Kátia Cristina Bortoletto
Bacharel em Geografia

**Aplicação de SIG na estimativa da produção de sedimentos por erosão
laminar em microbacias hidrográficas com floresta plantada e com floresta
natural**

Orientador:
Prof. Dr. **WALTER DE PAULA LIMA**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em
Recursos Florestais, com opção em Conservação de
Ecossistemas Florestais.

**Piracicaba
2005**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP

Bortoletto, Kátia Cristina

Aplicação de SIG na estimativa da produção de sedimentos por erosão laminar em microbacias hidrográficas com floresta plantada e com floresta natural / Kátia Cristina Bortoletto. -- Piracicaba, 2005.

78 p. : il.

Dissertação (Mestrado) -- Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2005.

1. Bacia hidrográfica 2. Erosão 3. Floresta 4. Proteção ambiental 5. Sedimentologia
Sistema de informação geográfica I. Título

CDD 551.483

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

DEDICATÓRIA

A DEUS
pela vida

À minha mãe,
pela dedicação.

Às minhas filhas Cheyenne e Lummi,
meus tesouros.

Aos meus irmãos Marcelo e Júnior e aos meus tios Rose, Francisco, Marilene , Lisa e Idinha e às primas, em especial, Daniela
que sempre me apoiaram, me ajudaram e torceram pelo meu sucesso.

Agradecimentos

Ao Prof. Dr. Walter de Paula Lima por orientar este trabalho com dedicação e muita paciência e profissionalismo.

Ao Dr. Fernando Frosini de Barros Ferraz pelas sugestões e incentivo durante a realização deste trabalho.

À Maria José Brito Zákia, pelas discussões realizadas durante este estudo e pelo seu bom humor que alegrava o ambiente de trabalho.

À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa de mestrado.

Aos meus grandes amigos do Laboratório de Hidrologia Florestal da ESALQ/USP que contribuíram diretamente para a realização deste estudo, Carla Câmara, Carolina Rodrigues, Cláudia Moster, Júlio Mason, Marco Aurélio Freitas, Maureen Voigtlaender e Paula Menghini.

A todos os colegas de pós-graduação.

À Ferro Gusa Carajás, pelas informações prestadas e apoio no trabalho de campo.

Ao Departamento de Ciências Florestais da ESALQ/USP pela oportunidade de realização de mestrado.

A todos aqueles que contribuíram para a realização deste trabalho muito obrigada!!!!!!!.

“Há um gozo intenso na própria fé, assim como há calor na quietude da ave que choca os ovos no seu ninho. E pode haver tanta vida na semente, e tanta fé nas mãos do semeador, que é um milagre sublime que grãos espalhados há milênios, embora sem germinar, ainda não morreram. E se outros hão de colher do que semeamos hoje, estamos colhendo por outro lado do que semearam antes de nós. É assim que o mundo caminha, é esta a corrente da vida.”

Raduan Nassar
(in Lavoura Arcaica)

SUMÁRIO

RESUMO.....	9
ABSTRACT.....	10
1 INTRODUÇÃO.....	11
2 DESENVOLVIMENTO.....	13
2.1 Revisão Bibliográfica.....	13
2.1.1 Gênese e erosão dos solos.....	13
2.1.2 Sedimentos em suspensão.....	16
2.1.3 Amostragem de sedimentos em suspensão.....	19
2.1.4 Indicadores hidrológicos.....	20
2.1.5 Modelos de perdas de solo.....	22
2.1.6 Sistemas de informação geográfica.....	25
2.2 Material e métodos.....	27
2.2.1 Área de estudo.....	27
2.2.2 Descrição das coletas de dados.....	29
2.2.3 Dados amostrados.....	30
2.2.3.1 Fluxo anual específico.....	31
2.2.4 Dados estimados.....	32
2.2.4.1 Geração de planos de informação para a estimativa da produção de sedimentos por erosão laminar em microbacias hidrográficas.....	32
2.2.4.2 Plano de informação precipitação.....	32

2.2.4.3	Plano de informação solo.....	33
2.2.4.4	Plano de informação relevo.....	35
2.2.4.5	Plano de informação cobertura florestal.....	37
2.2.4.6	Plano de informação paisagem.....	39
2.2.4.7	Estimativa da produção de sedimentos por erosão laminar em microbacias hidrográficas.....	40
2.3	Resultados e discussão.....	41
2.3.1	Dados amostrados.....	41
2.3.1.1	Fluxo anual específico amostrado na microbacia com floresta natural.....	41
2.3.1.2	Fluxo anual específico amostrado na microbacia com floresta plantada.....	42
2.3.2	Dados estimados.....	42
2.3.2.1	Plano de informação precipitação.....	42
2.3.2.2	Plano de informação solo.....	43
2.3.2.3	Plano de informação relevo.....	43
2.3.2.4	Declividade da microbacia com floresta natural.....	45
2.3.2.5	Declividade da microbacia com floresta plantada.....	47
2.3.2.6	Aspecto da microbacia com floresta natural.....	49
2.3.2.7	Aspecto da microbacia com floresta plantada.....	51

2.3.2.8	Índice topográfico da microbacia com floresta natural.....	53
2.3.2.9	Índice topográfico da microbacia com floresta plantada.....	55
2.3.2.10	Plano de informação cobertura florestal.....	57
2.3.2.11	Plano de informação indicadores estruturais da paisagem.....	57
2.4	Resultados da modelagem da produção de sedimentos por erosão laminar na microbacia com floresta natural.....	63
2.5	Resultados da modelagem da produção de sedimentos por erosão laminar na microbacia com floresta plantada.....	65
2.6	Determinação do fluxo anual específico estimado na microbacia com floresta natural.....	67
2.7	Determinação do fluxo anual específico estimado na microbacia com floresta plantada.....	68
3	CONCLUSÕES.....	69
	REFERÊNCIAS.....	70
	ANEXOS.....	76

RESUMO

Aplicação de SIG na estimativa da produção de sedimentos por erosão laminar em microbacias hidrográficas com floresta plantada e com floresta natural

O presente estudo propôs estimar a produção de sedimentos por erosão laminar em duas microbacias hidrográficas localizadas na região do município de Imperatriz - MA, uma com floresta natural e uma com floresta plantada, baseando-se em características topográficas, climáticas, pedológicas, uso da terra e da paisagem, utilizando Sistemas de Informação Geográfica (SIG). A base metodológica segue a proposta por Ferraz (2002) que desenvolveu um método para determinar áreas produtoras de sedimentos na bacia do rio Piracicaba - SP. O que se pretendeu com o estudo foi ajustar esse método para a escala de bacias de menor tamanho (microbacias). A microbacia com floresta natural apresenta regime de vazão perene com vazão média de $2,65 \text{ L s}^{-1}$, onde 75 % de sua área está coberta por vegetação natural em relevo formado por colinas de declive suave a acentuado. A microbacia com floresta plantada apresenta regime de vazão intermitente com vazão média de $0,07 \text{ L s}^{-1}$, está coberta por floresta de eucalipto em 89 % de sua área total em uma área formada por colinas de declive suave a plano. Como resultado, o fluxo anual específico estimado na microbacia com floresta natural considerando três anos hídricos foi, respectivamente, ($200,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, $185,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $155,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e na microbacia com floresta plantada foi, respectivamente, ($5,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, $5,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $6,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). O fluxo anual específico amostrado em base mensal nas microbacias com floresta natural e com floresta plantada foi, para os três anos hídricos estudados, respectivamente, ($11,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, $17,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $11,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e ($0,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, $1,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $0,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). O índice topográfico teve grande influência na geração de produção de sedimentos por erosão laminar. A microbacia com floresta natural apresentou índice topográfico de 0 a 20,9 e a microbacia com floresta plantada índice topográfico de 0 a 2,6. Ambas microbacias apresentaram índice de erosividade da chuva baixo e mesmo índice de proteção do solo e de erodibilidade do solo. Os índices médios de indicadores estruturais da paisagem foram (0,02 e 0,03), respectivamente, para as microbacias com floresta natural e floresta plantada. Os dados estimados da produção de sedimentos por erosão laminar de cada vertente da microbacia com floresta plantada foi de ($0,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ a $1,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e de ($0,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ a $4,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) para a microbacia com floresta natural. O modelo superestimou os dados amostrados da produção de sedimentos por erosão laminar. Contudo, os dados amostrados representam uma amostra mensal de sedimentos em suspensão e podem ter sido subestimados. O desenvolvimento de indicadores estruturais da paisagem com o uso de SIG e de trabalho de campo foram fundamentais para aferir sobre as mudanças ocorridas na unidade da paisagem. O modelo de estimativa de produção de sedimentos em suspensão em microbacias hidrográficas mostrou-se adequado para a escala de microbacias hidrográficas.

Palavras-chave: microbacia hidrográfica; eucalipto, floresta natural, erosão laminar; SIG

ABSTRACT

Application of GIS for the estimation of sediment yield by laminar erosion in catchment covered with natural forest and Eucalyptus

The objective of this study was to estimate sediment yield by laminar erosion in catchments covered by natural forest and Eucalyptus, using the topographic characteristic, climate, soils, land use and landscape parameters using GIS. The study was carried out in the Municipality of Imperatriz, State of Maranhão. The catchment covered with natural forest has perennial flow, with average flow rate of $2,65 \text{ L s}^{-1}$, with about 75 % of it area covered with natural forest, located in a soft to rough relief. The catchment covered with Eucalyptus has intermittent flow with an average flow rate of $0,07 \text{ L s}^{-1}$, with about 89 % of it area covered with Eucalyptus located in a soft to plain relief. As a result, the estimated specific annual flow in the catchment covered by natural forest and Eucalyptus were, respectively, ($200,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, $185,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ and $155,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) and ($5,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, $5,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ and $6,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$). The measured specific annual flow based in monthly sampling in the catchment covered with natural forest and Eucalyptus were, respectively, ($11,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, $17,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ and $11,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) and ($0,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, $1,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ and $0,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$). The catchment covered with natural forest had a LS factor between 0 to 20,9 and the catchment covered by Eucalyptus between 0 to 2,6. Both catchments had a low erosivity index and equal soil erodibility and equal land use index. The landscape structures indicators indexes were (0,02 and 0,03) for catchment covered with natural forest and Eucalyptus, respectively. The estimated sediments yield by laminar erosion by elementary hillslope were ($0,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ - $1,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) for the Eucalyptus and ($0,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ - $4,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) for catchment covered by natural forest. However, the measured data represent monthly sampling of suspended sediment yield, which can be measured subestimated. The developed landscape structures indicators index using GIS and field method were fundamental to survey the changes in landscape. The model showed to be adequate for the estimation of sediment yield in catchment scale.

KeyWords: catchment; Eucalyptus , forest, laminar erosion; GIS

1 INTRODUÇÃO

Moldan e Cerny (1994) definem a microbacia hidrográfica como sendo a menor unidade sistêmica da paisagem. Nela, os processos naturais, como o ciclo da água, o ciclo biogeoquímico, a erosão e o transporte dos materiais erodidos podem ser estudados de forma sistêmica.

A microbacia é a escala de trabalho deste estudo, a qual foi representada em Sistemas de Informação Geográfica (SIG) gerando um detalhado estudo da mesma, permitindo identificar as características gerais dessa unidade da paisagem, possibilitando assim, um estudo das áreas produtoras de sedimentos finos em suspensão causados pela erosão laminar.

O fenômeno da erosão laminar ocorre com o desprendimento e o arraste das partículas da camada superior do solo causado pelo impacto direto da gota da chuva sobre um solo desprovido de vegetação.

A natureza dos sedimentos em suspensão presentes na água vai depender de fatores tais como a cobertura vegetal, geologia, solo, relevo, área da bacia, clima e velocidade de escoamento. O uso da terra na microbacia, incluindo o desmatamento, a agricultura e também obras de engenharia (estradas, reservatórios, práticas de conservação do solo, entre outros) afetam a concentração e a distribuição de sedimentos em suspensão (MOLDAN; CERNY, 1994).

Os sedimentos finos em suspensão são indicadores da perpetuação dos processos hidrológicos na microbacia. As perdas de solo na microbacia indicam perdas de nutrientes e conseqüentes diminuições do potencial produtivo do solo ao longo do tempo, alteração no regime de vazão devido ao aumento do escoamento superficial e alteração da produção de fitoplâncton em função do aumento de turbidez e conseqüente diminuição da entrada de luz curso d'água. O monitoramento desses indicadores pode fornecer indicações a respeito de mudanças desejáveis ou indesejáveis que estejam ocorrendo com os recursos hídricos como conseqüência de práticas de manejo.

O Projeto CNPQ CT-HIDRO (2002 a 2004), com o título de “Manutenção da saúde ambiental das microbacias hidrográficas como fator chave para a conservação dos recursos hídricos”, do Laboratório de Hidrologia Florestal da ESALQ - USP, teve, entre outros objetivos: a) a obtenção de indicadores de sustentabilidade hidrológica de 6 microbacias hidrográficas em

diferentes regiões do Brasil, pertencentes a diferentes biomas brasileiros, por meio de análises qualitativas, quantitativas, morfométricas e simulações hidrológicas, que possam ser usados para o monitoramento do manejo sustentável; b) o desenvolvimento de uma metodologia para a indicação de identificadores biológicos do ecossistema aquático visando o monitoramento ambiental do manejo sustentável; c) a comparação da qualidade e das especificidades desses indicadores para as condições edafoclimáticas escolhidas para esse estudo.

O presente estudo é parte integrante do citado projeto, e teve como área de trabalho duas microbacias hidrográficas com coberturas florestais distintas, localizadas no município de Imperatriz - MA.

A base metodológica segue a proposta por Ferraz (2002), que desenvolveu um método para determinar áreas produtoras de sedimentos na bacia do rio Piracicaba - SP. Os dados de entrada utilizados pelo autor para o desenvolvimento do modelo descrevem o estado da cobertura vegetal, do solo, do relevo e do clima da bacia hidrográfica estudada, podendo ser cruzados e analisados espacialmente com a utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIG). O que se pretendeu com o estudo foi ajustar esse método para a escala de bacias de menor tamanho (microbacias).

Além das informações físicas e climáticas da área de estudo, desenvolveu-se a partir de dados qualitativos da mesma, com base no trabalho desenvolvido por Gaspar e Fidalgo (2002), os índices indicadores estruturais da paisagem (IEP), os quais foram inseridos no modelo de estimativa de produção de sedimentos por erosão laminar e possibilitaram o estudo da influência do manejo sobre a paisagem.

O trabalho se justifica pela importância de estudos voltados para a modelagem das microbacias hidrográficas, sendo os sedimentos finos em suspensão indicadores da ocorrência de erosão laminar e de possível comprometimento do funcionamento hidrológico da microbacia.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 Revisão Bibliográfica

2.1.1 Gênese e erosão dos solos

De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (1990), o solo é composto por partículas de rochas em diferentes estágios de desagregação, água e substâncias químicas em dissolução, ar, organismos vivos e matéria orgânica em decomposição. O material de origem, o clima, a atividade biológica, a topografia e o tempo são os elementos que atuam na desintegração e alteração das rochas e dos minerais, isto é, são os agentes formadores do solo.

O processo de formação, especificamente do argissolo, por ser representativo da área de estudo, consiste na translocação de argila silicata (caulinita, mica hidratada, montmorilonita) do horizonte A para o horizonte B, onde se deposita nas superfícies dos agregados, formando a cerosidade. Apresenta maior teor de argila no horizonte B do que no A e, às vezes, um gradiente textural muito elevado. Os solos que apresentam esse gradiente textural (Bt) dispõem de menor profundidade para o desenvolvimento radicular e possuem acúmulo de argila no horizonte B, tornando-os menos permeáveis e mais susceptíveis à erosão (GONÇALVES; STAPE, 2002).

Quando os argissolos apresentam maior teor de argila no horizonte subsuperficial e estão localizados em áreas de maior declive, favorecem o escoamento lateral da água, e conseqüentemente a remoção das partículas do interior do solo, podendo levar a erosão interna (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990).

Os solos com alta porcentagem de argila apresentam alta capacidade de retenção hídrica, pouca aeração e baixa produtividade; entretanto para argilosos que apresentam boa agregação e presença de macroporos, a produtividade é maior (LEPSCH, 2002).

Segundo Brady (1976) e Lepsch (2002) a matéria orgânica é o agente principal de estímulo à granulação do solo e tem grande importância na modificação dos efeitos da argila. Certas substâncias provenientes da decomposição dos restos orgânicos do solo funcionam como

cimentos na formação dos seus agregados, melhorando consideravelmente a permeabilidade, a porosidade e a retenção hídrica.

Segundo Llano e Criado (1978), de maneira indireta a vegetação e a serrapilheira melhoram a estrutura do solo por meio da incorporação de matéria orgânica, sendo que para solos argilosos melhora a permeabilidade e aumenta a infiltração.

A perda de porosidade do solo está associada à redução do teor de matéria orgânica, à compactação e ao efeito do impacto das gotas de chuva, que causam uma diminuição no tamanho dos agregados maiores e, conseqüentemente, reduzem o tamanho dos poros (LIBARDI, 2005).

No caso dos solos arenosos há um predomínio de macroporos e estes solos apresentam permeabilidade alta ou rápida, ao passo que ela é baixa ou lenta nos solos argilosos e compactos. Ela também não é a mesma em todos os horizontes, por isso, é comum encontrar solos cuja permeabilidade é alta no horizonte A e baixa no horizonte B (INSTITUTO CAMPINEIRO DE ENSINO AGRÍCOLA, 1973).

De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (1990) e Lepsch (2002) o processo erosivo ocorre em função do processo de desprendimento e de arraste acelerado de partículas do solo, causado pela ação da água e pela ação do vento. No Brasil, a erosão pela ação da água ou erosão hídrica é a mais importante.

A erosão hídrica é ocasionada pelo impacto direto das gotas de chuva no solo e pelas águas que escorrem na sua superfície. Para um solo desprovido de vegetação, o primeiro passo para a erosão é o impacto direto das gotas da chuva que provocam forte desagregação das partículas de solo. Porém, se a superfície do solo está revestida com floresta, a copa das árvores absorve a maior parte da energia cinética das gotas de chuva e o manto florestal amortece o impacto das gotas oriundas das copas até a superfície do terreno (LEPSCH, 2002).

O processo e a intensidade de erosão dependem, principalmente, das condições climáticas, das características topográficas do terreno (declividade, extensão e forma da encosta), do tipo de vegetação, da cobertura de resíduos vegetais sobre o solo e dos seus atributos, como cor, textura, estrutura e consistência. Os índices pluviométricos (quantidade, distribuição e intensidade) estão entre os fatores que mais contribuem para aumentar o potencial de erosão. A cobertura vegetal e a camada de resíduos vegetais acumulados evitam o desencadeamento do processo erosivo, contribuindo para a redução da velocidade da enxurrada (GONÇALVES; STAPE, 2002).

Para Llano e Criado (1978); Lima (2001); Ranzini e Lima (2002); Gonçalves et al., (2003); Gonçalves e Stape, (2002), a vegetação defende o solo contra a erosão de diversas maneiras: amortece o choque das gotas da água da chuva quando chega ao solo, oferece resistência ao movimento da água e diminui a sua velocidade de escoamento superficial rápido. Sendo assim, a vegetação controla a erosão, conservando o solo e regulando o regime de vazão dos rios.

As partículas do solo, quando desagregadas, são facilmente carregadas pelas águas que escorrem na superfície e o solo pode ser desgastado, dependendo da maior ou menor suscetibilidade à erosão do horizonte por sobre o qual a água escoar. O silte, a argila e a matéria orgânica são mais facilmente carregados pelas águas devido ao tamanho de suas partículas (diâmetro de 0,05 mm a $< 0,002$ mm) e ao seu pequeno peso. Quando a remoção dessas partículas ocorre na forma de finas lâminas de solo é denominada erosão laminar, evoluindo para erosão em sulcos. Quando as medidas de controle de enxurrada não são adotadas, estas podem se transformar em voçoroca, quando o solo é desgastado pelo escoamento da água superficial e subterrânea (LEPSCH, 2002).

A suscetibilidade do solo à erosão é medida pelo índice de erodibilidade do solo, cuja determinação depende da combinação de parâmetros individuais de cada solo, em especial, aqueles que determinam a velocidade de infiltração da água no perfil e aqueles que determinam a resistência à dispersão e ao arraste de partículas durante um evento (WISCHMEIER; MANNERING, 1969 ; BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990 ; FERRAZ, 2002 ; SANTOS et al., 2002).

O método mais conhecido para estimativa do índice de erodibilidade do solo é o nomograma proposto por Wischmeier et al., (1971). Na elaboração desse modelo foram incluídos predominantemente solos de textura média do oeste dos EUA. Assim, sua aplicação se torna problemática para solos que se afastam dessas condições. Por isso, para as regiões tropicais, tem sido frequentemente observada a inadequação do método nomográfico para as condições brasileiras.

Bertoni e Lombardi Neto (1990) definiram os valores da velocidade de escoamento superficial rápido em função da cobertura vegetal de encosta. Os autores verificaram que a velocidade de escoamento rápido em áreas de culturas anuais foi maior em relação à floresta em todos os níveis de declividade. O coeficiente de escoamento foi maior em áreas com declive

entre 10 a 30%, em especial, áreas com culturas anuais e apresentou baixo coeficiente nas áreas de floresta.

A elaboração de mapas de declividade é extremamente importante no que diz respeito à identificação de áreas potenciais dos processos erosivos e de avaliação de planejamento de uso da terra (FUJIHARA, 2002).

A declividade influi diretamente na velocidade do escoamento superficial rápido e no aumento do poder desagregador e de arraste das partículas do solo. Em áreas mais planas, o excedente hídrico pode acumular-se sobre o solo, dificultando o escoamento, podendo ocasionar danos físicos, como a saturação de água no solo por longo período e maior facilidade de compactação do solo (GONÇALVES; STAPE, 2002).

2.1.2 Sedimentos em suspensão

Segundo FAO Corporate Document (1997) os sedimentos em suspensão englobam os sedimentos finos que se movem completamente em suspensão e os sedimentos grosseiros transportadas no leito do canal.

A origem dos sedimentos em suspensão presentes na água depende dos fatores relacionados à cobertura vegetal, à geologia, ao solo, ao relevo, à área da bacia, ao clima e à velocidade de escoamento. Dentre estes fatores, o uso da terra na microbacia tem grande influência sobre a variação da concentração e da distribuição de sedimentos em suspensão (MOLDAN; CERNY, 1994).

Balci et al. (1986) quantificaram a carga anual de sedimentos em suspensão de duas microbacias experimentais com floresta natural localizadas na Turquia, uma menor com área de 71,9 ha, declividade de 10% e densidade de drenagem de $3,6 \text{ km km}^{-2}$ e uma maior (77,5 ha, 14% e $3,8 \text{ km km}^{-2}$, respectivamente). As amostras foram coletadas semanalmente em garrafas localizadas no vertedor, e amostras adicionais foram feitas durante eventos chuvosos. A concentração média de sedimentos em suspensão variou de 10 mg L^{-1} para 60 mg L^{-1} em ambas microbacias. Das 100 medições individuais realizadas em cada microbacia, verificou-se uma forte correlação entre carga de sedimentos em suspensão e vazão. O total de perdas de solo nas

microbacias foi de $67,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a microbacia de menor área e $79,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a de maior área.

Ranzini e Lima (2002) estudaram as perdas de solo de duas microbacias hidrográficas adjacentes com plantio de eucalipto. De acordo com os autores, uma das microbacias (A) possui condições mais permeáveis, pois não foi observado nenhum gradiente textural acentuado. A outra microbacia (B) mostra um hidrograma rápido com pico de vazão maior, característica de um substrato de baixa permeabilidade, que foi ratificado pelo levantamento de solos que apresentou gradiente textural acentuado. A produção de sedimentos em suspensão foi 2,5 vezes maior na microbacia B ($76,747 \text{ kg ha}^{-1}$) do que na microbacia A ($30,708 \text{ kg ha}^{-1}$).

Arcova et al. (2002) monitoraram por dois anos as concentrações mensais de sedimentos em suspensão dos rios Paraibuna (SP) e Paraitinga (SP). As concentrações de sedimentos em suspensão no rio Paraitinga apresentaram valor máximo de 150 mg L^{-1} . Nessa bacia predomina o uso de pastagens sem práticas de manejo, o que favorece o surgimento de áreas susceptíveis à erosão laminar e ao escorregamento de solo em função do pisoteio de gado. Segundo os autores, as condições de uso e ocupação da terra estão entre os principais fatores que alteram a taxa de concentração de sedimentos em suspensão. Na bacia do rio Paraibuna onde o índice pluviométrico é maior e possui solos susceptíveis à erosão, a concentração de sedimentos em suspensão foi $<50 \text{ mg L}^{-1}$. Segundo os autores a ação da cobertura florestal e da serrapilheira contribuíram para minimizar a erosão superficial.

Em estudos realizados no rio Leadon, na Inglaterra, em microbacias predominantemente agrícolas, a contribuição média total das fontes de sedimentos em suspensão foi de: 13,6% da camada de solo cultivável, 13,8% da camada de solo com pastagem, 34,8% da camada subsuperficial, 7,9% do canal de erosão e 29,9% das estradas (GRUSZOWISKI et al, 2003). Segundo esses autores as estradas são importantes fontes secundárias de sedimentos em suspensão e alteram o percurso dos sedimentos transportados, principalmente os derivados das camadas superiores do solo das áreas agricultáveis.

Normalmente, as bacias hidrográficas de tamanho grande localizadas em regiões tropicais e equatoriais, não apresentam correlações simples entre a carga em suspensão e vazão, ocorrendo, muitas vezes, defasagens entre as distribuições dos valores de concentração de sedimentos em suspensão e os valores medidos de vazão (MORTATTI; PROBST, 1998)

Em grandes rios a concentração de sedimentos varia de 100 a 1000 mg L⁻¹, com uma média global ao redor de 360 mg L⁻¹ (MOLDAN; CERNY, 1994).

Kattan et al. (1987) ao analisarem as características hidrológicas e geoquímicas do Rio Senegal observaram que a concentração de sedimentos em suspensão aumentava antes do pico da recarga, isto é, o aumento ocorria com o primeiro escoamento e atingia o seu máximo após três meses. As médias mensais de concentração de sedimentos encontrados foram de 5,6 mg L⁻¹ a 720 mg L⁻¹ e a maior concentração observada foi durante o ano mais seco. A contribuição dos sedimentos via erosão laminar foi de 50 a 80%, enquanto a erosão linear foi < 20%.

Câmara (2004), para as mesmas microbacias do presente estudo (Imperatriz – MA), considerando o período de 1997 a 2002, verificou que os valores da variável concentração de sedimentos não se mostraram proporcionais ao aumento ou diminuição da vazão, no caso da microbacia com eucalipto. A microbacia apresentou também valores elevados de concentração de sedimentos em suspensão, podendo esta variável ser associada à presença de matéria orgânica no leito do rio. Entretanto, na microbacia com floresta natural não foi observada nenhuma correlação significativa entre as variáveis, indicando um funcionamento hidrológico bastante estável, com baixa resposta aos eventos de chuva.

A mesma situação ocorreu no caso da microbacia localizada em Itatinga (SP) analisada por Câmara (2004) para o período de 1991 a 1997. A correlação entre a variável concentração de sedimentos e deflúvio mostrou-se negativa no período anterior a colheita e não houve correlação significativa no 1º ano após o corte da floresta. Segundo a autora, a microbacia apresenta características semelhantes a uma floresta natural, em especial, boa cobertura florestal com espessa serrapilheira, composição florística característica de zona ripária, que proporciona estabilidade às margens, além de material orgânico composto por folhas e galhos. Esta situação proporciona grande proteção ao curso d'água em relação à entrada de sedimentos provenientes da erosão e pode ter garantido uma proporção significativa de sedimentos orgânicos em relação ao total de sedimentos em suspensão. A autora salienta ainda que a redução na concentração de sedimentos em suspensão com a redução do deflúvio pode estar relacionada com esta fração orgânica.

Segundo Câmara (1999) os sedimentos em suspensão não representam somente as perdas de solo, mas interferem na sua fertilidade e limitam a entrada de luz no curso d'água

devido a turbidez causada por essas partículas em suspensão, alterando a produção de fitoplâncton, essencial para a alimentação de diversas espécies.

2.1.3 Amostragem de sedimentos em suspensão

Segundo Mortatti e Probst (1998) o fluxo de material particulado em suspensão medido junto à foz de uma bacia, em um determinado instante, é o resultado conjunto dos mecanismos de erosão e sedimentação que afetam a bacia de drenagem.

A medição do material particulado em suspensão em rios representa uma tarefa delicada de ser realizada, em função da concentração do material particulado poder variar consideravelmente de uma margem à outra do rio. As amostragens podem ser feitas tanto no meio do rio como próximas às margens, em superfície ou perto do fundo, dificultando ainda mais a representatividade da amostragem. Dependendo da largura, a seção do rio pode ser dividida em vários perfis, contribuindo para uma melhor representatividade das amostras (MORTATTI; PROBST, 1998).

Em função dos sedimentos se moverem na mesma velocidade da água e serem transportados por fluxo ou por rolamento junto ao leito do rio, os mesmos podem apresentar uma distribuição variável na direção vertical da coluna d'água. Conseqüentemente, em amostragens realizadas próximas ao leito do rio, partículas maiores seriam amostradas, enquanto para amostragens realizadas junto à superfície, partículas mais finas predominariam.

Para resolver esse tipo de problema, Nordin et al. (1983) desenvolveram uma metodologia, na qual se emprega um sistema de guincho hidráulico de velocidade variável, que sustenta uma garrafa amostradora com um bico para a entrada da amostra, mantido por um lastro metálico. A velocidade de entrada do material amostrado deve ser próxima à velocidade da corrente do rio e a velocidade de descida do amostrador deve ser constante e de acordo com o tipo de bico utilizado na amostragem (Fig. 1).

Figura 1 - Sistema amostrador de sedimentos em suspensão, com integração em profundidade, mostrando o guincho hidráulico (A), lastro de ferro (B) e garrafa amostradora (C). (MORTATTI; PROBST,1998)

Para rios de pequeno e médio porte normalmente são utilizados amostradores pontuais, os quais permitem amostrar várias vezes um mesmo local. Existem vários tipos desses amostradores pontuais, com destaque para os citados por Guy e Norman (1970) do Serviço Geológico dos Estados Unidos da América (USGS). Para uma maior representatividade, as amostragens devem ser conduzidas no eixo da corrente, numa posição característica de 60 % da profundidade local, ou então em duas profundidades correspondendo à 20 e 80 % (MORTATTI; PROBST, 1998).

Em rios de pequeno porte os sedimentos em suspensão são predominantemente transportados durante os períodos de picos de vazão, sendo de grande importância uma amostragem representativa destes períodos, juntamente com a medição do deflúvio. Dessa forma, uma amostragem vertical simples pode ser usada na porção mediana de sua seção transversal, ou no ponto mais fundo do canal. Quando o riacho é maior e não se dispõe de informações adequadas de sua velocidade e da distribuição dos sedimentos em suspensão, deve-se usar quatro ou mais amostragens verticais em várias subseções de mesma largura na porção mediana da seção transversal do canal (MOLDAN ; CERNY, 1994).

2.1.4 Indicadores hidrológicos

He et al. (2000) afirmam que o desenvolvimento de indicadores ecológicos, os quais descrevem a condição e a saúde das bacias hidrográficas, é essencial para a proteção e a sustentabilidade dos recursos naturais. Estes indicadores auxiliam na compreensão das mudanças que ocorrem na estrutura da paisagem como as mudanças no fluxo de energia e de nutrientes e no número e na composição das espécies. Estas mudanças são oriundas das atividades humanas e têm alterado em muito a estrutura natural de ecossistemas através da conversão das florestas em áreas agricultáveis e em áreas urbanas.

Segundo Lima (1999) a microbacia hidrográfica exerce um papel fundamental na conservação, na restauração e no manejo dos recursos hídricos e por sua vez, o manejo de microbacias hidrográficas, voltado à conservação do solo e da água, torna-se de grande valia para a sustentabilidade delas mesmas e das bacias de maior escala, buscando assim, o desenvolvimento da sustentabilidade hidrológica.

De acordo com Lima (2003) a manutenção da saúde hidrológica da microbacia hidrográfica é o objetivo a ser alcançado ao se fazer uma seleção de indicadores hidrológicos. Os critérios que devem fazer parte dessa seleção compreendem a perpetuação do funcionamento hidrológico da microbacia (quantidade de água, regime de vazão e qualidade da água) e a perpetuação do potencial produtivo do solo ao longo do tempo (biogeoquímica da microbacia) e manutenção da diversidade biológica.

Lima (1996) define a microbacia hidrográfica como sendo aquela cuja área é tão pequena que a sensibilidade às chuvas de alta intensidade e às diferenças de uso do solo não é suprimida pela rede de drenagem. Esta característica peculiar resulta na chamada resposta ou reação hidrológica, entendida como o comportamento da microbacia em relação a uma determinada chuva. Esta resposta indica se a conservação dos processos hidrológicos (regime de vazão, quantidade e qualidade da água) da microbacia está ocorrendo.

Câmara (2004) elaborou uma tabela dos potenciais indicadores hidrológicos para a implementação de um programa de monitoramento ambiental de florestas plantadas na escala da microbacia. Para os três critérios utilizados, manutenção dos processos hidrológicos e da qualidade do manejo florestal, manutenção do potencial produtivo do solo e do equilíbrio dinâmico do ecossistema aquático, o indicador sólido em suspensão está presente. Esta autora elaborou ainda uma tabela com intervalos de confiança estimados para variáveis indicadoras da qualidade do manejo florestal de algumas microbacias, entre elas as localizadas na mesma área de

estudo em Imperatriz – MA. Os intervalos definidos para os indicadores sedimentos em suspensão (mg L^{-1}) para as microbacias com floresta secundária e com floresta plantada localizadas em Imperatriz – MA, foram respectivamente (16,50 – 9,15 e 51,80 – 36,30). A autora salienta, ainda, que para a utilização de tais variáveis é importante o conhecimento da sua relação com o escoamento direto (que engloba a precipitação nos canais, o escoamento superficial e o escoamento subsuperficial), pois em uma microbacia considerada hidrológicamente saudável, o escoamento superficial representa apenas uma reduzida proporção da precipitação média anual.

Segundo o conceito de área variável de afluência desenvolvido por Hewlett e Hibbert (1967), em microbacias com boa cobertura florestal o deflúvio não é produzido ao longo de toda a superfície da microbacia, pois durante um determinado evento e com o prolongamento do mesmo, os terrenos que margeiam a rede de drenagem e também as áreas saturadas ao longo da encosta, tendem a se expandir, devido ao fato de que eles se encontram, normalmente, sempre em condições de saturação, prevalecendo assim, o escoamento superficial de áreas saturadas. Nas porções mais altas da encosta ocorre o processo de escoamento sub-superficial.

Segundo Uhlenbrook et al. (2004), na escala da microbacia todos os processos que definem o movimento lateral da água no perfil do solo ou em áreas saturadas ou insaturadas são controlados primeiramente pela geração do escoamento superficial em vertentes e em áreas próximas ao curso d'água. Portanto, as propriedades do solo e o uso da terra têm grande relevância na geração do escoamento superficial. Por fim, a distribuição espacial da precipitação na escala da microbacia pode ser assumida como sendo mais uniforme do que em bacias maiores.

2.1.5 Modelos de perdas de solo

A equação universal de perdas de solo (EUPS) é a equação de estimativa de erosão mais conhecida e aplicada atualmente. Essa equação foi desenvolvida inicialmente nos EUA pelo “National Runoff and Soil Data Center” por Wischmeier e Smith (1978). É válida para descrever erosão em condições de campo agrícola.

Estudos voltados à estimativa de perdas de solo em microbacias hidrográficas propiciam o entendimento dos fatores que atuam nos processos erosivos e indicam as melhores práticas de manejo (RANIERI, 2000).

Os processos naturais e antropogênicos de entrada, armazenamento, fluxos internos e externos de nutrientes que ocorrem na microbacia podem ser quantificados, constituindo-se num fator de extrema importância para o monitoramento ambiental.

Modelos baseados em sistemas de informação geográfica (SIG) oferecem um alto grau de definição das subunidades espaciais, em número e descrição de detalhe, permitindo analisar o potencial caminho dos processos hidrológicos na escala regional a continental (MAIDMENT, 2003).

Steinhardt e Volk (2003) selecionaram alguns modelos hidrológicos e a aplicabilidade desses para diferentes escalas de trabalho. Para a escala da microbacia hidrográfica, a mesma escala de trabalho do presente estudo, indicou-se a EUPS desenvolvido por Wischmeier e Smith (1978) versões modificadas e o EROSION 2D/3D desenvolvido por Schimdt (1991) e Von Werner (1995).

Santos et al. (1999) estimaram as perdas de solo por erosão hídrica na bacia hidrográfica do rio Ivaí (PR), por meio da EUPS e de SIG e concluíram que as perdas de solo ocorridas no médio e baixo curso da bacia hidrográfica estudada são oriundas de áreas com presença de solos argissolos e/ou agricultura sem proteção do solo e as perdas ocorridas no alto curso por influência do relevo.

Abe et al. (2004) desenvolveram um modelo de avaliação de erosão do solo para uma bacia hidrográfica com base na EUPS e SIG. Os resultados mostraram que o volume de erosão de solo atual, de aproximadamente 120 mil toneladas $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, seria reduzido em até 17 mil toneladas, caso as terras agrícolas, com maior potencial de erosão, fossem convertidas em florestas. Para as áreas de pastagem convertidas em florestas, o volume de erosão seria de 13 mil toneladas.

Amore et al. (2004) estimaram a produção de sedimentos de três bacias hidrográficas na Sicília (Itália) utilizando o modelo EUPS e o modelo WEPP desenvolvido por Flanagan e Nearing (1995). Os autores dividiram as bacias em nove classes de vertentes, levando em consideração seus aspectos geométricos, geológicos e uso da terra para a aplicação dos modelos. Após esta etapa, as vertentes foram subdivididas em três classes de área utilizando o critério

morfológico baseado na topografia local. Com base nos resultados, os autores sugerem que seja feita uma subdivisão mais detalhada da área de estudo, ainda que uma proximidade às condições experimentais (plot), não seja necessária para uma melhor estimativa de erosão do solo. O modelo WEPP estimou com maior proximidade o volume de sedimentos medido em comparação à EUPS.

Özhan et al. (2005) utilizaram a EUPS para determinação do índice proteção do solo (C) e o índice práticas conservacionistas (P) para duas microbacias pareadas com cobertura natural e uma área experimental na Turquia. Os autores combinaram os índices C e P em um mesmo índice (CP) e utilizaram dados coletados por outros autores (USLU, 1971; BALCI et al, 1993) para a estimativa das perdas de solo anual das microbacias e área experimental que foram de 651,84 kg ha⁻¹ ano⁻¹, 620,52 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e 100,2 kg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. As diferenças não foram significativas entre as microbacias. Os índices CP calculados foram entre 0,011 a 0,021. Em função das diferenças de índice topográfico, de cobertura florestal, de tipos de cobertura vegetal e de presença de serrapilheira, os índices CP foram: a) maiores do que os citados na literatura para ecossistema florestal com copa fechada mas diferentes tipos de cobertura vegetal; b) menores quando floresta com copa não fechada. De acordo com os autores, essas diferenças podem ser atribuídas à acumulação de serrapilheira no solo florestal em função da espessura da camada de serrapilheira que protege muito bem o solo florestal atenuando os efeitos da carga de sedimentos na microbacia. Concluem, também, que sob mesma condição de uso da terra e manejo, a quantidade de perdas de solo anual depende do grau de declividade e do comprimento de rampa.

Segundo Metzger (2001) a unidade da paisagem pode ser definida como uma paisagem composta por mosaicos com diferentes usos e coberturas.

Souza et al. (2003) avaliaram as relações entre formas da paisagem e erosão, expressas pela curvatura do terreno e potencial natural de erosão (PNE), por meio de técnicas geoestatísticas. Segundo os autores a variabilidade da erodibilidade comportou-se de forma variada, uma vez que a classe de solo é considerada a mesma em toda a área, e apresentou maior variabilidade na pedoforma côncava. A erodibilidade varia segundo a forma da paisagem e deste modo, deve-se considerá-la como fator relevante para o entendimento dos processos erosivos. Concluem que a erosão não adiciona variabilidade às propriedades do solo na mesma magnitude do relevo e que as formas de paisagem e as perdas de solo são bons indicadores ambientais.

Ferreira et al. (2001) confrontaram os métodos manuais e automáticos na determinação do fator topográfico (LS), da Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS) e concluíram que houve 67% de coincidência entre os métodos confrontados, tornando-se importante uma avaliação das metodologias utilizadas para evitar a simulação de modelos distantes da realidade.

Rocha et al. (1997) apresentaram uma metodologia para determinação do fator comprimento de rampa (L) para a EUPS. Utilizaram a fórmula de Bertoni e Lombardi Neto (1985) para o cálculo do fator topográfico (LS), sendo que para o cálculo do (L) utilizaram o SIG *Idrisi*. Primeiramente, geraram o modelo digital de terreno (MDT) e a partir deste, geraram os mapas de aspecto e de declividade. Após esse procedimento, reclassificaram o mapa de aspecto em 8 classes diferentes no intervalo de 0° a 360° e o mapa de declividade em intervalos pré-definidos. O cruzamento entre estes dois mapas reclassificados gerou um mapa em que cada polígono representa uma rampa. Dessa forma, extraíram-se dados de diferença de altura e ângulo médio em graus de cada polígono. Com os três mapas gerados foi possível representar o comprimento de rampa (L) de cada polígono e incorporá-lo à EUPS para estimativa de perdas de solo. A metodologia se mostrou adequada e viável para obtenção de mapas de comprimento de rampa em *software Idrisi*.

Machado e Vettorazzi (2003) utilizaram o modelo *SWAT* (Soil and Water Assesment Tool) para simular a carga de sedimentos produzida pela microbacia hidrográfica do ribeirão Marins, em Piracicaba (SP) com o auxílio de SIG. A microbacia foi dividida em sub-bacias. Em algumas delas, predominou o processo de deposição de sedimentos, uma vez que nem todo o sedimento removido pelo processo de erosão foi transportado para a rede de drenagem. As sub-bacias a montante apresentaram as maiores taxas de produção de sedimentos enquanto na parte mais baixa observou-se uma menor taxa. A distribuição espacial da produção anual de sedimentos no período analisado (média para o biênio 1999/2000) foi de 0,02 t ha⁻¹ a 16,9 t ha⁻¹.

2.1.6 Sistemas de informação geográfica

Segundo Burrough (1986) desde as mais antigas civilizações até os tempos modernos os dados espaciais foram organizados por navegadores, geógrafos e topógrafos e ilustrados pelos

fazedores de mapas ou cartógrafos. A princípio, os mapas eram usados para descreverem lugares distantes, auxiliar à navegação e às estratégias militares. Somente a partir do século XVIII, com as civilizações europeias, possuidoras de um rico estado organizado, realizou-se a sistematização do mapeamento das terras. Órgãos do governo nacional foram comissionados para produzirem mapas topográficos integrais dos países. Esta alta disciplina dos Institutos continua atualmente a prestar serviços na distribuição espacial da superfície terrestre na forma de mapa. Durante os últimos duzentos anos muitos estilos individuais de mapas foram confeccionados, e mesmo depois de muito tempo, a tradição da alta padronização da cartografia mantém-se intacta ainda hoje. No século XIX, os estudos científicos da terra tiveram um avanço, e assim, novo material precisava ser mapeado. O desenvolvimento de avaliação e entendimento dos recursos naturais - geologia, geomorfologia, ciência do solo, ecologia - forneceram o material a ser mapeado. Os diversos mapas gerados, tais como: mapas da distribuição dos tipos de rochas, série de solos e uso da terra, eram feitos para interesses específicos, denominados mapas temáticos, cujos temas podiam ser quantitativos ou qualitativos e os quais iam além das representações de temas como solo e uso da terra. No século XX, a demanda por mapas topográficos e de temas específicos da superfície terrestre aumentou consideravelmente. O uso de fotografias aéreas e imagens de satélite propiciou o mapeamento de grandes áreas com alta acuracidade. A junção entre sensoriamento remoto e cartografia propiciou o surgimento das ferramentas conhecidas como sistemas de informação geográfica (SIG).

Os SIG são sistemas computacionais constituídos de uma série de programas projetados para a coleta, o armazenamento, a análise, o tratamento e a apresentação de dados georreferenciados. Permitem a manipulação e integração da informação geográfica e a realização de análises complexas a partir de um banco de dados. As fontes dos dados utilizados em SIG podem ser classificadas em primárias (levantamentos de campo e produtos de Sensoriamento Remoto) e secundárias (representadas pelos mapas e estatísticas). A estrutura de representação dos dados espaciais pode seguir a “vetorial”, pautada na divisão irregular do plano, com características de arquivos CAD (*Computer Aided Design*) como pontos, linhas e polígonos. Outra representação dos dados espaciais é a *raster* ou *grid*, pautada na divisão regular do plano, onde para cada célula ou *pixel* é atribuído um código através de números ou símbolos, via mesa digitalizadora, teclado ou *scanner*. Podendo ser usados na aplicação de estudos voltados à

manipulação e análise de dados distribuídos espacialmente, como uso da terra, topografia, geologia, clima, solos, análise ambiental e planejamento urbano (ROSSINI, 2001).

As bases gráficas de um SIG envolvem tanto as bases cartográficas (relevo, hidrografia, vegetação, etc) como também os mapas temáticos (limite de área de abrangência, produção de sedimentos em suspensão, etc.). Essas bases são organizadas em forma de planos de informação e possibilitam a realização de análises complexas, por exemplo, a partir de um modelo digital de terreno (MDT) definido por Burrough (1986), como sendo uma representação matemática da distribuição espacial de uma determinada característica vinculada a uma superfície real.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Área de estudo

As áreas de estudo são duas microbacias hidrográficas situadas no município de Imperatriz (MA) na porção ocidental do Estado do Maranhão. Sua formação florestal é a da região pré-amazônica maranhense, formada por espécies dicotiledôneas e numerosas palmáceas, em especial, o babaçu (*Orbignya martiana*) e a carnaúba (*Copernicia cerifera*) (FERRI, 1980). Essa formação florestal é também conhecida por zona dos cocais (NEIMAN, 1998). Após a construção da rodovia Belém-BR, as microregiões de Pindaré, Alto Mirim, Grajaú e Imperatriz sofreram forte atração de migrantes devido à expansão agrícola muito significativa nessa região. As lavouras ocupam 37,87%, os parques e reservas 20,44% das terras de lavoura, com aptidão restrita e áreas preservadas por lei, ao mesmo tempo em que 1,71% não tem aptidão para uso agrícola. Dessas terras, 37000 ha estão ocupadas com parques e reservas (BRASIL, 1979).

As duas microbacias hidrográficas da área de estudo são adjacentes e estão circunscritas às coordenadas geográficas 05°30' e 05°45' latitude S e 47°30' e 47°15' longitude W (Figura 2).

Figura 2 - Localização da área de estudo, Imperatriz (MA)

A região de Imperatriz está inserida na unidade geomorfológica denominada Depressão de Imperatriz, localizada entre um planalto e um patamar. Essa unidade apresenta níveis altimétricos que variam de 95 metros a 300 metros. Caracteriza-se por relevos planos rampeados, áreas dissecadas e colinas. O substrato rochoso é composto por arenitos argilosos, siltitos, folhelhos, margas e calcários da formação Itapecuru (IBGE, 2005).

As características físicas e climáticas da área de estudo estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Características físicas e climáticas da área de estudo

	Microbacia Floresta Natural	Microbacia Floresta Plantada
Área (ha)	224	105,5
Formação Florestal	Pré – Amazônia maranhense	Pré – Amazônia maranhense
Solo	argissolo	argissolo
Clima (<i>Köppen</i>)	Aw	Aw
Temperatura min (°C)	21,5	21,5
Temperatura média (°C)	26,4	26,4
Temperatura max (°C)	32,4	32,4
Precipitação anual(mm)	1453	1453
perímetro (m)	5905,4	4836,8
eixo principal (m)	1900	1720
comprimento canais (m)	2338	951,78
Índice de circularidade (I_c)	0,81	0,57
Coefficiente de compacidade (K_c)	0,74	1,28
Razão de alongação (R_e)	0,88	0,67
Fator de forma (K_f)	0,62	0,35
Densidade de drenagem (D_d)	1,04	0,9
Ordem da microbacia (<i>Sthraler</i>,1957)	3º	1º

Fonte: Laboratório de Hidrologia Florestal/ ESALQ - USP, 2004

A classificação climática segundo *Köppen* pertence ao tipo *Aw* com verão chuvoso e inverno seco com menos de 60 mm no mês mais seco.

O ano hídrico de Imperatriz (MA) corresponde ao período do mês de agosto ao mês de julho definido por Moster et al. (2003).

2.2.2 Descrição das coletas de dados

Para a realização do trabalho foi utilizada a base cartográfica digital dos mapas de altimetria, drenagem, vegetação e solo, na escala 1:25000 (ano 2000), fornecida pela Empresa florestal Ferro - Gusa - Carajás (MA).

Para o desenvolvimento do estudo, utilizou-se um *software* de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) desenvolvido pela Environmental Systems Research Institute (ESRI), Redlands,

Califórnia, EUA ArcView (3.2), utilizado para visualização, gerenciamento, criação e análise espacial dos dados geográficos.

Os dados do monitoramento ambiental (precipitação, vazão, deflúvio, concentração de sedimentos em suspensão) foram obtidos no banco de dados da Rede de Monitoramento Ambiental de Microbacias (REMAM) junto ao Laboratório de Hidrologia Florestal/ESALQ/USP.

Os dados analisados são referentes ao período 1998 a 2004 e foram obtidos nas estações linimétricas que foram instaladas na saída de cada uma das microbacias e que são constituídas de:

- Uma plataforma de entrada para sedimentação;
- Um tanque principal de sedimentação e tranquilização do fluxo;
- Um vertedor triangular (90° construído de metal);
- Um linígrafo marca Campbell, com transdutor de pressão que registra continuamente a altura da lâmina de água nos córregos;

O linígrafo, aparelho registrador/armazenador das variações da cota no vertedor, está regulado para registrar dados de 15 em 15 minutos, podendo armazenar até dois meses de dados. Os dados relativos à precipitação são coletados em 3 pluviômetros (junto ao vertedor de cada microbacia) e 1 pluviógrafo, marca FUESS de rotação semanal, com acuracidade de 0,5 mm e 30 min, e que está instalado em outra microbacia adjacente coberta com pastagem.

A coleta das amostras de água do deflúvio foi feita semanalmente utilizando garrafa plástica de 1 L, segundo o critério:

- Durante a estação chuvosa e a estação seca: coletou-se manualmente uma amostra de água uma vez por semana, a qual foi armazenada em geladeira e homogeneizada ao final de cada mês, para obtenção de uma amostra mensal composta de 4 coletas semanais. Para o período em que não houve deflúvio na microbacia com floresta plantada, a qual apresenta regime de vazão intermitente, não se realizou coleta.

A análise dos sólidos totais foi realizada pelo Laboratório de Ecologia Aplicada da ESALQ/USP. A análise foi feita com base no volume de água coletado (300mL), sendo o material filtrado em membrana de porosidade 0,45 μ m e depois pesado para a quantificação de todo o material, que engloba material particulado e material dissolvido.

2.2.3 Dados amostrados

2.2.3.1 Fluxo anual específico

O fluxo anual específico foi calculado a partir do fluxo de material particulado transportado no curso d'água relacionado com a superfície total das microbacias hidrográficas estudadas.

Os dados de vazão mensal e de concentração mensal de sedimentos em suspensão, conforme item 3.2, foram utilizados para o cálculo de fluxo de material particulado através da eq. 1.

$$F_i = Q_i \cdot C_i \cdot 10^{-6} \cdot n \quad (1)$$

onde

F_i = fluxo de material particulado, em kg mês⁻¹

Q_i = vazão para o evento i, em L s⁻¹

C_i = concentração de sedimentos em suspensão, em mg L⁻¹

n = número de segundos no mês

A partir da somatória do fluxo mensal de material particulado para o período de um ano (F_i), obteve-se fluxo anual específico (F_{Ae}), o qual foi dividido pela área de contribuição da microbacia (eq. 2).

$$F_{Ae} = \frac{F_i}{A} \quad \text{eq. (2)}$$

Onde

F_i = fluxo de material particulado, em kg ano⁻¹

F_{Ae} = fluxo anual específico, em kg ha⁻¹ano⁻¹

2.2.4 Dados estimados

2.2.4.1 Geração de planos de informação para a estimativa da produção de sedimentos por erosão laminar em microbacias hidrográficas

Para se determinar os fatores que influenciam a produção de sedimentos por erosão laminar das microbacias estudadas preparou-se uma base cartográfica no SIG ArcView, no qual foi criado um projeto contendo planos de informação (P.I.), os quais descrevem as características físicas, climáticas e qualitativas das microbacias tais como precipitação, relevo, solo, uso da terra e paisagem e que podem ser cruzados e analisados espacialmente.

Os planos de informação foram elaborados na escala 1:25.000 adotando-se o sistema de coordenada LTM (Local Transversor Mercator) aceita pela NBR 14166 (SOUZA, 2001), Datum horizontal SAD 69, meridiano central – 48°, utilizado previamente pela empresa Ferro Gusa Carajás.

As informações geradas no formato *grid* têm como limites as coordenadas 4419500 m N e 4416500 m N e 259500 m E e 263000 m E, com uma resolução espacial de 5 metros, resultando em arquivos de 1387 linhas e 1822 colunas.

2.2.4.2 Plano de informação precipitação

O plano de informação precipitação foi obtido dos dados de precipitação diária (mm) junto ao Laboratório de Hidrologia Florestal – ESALQ/USP. Calculou-se o índice de erosividade da chuva considerando o volume precipitado para os períodos de agosto de 1998 a julho de 2001 para a microbacia com floresta plantada e de agosto de 2000 a julho de 2003 para a microbacia com floresta natural por meio da eq. (3).

Segundo Bertoni e Lombardi Neto (1990); Silva e Dias (2003) o coeficiente proposto por Fournier (1960) da equação (3), o qual determina a relação entre o quadrado da altura de chuva

mensal e a altura de chuva anual, para uma série histórica de 20 anos ou mais, possibilita estimar com relativa precisão os valores médios do índice de erosão (EI) de um local, usando somente os dados de volume precipitado.

$$EI = \frac{p^2}{P} \quad (3)$$

onde

EI= média mensal do índice de erosão, em MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹

p= precipitação média mensal, em mm

P= precipitação média anual, em mm

2.2.4.3 Plano de informação solo

O plano de informação solo está baseado no relatório de levantamento pedológico semidetalhado da Fazenda Santa Maria pertencente à Ferro Gusa Carajás S/A (FERRO GUSA CARAJÁS, 2000), na qual se localizam as duas microbacias da área de estudo. Nas áreas de proteção ambiental e não cultivável não houve amostragem.

Na microbacia com floresta natural encontram-se os seguintes tipos de solos: PV: argissolo vermelho; PVd3 - argissolo vermelho distrófico típico, textura arenosa/média, A moderado, álico, caulínítico, hipoférrico; PVd5 - argissolo vermelho distrófico arênico, textura arenosa/média, A moderado, álico, caulínítico, hipoférrico. Os solos PV, PVd3 e PVd5 se distribuem na área total da microbacia, respectivamente, em 73,2 % , 13,4 % e 13,4 %, conforme mostrado na Figura 3.

Figura 3 - Mapa de solos da microbacia com floresta natural, Imperatriz (MA)
Fonte: Ferro Gusa Carajás S/A (2000)

Na microbacia com floresta plantada encontram-se os seguintes tipos de solo: PAd5 - argissolo amarelo distrófico arênico, textura arenosa/média, A moderado, álico, caulinitico, hipoférico e PVd3 - argissolo vermelho distrófico típico, textura arenosa/média, A moderado, álico, caulinitico, hipoférico (FERRO GUSA CARAJÁS S/A, 2000). Os solos PVd3 e PAd5 se distribuem, respectivamente em 69,1 % e 30,9 % da área total da microbacia, conforme Figura 4.

Figura 4 - Mapa de solos da microbacia com floresta plantada, Imperatriz (MA)
Fonte: Ferro Gusa Carajás S/A (2000)

2.2.4.4 Plano de informação relevo

Após preparo da base cartográfica digital, a partir do plano de informação altimetria gerou-se o modelo digital de terreno (MDT) usando-se o interpolador *TIN* (*Triangular Irregular Network*), o qual apresenta melhor representação de relevo complexo e permite que as informações como as feições lineares de relevo (cristas e vales) sejam consideradas durante a geração do modelo. Em seguida, gerou-se por meio da extensão *surface_declive* e *surface_aspect* *ArcView* os planos de informação declividade e orientação de vertentes. Dessa forma, as microbacias estudadas foram subdivididas segundo o plano de informação aspecto ou orientação de vertentes, conforme Tabela 2.

Tabela 2 – Classes de orientação de vertente

Orientação de vertentes	Ângulo de inclinação em relação ao Norte
Plano	-1°
N	0° a 22,5° ; 337,5° a 360°
NE	22,5° a 67,5°
L	67,5° a 112,5°
SE	112,5° a 157,5°
S	157,5° a 202,5°
SO	202,5° a 247,5°
O	247,5° a 292,5°
NO	292,5° a 337,5°

Após a subdivisão das microbacias em vertentes, foi possível determinar para cada vertente gerada a declividade média (S), o comprimento de vertente (L) e o índice topográfico (LS). Este índice representa a relação de perdas de solo entre um comprimento de declive qualquer e um comprimento de rampa de 25 metros para o mesmo solo, mesma chuva, mesmo grau de declive e sob mesmas condições de cobertura e manejo (L) e a relação de perdas de solo entre um declive qualquer e um declive de 9% (S).

Para situações em que não são respeitados os valores experimentais (25 m de comprimento de rampa e 9% de declividade), há uma equação de ajuste do valor conforme as características locais exemplificada na eq.(4) citada por Bertoni e Lombardi Neto (1990) para a determinação do índice topográfico.

$$LS = (\sqrt{X/100}) * (1,36 + 0,97S + 0,1385S^2) \quad (4)$$

onde,

X = comprimento de rampa, em metros;

S = declividade, em porcentagem.

Para o cálculo do comprimento de vertente utilizou-se a eq. (5) citada por Rocha et al. (1997)

$$L = DH/\text{sen}\alpha \quad (5)$$

em que,

L = comprimento de vertente, em metros

DH = diferença de altitude, em metros

α = declividade média da rampa, em graus

2.2.4.5 Plano de informação cobertura florestal

O plano de informação cobertura florestal para a determinação do índice de proteção do solo está baseado nas informações obtidas junto a Empresa Ferro Gusa Carajás (2000). A microbacia com floresta natural tem 75 % da sua área recoberta com floresta natural, 22 % recoberta com plantio de eucalipto e 3 % de estradas. A microbacia com floresta plantada apresenta área recoberta com plantio de eucalipto há 7 anos sem intervenção de 89 %, 6 % de área recoberta com mata ciliar e 5 % de estradas, conforme Figura 5.

Figura 5 – Mapa de cobertura florestal das microbacias com floresta natural e com floresta plantada, Imperatriz (MA)

Reuniu-se na Tabela 4 os valores do índice de proteção do solo para solos com floresta natural e com floresta plantada de eucalipto com base nos trabalhos realizados por Fujihara, (2004); Gonçalves e Stape, (2002) e Silva et al. (2004).

Segundo Renard et al. (1991) o índice de proteção do solo representa as condições de manejo voltado à redução da erosão e é de grande valia para modelos de predição de perdas de solo.

Tabela 4 - Valores do índice de proteção do solo para floresta natural e para floresta plantada

Autores	Fujihara(2004)	Gonçalves e Stape (2002)	Silva et al. (2004)
Uso	índice C	índice C	índice C
Floresta plantada de Eucalipto	0,0001 – 0,049	0,001	-
Floresta natural	0,00004 – 0,004	0,001	0,001

* indicado para plantio de eucalipto com idade > 12 meses

2.2.4.6 Plano de informação paisagem

Neste item foram utilizados os índices indicadores estruturais da paisagem (IEP), os quais permitem nos informar visualmente a influência antrópica na paisagem.

A determinação dos índices IEP está baseada no trabalho de Gaspar e Fidalgo (2002) que avaliaram as mudanças de uso do solo e os seus efeitos na paisagem com base em atributos espaciais, em especial, a diversidade visual. Os autores estimaram a diversidade visual como sendo o número de classes de usos visíveis em cada célula de uma malha de 5m x 5m gerada em MDT. No presente estudo, a diversidade visual foi considerada a partir do número de classes de usos visíveis em cada vertente de cada microbacia da área de estudo. Após definir as classes de diversidade visual com base nos usos visíveis, determinou-se o índice IEP de variação entre 0,01 e 0,04 (0,01 - um uso visível, 0,04 - todos os usos visíveis).

As classes de diversidade visual com base no uso do solo da microbacia com floresta natural variaram em: (0,01 – vegetação natural), (0,01 – plantio de eucalipto), (0,01 – vegetação natural e drenagem), (0,02 – estrada e vegetação natural), (0,03 – estrada e plantio de eucalipto e vegetação natural, estrada e drenagem e vegetação natural) e (0,04 – todos os usos visíveis).

As classes de diversidade visual com base no uso do solo da microbacia com floresta plantada variaram em: (0,01 – plantio de eucalipto), (0,01 – vegetação natural e drenagem), (0,02 – estrada e plantio de eucalipto), (0,03 – estrada e plantio de eucalipto e drenagem, estrada e plantio de eucalipto e vegetação natural) e (0,04 – todos os usos visíveis).

Mediante trabalho de campo, foram selecionadas 8 fotografias representativas da área de cada microbacia estudada, as quais foram confrontadas com os índices IEP de cada vertente de cada microbacia estudada.

2.2.4.7 Estimativa da produção de sedimentos por erosão laminar em microbacias hidrográficas

Para se estimar a produção de sedimentos por erosão laminar nas microbacias estudadas utilizou-se a eq.(6) baseada na Equação Universal de Perdas de Solo (WISCHMEIER; SMITH, 1978) e adaptada para microbacias hidrográficas. A eq. (6) foi processada em SIG onde cada índice corresponde a um plano de informação (P.I.) previamente elaborado. O P.I. resultante foi integrado às vertentes e o valor médio de cada uma delas corresponde ao fluxo anual específico estimado de acordo com o método desenvolvido por Ferraz (2002).

$$F_{Ae}^E = R.K.LS.C.IEP \quad \text{eq. (6)}$$

Onde

F_{Ae}^E = fluxo anual específico estimado de sedimentos, em $t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$

R = índice de erosividade da chuva, em $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$

K = índice de erodibilidade do solo, em $t \text{ h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$

LS = índice topográfico (adimensional)

C = índice de proteção do solo (adimensional)

IEP = índice indicador estrutural da paisagem (adimensional)

2.3 Resultados e discussão

2.3.1 Dados amostrados

2.3.1.1 Fluxo anual específico amostrado na microbacia com floresta natural

Na Tabela 5 estão apresentados os valores do fluxo anual e os valores do fluxo anual específico, calculados respectivamente, pela eq (1) e eq. (2) para os 3 períodos considerados, conforme item 2.2.3.1.

Tabela 5 – Fluxo anual específico - microbacia com floresta natural, Imperatriz (MA)

ano hídrico	Fluxo anual (kg ano ⁻¹)	Fluxo anual específico (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)
Ago 2000 a Julho de 2001	1231,2	11,7
Ago 2001 a Julho de 2002	1839,0	17,4
Ago 2002 a Julho de 2003	1251,2	11,9

* nos meses julho de 2002 e maio de 2003 não houve registros de vazão por falha no aparelho

Nesta microbacia, o maior fluxo anual específico de sedimentos com base mensal, para o período analisado foi de 17,4 kg ha⁻¹ ano⁻¹. Segundo o relatório da Ferro Gusa Carajás S/A (2000) os solos desta microbacia apresentam textura arenosa/média, horizonte A compactado e macroporos abundantes no horizonte Bt e são bem a fortemente drenados.

Nas microbacias estudadas por Balci et al. (1986), cujos solos apresentam textura argilosa com alto potencial de erodibilidade, os valores medidos de perdas de sedimentos em suspensão foram de 67,1 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e de 79,2 kg ha⁻¹ ano⁻¹. Segundo os autores, esses valores são baixos e esperados para ambiente de floresta. Portanto, para a microbacia estudada, o fluxo anual específico medido com base mensal pode ser considerado baixo.

2.3.1.2 Fluxo anual específico amostrado na microbacia com floresta plantada

Na Tabela 6 estão apresentados os valores do fluxo anual e os valores do fluxo anual específico, calculados respectivamente, pela eq (1) e eq. (2) para os 3 períodos estudados, conforme item 2.2.3.1.

Tabela 6 – Fluxo anual específico - microbacia com floresta plantada, Imperatriz (MA)

ano hídrico	Fluxo anual (kg ano ⁻¹)	Fluxo anual específico (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)
Ago 1998 a Julho de 1999	66,194*	0,6
Ago 1999 a Julho de 2000	180,366	1,7
Ago 2000 a Julho de 2001	87,932	0,8

* considerou-se a média histórica dos dados de concentração de sedimentos em suspensão (mg L⁻¹) para os meses em que não houve coleta (agosto a dezembro de 1998 e agosto a julho de 1999)

Esta microbacia apresenta macroporos abundantes no horizonte Bt, indicando alta permeabilidade, o que favorece o escoamento subsuperficial, conforme relatório de levantamento pedológico por Ferro Gusa Carajás S/A (2000). Está coberta por plantio de eucalipto em 89 % de sua área total, sendo assim, apresenta boa cobertura florestal que protege o solo contra a erosão e regula o regime de vazão.

Segundo Ranzini e Lima (2002) microbacias reflorestadas com eucalipto com perdas médias de solo entre 30 a 80 kg ha⁻¹ são consideradas baixas. Dessa forma, o fluxo anual específico medido com base mensal para esta microbacia é baixo.

2.3.2 Dados estimados

2.3.2.1 Plano de informação precipitação

Conforme descrito no item 2.2.4.2 o índice de erosividade da chuva calculado por meio da eq. (3) utilizando dados de precipitação diária da microbacia com floresta natural foi de (287.4 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, 265.8 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ e 222.9 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹) para os respectivos anos hídricos, agosto de 2000 a julho de 2001, agosto de 2001 a julho de 2002 e agosto de 2002 a julho de 2003. Para a microbacia com floresta plantada o índice de erosividade da chuva para os anos hídricos agosto de 1998 a julho de 1999, agosto de 1999 a julho de 2000 e agosto de 2000 a julho de 2001 foi, respectivamente, (187.6 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, 222.0 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ e 284.4 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹).

O índice de erosividade da chuva calculado pela eq. (3) utilizando dados de precipitação média mensal de Imperatriz (MA) para o período de 1976 a 1990 por Sentelhas et al (1998) foi de 195.8446 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹.

De acordo com as classes de interpretação para índices de erosividade apresentado por Carvalho (1994) apud Silva et al. (2004), índices menores que 2452,5 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ são considerados de erosividade fraca.

Honda et al. (2004) encontraram valores de erosividade anual para três bacias hidrográficas localizadas no município de Paraguaçu Paulista (SP) e na Floresta Estadual de Assis (SP) que variaram de 4.261,5 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ a 8.491,9 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, pertencentes à classe de interpretação para índices de erosividade moderada a forte. Os autores avaliaram 425 eventos hídricos com quantidade superior a 1 mm, dos quais 172 foram considerados potencialmente erosivos.

2.3.2.2 Plano de informação solo

Conforme descrito no item 2.2.4.3, o índice de erodibilidade adotado para ambas microbacias estudadas foi o proposto por Bertoni e Lombardi Neto (1990), sendo $K = 0,043 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ Mm}^{-1}$.

2.3.2.3 Plano de informação relevo

Conforme item 2.2.4.4, gerou-se o modelo digital de terreno (MDT) das microbacias estudadas, as quais apresentam variação altimétrica de 170 metros a 240 metros. Sendo a variação para a microbacia com floresta natural de 60 metros e de 50 metros para a microbacia com floresta plantada, conforme Figura 6.

Figura 6 – Modelo Digital de Terreno, microbacias hidrográficas - Imperatriz (MA)

2.3.2.4 Declividade da microbacia com floresta natural

Conforme item 2.2.4.4, a declividade média da microbacia com floresta natural é de 11 %, conforme Figura 7.

A distribuição da área em função da declividade nessa microbacia é de 28 % para áreas localizadas entre 0 a 3 % caracterizadas por relevo plano a suave, 57 % para as áreas localizadas entre 3 a 20 % caracterizadas por relevo suave-ondulado a ondulado e 15 % para as áreas localizadas entre 20 a 45 % caracterizadas por relevo ondulado.

Figura 7 – Mapa de declividade em % da microbacia com floresta natural, Imperatriz (MA)

2.3.2.5 Declividade da microbacia com floresta plantada

Na Figura 8 estão representados os valores de declividade (em %) da microbacia com floresta plantada, cuja declividade média é de 2 %, conforme item 2.2.4.4.

A distribuição da área em função da declividade nessa microbacia é de 76,5 % para as áreas localizadas entre 3 a 8% caracterizadas por relevo suave-ondulado e 23,5 % para áreas localizadas entre 0 a 3 % caracterizadas por relevo plano a suave.

Segundo Bognola et al. (2002); Gonçalves e Stape (2002) os argissolos apresentam gradiente textural entre os horizontes A e B, o que gera a ocorrência de uma permeabilidade diferencial, e quando localizados em relevos mais declivosos, apresentam-se susceptíveis à erosão. Entretanto, para essa microbacia com floresta plantada o relevo predominante está entre 3-8%, possui solo bem a fortemente drenado (FERRO GUSA CARAJÁS, 2000) e que associado à alta presença de serrapilheira, tende a apresentar baixa susceptibilidade à erosão.

Contudo, existem áreas desprovidas de vegetação, locais de uso mais intensivo como os carreadores e as estradas no entorno da microbacia, que podem alterar as condições de capacidade de infiltração da água no solo.

Figura 8 – Mapa de declividade em % da microbacia com floresta plantada, Imperatriz (MA)

2.3.2.6 Aspecto da microbacia com floresta natural

Conforme item 2.2.4.4, dividiu-se a microbacia com floresta natural em 340 vertentes, conforme Figura 9. Esta divisão da microbacia foi de extrema importância para o cálculo dos índices (topográficos e indicadores estruturais da paisagem), os quais foram espacializados por meio de SIG na microbacia. Após esse procedimento, foi possível estimar a produção média de sedimentos por erosão laminar de cada vertente, e conseqüentemente, a produção média total de sedimentos por erosão laminar da microbacia estudada, conforme item 2.2.4.7.

Figura 9 – Mapa de aspecto da microbacia com floresta natural, Imperatriz (MA)

2.3.2.7 Aspecto da microbacia com floresta plantada

A Figura 10 representa a divisão da microbacia com floresta plantada em 25 vertentes, conforme item 2.2.4.4.

Esta microbacia foi dividida em 25 vertentes, para as quais foram calculados os índices (topográficos e indicadores estruturais da paisagem), os quais foram espacializados por meio de SIG na microbacia. Dessa forma, estimou-se a produção média de sedimentos por erosão laminar de cada vertente e a produção média total da microbacia estudada, conforme item 2.2.4.7.

Figura 10 – Mapa de aspecto da microbacia com floresta plantada, Imperatriz (MA)

2.3.2.8 Índice topográfico da microbacia com floresta natural

Na Figura 11 estão ilustrados os valores do índice topográfico da microbacia com floresta natural calculado pela eq. (4) e (5), conforme item 2.2.4.4.

Verificou-se que as vertentes que apresentam índice topográfico (LS) entre (0 e 4,2) se localizam em áreas com declividade máxima, mínima e média de, respectivamente, (22 %, 0 % e 5 %) e comprimento de rampa (L) máximo, mínimo e médio de, respectivamente (3916 m, 0 m e 106 m) e ocupam 57 % da área total. Para as vertentes com índice topográfico entre (4,2 e 16,8) a declividade máxima, mínima e média é, respectivamente, (47 %, 12 % e 23 %) e o comprimento de rampa (L) máximo, mínimo e médio é, respectivamente (290 m, 10 m e 86 m) e ocupam 42 % da área total. Para as vertentes que apresentam maior classe de índice topográfico (entre 16,8 e 20,9) a declividade máxima, mínima e média é, respectivamente, (43 %, 36 % e 39,5 %) e o comprimento de rampa (L) máximo, mínimo e médio é, respectivamente, (59 m, 49 m e 54 m) equivalente a 1 % da área total. De acordo com os resultados obtidos, observa-se que a declividade teve maior influência no índice topográfico do que o comprimento de rampa.

As áreas que apresentam declividade menor ou igual a 8 % (relevo plano a suave ondulado) ocupam 41,5 % da área total. Apresentam (LS) máximo de (3,0) e (L) máximo de (3916 m). Nas vertentes com relevo suave ondulado (3 % a 8 %), o escoamento superficial rápido tende a escoar mais lentamente, com menor risco de erosão. Para as vertentes planas, o excedente hídrico pode acumular-se sobre o solo, dificultando o escoamento, podendo ocasionar danos físicos como a saturação de água no solo e maior facilidade de compactação do solo, conforme Gonçalves e Stape (2002).

Figura 11 – Mapa de índice topográfico da microbacia com floresta natural, Imperatriz (MA)

2.3.2.9 Índice topográfico da microbacia com floresta plantada

Na Figura 12 estão ilustrados os valores do índice topográfico da microbacia com floresta plantada calculado pela eq.(4) e (5), conforme item 2.2.4.4.

Nesta microbacia, a declividade média é de 2 % e a mesma apresenta variação altimétrica de 50 metros. As vertentes que apresentam índice topográfico maior que (0,0) ocupam 89 % da área total da microbacia. Para as vertentes com declividade entre 3 % e 8 % (relevo suave ondulado) e que ocupam 76 % da área total, o índice topográfico máximo, mínimo e médio é de, respectivamente, (2,6 , 0,82 e 1,5) e o comprimento de rampa máximo, mínimo e médio, respectivamente, de (1267, 100 e 461). Nessas áreas o escoamento superficial rápido tende a escoar mais lentamente, com menor risco de erosão, conforme Gonçalves e Stape (2002).

Figura 12 – Mapa de índice topográfico da microbacia com floresta plantada, Imperatriz (MA)

2.3.2.10 Plano de informação cobertura florestal

O índice de proteção do solo adotado para a estimativa de perdas de solo das microbacias estudadas foi o proposto por (GONÇALVES; STAPE, 2002), sendo $C = 0,001$, conforme item 2.2.4.5.

2.3.2.11 Plano de informação indicadores estruturais da paisagem

Os índices indicadores estruturais da paisagem das microbacias estudadas encontram-se distribuídos na Tabela 7, conforme item 2.2.4.6.

Tabela 7 – Classes de diversidade visual para determinação de IEP das microbacias estudadas

Classes de diversidade visual	IEP	Número de vertentes	Número de vertentes
		microbacia com floresta natural	microbacia com floresta plantada
um uso visível – vegetação natural ou plantio de eucalipto	0,01	193	9
dois usos visíveis – vegetação natural e drenagem	0,01	53	1
dois usos visíveis – estrada e vegetação natural, estrada e plantio de eucalipto	0,02	10	8
três usos visíveis – estrada e plantio de eucalipto e drenagem, estrada e plantio de eucalipto e vegetação natural	0,03	27	3
todos os usos visíveis	0,04	57	4
Total vertentes		340	25

A microbacia com floresta natural tem 56,7 % de sua área em classe de diversidade visual com apenas um uso visível e 15,6 % em área com dois usos visíveis, porém com vegetação

natural e drenagem. Dessa forma, apenas 28 % de sua área encontra-se alterada pelas ações antrópicas em classes de diversidade visual com três a todos os usos visíveis.

No caso da microbacia com floresta plantada, 40 % de sua área está entre as classes de diversidade visual com (um a dois usos visíveis), 32 % em classes de dois usos visíveis (plantio de eucalipto e estrada) e 28 % em classes com (três a todos os usos visíveis). Verifica-se, então, que 60 % de sua área encontra-se alterada pelas ações antrópicas.

Após trabalho de campo foram selecionadas as áreas com classes de diversidade visual entre (um uso visível a todos os usos visíveis) nas microbacias estudadas, conforme Figura 13 e 14.

Na Figura 13, observa-se que as áreas com IEP pertencente à classe de diversidade visual com mais de três usos visíveis (0,03 e 0,04) apresentam solo exposto e área com pouca cobertura florestal. Para as áreas com apenas um uso visível (IEP 0,01), a cobertura florestal se mostra inalterada.

Na Figura 14, as áreas com IEP pertencentes às classes de diversidade visual com dois usos visíveis ou mais, observam-se áreas sem cobertura florestal. As vertentes, nas quais estão inseridas a mata ciliar e o curso d'água da microbacia com floresta plantada se encontram em áreas de IEP de três a todos os usos visíveis (0,03 e 0,04).

Figura 13 – Indicadores Estruturais da Paisagem, microbacia com floresta natural, Imperatriz (MA)

<p>Entrada da microbacia com solo exposto Alt. = 190m Declive = 0% LS = 0</p> <p>IEP = 0,03</p>	<p>Plantio de eucalipto com sub – bosque e serrapilheira Alt. = 200m Declive= 0% LS = 0</p> <p>IEP = 0,04</p>	<p>Área descoberta pluviômetro e sensor Alt. = 192m Declive =2% LS = 1,7</p> <p>IEP = 0,03</p>	<p>Estrada margeando mata ciliar ALT. =200m declive = 0% LS = 0,0</p> <p>IEP = 0,04</p>
<p>Mata ciliar com solo exposto Alt. 200m declive = 0% LS = 0,0</p> <p>IEP = 0,04</p>	<p>cobertura florestal da mata ciliar ALT. =200m declive = 0% LS = 0,0</p> <p>IEP = 0,04</p>	<p>Leito da microbacia com regime de vazão intermitente ALT. =200m declive = 0% LS = 0,0</p> <p>IEP = 0,04</p>	<p>Área de Transição entre floresta plantada e florestal natural ALT. =210m declive = 0% LS = 0,0</p> <p>IEP = 0,03</p>

Figura 14 – Indicadores Estruturais da Paisagem, microbacia com floresta plantada, Imperatriz (MA)

Na Figura 15, observa-se a espacialização por meio de SIG dos indicadores estruturais da paisagem das duas microbacias estudadas.

Na microbacia com floresta plantada o índice IEP de 0,04 (todos os usos visíveis) se distribui pela microbacia tanto nas áreas mais altas quanto na área de drenagem. Apresentam (LS) médio de 1,40 e declividade média de 3,6 %. Nessas áreas, o predominante é suave ondulado e o escoamento superficial rápido tende a ser mais lento.

Na microbacia com floresta natural, parte da cabeceira de drenagem desta microbacia está inserida entre os IEP (0,03 e 0,04). As vertentes apresentam LS entre (0,0 e 8,1) e declividade entre (0 e 38 %). Nessas áreas, os processos de erosão laminar podem se intensificar nas áreas de maior declividade e de maior LS.

A combinação de diferentes usos do solo permitiu identificar o número de usos de solo observáveis na unidade da paisagem, sendo possível, identificar as áreas com maior potencial erosivo em função das influências antrópicas na paisagem estudada.

Segundo He et al. (2000) a escolha apropriada de indicadores ecológicos nos auxilia na compreensão das mudanças que ocorrem na estrutura da paisagem como as mudanças no fluxo de energia e de nutrientes e no número e na composição das espécies.

Figura 15 – Indicadores estruturais da Paisagem de duas microbacias hidrográficas com diferentes usos, Imperatriz (MA)

2.4 Resultados da modelagem da produção de sedimentos por erosão laminar na microbacia com floresta natural

Na Figura 16 estão ilustradas as classes de perdas médias de sedimentos por erosão laminar da microbacia com floresta natural, conforme item 2.2.4.7.

As informações obtidas mediante os mapas gerados por meio de SIG (plano de informação relevo e IEP) foram cruzadas com as informações de perdas de sedimentos por erosão laminar da microbacia com floresta natural. Verificou-se que a classe de perdas de sedimentos por erosão laminar entre ($0,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $1,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) compreende 65 % da área total e apresenta LS médio de 2,2 e IEP médio de 0,01. A segunda classe de perdas de sedimentos por erosão laminar ($1,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $2,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) compreende 25 % da área total e apresenta LS médio de 9,25 e IEP médio de 0,02. A terceira classe de perdas de sedimentos por erosão laminar ($2,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $3,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) compreende 6 % da área total e apresenta LS médio de 6,98 e IEP médio de 0,04. A quarta classe de perdas de sedimentos por erosão laminar entre ($3,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $4,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) compreende 4 % da área total e apresenta LS médio de 9,96 e IEP médio de 0,04.

Verifica-se, assim, que nas vertentes que se localizam na classe de IEP 0,01 (um uso visível) e na menor classe de LS ocorreram menor taxa de perdas de sedimentos por erosão laminar. Estas vertentes estão cobertas por vegetação natural e/ou plantio de eucalipto e segundo Llano e Criado (1978); Lima (2001), Ranzini e Lima (2002); Golçalves e Stape, (2002); Gonçalves et al., (2003), a vegetação oferece resistência ao movimento da água e diminui a velocidade de escoamento superficial rápido. Dessa forma, o escoamento superficial rápido será menos intenso nestas vertentes e conseqüentemente, a taxa de perdas de solo por erosão laminar será baixa.

Figura 16 – Produção média de sedimentos por erosão laminar, microbacia hidrográfica com floresta natural, Imperatriz (MA)

2.5 Resultados da modelagem da produção de sedimentos por erosão laminar na microbacia com floresta plantada

Na Figura 17 estão ilustradas as classes de perdas médias de sedimentos por erosão laminar da microbacia com floresta plantada, conforme item 2.2.4.7.

Realizou-se o mesmo procedimento do item anterior para esta microbacia. As informações obtidas mediante os mapas gerados por meio de SIG (plano de informação relevo e IEP) foram cruzadas com as informações de perdas de sedimentos por erosão laminar da microbacia com floresta plantada. Verificou-se que a classe de perdas de sedimentos por erosão laminar entre ($0,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $0,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) compreende 27 % da área total e apresenta LS médio de 0,32 e IEP médio de 0,03. A segunda classe de perdas de sedimentos por erosão laminar ($0,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $0,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) compreende 22 % da área total e apresenta LS médio de 1,33 e IEP médio de 0,03. A terceira classe de perdas de sedimentos por erosão laminar ($0,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $0,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) compreende 18 % da área total e apresenta LS médio de 1,88 e IEP médio de 0,04. A quarta classe de perdas de sedimentos por erosão laminar entre ($0,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $1,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) compreende 33 % da área total e apresenta LS médio de 2,62 e IEP médio de 0,04.

Verifica-se, assim, que nas vertentes que apresentaram maior produção média de sedimentos por erosão laminar foram aquelas que apresentaram IEP entre (0,03 e 0,04) e maior classe do índice LS. Entretanto, as vertentes apresentaram baixa taxa de perdas de sedimentos por erosão laminar. A baixa declividade (média de 2 %) teve influência na taxa de produção de sedimentos por erosão laminar nesta microbacia.

Figura 17 – Produção média de sedimentos por erosão laminar, microbacia hidrográfica com floresta plantada, Imperatriz (MA)

2.6 Determinação do fluxo anual específico estimado na microbacia com floresta natural

A determinação do fluxo anual específico estimado na microbacia com floresta natural foi realizada conforme item 2.2.4.7, considerando três anos hídricos como apresentado na Tabela 8.

Nesta microbacia, a distribuição espacial por vertente do fluxo anual específico para o período analisado foi de (0,0 kg ha⁻¹ano⁻¹ a 4,5 kg ha⁻¹ano⁻¹) e a soma total do fluxo anual específico foi de (155,8 kg ha⁻¹ano⁻¹ a 200,9 kg ha⁻¹ano⁻¹).

Com base nos trabalhos apresentados por Machado e Vettorazzi (2003) e Özhan et al. (2005) a distribuição espacial da produção anual de sedimentos foi respectivamente de, (0,02 t ha⁻¹ a 16,9 t ha⁻¹) e (651,84 kg ha⁻¹ano⁻¹ e 620,52 kg ha⁻¹ano⁻¹). Estes valores foram superiores aos encontrados na microbacia estudada.

No modelo, os valores dos índices LS e IEP apresentaram uma distribuição heterogênea na microbacia estudada.

Tabela 8 – Determinação do fluxo anual específico estimado (F_{Ae}^E), microbacia com floresta natural

equação	R (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ ano ⁻¹)	K (t h MJ ⁻¹ Mm ⁻¹)	LS * adimensional	C adimensional	IEP * adimensional	F_{Ae}^E (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Ano hídrico
	287,4	0,043	LS	0,001	IEP	200,9	ago 2000 a julho de 2001
$F_{Ae}^E = R \cdot K$ LS. C. IEP	265,8	0,043	LS	0,001	IEP	185,8	ago 2001 a julho de 2002
	222,9	0,043	LS	0,001	IEP	155,8	ago 2002 a julho de 2003

* índices específicos para cada vertente na microbacia estudada

2.7 Determinação do fluxo anual específico estimado na microbacia com floresta plantada

A determinação do fluxo anual específico estimado na microbacia com floresta plantada foi realizada conforme item 2.2.4.7, considerando três anos hídricos como apresentado na Tabela 9.

Nesta microbacia, a distribuição espacial por vertente do fluxo anual específico para o período analisado foi de (0,0 kg ha⁻¹ano⁻¹ a 1,1 kg ha⁻¹ano⁻¹) e a soma total do fluxo anual específico foi de (5,1 kg ha⁻¹ano⁻¹ a 6,5 kg ha⁻¹ano⁻¹). Com base nos dados medidos por Ranzini e Lima (2002) de (30,7 kg ha⁻¹ e 76,7 kg ha⁻¹), esta microbacia apresenta baixa taxa de fluxo anual específico estimado.

No modelo, os valores dos índices LS e IEP apresentaram uma distribuição heterogênea na microbacia estudada.

Tabela 9 – Determinação do fluxo anual específico estimado (F_{Ae}^E), microbacia com floresta plantada

equação	R (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ ano ⁻¹)	K (t h MJ ⁻¹ Mm ⁻¹)	LS * adimensional	C adimensional	IEP * adimensional	F_{Ae}^E (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Ano hídrico
	254,4	0,043	LS	0,001	IEP	5,8	ago 1998 a julho de 1999
$F_{Ae}^E = R \cdot K$ LS. C. IEP	223,2	0,043	LS	0,001	IEP	5,1	ago 1999 a julho de 2000
	284,4	0,043	LS	0,001	IEP	6,5	ago 2000 a julho de 2001

* índices específicos para cada vertente na microbacia estudada

3 CONCLUSÕES

A aplicação do modelo na escala da microbacia mostrou-se adequado para a estimativa da produção de sedimentos por erosão laminar.

A subdivisão das microbacias estudadas segundo a orientação das vertentes mostrou-se eficiente para a estimativa da produção de sedimentos por erosão laminar.

Os fatores preponderantes da produção de sedimentos por erosão laminar nas microbacias estudadas foram o índice topográfico e o índice indicador estrutural da paisagem (IEP). O grau de declividade atuou com maior influência do que o comprimento de rampa (L) no aumento do índice topográfico (LS) e conseqüentemente, no aumento da taxa de produção de sedimentos finos em suspensão.

É importante a realização de uma amostragem representativa da concentração de sedimentos em suspensão durante os períodos de pico de vazão, juntamente com a medição do deflúvio, possibilitando uma análise da sazonalidade.

Sugere-se para uma melhor aplicação do modelo em microbacias, o uso de indicadores que levem em conta a forma da paisagem como o relevo côncavo, o relevo convexo e o relevo linear que podem ser de grande valia para o entendimento dos processos erosivos.

REFERÊNCIAS

- ABE, K.; OCHIAI, H.; HONDA, E. A.; BERTO, E.A. Desenvolvimento de método de avaliação da erosão do solo para a bacia-piloto da Água da Cachoeira. In: VILAS BOAS, O.; DURIGAN, E. G. (Org.) **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Instituto Florestal. Secretaria; Japan International Cooperation Agency, 2004. p. 155-168.
- AMORE, E.; MODICA, C.; NEARING, M. A.; SANTORO, V. C. Scale effect in USLE and WEPP application for soil erosion computation from three Sicilian basin. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 293, p.100-114, 2004.
- ARCOVA, F.C.; CICCIO, V.; HONDA, E.A. Características físicas das águas dos rios Paraibuna e Paraitinga, região do alto Paraíba - SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v.14, n.1, p.1-12, 2002.
- BALCI, A.N.; ÖZYUVACI, N.; ÖZHAN, N. Sediment and nutrient discharge thorough streamflow from two experimental watersheds in mature Oak- Beech Forest ecosystems near Istabil, Turkey. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 85, p. 31-47, 1986.
- BALCI, A.N.; ÖZYUVACI, N.; ÖZHAN, N; SENGÖNÜL, S. Calibration of paired experimental watershed with respect to streamflow characteristics in mature oak beech forest ecosystem near Istanbul-Turkey. **Journal Faculty of Forestry**, Istanbul, n.A43, p.13-32, 1993.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. Piracicaba: Ícone; Livroceres, 1990. 355 p.
- BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos**. 7.ed. Trad. de A.B.N. Figueiredo. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1976. 594 p.
- BOGNOLA, I. A.; POTTER, R. O.; CARVALHO, A. P; FASOLO, P. J.; BHERING, S. B.; MANTORANO, L.G. **Boletim de pesquisa e desenvolvimento**, Colombo, n. 8, 78 p., 2002. Disponível em: www.cnpf.embrapa.br/serviços/publicacoes/gratuita/boletimPD. Acesso em: 10 ago. 2005.
- BRASIL. Ministério da Agricultura. **Secretaria Nacional de Planejamento Agrícola**. Brasília, 1979. 112 p.
- BURROUGH, P.A. **Principles of geographical information system for earth resources assessment**. Oxford: Clarendon Press, 1986. 193 p.
- CAMARA, C.D. **Efeitos do corte raso do eucalipto sobre o balance hídrico e a ciclagem de nutrientes em uma microbacia experimental**. 1999. 87 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.

CAMARA, C.D. **Crterios e indicadores para o monitoramento hidrolgico de florestas plantadas**. 2004. 170 p. Tese (Doutorado em Hidrulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de So Carlos, Universidade de So Paulo, So Carlos, 2004.

CARVALHO, N.O. **Hidrossedimentologia prtica**. Rio de Janeiro: Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais, 1994. 372 p.

FAO. Corporate Document Repository. **PAP/RAC: guidelines for mapping and measurement of rainfall: induced erosion processes in the mediterranean coastal areas**. Disponvel em: <http://www.fao.org/docstore/glossary.htm>. Acesso em: 20 maio 2005.

FERRAZ, F.F.B. **Dinmica dos sedimentos na bacia do rio Piracicaba**. 2002. 96 p. Tese (Doutorado em Cincias) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de So Paulo, Piracicaba, 2002.

FERREIRA, E.; ANDRADE, H.; OLIVEIRA, A.; MACHADO, R. V. Confronto entre mtodos manuais e automticos na determinao do fator topogrfico (LS) , da Equao Universal de Perdas de Solo. In: SIMPSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 10., 2001, Foz do Iguau. **Anais** So Jos dos Campos: INPE, 2001. p. 67 -74.

FERRI, M.G. **Vegetao brasileira**. So Paulo: EDUSP, 1980. 157 p.

FERRO GUSA CARAJS. **Relatrio de levantamento pedolgico semidetalhado de 124 perfis de solos**: realizado nas fazendas pertencentes Ferro Gusa Carajs S/A. Imperatriz, 2000. 131 p.

FLANAGAN, D.C.; NEARING, M. A. (Ed.). **Hillslope profile and watershed model documentation**. West Lafayette: USDA, ARS National Soil Erosion Research Laboratory, 1995. (NSERL Report, 10).

FOURNIER, F. **Climat et erosion**. Paris: Presse Universitaire de France, 1960. 201 p.

FUJIHARA, A.K. **Predico de eroso e capacidade de uso do solo numa microbacia do oeste paulista com suporte de geoprocessamento**. 2002. 118 p. Dissertao (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de So Paulo, Piracicaba, 2002.

GASPAR, J.; FIDALGO, B. Evoluo do uso solo e avaliao do valor paisagstico e de recreio na rea de paisagem protegida da Serra do Aor. **Silva Lusitana**, Lisboa, v. 10, n. 2, p. 179 – 194. 2002.

GONALVES, J.L.M.; STAPE, J.L. **Conservao e cultivo de solos usados para plantaes florestais**. Piracicaba, IPEF, 2002. 498 p.

GONÇALVES, J.L.M.; NOGUEIRA Jr., L. R.; DUCATTI, F. Recuperação de solos degradados. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 111-163.

GRUSZOWSKI, K.E.; FOSTER, I.D.L.; LEES, J.A.; CHARLESWORTH, S.M. Sediment sources and transport pathways in a rural catchment. **Hydrological Processes**, Hereforshire, v. 17, p. 2665-2681, 2003.

GUY, H.P.; NORMAN, V.W. **Field methods of measurement of fluvial sediment**. Washington D. C.: U.S. Geological Survey, 1970. 59 p. (Techniques of Water Resources Investigations, 3).

HE, C.; MALCOLM, S.; DAHLBERG, K. A.; FU, B. A conceptual framework for integrating hydrological and biological indicators into watershed management. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 49, p. 25-34, 2000.

HEWLETT, J.D.; HIBBERT, A.R. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST HYDROLOGY, 1967, Pennsylvania. p. 275-290.

HONDA, E.A.; ABE, K.; FRANCISCO, A.; OCHIAI, H. Erosividade das chuvas em três localidades do oeste do Estado de São Paulo. In: VILAS BOAS, O.; DURIGAN, E.G. (Org.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Instituto Florestal; Japan International Cooperation Agency, 2004. p. 81-92.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/>. Acesso em: 20 abr. 2005.

INSTITUTO CAMPINEIRO DE ENSINO AGRÍCOLA. **Conservação do solo reflorestamento**. 2.ed. Campinas, 1973. 279 p.

KATTAN, Z.; GAC, J.Y.; PROBST, J.L. Suspended sediment load and mechanical erosion in the Senegam basin. Estimation of the surface runoff concentration and relative contributions of channel and slope erosion. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 22, p. 59-76, 1987.

LLANO, F.L.C.; CRIADO, M.B. **Hidrologia florestal**. Madrid: Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, 1978. 134 p.

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002. 178 p.

LIBARDI, P.L. **Dinâmica da água no solo**. 3.ed. Piracicaba: EDUSP, 2005. 327 p.

LIMA, W.P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas**. Piracicaba: ESALQ, 1996. 318 p.

LIMA, W.P. A microbacia e o desenvolvimento sustentável. **Ação Ambiental**, Piracicaba, v.3, n. 1, p. 20-22, 1999.

LIMA, W.P. As matas ciliares. **Ação Ambiental**, Piracicaba, v. 6, n. 24, p. 20-22, 2003.

MACHADO, R.E.; VETTORAZZI, C.A.; XAVIER, A.C. Simulação de cenários alternativos de uso da terra em uma microbacia utilizando técnicas de modelagem e Geoprocessamento. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 727-733, 2003.

MAIDMENT, D.R. GIS and hydrologic modeling. In: GOODCHILD, M.F.; PARK, B.O.; STEYAERT, L.T. (Ed.). **Environmental modeling with GIS**. New York: Oxford University Press, 1993. chap.14, p. 147 –167.

METZGER, J.P. O que é ecologia da paisagem? **BiotaNeotropica**, São Paulo, v.1. n1/2, p.1-9, 2001.

MOLDAN, B.; CERNY, J. **Biogeochemistry of small catchments**: a tool of environmental research. Chichester: John-Wiley, 1994. 418 p.

MOSTER, C.; LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B.; CÂMARA, C.D. **Determinação do ano hidrológico visando a quantificação do balanço hídrico em microbacias experimentais**. Piracicaba: IPEF, 2003. 6 p.(Circular técnica IPEF, 197).

MORTATTI, J.; PROBST, J.L. **Hidrogeoquímica de bacias de drenagem**. Piracicaba: CENA, 1998. 232 p.

NEIMAN, Z. **Era verde?** ecossistemas brasileiros ameaçados. São Paulo: Atual, 1998. 103 p.

NORDIN, C.F.; CRANSTON, C.C.; MEJIA-B, A. New technology for measuring water and discharge of large rivers. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM OF RIVER SEDIMENTATION, 2., 1983, Nanjing. **Proceedings ...** Nanjing: Chinese Society of Hydraulic Engineering, 1983. p.1145–1158.

ÖZHAN, S.A.; BALCI, A.N.; ÖZYUVACI, N.; HIZAL, A.; GÖKBULAK, F.; SERENGIL, Y. Cover and management factors for the universal soil-loss equation for forest ecosystems the Marmara region, Turkey. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 214, p. 118-123, 2005.

RANIERI, S.B.L. **Estimativa de erosão do solo em uma bacia hidrográfica do município de Piracicaba (SP) utilizando dois modelos USLE e WEPP**. 2000. 95 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

RANZINI, M.; LIMA, W.P. Comportamento hidrológico, balanço de nutrientes e perdas de solo em duas microbacias reflorestadas com *Eucaliptus*, no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 61, p.144-159, 2002.

RENARD, K.G.; FOSTER, G.R.; WEESIES, G.A.; PORTER, J.P. RUSLE: revised universal soil loss equation. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 46, n. 1, p.31-33, Jan./Feb.1991.

ROCHA, J.V.; LOMBARDI NETO, F.; BACELLAR, A.A.A. Metodologia para determinação do fator comprimento de rampa (L) para a Equação Universal de Perdas de Solo. **Caderno de Informações Georreferenciadas CIG: Nota Técnica 1**, Campinas, v. 1, n.2, p. 3, 1997.

ROSSINI, D. **Análise ambiental e do padrão espacial em áreas de expansão urbana em Limeira – SP**. 2001. 171 p. Tese (Doutorado em Geografia) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2001.

SANTOS, I.; KRÜGER, C.M.; LEVIS, M.; GARCIA, K.S. Avaliação de perdas de solo por erosão hídrica na bacia hidrográfica do rio Avaí. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13., 1999. Belo Horizonte. **Anais ...** Belo Horizonte, 1999. 1 CD-ROM.

SENTELHAS, P.C.; PEREIRA, A.R.; MARIN, F.R.; ANGELOCCI, L.R.; ALFONSI, R.R.; CARAMORI, P.H.; SWART, S. **Balanco hídrico climatológico de 500 localidades brasileiras**. Núcleo de monitoramento agroclimático. São Paulo. 1998. Disponível em: <http://www.lce.esalq.usp.br/bhbrasil/Maranhão/Imperatriz>. Acesso em: 15 abr. 2003.

SCHMIDT, J. A mathematical model to stimulate rainfall erosion. **Catena**, Cremlingen-Destedt, suppl. 19, p.101– 109, 1991.

SILVA, A.M.S.; SCHULZ, H.E.; CAMARGO, P.B. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas**. São Carlos: RIMA, 2004. 138 p.

SILVA, J.R.C.; DIAS, A.S. A erosividade das chuvas em Fortaleza (CE). II - correlação com o coeficiente de chuva e atualização do fator R no período de 1962 a 2000. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, n.2, p. 347–354, mar./Abr. 2003. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo>. Acesso em: 02 mar. 2004.

SOUZA, C.K.; MARQUES JR, J.; MARTINS FILHO, M.V. ; PEREIRA, G.T. Influência do relevo e erosão na variabilidade espacial de um latossolo em Jaboticabal (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, p. 1067-1074, 2003.

SOUZA, G.C. **Análise de metodologia no levantamento de dados espaciais para cadastro urbano**. 2001.122 p. Dissertação (Mestrado em Transportes) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

STEINHARDT, U.; VOLK, M. Meso-scale analysis base don landscape balance investigations: problems and hierarquical approaches for their resolutin. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v.168, p.251-265, 2004.

UHLENBROOK, S.; ROSER, S; TILCH, N. Hydrological process representation at meso-scale: the potencial of a distributed, conceptual catchment model. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 291, p.278–296, 2004.

USLU, S. **Effect of various landuses on the runoff and soil erosion in Seytandere-Bahçekoy**. Istanbul: Istanbul University, Faculty of Forestry, 1971. (Istanbul University Publication, 1643).

WERNER, M.V. **GIS-orientierte Methoden der digitalen Reliefanalyse zur Modellierung von Bodenerosion in kleinen Einzugsgebieten.** 1995. Dissertation - Freie University, Berlin, 1995.

WISCHMEIER, W.H.; MANNERING, J.V. Relation of soil properties to its erodibility. **Soil Science Society of America Proceedings**, Ann Arbor, v.31, p.131-137, 1969.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses:** a guide to conservation planning. Washington: USDA, Science and Education Administration, 1978. 58 p. (Supersedes Agricultural Handbook, 282).

WISCHMEIER, W.H.; JOHNSON, C.B.; CROSS, B.W. A soil erodibility monograph for farmland and construction sites. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.26, n.5, p.131-137, 1971.

ANEXOS

ANEXO A - Vazão mensal e concentração mensal de sedimentos em suspensão medidos na microbacia com floresta natural, Imperatriz (MA)

Microbacia com floresta natural				
Ano	Vazão (L s ⁻¹)	Concentração de sedimentos em suspensão (mg L ⁻¹)	Fluxo (mg L ⁻¹)	Fluxo mensal (kg mês ⁻¹)
ago/00	2,076	6,30	13,08	35,03
set/00	2,225	17,70	39,38	102,07
out/00	2,145	19,30	41,40	110,89
nov/00	2,451	9,00	22,06	57,17
dez/00	2,326	5,70	13,26	35,52
jan/01	3,670	10,00	36,70	98,29
fev/01	4,199	22,00	92,38	223,48
mar/01	4,031	18,30	73,77	197,58
abr/01	5,994	8,70	52,15	135,17
mai/01	2,842	6,30	17,90	47,95
jun/01	2,478	10,70	26,52	68,74
jul/01	1,782	25,00	44,56	119,35
ago/01	1,395	38,30	53,41	143,06
set/01	1,601	39,70	63,56	164,76
out/01	2,499	18,70	46,73	125,17
nov/01	2,388	14,70	35,10	90,98
dez/01	2,620	24,30	63,66	170,51
jan/02	6,380	22,00	140,36	375,95
fev/02	3,314	25,70	85,16	206,03
mar/02	4,133	10,30	42,57	114,03
abr/02	4,440	28,30	125,64	325,66
mai/02	3,235	8,30	26,85	71,91
jun/02	2,258	8,70	19,65	50,92
ago/02	1,395	4,00	5,58	14,94
set/02	1,601	33,00	52,84	136,95
out/02	2,499	9,70	24,24	64,93
nov/02	2,388	15,30	36,53	94,69
dez/02	2,620	12,70	33,27	89,12
jan/03	1,973	22,30	43,99	117,83
fev/03	3,944	17,30	68,23	165,05
mar/03	2,567	49,30	126,55	338,94
abr/03	2,207	25,70	56,73	147,03
jun/03	1,183	21,70	25,68	66,55
jul/03	0,774	7,3	5,65	15,13

ANEXO B - Vazão mensal e concentração mensal de sedimentos em suspensão medidos na microbacia com floresta plantada, Imperatriz (MA)

Microbacia com floresta plantada				
Ano	Vazão (L s ⁻¹)	Concentração de sedimentos em suspensão (mg L ⁻¹)	Fluxo (mg L ⁻¹)	Fluxo mensal (kg mês ⁻¹)
ago/98	0,01575	25,0	0,3938	1,055
set/98	0,03614	23,0	0,8313	2,155
out/98	0,06774	41,0	2,7773	7,439
nov/98	0,05326	44,2	2,3515	6,095
dez/98	0,02703	54,3	1,4677	3,931
jan/99	0,01617	45,0	0,7274	1,948
fev/99	0,03731	34,0	1,2686	3,069
mar/99	0,10661	41,0	4,3709	11,707
abr/99	0,10165	25,7	2,6125	6,772
mai/99	0,13746	1,3	0,1787	0,479
jun/99	0,09045	86,7	7,8419	20,326
jul/99	0,05687	8,0	0,4549	1,218
ago/99	0,01784	26,0	0,4638	1,202
set/99	0,02170	5,7	0,1237	0,321
out/99	0,01336	45,7	0,6106	1,635
nov/99	0,03368	50,0	1,6840	4,365
dez/99	0,06395	55,3	3,5367	9,473
jan/00	0,10409	77,3	8,0462	21,551
fev/00	0,11078	78,7	8,7181	21,091
mar/00	0,14974	64,7	9,6883	25,949
abr/00	0,18808	49,7	9,3478	24,229
mai/00	0,16440	26,3	4,3236	11,580
jun/00	0,12552	144,0	18,0748	46,850
jul/00	0,08652	52,3	4,5248	12,119
ago/00	0,05308	27,0	1,4332	3,839
set/00	0,04007	40,3	1,6147	4,185
out/00	0,04145	36,3	1,5045	4,030
nov/00	0,03856	38,3	1,4769	3,828
dez/00	0,04207	53,3	2,2423	6,006
jan/01	0,05981	83,7	5,0059	13,408
fev/01	0,07756	41,3	3,2032	7,749
mar/01	0,08879	48,3	4,2888	11,487
abr/01	0,11195	52,7	5,9000	15,293
mai/01	0,09460	40,0	3,7839	10,135
jun/01	0,06324	29,3	1,8529	4,803
jul/01	0,03411	34,7	1,1838	3,171