8750	BHRP	P5
61250000	Fazenda da Guarda	IGAM	-22,68778	-45,47972	109	BHRS	S1
61390000	Vargem do Cervo	IGAM	-22,11667	-45,91778	486	BHRS	S2
61271000	Itajubá	IGAM	-22,44278	-45,42722	860	BHRS	S3
61305000	Santa Rita do Sapucaí	IGAM	-22,25139	-45,70889	2810	BHRS	S4
61320000	São Bento do Sapucaí	IGAM	-22,68580	-45,73630	475	BHRS	S5
61360000	Cambuí	IGAM	-22,60690	-46,04170	116	BHRS	S6
61343000	Bairro do Analdino	IGAM	-22,55750	-45,88250	247	BHRS	S7
61350000	Conceição dos Ouros	IGAM	-22,41420	-45,79080	1310	BHRS	S8
61370000	Ponte do Rodrigues	IGAM	-22,37060	-45,88810	676	BHRS	S9
61410000	Caraçu	IGAM	-22,05417	-45,69917	7330	BHRS	S10

Apresentam-se, na Figura 2, os mapas de localização das estações fluviométricas nas suas respectivas bacias hidrográficas, bem como a sub-bacia correspondente.

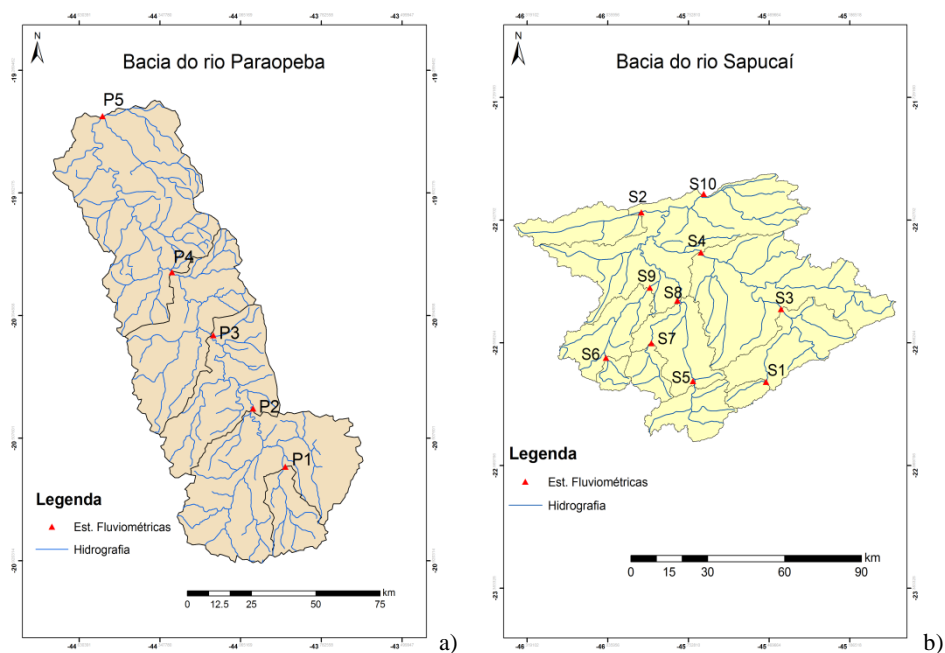


Figura 2 Mapas de localização das estações fluviométricas na BHRP (a) e na BHRs (b)

2.3 Dados de outorga do uso da água

Para atender à demanda crescente do uso da água e subsidiar a gestão dos recursos hídricos, tem-se o regime de outorga como um dos principais instrumentos, o qual é uma autorização emitida pela União ou pelos estados, cujo objetivo é assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo direito ao seu acesso. Diante disso, os dados referentes às outorgas superficiais foram obtidos junto ao Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) e Agência Nacional das Águas (ANA).

Para a bacia do rio Paraopeba, foram utilizadas as outorgas atualizadas em janeiro de 2012, sendo estas posteriormente delimitadas até a seção de controle em Ponte da Taquara; para a bacia do rio Sapucaí, utilizaram-se as outorgas atualizadas até outubro de 2012. Em ambas as bacias hidrográficas, utilizaram-se também os dados de uso insignificante, os quais compõem um banco de dados próprio dentro do órgão gestor (outorgas emitidas diretamente no rio Sapucaí foram obtidas, junto à ANA, no ano de 2013, por se tratar de curso d'água federal).

2.4 Estimativa do estresse hidrológico

Para a estimativa do estresse hidrológico, adotou-se a metodologia proposta por Durães (2010) e apresentada na Tabela 2. Para isso, obteve-se o valor outorgado em cada sub-bacia, desconsiderando os usos não consuntivos e o valor correspondente à vazão de referência, no caso específico, a vazão correspondente a 90% de permanência ($Q_{90\%}$).

Assim, procederam-se à análise e à posterior classificação das sub-bacias em níveis de estresse, permitindo identificar as áreas com maior demanda pelo uso do recurso hídrico.

Tabela 2 Níveis de estresse hidrológico (DURÃES, 2010)

Nível	Critério
Alto	O somatório das vazões supera 50% da $Q_{90\%}$
Médio	Somatório das vazões outorgadas está compreendido entre 25% a 50% da $Q_{90\%}$
Baixo	Somatório das vazões outorgadas está abaixo de 25% da $Q_{90\%}$

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise das curvas de permanência obtidas

A verificação de vazões máximas, mínimas e de referência para gestão, além do deflúvio mensal e anual, possibilitou a análise de uma aplicação prática da curva de permanência como ferramenta de gestão e planejamento dos recursos hídricos.

A curva de permanência fornece a frequência com a qual determinada vazão é excedida, sendo comumente utilizada em recursos hídricos na determinação de valores de referência, especialmente no cotejo de vazões mínimas. No Gráfico 1 estão apresentadas as curvas de permanência observadas na BHRP e, no Gráfico 2, as curvas de permanência referentes à BHRS, constituídas para o período de vazões diárias, com suas informações sobre os valores de $Q_{90\%}$ (vazão que passa com 90% de permanência), $RE_{90\%}$ (rendimento específico referente à 90% do tempo) e vazões outorgadas por sub-bacias inseridas na Tabela 3.

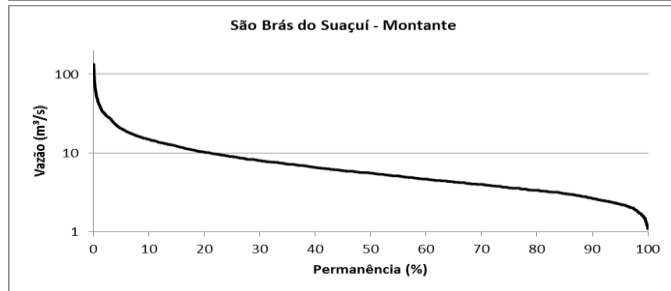
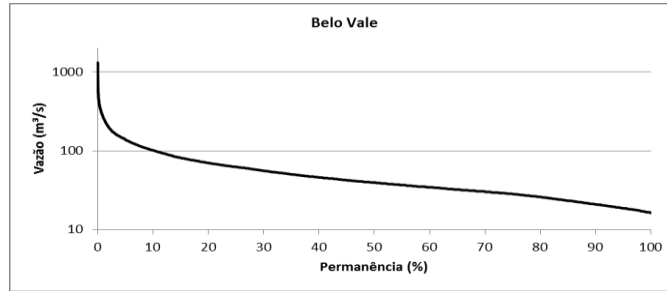
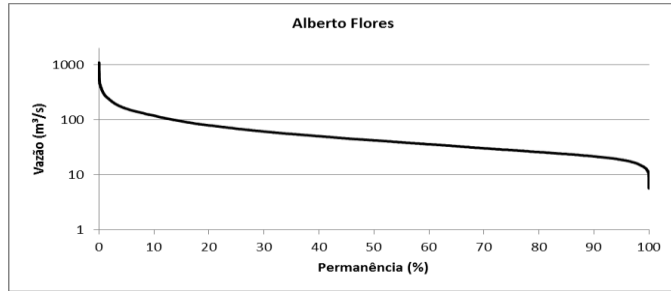
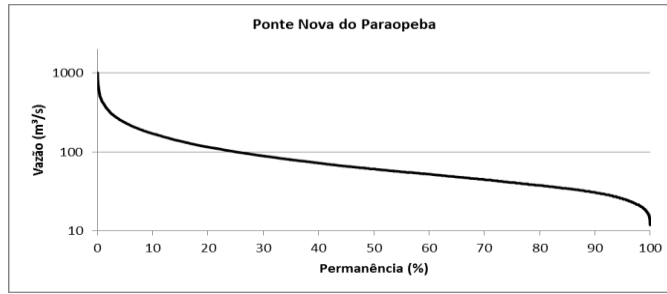
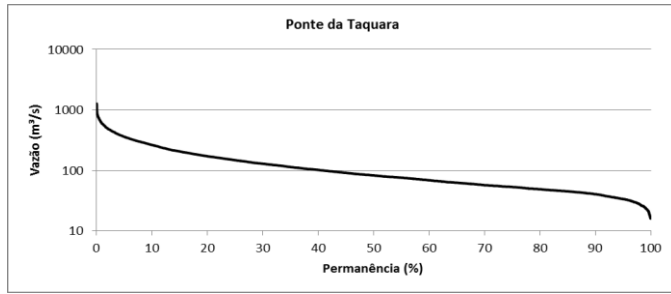


Gráfico 1 Curvas de permanência da BHRP

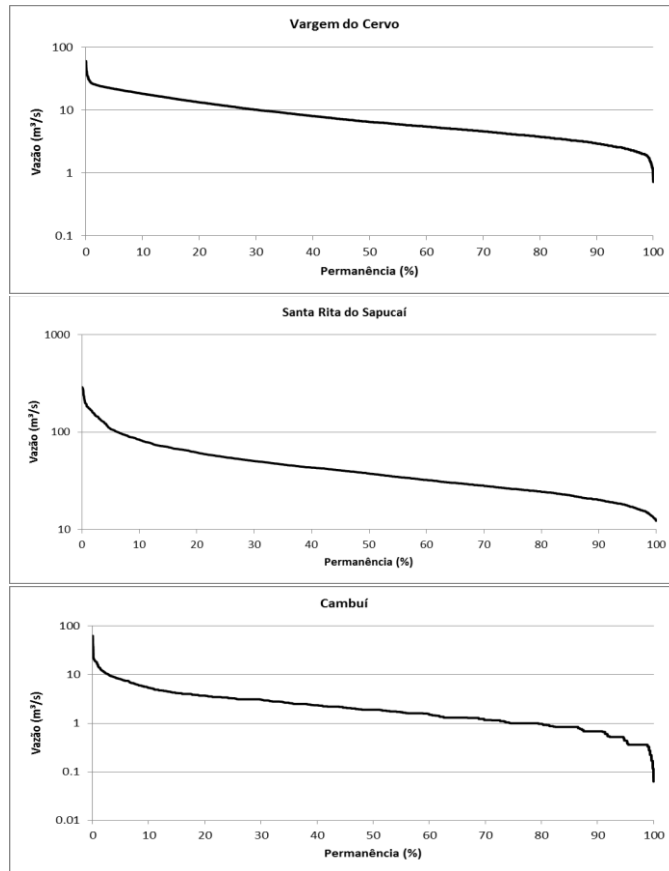
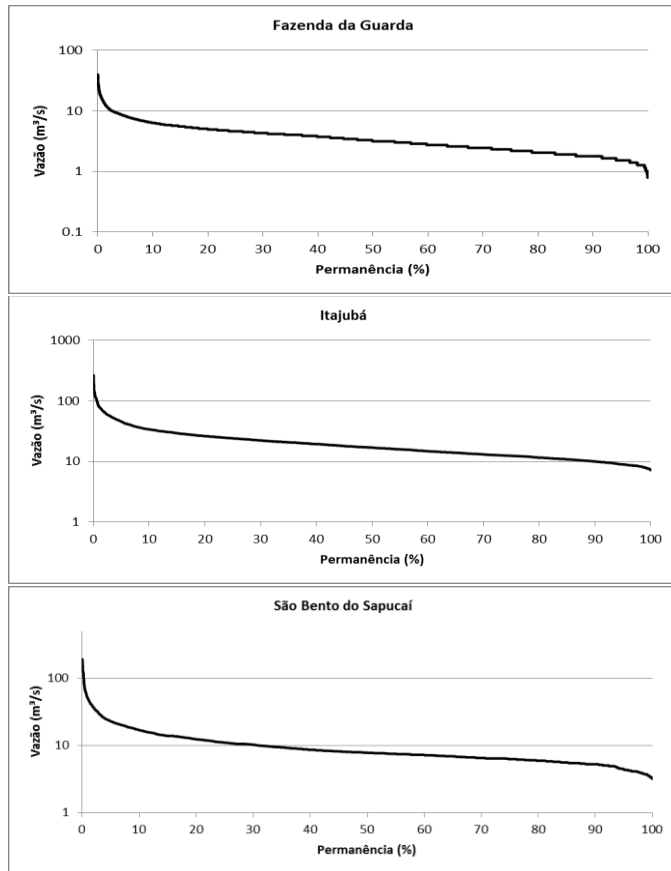


Gráfico 2 Curvas de permanência da BHRS

Gráfico 2, conclusão

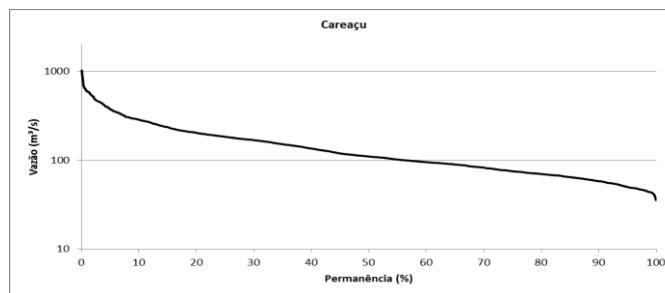
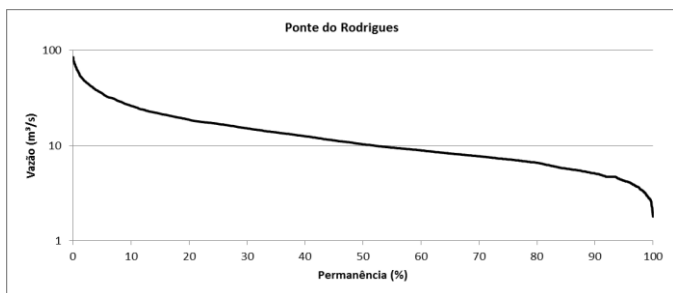
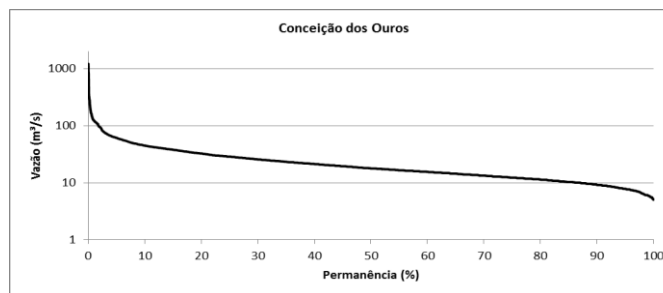
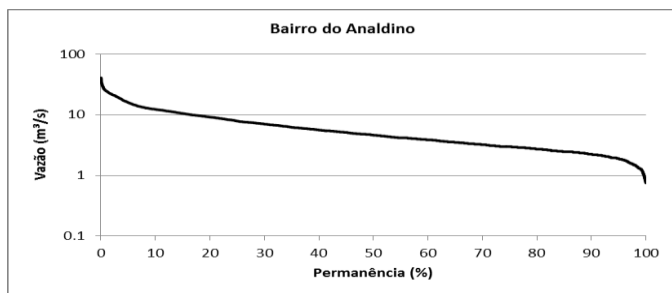


Tabela 3 Informações sobre as estações fluviométricas situadas na BHRP e na BHRS

Nome	Bacia	Posto	RE _{90%} (L s ⁻¹ Km ⁻²)	Q _{90%} (m ³ s ⁻¹)	Q _{outorga} (m ³ s ⁻¹)	Q _{out} /Q _{90%} (%)	EH
São Brás do Suaçuí - Montante	BHRP	P1	4,54	2,10	0,44	20,952	Baixo
Belo Vale	BHRP	P2	6,75	18,70	3,86	20,642	Baixo
Alberto Flores	BHRP	P3	5,24	21,62	6,35	29,371	Médio
Ponte Nova do Paraopeba	BHRP	P4	5,40	30,75	14,52	47,219	Médio
Ponte da Taquara	BHRP	P5	4,61	40,41	49,68	122,939	Alto
Fazenda da Guarda	BHRS	S1	16,23	1,77	0	0	Baixo
Vargem do Cervo	BHRS	S2	6,07	2,95	0,0039	0,132	Baixo
Itajubá	BHRS	S3	11,58	9,96	0,01325	0,133	Baixo
Santa Rita do Sapucaí	BHRS	S4	7,15	20,10	0,405	2,015	Baixo
São Bento do Sapucaí	BHRS	S5	12,42	5,90	0,0002	0,003	Baixo
Cambuí	BHRS	S6	8,10	0,94	0,0004	0,042	Baixo
Bairro do Analdino	BHRS	S7	8,14	2,01	0,0007	0,035	Baixo
Conceição dos Ouros	BHRS	S8	6,79	8,89	0,0055	0,062	Baixo
Ponte do Rodrigues	BHRS	S9	8,05	5,44	0,0042	0,077	Baixo
Carcaçu	BHRS	S10	7,91	58,00	1,45	2,5	Baixo

Observa-se, pela análise do rendimento específico, que as sub-bacias localizadas na BHRS, na região do rio Sapucaí-Mirim e rio do Cervo (pontos S2, S5, S6, S7, S8 e S9), apresentaram, de modo geral, menores valores, quando comparados aos pontos localizados no rio Sapucaí (S1, S3, S4 e S10).

Ainda considerando o rendimento específico (RE), nota-se uma maior capacidade de gerar escoamento da BHRS em relação à BHRP, podendo esse fato ser explicado pelas características climáticas, hidrogeológicas e de cobertura do uso do solo.

Companhia de Saneamento de Minas Gerais (2010) apresentou um estudo para a bacia do rio Sapucaí no qual mostra uma evolução da demanda de água outorgada com prognóstico de cenários futuros de 2009 a 2020, em que a vazão inicial demandada era de 3,25 m³s⁻¹, passando para 5,18 m³s⁻¹ no último ano projetado. Destaca-se que esse prognóstico foi realizado considerando

também usos não consuntivos, o aumento na captação para atender ao abastecimento urbano e a usos industriais.

Em 2009, quando este estudo foi apresentado, a demanda de água para irrigação na BHRS era de $0,301 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, com uma estimativa futura de consumo de, aproximadamente, de $0,569 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

Em termos de evolução na demanda de água para a BHRS, Maia (2003) relatou que, para o ano de 2002, segundo o IGAM, estavam registradas 32 outorgas, sendo 19 superficiais e 13 subterrâneas. Somente para a região do Alto Sapucaí, esse número era de 13 outorgas, sendo 7 superficiais e 6 subterrâneas.

No banco de dados obtidos junto ao IGAM, em 2012, verificou-se que a demanda na BHRS aumentou com base no número de usuários registrados, que é da ordem de 572 para uso insignificante e 60 para usos não insignificantes. Considerando o banco de dados da ANA, este apresenta 35 outorgas para esta bacia. Contudo, na área delimitada para este estudo, há apenas um registro de outorga, da ordem de $0,002 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

Em Careaqu, a partir dos dados obtidos junto ao IGAM e ANA, nos anos de 2012 e 2013, obteve-se uma demanda de $1,45 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, considerando usos consuntivos e cadastros de usos insignificantes, valor abaixo do encontrado para o ano de 2009.

Para a BHRP, Durães (2010), caracterizando o estresse hidrológico, contabilizou uma demanda de água, no ano de 2009, de $11,79 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, até a seção de controle Porto do Mesquita, operado pela CEMIG. Contudo, não foram levantados dados referentes ao consumo de água pelos usuários enquadrados na categoria “uso insignificante”. Ainda segundo este mesmo autor, para o ano de 2009, a vazão outorgada até a seção de controle Ponte Nova do Paraopeba foi de $2,73 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, sendo que, atualmente, considerando os usos insignificantes, a mesma seção teve uma vazão captada de $14,52 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, representando um aumento da ordem de 5 vezes.

Em termos de cadastro do uso da água, de acordo com Instituto Mineiro de Gestão das Águas (2013), foram observadas 7.946 captações na bacia do rio Paraopeba, estando as maiores vazões relacionadas a captações para abastecimento humano, realizadas pela COPASA.

Ressalta-se que os valores de vazão outorgada deste estudo foram obtidos a partir de um banco de dados mais consistente, muito embora ainda impreciso e passível de melhorias e de maior controle por parte do órgão responsável.

Em relação às informações referentes ao consumo de água, observou-se, na BHRP, uma demanda maior que na BHRS, em virtude do seu maior desenvolvimento e da conseqüente pressão exercida pelos usuários de água naquela região. Na Figura 3, observa-se a demanda por água (valores outorgados) nas referidas sub-bacias.

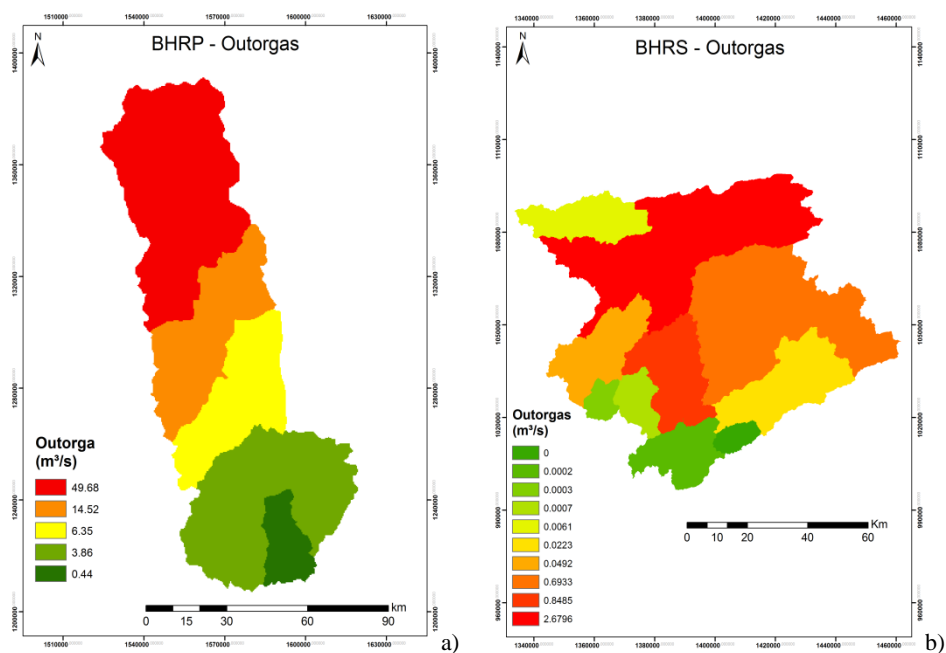


Figura 3 Mapas de vazão outorgada para a BHRP (a) e para a BHRS (b)

3.2 Análise do estresse hidrológico

As informações contidas na Tabela 3, obtidas pelas curvas de permanência e pelas demandas hídricas por sub-bacia, permitem classificar as bacias em estudo em nível de estresse e, assim, identificar as áreas mais estressadas, fornecendo subsídios para que a gestão dos recursos hídricos possa ser melhorada.

Na BHRP, destaca-se que a estação Ponte da Taquara se enquadra na categoria de estresse “alto”, conforme classificação adotada por Durães (2010), sendo seu valor 1,23 vezes maior que a vazão com permanência de 90%. As seções Alberto Flores e Ponte Nova do Paraopeba, por sua vez, se enquadraram no nível “médio” de estresse, contudo, a seção Ponte Nova do Paraopeba apresentou valor bem próximo do limite da classe. Por fim, as seções São Brás do Suaçuí - Montante e Belo Vale se enquadraram no nível “baixo”.

Durães (2010), em trabalho na bacia do rio Paraopeba, classificou-a com nível “médio” de estresse. Contudo, ressalta-se que, naquela oportunidade, foi utilizado apenas o banco de dados disponível para outorgas superficiais, sem os dados de usuários insignificantes. Observou-se que, com a consideração dos cadastros de uso insignificante, pôde-se avaliar melhor o grau de comprometimento dos recursos hídricos na BHRP, mostrando, assim, a importância de um banco de dados mais consistente, completo e atual como subsídio para a gestão dos recursos hídricos.

Os usos enquadrados como insignificante merecem atenção especial, visto que seu processo de obtenção é simples, atinge um número alto de usuários e seu critério precisa ser discutido, em função das pressões exercidas e futuras demandas na BHRP.

Ainda na BHRP, considerando apenas os usos consuntivos sem o abastecimento público, foi obtido um valor outorgado de $6,78 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, consumo

menor do que obtido por Durães (2010) e valor correspondente a 13,64% do volume total outorgado na bacia com os usos insignificantes. Isto significa que a principal fonte de estresse na BHRP pode ser atribuída aos usos insignificantes.

Em relação à BHRS, o nível de estresse encontrado em todas as sub-bacias foi “baixo”, o que caracteriza um ambiente com razoável conforto em termos de comprometimento dos recursos hídricos superficiais, podendo, por exemplo, aumentar o uso da água para irrigação, ou outros usos.

Comparativamente, a BHRP é mais populosa que a BHRS, uma vez que, na primeira bacia, existem importantes cidades e polos industriais do estado, como é o caso de alguns municípios da região metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), além de agricultura mais extensiva e cidades de médio a grande porte, o que induz a um aumento na demanda hídrica.

Na Figura 4 é mostrado o mapa de estresse hidrológico para as duas unidades, dividido em sub-bacias.

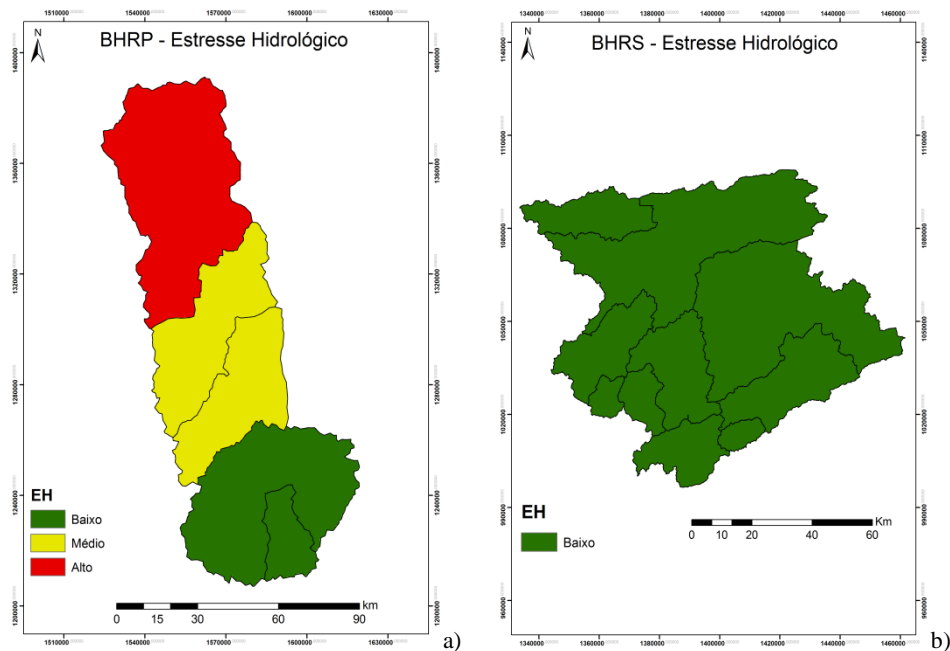


Figura 4 Mapas do estresse hidrológicos da BHRP (a) e da BHRS (b)

4 CONCLUSÕES

- a) o nível de estresse hidrológico apresentado para a bacia do rio Sapucaí, até a seção de controle em Careçu, foi classificado como baixo, devido à menor demanda de água naquela região, resultado do baixo número de usuários registrados e também por ser uma região com maior rendimento específico e, conseqüentemente, com maior oferta hídrica;
- b) o nível de estresse na bacia do rio Paraopeba foi variado, sendo que, na região correspondente ao Alto Paraopeba, representado pelas seções de São Brás do Suaçuí – Montante e Belo Vale, o nível de estresse encontrado foi baixo, enquanto, para a região do Médio Paraopeba, com as seções de Alberto Flores e Ponte Nova do Paraopeba, a classificação de estresse foi médio e, para a região do Baixo Paraopeba, próximo à região metropolitana de Belo Horizonte, o nível foi alto;
- c) a BHRP apresentou maior demanda de água em relação à BHRS, devido à sua maior população, especialmente pela influência da RMBH;
- d) o número de cadastros de uso insignificante e sua demanda influenciaram de forma significativa o enquadramento em níveis de estresse, devendo ser objeto de maior investigação quanto ao seu valor de referência, principalmente na BHRP.

REFERÊNCIAS

BRANDT, S.; VOGEL, R. M.; ARCHFIELD, S. A. **Indicators of hydrologic stress in Massachusetts**. Honolulu: ASCE-EWRI, 2008.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. Superintendência Regional de Belo Horizonte. **Regionalização de vazões sub-bacias 40 e 41**. Belo Horizonte: CPRM, 2001.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DE MINAS GERAIS. Plano diretor de recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Sapucaí: diagnóstico e prognóstico. Belo Horizonte: COPASA, 2010.

DURÃES, M. F. **Caracterização e avaliação do estresse hidrológico da bacia do rio Paraopeba, por meio de simulação chuva-vazão de cenários atuais e prospectivos de ocupação e uso do solo utilizando um modelo hidrológico distribuído**. 2010. 147 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

GALVÃO, D. M. de O. **Subsídios à determinação de vazões ambientais em cursos d'água não regulados: o caso do ribeirão Pípiripau (DF/GO)**. 2008. 219 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

GAO, Y. et al. Development of representative indicators of hydrologic alteration. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 374, n. 1-2, p. 136-147, July 2008.

HARRIS, E. et al. Macro approach for water sharing in unregulated rivers. In: **INTERNATIONAL RIVER SYMPOSIUM, 9th**, 2006, Brisbane. **Anais...** Austrália: [s.n], 2006.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. Belo Horizonte, 2013.
Disponível em: <<http://www.igam.mg.gov.br>>. Acesso em: 22 abr. 2013.

MAIA, J. L. **Estabelecimento de vazões de outorga na bacia hidrográfica do Alto Sapucaí, com a utilização de sazonalidade**. 2003. 116 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Energia) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2003.

PLANO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Síntese executiva**. Brasília: MMA, 2006.

REICHOLD, L. et al. Simulation-Optimization framework to support sustainable watershed development by mimicking the predevelopment flow regime. **Journal of Water Resources Planning and Management**, New York, v. 136, n. 3, p. 366-375, May 2010.

UNITED NATIONS SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION.
Water: a shared responsibility. Oxford: UNESCO, 2006.

CAPÍTULO 3

Comportamento da recarga de água subterrânea com base em hidrogramas de escoamento superficial

RESUMO

A interação entre os meios hídricos superficiais e subterrâneos ocorrem de forma dinâmica e com interferências diretas, sendo tal ligação a base para o uso de métodos diretos e indiretos para a caracterização hidrogeológica, o que permite aferir característica do aquífero a partir do conhecimento de sua contribuição para o meio superficial. Os índices de recessão e o deflúvio de base podem ser obtidos pela análise do hidrograma de escoamento, destacando-se o método de Barnes. Em relação à precipitação, esta é um dos principais variáveis que compõem a recarga dos aquíferos, podendo ser também expressa como um índice de concentração da precipitação. Neste trabalho, são apresentados os dados de recarga com base na separação do escoamento no hidrograma superficial para duas bacias hidrográficas localizadas em Minas Gerais. Os resultados encontrados, especialmente nas áreas com cobertura de Mata Atlântica, mostram que, para áreas preservadas, a recarga tende a ser elevada, mesmo com chuvas concentradas, em função da cobertura do solo. Com base na análise desenvolvida neste estudo, a técnica de separação do escoamento no hidrograma superficial pode fornecer informações importantes e confiáveis sobre o comportamento da recarga dos aquíferos a partir de dados de fácil aquisição, contribuindo para a caracterização hidrogeológica de regiões com poucas informações subterrâneas.

Palavras-chave: Método de Barnes. Recarga. Precipitação.

ABSTRACT

Interaction between surface water and groundwater occurs dynamically and with direct interferences, which connection is the bases for using direct and indirect methods to hydrogeology characterization, which allows the measurement characteristics of aquifer from its knowledge of its contribution to surface layer. Recession indices and groundwater flow are obtained using Barnes' method. Regarding precipitation which is one of main components that composes aquifer recharge and may also be expressed as an precipitation concentration index. This work presents recharge data form hydrograph separation of two watersheds located in Minas Gerais State. The results indicate a high level of recharging in preserved lands, especially in Atlantic Forest cover, even in concentrated rains. It can be concluded, therefore, that the surface hydrograph separation technique can provide important information on the aquifer recharge from easily data acquisition, contributing to hydrogeology characterization in scarce data regions.

Keywords: Barnes' method. Recharge. Precipitation.

1 INTRODUÇÃO

As águas subterrâneas constituem a maior parte das reservas de água doce e, além dessa questão volumétrica, sua disponibilidade apresenta-se de forma mais equânime, quando comparada a fontes superficiais e, em alguns casos, mesmo em regiões com acentuadas restrições climáticas, podem ser encontradas reservas subterrâneas com produtividade suficiente para atender às demandas locais ou regionais (SANTOS, 2012; LOPES; PINHEIRO; ARAÚJO NETO, 2012).

De acordo com Santos (2012), a água subterrânea tem um papel econômico e social importante, o que pode ser verificado pelos números de sua participação no abastecimento para as mais diversas finalidades. Segundo Alley (2006), aproximadamente dois bilhões de pessoas, em todo o mundo, têm nos reservatórios subterrâneos a principal fonte de água doce. Não obstante, essa dependência é observada pela alta demanda dos Estados Unidos e da Europa, onde as águas subterrâneas correspondem acerca de 75% da oferta de água doce.

Em relação ao Brasil, Pedrosa e Caetano (2002) mostram que essa fonte de água constitui, aproximadamente, 50% de toda a água destinada ao abastecimento público, e em um grande número de cidades a proporção sobe para a quase totalidade.

A entrada, o armazenamento e a circulação de água no solo são processos fundamentais do ciclo hidrológico, corresponsáveis pelo equilíbrio de vários tipos de ambientes aquáticos, como rios e zonas riparianas, lagos, áreas úmidas naturais e regiões costeiras, dentre outros, conforme salientam Alley (2006) e Santos (2012).

Para a determinação das disponibilidades hídricas de uma bacia hidrográfica, faz-se necessária a realização do balanço hidrológico, quantificando a precipitação, a evapotranspiração e o escoamento superficial. Os

dois primeiros componentes podem ser medidos direta ou indiretamente a partir de estação climatológicas, enquanto o último, em estações fluviométricas.

Em estudos sobre disponibilidade, gestão e modelagem, a estimativa da recarga de água subterrânea passa a ser um fator primordial nesse tipo de abordagem, uma vez que representa parte de uma política de uso dos recursos naturais, visto que a taxa de alimentação de um sistema aquífero pode ser descrita como uma ferramenta para medidas que visam o aproveitamento sustentável dessas águas, minimizando e evitando efeitos ambientais indesejáveis do seu consumo.

A falta de políticas de zoneamento, de planejamento e de ordenamento do meio urbano leva à impermeabilização das áreas de recarga e concentra o fluxo superficial da água, gerando problemas como enchentes e inundações. Além disso, essa impermeabilização leva a situações de sobre-exploração de água subterrânea, que pode causar o esgotamento deste recurso, inviabilizando seu uso futuro.

Por outro lado, em regiões de clima árido, há também problemas com este recurso, pois as águas subterrâneas apresentam valor estratégico devido à escassez de água superficial ou, até mesmo, a sua total indisponibilidade (ALBUQUERQUE; CHAVES, 2011). O conhecimento da recarga do aquífero é um subsídio para a otimização da exploração das águas subterrâneas (MELO et al., 2005).

A recarga de água subterrânea pode ser definida como o fluxo de água descendente que alcança o aquífero livre, formando uma reserva de água adicional para as águas subterrâneas, podendo ocorrer de forma natural pela precipitação, pelos rios, pelos canais e, ainda, pela irrigação (MELO et al., 2005).

A estimativa da recarga pode ser realizada com base nos dados de vazão com a separação dos componentes do hidrograma, sendo aquela feita com base

no escoamento de base a mais aplicada (CHEN; LEE, 2003). Contudo, esta técnica requer o conhecimento e o entendimento do complexo sistema de fluxo de água no meio não saturado e a elaboração de um modelo conceitual que represente adequadamente a interação água-solo-vegetação.

A análise do fluxo de base pode ser extremamente útil na avaliação das reservas dos aquíferos e da capacidade de armazenamento, no estudo do regime de rios e no gerenciamento de bacias hidrográficas, uma vez que representa a contribuição do aquífero para o fluxo superficial. No entanto, na maioria das situações, os dados e as informações disponíveis não são suficientes para a sua análise.

A recarga é afetada por processos que ocorrem na superfície do terreno, tendo alguns deles sido listados por Rushton (1998), como topografia, clima e regime de chuva (magnitude, intensidade, duração e distribuição espacial), características físicas dos solos, mecanismos de fluxo através da zona não saturada e existência de zonas com condutividades hidráulicas diferentes, dentre outros processos.

Dentre os processos listados, o clima é o de maior influência, sendo grandes as diferenças entre climas úmidos e áridos, no que se refere à origem da recarga e sua distribuição no tempo e espaço. Diferenças na topografia, na vegetação e no tipo de solo delimitam unidades geomorfológicas distintas, as quais podem ser individualizadas como unidades hidrogeomórficas (BARRETO, 2010).

Em climas úmidos, áreas de recarga são, geralmente, associadas a altos topográficos e áreas de descarga a baixos topográficos, enquanto, em climas áridos, a recarga se concentra em baixos topográficos, associados a vales aluviais de rios intermitentes.

Outro fator a ser considerado na estimativa da recarga subterrânea é a cobertura vegetal, onde mudança no seu tipo, segundo Calder (1993), é

considerada como um dos principais fatores que afetam este sistema, com influência direta na hidrologia de bacias (BHADURI et al., 2000; OTT; UHLENBROOK, 2004; TANG et al., 2005).

Na avaliação do uso do solo, devem-se considerar a presença, a distribuição e o tipo de vegetação, uma vez que a configuração da cobertura vegetal desempenha papel importante na estimativa da produção de água numa bacia hidrográfica (ALBHAIISI; BRENDONCK; BATELAAN, 2013), como, por exemplo, o fato de que florestas de coníferas consomem mais água do que as caducifólias, enquanto arbustos e pastagens demandam menos água do que florestas (BOSCH; HEWLETT, 1982; BROWN et al., 2005).

Albhaisi, Brendonck e Batelaan (2013) estudaram os efeitos das mudanças no uso do solo sobre a recarga subterrânea e observaram que a contribuição da classe de floresta baixou de 73,4%, em 1984, para 23,4%, no ano de 2009, em virtude do desmatamento. O efeito da cobertura do solo sobre a recarga ainda é um assunto complexo. Alguns autores apontam uma diminuição no valor da recarga sem a presença de florestas e outros, como Gee et al. (1994) e Scanlon, Healy e Cook (2002), demonstram que a recarga subterrânea tende a ser maior em regiões não vegetadas do que aquelas com vegetação, e também maior em áreas de culturas anuais e gramíneas do que em áreas com árvores e arbustos (PRYCH, 1998). Scanlon, Healy e Cook (2002) realizaram um estudo sobre o impacto da vegetação na Austrália, onde a substituição de florestas nativas de eucaliptos com raízes profundas por culturas com raízes mais superficiais resultou em um aumento da recarga de, aproximadamente, duas ordens de grandeza ($<0,1 \text{ mm ano}^{-1}$, com vegetação nativa ano, para $5-30 \text{ mm ano}^{-1}$, com culturas anuais e pastagens) (ALLISON et al., 1990). Portanto, informações sobre a cobertura e uso do solo são importantes para avaliar recarga.

Todos estes fatores influenciam a escolha do método mais adequado para estimar a recarga, o que caracteriza a complexidade e as incertezas envolvidas na estimativa da recarga de água subterrânea.

A determinação do fluxo de base pode ser feita com base nos hidrogramas, utilizando-se uma variedade de métodos manuais (BARNES, 1939) ou automáticos (ECKHARDT, 2005). Contudo, a utilização de um determinado método em detrimento de outro está condicionada à disponibilidade de dados. A adoção de métodos mais complexos está associada a um número elevado de informações e dispendiosas campanhas de coleta de dados de campo, podendo, portanto, não ser os mais adequados, devendo ser considerado, então, em termos de metodologia, aquele que considere o balanço entre a razoável representação do modelo físico conceitual e a realidade dos dados disponíveis.

Em relação ao hidrograma anteriormente citado, o mesmo pode ser separado em quatro momentos ao longo do tempo, que são: (i) ascensão ou curva de crescimento, que corresponde ao aumento do escoamento que ocorre por efeito da precipitação; (ii) região de pico do hidrograma, em que ocorre o valor máximo do escoamento; (iii) curva de decréscimo, que corresponde à diminuição progressiva do escoamento superficial direto até que se anule e (iv) recessão ou curva de esgotamento, que corresponde ao decréscimo do escoamento, ou seja, apenas ao escoamento de base.

A análise do fluxo de base pode ser extremamente útil na avaliação das reservas dos aquíferos, da capacidade de armazenamento, do estudo do regime de rios e do gerenciamento de bacias hidrográficas, uma vez que representa a contribuição do aquífero para o fluxo superficial, bem como a capacidade regulatória natural da bacia hidrográfica.

Os valores de recarga calculados pela separação do hidrograma podem ser subestimados, se não forem consideradas outras componentes de descarga, como o bombeamento de poços, a evapotranspiração e o fluxo subterrâneo para

aquíferos mais profundos ou entre bacias. Por isso, muitos autores se referem ao fluxo de base como recarga efetiva (DANIEL, 1996), recarga de base (SZILAGYI; HARVEY; AYERS, 2003) ou recarga observável (HOLTSCHLAG, 1997).

Por outro lado, a recarga pode ser superestimada se o armazenamento em bancos for significativo, uma vez que a água ali armazenada e posteriormente drenada para o rio tem origem na rápida variação da altura da lâmina, em eventos extremos, e nenhuma relação com a recarga subterrânea.

Desse modo, objetivou-se, neste trabalho, estimar, com base na análise de hidrogramas de escoamento superficial, a recarga média representativa de água subterrânea nas bacias dos rios Paraopeba e Sapucaí, identificando áreas com maior potencial de recarga e gerando, assim, o segundo fator que comporá o IPHS proposto.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

As áreas de estudo referem-se às bacias hidrográficas dos rios Paraopeba e Sapucaí. Os solos predominantes na bacia do rio Paraopeba (Figura 1a) são Latossolos (39,68%), Cambissolos (34,97%), Argissolos (16,97%) e Neossolos Litólicos (8,39%), conforme apresentado em Durães (2010). Para a bacia do rio Sapucaí (Figura 1b), as classes predominantes, de acordo com estudo realizado por Fundação Estadual do Meio Ambiente (2010), são Latossolos (32,04%), Cambissolos (56,38%), Argissolos (0,72%) e Neossolo Flúvico (10,87%).

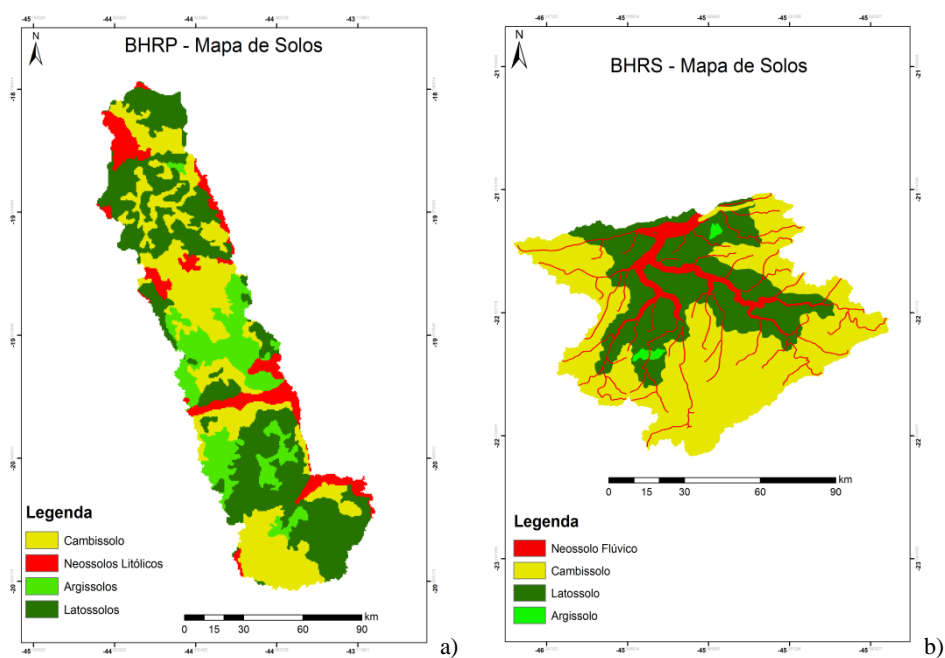


Figura 1 Mapa de solos da bacia do rio Paraopeba (a) e da bacia do rio Sapucaí (b)

O uso do solo nas bacias estudadas é marcado por exploração agrícola e extensa área de pastagem, além da presença humana, pela urbanização e áreas com solo exposto. A classificação do uso do solo levou em conta imagens do ano de 2005, para a BHRS (VIOLA, 2011) e do ano de 2012, para a BHRP, obtidas pelo sensor LandSat ETM⁺, utilizando o método de classificação supervisionada da máxima verossimilhança. Para isso, em ambos os anos, foram coletadas amostras de treinamento considerando nove classes de uso do solo que são: culturas anuais, pastagem, floresta nativa, cerrado, eucalipto, água, urbanização, solo exposto e campo rupestre.

Ressalta-se que a classificação supervisionada é o procedimento mais utilizado para análise quantitativa que envolve o mapeamento de uso e cobertura do solo, devido à sua qualidade. Nela, o usuário seleciona áreas de treinamento pertencentes às classes desejadas. O usuário treina o analisador de imagens embutido no programa, deixando a ele a tarefa de localizar todos os demais pixels pertencentes às classes anteriormente definidas, conforme mostra Machado (2002).

Na fase de classificação, quando os atributos do padrão a ser classificado são mostrados ao classificador, este é associado à mesma classe apresentada na fase de treinamento. A classificação dos pontos só ocorre se os atributos daquela classe estiverem entre os limites encontrados na fase anterior, para um dos atributos (MACHADO, 2002).

Por último, considerando as etapas de classificação de imagens de satélite, foi realizada a avaliação da exatidão do mapeamento. Tal avaliação foi feita por meio da geração de pontos aleatórios no mapa, para serem verificados e comparados com a imagem original.

Os mapas de uso do solo estão apresentados na Figura 2 e, na Tabela 1, apresenta-se a distribuição percentual das classes presentes nas duas bacias.

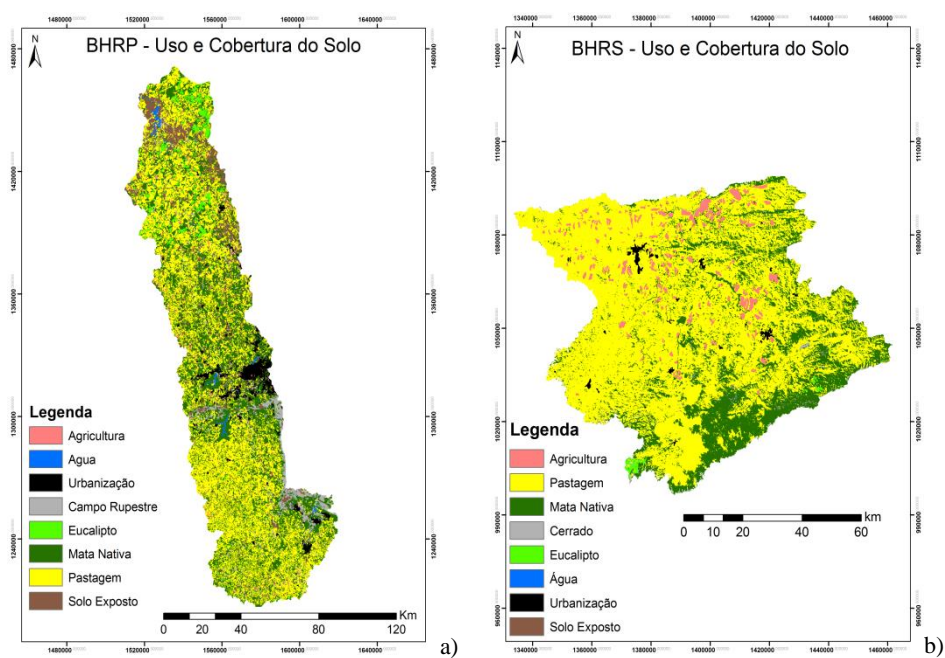


Figura 2 Mapas de uso do solo das bacias dos rios Paraopeba (a) e Sapucaí (b)

Tabela 1 Distribuição percentual das classes de uso do solo nas bacias hidrográficas estudadas

Uso	Distribuição (%) ⁽¹⁾	Distribuição (%) ⁽²⁾	Bacia	Uso	Distribuição (%)	Bacia
Agricultura	7,55	2,47	BHRP	Agricultura	13,77	BHRS
Água	0,98	0,70	BHRP	Água	0,05	BHRS
Urbanização	2,08	4,40	BHRP	Urbanização	0,81	BHRS
Campo Rupestre	2,82	5,39	BHRP	Cerrado	0,46	BHRS
Eucalipto	1,85	0,60	BHRP	Eucalipto	0,37	BHRS
Mata Nativa	23,83	37,17	BHRP	Mata Nativa	23,82	BHRS
Pastagem	51,47	43,64	BHRP	Pastagem	60,27	BHRS
Solo Exposto	9,41	5,63	BHRP	Solo Exposto	0,45	BHRS

⁽¹⁾ representa a distribuição em toda a BHRP e ⁽²⁾ até a seção de controle em Ponte da Taquara

2.2 Base de dados de vazão e precipitação

Os dados fluviométricos e pluviométricos aplicados ao estudo foram obtidos junto à Agência Nacional de Águas, por meio do portal do HidroWeb/ANA e, nas Tabelas 2 e 3, são apresentados, respectivamente, dados básicos das estações estudadas.

A partir da análise dos dados das estações fluviométricas, definiu-se o ano hidrológico (AH) representativo para cada uma delas, em função da média do deflúvio anual, adotando-se aquele que apresentou valor mais próximo possível da média da série histórica analisada.

Os dados pluviométricos subsidiaram a obtenção das respectivas precipitações médias referentes ao AH representativo identificado e também permitiu a caracterização do Índice de Concentração da Precipitação (ICP).

Na Figura 3 encontra-se a distribuição espacial dos postos fluviométricos e pluviométricos, em suas respectivas bacias hidrográficas.

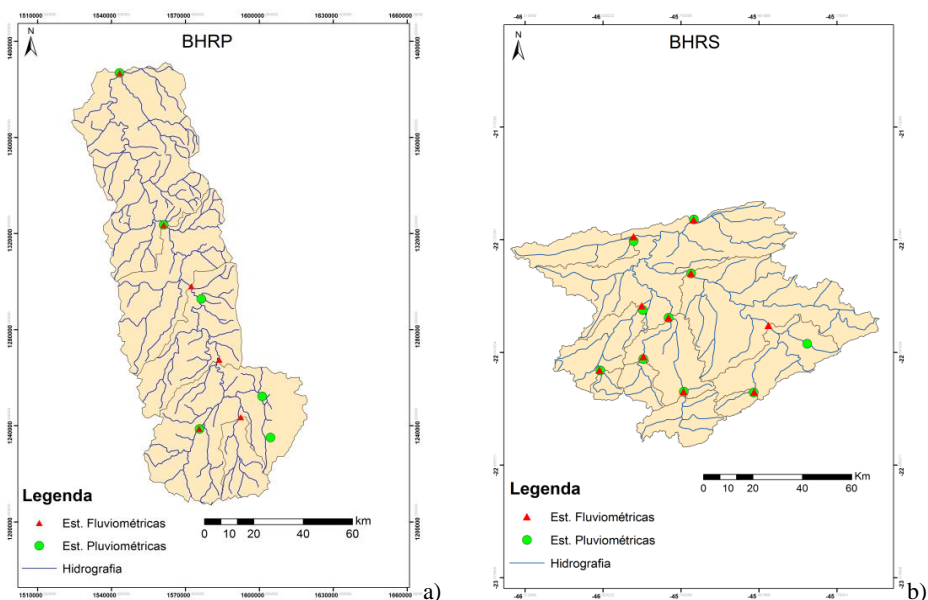


Figura 3 Distribuição dos postos monitorados na BHRP (a) e na BHRs (b)

Tabela 2 Estações fluviométricas utilizadas neste estudo

Código	Nome	Operadora	Latitude	Longitude	Área (Km²)	Bacia	Posto	AH	Série Histórica
40549998	São Brás do Suaçuí - Montante	CPRM	-20,60388	-43,90861	462	BHRP	P1	95/96	92-06
40710000	Belo Vale	CPRM	-20,40805	-44,02111	2770	BHRP	P2	77/78	65-90
40740000	Alberto Flores	CPRM	-20,15694	-44,16666	4120	BHRP	P3	95/96	92-06
40800001	Ponte Nova do Paraopeba	CPRM	-19,94888	-44,30527	5690	BHRP	P4	93/94	77-05
40850000	Ponte da Taquara	CPRM	-19,42305	-44,54777	8750	BHRP	P5	02/003	99-06
40680000	Entre Rios de Minas	CPRM	-20,66028	-44,07194	487	BHRP	P6	71/72	70-05
61250000	Fazenda da Guarda	IGAM	-22,68777	-45,47972	109	BHRS	S1	80/81	66-87
61390000	Vargem do Cervo	IGAM	-22,11666	-45,91777	486	BHRS	S2	77/78	46-81
61271000	Itajubá	IGAM	-22,44277	-45,42722	860	BHRS	S3	86/87	79-87
61305000	Santa Rita do Sapucaí	IGAM	-22,25138	-45,70888	2810	BHRS	S4	86/87	76-89
61320000	São Bento do Sapucaí	IGAM	-22,6858	-45,7363	475	BHRS	S5	04/005	96-06
61360000	Cambuí	IGAM	-22,6069	-46,0417	116	BHRS	S6	87/88	83-93
61343000	Bairro do Analdino	IGAM	-22,5575	-45,8825	247	BHRS	S7	86/87	80-01
61350000	Conceição dos Ouros	IGAM	-22,4142	-45,7908	1310	BHRS	S8	05/006	97-07
61370000	Ponte do Rodrigues	IGAM	-22,3706	-45,8881	676	BHRS	S9	08/009	96-09
61410000	Careaçu	IGAM	-22,05416	-45,69916	7330	BHRS	S10	69/70	65-82

Tabela 3 Estações pluviométricas utilizadas

ID	Nome	Latitude	Longitude	Bacia	AH	Lâmina (mm)
2043013	Congonhas – Linígrafo	-20,52194	-43,83	BHRP	77/78	1420.7
2043005	Conselheiro Lafaiete	-20,665	-43,77778	BHRP	95/96	1513.6
2044007	Entre Rios de Minas	-20.66111	-44,07055	BHRP	71/72	1579.6
2044008	Melo Franco	-20.19778	-44,12083	BHRP	95/96	1462.1
1944031	Ponte da Taquara	-19,42333	-44,54833	BHRP	02/003	1254.1
1944004	Ponte Nova do Paraopeba	-19,95805	-44,30666	BHRP	93/94	1486
2245070	Brasópolis	-22,47138	-45,62194	BHRS	86/87	1739.1
2245074	Careaçu	-22,05277	-45,69888	BHRS	69/70	1468.2
2245010	Fazenda da Guarda	-22,68889	-45,48138	BHRS	80/81	1531.6
2245011	São Bento do Sapucaí	-22,68583	-45,73527	BHRS	04/005	1478.5
2246050	Cambuí (CSME)	-22,60778	-46,03944	BHRS	87/88	1261.7
2245084	Bairro do Analdino	-22,56555	-45,8833	BHRS	86/87	2168.4
2245066	Conceição dos Ouros	-22,41416	-45,79083	BHRS	05/006	1027
2245086	Ponte do Rodrigues	-22,38583	-45,884722	BHRS	08/009	1416.14
2245083	São João de Itajubá	-22,37555	-45,44694	BHRS	86/87	1649.2
2245085	Vargem do Cervo	-22,13222	-45,91777	BHRS	77/78	1256

Observa-se que a BHRP foi delimitada até a seção de controle em Ponte da Taquara (cód.: 40850000) por não ter sido possível obter dados fluviométricos a jusante deste ponto, enquanto a BHRS foi delimitada na seção de controle de Careaçú (cód.: 61410000).

2.3 Índice de Concentração da Precipitação (ICP)

A precipitação é um dos componentes mais importantes do ciclo hidrológico, afetando diretamente a disponibilidade dos recursos hídricos. Neste contexto, há uma variedade de indicadores que avaliam a concentração da precipitação, os quais fornecem informações sobre sua variabilidade, o que permite analisar e compreender os processos hidrológicos (APAYDIN et al., 2006).

Luis et al. (2011) relataram que diferentes índices têm sido utilizados para este fim e destacaram o índice de concentração da precipitação (ICP) por fornecer informações sobre o comportamento da concentração da chuva, o qual pode ter influência direta no processo de recarga subterrânea e no comportamento do escoamento de base.

Inicialmente, o ICP foi proposto por Oliver (1980) como um indicador da concentração da chuva. Michiels, Gabriels e Hartmann (1992) o expressam da seguinte forma:

$$ICP = \frac{\sum_{i=1}^{12} P_i^2}{(\sum_{i=1}^{12} P_i)^2} \times 100 \quad (1)$$

em que P_i é a precipitação mensal no mês i .

Quando se estima o ICP pela média mensal de uma série histórica, obtém-se a concentração sazonal das chuvas. Por outro lado, o índice, quando obtido a partir de registros de anos individuais, fornece a concentração temporal

das chuvas (MICHIELS; GABRIELS; HARTMANN, 1992). Como, no presente estudo, adotou-se o AH, as análises de ICP foram realizadas em função da concentração sazonal da precipitação.

Na Tabela 4, observa-se a classificação do Índice de Concentração da Precipitação, de acordo com Michielse, Gabriels e Hartmann (1992).

Tabela 4 Classificação do índice de concentração da chuva

Índice de concentração da chuva (ICP)	Concentração sazonal
< 10	Uniforme
11-15	Moderadamente sazonal
16-20	Sazonal
>20	Fortemente sazonal

2.4 Separação do escoamento

Para estimar a recarga de água subterrânea a partir dos dados de vazão, utilizou-se metodologia baseada no deslocamento da curva de recessão, preconizada pelo método de Barnes. Este método garante que a vazão medida nos cursos superficiais seja mantida pelo aporte de água subterrânea, não sofrendo influência de aportes externos ao sistema aquífero, durante o período seco do ano hidrológico (CUSTÓDIO; LIAMAS, 1976).

O método de Barnes é frequentemente utilizado na hidrogeologia para a análise do potencial de recarga subterrânea em aquíferos superficiais, sendo considerado o que fornece resultados mais próximos da realidade (NATHAN; McMAHON, 1990), baseando-se na linearidade da recessão, quando esta é analisada com as vazões em escala logarítmica, uma vez que o escoamento

subterrâneo é fruto, basicamente, do processo de recarga, conforme apresentado na Figura 4.

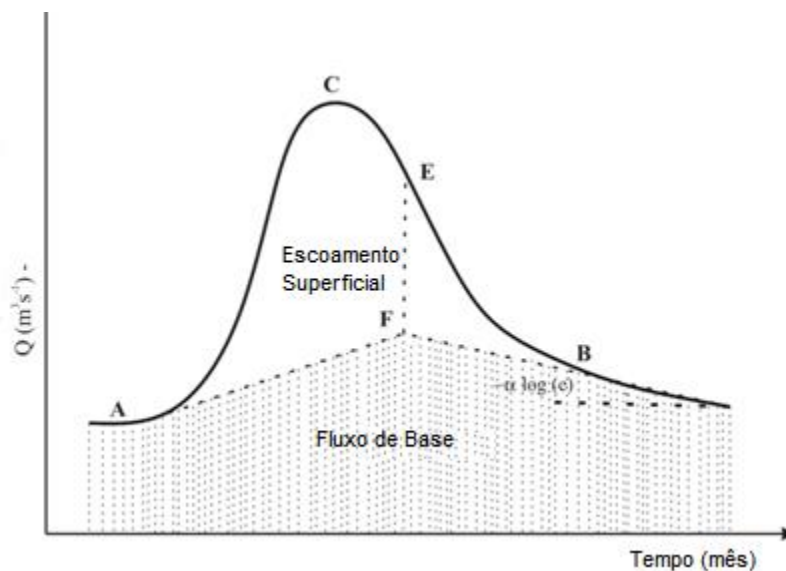


Figura 4 Método gráfico de Barnes (adaptado de COSTA; BACELLAR, 2010)

A curva de recessão do hidrograma é de grande importância na hidrogeologia, pois permite a avaliação da magnitude do armazenamento de água subterrânea nos aquíferos superficiais que interagem com a drenagem superficial (COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS, 2001) e os volumes escoados pelos exutórios dos aquíferos.

Segundo Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (2001), a curva de recessão representa a contribuição da água subterrânea na descarga de um rio durante o período de estiagem e ajusta-se de forma satisfatória a uma equação de decaimento do tipo exponencial decrescente. Ela permite, ainda, avaliar a amplitude do armazenamento da água subterrânea nos aquíferos livres que interagem com a drenagem da superfície. Assim, a curva de recessão é uma

função da topografia, do padrão de drenagem, dos solos, da geologia e da cobertura vegetal da bacia hidrográfica.

A expressão do decaimento é dada por

$$Q_t = Q_0 e^{-\alpha t} \quad (2)$$

em que Q_0 é a vazão inicial do período de recessão do hidrograma ($L^3 T^{-1}$); e é a base dos logaritmos neperianos; t é o tempo (T) e α é o coeficiente de recessão com dimensão de T^{-1} .

A equação 2 foi tratada por Maillet, em 1905, por meio de um modelo análogo simples e, assim, se tornou conhecida como fórmula de Maillet. Contudo, sabe-se que a recessão, muitas vezes, decresce, seguindo uma equação quadrática, devido a não linearidade da taxa de fluxo subterrâneo com a carga hidráulica, sobretudo nos estágios iniciais da recessão (DEWANDEL et al., 2003). Entretanto, esta equação tem sido mais empregada por ajustar relativamente bem as recessões e por sua maior simplicidade quanto ao tratamento matemático, mesmo fornecendo melhores resultados para períodos finais de recessão, como abordam Custódio e Lamas (1976), Nathan e McMahon (1990), Mwakalila, Feyen e Mwakalila, Feyen e Wyseure (2002) e Dewandel et al. (2003).

Entre as várias técnicas existentes, quase todas consideram apenas dois componentes de fluxo: o superficial direto e o subterrâneo (ou de base). Essa simplificação deve-se ao fato de ser praticamente impossível determinar com precisão todas as rotas de fluxo em uma bacia, uma vez que os escoamentos mais rápidos e mais lentos ocorrem, muitas vezes, simultaneamente e podem ser agrupados ao fluxo superficial ou ao subterrâneo, como ocorre com o escoamento subsuperficial em bacias hidrográficas de cabeceira ocupadas por

mata nativa (CHAPPELL, 2005). Sendo assim, são técnicas arbitrárias, porém, adequadas, pela rapidez e boa representatividade dos resultados.

Para a obtenção da equação de decaimento das vazões, foram plotadas as séries de vazão das estações fluviométricas utilizadas nas áreas de estudo. A determinação do período no ano civil em que ocorre o esgotamento dos aquíferos é realizada a partir da identificação do ponto de inflexão da hidrógrafa plotada em gráficos com a variação da vazão em escala logarítmica de base 10 e tempo em dias. Como a recessão tende a seguir uma equação exponencial, na escala logarítmica, a mesma tende a ser uma reta. O ano hidrológico selecionado para a representação da cauda de recessão foi aquele representativo da média de todos os anos da série histórica (série mais completa), excluindo-se da análise da série os anos que apresentaram falhas.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A precipitação média anual para a BHRP foi de 1452,7 mm, com valor mínimo de 1.254,1 mm e máximo de 1.579,6 mm, considerando os anos hidrológicos selecionados. Para a BHRS, a média dos anos hidrológicos foi de 1.500 mm, com mínimo de 1.027 mm e máxima de 2.168,4 mm.

O comportamento da concentração das chuvas pode ser avaliado a partir da Tabela 5 em que quanto maior o valor do índice, mais forte será a sazonalidade da chuva.

Tabela 5 Concentração temporal das chuvas nos postos pluviométricos analisados

ID	Nome	Bacia	ICP	Classificação
2043013	Congonhas - Linígrafo	BHRP	13,2	Moderadamente Sazonal
2043005	Conselheiro Lafaiete	BHRP	15,4	Moderadamente Sazonal
2044007	Entre Rios de Minas	BHRP	13,3	Moderadamente Sazonal
2044008	Melo Franco	BHRP	14,4	Moderadamente Sazonal
1944031	Ponte da Taquara	BHRP	22,9	Fortemente Sazonal
1944004	Ponte Nova do Paraopeba	BHRP	17	Sazonal
2245070	Brasópolis	BHRS	14,5	Moderadamente Sazonal
2245074	Careçu	BHRS	14,5	Moderadamente Sazonal
2245010	Fazenda da Guarda	BHRS	18	Sazonal
2245011	São Bento do Sapucaí	BHRS	15,3	Moderadamente Sazonal
2246050	Cambuí (CSME)	BHRS	12,2	Moderadamente Sazonal
2245084	Bairro do Analdino	BHRS	19,2	Sazonal
2245066	Conceição dos Ouros	BHRS	13,6	Moderadamente Sazonal
2245086	Ponte do Rodrigues	BHRS	10,6	Moderadamente Sazonal
2245083	São João de Itajubá	BHRS	14,5	Moderadamente Sazonal
2245085	Vargem do Cervo	BHRS	12,5	Moderadamente Sazonal

Observa-se que a estação Fazenda da Guarda, localizada na BHRS, apresenta um ICP que caracteriza a chuva como sazonal. Embora apresente este aspecto, essa região é caracterizada por estar sob influência de Mata Atlântica, à altitude de 1.501 m. A cobertura florestal em questão tem papel predominante no comportamento da infiltração (e da relação chuva-vazão), uma vez que mantém a umidade do solo, promove a formação de fluxos preferenciais, diminuindo o escoamento superficial direto e aumentando o potencial para recarga do aquífero livre (ALVARENGA et al., 2012). Além desta, a estação Bairro do Analdino apresenta o mesmo comportamento, contudo, a ocupação do uso do solo se caracteriza pelo predomínio de pastagens, o que, associado à característica sazonal, indica um menor potencial para armazenamento e recarga subterrânea, quando comparado à Fazenda da Guarda.

Analisando-se a BHRP, observa-se que a estação Ponte Nova do Paraopeba apresentou o mesmo comportamento, mas salienta-se que o caráter sazonal da chuva para aquela região é mais significativo no contexto de recarga, uma vez que o uso do solo apresenta predomínio de pastagens extensivas e áreas urbanizadas, diminuindo as condições para recarga subterrânea e afetando, especialmente, a infiltração de água no solo.

Caracterizando o uso do solo, este se mostra um fator importante que rege a dinâmica de recarga de água pela precipitação, conforme resultados apresentados na Tabela 6, na qual as estações que se localizaram em região de extensa cobertura vegetal apresentaram os maiores valores de recarga.

Zuquette e Palma (2006) observaram que, embora uma região apresente características de homogeneidade geológica, o comportamento hidrodinâmico sofre significativa influência do tipo de uso do solo e de seu estágio evolutivo, assim como das práticas de manejo. Em relação ao estágio evolutivo de uma cultura, Gaze et al. (1997), trabalhando com a cultura do milho, perceberam que o valor da infiltração de água no solo pode ser três vezes maior em um ponto que

em outro. Com isso, verifica-se que a cobertura vegetal tem papel importante para os mecanismos de recarga, principalmente quando se analisam situações de uso do solo já consolidado, como o caso de florestas.

Leite et al. (1999), Mendonça (2001) e Mendonça et al. (2009) observaram, em função da cobertura vegetal, que a matéria orgânica dos solos de diferentes formações florestais tem papel importante na manutenção dos parâmetros relevantes para a recarga do aquífero, tais como umidade, porosidade, condutividade hidráulica e capacidade de infiltração. Do mesmo modo, Cheng, Lin e Lu (2002) e Best et al. (2003) mostram que áreas de florestas preservadas, como o caso da Mata Atlântica em Fazenda da Guarda, apresentam significativa porosidade, especialmente macroporosidade, com caminhos preferenciais que facilitam a infiltração e a recarga de aquíferos.

Por outro lado, em áreas antropizadas, como é o caso de Ponte Nova do Paraopeba, ocorrem modificações na estrutura dos solos, modificando a densidade, afetando a porosidade, o armazenamento e a disponibilidade de água, o que interfere na capacidade de infiltração e, conseqüentemente, nos processos de recarga (DERPSCH et al., 1991; KLEIN; LIBARDI; SILVA, 1998; TAVARES FILHO; TESSIER, 1998; MARIA; CASTRO; DIAS, 1999).

Tabela 6 Resultados da análise das seções estudadas

Código	Nome	Bacia	Deflúvio Base (mm)	Precipitação (mm)	Relação Db/P (%)
40549998	São Brás do Suauí - Montante	BHRP	326,82	1513,6	21,6
40710000	Belo Vale	BHRP	422,2	1420,7	29,7
40740000	Alberto Flores	BHRP	276,16	1462,1	18,9
40800001	Ponte Nova do Paraopeba	BHRP	369,04	1486	24,8
40850000	Ponte da Taquara	BHRP	161,64	1254,1	12,9
40680000	Entre Rios de Minas	BHRP	376,15	1579,6	23,8
61250000	Fazenda da Guarda	BHRS	762,04	1531,6	49,8
61390000	Vargem do Cervo	BHRS	401,48	1256	32
61271000	Itajubá	BHRS	601,63	1649,2	36,5
61305000	Santa Rita do Sapucaí	BHRS	467,96	1739,1	26,9
61320000	São Bento do Sapucaí	BHRS	545,04	1478,5	36,9
61360000	Cambuí	BHRS	361,88	1261,7	28,7
61343000	Bairro do Analdino	BHRS	451,65	2168,4	20,8
61350000	Conceição dos Ouros	BHRS	414,93	1027	40,4
61370000	Ponte do Rodrigues	BHRS	344,58	1416,14	24,3
61410000	Careaçu	BHRS	322,67	1468,2	22

Observa-se que o maior valor de recarga (relação Db/P) foi encontrado para a estação Fazenda da Guarda, localizada na serra da Mantiqueira, onde o percentual de 49,8% da precipitação tem potencial para ser convertido em recarga. Esse comportamento pode ser explicado pela dependência do tipo e do uso do solo na capacidade de infiltração que, segundo Pritchett (1979), é normalmente alta em solos com florestas, o que produz pequena quantidade de escoamento superficial. Isto evidencia a contribuição para recarga, armazenamento e regulação do escoamento base em ambientes de Mata Atlântica, especialmente da Serra da Mantiqueira. Contudo, conforme destacado anteriormente, nestes ambientes, a participação do escoamento subsuperficial pode ser significativa e o mesmo ser contabilizado como escoamento base, devido às incertezas dos métodos de separação dos escoamentos (CHAPPELL, 2005).

Destaca-se, também, a estação Conceição dos Ouros, com recarga acima de 40%, valor também considerado alto, resultado da presença também

significativa de pastagem e fragmentos de Mata Atlântica, o que pode ter contribuído para tal valor.

Embora as estações de Itajubá e Santa Rita do Sapucaí estejam em área também com presença de fragmentos de Mata Atlântica e pastagens, ressalta-se que, nestes pontos, há presença de urbanização, o que reduz os níveis de recarga dessas áreas.

Dentro da BHRS, a estação que apresentou menor relação Db/P foi a Bairro do Analdino, com um valor de 20,8%. Neste ponto, nota-se a presença das classes Eucalipto e Pastagem. Alves e Pereira (1990) mostram que os eucaliptos cultivados para produção intensiva, em povoamentos de alta densidade, apresentam consumos de água por evapotranspiração superiores aos da vegetação rasteira ou outros tipos de florestas tipicamente menos consumidoras de água. Para Leite et al. (1999), a redução da densidade populacional tende a aumentar o conteúdo de água no solo, principalmente em decorrência do aumento da precipitação pluviométrica interna nessas situações.

Dessa forma, Tucci e Clarke (1997) demonstraram que o impacto do uso do solo sobre o comportamento hidrológico de bacias rurais é fundamental na preservação e no uso dos recursos hídricos. Como exemplo desse impacto do uso do solo, Lucas (2012), avaliando a influência da precipitação e do uso do solo sobre a taxa de recarga em zona de afloramento do sistema aquífero Guarani, na bacia hidrográfica do ribeirão do Onça, observou menores taxas de recarga em áreas de eucalipto e citros, em relação às áreas de cana-de-açúcar e pastagens. Ainda segundo este mesmo autor, caso ocorram diminuição do total precipitado e aumento das áreas de eucalipto, a recarga poderá sofrer redução, ocasionando um menor escoamento de base em direção ao ribeirão do Onça.

Analisando-se as seções da BHRP, verifica-se que os valores obtidos foram, em sua totalidade, menores que os da BHRS, evidenciando, dessa forma, um menor potencial de recarga para esta bacia.

As estações Entre Rios de Minas e São Brás do Suaçuí – Montante e Belo Vale apresentaram um comportamento de recarga médio, com 23,8%, 21,6% e 29%, respectivamente. Esses pontos, por sua vez, estão localizados na região denominada Alto Paraopeba, caracterizada pelas maiores altitudes e clima do tipo Cwb, além de apresentar solos predominantemente da classe Latossolo.

A estação Alberto Flores localiza-se numa zona de transição entre os tipos climáticos Cwb e Cwa e a presença da classe de solo Neossolo Litólico. Segundo Macedo, Souza e Campagnoli (2006), esses solos são rasos, pedregosos, com horizonte A assentado diretamente sobre um horizonte C ou sobre a rocha. Por essa razão, apresenta, então, um menor potencial para armazenamento de água no solo, o que faz com que a recarga nessas áreas seja limitada pela baixa profundidade do perfil do solo. Outro ponto a considerar é que esses solos, normalmente, são encontrados em locais de relevo mais acidentados e montanhosos, aumentando o escoamento em eventos de chuva.

A estação Ponte da Taquara, tomada como seção de controle, apresentou um baixo índice de recarga (12,9%). Esse comportamento pode ser atribuído ao fato de essa região estar localizada na transição entre as tipologias climáticas Cwa e Aw, sendo esta última característica de clima tropical, com inverno seco e verão chuvoso. A classe de solos predominante para esta estação é o Cambissolo que, geralmente, é encontrado em áreas declivosas e que têm como característica essencial o horizonte B incipiente e solos rasos, o que contribui para um menor armazenamento de água no solo e, conseqüentemente, menor recarga para o aquífero superficial. Outro fator que contribuiu para um menor valor de recarga foi a cobertura vegetal, com presença de áreas de solo exposto, pastagens e cerrado.

Embora a BHRS apresente extensa área da classe Cambissolo, a vegetação de Mata Atlântica contribui para maiores valores de recarga do que nas mesmas áreas de Cambissolo na BHRP.

Analisando-se os anos hidrológicos representativos para a BHRP, obteve-se um escoamento de base médio de 320,74 mm, correspondendo a 75% do escoamento total e a 22,1% da precipitação média dos anos hidrológicos. Em relação à BHRS, o escoamento de base médio foi da ordem de 467,38 mm, correspondendo a 62,58% do escoamento total e a 31,16% da precipitação média.

Observa-se que, na seção de controle de Fazenda da Guarda, localizada na BHRS em área de Serra da Mantiqueira, o escoamento de base foi da ordem de 762 mm, o qual correspondeu a 49,75% da precipitação. Isso caracteriza a contribuição para a recarga, o armazenamento e a regulação do escoamento de base nos ambientes de Mata Atlântica, especialmente da Serra da Mantiqueira, conforme Chappell (2005).

Silva et al. (2012) analisaram a recarga de aquíferos superficiais com base em balanço hídrico na região do Alto rio Grande, nas sub-bacias dos ribeirões Lavrinhas e Marcela. Na primeira região, a recarga variou de 64,62 mm a 121,11 mm, correspondendo, respectivamente, a 4,22% e 6,42% da precipitação. Já para a região do ribeirão Marcela, esses autores encontraram valores de 83 a 152 mm, com variação de 6% a 12% da precipitação, sendo este último em área com mais de 48% de cobertura florestal, promovendo, assim, elevada recarga, mesmo em áreas de alta declividade, caracterizando a importância da cobertura do tipo Mata Atlântica nos processos de recarga.

Para Wittenberg e Sivapalan (1999), somente uma pequena porção da precipitação atua diretamente na recarga da água subterrânea, podendo ser superior a 30% em regiões de clima temperado e menor que 5% em condições semiáridas. Neste contexto, a BHRS apresenta maior proporção entre o escoamento de base e a precipitação do ano hidrológico representativo em relação à BHRP, devido a alguns aspectos importantes, destacando-se a menor área urbanizada, a melhor distribuição da precipitação ao longo do ano

hidrológico devido às condições meteorológicas do clima Cwb, mais próximas de subtropical e área de cabeceira mais preservada, ainda com áreas representativas de Mata Atlântica.

Observa-se que, como a taxa de recarga atual nunca é totalmente conhecida, vários métodos para estimativa da recarga são utilizados e os resultados comparados (ALBUQUERQUE; CHAVES, 2011). Contudo, nenhum método pode ser considerado o melhor para estimar a recarga, devido à variabilidade espacial e temporal das diversas variáveis independentes, limitações inerentes a cada modelo, disponibilidade de dados e variabilidade nos usos e aplicações da recarga estimada (DELIN et al., 2007).

O coeficiente de recessão (α) indica a taxa de produção do fluxo de base, que representa a porção da vazão de um rio mantida pela restituição de águas subterrâneas, sendo obtido por meio das análises de hidrogramas, com base no método de Barnes. Costa e Bacellar (2010) mostram que este método não pode ser aplicado quando se dispõem de séries hidrológicas curtas. Esse coeficiente possibilita o cálculo de alguns parâmetros, como, por exemplo, a transmissividade de aquíferos, reservas renováveis de águas subterrâneas e as vazões mínimas em canais de drenagem que, de modo geral, são obtidas por meio de outros índices hidrológicos.

Na Tabela 7 e nos Gráficos 1 e 2, apresentam-se, respectivamente, os valores do coeficiente de recessão e os hidrogramas para os pontos analisados.

Tabela 7 Resultados da análise das seções estudadas

Código	Nome	Bacia	Deflúvio Base (mm)	Deflúvio Superficial (mm)	Coeficiente de Recessão	
					$\alpha 1$	$\alpha 2$
40549998	São Brás do Suaçuí - Montante	BHRP	326,82	514,74	0,00123	-
40710000	Belo Vale	BHRP	422,2	624,61	0,07984	-
40740000	Alberto Flores	BHRP	276,16	433,99	0,01814	-
40800001	Ponte Nova do Paraopeba	BHRP	369,04	483,16	0,18313	0,02139
40850000	Ponte da Taquara	BHRP	161,64	426,91	0,10558	-
40680000	Entre Rios de Minas	BHRP	376,15	644,84	0,23319	0,13693
61250000	Fazenda da Guarda	BHRS	762,04	1108,19	0,03811	-
61390000	Vargem do Cervo	BHRS	401,48	559,29	0,02795	-
61271000	Itajubá	BHRS	601,63	856,25	0,08624	-
61305000	Santa Rita do Sapucaí	BHRS	467,96	797,01	0,11624	-
61320000	São Bento do Sapucaí	BHRS	545,04	706,61	0,08504	0,19095
61360000	Cambuí	BHRS	361,88	696,46	0,08974	-
61343000	Bairro do Analdino	BHRS	451,65	805,71	0,07557	-
61350000	Conceição dos Ouros	BHRS	414,93	627,19	0,01778	-
61370000	Ponte do Rodrigues	BHRS	344,58	636,46	0,03081	-
61410000	Careaçu	BHRS	322,67	674,6	0,14124	-

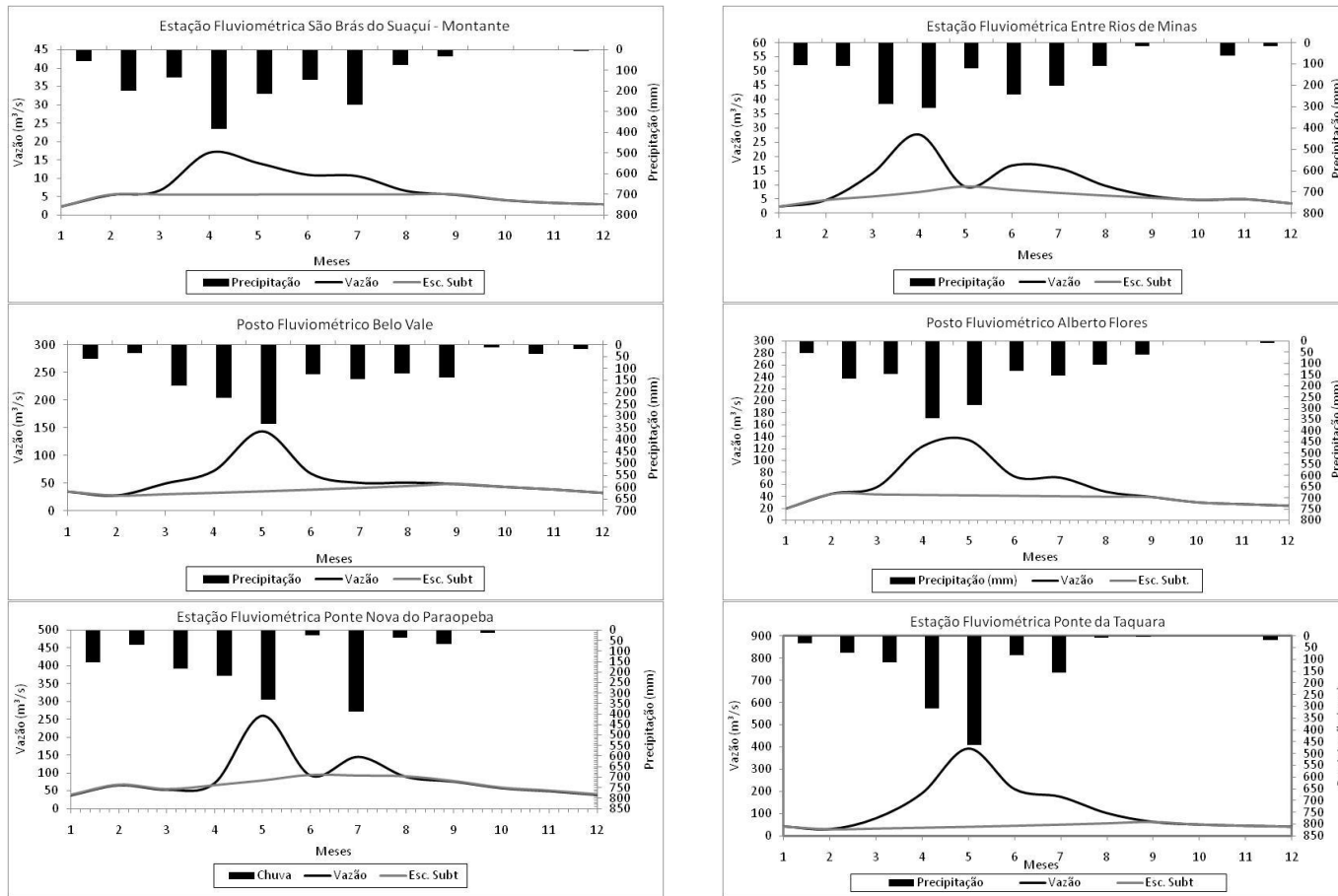


Gráfico 1 Hidrograma observado, escoamento de base e precipitação na BHRP

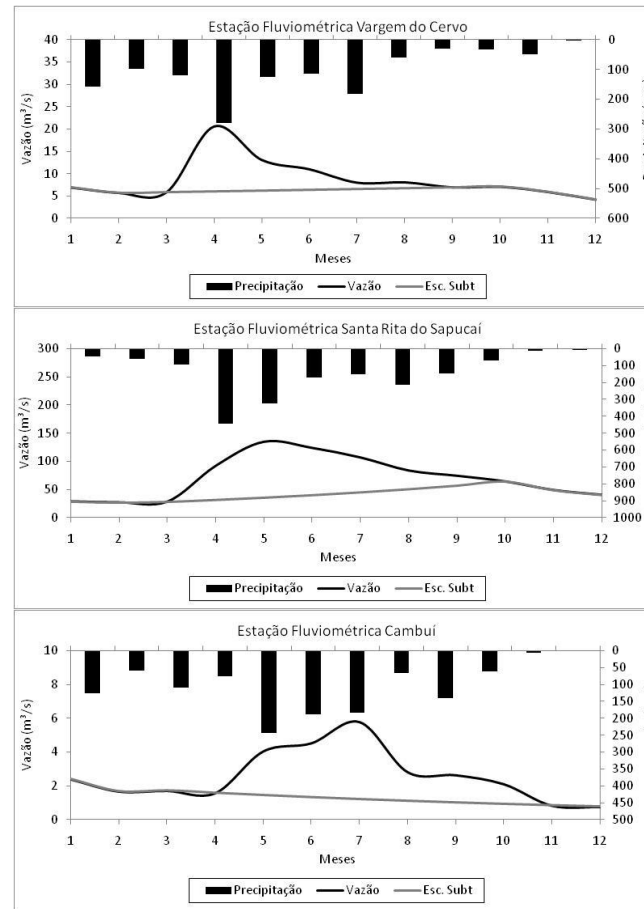
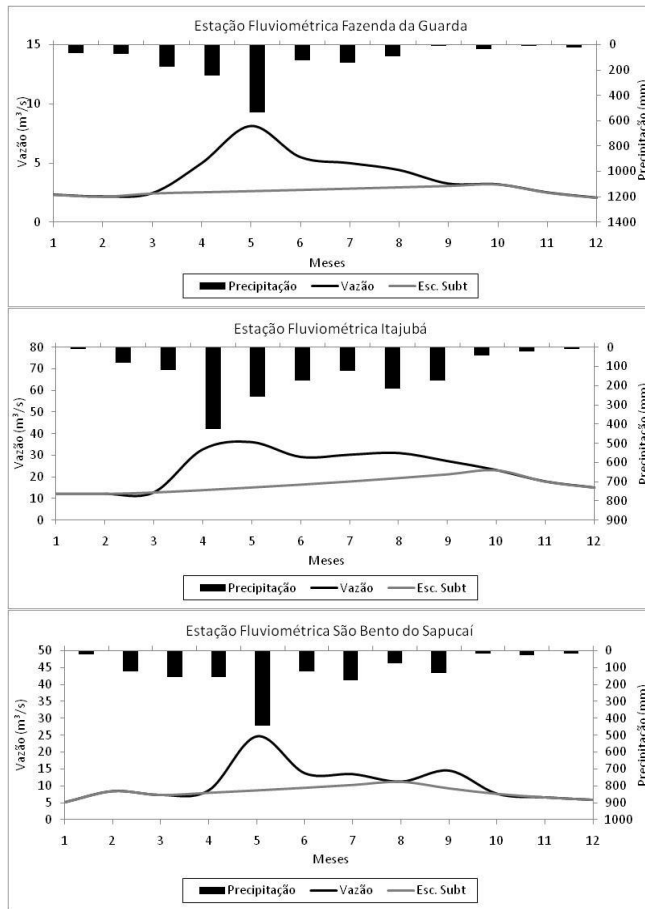
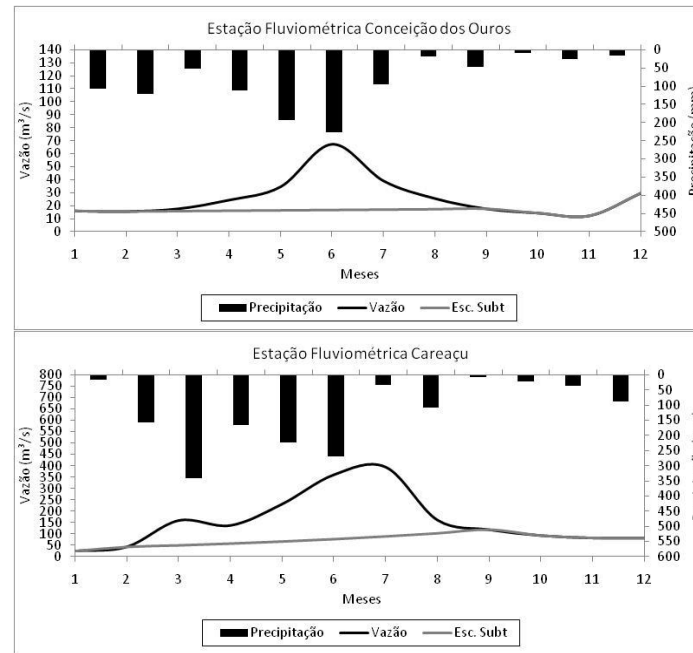
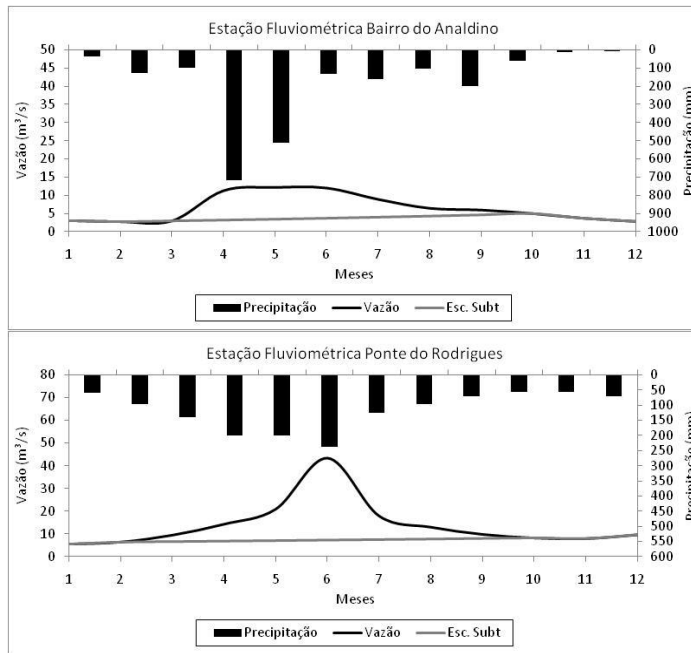


Gráfico 2 Hidrograma observado, escoamento de base e precipitação na BHRS

Gráfico 2, conclusão



O coeficiente de recessão que caracteriza a descarga dos aquíferos em regime não influenciado (ausência de precipitação) é inversamente proporcional à extensão (dimensão linear) dos reservatórios subterrâneos e diretamente proporcional à porosidade efetiva e à condutividade hidráulica dos aquíferos, caracterizando o comportamento dos sistemas aquíferos de uma bacia hidrográfica (GONÇALVES; SCUDINO; SOBREIRA, 2005). Assim, segundo estes autores, quanto maiores forem os parâmetros hidrodinâmicos e dimensionais dos aquíferos, tanto menores serão os valores do coeficiente de recessão e mais elevada a capacidade de armazenamento subterrâneo.

Dentro dos sistemas aquíferos, considera-se que o equilíbrio de fluxo das águas que entram seja igual aos volumes de saída. Assim, ao se conhecer o quanto é restituído das águas subterrâneas aos rios, pode-se estimar a contribuição das águas subterrâneas para o deflúvio total e, ainda, determinar o deflúvio subterrâneo. Esses parâmetros são equivalentes à capacidade de armazenamento subterrâneo das bacias e correspondem às reservas reguladoras que, segundo Castany (1967), representa o volume de água livre armazenado em uma seção dos aquíferos limitada por dois níveis piezométricos extremos, mínimo e máximo da superfície piezométrica, ao longo de um período considerado (GONÇALVES; SCUDINO; SOBREIRA, 2005).

Os coeficientes de recessão para a BHRP variaram de 0,00123 a 0,18, indicando grande capacidade de infiltração e armazenamento.

Em relação à BHRS, a estação que apresentou o mesmo comportamento em relação ao coeficiente de recessão foi a seção de Conceição dos Ouros, condizendo também como a seção de maior capacidade de reserva. Nesta bacia, os coeficientes de recessão variaram de 0,017 a 0,19, caracterizando um sistema não tão eficiente quanto na BHRP, porém, devido à presença de Mata Atlântica, principalmente na região de cabeceira, pode ter o armazenamento aumentado, em função desse tipo de cobertura vegetal.

Gonçalves, Scudino e Sobreira (2005) estudaram as reservas renováveis e caracterização dos aquíferos fissurais do leste da Zona da Mata mineira e encontraram valores para o coeficiente de recessão variando de 0,00315 a 0,00362, para as estações que drenam para o rio Pomba, indicando grande capacidade de infiltração e armazenamento que, entretanto, não condiziam com bacias onde predominam aquíferos fissurados. Uma explicação para esses valores é a presença de aquíferos granulares de cobertura. Por outro lado, para as estações localizadas na sub-bacia do rio Muriaé, os valores foram um pouco maiores (0,00516 e 0,00535), portanto, mais compatíveis com as características hidrogeológicas de bacias representadas por aquíferos fissurados.

4 CONCLUSÕES

- a) a concentração sazonal das chuvas para a bacia do rio Paraopeba variou de moderada para fortemente sazonal, enquanto, para a bacia do rio Sapucaí, essa variação foi de moderada à sazonal;
- b) o escoamento de base médio para a BHRP foi de 320,74 mm e, para a BHRS, foi de 467,38 mm;
- c) na região de Mata Atlântica, os valores de recarga foram superiores aos demais, com um total de 762,04 mm, correspondendo a 49,75% do total precipitado, mostrando, assim, ser uma área vital para o contexto hidrológico, no que se refere à recarga dos aquíferos e à disponibilidade de água.

REFERÊNCIAS

ALBHAISI, M.; BRENDONCK, L.; BATELAAN, O. Predicted impacts of land use change on groundwater recharge of the upper Berg catchment, South Africa. **Water SA**, Austrália, v. 39, n. 2, p. 211-220, Apr. 2013.

ALBUQUERQUE, A. C. L. S.; CHAVES, H. M. L. Estimativa de recarga da bacia do rio das Fêmeas através de métodos manuais e automáticos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 11, p. 1123-1129, nov. 2011.

ALLEY, W. M. Tracking U.S. groundwater: reserves for the future? **Environment**, Amsterdam, v. 48, n. 3, p. 10-25, 2006.

ALLISON, G. B. et al. Land clearance and river salinisation in the western Murray Basin, Australia. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 119, n. 1-4, p. 1-20, Nov. 1990.

ALVARENGA, C. C. et al. Índice de qualidade do solo associado à recarga de água subterrânea (IQS_{RA}) na bacia hidrográfica do Alto rio Grande, MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 5, p. 1608-1619, out./nov. 2012.

ALVES, A. A. M.; PEREIRA, J. M. S. **Impactos ambientais e sócio-econômicos do eucaliptal em Portugal**. Lisboa: Departamento de Engenharia Florestal do Instituto Superior de Agronomia, 1990.

APAYDIN, H. et al. Evaluation of indices for characterizing the distribution and concentration of precipitation: a case for the region of Southeastern Anatolia project, Turkey. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 328, 3-4, p. 726-732, Sept. 2006.

BARNES, B. S. The structure of discharge recession curves. **Transactions of American Geophysical Union**, Washington, v. 20, n. 4, p. 721-725, 1939.

BARRETO, A. B. C. **Avaliação de recarga e de sustentabilidade de recursos hídricos subterrâneos de uma micro-bacia usando modelagem numérica.** 2010. 210 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

BATELAAN, O.; SMEDT, F. D.; TRIEST, L. Regional groundwater discharge: phreatophyte mapping, groundwater modeling and impact analysis of land-use change. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 275, n. 1-2, p. 86-108, Apr. 2003.

BEST, A. et al. **A critical review of paired catchment studies with reference to seasonal flow and climatic variability.** Canberra: Murray-Darling Basin Commission, 2003.

BHADURI, B. et al. Assessing watershed-scale, long-term hydrologic impacts of land use change using a GIS-NPS model. **Environmental Management**, New York, v. 26, n. 6, p. 643-658, Dec. 2000.

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

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

CALDER, I. R. Hydrologic effects of land-use. In: MAIDMENT, D. R. (Ed). **Handbook of hydrology**. New York: McGraw-Hill. 1993. p. 13.1-13.50.

CASTANY, G. **Traité pratique des eaux souterraines.** 2. ed. Paris: Dunod, 1967.

CHAPPELL, N. A. Water pathways in humid forests: myths vs observations. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 48, n. 6, p. 32-46, 2005.

CHEN, W.; LEE, C. Estimating ground-water recharge from streamflow records. **Environmental Geology**, Berlin, v. 44, p. 257-265, Mar. 2003.

CHENG, J. D.; LIN, L. L.; LU, H. S. Influence of forests on water flows from headwater watersheds in Taiwan. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 165, n. 1-3, p. 11-28, July 2002.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Fortaleza: CPRM/REFO, 2000.

COSTA, F. M.; BACELLAR, L. A. P. Caracterização hidrogeológica de aquíferos a partir do fluxo de base. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 15, n. 3, p. 173-183, jul./set. 2010.

CUSTÓDIO, E.; LIAMAS, M. R. **Hidrologia subterrânea**. 2. ed. Barcelona: Omega, 1976.

DANIEL, C. C. Ground-water recharge to the regolith-fractured crystalline rock aquifer system, Orange County, North Carolina. **Water-Resources Investigations Report 96-4220**, Denver: U.S. Geological Survey, 1996.

DELIN, G. et al. Comparison of local to regional-scale of groundwater recharge in Minnesota, USA. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 334, n. 1-2, p. 231-249, Feb. 2007.

DERPSCH, R. et al. **Controle de erosão no Paraná, Brasil: sistemas de cobertura do solo, plantio direto e preparo conservacionista do solo**. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, 1991.

DEWANDEL, B. et al. Evaluation of aquifer thickness by analyzing recession hydrographs: application to the Oman ophiolite hard-rock aquifer. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 274, n. 1-4, p. 248-269, Apr. 2003.

DURÃES, M. F.; MELLO, C. R.; NAGHETTINI, M. Applicability of the SWAT model for hydrologic simulation in Paraopeba river basin, MG. **Cerne**, Lavras, v. 17, n. 4, p. 481-488, out./dez. 2011.

ECKHARDT, K. How to construct recursive digital filters for base flow separation? **Hydrological Processes**, Hoboken, v. 19, n. 2, p. 507-515, 2005.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Mapa de solos do estado de Minas Gerais. Belo Horizonte: FEAM, 2010. Disponível em: <<http://www.feam.br/noticias/1/949-mapas-de-solos-do-estado-de-minas-gerais>>. Acesso em: 27 out. 2012.

GAZE, S. R. et al. Measurement of surface redistribution of rainfall and modeling its effect on water balance calculations for millet field on sandy soil in Niger. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 188-189, p. 267-284, Feb. 1997.

GEE, G. W. et al. Variations in water balance and recharge potential at three western desert sites. **Soil Science Society of America Journal**, Arkansas, v. 58, n. 1, p. 63-71, Jan. 1994.

GONÇALVES, J. A. C.; SCUDINO, P. C. B.; SOBREIRA, F. G. Reservas renováveis e caracterização dos aquíferos fissurais do leste da zona da Mata de Minas Gerais e adjacências. **Geologia USP Série Científica**, São Paulo, v. 5, n. 1, p. 19-27, jan. 2005.

HOLTSCHLAG, D. J. **A generalized estimate of ground-water recharge rates in the Lower Peninsula of Michigan**. Michigan: U.S. Geological Survey, 1997.

KLEIN, V. A.; LIBARDI, P. L.; SILVA, A. P. Resistência mecânica do solo à penetração sob diferentes condições de densidade e teor de água. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 18, n. 2, p. 45-54, maio/ago. 1998.

LEITE, F. P. et al. Relações hídricas em povoamento de eucalipto com diferentes densidades populacionais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 1, p. 9-16, jan./fev. 1999.

LOPES, J. W. B.; PINHEIRO, E. A. R.; ARAÚJO NETO, J. R. de. Modelagem da recarga de águas subterrâneas em uma bacia semiárida: influências da ocupação agrícola. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, Fortaleza, v. 6, n. 1, p. 33-40, 2012.

LUCAS, M. C. **Influência da precipitação e do uso do solo sobre a taxa de recarga em zona de afloramento do sistema aquífero Guarani**. 2012. 154 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

LUIS, M. et al. Precipitation concentration changes in Spain 1946-2005. **Natural Hazards and Earth System Sciences**, Germany, v. 11, n. 5, p. 1259-1265, 2011.

MACEDO, I. K.; SOUZA, N. M.; CAMPAGNOLI, F. Utilização de modelo de previsão de erosão/assoreamento para avaliação do balanço de massas numa bacia hidrográfica. In: CARVALHO, J. C. et al. de (Org.). **Processos erosivos no Centro-Oeste brasileiro**. Brasília: FINATEC, 2006. p. 254-282.

MACHADO, R. E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. 2002. 154 p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

MARIA, I. C.; CASTRO, O. M.; DIAS, H. S. Atributos físicos do solo e crescimento radicular de soja em Latossolo Roxo sob diferentes métodos de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 3, p. 703-709, maio/jun. 1999.

MELO, J. G. et al. Fatores condicionantes na recarga do aquífero Açu na borda sudoeste na bacia Potiguar, RN. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 19, p. 105-122, 2005.

MENDONÇA, L. A. R. et al. Avaliação da capacidade de infiltração de solos submetidos a diferentes tipos de manejo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 1, p. 89-98, jan./mar. 2009.

MENDONÇA, L. A. R. **Recursos hídricos da chapada do Araripe**. 2001. 193 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil/Recursos Hídricos) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2001.

MICHIELS, P.; GABRIELS, D.; HARTMANN, R. Using the seasonal and temporal precipitation concentration index for characterizing monthly rainfall distribution in Spain. **Catena**, Amsterdam, v. 19, n. 1, p. 43-58, Feb. 1992.

MWAKALILA, S.; FEYEN, J.; WYSEURE, G. The influence of physical catchment properties on base flow in semi-arid environments. **Journal of Arid Environments**, London, v. 52, n. 2, p. 245-258, Oct. 2002.

NATHAN, R. J.; McMAHON, T. A. Evaluation of automated techniques for base flow and recession analyses. **Water Resources Research**, Washington, v. 26, n. 7, p. 1465-1473, July 1990.

OLIVER, J. E. Monthly precipitation distribution: a comparative index. **Professional Geographer**, Washington, v. 32, n. 3, p. 300-309, Aug. 1980.

OTT, B.; UHLENBROOK, S. Quantifying the impact of land-use changes at the event and seasonal time scale a process-oriented catchment model. **Hydrology and Earth System Sciences**, Europa, v. 8, n. 1, p. 62-78, 2004.

PEDROSA, C. A.; CAETANO, F. A. **Águas subterrâneas**. Brasília: Superintendência de Informações Hidrológicas, 2002.

PRITCHETT, W. L. **Properties and management of forest soils**. New York: John Wiley, 1979.

PRYCH, E. A. **Using chloride and chlorine-36 as soil-water tracers to estimate deep percolation at selected locations on the US Department of Energy Hanford site, Washington**. Washington: US Geological Survey, 1998.

RUSHTON, K. R. Numerical and conceptual models for recharge estimation in arid and semi-arid zones. In: SIMMERS, I. (Ed.). **Estimation of natural groundwater recharge**. Birmingham: Reidel Publishing, 1998. v. 222, p. 223-238.

SANTOS, R. M. **Recarga de águas subterrâneas em ambiente de cerrado: estudo com base em modelagem numérica e simulação hidrológica em uma bacia experimental**. 2012. 195 p. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília, 2012.

SCANLON, B. R.; HEALY, R. W.; COOK, P. G. Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. **Hydrogeology Journal**, Orleans, v. 10, n. 1, p. 18-39, 2002.

SILVA, L. A. et al. Groundwater recharge estimate at Alto rio Grande – MG. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 32, n. 6, p. 1097-1108, nov./dez. 2012.

SZILAGYI, J.; HARVEY, F. E.; AYERS, J. F. Regional estimation of base recharge to ground water using water balance and a base-flow index. **Ground Water**, Dublin, v. 41, n. 4, p. 504-513, July/Aug. 2003.

TANG, Z. et al. Forecasting land use change and its environmental impact at a watershed scale. **Journal of Environmental Management**, New York, v. 76, n. 1, p. 35-45, July 2005.

TAVARES FILHO, J.; TESSIER, D. Influence des pratiques culturales sur le comportement et les propriétés de sols du Paraná (Brésil). **Étude Gestion Sols**, Paris, v. 5, n. 1, p. 61-71, Jan. 1998.

TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 2, n. 1, p. 135-152, jan./jun. 1997.

VIOLA, M. R. **Simulação hidrológica na cabeceira da bacia hidrográfica do rio Grande de cenários de uso do solo e mudanças climáticas A1B**. 2011. 286 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

WITTENBERG, H.; SIVAPALAN, M. Watershed groundwater balance estimation using streamflow recession analysis and baseflow separation. **Journal of Hydrology**. Amsterdam, v. 219, n. 1-2, p. 20-33, June 1999.

ZUQUETTE, L. V.; PALMA, J. B. Avaliação da condutividade hidráulica em área de recarga do aquífero Botucatu. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 59, n. 1, p. 81-87, jan./mar. 2006.

CAPÍTULO 4

Erosão potencial e atual do solo com base na modelagem hidrodinâmica em ambiente SIG

RESUMO

A utilização da equação universal de perdas de solo revisada (RUSLE) por meio da modelagem cartográfica permite uma avaliação mais precisa do potencial natural e da erosão atual do solo. A modelagem foi desenvolvida aplicando-se álgebra de mapas em um sistema de informações geográficas (SIG), multiplicando-se os fatores do meio físico, definidos na estrutura da RUSLE, para a obtenção da erosão potencial do solo (EP), a qual corresponde à vulnerabilidade natural do solo à erosão hídrica, desconsiderando qualquer tipo de cobertura vegetal ou antropismo. A erosão atual (EA) foi obtida a partir da inclusão da camada de uso e manejo do solo no modelo, gerado a partir da classificação de imagens do sensor LandSat ETM⁺ e da interpretação visual destas. Os resultados indicaram que a EP para a BHRP variou de fraca a moderada, enquanto, para a BHRS, variou de muito forte a fraca. Em relação à EA, mais de 76,22% da BHRP apresentam perdas de solo abaixo de 10 Mg ha⁻¹ano⁻¹, enquanto, para a BHRS, essas perdas correspondem a 55,12% da área. A identificação e a análise das áreas de risco à erosão acelerada, realizadas por meio deste estudo, fornecem subsídios para medidas de conservação do solo e da água nas bacias estudadas.

Palavras-chave: Erosão hídrica. Mapeamento. Equação Universal de Perda de Solo Revisada. Uso e cobertura do solo.

ABSTRACT

Using Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) through cartographical modeling allows an accuracy evaluation of natural and current soil erosion potential to water erosion. The methodological approach was based using algebra of maps technique in a Geographic Information System (GIS). The RUSLE's physical factors maps were combined to obtain the potential erosion (EP), which means the soil erosion vulnerability disregarding any vegetation cover or anthropogenic interference. The current soil erosion (EA) was obtained through the inclusion of the land use map in the model which was obtained by classification of LandSat ETM⁺ imagery and visual interpretation. Results indicate that Paraopeba river basin (PRB) has Weak to Moderate EP, while Sapucaí river basin (SRB) has Strong to Weak PNE. With respect to EA, over than 76% of PRB area suffers soil losses below the 10 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, and SRB presents those losses in 55.12% of its area. The identification and analysis of accelerated erosion areas can be used for support soil and water conservation in these watersheds.

Keywords: Water erosion. Mapping. Revised Universal Soil Loss Equation. Land use.

1 INTRODUÇÃO

Segundo Grilo e Enami (2008), a erosão natural ou geológica é o desgaste da superfície da terra por água, gelo ou outros agentes naturais, sob condições de meio ambiente natural, em termos de clima e vegetação, sem perturbações provocadas pelo homem, sendo possível estabelecer o ciclo dessa forma de erosão.

Para Bertoni e Lombardi Neto (1990), a erosão antrópica ou acelerada é resultante da ocupação inadequada dos solos, por atividades agrícolas ou urbanas, que aceleram e intensificam os processos erosivos, devido às condições induzidas ou modificadas pelo homem ao solo.

A erosão acelerada do solo tem sido largamente reconhecida como um problema ambiental, no que tange à ocupação do solo para práticas agrícolas, afetando sua capacidade produtiva. Este processo ocasiona redução de sua porosidade, bem como sua capacidade de retenção e infiltração de água, com consequente aumento do escoamento superficial, do transporte de sedimentos e do assoreamento de corpos hídricos (HUI et al., 2010).

De acordo com Pandey, Chowdary e Mal (2007), para um adequado manejo da bacia hidrográfica visando à sustentabilidade dos recursos naturais, são necessárias informações espacializadas sobre a erosão do solo e a produção de sedimentos. Contudo, modelar o processo erosivo do solo é uma tarefa difícil, em função das complexas interações dos fatores que o influenciam.

O processo de modelagem da erosão (hídrica ou eólica) é importante, uma vez que permite entender os processos que governam a erosão do solo e estimar o escoamento superficial e as taxas de erosão, identificando ou, até mesmo, permitindo escolher medidas adequadas de controle do processo erosivo.

Blanco e Lal (2010) citam que a modelagem permite uma melhor compreensão dos processos de condução do fenômeno, além de avaliar os impactos sobre a produtividade do solo e da poluição da água em grande escala, identificar estratégias para controle da erosão e avaliar o desempenho das práticas de conservação do solo adotadas para reduzir a erosão hídrica e eólica.

Como a erosão do solo advém de uma complexa interação das forças entre solo-planta-atmosfera, a modelagem dos processos erosivos requer uma abordagem multidisciplinar, envolvendo campos da hidrologia, hidrossedimentologia e meteorologia, dentre outros, uma vez que modelos preditivos devem integrar processos, fatores e causas em diferentes escalas temporais e espaciais.

Para estudar este fenômeno, dispõe-se de métodos diretos, baseados na coleta do material erodido, em campos experimentais e/ou em laboratórios, ou, ainda, de métodos indiretos, por meio de modelagem matemática. Estes modelos podem ser associados às técnicas de geoprocessamento que permitem análises espaciais do fenômeno, visando o planejamento racional do uso e à ocupação do solo e na exposição das áreas que necessitam de adoção de práticas de controle da erosão.

Na tentativa de explicar esse processo, diversos esforços têm sido conduzidos para desenvolver e aprimorar modelos de predição de perda de solo. A primeira tentativa de desenvolver uma equação que descrevesse a perda de solo, tanto para encostas quanto para os campos, foi de Zingg (1940) que relacionou a declividade e o comprimento da encosta com a erosão. Posteriormente, outros desenvolvimentos levaram à adição de um fator climático com base na precipitação máxima total de 30 minutos, com período de retorno de 2 anos (MUSGRAVE, 1947), um fator de cultura que considerasse a proteção e a eficácia de diferentes culturas (SMITH, 1958), um fator de conservação e um de erodibilidade do solo. Alterando o fator climático para o índice de

erosividade da chuva, finalmente chegou-se à equação universal de perdas de solo (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

Os modelos de predição de perda de solo variam desde equações empíricas, no caso a USLE e sua versão revisada (RUSLE) (RENARD; FREIMUND, 1994), até os mais sofisticados, como o *Water Erosion Prediction Project* (WEPP) (NEARING; LANE; LOPES, 1994), atualmente geo-WEPP. Esses últimos podem ser fisicamente mais eficientes que os modelos empíricos, mas, geralmente, necessitam de vários dados de entrada, para os quais, na maioria das vezes, não há informações facilmente disponíveis, e são computacionalmente mais trabalhosos para serem utilizados em determinadas circunstâncias, particularmente no que se refere ao potencial erosivo do solo em média e em grande escala, tal como numa bacia hidrográfica (WANG; HAPUARACHCHI; ISHIDAIRA, 2009).

Por outro lado, a USLE tem sido extensivamente utilizada em diferentes escalas, principalmente pela simplicidade de sua formulação (HUI et al., 2010; BESKOW et al., 2009; WANG; HAPUARACHCHI; ISHIDAIRA, 2009; SILVA, 2008; PAN; ZHANG; ZHAO, 2005). Sua avaliação resulta de diversos fatores que influenciam o processo erosivo, os quais são: fator erosividade da chuva (R), fator erodibilidade do solo (K), fator uso e manejo do solo (C), fator práticas conservacionistas (P) e fator topográfico (LS), este representado pelos efeitos do comprimento de rampa (L) e da declividade (S). A USLE estima as perdas anuais médias de solo a longo prazo, numa determinada gleba sob um determinado uso e considerando um sistema de manejo e cultivo específico.

Segundo Pinto e Garcia (2005), o modelo USLE foi desenvolvido e vinha sendo aplicado originalmente no âmbito do *Soil Conservation Service* (SCS) e do *Agricultural Research Service* (ARS), dos Estados Unidos, em cooperação com algumas universidades norte-americanas, desde a década de 1980. Ainda segundo estes mesmos autores, o modelo se presta à análise

conjunta dos fatores condicionantes da erosão para a estimativa de perda de solo pela ação do escoamento das águas de chuva em superfície, com ênfase nos processos de erosão laminar.

Um dos maiores limitantes ao uso da USLE em bacias hidrográficas é a modelagem do fator topográfico. Fernández (1996) observou que os estudos com este modelo se limitavam a áreas com, no máximo, 300 m de comprimento e algo em torno de 20% de declividade, sendo estes valores, em bacias hidrográficas, comumente extrapolados.

Contudo, Bueno, Arraes e Miqueloni (2011) discutem que, como todos os fatores da equação podem ser espacializados, tem sido comum o uso do geoprocessamento na avaliação da susceptibilidade do solo à erosão hídrica. Assim, as ferramentas associadas a um SIG podem facilitar a obtenção dos fatores topográficos por meio da derivação de um modelo digital de elevação (MDE) e do cálculo da perda de solo, como mostram Bartsch, Van Miegroet e Boettinger (2002) e Cerri, Dematte e Ballester (2001).

A USLE, quando espacializada por meio de um SIG, permite uma análise da perda de solo por erosão hídrica, possibilitando contextualizar os resultados obtidos em função do uso e da ocupação dos solos, uma vez que o SIG e o sensoriamento remoto permitem a ampliação dos dados modelados de pequenas parcelas (USLE) para grandes áreas.

O advento do SIG e do sensoriamento remoto tem melhorado significativamente a utilidade dos modelos de erosão do solo, uma vez que seu acoplamento nos modelos de erosão, tanto empíricos quanto baseados no processo, resultou numa melhora na capacidade preditiva dos modelos. Com sua utilização, pode-se compreender a complexidade de uma bacia hidrográfica pela sua discretização em unidades menores (sub-bacias), tornando-as mais homogêneas, do ponto de vista hidrológico e facilitando o entendimento do processo erosivo, enquanto o sensoriamento remoto permite estimar a cobertura

do solo em grandes áreas, sendo de grande importância para a modelagem da erosão.

Assim, objetivou-se, neste trabalho, avaliar e estimar o potencial natural e o atual do solo à erosão hídrica nas bacias dos rios Paraopeba e Sapucaí, a partir da modelagem da RUSLE em ambiente SIG, gerando, assim, o terceiro fator que comporá o IPHS.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Estruturação da Equação Universal de Perdas de Solo Revisada (RULE) a um Sistema de Informações Geográficas (SIG) para aplicação em bacias hidrográficas

A equação universal de perdas de solo revisada (RUSLE) foi estruturada em um ambiente SIG, gerando-se camadas individuais para cada um dos seus fatores, em uma resolução espacial de 30 m, para as bacias dos rios Paraopeba e Sapucaí, permitindo, assim, a espacialização e a obtenção dos parâmetros por células.

AUSLE foi originalmente desenvolvida para estimar a taxa média anual de perda de solo e aplicada em parcelas de perda de solos padrão (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Com o advento dos SIGs, também tem sido empregada em bacias hidrográficas, buscando-se desenvolver mapas com a identificação de áreas mais susceptíveis à erosão hídrica. Os resultados obtidos indicam sua capacidade de modelar áreas complexas, consistindo de uma ferramenta bastante útil para o planejamento também em escala de bacia hidrográfica (HUI et al., 2010; BESKOW et al., 2009; LUFABA; TENYWA; IASBIRYE, 2003; MATI; MORGAN; GICHUKI, 2000). Sua expressão consiste de uma combinação linear dos fatores que caracterizam a erosão, de acordo com Wischmeier e Smith (1978).

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P \quad (1)$$

em que A representa a taxa anual média de erosão do solo por unidade de área ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), R é o fator erosividade média das chuvas ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), K é o fator erodibilidade dos solos ($\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$), L é o fator comprimento

de rampa, S é o fator de declividade, C é o fator de cobertura do solo e P é o fator de práticas conservacionistas.

a) Fator erosividade da chuva (R)

Este fator representa o potencial natural da chuva em provocar erosão do solo, cuja definição física consiste do produto da energia cinética da chuva pela intensidade máxima consecutiva, com duração de 30 minutos (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

Para a aplicação da USLE e da RUSLE, utiliza-se a média dos valores anuais de erosividade da chuva oriundos de um longo período de tempo, geralmente quinze anos consecutivos ou mais, uma vez que esses modelos, no formato da equação 1, devem ser aplicados para a estimativa da taxa média anual de perda de solos e não para eventos individuais de precipitação (KINNELL, 2012).

Como há escassez de dados oriundos de pluviógrafos, principalmente em países em desenvolvimento, para a geração de mapas, diversos autores utilizam dados pluviométricos, cuja disponibilidade é muito superior, associando-se o valor médio de R ao Índice de Fournier Modificado (Rc), cujo cálculo pode ser desenvolvido com base em dados de precipitação média mensal e anual (RENARD; FREIMUND, 1994).

Contudo, mesmo na condição destacada, o mapa de erosividade anual para uma bacia hidrográfica não apresenta a distribuição espacial necessária e, muitas vezes, valores únicos de R têm sido utilizados para caracterizar toda a bacia hidrográfica (BESKOW et al., 2009). Assim, neste estudo, foi utilizado um modelo estatístico multivariado, desenvolvido por Mello et al. (2012), no qual se propõe estimar a erosividade média anual (R) como função da latitude, longitude e altitude de cada uma das células da bacia hidrográfica, sendo necessário o uso de um modelo digital de elevação (MDE). Assim, é possível

caracterizar a erosividade da chuva de forma distribuída, algo que não vem sendo aplicado em trabalhos cujo objetivo é gerar mapas de perda de solo potencial em bacias hidrográficas. O modelo para estimativa da erosividade média anual para a região sudeste do Brasil é o seguinte:

$$\begin{aligned}
 R = & -399433 + 420,49 \times A - 78296 \times LA - 0,01784 \times A^2 - 1594,04 \\
 & \times LA^2 + 195,84 \times LO^2 + 17,77 \times LO \times A - 1716,27 \\
 & \times LA \times LO + 0,1851 \times LO^2 \times A + 0,00001002 \times LO^2 \\
 & \times A^2 + 1,389 \times LO^2 \times LA^2 + 0,01364 \times LA^2 \times LO^3
 \end{aligned} \quad (2)$$

em que A representa a altitude (m); LA é a latitude e LO é a longitude, ambos em graus decimais negativos.

b) Fator erodibilidade do solo (K)

Este fator denota a susceptibilidade do solo à erosão, representando a facilidade com que as partículas do solo são deslocadas pelo impacto de gotas.

De acordo com Silva et al. (2000), existem, basicamente, três maneiras de se determinar o fator erodibilidade do solo. A primeira é em condições de campo, sob chuva natural; a segunda também é em condições de campo, contudo, sob chuva artificial (simuladores de chuva) e a terceira, por meio de equações de regressão múltipla, cujas variáveis de entrada consistem de atributos químicos, físicos e mineralógicos do solo. Este último método é bastante utilizado, devido à dificuldade de obtenção de dados a partir de observações diretas com experimentação em campo (LANZA, 2011; LIMA, 2007; MARQUES et al., 1997). Em virtude do tamanho das bacias, optou-se, neste trabalho, por utilizar dados de erodibilidade obtidos diretamente da literatura e apresentados na Tabela 1, uma vez que não foram feitas análises de solo que permitissem estimá-la por meio de regressões múltiplas.

Tabela 1 Erodibilidade das classes de solo de ocorrência nas bacias hidrográficas em estudo

Classes de solo	K (Mg h MJ ⁻¹ mm ⁻¹)	Fonte
Argissolos	0,029	Marques et al. (1997)
Cambissolos	0,06	Chaves (1994)
Latossolos	0,018	Silva et al. (1997)
Neossolos Flúvicos	0,031	Bloise et al. (2001)
Neossolos Litólicos	0,035	Chaves (1994)

c) Fator topográfico (LS)

De acordo com Nisar, Ahmed e Rao (2000), o efeito do comprimento do declive e de seu gradiente na intensidade do processo erosivo é conhecido como fator topográfico LS, sendo mais bem determinado em condições de campo. Contudo, essa obtenção no campo consome tempo e é onerosa, o que pode inviabilizar sua caracterização, devido aos custos do projeto e ao tamanho da área da bacia.

Para contornar essa situação, a alternativa é utilizar o modelo digital de elevação aplicado a algoritmos, para a obtenção do comprimento e da declividade de forma distribuída na bacia hidrográfica. Hui et al. (2010) utilizaram um procedimento baseado no MDE, desenvolvido nos Estados Unidos por van Remortel, Maichle e Hickey (2004), para superar as dificuldades na estimativa do fator LS em escala de bacia hidrográfica. Dessa forma, cada *grid* de célula assumiria um valor de LS específico.

No presente estudo, foi utilizada a metodologia proposta por Engel (2003), na qual se utiliza o procedimento de cálculo via *Raster Calculator Tool* do programa ArcGIS, para estimar o fator LS, conforme proposto por Moore e Burch (1986), sendo representado pela seguinte equação.

$$LS = \left(FA \times \left(\frac{CS}{22,13} \right) \right)^{0,4} \times \left(\frac{\text{sen}(S)}{0,0896} \right)^{1,3} \quad (3)$$

em que FA é o acúmulo de fluxo ou área de contribuição, em metros; CS é o tamanho da célula do modelo digital de elevação, correspondente a 30 m de resolução espacial da imagem de acúmulo de fluxo e S é a declividade, em radianos, calculada para cada célula. O valor do denominador do segundo membro da equação 3 refere-se ao seno do ângulo que corresponde à declividade da parcela padrão de onde inicialmente foi derivado o fator LS (9 cm m⁻¹).

d) Fator de cobertura e práticas culturais (CP)

Para a Erosão Potencial do Solo (EP), os fatores C e P são considerados iguais a 1, uma vez que a EP representa a interação dos principais fatores naturais do meio físico intervenientes no processo de erosão hídrica, correspondendo às perdas de solo simuladas pela USLE (como parcelas de perda de solo padrão, ou seja, com o solo descoberto), desconsiderando qualquer tipo de cobertura vegetal e de interferência antrópica (LANZA, 2011). Freitas et al. (2007) também definem o EP como uma característica fisiográfica associada ao solo, à topografia e ao clima, independente do uso e manejo do solo, sendo, portanto, a erosão esperada numa área desprovida de vegetação.

A EP, quando apresentada de forma cartográfica, permite uma clara interpretação do risco de erosão numa bacia hidrográfica, em função das características do meio físico (SILVA et al., 1997) e, para Pedro e Lorandi (2004), sua estimativa pode colaborar para um ordenamento do uso e ocupação de áreas potencialmente susceptíveis à erosão, evitando-se, assim, desastres, como enchentes e deslizamentos de terra, e melhores subsídios para o desenvolvimento de projetos de infraestrutura.

Para a estimativa da erosão atual do solo (EA), foram atribuídos valores de CP em função do tipo de ocupação e do porte da cobertura vegetal. Os valores são menores para a vegetação de porte alto a médio e, quanto mais baixos o porte da vegetação e o grau de cobertura que ela oferece, maiores serão as perdas de solo e os valores de CP, enquanto, para corpos d'água e áreas urbanas, o valor de CP é nulo e, para solos totalmente expostos, é igual a 1. Na Tabela 2 são apresentados os valores de CP aplicados ao estudo.

Tabela 2 Fator CP da RUSLE para as condições de uso do solo nas bacias hidrográficas estudadas

Uso do solo	Fator CP	Fonte
Agricultura	0,25	Bertoni & Lombardi Neto (2005)
Pastagem	0,025	Silva, V. (2004)
Floresta	0,00013	Martins et al. (2010)
Cerrado	0,042	Farinasso et al. (2006)
Eucalipto	0,0026	Martins et al. (2010)
Solo exposto	1	

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Mapeamento dos fatores da RUSLE para as BHRP e BHRS

A erosividade das chuvas para a bacia do rio Sapucaí variou de 6.918 a 13.021 MJ mm ha⁻¹h⁻¹ ano⁻¹, valores dentro do esperado, conforme obtido por Mello et al. (2012), que observaram valores superiores a 12.000 MJ mm ha⁻¹h⁻¹ ano⁻¹, para a região da serra da Mantiqueira, a partir de dados vinculados a chuvas individuais monitoradas por estações automáticas instaladas na região nos últimos 6 anos. Esse comportamento indica que o efeito orográfico pode ser determinante para o comportamento da erosividade da chuva na bacia.

Ainda nesse sentido, Mello et al. (2013), a partir de um estudo sobre a erosividade média anual da chuva no Brasil, revelaram que esta varia entre 3.100 a 20.000 MJ mm ha⁻¹h⁻¹ ano⁻¹, com valores superiores a 10.000 MJ mm ha⁻¹h⁻¹ ano⁻¹, para as regiões serranas do sudeste do Brasil. Assim, a BHRS pode ser enquadrada como de erosividade “alta” a “muito alta”, especialmente na sua cabeceira, junto à serra da Mantiqueira.

Em relação à BHRP, este fator variou de 6.664 a 7.773 MJ mm ha⁻¹h⁻¹ ano⁻¹, podendo ser classificada como “alta” (FOSTER et al., 1981). Lanza (2011), utilizando dados de 34 estações pluviométricas, para estimar a erosividade nas regiões do Alto e Médio Paraopeba, aplicando equações de Fournier existentes próximas à bacia, encontrou valores entre 6.384 e 7.646 MJ mm ha⁻¹h⁻¹ ano⁻¹, com os maiores valores na região do Alto Paraopeba, assim como neste estudo. Isso indica que o efeito da altitude é determinante para o comportamento do poder erosivo da chuva nesta bacia. O valor médio encontrado com base na equação 2 foi de 6.956 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, enquanto Lanza (2011) obteve 6.733,05 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, para as citadas regiões do Paraopeba. Observa-se, portanto, que os valores obtidos no presente estudo são

semelhantes àqueles obtidos por Lanza (2011), que trabalhou com base em outra abordagem metodológica.

Contudo, a abordagem deste estudo sobre o comportamento da erosividade da chuva permite sua análise espacial célula a célula, ao longo de toda a bacia e não apenas valores médios. Assim, na Figura 1 estão apresentados os mapas de erosividade média anual, obtidos a partir da equação 2, combinada ao MDE das bacias e recursos de operação matricial do ArcGis, permitindo detalhar a distribuição espacial da erosividade por células de 30 m.

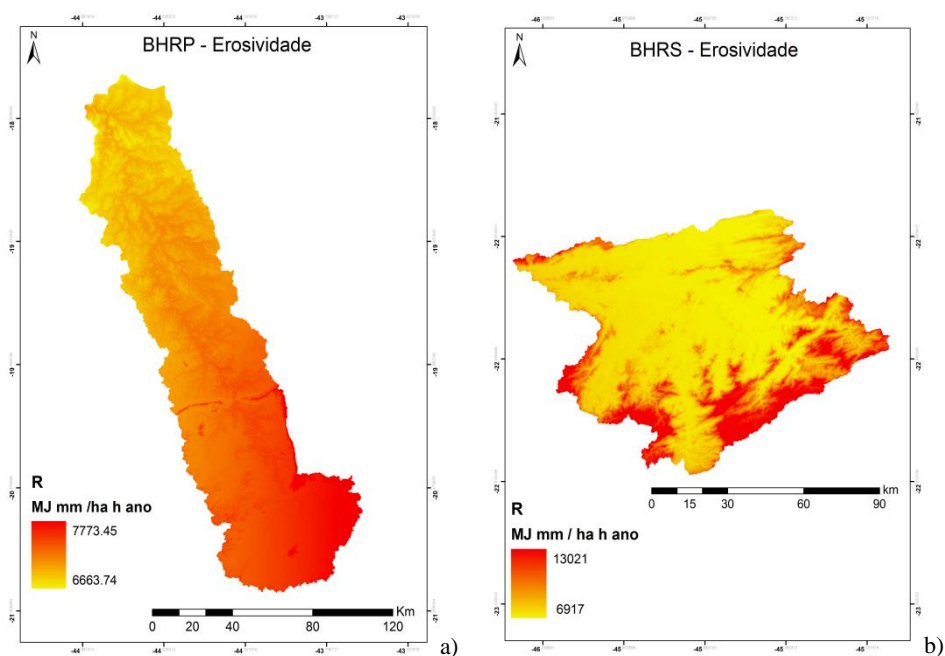


Figura 1 Mapas de erosividade para as BHRP (a) e BHRS (b)

Os resultados demonstram a boa aplicabilidade do modelo proposto por Mello et al. (2013), possibilitando o mapeamento da erosividade da chuva em células com 30 m e permitindo um detalhamento espacial desse importante fator da RUSLE. Esta metodologia ainda não tinha sido aplicada a estudos sobre

mapeamento da erosão, os quais têm considerado a erosividade média na bacia que pode conduzir a uma subestimativa do comportamento da erosão em regiões de cabeceira, conforme se observa nos trabalhos de Hui et al. (2010) e Beskow et al. (2009).

Os resultados associados ao fator LS, utilizando a metodologia proposta por Moore e Burch (1986), indicam que os valores variaram de 0 a 240, na bacia do rio Paraopeba. Observou-se que, em média, na bacia, os valores de LS encontram-se abaixo de 10; valores entre 0 e 2 estão localizados próximos às áreas de várzea e em áreas de relevo plano, enquanto os maiores valores estão localizados nos complexos serranos. Essa tendência se aproxima daquela observada por Lanza (2011), que utilizou o modelo USLE-2D para estimar o fator LS para as regiões do Alto e Médio Paraopeba.

A partir do mapa do fator LS da BHRP, observa-se que os menores valores estão distribuídos nas áreas de menor altitude, sendo os maiores associados às áreas de maior altitude. De acordo com Engel (2003), os resultados obtidos para o fator LS, utilizando a metodologia citada, são mais significativos na determinação de quebras existentes entre as unidades de relevo das bacias, principalmente por ter a vantagem de fornecer, célula a célula, o valor deste fator ao longo das vertentes.

Minella, Merten e Ruhoff (2010) demonstraram que a base teórica para a determinação do fator LS, pela metodologia de Moore e Burch (1986), é feita pela incorporação da teoria da potência unitária do escoamento, em que, segundo essa teoria, a água na superfície do solo apresenta determinada energia capaz de desagregar e transportar partículas de solo, quando estas se movem no sentido do declive.

Os resultados associados ao fator LS indicam que os valores variaram de 0 a 89, na bacia do rio Sapucaí. Pode ser observado, na Figura 2b, que os

menores valores desse fator estão distribuídos nas áreas de menor altitude, sendo os maiores encontrados nas áreas de maior altitude.

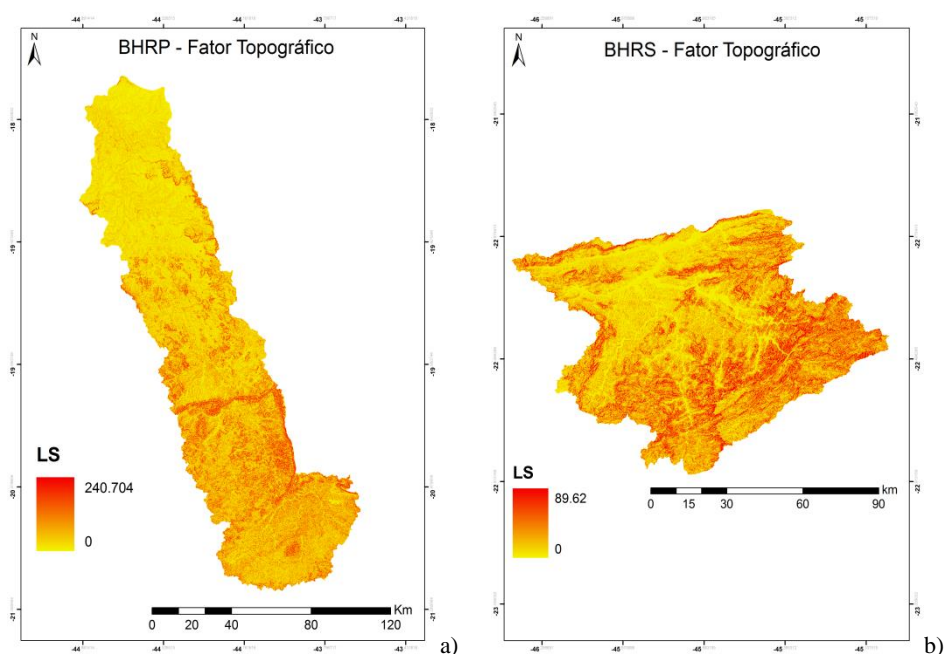


Figura 2 Mapas do fator topográfico (LS) para a BHRP (a) e para a BHRs (b)

Os dados apresentados na Tabela 1 permitiram, por meio do SIG, gerar um mapa com a distribuição espacial da erodibilidade dos solos (Figura 3), permitindo identificar as áreas de ocorrência de cada classe.

Em termos de comportamento da erodibilidade do solo, Bertoni e Lombardi Neto (1990) relacionaram, para o grupo dos Argissolos do estado de São Paulo, valores médios deste fator entre $0,0356$ e $0,0235 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, respectivamente para os horizontes A e B. Para o grupo Latossolos, tais valores foram de $0,0149$ e $0,0088 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$. Em estudos conduzidos por Marques et al. (1997), com Argissolos, foram encontrados valores entre $0,004$ e $0,045 \text{ Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$, os quais são semelhantes aos encontrados por Manningel et al.

(2002) e Ribeiro e Alves (2007), respectivamente de 0,0100 a 0,0466 $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$. Para os Latossolos, os valores encontrados por Dernardin (1990), Marques et al. (1997), Silva et al. (1997) e Hernani et al (1997) variaram de 0,004 a 0,01 $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$, os quais são superiores aos encontrados por Mannigel et al. (2002) e Ribeiro e Alves (2007) (de 0,0038 a 0,0061 $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$).

Esses resultados demonstram que este fator pode ter significativas variações dentro de uma mesma classe, o que, de certa forma, inviabilizaria sua obtenção por meio de amostragem de campo para áreas tão extensas como o caso das bacias analisadas. Dessa forma, a adoção de valores com base na literatura, para representar a erodibilidade das classes de solo predominantes em grandes bacias, torna-se viável e aplicável.

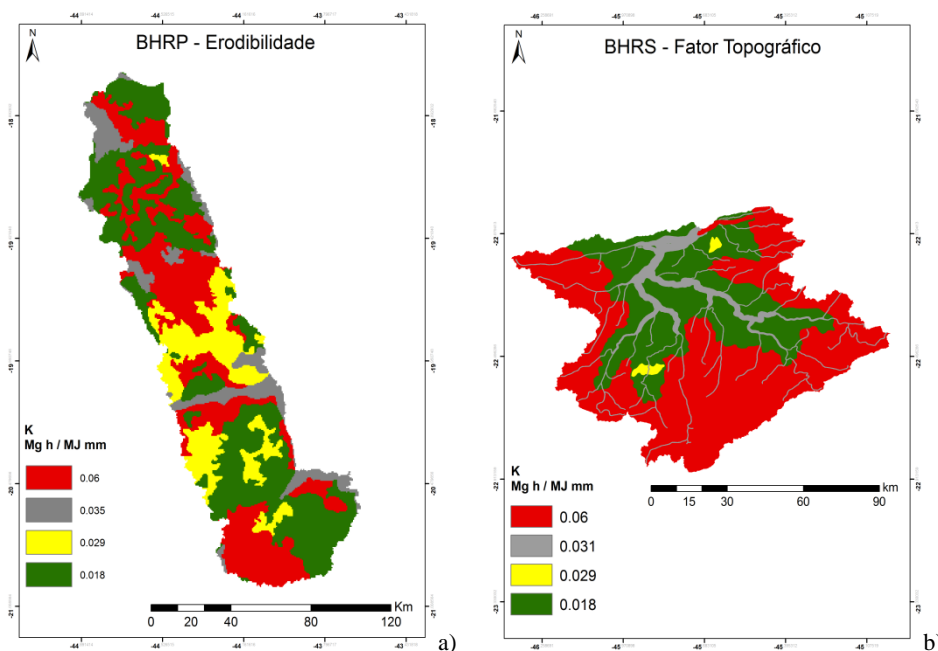


Figura 3 Mapas da distribuição espacial da erodibilidade dos solos para a BHRP (a) e para a BHRS (b)

3.2 Erosão potencial do solo (EP) para as BHRP e BHRS

Em relação à EP, pode-se observar, a partir da análise da Figura 4, que, por meio da classificação adaptada de Valério Filho (1994), a BHRP apresenta, predominantemente, EP entre “fraco” (64,06% da área da bacia) e “moderado” (16,07%). Na área correspondente ao Alto e Médio Paraopeba, a EP variou de “fraca” (56,87%) a “moderada (17,98%)”, tendo, nas áreas de serra ou encosta, variado de “forte” (5,5%) a “muito forte” (5,3%).

Lanza (2011), trabalhando nas regiões do Alto e Médio Paraopeba, encontrou valores diferentes, os quais tenderam para um cenário de EP classificado em forte a muito forte em, pelo menos, 60% da área de estudo. Esse comportamento ocorreu, basicamente, pela diferença na estimativa do fator LS que foi obtido por metodologia distinta neste trabalho, principalmente nas áreas de maior altitude, em relação ao relatado por Lanza (2011), o qual utilizou a proposta de Desmet e Govers (1996).

Minella et al. (2010) observaram que as diferenças entre os métodos de Desmet e Govers (1996) e Moore e Burch (1986), ocorrem, principalmente, em função do uso de conceitos distintos de cálculo da área acumulada de montante. Enquanto o método Desmet e Govers (1996) utiliza o conceito de fluxo acumulado de drenagem a montante, o método de Moore e Burch (1986) emprega o conceito de área de contribuição específica, que resulta em valores mais baixos de fluxo acumulado de células de montante. Desse modo, quando os valores de montante são elevados, o método de Desmet e Govers (1996) tende a estimar também valores elevados do fator LS, especialmente nas posições próximas à rede de drenagem, enquanto essa situação não é verificada quando o método de Moore e Burch (1986) é aplicado, o que resulta, portanto, em valores maiores de EP.

Silva (2004), comparando dois métodos de obtenção do fator LS, observou que, em casos de vertentes complexas, em áreas mais declivosas, os valores deste fator obtidos pelo método de Desmet e Govers (1996) tendem a ser maiores.

Em termos comparativos, Minella, Merten e Ruhoff (2010) avaliaram os métodos de Desmet e Govers (1996) e Moore e Burch (1986) em condições de campo, tendo os valores do segundo método sido mais próximos daqueles observados nesta condição, enquanto o primeiro método apresentou valores elevados para o fator LS. Dessa forma, pode-se dizer que o método de Moore e Burch (1986), embora apresente menores valores, é o mais indicado para a obtenção do fator LS em condição de bacias hidrográficas.

Na região correspondente ao Baixo Paraopeba, a EP é classificada como “fraca”, uma vez que, nestas áreas, há predomínio de Latossolos, os quais, além de menor erodibilidade, estão associados a relevos menos movimentados. Esse comportamento está também associado aos menores valores de erosividade, conforme Figura 1a.

Comportamento semelhante foi observado na região do Alto Paraopeba, nas áreas com Latossolos, porém, com a EP variando de “fraca” a “moderada”, tendo esta última classificação sido devido ao maior potencial erosivo das chuvas nesta região. Ainda nesta região da BHRP, quando se analisam os Cambissolos, percebe-se que a EP apresentou-se na classe “moderada a forte”, sendo este comportamento explicado pela maior erodibilidade destes solos, além de topografia mais movimentada.

Em relação à BHRS, o valor de EP obtido variou de “muito forte” a “fraca”, tendo, nas áreas de menor altitude, a predominância sido da classe “fraca”, enquanto, nas áreas de maior altitude, a predominância foi da classe “muito forte”. Aqui, a erosividade acima de $10.000 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ é significativa, algo que não seria possível observar sem a metodologia

apresentada, uma vez que apenas um valor médio seria aplicado e não sua distribuição espacial célula a célula.

Esse comportamento é similar ao observado para a BHRP, em que os maiores valores foram estimados nas áreas de maior altitude, porém, com maiores valores de EP para a BHRS. Com isso, verifica-se que o relevo, além de contribuir para o comportamento e a distribuição espacial da erosividade, é um fator preponderante, no que se refere à questão de vulnerabilidade natural das bacias hidrográficas, pois atua diretamente no fator topográfico e indiretamente nos fatores erosividade e erodibilidade. Portanto, são áreas susceptíveis aos problemas gerados pela erosão.

Comparativamente, a BHRS apresentou um maior valor de EP em relação à BHRP e isso pode ser explicado pelo tipo de solo, pois a classe Cambissolo se apresenta em mais de 56% da área total, o que contribui para o aumento da EP (maior erodibilidade). Solos com um horizonte B incipiente, como os Cambissolos, são muito susceptíveis à erosão, uma vez que contêm textura franca, o que pode produzir selamento da superfície em solos expostos, reduzindo a sua capacidade de infiltração de água, gerando maior escoamento superficial (BESKOW et al., 2009).

Outro fator que contribui para os maiores valores de EP para a BHRS é a erosividade das chuvas que, para esta bacia, é considerada de alta a muito alta, conforme demonstrado por Mello et al. (2012).

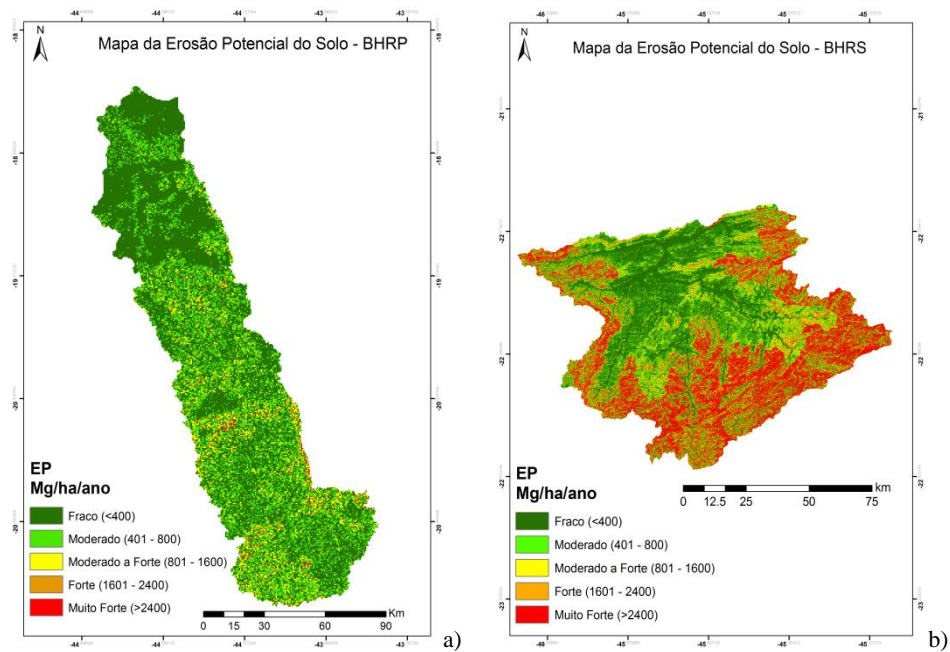


Figura 4 Mapa da erosão potencial do solo da BHRP (a) e da BHRS (b)

3.3 Erosão atual do solo (EA) para a BHRP e a BHRS

A EA representa as perdas de solo por erosão hídrica considerando a EP e as condições de uso do solo e as práticas culturais, ou seja, os valores de CP.

Devido às considerações sobre a aplicação da RUSLE em grandes áreas, os resultados devem ser interpretados de forma qualitativa do potencial de ocorrência da erosão hídrica. Diante disso, adaptaram-se as classes de perdas de solo adotadas por Beskow et al. (2009).

Tabela 3 Classificação de classes da erosão atual do solo (EA)

Intervalo de perda de solo (Mg ha⁻¹ ano⁻¹)	Classes de interpretação
0- 2,5	Ligeira
2,5-5	Ligeira a moderada
5-10	Moderada
10-15	Moderada a alta
15-25	Alta
25-100	Muito alta
>100	Extremamente alta

Para a BHRP, observa-se, pela análise da Figura 5a, que há predomínio da classe “ligeira”, com trechos enquadrados na classe “extremamente alta”, na região do Baixo Paraopeba, próximo à represa de Três Marias.

Nota-se, nas áreas onde foi constatada EP alta, uma maior tendência à minimização das perdas de solo em função da cobertura, como, por exemplo, os trechos mais montanhosos, com predomínio de vegetação de campo rupestre que, embora tenham apresentado uma elevada EP, por estarem numa condição de preservação, com baixa atividade antrópica, apresentaram valores de perda de solo da classe “ligeira”.

Ainda analisando-se a Figura 5a, constata-se que as perdas de solo consideradas como “ligeiras” estão presentes em 63,28% da área da bacia e as classes “moderada” e “moderada a alta” estão presentes em 7,31% e 5,11%, respectivamente, ocorrendo, principalmente, nas áreas classificadas como pastagem. Em relação à classe “extremamente alta”, ela está presente nas áreas próximas à foz da bacia com o reservatório da Usina Hidrelétrica de Três Marias, sobretudo nos trechos classificados como solo exposto, num total de 6,39% de ocorrência.

As perdas de solos acima de $10 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ocorreram em 23,78% de toda a área da bacia. Resultado semelhante foi encontrado por Chaves (1994), que observou que aproximadamente 15% da bacia do rio São Francisco têm perda de solo acima desse limite. Ainda neste aspecto, Mata et al. (2007) observaram, em alguns trechos da bacia do rio São Francisco, como, por exemplo, a bacia do rio Urucuia, no Médio São Francisco, que perdas de solo acima desse valor corresponderam a 31,13%.

Considerando a BHRP delimitada até a seção de controle Ponte da Taquara, observou-se que as perdas na classe “ligeira” foram de 62,36%; na classe “ligeira a moderada”, de 4,67%; na classe “moderada”, de 7,46%; na classe “moderada a alta”, de 5,79%; na classe alta, de 6,21% e, nas classes “muito alta” e “extremamente alta”, de 8,52% e 4,98%, respectivamente.

Este tipo de classificação do potencial de perda de solos, associado a um SIG, permite analisar o grau de impacto que determinada atividade pode acarretar no comportamento da erosão do solo na bacia, resultando, principalmente para as áreas agrícolas, em perdas de solo cultiváveis e de nutrientes, e no assoreamento dos corpos hídricos, com redução tanto na disponibilidade deste recurso como em sua qualidade, aumentando a pressão sobre os sistemas de manejo empregados. Dessa forma, a caracterização das áreas mais sensíveis contribui como um instrumento de manejo importante, norteando o uso do solo e seus possíveis impactos.

Para a BHRS, por outro lado, observa-se o predomínio das classes “ligeira” e “muito alta”, sendo a primeira em áreas de mata nativa e a segunda em áreas destinadas à pastagem (Figura 5b), quando comparada à BHRP.

A sub-bacia delimitada na seção de controle de Cambuí (S6) apresentou predomínio da classe “muito alta”, uma vez que, nela, há um predomínio de pastagens, as quais, de acordo com Viola (2011), se encontram degradadas.

O efeito da cobertura do uso do solo pode ser também observado na sub-bacia São Bento do Sapucaí (S5), em cujas áreas com pastagem as classes dominantes foram “alta” a “muito alta” e, nas áreas com presença de Mata Atlântica, a erosão atual foi classificada como “ligeira”.

Na cabeceira da bacia do rio Sapucaí, na Serra da Mantiqueira, onde está localizada a região de Mata Atlântica mais importante do sul de Minas Gerais, classificada como Mata Nativa na identificação do fator CP, muito embora apresente alta erosividade (Figura 1) e elevado EP (Figura 4), a EA foi classificada como “ligeira”. Isto demonstra que o uso do solo nesta região é adequado e que as áreas de mata nativa são fundamentais para o equilíbrio ambiental em regiões de cabeceira, as quais apresentam solos rasos combinados a topografias íngremes, especialmente pela proteção do solo contra impacto de gotas e a consequente redução dos problemas relacionados à erosão e ao deslizamento de encostas.

Ainda caracterizando o sistema Mata Atlântica, Martins et al. (2010) avaliaram o fator cobertura e manejo do solo, e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica, nos tabuleiros costeiros do estado do Espírito Santo, constatando que as perdas de solo médias nos diferentes sistemas avaliados apresentaram amplitude de 0,04 a 25,55 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, para o sistema Mata Atlântica e solo descoberto, respectivamente. As menores perdas médias de solo foram observadas no sistema Mata Atlântica, independente das classes de solos estudadas, explicadas por outros aspectos, como a interceptação das gotas de chuva pelo dossel da mata, que tem extrato vertical muito diversificado, refletindo no bom índice do fator C neste sistema. Este fato resultou em maior proteção do solo, existência de uma rica camada de folhas (serrapilheira) e maiores teores de matéria orgânica e, por consequência, melhor estruturação do solo e maior permeabilidade. Resultados semelhantes foram encontrados por Albuquerque, Lombardi Neto e Srinivasan (2001) e Beutler et al. (2003).

Ainda na bacia do rio Sapucaí, áreas nas quais a EA foi classificada como “muito alta”, verifica-se o predomínio de pastagem e também de plantios degradados de eucalipto. Essas áreas, embora apresentem menor erosividade em relação à região de cabeceira, têm maior erodibilidade do solo e elevado EP, o que indica que, se não forem manejadas de forma correta, podem apresentar processos erosivos importantes. Contudo, essa classe corresponde a apenas 22,59% da área de toda a bacia hidrográfica.

De acordo com Companhia de Saneamento de Minas Gerais (2010), na região do Alto Sapucaí, a vegetação ciliar e as nascentes apresentam-se em melhor estado de conservação do que nas demais áreas da bacia, porém, com áreas ocupadas por reflorestamentos com pinus e eucalipto. Já as regiões do Médio e Baixo Sapucaí apresentam maior impacto antrópico na vegetação, o que leva a um maior potencial erosivo, conforme analisado anteriormente, pelos altos valores de EA nestas áreas, caracterizadas, principalmente, pela forte presença de pastagens para a criação extensiva de gado e, na maioria das vezes, sem os cuidados agronômicos necessários, conforme relatado por Menezes et al. (2009).

Em termos gerais, na bacia do rio Sapucaí, as perdas de solo abaixo de $10 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ se apresentam em 55,13% de toda área e as classes “muito alta” e “extremamente alta” corresponderam a 22,59% e 9,07%, respectivamente.

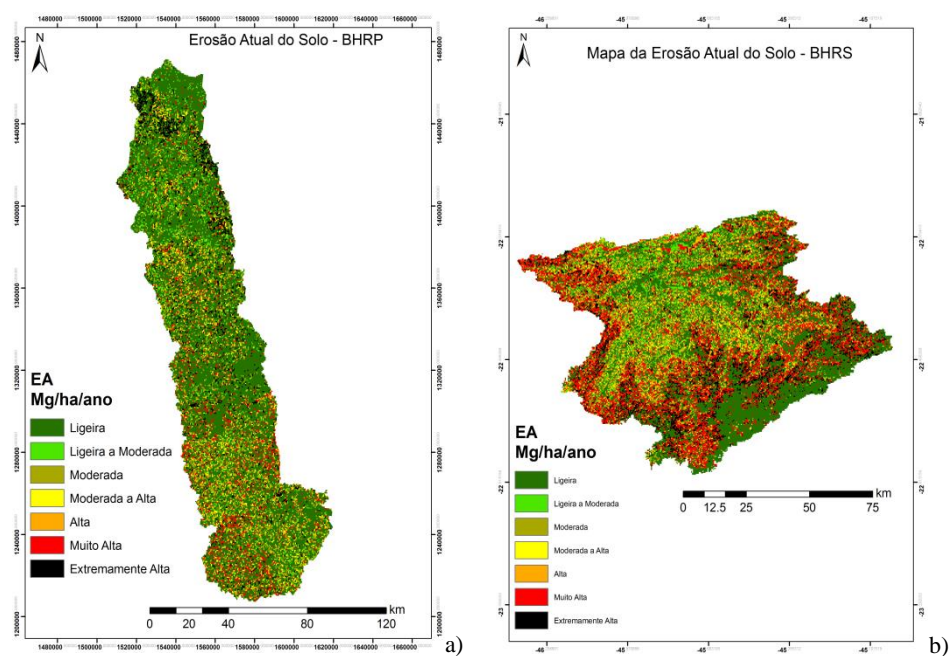


Figura 5 Mapa da erosão atual do solo da BHRP (a) e da BHRS (b)

Em síntese, tem-se, na Tabela 4, a distribuição percentual das classes do potencial atual do solo à erosão, para as duas bacias estudadas.

Tabela 4 Distribuição percentual das classes do EA nas bacias hidrográficas estudadas

Classes	Bacia	%	Bacia	%
Ligeira	BHRP	63,28	BHRS	42,12
Ligeira a moderada	BHRP	5,63	BHRS	5,82
Moderada	BHRP	7,31	BHRS	7,19
Moderada a alta	BHRP	5,11	BHRS	5,45
Alta	BHRP	5,27	BHRS	7,76
Muito alta	BHRP	7,01	BHRS	22,59
Extremamente alta	BHRP	6,39	BHRS	9,07

4 CONCLUSÕES

- a) a Equação Universal de Perdas de Solo Revisada (RUSLE) pode ser utilizada na estimativa da Erosão Potencial do Solo (EP) em grandes bacias, quando adaptada a um SIG, o qual se mostrou eficiente na integração dos dados para identificação e caracterização das áreas mais susceptíveis à erosão, com rapidez na geração de resultados;
- b) a EP da bacia do rio Paraopeba variou de “fraca a moderada”, tendo as áreas de maior altitude, bem como áreas serranas, sido classificadas como “muito fortes”, enquanto, para a bacia do rio Sapucaí, a EP variou de “muito forte”, nas áreas de maior altitude, a “fraca”, nas áreas de menor altitude;
- c) a EA obtida para a BHRP foi predominantemente da classe “ligeira”. Para a BHRS, as classes predominantes foram “ligeira”, na região de Mata Nativa e “muito alta”, nas áreas com presença de pastagens e solo exposto;
- d) as áreas mais críticas quanto à EA estão associadas às maiores altitudes, assim como na erosividade da chuva;
- e) Os mapas gerados de EP e EA permitem a identificação e a análise das áreas de risco de erosão acelerada, fornecendo subsídios para medidas de conservação do solo e da água nas bacias estudadas, e permitindo sua incorporação ao IPHS proposto.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, A. W.; LOMBARDI NETO, F.; SRINIVASAN, V. S. Efeito do desmatamento da caatinga sobre as perdas de solo e água de um Luvissole em Sumé (PB). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 1, p. 121-128, jan./fev. 2001.

BARTSCH, K. P.; VAN MIEGROET, H.; BOETTINGER, J. Using empirical erosion models and GIS to determine erosion risk at Camp William, Utah. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 57, n. 1, p. 29-37, 2002.

BERTONI, J. ; LOMBARD NETO, F. L. **Conservação do solo**. 5. ed. São Paulo: Ícone, 2005.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 3. ed. São Paulo: Ícone, 1990.

BESKOW, S. et al. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, Amsterdam, v. 79, n. 1, p. 49-59, Oct. 2009.

BEUTLER, J. F. et al. Perdas de solo e água num Latossolo Vermelho Aluminoférrico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 509-517, maio/jun. 2003.

BLANCO, H.; LAL, R. **Principles of soil conservation and management**. Hays: Springer Science, 2010.

BLOISE, G. L. F. et al. **Avaliação da suscetibilidade natural à erosão dos solos da bacia do Olaria**. Brasília: Embrapa Cerrados, 2001. (Boletim Técnico 14).

BORGES, K. M. R. **Avaliação da susceptibilidade erosiva da bacia do rio Caririnha (MG/BA) por meio da EUPS – Equação Universal de Perda de Solos**. 2009. 68 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Instituto de Ciências Humanas, Universidade de Brasília, Brasília, 2009.

BUENO, C. R. P.; ARRAES, C. L.; MIQUELONI, D. P. Aplicação do sistema de informação geográfica para determinação do fator topográfico em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, Guarapuava, v. 4, n. 2, p. 30-47, maio/ago. 2011.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: CPRM, 1994.

CERRI, C. E. P.; DEMATTE, J. A. M.; BALLESTER, M. V. R. GIS Erosion risk assessment of the Piracicaba river basin, Southeastern Brazil. *Mapping Sciences and Remote Sensing*, **Silver Spring**, v. 38, p. 157–171, 2001.

CHAVES, H. M. L. **Estimativa da erosão atual e potencial no vale do São Francisco**: relatório final de consultoria. Brasília: CODEVASF, 1994.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DE MINAS GERAIS. **Plano diretor de recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Sapucaí**: diagnóstico e prognóstico. Belo Horizonte: COPASA, 2010.

DENARDIN, J. E. **Erodibilidade de solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 1990. 81 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A. GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Australian Journal of Soil and Water Conservation**, Alexandria, v. 51, n. 5, p. 427-433, Jan./Mar. 1996.

ENGEL, B. **Estimating soil erosion using RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) and the ArcView GIS**. Purdue: [s.n], 2003. Disponível em: <http://intranet.catie.ac.cr/intranet/posgrado/Hidro2006/trabajo_final/documentos/erosion_usle/estimacion_erosion_rusle_arcview.pdf>. Acesso: 25 maio 2012.

FARINASSO, M. et al. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS utilizando novas metodologias em SIG para cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba PI-MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia, v. 7, n. 2, p. 73-85, 2006.

FERNÁNDEZ, G. A. V. **Análise da erosão do solo usando a EUPS, através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento**. 1996. 163 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1996.

FOSTER, G. R. et al. Conservation of the universal soil loss equation to SI metric units. **Australian Journal of Soil and Water Conservation**, Alexandria, v. 36, n. 6, p. 355-359, Apr./June 1981.

FREITAS, L. F. et al. Determinação do potencial de erosão a partir da utilização da EUPS na bacia do rio Preto. **Espaço & Geografia**, Brasília, v. 10, n. 2, p. 431-452, 2007.

GRILO, R. C.; ENAMI, L. Gestão de bacias hidrográficas com o uso de modelo preditivo de erosão dos solos e sistemas de informação geográfica. **UNAR**, Araras, v. 2, n. 1, p. 21-33, 2008.

HERNANI, I. C. et al. Perdas por erosão e rendimentos de soja e trigo em diferentes sistemas de preparo de um Latossolo Roxo de Dourados (MS). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, n. 4, p. 667-676, ago./set. 1997.

HUI, L. et al. Assessment of soil erosion and sediment yield in Liao watershed, Jiangsi province, China, using USLE, GIS and RS. **Journal of Earth Science**, Oxford, v. 21, n. 6, p. 941-953, Dec. 2010.

KINNELL, P. I. A. Applying the QREI30 index with USLE modeling environment. **Hydrological Processes**, Camberra, v. 26, n. 1, p. 1-28, Jan. 2012.

LANZA, D. S. **Diagnóstico da erosão laminar na alta e média bacia do rio Paraopeba**. 2011. 133 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

LIMA, J. E. F. W. Desenvolvimento e verificação de métodos indiretos para a estimativa da erodibilidade dos solos na bacia experimental do rio Jardim – DF. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia, v. 8, n. 2, p. 23-36, 2007.

LUFABA, A.; TENYWA, M. M.; IASBIRYE, M. Prediction of soil erosion in a lake Victoria basin catchment using a GIS-based universal soil loss model. **Agricultural Systems**, Essex, v. 76, n. 3, p. 883-894, June 2003.

MANNINGEL, A. R. et al. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.

MARQUES, J. J. G. S. M. et al. Adequação de métodos indiretos para estimativa da erodibilidade de solos com horizonte B textural no Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, n. 2, p. 447-456, mar./abr. 1997.

MARTINS, S. G. et al. Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do estado do Espírito Santo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 87, p. 517-526, set. 2010.

MATA, C. L. et al. Análise multitemporal da susceptibilidade erosiva na bacia do rio Urucuia (MG) por meio da Equação Universal de Perda de Solos. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia, v. 8, n. 2, p. 57-71, 2007.

MATI, B. M.; MORGAN, R. P. C.; GICHUKI, F. N. Assessment of erosion hazard with the USLE and GIS: A case study of the upper Ewaso Ng'iro north basin of Kenya. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, Enschede, v. 2, n. 2, p. 78-86, 2000.

MELLO, C. R. de et al. Multivariate models for annual rainfall erosivity in Brazil. **Geoderma: an international journal of soil science**, Amsterdam, v. 202-203, p. 88-102, July 2013.

MELLO, C. R. et al. Sea surface temperature (SST) and rainfall erosivity in the upper Grande river basin, southeast Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 36, n. 1, p. 53-59, jan./fev. 2012.

MENEZES, M. D. et al. Levantamento pedológico e sistema de informações geográficas na avaliação do uso das terras em sub-bacia hidrográfica de Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 33, n. 6, p. 1544-1553, nov./dec. 2009.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; RUHOFF, A. L. Utilização de métodos de representação espacial para cálculo do fator topográfico na equação universal de perda de solo revisada em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 6, p. 1455-1462, 2010.

MOORE, I. D.; BURCH, G. J. Modeling erosion and deposition: topographic effects. **Transactions of the ASABE**, Saint Joseph, v. 29, n. 6, p. 1624-1640, 1986.

MUSGRAVE, G. W. The quantitative evaluation of factors in water erosion: a first approximation. **Journal of Soil and Water Conservation**, Alexandria, v. 2, n. 3, p. 133-138, 1947.

NEARING, M. A., LANE, L. J., LOPES, V. L. Modeling Soil Erosion. In: LAL, R. (Ed.). **Soil erosion: research methods**. Saint Lucie: Delray Beach, 1994. p. 127-135.

NISAR, T. R.; AHMED, K.; RAO, G. Fuzzy class membership approach to soil erosion modeling. **Agricultural Systems**, Essex, v. 63, n. 2, p. 97-110, Feb. 2000.

PAN, J. J.; ZHANG, T. L.; ZHAO, Q. G. Dynamics of soil erosion in Xingguo County, China, determined using remote sensing and GIS. **Pedosphere**, China, v. 15, n. 3, p. 356-362, 2005.

PANDEY, A.; CHOWDARY, V. M.; MAL, B. C. Identification of critical erosion prone areas in the small agricultural watershed using USLE, GIS and remote sensing. **Water Resources Management**, Coverage, v. 21, n. 4, p. 729-746, Apr. 2007.

PEDRO, F. G.; LORANDI, R. Potencial natural de erosão na área periurbana de São Carlos – SP. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, v. 56, n. 1, p. 28-33, jul. 2004.

PINTO, S. A. F.; GARCIA, G. J. Experiências de aplicação de geotecnologias e modelos na análise de bacias hidrográficas. **Revista do Departamento de Geografia**, Rio de Janeiro, v. 17, p. 30-37, 2005.

RENARD, K. G.; FREIMUND, J. R. Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 157, n. 1-4, p. 287-306, May 1994.

RIBEIRO, L. S.; ALVES, M. G. Quantificação de perda de solo por erosão no município de Campos dos Goytacazes/RJ através de técnicas de geoprocessamento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: INPE, 2007. p. 3039-3046.

SILVA, A. M. Potencial natural de erosão no município de Sorocaba, São Paulo, Brasil. **Revista Internacional de Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil**, Puerto Rico, v. 8, n. 1, p. 5-14, 2008.

SILVA, A. M. Rainfall erosivity map for Brazil. **Catena**, Amsterdam, v. 57, n. 3, p. 251-259, Aug. 2004.

SILVA, M. L. N. et al. Relação entre parâmetros da chuva e perdas de solo e determinação da erodibilidade de um Latossolo Vermelho-Escuro em Goiânia (GO). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, n. 1, p. 131-137, jan./fev. 1997.

SILVA, M. L. N. et al. Avaliação de métodos indiretos de determinação da erodibilidade de latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Rio de Janeiro, v. 35, n. 6, p. 1207-1220, 2000.

SILVA, V. C. Estimativa da erosão atual da bacia do rio Paracatu (MG/GO/DF). **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 34, n. 3, p. 147-159, set./dez. 2004.

SMITH, D. D. Factor affecting rainfall erosion and their evaluation. **International Association of Scientific Hydrology Publication**, New York, v. 43, p. 97-107, 1958.

VALÉRIO FILHO, M. Técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto aplicadas ao estudo integrado de bacias hidrográficas. In: FERREIRA, M. E. E.; CRUZ, M. C. P. **Solos altamente suscetíveis à erosão**. Jaboticabal: FCAVUNESP/Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, 1994. p. 223-242.

VAN REMORTEL, R. D.; MAICHLE, R. W.; HICKEY, R. J. Computing the LS factor for revised universal soil loss equation through array-based slope processing of digital elevation data using a C++ executable. **Computers & Geosciences**, New York, v. 30, n. 9-10, p. 1043-1053, Nov./Dec. 2004.

VIOLA, M. R. **Simulação hidrológica na cabeceira da bacia hidrográfica do rio Grande de cenários de usos do solo e mudanças climáticas A1B**. 2011. 286 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

WANG, G. Q.; HAPUARACHCHI, H.; ISHIDAIRA, H Estimation of soil erosion and sediment yield during individual rainstorms at catchment scale. **Water Resources Management**, Coverage, v. 23, n. 8, p. 1447–1465, Aug. 2009.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington: U.S. Department of Agriculture, 1978. (Agricultural Handbook, 537).

ZINGG, A. W. Degree and length of land slope as it affects soil loss in runoff. **Agricultural Engineering**, Saint Joseph, v. 21, p. 59-64, 1940.

CAPÍTULO 5

Comportamento da concentração e do transporte de sedimentos nas bacias hidrográficas dos rios Paraopeba e Sapucaí

RESUMO

O estudo e a análise do transporte de sedimentos em bacias hidrográficas são importantes para que se possam tomar decisões corretas quanto ao planejamento das atividades desenvolvidas, uma vez que a quantidade de sólidos está diretamente associada ao uso do solo, possibilitando maior compreensão dos fenômenos associados ao transporte de sedimentos, bem como os impactos ambientais. Para avaliar este fenômeno, foram utilizados dados de monitoramento hidrossedimentológico do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), para a estimativa das curvas-chave das seções fluviométricas disponíveis com base em regressão linear. Na BHRP, foram utilizadas cinco estações de monitoramento, com dados de sólidos dissolvidos em suspensão e na BHRS, apenas três estações. Os resultados obtidos indicaram que a concentração média de sedimentos na BHRP foi de $93,18 \text{ mg L}^{-1}$, considerando o monitoramento até a seção de controle do Ponte da Taquara, enquanto, para a BHRS, essa concentração foi de $83,38 \text{ mg L}^{-1}$. Observou-se, também, que a concentração de sedimentos varia no tempo e no espaço, como função das condições climáticas e do uso do solo.

Palavras-chave: Transporte de sedimentos. Curva-chave. Sólidos em suspensão. Erosão hídrica.

ABSTRACT

The study and analysis of sediment transport in watersheds are important to take appropriate decisions regarding to the activities management into the basin, once the amount of solids is associated to land use, enabling a better comprehension about sediment transport and its environmental impacts. Sediment data from Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) were used to establish the key-curve of select control stations by means of linear regression. In BHRP were used 5 monitoring stations with data of dissolved solids in suspension, and BHRS only 3 seasons. The results indicated that the average concentration of sediment in BHRP was 93.18 mg L^{-1} , considering the monitoring to the control section of the Ponte do Taquara while for BHRS, this concentration was 83.38 mg L^{-1} , which shows also that the sediment concentration varies with time and space, as function of climatic conditions and land use.

Keywords: Sediment transport. Key-curve. Suspended solids. Water erosion.

1 INTRODUÇÃO

Um sistema eficiente de manejo e planejamento de bacias hidrográficas tem como característica a necessidade de compreender a sua funcionalidade hidrológica e seu comportamento em relação aos processos erosivos por meio do fluxo de sedimentos. Isso porque a erosão do solo, com conseqüente transporte de sedimentos para os cursos d'água, é dependente de muitos fatores, como a precipitação, o escoamento superficial, a cobertura e o uso do solo, além da topografia e da rede de drenagem.

Nesse sentido, a gestão dos recursos hídricos, cujo principal objetivo está em garantir o adequado suprimento de água para atender às demandas da sociedade, deve ser conduzida de forma sistêmica, considerando as interações entre as intervenções antrópicas e o meio natural, no âmbito das bacias hidrográficas (SCHUBART, 2000).

Sendo assim, é primordial que ações voltadas para o manejo integrado dos recursos hídricos apresentem-se como um processo que englobe o gerenciamento das águas, articulado às ações de planejamento e ordenamento do uso do solo, evitando pressões de determinadas atividades sobre o meio, as quais podem favorecer os processos erosivos, conferindo uma carga de sedimentos ao fluxo de água nos canais fluviais e nos reservatórios.

O fluxo de sedimentos em suspensão nos rios é formado por uma mistura de sedimentos provenientes de diferentes fontes, cuja identificação permite avaliar as implicações das práticas conservacionistas sobre a erosão hídrica, possibilitando a validação de modelos para a estimativa da sua produção (MINELLA et al., 2007; WALLING; HE; WHELAN, 2003).

De acordo com Tucci (2000), paralelamente ao ciclo hidrológico, ocorre o ciclo hidrossedimentológico, que é totalmente dependente deste, pois envolve o deslocamento, o transporte e a deposição de partículas sólidas presentes na

superfície da bacia, de forma natural, ao longo do tempo. No entanto, pode ser acelerado em consequência da ação antrópica, aumentando a produção de sedimentos. O ciclo hidrossedimentológico permite, ainda, a análise da viabilidade de diversas atividades econômicas, servindo de apoio a estudos ambientais (LIMA et al., 2004).

Os principais problemas decorrentes do ciclo hidrossedimentológico são a remoção da camada superficial do solo, que reduz a sua fertilidade natural; a adsorção de poluentes e o consequente transporte para os cursos d'água devido ao escoamento superficial, e a redução da vida útil de estruturas hidráulicas, tais como canais e reservatórios (PAIVA, 2003). Assim, a estimativa da produção de sedimentos é necessária para a conservação do solo e da água (DAS, 2012), muito embora, informações sobre os processos relacionados ao uso e ao manejo do solo e à produção de sedimentos serem escassas no Brasil (MINELLA; MERTEN, 2011).

Carvalho (2008) cita alguns impactos negativos decorrentes do aporte de sedimentos no meio aquático, destacando a alteração da qualidade da água, visto que sedimentos atuam como portadores de poluentes; a redução das atividades fotossintéticas, devido ao aumento da turbidez e as alterações na biota aquática. Em reservatórios, este mesmo autor cita que o aporte de sedimentos pode provocar o assoreamento e a redução do volume de água, com consequente diminuição da vida útil dessa estrutura, aumentando significativamente os riscos de enchentes.

O entendimento de como os processos hidrossedimentológicos em uma bacia hidrográfica respondem aos efeitos do uso e manejo do solo depende, fundamentalmente, do monitoramento adequado de variáveis que estão envolvidas no processo (MINELLA; MERTEN, 2011), consistindo de precipitação, vazão, concentração de sedimentos e descarga de sedimentos de arraste (VANONI, 1975).

Tradicionalmente, o monitoramento hidrossedimentológico é baseado na obtenção de uma série temporal de dados de precipitação, vazão e concentração de sedimentos, que possibilita o cálculo do fluxo de sedimentos, o qual é caracterizado pela descarga sólida em suspensão. Neste contexto, a qualidade dos resultados estará relacionada à frequência de amostragem, e quanto maior esta frequência, melhores serão os resultados. Porém, por razões logísticas e financeiras, as medições se concentram no exutório da bacia e por amostragens trimestrais, o que pode levar a uma subestimativa da produção de sedimentos, podendo não mostrar os possíveis efeitos da mudança no uso e no manejo do solo.

O aumento da cobertura do solo e a implementação de estruturas mecânicas de controle do escoamento superficial direto reduzem o processo erosivo, pois configuram medidas que alteram a exposição do solo às gotas de chuva pela interceptação da vegetação e cobertura morta, e proporcionam melhoria na qualidade estrutural do solo, dentre outras características. Segundo Defersha e Melesse (2012), a mudança do uso do solo de pastagem para solo exposto aumentou a produção de sedimentos em 177,4%, em estudo de monitoramento em uma bacia hidrográfica pertencente ao rio Mara, no Quênia. Minella et al. (2009) realizaram estudo na bacia experimental de Arvorezinha, em duas épocas distintas, com e sem práticas conservacionistas, e concluíram que, ao final do período de estudo (2003-2006), a produção de sedimentos diminuiu em 70,1%.

Os resultados obtidos em parcelas experimentais de erosão conseguem expressar de forma clara os efeitos do uso e do manejo dos solos sobre as taxas de erosão. Contudo, Minella e Merten (2011) mostraram que, quando se altera a escala de análise, saindo de parcelas experimentais para a escala de bacia hidrográfica, as evidências do impacto do uso e do manejo do solo na produção de sedimentos são menos claras.

Os efeitos da erosão hídrica podem ser observados no local de origem da erosão ou nos rios e nos reservatórios para onde os sedimentos são transportados e depositados, denominados locais fora do local de origem. Walling (1999), em uma revisão sobre o impacto do uso do solo sobre a erosão e a produção de sedimentos, relata sobre a deposição de elementos químicos em várzeas, tendo observado que a concentração de fósforo pode ser o dobro nos sedimentos do que em relação ao fósforo no solo, podendo chegar aos mananciais, com consequente contaminação das águas.

Dessa forma, objetivou-se, com este trabalho, estudar, de forma qualitativa e quantitativa, a influência do transporte de sedimentos, por meio de um SIG, a fim de fornecer subsídios para a melhor estruturação de modelos para a predição da descarga sólida em função da erosão do solo, proporcionando uma ferramenta de gestão eficiente que possibilite o adequado uso e ocupação do solo, bem como fornecer as curvas-chave hidrossedimentológicas para os pontos analisados. Além disso, buscou-se gerar a base de dados de transporte de sedimentos para a composição do IPHS a ser proposto.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Avaliação sedimentológica

Carvalho et al. (2000) demonstraram que a maior parte da descarga sólida é representada pelo sedimento em suspensão, podendo chegar a 95% da descarga total e, por isso, as medições diárias e a maior parte dos eventos individuais só abrangem o sedimento em suspensão.

Para determinar a quantidade de sedimento transportado em suspensão em um curso d'água, coletam-se amostras da mistura água-sedimento na superfície e no fundo do leito que, posteriormente, são armazenadas em recipientes próprios, para análise em laboratório e, também, para os cálculos de descarga sólida em suspensão.

Nesse sentido, foram utilizados dados de campanhas de monitoramento de qualidade das águas fornecidos pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), para a BHRP e a BHRS. Na Tabela 1 mostram-se as estações utilizadas para avaliar a concentração de sólidos dissolvidos em suspensão nas bacias, sendo os pontos de monitoramento apresentados na Figura 1.

Tabela 1 Principais informações das estações sedimentológicas

Código	Nome	Latitude	Longitude	Período	Bacia
BP027	São Brás do Suaçuí	-20,603	-43,908	1998-2008	BHRP
BP029	Belo Vale	-20,408	-44,021	1999-2008	BHRP
BP036	Alberto Flores	-20,157	-44,166	1998-2006	BHRP
BP070	Ponte Nova do Paraopeba	-19,949	-44,305	1998-2008	BHRP
BP082	Ponte da Taquara	-19,423	-44,547	2000-2008	BHRP
BG039	Itajubá	-22,443	-45,427	1997-2005	BHRS
BG043	Santa Rita do Sapucaí	-22,251	-45,709	2001-2007	BHRS
BG047	Careaçu	-22,054	-45,699	1998-2005	BHRS

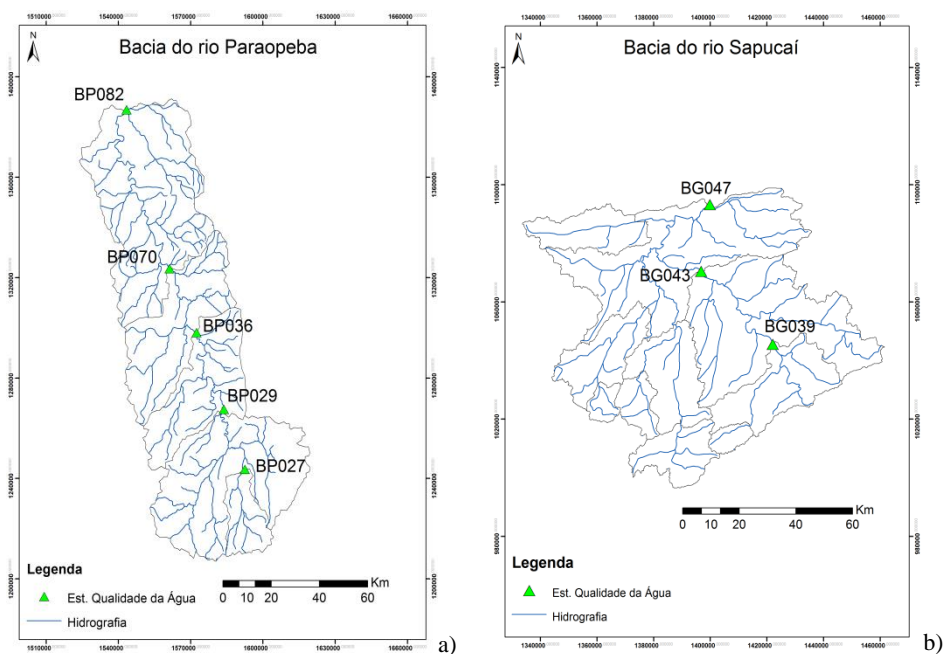


Figura 1 Mapa de localização das estações de qualidade de água na BHRP (a) e na BHRS (b)

2.2 Determinação da descarga sólida em suspensão

De acordo com Carvalho et al. (2000), o sedimento em suspensão representa, na maioria dos casos, a maior quantidade de descarga sólida total, em que a carga em suspensão é predominantemente maior que a de fundo, em média entre 90% e 95% no alto curso, e a carga de fundo vai crescendo à medida que a erosão da bacia vai diminuindo e a declividade do curso d'água também (65% a 90% de sedimentos em suspensão). Já a concentração de sedimentos ao longo da seção transversal varia em função da velocidade do fluxo, da disponibilidade de sedimentos e da sua granulometria. As velocidades diminuem do centro em direção às margens, assim como as concentrações de sedimentos. Isso ocorre devido à maior energia disponível para manter os sedimentos em suspensão e, desse modo, sua concentração é elevada.

Ressalta-se também que a concentração determinada não corresponde ao valor verdadeiro, sendo um pouco inferior, devido ao não alcance em profundidade vertical de amostragem pelos equipamentos utilizados, ficando parte em zona não amostrada, a qual apresenta maior concentração do que a parte superior, denominada de zona amostrada (CARVALHO et al., 2000).

Bicalho (2006), realizando um estudo em uma seção na bacia do córrego Capão Comprido, no Distrito Federal, observou que as velocidades aumentavam da esquerda para a direita e não coincidiam com a distribuição das concentrações nas verticais. A vertical em que foram registradas as maiores velocidades foi a de menor concentração média e, segundo a autora, isso poderia estar relacionado à granulometria do sedimento e a imprecisões do método utilizado, tanto na amostragem quanto no laboratório. Contudo, não houve dados que pudessem esclarecer o fato.

Para se determinar a descarga em suspensão, considera-se que o sedimento movimenta-se com a velocidade da corrente em toda a seção transversal, ficando, então, igual ao produto da descarga líquida pela concentração. Considerando a questão das unidades que não são homogêneas num mesmo sistema, é necessário verificar a constante adequada, sendo, então, obtida da seguinte maneira:

$$Q_{ss} = 0,0864 \times \bar{S} \times Q \quad (1)$$

em que Q_{ss} é a descarga sólida em suspensão na seção (Mg dia^{-1}), \bar{S} é a concentração média de sólidos suspensos na seção (mg L^{-1}) e Q representa a vazão na seção ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$).

Uma vez determinados os valores de descarga sólida em suspensão de cada medição, foram traçadas as curvas-chave de sedimentos para cada estação, segundo metodologia apresentada por Carvalho et al. (2000). Essas curvas-chave

foram utilizadas para transformar as séries de vazões médias diárias de cada estação e fluxo de sedimentos sem suspensão.

A curva-chave de sedimento exige cuidados especiais, uma vez que a dispersão dos dados é grande. Para uma mesma vazão, a descarga sólida pode variar numa escala de 10 a 100, sendo esta variação associada a diversos fatores, como os processos de erosão, a variação sazonal, o tempo entre o pico da concentração de sedimentos e o pico de vazão, dados insuficientes, e os eventos extremos de vazão. Neste caso, a produção de sedimentos pode ser elevada, afetando a curva-chave, a qual, normalmente, é obtida para períodos sazonais.

Uma vez que se tenha a curva-chave para o período amostrado, pode-se, então, obter uma série sintética de descarga sólida para o período de validade da curva a partir dos registros de vazões da seção.

Nas Tabelas 2 e 3 tem-se a classificação dos parâmetros utilizados para a análise dos valores do fluxo específico de sólidos em suspensão e para sedimentos em suspensão, adaptada de Carvalho et al. (2000).

Tabela 2 Classificação do fluxo específico de sólidos em suspensão (Q_{ss} esp)

Classificação	Q_{ss} esp. ($Mg\ km^{-2}\ ano^{-1}$)
Baixa	<70
Moderada	70-175
Alta	175-300
Muito alta	>300

Tabela 3 Classificação da concentração de sedimentos em suspensão (C_{ss})

Classificação	C _{ss} (mg L ⁻¹)
Muito baixa	<50
Baixa	50 a 100
Moderada	100 a 150
Alta	150 a 300
Muito alta	>300

Segundo a publicação 140 do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento e Governo dos Países da Centro América (1977), quanto maior a área da bacia, menor é a taxa de erosão aceitável como normal, em termos da capacidade de transporte. Dessa forma, adotaram-se os valores de produção específica de sedimentos considerados normais para bacias de mesma área de drenagem que as áreas de drenagem controladas pelas estações em estudo, cujos valores podem ser sintetizados pela equação 2:

$$Y_n = 4097,5 \times A^{-0,2607} \quad (2)$$

em que Y_n representa a produção específica, em $\text{Mg km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, considerada normal e A é a área de drenagem da bacia contribuinte, em km^2 .

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A concentração média de sedimentos em suspensão na BHRP foi de 93,18 mg L⁻¹, valor classificado como “baixo”, segundo proposta apresentada por Carvalho et al. (2000), com valor mínimo da ordem de 1 mg L⁻¹, encontrado na seção São Brás do Suaçuí e máximo de 789 mg L⁻¹, em Ponte Nova do Paraopeba. Esses valores estão próximos dos relatados por Sabino et al. (2008), que encontraram valor médio de 71 mg L⁻¹, com mínimo e máximo de 30 mg L⁻¹ e 249 mg L⁻¹, respectivamente.

Segundo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (2012), o rio Paraopeba, apesar de contribuir com apenas 4% da vazão do rio São Francisco, é responsável por 11% do fluxo médio total de sedimentos em suspensão, representando as maiores concentrações de carga orgânica depositadas no rio São Francisco.

Para Stanimirova, Walczak e Massart (2005), essa elevada percentagem de sedimentos em suspensão se deve ao quadro de carência em saneamento básico apresentada pela BHRP, ao lançamento indiscriminado de efluentes domésticos e industriais e à disposição inadequada de resíduos sólidos, afetando diretamente a qualidade das águas, característica que se observa na estação BP070 (Figura 1a), localizada a jusante da região metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), a qual apresentou maiores valores de concentração de sedimentos em suspensão.

Em relação à BHRS, esta foi representada por apenas três estações sedimentométricas, em função da disponibilidade de dados, tanto pela ANA quanto pelo IGAM. A concentração média foi considerada baixa, com valor de 83,38 mg L⁻¹, com mínimo de 1 mg L⁻¹ e valor máximo de 982 mg L⁻¹, em Itajubá.

Marcondes (2011), estudando a concentração de sedimentos na BHRS, observou valores médios da ordem de 212,34 mg L⁻¹. Contudo, é importante destacar que os pontos avaliados por este autor foram espacialmente diferentes, sem adoção de seções de controle, diferentemente do que foi adotado neste trabalho, cujos dados foram obtidos diretamente junto ao IGAM para cada seção de controle, representando, de forma espacial, a distribuição mais precisa da dinâmica de sedimentos.

Na Tabela 4, têm-se os valores médios, máximos e mínimos para cada seção de controle, da concentração de sólidos em suspensão (C_{ss}), com classificação para os valores médios obtidos, de acordo com Carvalho et al. (2000)

Tabela 4 Valores obtidos da concentração de sólidos em suspensão (mg L⁻¹) para os pontos avaliados

Código	Concentração	Concentração	Concentração	Classificação
	mínima	máxima	média	
BP027	1	226	48,83	Baixa
BP029	7	154	57,83	Baixa
BP036	8	535	120,26	Moderada
BP070	5	789	120,55	Moderada
BP082	9	718	118,47	Moderada
BG039	1	982	106,71	Moderada
BG043	1	188	73,26	Baixa
BG047	9	173	70,19	Baixa

Observa-se, pelos dados da Tabela 4, que a BHRP apresenta, em termos gerais, maior concentração de sólidos em suspensão que a BHRS. Este comportamento pode ser explicado em função da cobertura e uso do solo. Na

BHRP, delimitada até a seção Ponte da Taquara, a classe “solo exposto” representa de 5,63% da área, o que contribuiu com um maior aporte na carga de sedimentos nos cursos d’água, bem como pela maior presença de área urbanizada (4,40%), quando comparada à BHRS.

Outro fator que pode explicar este comportamento da BHRP está na condição de estresse hidrológico a que está submetida a bacia, com um nível alto na seção de Ponte da Taquara, resultando em uma maior pressão sobre os recursos hídricos e uso do solo, com conseqüente aumento dos processos erosivos.

Para maior compreensão do comportamento da concentração de sedimentos, investigou-se a possível correlação entre a vazão líquida e sólida, obtendo-se as curvas-chave de sedimento (Q_{ss}) para as seções de controle estudadas nas respectivas bacias hidrográficas (Figura 2 e 3). Por meio da equação da curva-chave de sedimentos em suspensão, fez-se a transformação da série de vazão do período em estudo em descarga de sedimentos em suspensão.

A utilização da curva-chave de sedimentos decorre do fato de que a realização diária de coleta e análise de amostras é economicamente inviável, além de ser executada por pessoal qualificado. Porém, em determinados casos, o método da curva-chave de sedimentos tem se mostrado pouco preciso com um grau de dispersão bastante acentuado (HICKS; GOMEZ; TRUSTRUM, 2004), e isto é decorrente dos fatores que influenciam o processo de transporte de sedimentos serem altamente variáveis no tempo e no espaço.

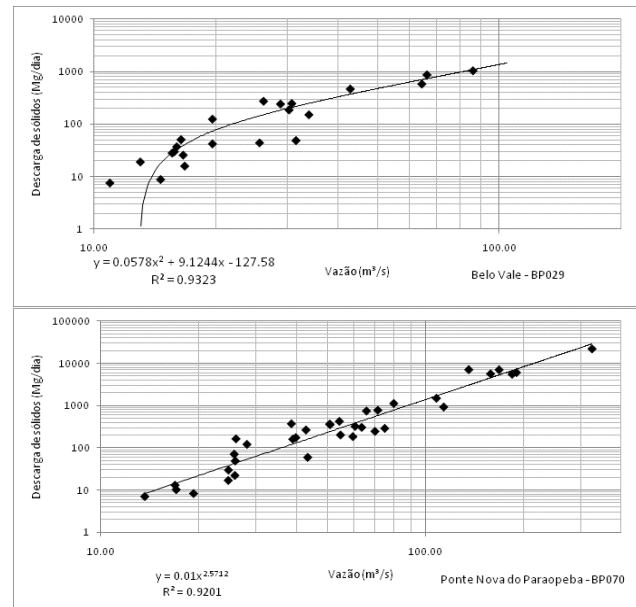
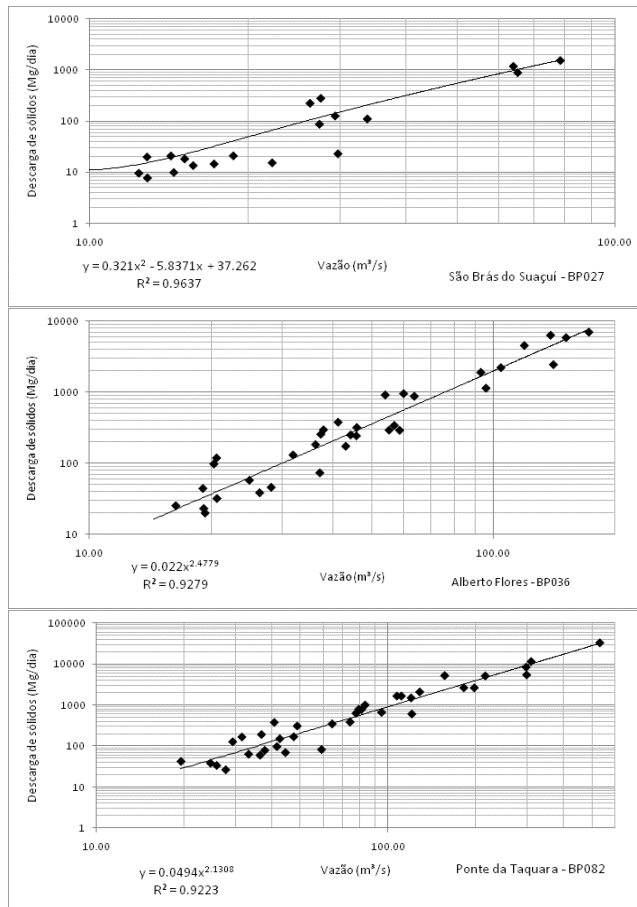


Figura 2 Curvas-chave sedimentométricas para a BHRP

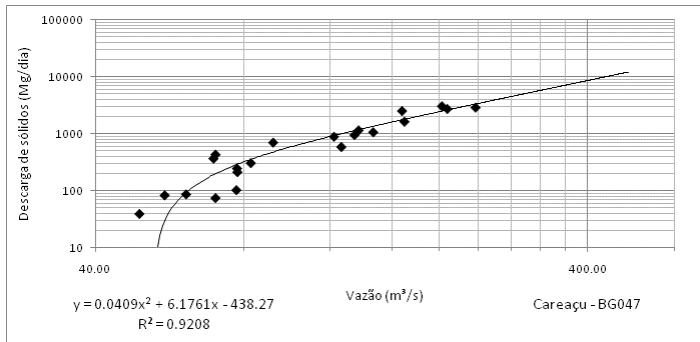
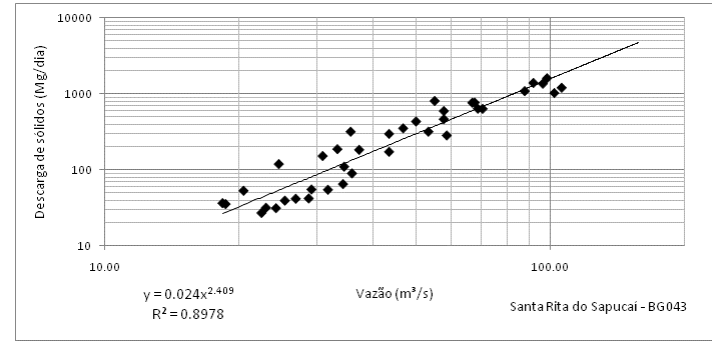
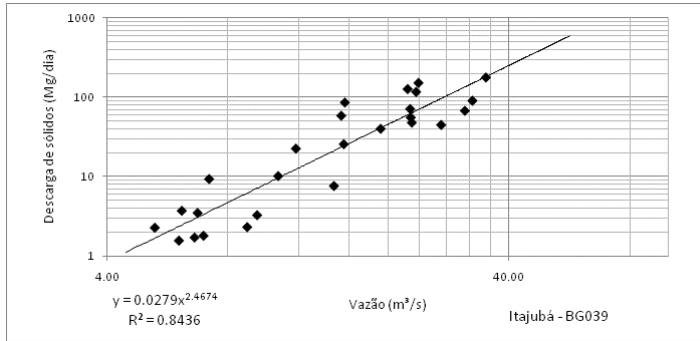


Figura 3 Curvas-chave sedimentométricas para a BHRS

Com as curvas-chave, foram calculadas as descargas líquidas de sedimentos nas respectivas bacias hidrográficas. Em termos de produção específica de sedimentos, na Tabela 5 apresentam-se os valores de cada seção avaliada, bem como a produção específica normal para BHRP e BHRS, enquanto, na Figura 4, apresenta-se a distribuição espacial das classes de produção de sedimentos.

Tabela 5 Produção de sedimentos nas estações sedimentométricas estudadas

Código	Área (km²)	Qss esp. (Mg km⁻² ano⁻¹)	Yn (Mg km⁻² ano⁻¹)	Classe
BP027	462	24,85	827,65	Baixa
BP029	2770	72,04	518,87	Moderada
BP036	4120	140,18	467,85	Moderada
BP070	5690	163,32	430,09	Moderada
BP082	8750	104,97	384,45	Moderada
BG039	860	48,04	703,87	Baixa
BG043	2810	66,64	516,94	Baixa
BG047	7330	95,84	402,61	Moderada

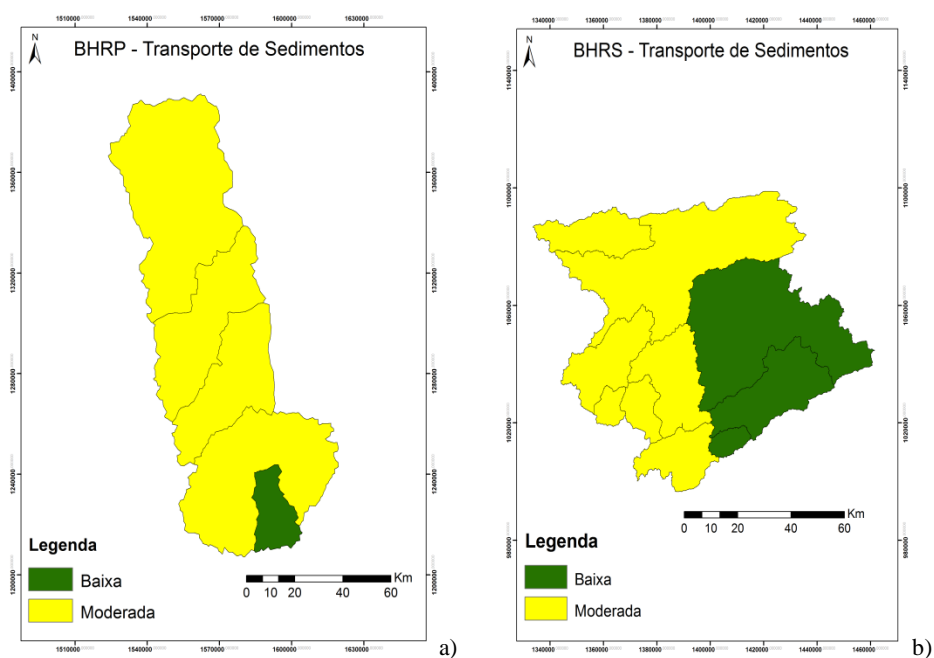


Figura 4 Distribuição espacial das classes de produção de sedimentos

Embora os valores apresentados de descarga sólida específica sejam classificados como “moderados”, para as estações Belo Vale, Alberto Flores, Ponte Nova do Paraopeba e Ponte da Taquara, Carvalho (1986) apresentou valores, para as estações BP029, BP070 e BP082, da ordem de $582,4 \text{ Mg km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, $215 \text{ Mg km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ e $160,4 \text{ Mg km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente, para períodos de análise de 1972 a 1981, em Belo Vale (BP029); de 1975 a 1982, em Ponte Nova do Paraopeba (BP070) e de 1960 a 1961, em Ponte da Taquara (BP082), o que classificaria as estações BP029 e BP070 como “altas”, para a produção específica de sedimentos. Contudo, esses valores estariam enquadrados dentro dos limites considerados normais, de acordo com Programa das Nações Unidas Para o Desenvolvimento e Governo dos Países de Centro América (1977). Porém, os valores apresentados na Tabela 5, para a seção BP027, na BHRP, se aproximam, em magnitude, daquele encontrado por Bicalho (2006), em uma

sub-bacia do rio Descoberto, com área de 16,4km², obtendo uma descarga de sedimentos em suspensão específica de 26,64 Mg km⁻² ano⁻¹ e de Bollmann e Marques (2001), que obtiveram, em uma bacia do rio Cachoeiras no Paraná, valores de vazão média de 0,14 m³ s⁻¹, representando uma descarga sólida de 3,6 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, considerada baixa.

Silva Júnior (2011) avaliaram a produção de água e sedimentos na bacia do riacho Mimoso, representativa do semiárido pernambucano, com área total de 194,82 km², e encontraram valores que variaram de 10,91 a 0,91 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, para os anos de 2009 e 2010, respectivamente. Já Lima Neto, Wiegand e Araujo (2011), também em uma bacia do semiárido brasileiro com área de drenagem de 20.000 km², encontraram valores médios de 1,48 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

Em relação à BHRS, nota-se que a estação BG039 apresentou menor produção específica de sedimentos, sendo este comportamento atribuído à presença de Mata Atlântica a montante desta estação, demonstrando a importância e a eficácia desta cobertura vegetal no controle dos processos erosivos e, conseqüentemente, na menor taxa de sedimentos.

Caracterizando a influência da cobertura e uso do solo, principalmente para cenários nos quais há presença de urbanização, foi observado que a estação BP070, localizada a jusante da RMBH, apresentou valor médio de 163,32 Mg km⁻² ano⁻¹, caracterizado como o maior valor encontrado na BHRP. Ainda nesse sentido, caracterizando bacias urbanizadas, Scapin, Paiva e Beling (2007) aplicaram vários métodos de cálculo do transporte de sedimentos em um pequeno rio urbano, na cidade de Santa Maria e encontraram valor médio de 54,69 Mg km⁻² ano⁻¹, como valor observado e de 53,01 Mg km⁻² ano⁻¹, simulado pelo método de Einstein modificado. Esses cenários evidenciam a influência das cidades em potencializar as cargas poluidoras nos cursos d'água, necessitando de medidas que mitiguem esse impacto.

Segundo Walling e Webb (1987), parte significativa do transporte de sedimentos se dá de forma episódica, ocorrendo, principalmente, durante eventos extremos de precipitação. Portanto, para a quantificação da produção de sedimentos decorrente destes eventos, é de fundamental importância que sejam feitas amostragens nas vazões de pico.

Como exemplo desta variação nas vazões de pico, Bicalho (2006), avaliando a descarga sólida em suspensão de uma bacia predominantemente agrícola localizada no Distrito Federal, obteve descargas variando entre 0,54 Mg dia⁻¹, com vazão de 0,95 m³s⁻¹, a 130,75 Mg dia⁻¹, em um evento cuja precipitação alcançou 11,5 m³s⁻¹. Poletto (2007) obteve cargas variando de 0,84 Mg dia⁻¹, com vazão de 3,37 m³s⁻¹ a 43,4 Mg dia⁻¹, para uma vazão de 15,08 m³s⁻¹, na bacia do rio São Francisco Falso, no Paraná. Estes dois trabalhos evidenciam a importância da medição da descarga sólida associada aos eventos de máximas, uma vez que se comprova um aumento significativo do transporte de sedimentos nessas situações.

Em termos de modelos de predição do transporte de sedimentos, Uzeika (2009) aplicou o modelo SWAT para avaliar o transporte de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica rural, no Rio Grande do Sul, com extensão de 119 ha, caracterizada por presença de lavouras e poucas áreas de vegetação nativa, obtendo um total 5,89 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Paim (2012), aplicando o mesmo modelo na bacia do rio Piçarras, em Santa Catarina, obteve uma produção específica numa área de 89,25 km² de 52,9 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Arroio Junior (2013), também trabalhando com o modelo SWAT para avaliar a produção e o transporte de sedimentos na bacia do rio Itaqueri, no estado de São Paulo, encontrou um total de 3,52 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

Observa-se que a produção de sedimentos calculada pelo modelo hidrológico distribuído SWAT engloba um conjunto de processos hidrossedimentológicos que ocorrem tanto na bacia quanto no curso d'água.

Além de considerar o sedimento proveniente das vertentes, o modelo também avalia o balanço de sedimentos dentro do próprio canal, os quais são controlados pelos processos de degradação e deposição, e, desse modo, considera-se não apenas a carga de sedimentos em suspensão, mas também o sedimento de fundo depositado e removido em cada trecho do rio, conforme salienta Arroio Junior (2013).

4 CONCLUSÕES

- a) o efeito do uso e ocupação do solo foi observado mediante interpretação da produção específica de sedimentos, com as áreas de solo exposto influenciando uma maior produção e transporte de sedimentos, e a cobertura vegetal do tipo Mata Atlântica reduzindo o aporte de sedimentos;
- b) ambas as bacias se encontram dentro dos limites normais de produção de sedimentos, enquadradas nas classes “baixa” a “moderada”;
- c) em relação à concentração de sedimentos em suspensão, a BHRP foi classificada, na média, como “moderada” e a BHRS, como “baixa”.

REFERÊNCIAS

ARROIO JUNIOR, P. P. **Avaliação da produção e transporte de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Itaqueri, municípios de Itirapina e Brotas – SP.** 2013. 134 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

BICALHO, C. C. **Estudo do transporte de sedimentos em suspensão do rio Descoberto.** 2006. 123 p. Dissertação (Mestrado em Ciência) – Universidade de Brasília, Brasília, 2006.

BOLLMANN, H. A.; MARQUES, D. M. Gestão ambiental integrada de bacias hidrográficas: Bacia do rio Cachoeiras – São Mateus do Sul – PR. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 6, n. 3, p. 45-65, jul./set. 2001.

CARVALHO, N. O. **Diagnóstico sedimentológico da bacia do rio São Francisco.** Brasília: OEA/PLANVASF, 1986. (Relatório Técnico, 86/23).

CARVALHO, N. O. et al. **Guia de práticas sedimentológicas.** Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica, 2000.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática.** 2. ed. Rio de Janeiro: CPRM, 2008.

DAS, R. K. Sediment yield estimation for watershed prioritization: a remote sensing study. **Indian Journal of Science and Technology**, Índia, v. 5, n. 3, p. 2374-2378, Mar. 2012.

DEFERSHA, M. B.; MELESSE, A. M. Field-scale investigation of the effect of land use on sediment yield and runoff using runoff plot data and models in the Mara river basin, Kenya. **Catena**, Amsterdam, v. 89, n. 1, p. 54-64, Feb. 2012.

HICKS, D.; GOMEZ, B.; TRUSTRUM, N. A. Event suspended sediment characteristics and the generation of hyperpycnal plumes a river Mouths: east coast continental margin, North Island, New Zealand. **The Journal of Geology**, Chicago, v. 112, p. 471-485, 2004.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. Disponível em: <<http://www.igam.mg.gov.br/htmls/index.htm>>. Acesso em: 20 maio 2012.

LIMA NETO, I. E.; WIEGAND, M. C.; ARAUJO, J. C. Sediment redistribution due to a dense reservoir network in a large semi-arid Brazilian basin. **Hydrological Sciences Journal**, Oxford, v. 56, n. 2, p. 319-333, Mar. 2011.

LIMA, J. E. F. W. et al. **Diagnóstico do fluxo de sedimentos em suspensão na bacia Araguaia Tocantins**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2004.

MARCONDES, C. R. **Estudo de descarga sólida em suspensão nos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Sapucaí**. 2011. 78 p. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia da Energia) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2011.

MINELLA, J. P. G. et al. Changing sediment yield as an indicator of improved soil management practices in southern Brazil. **Catena**, Amsterdam, v. 79, n. 3, p. 228-236, Dec. 2009.

MINELLA, J. P. G. et al. Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 6, p. 1637-1646, Nov./dez. 2007.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H. Monitoramento de bacias hidrográficas para identificar fontes de sedimentos em suspensão. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 41, n. 3, p. 424-432, mar. 2011.

PAIM, J. B. **Avaliação do potencial de produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Piçarras utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento.** 2012. 125 p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí, 2012.

PAIVA, E. M. C. D. Métodos de estimativa da produção de sedimentos em pequenas bacias hidrográficas. In: PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. (Org.). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas.** Porto Alegre: ABRH, 2003. Cap. 13, p. 365-394.

POLETTO, K. W. G. **Curva-chave para o monitoramento automático de sedimentos na bacia do rio São Francisco Falso – PR.** 2007. 78 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade do Oeste do Paraná, Cascavel, 2007.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO E GOVERNO DOS PAÍSES DE CENTRO AMÉRICA. **Estudos hidrológicos.** Manágua: PNUD, 1977.

SABINO, C. V. S. et al. Análise de alguns aspectos da qualidade da água da bacia do rio Paraopeba utilizando estatística multivariada. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Belo Horizonte, v. 8, n. 2, p. 6-18, jul. 2008.

SCAPIN, J.; PAIVA, J. B. D.; BELING, F. A. Avaliação de métodos de cálculo do transporte de sedimentos em um pequeno rio urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 12, n. 4, p. 05-21, out./dez. 2007.

SCHUBART, H. O. R. O zoneamento ecológico-econômico e a gestão de recursos hídricos. In: MUNÔZ, H. R. (Org.). **Interfaces da gestão dos recursos hídricos: desafio das Leis de Águas de 1997.** Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos/MMA, 2000. p. 176-198.

SILVA JUNIOR, V. P. et al. Produção de água e sedimentos em bacia representativa do semiárido pernambucano. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 10, p. 1073-1081, out. 2011.

STANIMIROVA, I.; WALCZAK, B.; MASSART, D. L. Multiple factor analysis in environmental chemistry. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 545, n. 1, p. 1-12, Jan. 2005.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre: Editora Universidade. 2000.

UZEIKA, T. **Aplicabilidade do modelo SWAT na simulação da produção de sedimentos em pequena bacia hidrográfica rural**. 2009. 218 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

VANONI, V. A. **Sedimentation engineering**. New York: ASCE, 1975. (Manuals & Reports on Engineering Practice, n. 54).

WALLING, D. E. Linking land use, erosion and sediment yields in river basins. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 410, p. 223-240, 1999.

WALLING, D. E.; HE, Q.; WHELAN, P. A. Using Cs-137 measurements to validate the application of the AGNPS and ANSWERS erosion and sediment yield models in two small Devon catchments. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 69, n. 1-2, p. 27-43, 2003.

WALLING, D. E.; WEBB, B. W. Material transport by the world's rivers: evolving perspectives. In: RODDA, J. C.; MATALAS, N. C. **Water for the future: hydrology in perspective**. Oxford: IAHS, 1987. p. 313-329.

CAPÍTULO 6

Índice de perturbação hidrossedimentológica – IPHS

RESUMO

Indicadores ecológicos têm se tornado importantes ferramentas para a avaliação e o monitoramento dos recursos naturais. A compreensão da relação entre as ações antrópicas e a resposta do meio ambiente é essencial no processo de desenvolvimento destes, auxiliando no desenvolvimento sustentável e na integração entre os atores envolvidos no processo. Embora o desenvolvimento de potenciais indicadores possa se mostrar sensível a variáveis controladas ou não, estes devem demonstrar sua capacidade em retratar as condições do meio, desde aqueles relativamente preservados até aos altamente perturbados. Com base nessa premissa, buscou-se desenvolver o Índice de Perturbação Hidrossedimentológica (IPHS) para avaliação ambiental de bacias hidrográficas, no estado de Minas Gerais, permitindo uma tomada de decisão equilibrada e voltada para a melhor alocação de recursos. O índice foi aplicado para avaliar as bacias dos rios Paraopeba (BHRP) e Sapucaí (BHRS). A BHRP apresentou o predomínio da classe “média a alta”, enquanto na BHRS, a classe “média”. Observou-se que o grau de perturbação é menor nas áreas de cabeceira, em ambas as bacias e os maiores níveis de perturbação foram em áreas de solo exposto, as quais se apresentaram, de modo geral, com maior propensão ao transporte de sedimentos e erosão do solo. Por fim, observou-se a boa validação do IPHS, sendo capaz de retratar as condições ambientais nas duas bacias.

Palavras-chave: Indicadores ambientais. Recursos hídricos. Bacias hidrográficas. Erosão do solo. Transporte de sedimentos.

ABSTRACT

Ecological indicators have become important tools for assessment and monitoring of natural resources, where the understanding of the relationship between human activities and the ecological response is essential in the process of developing indicators that enable sustainable development and integration among stakeholders involved in the process. Although potential indicators development can be shown responsive to controlled and uncontrolled variables, they ought to demonstrate their capability to portray environmental conditions from preserved to stressed landscape. Based on this, it was developed a watershed hydrosedimentological index (IPHS) to assess basins, allowing a balanced decision-making to resources allocation. The index was applied to evaluate Paraopeba river basin (PRB) and Sapucaí river basin (SRB). The PRB showed the dominance of the Medium to High class, while in SRB was Medium. It was observed that the degree of disturbance is smaller in head area, and in both basins, higher disturbance levels were in bare soils' areas, which showed generally higher propensity for the sediment transport and soil erosion. Finally, the WHSI index fitted well to the basins characteristics.

Keywords: Environmental indicators. Watersheds. Water resources. Soil erosion. Sediment transport.

1 INTRODUÇÃO

A ocupação desordenada de bacias hidrográficas ocasiona danos e prejuízos, levando ao desequilíbrio ambiental, com consequências na alteração dos processos erosivos e do regime hídrico, diminuindo áreas agricultáveis e empobrecendo o solo. A avaliação da sua condição, segundo Dai, Lorenzato e Roche (2004), implica na consideração de inúmeras questões e fatores, os quais variam em diferentes escalas espaciais, influências antrópicas e de gestão, caracterizando um processo complexo, no qual as questões abordadas nem sempre são bem definidas e caracterizadas, além da falta de dados.

O estudo da bacia hidrográfica deve ser relevante para a tomada de decisões quanto ao controle da poluição, práticas de uso do solo e da administração dos recursos naturais, possibilitando uma abordagem que concilie sua complexidade, mas que, ao mesmo tempo, seja fácil de implementar e aplicado em diferentes escalas (DAI; LORENZATO; ROCKE, 2004).

Segundo Pressey, Possingham e Margules (1996), um objetivo importante do planejamento é a criação de redes que representem toda a gama de biodiversidade, expressa como um conjunto de recursos naturais. Dessa forma, em escala de bacia hidrográfica, visando seu manejo e a sustentabilidade dos recursos hídricos, torna-se imprescindível considerar outros fatores, como, por exemplo, o potencial erosivo da bacia, que está intimamente ligado à cobertura e às práticas de uso do solo.

Classes de adequação do uso do solo têm sido utilizadas para unidades inadequadas, a partir de algoritmos interativos (WESSELS; REYERS; VAN JAARSVELD, 2000) que compreendem as restrições pela sua otimização (VAN LANGEVELDE et al., 2000).

Diversos algoritmos de suporte à tomada de decisão foram desenvolvidos desde a década de 1980 e, segundo Trindade-Filho e Loyola (2010), os que são atualmente utilizados no planejamento sistemático da conservação podem ser divididos em duas grandes famílias: heurísticos e meta-heurísticos. Segundo esses autores, os heurísticos atingem uma solução para um alvo de conservação predeterminado, incorporando o princípio da complementaridade, por meio do qual se busca a máxima representatividade ao menor custo possível, sendo considerado um algoritmo simples, enquanto os meta-heurísticos simulam vários conjuntos “quase-ótimos”, sobrepondo-os no intuito de encontrar uma solução consensual e, portanto, possivelmente ótima em termos de qualidade formal (MARGULES; SARKAR, 2007).

Desse modo, o processo que envolve a aplicação dessas técnicas com auxílio dos algoritmos é chamado de planejamento sistemático e visa garantir, dentre outros aspectos, a alocação de recursos escassos para a conservação (MARGULES; PRESSEY, 2000).

Neste sentido, Margules e Pressey (2000) mostram que um planejamento conservacionista sistemático é atualmente conduzido em qualquer escala geográfica, desde abordagem global à local, variando sua objetividade, mas com o mesmo propósito geral, que é guiar esforços para proteger os sistemas ecológicos e a conservação da diversidade biológica.

Nantel et al. (1998) construíram um índice conflitante do potencial de uso do solo a partir de inúmeros potenciais de uso da terra, pressão humana e variáveis de infraestrutura, aplicando este índice como critério para a seleção de unidades de terra em um algoritmo heurístico.

O uso de índices, assim como de indicadores ambientais, serve como uma ferramenta para medir e avaliar as consequências das atividades antrópicas no sistema biológico, bem como para permitir que as pessoas atuem sobre questões do meio ambiente, conforme mostraram Danz et al. (2005).

O processo de seleção de áreas propícias à conservação, segundo Humphries, Bourgeron e Reynolds (2008), não deve apenas considerar o delineamento das áreas com unidades de terra apropriadas para representar as características de interesse, mas sim que considerem a adequação dessas unidades de terra com o propósito conservacionista. Diante disso, esses autores desenvolveram uma classificação explícita de adequação dessas unidades por meio de funções baseadas na lógica *fuzzy*, em uma base de conhecimento para a condição ecológica e atributos socioeconômicos para uma bacia do rio Columbia, nos Estados Unidos.

Davis et al. (1996) calcularam um índice de adequação de bacias hidrográficas para a gestão da biodiversidade, a partir de uma soma ponderada de quatro fatores: a densidade populacional, a fração da bacia hidrográfica afetada por estradas, a fração da bacia de propriedade privada e o grau de entrelaçamento de terras públicas e privadas. A seleção das bacias foi realizada minimizando tanto a área quanto o índice de adequação de custos em um modelo multiobjetivo.

Esses modelos e índices atuam dentro de um sistema de apoio à decisão, que foi inicialmente concebido para tratar de questões mais simples referentes à gestão e que foi posteriormente agravado pelo conceito do manejo florestal sustentável, após a cúpula do Rio de Janeiro, em 1992 e pela introdução do conceito de manejo adaptativo, levando a uma estrutura mais moderna para esse tipo de sistema (REYNOLDS, 2005). Como exemplo, tem-se o *Ecosystem Management Decision Support* (EMDS) (REYNOLDS; RODRIGUEZ; BEVANS, 2003), que é uma estrutura de apoio à decisão para avaliação e planejamento ambiental em qualquer escala espacial, desenvolvido pelo Departamento de Agricultura e Serviço Florestal dos Estados Unidos (REYNOLDS, 1999).

Sistemas assim fundamentados permitem uma abordagem para a avaliação ecológica baseada no conhecimento associado dos fenômenos que governam o processo em estudo, de forma lógica, para a interpretação das informações. Com isso, pode-se desenvolver uma base de informações sobre determinado parâmetro a ser considerado, que possibilita tomada de decisões para avaliação da bacia hidrográfica, como realizado por Dai, Lorenzato e Roche (2004), que desenvolveram o modelo *Watershed Assessment for Sediment* (WAS), permitindo que diversos especialistas pudessem contribuir para uma avaliação integrada de bacias hidrográficas no estado americano da Califórnia, como ferramenta de apoio à decisão, e fornecendo meios que auxiliem nas políticas de uso do solo e decisões regulatórias, bem como suas consequências.

A abordagem multicritérios, portanto, se constitui em formas de modelar os processos de decisão, em que são consideradas as decisões que devem ser tomadas, eventos desconhecidos que podem afetar os resultados, possíveis cursos de ação e os próprios resultados. Estes modelos refletem, de maneira suficientemente estável, o juízo dos valores dos tomadores de decisão (ANTOUN NETTO et al., 2011).

Diante do exposto, buscou-se desenvolver, neste trabalho, um índice para avaliar o grau de perturbação hidrossedimentológica para bacias hidrográficas, com base numa soma ponderada estruturada por uma lógica de quatro parâmetros (transporte de sedimentos, potencial atual à erosão, estresse hidrológico e recarga subterrânea), em um sistema de inferência de apoio à seleção, o qual foi aplicado, testado e avaliado sob as condições ambientais das bacias hidrográficas dos rios Paraopeba e Sapucaí.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Sistema de suporte à decisão

A importância relativa de cada variável na avaliação de impactos sobre os recursos hídricos pode ser feita associando-se pesos aos critérios de análise de cada tema, utilizando-se de métodos de análise multicritérios.

A análise multicritério (AMC) é uma técnica aplicada no desenvolvimento de soluções para a tomada de decisões que estabelece um peso para cada critério definidor de uma ação, estabelecendo pesos relativos de contribuição das causas de um efeito.

De acordo com Pereira (2006), a AMC possibilita considerar e implementar a interpretação dos fatos e regras heurísticas fornecidas pelo consenso científico e experiência dos especialistas, gerando resultados e produtos de confiança mensurada, permitindo, por meio de generalizações e simplificações, a modelagem das regras de contribuição dos agentes identificados e classificados do processo analisado e representado no modelo abstraído.

Um dos principais métodos multicritérios de análise de decisão é o AHP, o qual foi desenvolvido por Thomas L. Saaty, em meados da década de 1970, para promover a superação das limitações cognitivas dos tomadores de decisão. Este método é aplicado para sintetizar uma variedade de problemas de decisão, em diferentes contextos do conhecimento, em virtude da sua simplicidade e robustez e capacidade de avaliar fatores qualitativos e quantitativos, sejam esses tangíveis ou intangíveis (SHIAU et al., 2002) e propiciando ao decisor uma melhor avaliação e compreensão do problema de decisão (GOMES; ARAYA; CARIGNANO, 2004).

Câmara et al. (1999) definem esse método como sendo uma teoria com base matemática que permite organizar e avaliar a importância relativa entre critérios e medir a consistência dos julgamentos, sendo os pesos relativos, segundo Zahedi (1986), estimados por meio de uma matriz de comparações pareadas. Após a construção da hierarquia, é realizada a modelagem, na qual, por meio de comparações pareadas e do julgamento do decisor, as alternativas são priorizadas, resultantes da determinação dos pesos dos fatores e avaliações.

Saaty (1980) propôs uma escala pré-definida de comparação entre pares de critérios que contém nove pontos (Tabela 1) e que exprime o grau de importância entre eles.

Tabela 1 Hierarquia de pesos entre os critérios, adaptada de Saaty (1980)

Importância	Definição
1	Importância igual: os dois fatores contribuem igualmente para o objetivo
2	Importância igual/moderada
3	Importância moderada: um fator é ligeiramente mais importante que o outro
4	Importância moderada/essencial
5	Importância essencial: um fator é claramente mais importante ou melhor que o outro
6	Importância essencial/demonstrada
7	Importância demonstrada: um fator é fortemente favorecido e sua maior relevância foi demonstrada na prática
8	Importância demonstrada/extrema
9	Importância extrema: a evidência que diferencia os fatores é da maior ordem possível

Outro conceito desse método é dado por Hessburg et al. (2013), que caracterizam a análise hierárquica ponderada como um método na análise multicritério de decisão para derivar escalas de razão de uma matriz, de todas as possíveis comparações de um conjunto finito de critérios de decisão, sendo a entrada para essas comparações obtida a partir de medidas objetivas ou subjetivas de opiniões ou preferências. De modo geral, essa técnica permite uma medida de inconsistência no julgamento ou imprecisão dos dados, em que as escalas de razão são obtidas a partir de autovetores principais derivados de matrizes de comparações dos pares de critérios de decisão.

De acordo com Reynolds (2005), o modelo AHP tem sido largamente empregado, por cerca de 25 anos, por empresas governamentais, nos Estados Unidos, no intuito de definir prioridades sobre alocação de recursos, bem como seleção de alternativas, uma vez que o AHP estrutura modelos de decisão com base em uma hierarquia de critérios e subcritérios, em que pesos, em um conjunto de subcritérios, são derivados como uma solução de um vetor para uma matriz de pares de comparações de importância relativa entre os subcritérios, com base na sua importância para o critério principal.

Para Steiguer et al. (2003), a abordagem da técnica AHP dentro de análise ambientais multicritério tem recebido maior atenção em aplicações de gestão de recursos naturais. Por exemplo, Rauscher et al. (2000) aplicaram essa técnica em uma escala de projeto para um problema de gestão florestal e Tran et al. (2002) utilizaram este recurso para avaliar a vulnerabilidade ambiental das florestas em toda a região do meio Atlântico dos Estados Unidos.

Além dessas aplicações, o processo analítico hierárquico tem sido utilizado em trabalhos relacionados à agricultura e à gestão de recursos naturais (BARROS; MOREIRA; RUDORFF, 2007; KARAMI, 2006; LI; MIN; TAN, 2005). No contexto da agricultura, destacam-se estudos para determinar áreas aptas a cultivos, melhores métodos de irrigação e áreas favoráveis à conservação

e ao desenvolvimento de atividades agropecuárias (BARROS; MOREIRA; RUDORFF, 2007).

Uma opção para implementar o uso do AHP é o software *Criterion Decision Plus* (CDP), que é uma ferramenta computacional que auxilia na tomada de decisões complexas entre alternativas envolvendo múltiplos critérios, permitindo ao usuário utilizar a técnica AHP, disponibilizada na forma abreviada de comparação pareada (*abbreviated-pairwise*) ou completa (*full-pairwise*).

2.2 O software “Criterion Decision Plus” – CDP

O programa CDP utiliza a AHP para comparar vários impactos (LOOTSMA, 1999; GOODWIN; WRIGHT, 1998). É um sistema de suporte à decisão (SSD) direcionado a gestores, para orientar a escolha de alternativas segundo o grau de influência/prioridade dos atributos identificados e eleitos para compor a análise, os quais são organizados em um diagrama hierárquico de decisão (PEREIRA, 2006), uma vez que, dessa forma, é possível traduzir o conhecimento empírico em dados compreensíveis ao tratamento matemático realizado pelo SSD.

Esse programa oferece duas interfaces básicas para o usuário, a *Brainstorm* e a *Decision Hierarchy*. Na primeira, elegem-se os critérios, seja com base na opinião de especialistas, tomadores de decisão e/ou atores locais, e o CDP permite que este ambiente facilite a construção do diagrama hierárquico automaticamente. A segunda interface é o diagrama hierárquico de decisão, em que o primeiro bloco é o objetivo e o último, a alternativa.

Na Figura 1 está representado esse diagrama desenhado no CDP, em que o número à esquerda do objetivo (*goal*) representa o somatório dos pesos de contribuição ou prioridade dos critérios para a escolha (*level 2*), que é sempre 1.

Os valores das caixas dos critérios (*Level 2*) são o resultado, neste caso, da comparação pareada entre eles. Os subcritérios (*Level 3*) apresentam suas prioridades em função do valor do critério no qual se agrupam, ou seja, o somatório do valor das prioridades de cada subcritério é igual ao valor da prioridade do critério ao qual está relacionado.

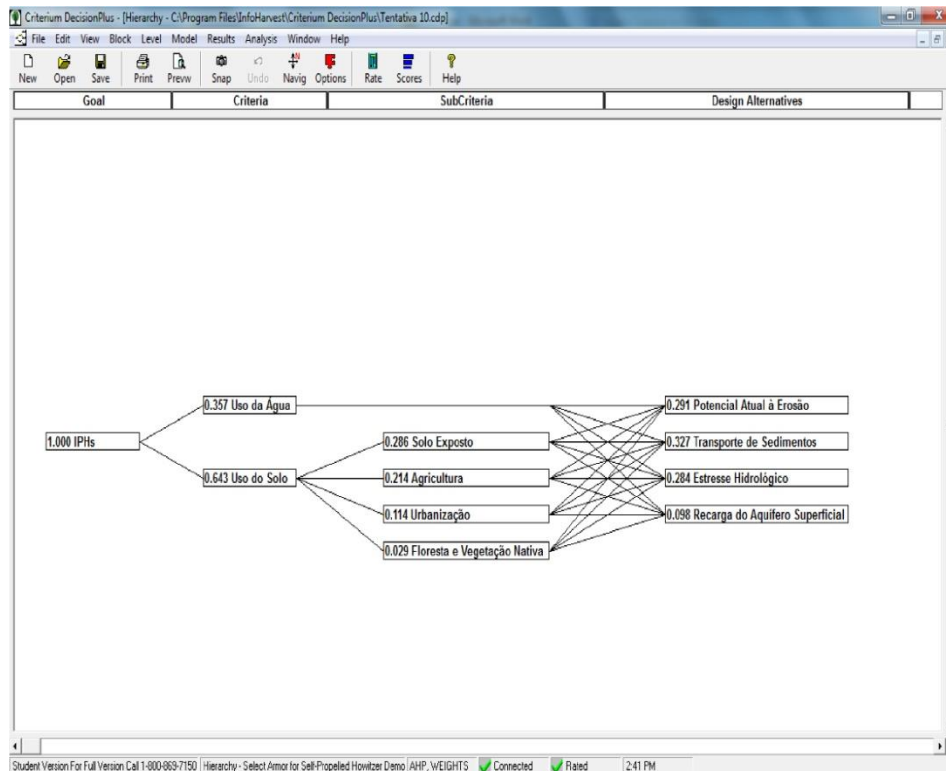


Figura 1 Diagrama hierárquico de decisão elaborado para hierarquização dos critérios

Este processo de análise permite ao usuário utilizar a técnica AHP desenvolvida por Saaty de duas formas: AHP *full pair-wise*, em que o programa realiza a comparação par a par entre todos os subcritérios de um determinado critério e AHP *abbreviated pair-wise*, em que a comparação é realizada de

acordo com a posição do elemento no diagrama de decisão desenhado. Neste trabalho, utilizou-se a técnica *Full Pair-wise*, em que os critérios foram comparados par a par.

Após a estruturação do modelo, tem-se a fase de determinação dos pesos relativos dos critérios, na qual se atribui um peso para cada critério ou subcritério. No programa, esse procedimento é denominado *rating set* e sua execução demanda a escolha de um método para a realização das comparações, na qual foi escolhido o método *direct*, por exigir somente julgamentos subjetivos ou a intuição para determinar a importância de um critério em relação ao outro. Os valores dos pesos das alternativas foram inseridos no programa no campo denominado *score*, o qual varia numa escala numérica de 0 a 100, para cada critério. Após esse processo, o programa calcula os pesos para os critérios e subcritérios analisados.

Obtido os pesos dos subcritérios, é necessário verificar a validade dos mesmos, examinando se a intuição sobre a determinação dos subcritérios estava compatível com o critério selecionado. Conforme mostram Antoun Netto et al. (2011), o programa utiliza algumas opções que auxiliam nessa etapa de validação dos resultados, sendo uma delas a análise de sensibilidade, cujo objetivo é melhorar a estrutura do modelo pela interpretação dos critérios e a reavaliação dos critérios.

Essa etapa é feita por meio da interpretação de um gráfico elaborado pelo programa para cada critério, que indica como mudanças nos pesos dos critérios afetariam a decisão. Para isso, o programa calcula um valor, denominado *crossover percentage*, o qual representa a proximidade do ponto em que há alteração na ordem de prioridade das alternativas, em que baixos valores indicam maior sensibilidade do critério a mudanças nos pesos. Isto faz com que pequenas alterações nos pesos provoquem grandes variações nos *scores* de

decisão e que outra alternativa passe a ser preferida (AUNTOUN NETTO et al., 2011).

No programa, considera-se que a viabilidade dos resultados é aceita quando o *crossover percentage* é superior a 10% caso o valor seja abaixo desse limite, o modelo apresenta riscos.

Por fim, os pesos calculados e validados no CDP foram, posteriormente, utilizados na construção do índice de perturbação hidrossedimentológica via *rastercalculator tool*, no programa ArcGis, em que o primeiro passo para a implementar a análise consistiu em selecionar os mapas temáticos que constituirão parte do estudo e que auxiliam na compreensão e na análise das alterações no ambiente em geral. Neste caso, foram selecionados erosão atual (EA), o transporte de sedimentos (TS), recarga subterrânea (Rec) e estresse hidrológico (EH), das bacias do rio Paraopeba e Sapucaí, os quais foram adimensionalizados.

2.3 Índice de Perturbação Hidrossedimentológica de bacias hidrográficas – IPHS

Para a estruturação do IPHS, agruparam-se os quatro fatores (TS, EA, EH e Rec) para gerar um índice global que representasse áreas mais vulneráveis aos impactos. A partir da estruturação e da definição dos indicadores, decidiu-se integrá-los, de forma a compor o IPHS e, para isso, foi realizada a normalização dos dados, em função das diferentes escalas, para evitar que o mesmo tenha valor maior que 1, empregando-se a equação 1, também adotada por Viera e Studart (2009).

No intuito de formular o modelo, utilizou-se a seguinte notação:

TS	transporte de sedimentos, representado pela descarga sólida em suspensão específica ($\text{Mg km}^{-2}\text{ano}^{-1}$);
EA	erosão atual do solo, obtida pela equação universal de perda de solos ($\text{Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$);
EH	estresse hidrológico ($\text{m}^3\text{ m}^{-3}$);
Rec	recarga do aquífero superficial (mm).

$$X_{i\text{normal}} = \frac{(X_i - X_{\min})}{(X_{\max} - X_{\min})} \quad (1)$$

em que X_i é o valor medido, X_{\min} é o menor valor da variável a ser normalizada e X_{\max} representa o maior valor da variável a ser normalizada.

A partir disso, foi formulado o índice geral de perturbação hidrossedimentológica de bacias hidrográficas (IPHS) da seguinte maneira:

$$\text{IPHS} = \sum (p_1\text{TS} + p_2\text{EA} + p_3\text{EH} + p_4\text{Rec}) \quad (2)$$

em que p_i representa os pesos dos fatores obtidos pelo CDP.

Uma vez obtida a equação, a mesma foi empregada para avaliar dois cenários. No primeiro cenário consideraram-se as bacias de forma independente e, no segundo, agrupando-se os valores dos fatores de ambas as bacias, no intuito de validar o modelo.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise de sensibilidade e peso das variáveis no modelo CDP

O modelo de decisão para caracterizar a perturbação hidrossedimentológica foi feito com o CDP, cujo objetivo geral foi estabelecer prioridades entre os fatores. Os principais critérios para avaliar as prioridades foram o uso da água e o uso do solo (Figura 1), tendo o segundo sido decomposto em subcritérios.

Após a análise dos principais critérios e estimados os pesos dos fatores, obtiveram-se duas características adicionais do componente CDP, que inclui uma análise de sensibilidade, a qual fornece diagnósticos sobre a robustez do modelo, e uma análise de *trade-off*, que descreve como as mudanças nos valores dos atributos afetam a interação entre eles, visando melhorar a pontuação de prioridade (REYNOLDS et al., 2009).

No CDP, o resultado da análise de sensibilidade foi feito para os critérios principais e para a interação par a par entre os critérios e subcritérios, mostrando a porcentagem de mudança nos pesos que é requerida para promover um reordenamento das prioridades, na qual a alternativa melhor ranqueada seja substituída por outra. Essa mudança, de acordo com Saaty (1994), ocorre quando o peso mais sensível no modelo deve ser alterado em, pelo menos, 10%.

Na Tabela 2 apresentam-se as porcentagens obtidas com o aplicativo utilizado na análise de sensibilidade. Estes resultados demonstram que a variável “recarga”, para o critério “uso da água”, é a mais sensível a mudanças em seus pesos. Contudo, verifica-se que o seu *crossover* (15%), comparado ao valor de referência (10%), está dentro do tolerável, sendo, portanto, aceito o valor encontrado. Para o critério “uso do solo”, a variável “recarga” apresentou o mesmo comportamento, seguida da variável “estresse hidrológico”. Com isso,

observa-se que nenhuma das alternativas apresentou mudança na prioridade de pontuação.

Tabela 2 Resultado da análise de sensibilidade obtida com o CDP

Critério	Variáveis	Crossover percentage (%)	Referência (%)
Uso da água	EA	55	10
	TS	50	
	EH	70	
	Rec	15	
Uso do solo	EA	29	10
	TS	33	
	EH	27	
	Rec	15	

Diante do exposto na Tabela 2, observa-se que, no que tange à análise de sensibilidade, os resultados apresentados mostram-se satisfatórios para todos os critérios, ou seja, todos os resultados são estáveis e pequenas alterações nos pesos das variáveis não ocasionariam grandes variações nos *scores* de decisão, fazendo com que outra alternativa não produza resultados significativamente diferentes.

Antoun Netto et al. (2011) empregaram o CDP para demonstrar a viabilidade da utilização de ferramentas computacionais, atuando como suporte à decisão na escolha de variáveis linguísticas, na seleção de uma projeção cartográfica e, por meio da análise de sensibilidade, perceberam que, mesmo que uma variável fosse a mais sensível a mudanças em seu peso, seu valor de *crossover*, comparado ao valor de referência, era muito maior. Esse comportamento também foi observado neste estudo.

Após a validação das variáveis no modelo, obteve-se o peso das variáveis, sendo seus valores expressos na Tabela 3.

Tabela 3 Peso das variáveis envolvidas na avaliação da perturbação hidrossedimentológica

Variável	Peso
Transporte de sedimentos (TS)	0,327
Erosão atual (EA)	0,291
Estresse hidrológico (EH)	0,284
Recarga subterrânea (Rec)	0,098

Observa-se, pelos valores da Tabela 3, que o transporte de sedimentos foi a variável que obteve a maior ponderação na análise final do CDP. Esse comportamento se mostra adequado pelo fato de este fator se apresentar como função das características do clima e do processo erosivo como um todo, ou seja, uma junção da erosão hídrica com o comportamento hidrológico da bacia, considerando também as características hidráulicas dos canais que compõem a rede de drenagem e as intervenções humanas que podem potencializar esse fenômeno.

A EA obteve o segundo maior peso, uma vez que medidas de manejo e fatores de cobertura podem influenciar a perda de solo. O estresse hidrológico apresentou comportamento também elevado, em virtude das pressões econômicas e sociais advindas das demandas dos usuários, podendo promover perturbação do sistema. Contudo, critérios de regulação e melhores tecnologias para captação de água podem reduzir essa pressão. Por fim, a recarga subterrânea obteve um peso menor, uma vez que é fortemente influenciada pelo clima, pelo tipo de solo e pela geologia, os quais afetam o armazenamento de

água no solo, e pela cobertura vegetal, podendo ocorrer em maior ou menor intensidade, dependendo da situação em que se encontra a bacia.

Embora os julgamentos realizados para a construção do modelo fossem baseados nas percepções inerentes ao processo hidrossedimentológico, o papel do modelo foi de auxiliar, garantindo qualidade, organização e documentação do processo de análise de decisão, explicitando os valores de julgamentos, analisando objetivos conflitantes e mostrando-se satisfatório para a determinação das variáveis linguísticas de um sistema de inferência para a determinação dos pesos.

Assim como em Kummer (2009), a utilização do CDP propiciou a aplicação da análise multicritério ponderada satisfatoriamente, fornecendo um ambiente adequado para a elaboração do diagrama hierárquico, cálculo dos pesos e avaliação da consistência dos mesmos.

Stolle (2008) utilizou uma metodologia baseada em um programa de suporte à decisão, estruturado em redes de dependência e lógica *fuzzy*, como ferramenta para classificar áreas quanto ao grau de fragilidade. A autora percebeu que tal estudo poderia ser aprimorado com a implementação, dentro do programa *Environmental Management Decision Support* (EMDS), de uma avaliação de dados por meio de um modelo de decisão construído com o CDP, auxiliando na definição das áreas nas quais determinadas atividades podem ser realizadas.

3.2 Cenários de avaliação para o Índice de Perturbação Hidrossedimentológica

3.2.1 Cenário 1 – Avaliação do estado de perturbação hidrossedimentológica na BHRP e na BHRS

Inicialmente, foram utilizados os mapas obtidos nos capítulos anteriores, na forma matricial, com seus valores normalizados (escala de 0 a 1).

Para o fator de recarga do aquífero superficial, considerou-se que a situação de maior comprometimento ou valor crítico, correspondente à menor relação deflúvio de base e precipitação, uma vez que as áreas que apresentaram maior recarga foram aquelas onde houve a presença de vegetação nativa. Com isso, o valor 1 passou a corresponder as áreas de menor recarga e valores próximos de 0 (zero), a áreas com maior recarga. Para os demais fatores, esse tipo de consideração não foi adotado.

A partir disso, estipulou-se uma chave de classificação em seis níveis, conforme apresentado na Tabela 4, permitindo, dessa forma, o enquadramento das bacias, servindo como ferramenta de auxílio e de interpretação por parte dos gestores e atores envolvidos com recursos hídricos e manejo de bacias hidrográficas.

Tabela 4 Níveis de perturbação hidrossedimentológica

Classe	Enquadramento (%)
Muito baixo	0-15
Baixo	15-25
Médio	25-45
Médio a alto	45-60
Alto	60-75
Muito alto	>75

É importante ressaltar que, no que tange aos resultados para a BHRP, foram utilizados apenas dados até a seção de controle de Ponte da Taquara, uma vez que TS, Rec e EH abrangiam até essa área, em virtude da disponibilidade de informações encontradas para esta região. Em relação à EA, por se tratar da aplicação direta da RUSLE, com seus atributos espacializados, pôde-se avaliar o

comportamento de toda área de drenagem referente à bacia do rio Paraopeba. Contudo, para o IPHS, extraiu-se a EA até a seção de controle em Ponte da Taquara, uniformizando a unidade de trabalho.

Na Figura 2 apresentam-se os mapas adimensionalizados da BHRP e da BHRS, respectivamente.

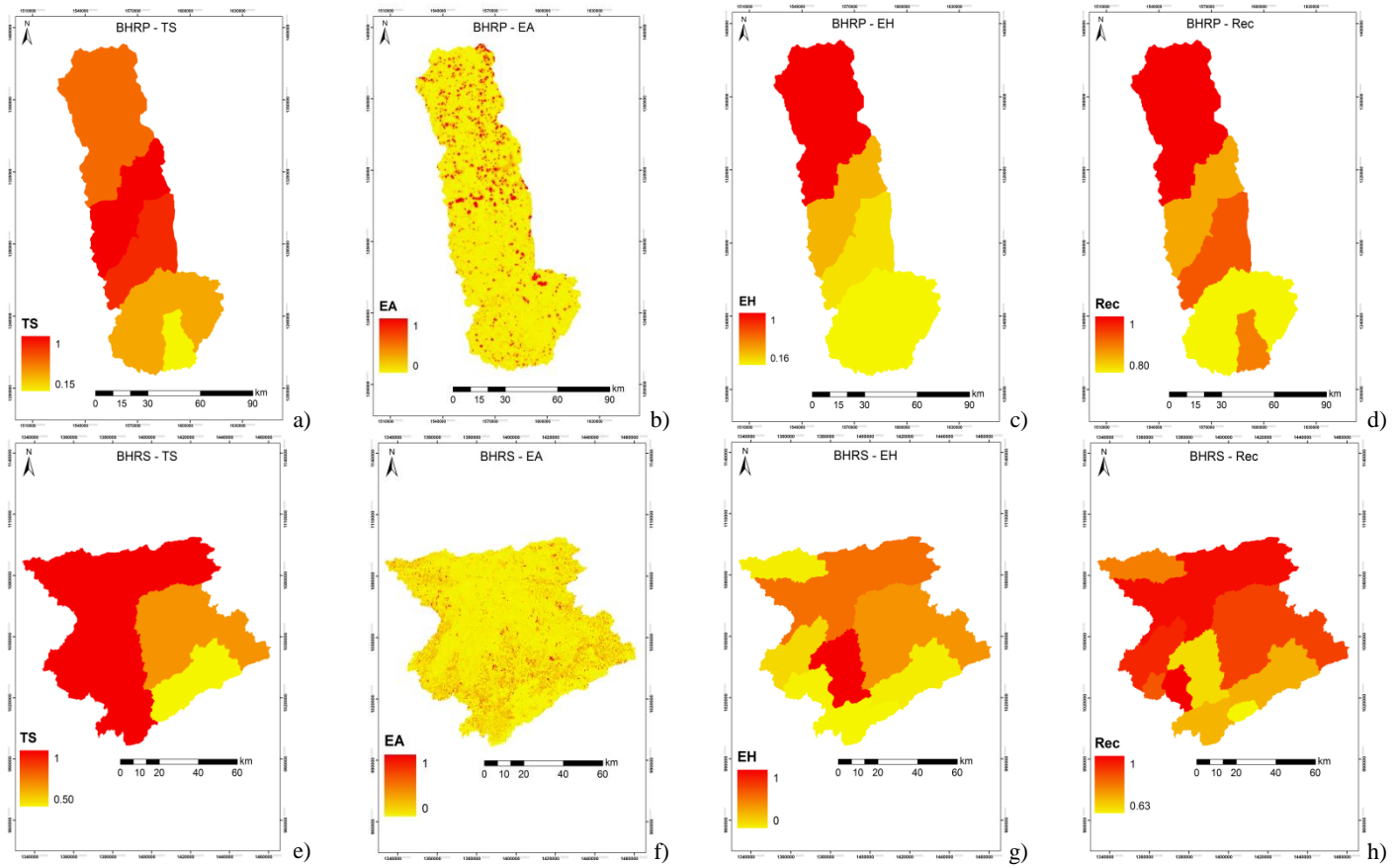


Figura 2 Mapas normalizados para a BHRP (a, b, c, d) e para a BHRs (e, f, g, h)

Em relação à BHRP, observa-se, por meio da Figura 3a, que o nível de perturbação hidrossedimentológica variou de “médio” (26,30%) a “médio a alto” (66,60%). Esse resultado pode ser atribuído ao comportamento moderado do fator TS (baixo a moderado). Observa-se também que os pontos classificados com nível “alto” foram encontrados em áreas de solo exposto (Figura 3b) que apresentam elevado valor de EA, com elevado estresse hidrológico e baixa recarga subterrânea, demonstrando, assim, a capacidade do índice em retratar as características da bacia.

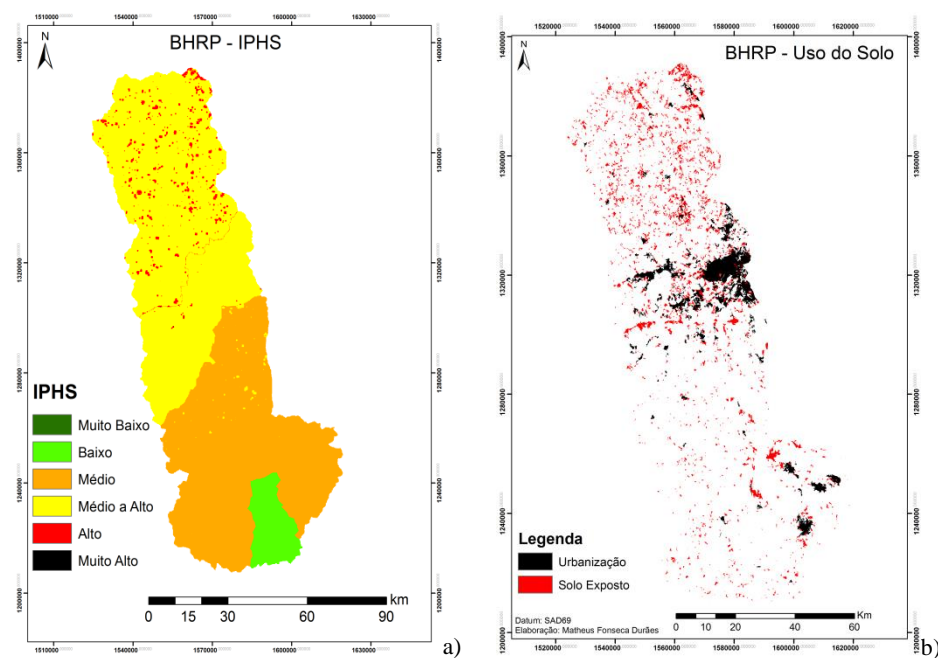


Figura 3 Mapa do IPHS e de uso do solo, destacando as classes urbanização e solo exposto, para a BHRP, até seção de controle Ponte da Taquara

Na região da cabeceira do rio Paraopeba, caracterizada por presença de pastagens e mata nativa, foi observado um comportamento de perturbação hidrossedimentológica baixo, em virtude de os fatores analisados nesta região

terem sido enquadrados nos menores níveis de suas classes, como, por exemplo, o EH, o TS e o EA.

Um contraponto a essa característica da região de cabeceira da bacia é a área correspondente à Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), a qual apresenta IPHS de “médio a alto”. Embora a área urbanizada contribua de maneira significativa para a produção e o transporte de sedimentos, no que se refere ao seu potencial de erosão, esse fator passa a ser desconsiderado, uma vez que, na RUSLE, o seu valor é considerado igual a zero (fator CP). Assim, para essa situação de urbanização, os fatores TS e EH e Rec foram as variáveis resposta do modelo e, por isso, o nível máximo de perturbação dessas regiões seria na classe “alta”.

No Baixo Paraopeba, as áreas de solo exposto foram enquadradas na classe “alta” de perturbação hidrossedimentológica, uma vez que, nelas, as perdas de solo são mais elevadas, contribuindo para o processo erosivo e o assoreamento dos corpos d’água, com conseqüente aumento na concentração de sólidos em suspensão. Destaca-se também que, nessa região, o EH apresentou-se com nível “alto”, bem como o EA, com elevados valores de perda de solos, corroborando os resultados obtidos para o IPHS. Assim, nesta região da BHRP, avalia-se a necessidade de um manejo mais adequado para minimizar, especialmente, o processo erosivo e, por conseqüência, o transporte de sedimentos.

Analogamente ao IPHS, tem-se o conceito de vulnerabilidade natural dos recursos hídricos, cuja expressão, segundo Mello et al. (2008), consiste na interpretação da disponibilidade natural de água e da potencialidade de contaminação dos aquíferos. Assumindo-se a existência de uma oferta natural mais elevada, caracteriza uma menor vulnerabilidade e o oposto, uma maior vulnerabilidade.

Analisando a vulnerabilidade natural, Fundação Estadual do Meio Ambiente (2011) mostrou que aproximadamente 80% da área da BHRP apresentam vulnerabilidade natural média dos recursos hídricos, cerca de 10% tem alta vulnerabilidade e uma pequena parcela, baixa vulnerabilidade. Este cenário permitiu concluir que grande parte da BHRP tem a vulnerabilidade natural dos recursos hídricos situada entre média e alta, fazendo-se necessária a adoção de medidas de precaução e a implementação de restrições quanto ao lançamento de efluentes nos cursos d'água da bacia.

Outro conceito que endossa a necessidade de novas políticas de gestão na BHRP é a disponibilidade hídrica que, segundo Mello et al. (2008), é a quantidade de água que pode ser retirada de um manancial sem que se comprometam a flora e a fauna existentes na área da bacia, bem como a jusante do ponto de captação. A vulnerabilidade natural, associada com a disponibilidade hídrica para a BHRP, é predominantemente alta, sendo sua disponibilidade hídrica baixa, reforçando a necessidade de implantação de normas restritivas quanto ao uso e à demanda de água na bacia (FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE, 2011), como abordado no capítulo referente ao estresse hidrológico.

Comparativamente, tanto o conceito de disponibilidade hídrica quanto o de vulnerabilidade natural dos recursos hídricos apontam para uma situação que inspira a adoção de critérios e ações preventivas para a bacia. A adoção de novas técnicas de manejo e avaliação pode ser subsidiada com o emprego do IPHS, o qual variou de “médio” a “médio a alto”, associado a estes dois conceitos, permitindo, dessa forma, uma abordagem holística da bacia.

Em relação à BHRS, o IPHS foi classificado como “médio” em mais de 90% da área, conforme mostrado na Figura 4.

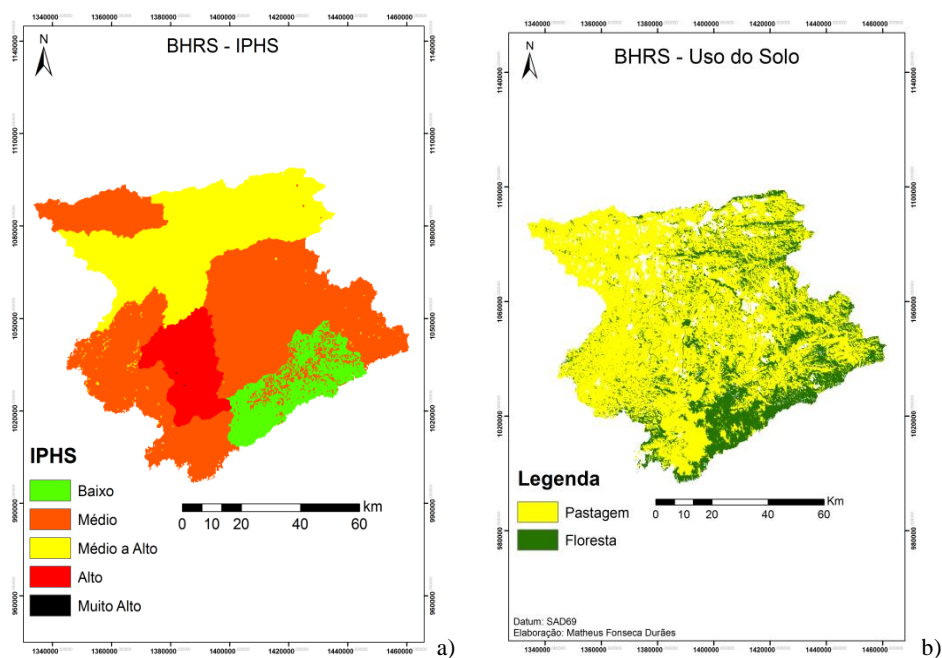


Figura 4 Mapa do IPHS (a) e de uso do solo, destacando áreas de pastagem e de floresta (Mata Atlântica) para a BHRs

A região de cabeceira da BHRs apresenta forte presença de Mata Atlântica, com elevado nível de preservação, o que contribui para que essa região apresente elevado potencial de recarga subterrânea e baixo potencial à erosão, em virtude de sua cobertura vegetal, muito embora a erosividade das chuvas seja elevada.

Para Alvarenga et al. (2012), regiões que apresentam áreas preservadas sinalizam para boas condições de infiltrabilidade do solo e, conseqüentemente, de recarga do aquífero. Aliado a isso, Viola (2011) mostra que, nessas condições, há menor propensão para a ocorrência do escoamento superficial direto.

Essa característica de cobertura vegetal, associada a uma baixa propensão à perda de solo, ao elevado potencial de recarga e com um nível de

estresse hidrológico baixo, resultou numa área na qual o nível de perturbação hidrossedimentológica fosse classificado como “baixo”.

A presença da Mata Atlântica nessa região, localizada essencialmente a montante da cidade de Itajubá, proporciona uma menor perda de solo e, conseqüentemente, em um menor transporte de sedimentos, como foi observado e caracterizado pela análise das estações sedimentométricas localizadas nesta bacia.

Nas áreas onde houve predomínio de pastagens, verificou-se um IPHS classificado como de “moderado” a “alto”. Segundo Viola (2011), o uso do solo na BHRS é amplamente explorado com finalidades agropecuárias, apresentando, em termos médios, 60% da área com predomínio de pastagens. Neste tipo de uso do solo, segundo o autor, ocorre maior tendência ao escoamento superficial direto que em áreas preservadas, uma vez que, dentre outros fatores, os solos tendem a sofrer compactação e perda de matéria orgânica, afetando sua capacidade de infiltração e, conseqüentemente, um aumento no transporte de sedimentos.

A área correspondente à sub-bacia Conceição dos Ouros (Posto S8) apresenta elevados EA e EH, quando comparada à das demais sub-bacias. E, por haver apenas três pontos de monitoramento hidrossedimentométricos disponíveis para análise, o TS foi considerado como pertencente à zona de influência da estação Careaçú. Com isso, para esta sub-bacia, o valor do IPHS foi classificado como “alto”.

Tal situação foi resultante de um banco de dados ainda limitado, especialmente no que se refere aos dados de transporte de sedimentos, os quais, se estivessem disponíveis para as demais sub-bacias, poderiam resultar em um resultado mais preciso quanto à perturbação hidrossedimentológica. A falta de dados de monitoramento, bem como a disponibilidade dos existentes, ocasiona situações como essas, resultando em cenários mais restritivos, o que, do ponto

de vista do gerenciamento conservacionista, resulta em medidas mais restritivas, não representando as características da região, ou seja, mostra-se clara a necessidade de investimentos em monitoramento, a fim de subsidiar trabalhos futuros e a compreensão dos fenômenos ligados ao comportamento hidrossedimentológico das bacias hidrográficas.

A sub-bacia de Santa Rita do Sapucaí (ponto S4), onde existe ponto de monitoramento sedimentométrico, foi classificada com nível “médio” de perturbação hidrossedimentológica. Essa classificação pode ser atribuída ao aumento no aporte de sedimentos na bacia, em relação à sub-bacia Itajubá e ao aumento da presença de pastagem, contribuindo para elevar o valor do EA. Esse aumento nos valores dos parâmetros também foi observado para Careagu, levando a uma situação de perturbação hidrossedimentológica de “média a alta”, e esta seção de controle representa todos os processos hidrológicos e hidrossedimentológicos da bacia.

Pode-se notar que o TS, como fator com maior peso, tem um comportamento em que há um acréscimo de sua concentração, à medida que se dirige para a seção de controle. Esse comportamento também foi observado na BHRP, porém, para aquela bacia, a RMBH contribuiu fortemente para elevados valores de TS, antes da seção de controle final.

As distribuições das classes de perturbação hidrossedimentológica para as bacias estudadas podem ser visualizadas na Tabela 5.

Tabela 5 Distribuição das classes de IPHS para as bacias estudadas

Classe	Intervalo (%)	BHRP	BHRS
Muito baixa	0-15	0	0
Baixa	15-25	5,25	1,65
Média	25-45	26,30	91,84
Média a alta	45-60	66,60	4,93
Alta	60-75	1,85	1,58
Muito alta	>75	0	0

3.2.2 Cenário 2 – Avaliação comparativa do índice de perturbação hidrossedimentológica entre as duas bacias hidrográficas estudadas

Este cenário tem como objetivo comparar o grau de perturbação hidrossedimentológica entre as BHRP e BHRS, pelo agrupamento de seus fatores.

No cenário anterior, a BHRP apresentou mais de 60% de sua área classificados como perturbação “média a alta”, enquanto, na BHRS, mais de 90% da área estavam enquadrados como “média”. Embora a BHRS apresente maior presença de pastagem (60,27%) e, conseqüentemente, maior valor de EA, a BHRP com seção de controle em Ponte da Taquara apresenta área urbana cerca de cinco vezes maior que na BHRS, o que resulta em um maior transporte de sedimentos, como observado pela estação sedimentométrica Ponte Nova do Paraopeba, a qual apresentou os maiores valores de TS. Além disso, há maior presença de solo exposto na BHRP.

Em relação ao EA, a BHRS apresenta valores superiores a 18.000 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, enquanto a BHRP, até a seção de controle em Ponte da Taquara, apresentou valores abaixo de 10.000 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Analisando-se esse fator, pode-se estimar uma maior propensão da BHRS a perdas de solo, mas, devido

ao fato de esta bacia apresentar menor demanda de água, com base no número de usuários cadastrados no IGAM, bem como o menor transporte de sedimentos, aliado também, a uma maior relação entre a recarga subterrânea e a precipitação, observa-se que, nesta bacia, o IPHS se mostra em níveis melhores que na BHRP.

Ressalta-se que a BHRP apresentou os maiores valores das variáveis que compõem o IPHS, com exceção da EA. Esta combinação de variáveis é que levou a BHRP ter um nível de perturbação hidrossedimentológica mais elevado que a BHRS.

Na Figura 5 observam-se os mapas dos fatores do IPHS agrupados para a BHRP e a BHRS.

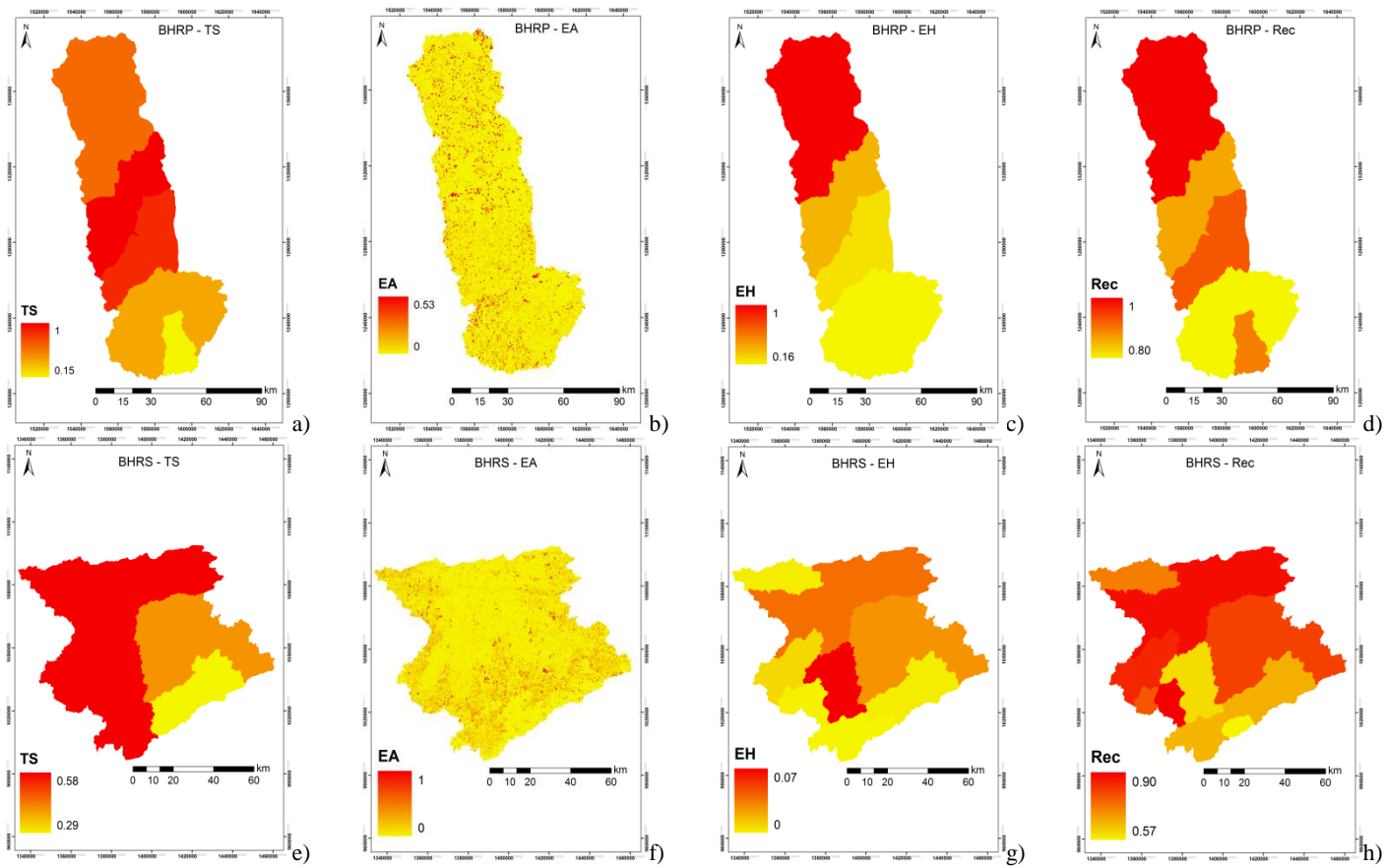


Figura 5 Mapas com os valores agrupados e normalizados para a BHRP (a, b, c, d) e BHRS (e, f, g, h)

Em relação ao estresse hidrológico, embora a BHRP tenha menor área classificada como agricultura (2,43% até a seção de controle em Ponte da Taquara), ela apresenta maior demanda por água, refletida no número de outorgas, bem como seu nível de estresse, que atinge a classe “alta”, quando comparado ao da BHRS, a qual tem 13,7% de área destinada à agricultura.

A elevada demanda de água na BHRP exerce maior pressão no sistema, o que ocasiona uma perturbação mais acentuada que na BHRS, a qual apresenta níveis baixos de estresse hidrológico.

Ao se agrupar os dados, observou-se que a BHRS apresenta uma situação de perturbação hidrossedimentológica mais confortável que a BHRP, em função de menor demanda hídrica, menor aporte de sedimentos e elevados níveis de recarga subterrânea, contribuindo para diminuir o escoamento superficial e transporte de sedimentos.

Embora o EA seja maior na BHRS, este pode ser considerado como função das características da região, a qual apresenta elevados valores de erosividade da chuva, erodibilidade dos solos (pela maior presença de Cambissolos) em relação à BHRP, e não uma função das pressões exercidas na bacia, o que pode ser verificada por um IPHS variando de “baixo” a “médio”, conforme apresentado na Figura 6 e na Tabela 6.

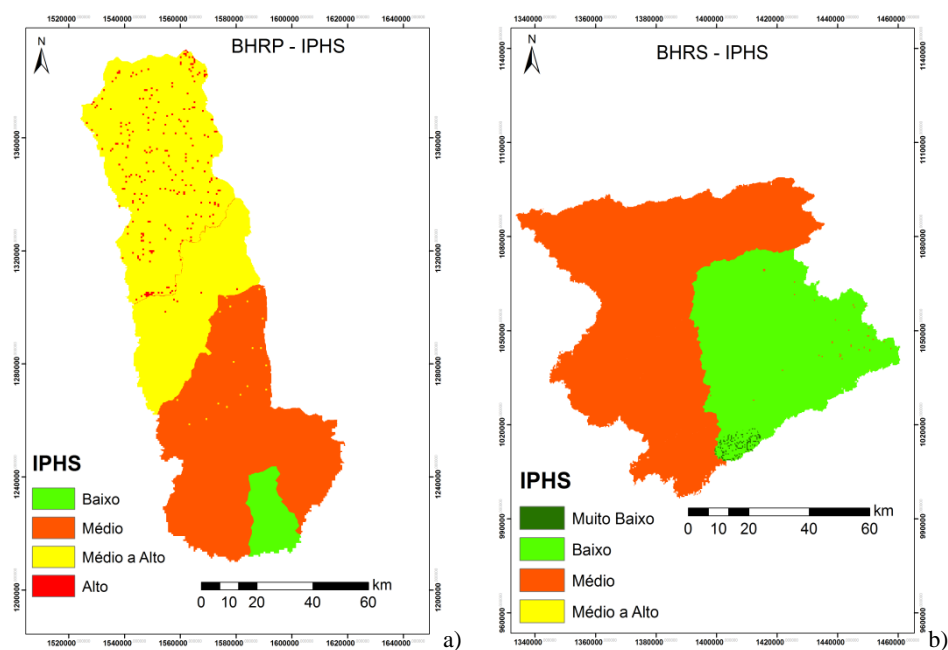


Figura 6 Mapas de IPHS com valores agrupados para a BHRP (a) e BHRS (b)

Tabela 6 Classes de IPHS para a BHRP e BHRS

Classe	Intervalo (%)	BHRP	BHRS
Muito baixa	0-15	0	0,297
Baixa	15-25	5,00	39,130
Média	25-45	41,00	61,571
Média a alta	45-60	53,00	0,002
Alta	60-75	1,00	0
Muito alta	>75	0	0

Um ponto que deve ser considerado é que, na BHRS, na sub-bacia Fazenda da Guarda, nota-se o menor grau de perturbação hidrossedimentológica, sendo esse resultado condizente com a cobertura e uso do solo naquele local,

onde predomina a vegetação do tipo Mata Atlântica, levando a um menor potencial atual à erosão, como também a um menor transporte de sedimentos e maior recarga subterrânea, demonstrando a importância desse bioma para aquela região. Segundo Thomaz (2005), a vegetação exerce importante papel no sistema hidrológico, visto que é um elemento regulador e armazenador da precipitação recebida, principalmente por meio da interceptação.

A BHRP, embora apresente um percentual elevado de mata nativa (37%), em comparação à BHRS, apresentou maior transporte de sedimentos e estresse hidrológico, fatores esses que direcionaram o índice para uma condição de maior vulnerabilidade. Isso demonstra que é necessário apoiar o desenvolvimento da bacia em estratégias de manejo mais eficientes, que não comprometam os recursos naturais de forma acentuada.

4 CONCLUSÕES

- a) a análise multicritérios permitiu construir um índice alicerçado para avaliar os impactos ambientais nas bacias hidrográficas quanto a atividades que podem promover a erosão do solo e o consequente transporte de sedimentos e assoreamento;
- b) o índice proposto permitiu avaliar e diferenciar as áreas quanto aos graus de perturbação, o que possibilita a alocação mais precisa de recursos destinados à conservação;
- c) a bacia hidrográfica do rio Paraopeba mostrou tendência à maior perturbação hidrossedimentológica que a bacia hidrográfica do rio Sapucaí, nos dois cenários avaliados, em função de uma maior área de solo exposto e demanda hídrica;
- d) o índice conseguiu exprimir de forma positiva o papel da cobertura do solo, principalmente da Mata Atlântica, como fator preponderante à diminuição da erosão e enquadramento do IPHS nas classes mais baixas;
- e) o IPHS se mostrou potencialmente apto ao emprego em outras bacias hidrográficas, desde que haja base de dados satisfatória.

REFERÊNCIAS

ALVARENGA, C. C. et al. Índice de qualidade do solo associado à recarga de água subterrânea (IQS RA), na bacia hidrográfica do Alto rio Grande, MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 5, p. 1608-1619, set./out. 2012.

ANTOUN NETTO, S. O. et al. Enfoque científico na determinação das variáveis linguísticas de um sistema de inferência nebulosa para projeções cartográficas. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, n. 63, p. 93-99, fev. 2011.

BARROS, M. A.; MOREIRA, M. A.; RUDORFF, B. F. T. Processo analítico hierárquico na identificação de áreas favoráveis ao agroecossistema cafeeiro em escala municipal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 12, p. 1769-1777, dez. 2007.

CÂMARA, G. et al. Inferência geográfica e suporte à decisão. In: CÂMARA, G.; DAVIS, C. et al. (Ed.). **Geoprocessamento: teoria e aplicações**. Oxford: [s.n], 1999. Cap 13. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro>>. Acesso em: 20 maio 2013.

DAI, J. J.; LORENZATO, S.; ROCKE, D. M. A knowledge-based model of watershed assessment for sediment. **Environmental Modelling & Software**, Oxford, v. 19, n. 4, p. 423-433, Apr. 2004.

DANZ, N. P. et al. Environmentally stratified sampling design for the development of great lakes environmental indicators. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 102, n. 1-3, p. 41-65, Mar. 2005.

DAVIS, F.W. et al. Selecting biodiversity management areas. In: SIERRA NEVADA ECOSYSTEM PROJECT, FINAL REPORT TO CONGRESS, 1996, California. **Anais...** California: Centers for Water and Wildland Resources, 1996. v. 2, p. 1503-1528.

DEPARTMENT FOR COMMUNITIES AND LOCAL GOVERNMENT.
Inglaterra: ODPM, 2004. Disponível em: <http://www.odpm.gov.uk/stellent/groups/odpm_about/documents/source/odpm_about_source_608524.doc>.
Acesso em: 23 maio 2013.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Plano para incremento do percentual de tratamento de esgotos sanitários na bacia hidrográfica do rio Paraopeba.** Belo Horizonte: FEAM, 2011.

GOMES, L. F. A. M.; ARAYA, M. C. G.; CARIGNANO, C. **Tomada de decisões em cenários complexos.** São Paulo: Pioneira Thompson Learning, 2004.

GOODWIN, P.; WRIGHT, G. **Decision analysis for management judgment.** 2. ed. England: John Wiley & Sons, 1998.

HESSBURG, P. F. et al. Landscape evaluation for restoration planning on the Okanogan-Wenatchee national forest, USA. **Proceedings of the Institution of Civil Engineer – Engineering Sustainability**, London, v. 5, n. 3, p. 805-840, 2013.

HUMPHRIES, H. C.; BOURGERON, P. S.; REYNOLDS, K. M. Suitability for conservation as a criterion in regional conservation network selection. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 17, n. 3, p. 467-492, Mar. 2008.

KARAMI, E. A. Appropriateness of farmer's adoption of irrigation methods: the application of the AHP model. **Agricultural Systems**, Essex, v. 87, n. 1, p. 101-119, Jan. 2006.

KIKER, G. A. et al. Application of multicriteria decision analysis in environmental decision making. **Integrated Environmental Assessment and Management**, Pensacola, v. 1, n. 2, p. 95-108, Apr. 2005.

KUMMER, O. P. **Identificação de áreas prioritárias para a conservação dos recursos hídricos, utilizando sistemas de suporte à decisão, na bacia do rio Teles Pires – MT.** 2009. 91 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2009.

LI, X.; MIN, M.; TAN, C. The functional assessment of agricultural ecosystems in Hubei Province, China. **Ecological Modelling**, China, v. 187, n. 2-3, p. 352-360, Sept. 2005.

LOOTSMA, F. A. **Multi-criteria decision analysis via ratio and difference judgment.** Kluwer: Academic Publishers, 1999.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, London, v. 405, n. 6766, p. 243-253, Jan. 2000.

MARGULES, C. R.; SARKAR, S. **Systematic conservation planning.** Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

MELLO, C. R. et al. Recursos hídricos. In: SCOLFORO, J. R. S.; CARVALHO, L. M. T.; OLIVEIRA, A. D. **Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais: componentes geofísicos e biótico.** Lavras: Editora UFLA, 2008. v. 1, p. 103-135.

NANTEL, P. et al. Selection of areas for protecting rare plants with integration of land use conflicts: a case study for the west coast of Newfoundland, Canada. **Biological Conservation**, Essex, v. 84, n. 3, p. 223-234, June 1998.

PEREIRA, S. E. M. **Uso de sistemas de suporte à decisão espacial como subsídio ao planejamento territorial: aplicação ao zoneamento ecológico-econômico.** 2006. 107 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Computação) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

POTTER, W. D. et al. Using DCOM to support interoperability in forest ecosystem management decision support systems. **Computers and Electronics in Agriculture**, New York, v. 27, n. 1-3, p. 195-226, June 2000.

PRESSEY, R. L.; POSSINGHAN, H. P.; MARGULES, C. R. Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much? **Biological Conservation**, Essex, v. 76, n. 3, p. 259-267, 1996.

RAUSCHER, H. M.; et al. A practical decision-analysis process for forest ecosystem management. **Computer and Electronics in Agriculture**, New York, v. 27, n. 1-3, p. 195-226, June 2000.

REYNOLDS, K. M. **EMDS users guide (version 2.0)**: knowledge-based decision support for ecological assessment. Portland: Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1999. Disponível em: <<http://www.fsl.orst.edu/emds/>>. Acesso: 28 maio 2013.

REYNOLDS, K. M. et al. National fuel-treatment budgeting in US federal agencies: capturing opportunities for transparent decision-making. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 258, n. 11, p. 2373-2381, Nov. 2009.

REYNOLDS, K. M. Integrated decision support for sustainable forest management in the United States: facts or fiction? **Computers and Electronics in Agriculture**, New York, v. 49, n. 1, p. 6-23, Oct. 2005.

REYNOLDS, K. M.; RODRIGUEZ, S.; BEVANS, K. **User guide for the ecosystem management decision support system**: version 3.0. Redlands: Environmental System Research Institute, 2003.

SAATY, T. L. **Fundamentals of decision making and priority theory with the analytical hierarchy process**. Pittsburgh: RWS Publications, 1994.

SAATY, T. L. **The analytical hierarchy process: planning, priority setting, resource allocation.** New York: McGraw-Hill, 1980.

SCHMOLDT, D. L. et al. **The analytic hierarchy process in natural resource and environmental decision making.** Amsterdam: Kluwer. 2001.

SHIAU, Y. et al. **Use questionnaire and AHP techniques to develop subcontractor selection system.** China: Chung Hua University, 2002.
Disponível em: <<http://fire.nist.gov/bfrlpubs/build02/PDF/b02143.pdf>>. Acesso em: 03 jun. 2013.

STEIGUER, J. E. et al. **Multi-criteria decision models for forestry and natural resources management: an annotated bibliography.** Washington: Department of Agriculture, 2003.

STOLLE, L. **Simulação e espacialização da fragilidade ambiental em relação às atividades florestais.** 2008. 91 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

THOMAZ, E. L. Avaliação de interceptação e precipitação interna em capoeira e em floresta secundária-Guarapuava-PR. **Revista Geografia**, Ourinhos, v. 14, n. 1, p. 47-60, jan./jun. 2005.

TRAN, L. et al. Environmental assessment fuzzy decision analysis for integrated environmental vulnerability assessment of the mid-atlantic region. **Environmental Management**, New York, v. 29, n. 6, p. 845-859, 2002.

TRINDADE-FILHO, J.; LOYOLA, R. D. O uso de grupos indicadores como atalho para a conservação da biodiversidade. **Revista de Biologia Neotropical**, Goiânia, v. 7, n. 2, p. 27-38, 2010.

VAN LANGEVELDE, F. et al. Competing land use in the reserve site selection problem. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 15, n. 3, p. 243-256, Apr. 2000.

VIEIRA, P. M. S.; STUDART, T. M. C. Proposta metodológica para o desenvolvimento de um índice de sustentabilidade hidro-ambiental de áreas serranas no semiárido brasileiro: estudo de caso: Maciço de Baturité, Ceará. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 14, n. 4, p. 125-136, out./dez. 2009.

VIOLA, M. R. **Simulação hidrológica na cabeceira da bacia hidrográfica do rio Grande de cenários de usos do solo e mudanças climáticas A1B**. 2011. 286 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

WESSELS, K. J.; REYERS, B.; VAN JAARVELD, A. S. Incorporating land cover information into regional biodiversity assessments in South Africa. **Animal Conservation**, Cambridge, v. 3, n. 1, p. 67-79, Feb. 2000.

ZAHEDI, F. The analytic hierarchy process: a survey of the method and its applications. **Interfaces**, Providence, v. 16, n. 4, p. 96-108, July/Aug. 1986.