UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CIÊNCIA AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DA LARGURA IDEAL DE FLORESTAS RIBEIRINHAS
CONSIDERANDO MODELAGEM MATEMÁTICA, ESTIMATIVA DE EROSÃO POR
¹³⁷Cs E ASPECTOS ECOLÓGICOS**

Joseline Filippe

Orientador: Gerd Sparovek

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Programa de Pós Graduação em Ciência Ambiental/ PROCAM

Piracicaba
2006

*A Deus, a meus pais e a meu irmão. Ao Ricardo, meu namorado.
Dedico, com muito carinho.*

AGRADEÇO

Ao Gerdão, pela orientação, acompanhamento, e pelo jeito paixão de ser!

Ao Osny, companheiro e amigo.

Ao Ricardo Rodrigues, pelas relevantes contribuições.

À Simone e à Isabela, grandes mulheres!

Aos amigos: Lú, Célia, Rê, Mari, Lúcia, Shumi, Beto, Mazza, Bob.

À Karlinha pequena, grande nos momentos mais difíceis.

À Fapesp, pelo apoio fundamental para a pesquisa.

Ao PROCAM, pela oportunidade.

Para ser grande, sê inteiro: nada.
Teu exagera ou exclui.
Sê todo em cada coisa. Põe quanto és
No mínimo que fazes.
Assim em cada lago a lua toda
Brilha, porque alta vive.

Ricardo Reis (Fernando Pessoa)

RESUMO

FILIPPE, J. *Avaliação da largura ideal de Florestas Ribeirinhas considerando modelagem matemática, estimativa de erosão por ^{137}Cs e aspectos ecológicos*. 2006. Dissertação (mestrado) – Programa de Pós Graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

A avaliação da largura de florestas ribeirinhas para a retenção de sedimentos inclui as seguintes hipóteses: 1. A presença da Floresta Ribeirinha é eficiente na retenção de sedimentos em áreas cultivadas por cana-de-açúcar; 2. Diferentes larguras de Florestas Ribeirinhas apresentam diferentes eficiências para essa função e, 3. As larguras de florestas ribeirinhas para a retenção de sedimentos variam de acordo com as características da microbacia. Para testar essas hipóteses, foi utilizada a técnica do ^{137}Cs em áreas agrícolas cultivadas por cana-de-açúcar e em Áreas de Preservação Permanente de Iracemápolis, incluindo um fragmento Florestal Ribeirinho Remanescente, uma Área Restaurada com espécies nativas e uma área de Cerradão em Orindiúva. Essa técnica foi aplicada concomitantemente com o programa de interface EDI (Erosion Database Interface) que associa o modelo WEPP (Water Erosion Prediction Project), e SIG (Sistema de Informações Geográficas) para calcular erosão e deposição tanto para a escala das transeções quanto para as microbacias. Para complementar o estudo, as análises morfológicas do perfil do solo serviram para dar suporte à aplicação do modelo WEPP. A análise fitossociológica destacou-se como importante ferramenta para verificar a heterogeneidade das condições da vegetação. Todas as metodologias mostraram que a Floresta Ribeirinha foi eficiente para este papel, pois a deposição ocorreu somente na Floresta e a erosão foi predominante na cana-de-açúcar. A largura de 30 m de faixa ciliar apresentou 10% de eficiência para a retenção de sedimentos nas microbacias de Iracemápolis e 63% de eficiência para a microbacia do rio Turvo. As larguras de Florestas ribeirinhas de 46m, 56 m e 34 m foram as que permitiram uma produção aceitável de sedimentos de acordo com as condições atuais nas três microbacias de estudo (Wtsy). A modelagem utilizando a interface EDI mostrou que as larguras das florestas ribeirinhas para a retenção de sedimentos devem ser analisadas considerando as características da microbacia, como o comprimento de rampa, a

declividade, o tipo de solo. A heterogeneidade dos parâmetros fitossociológicos entre as transeções com relação à diversidade, densidade, área basal total indica que a análise da largura da Floresta Ribeirinha deve considerar o posicionamento dos fragmentos de floresta na paisagem, o estado de degradação ambiental da Floresta, a largura total do fragmento, a disposição dos elementos na paisagem, o tipo de solo, o histórico de ocupação das terras.

Palavras-chave: Floresta Ribeirinha, ^{137}Cs , WEPP, fitossociologia, retenção de sedimentos.

ABSTRACT

FILIPPE, J. *Riparian Forest width evaluation using mathematical modeling, ^{137}Cs technique and ecological aspects*. 2006. Dissertação (mestrado) – Programa de Pós Graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

The main hypotheses of the present study regarding the evaluation of the efficiency of riparian forest to sediment retention were: 1. Riparian Forest is an efficient system for sediment retention in watersheds; 2. Different Riparian Forests widths present different efficiencies for this function and, 3. Widths of riparian forests to sediment retention vary according to watershed characteristics. Erosion prediction methods were applied in sugarcane crop areas in Iracemápolis, SP, where a natural Riparian Forest and a Reforested area were selected for the study, and in Orindiúva, SP, where a Savana vegetation (Cerrados) was studied. The interface program EDI (Erosion Database Interface) that links WEPP model (Water Erosion Prediction Project), to GIS (Geographical Information System) was used to evaluate erosion and sediment deposition in the watersheds. Morphological analyses of soil profiles was used as a tool to help in the evaluation of WEPP model deposition estimates. Phytossociological studies were important to characterize the heterogeneity of the riparian vegetation. All the methodologies showed that Riparian Forests was efficient for sediment retention. Sediment deposition was observed only in the riparian ecosystem while in the cultivated land the erosion process was predominant. 30m of riparian vegetation strip showed a capacity to retain 10% of the total amount of sediments produced in Iracemapolis watershed and 63% of the total amount in the Rio Turvo watershed. The riparian width of 46m, 56 m and 34 m produced acceptable sediment retention averages considering the current management. Riparian forest width for sediment retention evaluation should consider the watershed characteristics, as shape, slope, soil, kind of soil use and vegetation, historical management analysis, and the environmental conditions of the landscape.

Keywords: Riparian Forest, ^{137}Cs , WEPP, Phytossociology, sediment retention.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	9
2.	O ESTADO DA ARTE.....	9
3.	OBJETIVOS GERAIS.....	14
4.	AS ÁREAS DE ESTUDO.....	15
5.	CAPÍTULO 1 - <i>Análise da retenção de sedimentos em Florestas Ribeirinhas utilizando as seguintes metodologias: ¹³⁷Cs, o modelo WEPP e morfologia do solo.</i>	18
5.1.	Introdução.....	21
5.2.	Objetivos.....	23
5.3.	Material e métodos.....	24
5.4.	Resultados e discussão.....	31
5.5.	Conclusões.....	59
6.	CAPÍTULO 2 - <i>Avaliação da largura ótima da faixa ciliar em microbacias utilizando o modelo WEPP, SIG, EDI e os parâmetros ecológicos.</i>	60
6.1.	Introdução.....	63
6.2.	Objetivos.....	64
6.3.	Material e métodos.....	64
6.4.	Resultados e Discussão.....	68
6.5.	Conclusões.....	95
7.	CAPÍTULO 3 - <i>A fitossociologia e a largura da faixa ciliar.</i>	96
7.1.	Introdução.....	99
7.2.	Objetivos.....	100
7.3.	Material e métodos.....	100
7.4.	Resultados e discussão.....	102
7.5.	Conclusões.....	118
8.	CONCLUSÕES GERAIS.....	118
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	119
	ANEXOS.....	125

1. INTRODUÇÃO

A Legislação Ambiental representada pelo Código Florestal apresenta definições de largura de Florestas Ribeirinhas que obedecem às larguras do leito dos rios, definições que têm como proposição reduzir o assoreamento do sistema hídrico, garantindo a conservação das faixas mínimas de Floresta Ribeirinha. Entretanto, são necessários avanços com relação ao conhecimento da eficiência das diferentes larguras das Florestas Ribeirinhas para o bom desempenho de suas funções físicas e biológicas.

Este trabalho procura contribuir para a melhoria das definições de Largura de Floresta Ribeirinha apresentadas pelo Legislativo buscando um embasamento científico para as proposições legais, bem como estudar e comprovar as funções exercidas por esse ecossistema na retenção de sedimentos.

2. O ESTADO DA ARTE

O cenário ambiental

O fluxo de energia e de matéria para o equilíbrio de ecossistemas atinge todos os níveis da hierarquia da vida, iniciando com a emissão de raios solares através da biosfera, que são utilizados como matéria-prima pelas plantas e se transformam em matéria orgânica, consumida pelos demais níveis tróficos da cadeia alimentar, transparecendo que todos esses sistemas interagem entre si (MACKENZIE, BALL e VIRDEE, 2001). Do ponto de vista da erosão, o fluxo de energia se inicia com a força do impacto da água no solo, que pode ter suas partículas desprendidas e transportadas para regiões com características de interceptação de sedimentos. Essas regiões deveriam ser ocupadas pela Floresta Ribeirinha que, por estar situada entre dois ecossistemas (o terrestre e o aquático), tem, por natureza, a importante função de regular a geração de energia e de nutrientes de um ecossistema para outro (KAJEYAMA et al, 2002). Um intercâmbio de energia sem alterações na sua natureza seria suficiente para manter a diversidade e o equilíbrio entre a capacidade e o acesso aos recursos necessários para ambos os ecossistemas. Entretanto, o cenário de alterações ambientais provocados pelo homem origina o “paradigma do desequilíbrio”

(PICKET; PARKER; FIEDLER, 1992), em que o estado clímax de um ecossistema não pode mais ser atingido e a perda da resiliência passa a ser um fenômeno comumente encontrado, pois os sistemas naturais e artificiais (do homem) interagem entre si.

A origem das Florestas Ribeirinhas e sua importância ambiental

Mudanças no clima nas regiões intertropicais que ocorreram durante as glaciações pleistocênicas, acarretando uma redução da área coberta por florestas. Com esse processo, foram formados centros de diversidade e endemismo em refúgios de floresta, concentrados nas porções adjacentes aos canais de drenagem em solos férteis (CORREIA et al, 2001). Origina-se a Floresta Ribeirinha, uma interface entre diversos tipos de vegetação, um ecótono dependente de diversos fatores ambientais locais e regionais (BROWN; BRINSON; LUGO, 1979 *apud* MALANSON, 1995), um mosaico de características geomorfológicas, climáticas, hidrológicas e ecológicas locais.

As Florestas Ribeirinhas são áreas de elevada importância ambiental por vários aspectos. O primeiro deles é comprovado pela capacidade de recarregar aquíferos; o segundo destaca-se pela manutenção da qualidade da água, reduzindo as taxas de erosão e assoreamento dos rios; e, finalmente são áreas de extrema importância para a manutenção da biodiversidade global (LLANO, 1998; LOWRANCE et al, 1997; NAKAO; SOHNGEN, 2000; RICHIE; MCARTY, 2003; RODRIGUES; GANDOLFI, 2001).

Esse importante ecossistema contribui para a retenção de sedimentos devido à elevação das taxas de infiltração, reduzindo as taxas de inundação (LLANO, 1998; LOWRANCE et al, 1997; RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). A vegetação protege o solo contra a erosão através dos seguintes processos: pela retenção física das raízes, pela diminuição do impacto da água sobre o solo através das folhas e do caule e pelo recobrimento do solo através da formação da camada de serrapilheira. Por todos esses fatores, é esperado que quanto maior o recobrimento vegetal, menor é a perda de solo por erosão (STOCKING, 1994). Neste sentido, comparando a estabilidade e a eficiência da vegetação para explicar os processos de transporte de sedimentos, Wang, Yin e Shan

(2005) concluíram que quanto maior o estado de degradação ambiental de uma floresta ribeirinha, menor é a eficiência na retenção de sedimentos, pois menor é a eficiência de redução da velocidade de transporte de partículas (menor controle hidrológico).

Comparando áreas com diferentes manejos do solo, Mckergow et al (2003) verificaram que áreas com cobertura vegetal apresentaram menores valores de sedimentos em suspensão, resultado de um banco de erosão drasticamente reduzido e da estabilidade do canal. Em adição, Lowrance et al (1997), Cooper et al. (1987), e Owens, Edwards e Van Keuren, (1996) também afirmam que a vegetação ripária contribui para a melhoria da qualidade da água, remoção de sedimentos em suspensão e diversas formas de nitrogênio, fósforo e potássio. Também Osborne e Kovaric (1993) afirmam que a vegetação ripária contribui para melhorar a qualidade da água através de processos químicos, físicos e biológicos, protegendo os rios de fatores poluentes por meio da filtração de nutrientes.

Com relação ao aspecto biológico, as Florestas Ribeirinhas são consideradas áreas-chave para a manutenção da biodiversidade global. Isto pode ser afirmado por se tratarem de habitats particulares para algumas espécies com risco de extinção, além de servirem como refúgio para aquelas provenientes de plantações e como corredor ecológico interligando fragmentos florestais (KAJEYAMA et al, 2002; LOWRANCE et al, 1997; MALANSON, 1995; RODRIGUES; GANDOLFI 1998; RODRIGUES; GANDOLFI, 2001), importante para a sobrevivência de espécies especialistas e generalistas.

A proteção Legal das Florestas Ribeirinhas

Por sua importância essencial, as Florestas Ribeirinhas são protegidas na Legislação Ambiental. No Brasil, a necessidade da preservação dessas florestas é regulamentada pela Lei Federal desde 1965 (seção 208, art. 1º da Lei 4771 de 15.9.1965) – modificado por uma série de Leis e Medidas Provisórias (MPs) posteriores, em que ficam estabelecidas larguras de Florestas Ribeirinhas de acordo com a largura do leito do rio (CÓDIGO FLORESTAL, 1965; CÓDIGO FLORESTAL, 1988; MACHADO, 2002). Desde então, ficaram estabelecidos os seguintes parâmetros: a largura mínima de APP deve ser de 30 metros para cursos

d'água com menos de 10 metros de largura, 50 metros para rios com larguras compreendendo de 10 a 50 metros, 100 metros, para aqueles que possuem largura de 50 a 200 metros, 200 metros para os que apresentarem de 200 a 600 metros e, finalmente, uma largura de Floresta de 500 metros para rios de mais de 600 metros de largura do leito. São consideradas também as nascentes (ou olhos d'água), que devem possuir um raio mínimo de 50 metros de largura da faixa ciliar (CÓDIGO FLORESTAL, 1988; KAGEYAMA et al., 2002; MORAES; SILVA DE, 2000). Legalmente, as Áreas de Preservação Permanente (APPs) têm a função proteger as formas de vegetação, preservando os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (CÓDIGO FLORESTAL, MP nº 2.166-67, de agosto de 2001). A erosão, a perda de fertilidade dos solos e o assoreamento dos rios e degradação dos corpos d'água foram os principais motivos que levaram ao estabelecimento das APPs.

A necessidade de embasamento científico

As definições legais de largura da faixa de proteção ciliar apresentadas pela Legislação Ambiental foram estabelecidas com pouco suporte científico e sem incorporar as características da microbacia, como tipos de floresta, o estado de degradação da área, o papel de corredor ecológico, o tipo de solo, a declividade e o comprimento de rampa. Estas variáveis, que estão diretamente envolvidas no cumprimento das funções da Floresta Ribeirinha, assegurariam os benefícios ecológicos adequados e o bom funcionamento hidrológico da microbacia nas diferentes situações da paisagem (GLEICK, 1998; LIMA; ZAKIA, 2001; MALANSON, 1995; RODRIGUES; GANDOLFI, 2004).

Estudos de Lowrance et al. (1997), Nilson, Janson e Zinko (1997) e Phillips (1989); visam à determinação da largura de “faixas-tampão” para a proteção dos recursos hídricos. Clinnick (1985) realizou uma revisão sobre a eficiência de diferentes larguras de floresta ribeirinha (na Austrália) para a proteção do curso d'água e concluiu que a largura mais

recomendada seria de 30m. No Brasil, diversos pesquisadores (OLIVEIRA FILHO; RATTER, 2000; SIMÕES, 2001; SPAROVEK et al., 2001) têm mostrado que as faixas marginais aos corpos d'água destinadas às áreas de preservação permanente nem sempre possuem a largura necessária para exercer o papel de filtro para nutrientes (nitrogênio e fósforo, principalmente) e sedimentos transportados pela água proveniente das áreas agrícolas adjacentes. Em adição, estudos localizados apontam que a obrigatoriedade da proteção de florestas em APPs, associada a atitudes conservacionistas dos proprietários rurais serão fatores importantes na manutenção de remanescentes naturais em propriedades privadas (DIEDERICHSEN, 2003; DITT, 2002).

Visando a conservação da biodiversidade, Metzger et al (1997), observaram que uma largura de floresta ribeirinha entre 60 a 90 m seria suficiente para manter a diversidade e a equabilidade de espécies de plantas. Também comprovaram que a riqueza de espécies aumentava consideravelmente com o aumento das larguras de floresta. Darveau et al (2001) observaram que a faixa ciliar de 60 m era suficiente para dobrar a eficiência para a manutenção da biodiversidade de pequenos mamíferos. Para Shirley e Smith (2005), uma largura entre 40 a 50m seria capaz de manter a conectividade entre fragmentos de florestas ribeirinhas e 100 m de largura é recomendada para manter espécies de pássaros especialistas e generalistas. Entretanto, Burbrink, Philipps e Heske (1998) e Lardinid e Angelstran (2005) concluíram que também é muito importante a existência de áreas matrizes próximas às Florestas Ribeirinhas, fator que pode contribuir para a manutenção da heterogeneidade de generalistas e especialistas.

A carência de suporte científico presente na legislação ambiental brasileira e a necessidade de pesquisas no que se refere à função de retenção de sedimentos das florestas ribeirinhas ressaltam a importância de estudos de erosão para o estudo dessa função. Existem diversas metodologias que podem ser aplicadas para o estudo da erosão. A primeira delas é a metodologia do ^{137}Cs , pois este elemento tem a propriedade de ser adsorvido às partículas mais finas do solo (argila e matéria orgânica) e por esse motivo, é

um instrumento para medidas de perda e deposição de solo (BACCHI et al., 2000; GUIMARÃES, 1988). A segunda metodologia é o WEPP (Water Erosion Previction Project) (FLANAGAN; NEARING, 1995), e sua utilidade se concentra na facilidade com que pode ser aplicado para a predição de erosão, considerando os fatores ambientais que interferem nos processos erosivos. Por outro lado, a morfologia do solo destaca-se como ferramenta para a descrição detalhada dos sedimentos no perfil do solo, servindo de suporte para as demais metodologias. Ampliando o estudo para a predição da erosão na microbacia, a utilização do programa da interface EDI (Erosion Database Interfase) entre SIG (Sistema de Informações Geográficas) e WEPP destaca-se como importante ferramenta no estudo da retenção de sedimentos nas florestas ribeirinhas (RANIERI et al., 2002), pois tem a propriedade de analisar a erosão espacialmente. Finalmente, a fitossociologia (RODRIGUES, 1988) vem fornecer o suporte biológico e a possibilidade de estabelecer análises sobre a heterogeneidade das condições ambientais desse ecossistema tão importante ambientalmente.

As hipóteses

O presente estudo está baseado nas hipóteses: 1. A presença da Floresta Ribeirinha é eficiente na retenção de sedimentos em áreas cultivadas por cana-de-açúcar; 2. Diferentes larguras de Florestas Ribeirinhas apresentam diferentes eficiências para essa mesma função e, 3. As larguras de florestas ribeirinhas para a retenção de sedimentos variam de acordo com as características da microbacia. 4. A fitossociologia auxilia na obtenção de critérios ambientais que possam compor a análise da largura da faixa ciliar.

3. OBJETIVOS GERAIS

Os objetivos gerais deste projeto são:

1. Avaliar, por meio de métodos quantitativos, a eficiência de Florestas Ribeirinhas e a atuação de suas diferentes larguras na retenção de sedimentos.

2. Realizar comparações entre a técnica do ^{137}Cs , o modelo WEPP e a análise morfológica, testando a compatibilidade entre os mesmos;
3. Aplicar a modelagem para predição da largura ótima da faixa ciliar para a retenção de sedimentos em três microbacias de estudo;
4. Analisar a heterogeneidade ambiental das transeções de estudo com relação aos parâmetros fitossociológicos, visando o esclarecimento de critérios ambientais que devem ser analisados na largura da faixa ciliar.

4. AS ÁREAS DE ESTUDO

As áreas de estudo compreenderam 3 microbacias: A, B e C e, para cada microbacia, foram selecionadas 2 transeções em campo.

Microbacia A: Está situada no município de Iracemápolis, denominada microbacia do Ribeirão Cachoeirinha, cuja latitude é 22°35' S e longitude 47°33' W (figura 1). A temperatura média anual é de aproximadamente 21°C e a precipitação média é de 1360 mm ao ano. A altitude é de 610 metros e o tipo de solo correspondente na região é o Latossolo Vermelho textura argilosa. Nessa região, somente uma pequena porcentagem de café existia até 1962, sendo que a área foi completamente ocupada por cana-de-açúcar em 1978; desde então, tal cultivo ainda é predominante. A unidade morfoestrutural deste município compreende a Bacia Sedimentar do Paraná, inserida na unidade morfoescultural da Depressão do Médio Tietê. O relevo predominate é modelado, com colinas com topos amplos, declividade dominante de 10-20% e altitude de 500 – 600m. A litologia dominante é de basaltos e arenitos (Ross & Moroz, 1997), compreendendo a Formação Serra Geral. O tipo de formação florestal predominante nesta área é de Floresta Estacional Semidecidual Ribeirinha degradada, formação comum da região de Piracicaba, pela predominância dessa condição no interflúvio de floresta estacional semidecidual. Nessa área, foi selecionada uma floresta ribeirinha situada na usina Iracema (figura 1), onde foram selecionadas 2 transeções em campo: a transeção 1 (compreendendo a cana-de-açúcar e a floresta ribeirinha) e 2 (compreendendo a cana paralela à transeção 1).

Microbacia B: Também está situada no município de Iracemápolis, denominada microbacia do Ribeirão Cachoeirinha, apresenta condições ambientais semelhantes à microbacia A (figura 1). A área selecionada é uma Área Restaurada às margens da represa de abastecimento público municipal, situada a 22° 35' S de latitude e 47° 31' de longitude. O plantio foi em 1987, tendo, portanto uma idade de 17 anos e uma largura de 50m, compreendendo espécies nativas da região. O solo predominante é Latossolo Vermelho eutroférico. Foi selecionada também outra transeção de uma área restaurada próxima, mas uma área restaurada mais nova, de aproximadamente 10 anos. A situação topográfica dos rios da região é de rios bem encaixados com ocorrência de elevação altitudinal em direção ao divisor de águas da microbacia. Nessa área, foram selecionadas as transeções 3 (área restaurada de 17 anos) e 4 (área restaurada de 10 anos), ambas envolvendo a área restaurada e a cana montante.

Microbacia C: A terceira área de estudo está situada no município de Orindiúva, na microbacia do Rio Turvo (microbacia 3), e possui 20°14'N de latitude e 49°21'W de longitude, mais precisamente na usina Moema. O tipo de clima é AW (de acordo com o Sistema Koeppen), indicando ser quente e úmido, com inverno seco. A temperatura média anual é de 23°C, precipitação de 12 mm no mês seco (julho) e de 250 mm no mês mais chuvoso (janeiro). O solo predominante é Latossolo Vermelho textura média arenosa. Nessa área, existia pastagem até 1977, sendo substituída em 1978 por cana-de-açúcar (cultivo ainda predominante). A unidade morfoestrutural de Orindiúva também compreende a Bacia Sedimentar do Paraná, com unidades morfoestruturais o Planalto Ocidental Paulista e o Planalto Centro Ocidental. As formas de relevo predominantes são colinas amplas e baixas, com declividades dominantes de 10 – 20% e altitudes de 300 – 600m. A litologia é formada por arenitos, lentes de siltitos e argilitos, conferindo uma textura mais arenosa do que a Unidade Morfoestrutural de Iracemápolis. O tipo de formação florestal nesta área é de Cerradão, com uma largura de Floresta Ribeirinha de 1024 m. Nessa área foram selecionadas as transeções 5 (envolvendo a cana montante e a floresta ribeirinha) e 6 (compreendendo a cana paralela transeção 5) (figura 1).

Microbacia A: do Ribeirão Cachoeirinha. Transeções 1 e 2

Microbacia B: do Ribeirão Cachoeirinha. Transeções 3 e 4

Microbacia C: do rio Turvo. Transeções 5 e 6.

- Floresta Ribeirinha selecionada
- Transeção na Floresta Ribeirinha
- Transeção na cana paralela

Figura 1 - Florestas ribeirinhas selecionadas. Microbacia A: Floresta Estacional Semidecidual Ribeirinha de Itacemópolis. Microbacia B. Área restaurada com mudas nativas de Itacemópolis. Microbacia C. Cerradão de Orindiúva. Os números se referem às transeções selecionadas.

5. CAPÍTULO 1

Análise da retenção de sedimentos em Florestas Ribeirinhas utilizando as seguintes metodologias: ^{137}Cs , o modelo WEPP e morfologia do solo.

RESUMO

FILIPPE, J. *Análise da retenção de sedimentos em florestas ribeirinhas utilizando as seguintes metodologias: ^{137}Cs , WEPP e a morfologia do solo*. 2006. Dissertação (mestrado) – Programa de Pós Graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

Três metodologias de previsão de erosão: a técnica do ^{137}Cs , o modelo WEPP e a morfologia do solo foram utilizadas para testar a eficiência da floresta ribeirinha na retenção de sedimentos. Os principais objetivos da pesquisa são: avaliar a eficiência das florestas na retenção de sedimentos e realizar comparações entre as diversas metodologias. A análise conjunta das metodologias mostra-se uma importante ferramenta para a análise da compatibilidade entre elas, bem como permite verificar as limitações e potencialidades do modelo WEPP, uma técnica que tem a vantagem de ser aplicável para toda a unidade da microbacia. Comparativamente ao ^{137}Cs e à morfologia, o modelo WEPP mostrou-se coerente para a análise da retenção de sedimentos em florestas ribeirinhas, principalmente qualitativamente. As três metodologias indicaram que esse ecossistema é eficiente para a retenção de sedimentos, pois a deposição somente ocorreu somente na floresta.

Palavras- chave: ^{137}Cs , WEPP, morfologia do solo, retenção de sedimentos.

ABSTRACT

FILIPPE, J. *Sediment retention in riparian forests using Cs technique, WEPP model and morphological studies*. 2006. Dissertação (mestrado) – Programa de Pós Graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

Three erosion prediction methods: ^{137}Cs technique, WEPP model and morphological soil studies were used to test the hypothesis that riparian forest is efficient for sediment retention. The main purpose of this research was to evaluate the efficiency of riparian forest in sediment retention and to compare these methodologies. The use of different erosion prediction methods is important in order to analyze their compatibility, limitations and potentialities, mainly WEPP model, which can evaluate erosion and deposition on a geo-referenced basis. WEPP model presented a good agreement with the ^{137}Cs technique and morphological studies, both for sediment deposition estimates in the riparian forests and erosion estimates in the sugar-cane crop. The three methodologies showed that this ecosystem is efficient to sediment retention.

Keywords: ^{137}Cs , WEPP, morphology, sediment retention.

5.1. Introdução

Mckergow et al. (2003) compararam os sedimentos e os nutrientes em suspensão em uma microbacia monitorada durante um período de 10 anos, em áreas ripárias em manejo adequado do solo por meio de cobertura vegetal (área reflorestada), em contraposição com áreas sem o devido tratamento (área altamente degradada, ou sem cobertura vegetal). Observaram que as áreas com cobertura vegetal apresentaram menores quantidades de sedimentos em suspensão na água, resultado de um banco de erosão drasticamente reduzido e da estabilidade do canal proporcionada pelas raízes.

Seguindo essa linha de raciocínio, para analisar a atuação da Floresta Ribeirinha na retenção de sedimentos, este trabalho consistirá na utilização de diversas metodologias.

O uso do ^{137}Cs como traçador da erosão e deposição de sedimentos baseia-se no fato de que esse radioisótopo tem a propriedade de ser fortemente adsorvido às partículas mais finas do solo (argila e matéria orgânica), apresentando pouca mobilidade no perfil, ficando, portanto, concentrado nas camadas superficiais (BACCHI et al., 2000; GUIMARÃES, 1988), e sendo arrastado juntamente com as partículas do solo pelo processo de erosão. O ^{137}Cs presente no ambiente tem duas origens principais: testes de bombas nucleares ocorridos entre 1950 e 1970 e o acidente ocorrido em Chernobyl em 26 de abril de 1986. A deposição de poeira radioativa contendo ^{137}Cs , proveniente dos testes nucleares, teve início logo após os testes tendo apresentado picos de deposição em 1963 e 1964, decrescendo os níveis de detecção em meados dos anos 80 (GUIMARÃES, 1988). Após este importante acontecimento, a pesquisa científica nesta área tem se intensificado por aproximadamente 50 anos por cientistas de diferentes países, mostrando que as medidas espaciais de radioatividade de ^{137}Cs podem ser usadas eficientemente para se estimar processos de erosão e deposição de sedimentos (RITCHIE; MCCARTY, 2003; WALLING; QUINE, 1993).

O estudo de redistribuição de ^{137}Cs é baseado na comparação de inventários medidos (atividade total em Bequerél (Bq) por unidade de área) para pontos de amostragem individuais, resultando em uma estimativa representativa de movimentação do solo.

Baseado nesta comparação, os pontos de amostragem que apresentarem inventários menores que os valores de referência representam erosão; por outro lado, aqueles que apresentarem valores maiores que a referência representam o processo de deposição. As estimativas quantitativas das taxas de erosão e deposição a partir de medidas de ^{137}Cs foram inicialmente realizadas a partir de procedimentos empíricos de calibração e mais atualmente por meio de modelos de conversão que estimam essas taxas de acordo com a magnitude da redução ou aumento dos inventários de ^{137}Cs em relação a uma situação de referência (ZAPATA et al., 2002).

Os locais de referência exigidos para o uso desta técnica necessitam apresentar algumas características essenciais, como: proximidade do local de estudo, de preferência não ter sido submetida a nenhum tipo de manejo desde o “fallout”; não ter sido submetido a processos erosivos (áreas bastante planas e cobertas por vegetação rasteira, de preferência gramíneas). Todas essas características são importantes para que se tenha a máxima certeza de que a atividade do ^{137}Cs no perfil do solo da área de referência seja representativa do “fallout” ocorrido no local (WALLING; QUINE, 1993).

Por outro lado, modelos teóricos de erosão hídrica vêm sendo desenvolvidos desde 1950. As pesquisas iniciais para se ter informações sobre as perdas de solo foram baseadas em relações estatísticas empíricas entre as taxas de erosão observadas e características da precipitação pluvial, parâmetros de velocidade de transporte de partículas, práticas de manejo das culturas e práticas de controle de erosão. Mais recentemente, têm sido desenvolvidos modelos baseados nos processos físicos que envolvem todos esses parâmetros (NEARING; NORTON; ZHANG, 2001). Tais modelos possuem a vantagem de serem aplicáveis para condições em que as relações estatísticas empíricas não são disponíveis e para estudos ambientais que consideram ambos os processos de erosão e deposição e não somente um desses parâmetros (FLANAGAN; NEARING, 1995). O modelo WEPP é um desses modelos que permite predizer as taxas de erosão e deposição de sedimentos ao longo de todo declive, simulando esses processos em função do estado atual dos solos, da cobertura vegetal, da presença de resíduos culturais e da hidrologia do local.

O modelo determina o desprendimento de partículas, transporte e deposição ao longo da encosta (LAFLEN, 1991 *apud* RANIERI, 2000). Possui diversos componentes: o de erosão do solo, componente hidrológico, o de crescimento vegetal e decomposição de resíduos, o de balanço hídrico, o hidráulico e o de solo. O componente de erosão do solo envolve desprendimento, transporte e deposição de partículas, levando em consideração a erosão linear e areolar (Nicks et al., 1989 *apud* Ranieri, 2000). O componente hidrológico é composto pelos subcomponentes do clima e hidrologia de superfície e subsuperfície. O componente de crescimento vegetal estima o crescimento das plantas e a acumulação e decomposição de resíduos. O balanço hídrico quantifica os processos de infiltração, enxurrada e desprendimento de partículas. Finalmente, as propriedades do solo do componente solo influenciam os processos básicos de erosão, infiltração, transporte de sedimentos.

Adicionalmente, estudos de morfologia do solo podem ir além da simples classificação do perfil, possibilitando uma visualização bilateral das camadas de sedimentos no solo. Trabalhando na Guiana Francesa, Boulet et al. (1982) desenvolveram a metodologia que descreve a configuração bilateral dos horizontes do solo ao longo de uma transeção. Tais autores usaram esta metodologia para explicar a evolução do solo em diferentes transeções e os processos pedogenéticos que levaram à sua formação.

Considerando a fonte de sedimentos proveniente da cana-de-açúcar e utilizando as metodologias descritas, o presente estudo está baseado na hipótese de que a presença da Floresta Ribeirinha é realmente eficiente na retenção de sedimentos.

5.2. OBJETIVOS

1. Descrever o histórico de ocupação das terras para o estudo da erosão.
2. Avaliar a eficiência de Florestas Ribeirinhas na retenção de sedimentos e a atuação de diferentes larguras para essa função.
3. Realizar comparações entre o modelo WEPP, a técnica do ^{137}Cs e a análise morfológica do solo, testando a compatibilidade entre os mesmos.

5.3. MATERIAL E MÉTODOS

Análise histórica da área de estudo

A análise histórica das áreas de estudo tem como objetivo fornecer o conhecimento sobre o histórico de ocupação das terras para posteriores relações com as análises da retenção de sedimentos. A ferramenta utilizada nesse estudo é o Sistema de Informação Geográfica (SIG), programa TNT mips, versão 6.8.

Para tal, 6 cartas topográficas do IBGE de 1975 na escala 1:10000 (COORDENADORIA DO ESTADO DE SÃO PAULO) com uma resolução de 5 metros, foram digitalizadas e georreferenciadas. A partir dessas cartas, foi necessária a preparação de mosaicos, que foram a fonte para a elaboração do Modelo de Elevação Digital (DEM), representando as altitudes em relação ao nível médio do mar. A partir dessas cartas topográficas, foram extraídas as cotas das linhas de declive.

Vinte fotografias aéreas (dos anos de 1962, 1978, 1995, 2000, da BASE S/A) foram georreferenciadas utilizando 23 pontos coletados em campo com receptor GPS (modelo Trimble). A partir das fotografias georreferenciadas, foram feitos mosaicos para a visualização, interpretação e análise das florestas selecionadas. A partir desses mosaicos, foi possível analisar a história de ocupação das terras. Para localização geográfica (latitude e longitude) das áreas selecionadas em campo, foram gerados Grids a partir de planos formados pelas fotografias aéreas e das cartas topográficas processadas em SIG.

Nas transeções escolhidas, foram coletados pontos usando GPS Garmin, modelo de 1999. Foram gerados também vetores das transeções e dos contornos das florestas selecionadas. Baseado na latitude e longitude dos pontos colecionados em campo e no processamento e digitalização de cartas topográficas, a altitude foi gerada utilizando o DEM para as proximidades das Florestas Ribeirinhas. Estas coordenadas (latitude, longitude e altitude) foram usadas para alimentar o modelo WEPP.

As amostragens de solo para a metodologia do ^{137}Cs nas áreas selecionadas

A figura 1 representa uma transeção que apresenta um segmento na cultura da cana-de-açúcar e outro na floresta ribeirinha, indicando os pontos das amostragens de solo feitas nesses dois segmentos.

Figura 1 - Representação de uma transeção de amostragem em campo. As amostragens se deram de 10 em 10 m, nos dois segmentos envolvendo a cana-de-açúcar e a floresta ribeirinha (figura sem escala).

As amostragens de solo nas transeções 1 e 5 da Floresta Ribeirinha de Iracemápolis e do Cerradão de Orindiúva se deram a 10 e a 20 m na cana e a 5, 10, 20, 30, 40, 50 até 110 m dentro da floresta. O mesmo número de pontos de amostragem foi tomado nas transeções da cana-de-açúcar paralela (transeções 2 e 6). As amostragens nas transeções da área restaurada se deram até 30 m de largura.

As amostras de solo para ^{137}Cs foram do tipo compostas, formadas por cinco pontos de amostragens distanciados de 5 m em uma linha perpendicular à transeção principal. Foram coletadas amostras nas profundidades de 0-20 cm; 20-40 cm e 40-60 cm usando um trado de caneca de 6.0 cm diâmetro.

Foram abertas trincheiras localizadas a 5 e 10m dentro da floresta, das quais foram extraídas amostras em camadas de 5cm de espessura até a profundidade de 60 cm no perfil

de solo. As amostras foram secadas ao ar e passadas por peneira de malha de 2 mm. As análises de atividade das amostras foram feitas usando um equipamento de espectrometria gama de alta resolução EG&ORTEC Spectroscopy que usa um detector semicondutor de germânio hiperpuro GEM 20-180p, apresentando uma eficiência de detecção de 0.7%. O tempo de análise para cada amostra variou de 24 a 72 horas de acordo com o nível de atividade de cada amostra de forma a garantir o mesmo erro de integração dos picos de contagem no espectro de análise.

Após a obtenção dos inventários de ^{137}Cs em Bq/m^2 , os resultados foram convertidos em taxas de perda ou deposição de sedimento através do Modelo Proporcional (MITCHELL et al., 1980; DE JONG; VILLAR; BETTANY, 1982), de acordo com a eq. (1), abaixo:

$$Y = \frac{d_s z \Delta A}{10T} \quad (1)$$

em que:

Y: taxa média anual de perda (ou deposição) de solo (Mg/ha/ano)

ΔA : porcentagem de redução ou aumento do inventário de ^{137}Cs em relação ao inventário de referência

d_s : densidade do solo (kg /m^3)

z : profundidade da camada de solo analisada (m)

T: tempo decorrido desde o pico da deposição do ^{137}Cs (anos)

A área de referência escolhida para o método do ^{137}Cs está situada no município de Piracicaba, na Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ – USP), e trata-se de uma área bastante plana e gramada implantada em 1920. Essa área é próxima ao local de estudo em Iracemápolis, não tendo sido submetida a nenhum tipo de manejo desde o “fallout” Essa área possui latitude de $22^\circ 42' 37''\text{S}$, longitude de $47^\circ 38' 06''\text{W}$ e altitude de 560 m. Os resultados dos inventários de ^{137}Cs deste local são apresentados por Correchel (2003), cujo valor médio é de $314 \pm 34 \text{ Bq/m}^2$.

A análise estrutural do solo

Para obter uma visão bidimensional da distribuição dos sedimentos no solo na floresta de Iracemápolis, foram feitas tradagens até uma profundidade de 1,20 m e até a distância de 20 metros mata, sendo possível distinguir os sedimentos visualmente por cor e textura (segundo as recomendações de BOULET et al., 1982). Os horizontes foram separados em classes de centímetros, que posteriormente foram trabalhados em planilha eletrônica para se obter a configuração bidimensional da distribuição dos sedimentos no perfil.

O modelo WEPP (Water Erosion Prediction Project) e os ajustes dos parâmetros

O modelo WEPP estima as taxas de perda e deposição de sedimentos ao longo de uma vertente. A quantidade de sedimentos trazidos por erosão depende da intensidade da precipitação, do tipo de solo (susceptibilidade à erosão), do manejo da área (FLANAGAN; NEARING, 1995). Por isso, o modelo WEPP inclui componentes geradores de clima, infiltração, manejo do solo. Os arquivos geradores são construídos isoladamente e o programa EDI (Erosion Database Interface, RANIERI et al, 2002) associa cada código de solo e uso com os arquivos isolados do WEPP, gerando um arquivo de execução automática do modelo com os dados da vertente.

1. O arquivo de clima

Os arquivos de entrada de clima incluem valores de latitude, longitude, elevação e valores diários de precipitação, temperatura (máxima e mínima), radiação solar, direção e velocidade dos ventos. A partir daí, o modelo gera parâmetros de temperatura mensal (máxima e mínima) e precipitação mensal. Esses dados de entrada são transformados no arquivo de clima utilizado pelo WEPP através do modelo CLIGEN (NICKS et al, 1995). Os parâmetros de entrada do CLIGEN são utilizados para gerar a duração, pico e quantidade total de enxurrada, que são afetados pela cobertura vegetal, sendo um dos parâmetros mais sensíveis do modelo.

Os dados de entrada de clima utilizados para a análise da mata de Iracemápolis e da área restaurada foram obtidos a partir da base de dados da Estação Agrometeorológica da ESALQ – USP – Piracicaba, com valores dos últimos 98 anos.

Para a confecção do arquivo de clima para Orindiúva, foram extraídos dados da estação meteorológica de Votuporanga (estação mais próxima de Orindiúva) dos anos de 1991 a 2000, para os valores diários de pluviosidade, temperatura máxima, mínima e média e insolação. Esses dados foram a fonte para a elaboração do arquivo de extensão **.par** de entrada do programa CLIGEN. Na elaboração do arquivo **.par** seguiu-se as recomendações de Chaves et al (2000) e de Flanagan e Nearing (1995). O arquivo gerado pelo CLIGEN de extensão **.cli** é, por sua vez, o arquivo de entrada para o modelo WEPP e a interface EDI.

2. O arquivo de manejo de solo

Este arquivo do WEPP simula mudanças temporais nas variáveis das plantas que podem influenciar os processos erosivos, como crescimento de raízes, geração de biomassa, tempo de crescimento (plantas anuais ou perenes). Neste arquivo também estão acopladas monocotiledôneas, dicotiledôneas, a rotação dos cultivos e práticas de manejo como o uso de herbicidas.

Para este trabalho, os dois tipos de uso de solo que foram utilizados como arquivos de entrada foram os de cana-de-açúcar e floresta. Como o arquivo de entrada de manejo para o modelo WEPP foi desenvolvido para plantações comuns nos Estados Unidos (FLANAGAN; NEARING, 1995), foi necessário realizar ajustes nesses parâmetros para as condições de estudo, representados pela tabela 1 do ANEXO 1. Foram utilizados os ajustes apresentados por Flanagan e Nearing (1995), Elliot e Hall (1997), Ranieri (2000), por dados medidos em campo e por consulta a pesquisadores.

3. O arquivo de solo

Os parâmetros de solo considerados pelo modelo são químicos (pH, matéria orgânica, capacidade de troca catiônica) e granulométricos (porcentagem de areia, silte,

argila, classe textural) para todas as áreas de estudo. Esses parâmetros de entrada foram calculados por análises químicas e granulométricas para as profundidades analisadas (0-20, 20-40 e de 40-60 cm) nas amostras tomadas a 10 metros na cana, a 5 m e a 30 m dentro da mata. A confecção do arquivo de entrada do WEPP seguiu as recomendações de Flanagan e Nearing (1995).

Para se conhecer apuradamente a condutividade hidráulica do solo, foi utilizado o Permeâmetro de Guelph, modelo 2800KI. As medições foram realizadas em orifícios de 20 cm de profundidade e 4,5 cm de raio, onde foram aplicadas duas cargas hidráulicas, de 5 cm e de 10 cm na área de cana-de-açúcar e na mata, nos segmentos de maior e de menor deposição de sedimentos. O cálculo da condutividade hidráulica saturada do solo foi realizado utilizando-se o manual do aparelho. Os valores de condutividade foram comparáveis aos resultados obtidos por Pott e De Maria (2003), que realizaram medições de condutividade hidráulica em latossolos utilizando o mesmo tipo de permeâmetro.

4. As coordenadas geográficas e seus ajustes de campo

O WEPP considera como coordenadas de entrada os valores de latitude, longitude e altitude. Foi verificada a necessidade de medições topográficas detalhadas em campo para o ajuste fino da caracterização das transeções em campo, importante para o arquivo de relevo de entrada do modelo WEPP.

As medições topográficas de todas as transeções em campo foram feitas a cada 10 metros utilizando o equipamento Estação Total modelo “Sokkia” com precisão de 9”. Conjuntamente ao levantamento do perfis topográficos foram feitas as medições das coordenadas utilizando GPS modelo Garmim Etrex (1999), que serviu também como ponto de partida para a determinação da altitude real dos pontos com Estação Total. O método para o cálculo das cotas foi o Nivelamento Trigonométrico (SPARTEL; LUDERITZ, 1968 e GODOY, 1988). Os resultados da aplicação do nivelamento trigonométrico para as transeções estão apresentados nas figuras 1 e 2 do ANEXO 1.

Um exemplo de arquivo de entrada com parâmetros de altitude, latitude e longitude pode ser observado na tabela 1.

Tabela 1 - Arquivo de arquivo de entrada de relevo para WEPP.

X (Latitude)	Y (Longitude)	Z (Altitude)	Solo	Uso	Tranção
236070.22	7499346.04	579.50	2	2	1
236074.17	7499355.22	579.58	2	2	1
236078.11	7499364.41	579.64	2	2	1
236082.06	7499373.60	579.71	2	2	1
236086.00	7499382.79	579.76	2	2	1
236089.95	7499391.98	579.80	2	2	1
236093.89	7499401.17	580.01	2	2	1
236097.84	7499410.36	580.50	2	2	1
236101.78	7499419.55	581.17	2	2	1
236113.62	7499447.11	583.62	2	2	1
236117.56	7499456.30	584.60	2	2	1
236121.51	7499465.49	585.78	2	2	1
236125.45	7499474.68	587.06	2	2	1
236137.29	7499502.25	590.45	2	2	1
236141.23	7499511.44	591.47	1	1	1
236145.18	7499520.63	592.16	1	1	1
236149.12	7499529.82	593.49	1	1	1
236153.07	7499539.00	595.39	1	1	1

*2: solo e uso para cana-de-açúcar; 1: solo e uso para a floresta ribeirinha.

Teste de sensibilidade do modelo WEPP

Os ajustes dos parâmetros de entrada do WEPP envolvem o teste de sensibilidade para cada variável do arquivo de manejo e de solo. Para tanto, a rotina dos testes consistiu na alteração de uma variável dos arquivos por vez e na comparação dos valores de perda de solo com os valores de referência (FLANAGAN; NEARING, 1995) com parâmetros originais não alterados. Desta forma, foi possível comprovar que o WEPP é sensível ao parâmetro de rugosidade randômica (uma das variáveis apresentadas na tabela 1 do ANEXO 1) do arquivo de manejo e aos parâmetros de infiltração e de tensão de cisalhamento crítico do arquivo de solo. A rugosidade randômica foi corrigida para florestas utilizando as recomendações de Elliot

e Hall (1997), a infiltração foi medida em campo e o cisalhamento crítico foi baseado nas características físicas e químicas de cada solo de cada transeção, de acordo com Flanagan e Nearing (1995).

6.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O histórico das áreas

Microbacia A: A Floresta Estacional Semidecidual Ribeirinha de Iracemápolis

A Floresta Estacional Semidecidual Ribeirinha de Iracemápolis sofreu alterações no tamanho do fragmento desde 1962 (figura 2). Neste ano, a área total do fragmento era de 52,46 ha, sendo que o fragmento sofreu uma drástica redução até 1978, resultando em uma área de 36,28 ha, fato provavelmente ocasionado devido à prática da queimada da cana-de-açúcar do entorno. A partir de 1995, o tamanho do fragmento sofreu alterações menores em área total, resultando em 31 ha, que se manteve até o ano de 2000. A degradação é evidenciada atualmente pela presença de grande quantidade de lianas e de tocos das árvores que sofreram as queimadas. Nesta área, o cultivo de cana-de-açúcar já existia desde 1962.

De acordo com o histórico de uso associado ao do “fallout” de ^{137}Cs , pode-se afirmar que esta área se encaixa na situação I (figura 3), pois o “fallout” ocorreu antes da retirada parcial da floresta para o plantio da cana-de-açúcar. Neste caso, existem duas camadas de solo marcadas com ^{137}Cs no interior da mata remanescente: a inferior que é a relacionada à deposição de ^{137}Cs sobre a floresta e a superior que é relacionada aos sedimentos que foram trazidos da cana-de-açúcar à montante, também marcados com ^{137}Cs depositado sobre a área cultivada.

Figura 2 - Histórico de uso das terras analisado por meio de SIG (TNT mips), mostrando a floresta ribeirinha selecionada, a tranção da floresta ribeirinha (tranção 1), e a tranção contendo a cana-de-açúcar (tranção 2), que foram resultados de coleta de pontos com GPS em campo.

Figura 3 - Situação I. Camadas de deposição de sedimentos esperadas no perfil de solo da floresta quando o "fallout" de ^{137}Cs ocorreu antes do desmatamento.

Microbacia B: A Área Restaurada

A Área Restaurada ciliar no entorno da represa de abastecimento público de Iracemápolis foi implantada em 1987, o que é demonstrado pelas fotografias aéreas (figura 4), pois não existia nenhum fragmento florestal contornando a represa que abastece a cidade nas fotografias de 1962 e 1978, aparecendo somente nas fotografias de 1995. Esta área florestada era ocupada por plantação de cana-de-açúcar desde 1962.

Relacionando o histórico de ocupação das terras ao de deposição do ^{137}Cs , esta área se encaixa na situação II (figura 5), pois a floresta foi eliminada para dar espaço à cultura da cana e a floresta está sendo restabelecida após o "fallout" de ^{137}Cs . Neste caso, é esperado encontrar um perfil de solo na floresta com a camada superior de sedimento marcado com ^{137}Cs provindo da área de cana à montante e camadas inferiores a esta com solo marcado pela deposição de ^{137}Cs sobre o solo original já cultivado com cana.

1962

1978

1995

- Área restaurada selecionada
- Transeção 3 na área restaurada
- Transecto 4 na área restaurada

Sistema de coordenadas lat/long
Datum de referência WGS 84

Figura 4 - Histórico de uso das terras analisado por meio de SIG (TNT mips), mostrando a área restaurada selecionada, as transeções 3 e 4, que foram resultados de coleta de pontos com GPS em campo.

Figura 5 - Situação II: Camadas de deposição de sedimentos esperadas no perfil de solo da área restaurada quando o "fallout" de ^{137}Cs ocorreu após o desmatamento total e antes do reflorestamento.

Microbacia C: o Cerradão de Orindiúva

O Cerradão de Orindiúva sofreu alterações no tamanho do fragmento desde 1979 (figura 6). Neste ano, a área total do fragmento era de 110,95 ha, sendo que o fragmento sofreu uma drástica redução até 1988, resultando em uma área de 62,73 ha, fato provavelmente ocasionado devido à prática da queimada da cana-de-açúcar do entorno. A partir deste último ano, o tamanho do fragmento se manteve até o ano de 2000. A degradação é evidenciada atualmente pela presença de grande quantidade de lianas e de pela marca de fogo nos troncos das árvores. De acordo com as fotografias aéreas obtidas, o cultivo de cana-de-açúcar nessa microbacia passou a ser implantado por volta de 1988, sendo que anteriormente (1979) a área era ocupada por pastagem.

Este caso de histórico de uso associado ao da deposição de ^{137}Cs corresponde ao da primeira área de estudo de Iracemápolis (figura 3), pois nesta área a deposição de ^{137}Cs foi anterior à retirada da floresta. Neste caso, existem duas camadas de solo marcadas com ^{137}Cs : a inferior que é a relacionada à deposição de ^{137}Cs antes da retirada da floresta e a superior que é relacionada aos sedimentos também marcados que foram trazidos da cana-de-açúcar à montante após a deposição de ^{137}Cs .

1979 (111 ha)

1988 (63 ha)

2000 (63 ha)

- Tranção 6 na Cana-de-açúcar
- Tranção 5 na Flor. Ribeirinha
- Floresta Ribeirinha selecionada

0 500 1000 1500 2000 m

Sistema de Coordenadas - Lat/Long
Datum de referência - WGS 84

Figura 6 - Histórico de uso das terras analisado por meio de SIG (TNT mips), mostrando a Floresta Ribeirinha selecionada, a tranção da floresta ribeirinha (tranção 5), e a tranção contendo a cana-de-açúcar (tranção 6), que foram resultados de coleta de pontos com GPS em campo no Cerradão de Orindiúva.

Comparação entre as metodologias

Microbacia A, transeção 1.

A figura 7 mostra os resultados da aplicação de todas as metodologias (^{137}Cs , morfologia, e WEPP) para a primeira transeção de estudo, a Floresta Estacional Semidecidual Ribeirinha de Iracemápolis. Esta figura apresenta os resultados finais com os ajustes que foram necessários nos parâmetros do modelo WEPP referentes à topografia, aos parâmetros de rugosidade, de manejo do solo e de infiltração.

Figura 7 - Localização no perfil topográfico, taxas de erosão (^{137}Cs , WEPP), descrição morfológica do perfil (horizontes – análise estrutural) em Iracemápolis/SP na transeção da Floresta Estacional Semidecidual Ribeirinha (transeção 1).

- **^{137}Cs**

Os inventários de ^{137}Cs em Bq/m^2 observados em todos os pontos de amostragem foram convertidos em taxas de erosão e deposição utilizando-se o modelo proporcional (MITCHELL et al., 1980), tomando-se como inventário de referência o valor de $314 \pm 34 \text{ Bq m}^{-2}$ obtido em local próximo à área de estudo (CORRECHEL et al., 2003).

A maioria dos perfis de cana-de-açúcar foram erodidos (ou seja, apresentaram inventários de ^{137}Cs menores que a referência) (figura 7), enquanto que deposições de sedimento (com inventários de ^{137}Cs maiores que a referência) prevaleceram na floresta ribeirinha. Resultados que concordam com Stocking (1994), que afirmaram que quanto maior o recobrimento vegetal, menor a perda de solo por erosão.

Foi observado um aumento significativo dos inventários de ^{137}Cs ao longo da transeção de floresta ribeirinha até o último ponto amostrado, a 110m dentro da floresta. A distribuição de ^{137}Cs no perfil da trincheira localizada a 5 m dentro da floresta (T1) mostrou a presença de uma camada profunda (35-40cm) de sedimento depositado em cima do perfil original da floresta. O inventário total avaliado neste perfil de solo na trincheira (amostrada de 5 em 5 cm) (515 Bq/m^2) foi mais alto que o inventário calculado para esta posição (352 Bq/m^2) para as amostras compostas.

- **WEPP**

As estimativas de erosão utilizando o modelo WEPP foram também sensíveis à presença da floresta ribeirinha (Figura 7). O modelo estima taxas de erosão no segmento com cana-de-açúcar e abruptamente passa a estimar taxas de deposição de sedimentos dentro da mata, imediatamente após sua borda. De acordo com as suposições do modelo, o aumento de rugosidade da superfície produzido pela presença da floresta e a elevada taxa de infiltração de água no solo na floresta (três vezes superior ao da cana-de-açúcar) reduzem significativamente a velocidade e o volume de runoff (SPAROVEK et al, 2001). A diminuição da energia cinética da enxurrada resulta em uma mais baixa capacidade de transporte de sedimento, resultando em uma deposição imediata de parte dos sedimentos

transportados, começando com as frações mais grossas (agregados estáveis e areia). O processo de deposição continuará dentro da floresta, com taxas decrescentes de acordo com o aumento da distância. Para Wang et al (2005), a vegetação ripária oferece controle hidrológico para a redução da velocidade de carreamento de sedimentos através da redução da energia cinética das partículas.

- **Comparações entre as estimativas dos modelos ^{137}Cs e WEPP**

Para o método do ^{137}Cs , de modo geral, foi possível observar que o processo de erosão ocorreu na cana-de-açúcar e o de deposição foi notável na Floresta Ribeirinha. Quando analisados graficamente, ^{137}Cs e WEPP mostraram um contraste: para ^{137}Cs , o processo de deposição é crescente de acordo com o aumento da distância na floresta e WEPP mostra um processo de deposição decrescente de acordo com a distância. Como WEPP indica que grande quantidade dos sedimentos foram depositados por um evento extremo e houve uma desaceleração brusca no transporte devido ao aumento da rugosidade na floresta, conclui-se que a distribuição dos sedimentos é seletiva. Com isso, é de se esperar uma deposição brusca de material grosseiro (com pequenas quantidades de ^{137}Cs) nos primeiros metros de mata e maiores quantidades de argila em maiores distâncias (com maiores quantidades de ^{137}Cs). Como o método proporcional não considera a distribuição seletiva dos sedimentos dentro da Floresta, talvez ele seja inadequado para essas condições e comparações. Para o WEPP, a mais baixa energia cinética resultou em uma mais baixa capacidade de transporte de sedimento, resultado em uma deposição imediata de parte dos sedimentos transportados, começando com as frações mais grossas (agregados estáveis e areia), concordando com Sparovek et al (2001). O processo de sedimentação continua dentro da floresta, com taxas decrescentes de acordo com o aumento da distância. Essa queda brusca na passagem de erosão para deposição é demonstrada pelo WEPP, principalmente pela mudança da rugosidade dentro da floresta ribeirinha.

Para testar a complementaridade dos métodos (^{137}Cs e WEPP), seria necessário analisar a granulometria ao longo de toda transeção da floresta, verificando a distribuição seletiva dos sedimentos.

- **Morfologia – análise estrutural**

A camada de sedimentos neste caso pode ser distinguida facilmente por descrição de morfologia de campo (figura 7) e suas diferenças com o solo na qual foi depositada são ocasionadas por processos de agregação e formação de porosidade no solo (BOULET et al., 1982, COOPER et al, 2005). A distribuição do solo dentro da floresta é caracterizada por apresentar uma camada de sedimentos que cobre a camada original, afinando gradualmente ao longo do declive (BOULET et al., 1982). O afinamento da camada de sedimentos não é homogêneo; depende da forma da paisagem e das depressões da superfície. As depressões na superfície ou mudanças no declive são associadas às camadas mais espessas de sedimento. Na segunda trincheira T2, a camada de sedimentos é menos espessa que a T1. Para esta trincheira, os inventários de ^{137}Cs mostraram uma camada de sedimento recobrindo a camada de solo original da floresta.

- **A similaridade entre a Morfologia (análise estrutural) e o modelo WEPP na estimativa da deposição de sedimentos.**

A similaridade entre os valores de deposição estimados pelos métodos de análise morfológica (análise estrutural) e o modelo WEPP pode ser visualizada na tabela 2. As análises foram feitas para as duas trincheiras (T1, a 5 m dentro da mata e a T2, a 10 m). Os resultados da análise morfológica foram baseados na densidade do solo de 1200 Kg/m^3 (um latossolo vermelho eutrófico) para a trincheira 1 com uma espessura de sedimentos de 40 cm e para a trincheira 2 com uma espessura de 20 cm.

Tabela 2 - Deposição de sedimentos (Mg/ha/ano) estimada pela morfologia do solo e pelo modelo WEPP.

	Morfologia	WEPP
Deposição T1 (Mg/ha/ano)	112	130
Deposição T2 (Mg/ha/ano)	56	75

Os resultados da morfologia mostraram uma taxa de deposição de 112 Mg/ha/ano em T1 e 56 Mg/ha/ano em T2. Já os resultados de WEPP apresentaram deposição de 130 Mg/ha/ano em T1 e deposição de 75 Mg/ha/ano em T2. Estes resultados são uma indicação de que a distribuição de sedimentos dentro da mata, estimada pelo modelo WEPP, é mais coerente do que a distribuição crescente avaliada pelo ^{137}Cs , e que provavelmente haja mesmo uma distribuição seletiva de sedimentos ao longo do declive dentro da mata.

Microbacia A, transeção 2.

A Figura 8 mostra as taxas de erosão e deposição estimadas pelo ^{137}Cs e o modelo WEPP na área de cana-de-açúcar paralela (transeção 2) à transeção contendo a floresta ribeirinha (transeção 1) de Iracemápolis.

Figura 8 - Localização no perfil topográfico, taxas de erosão (^{137}Cs , WEPP) na cana paralela de Iracemápolis/SP (transeção 2).

- **¹³⁷Cs**

Na transeção da cana-de-açúcar, os resultados de ¹³⁷Cs mostram que ocorreu predominantemente o processo de erosão (perda de solo), com magnitudes variando de acordo com a declividade. Somente um ponto mostrou uma pequena deposição, fato provocado provavelmente pelo manejo do solo para a cultura, como construção de terraços. Esse fato foi também observado por Correchel (2003) e por Sparovek et al (2000), pois essa técnica considera a somatória de todos os processos físicos de transporte de partículas que aconteceram pontualmente. A máxima perda de solo foi 101,7 Mg/ha/ano e a mínima foi uma deposição de 10,7 Mg/ha/ano. 86 % dos pontos coletados apresentaram perda de solo.

- **WEPP**

WEPP mostrou um processo de perda de solo progressivo com o aumento das distâncias em direção ao rio na transeção. As perdas de solo foram significativas, atingindo 65 Mg/ha/ano, o que concorda com as suposições de Sparovek et al. (2001), que relataram a grande suscetibilidade à erosão da cultura da cana-de-açúcar. Esse processo não foi estável, como o gráfico demonstra, com posições de maior ou menor perda de solo devido às alterações no relevo em campo, provavelmente provocadas pelo manejo do solo para a cultura da cana-de-açúcar (terraços).

- **A similaridade entre ¹³⁷Cs e WEPP**

Ambos ¹³⁷Cs e WEPP mostraram que ocorreu somente o processo de erosão ou perda de solo na transeção da cana-de-açúcar paralela à floresta ribeirinha. As médias de perda de solo para o WEPP e para o ¹³⁷Cs foram 44,2 e 39,8 Mg/ha/ano, respectivamente, indicando que possuem a mesma ordem de grandeza e valores muito próximos. Neste caso, WEPP estaria superestimando erosão em comparação com o ¹³⁷Cs, ao contrário do que é apresentado por Sparovek et al (2000) que relatam que o modelo WEPP estaria subestimando a erosão.

Microbacia B, transeção 3.

A figura 9 mostra os resultados da aplicação das metodologias do ^{137}Cs e WEPP para a área restaurada de 17 anos da represa de abastecimento de Iracemápolis, transeção 3.

Figura 9 - Localização no perfil topográfico, taxas de erosão (^{137}Cs , WEPP) na área restaurada da represa de abastecimento municipal de Iracemápolis/SP (transeção 3).

- **^{137}Cs**

Os inventários de ^{137}Cs transformados em taxas de perda e deposição de sedimentos (Mg/ha/ano) pelo método proporcional, mostradas na figura 9, indicam que o processo de erosão foi predominante no segmento da transeção localizado à montante da floresta, na cultura de cana, com um valor máximo de 100 Mg/ha/ano. Dentro da área restaurada, as perdas diminuíram para 40,72 Mg/ha/ano em média, pois a floresta já estaria exercendo a função de reter sedimentos. Em 40m dentro da floresta, as perdas foram menores: 20Mg/ha/ano.

- **WEPP**

Os resultados de WEPP mostraram perda de solo na porção da cana-de-açúcar e deposição de solo na área restaurada. Imediatamente na borda da floresta ocorreu um processo de deposição abrupta, resultados que podem ser analisados da mesma forma que na primeira área de estudo. A grande deposição observada na floresta pode ser atribuída à da combinação entre solo, manejo e declividade (chamada pelo modelo WEPP de “Overland Flow Element” – OFE) (FLANAGAN e NEARING, 1995), parâmetro pelo qual WEPP é bastante sensível. Além do mais, nessa região, a infiltração é o dobro do valor (185 mm/h) do que na montante ocupada por cana (93 mm/h), fator que contribui para a redução da velocidade de transporte das partículas (SPAROVEK et al, 2001).

- **A similaridade entre o ^{137}Cs e o WEPP**

De uma maneira geral para ambos os métodos, ocorreu somente o processo de erosão ou perda de solo na porção da cana-de-açúcar. A figura 10 mostra as taxas de erosão e deposição estimadas pelos dois métodos apenas nos pontos para os quais as duas informações são simultaneamente disponíveis.

Figura 10 - Taxas de erosão e deposição estimadas pelo ^{137}Cs e WEPP nos pontos da transeção 3 para os quais as duas informações são simultaneamente disponíveis.

É possível observar que as magnitudes das taxas de erosão e deposição estimadas são aproximadas e a tendência da intensidade dos processos ao longo da transeção é bastante coincidente.

Microbacia B, transeção 4.

A figura 11 mostra os resultados da aplicação das metodologias do ^{137}Cs e WEPP para a segunda área reflorestada de 10 anos de Iracemápolis (transeção 4).

Figura 11 - Localização no perfil topográfico, taxas de erosão (^{137}Cs , WEPP) na segunda área restaurada de Iracemápolis/SP (transeção 4)

- ^{137}Cs

Através do método do ^{137}Cs é notável que o processo de erosão tem sua magnitude reduzida à medida que se adentra na área restaurada. Assim, os valores de perda de solo caíram de 180 Mg/ha/ano na cana para uma média de 90 Mg/ha/ano na floresta. Neste

caso, a presença da vegetação contribuiu para a redução dos processos erosivos, mas ainda não foi suficiente para o processo de deposição ser notável, como ocorreu para a transeção 3. No caso do método do ^{137}Cs , o cálculo é uma média para os últimos 43 anos (2005-1962), considerando os 28 anos de cana e os 15 de mata. Como a área restaurada tem 15 anos de implantação, ocorreu no local uma taxa de erosão igual à da cana por um período de 28 anos e uma deposição crescente nos últimos 15 anos. Por tal motivo, a eficiência da Floresta Ribeirinha pode ter sido reduzida em função do menor tempo de atividade de retenção. É importante salientar que a taxa de desenvolvimento das árvores plantadas no local, e conseqüente aumento da rugosidade do terreno, deve ser bastante variável dentro da área reflorestada o que pode explicar em parte as diferenças de comportamento das transeções 3 e 4.

- **WEPP**

De uma maneira geral, é possível observar que o processo de erosão foi predominante na cana-de-açúcar enquanto que o de deposição ocorreu na área restaurada. Uma deposição abrupta (250 Mg/ha/ano) foi notada na borda da floresta, processo que ocorre devido às alterações de rugosidade do solo logo na borda da floresta e também das alterações de solo, manejo e infiltração. O processo de deposição diminui com a distância da floresta como resultado da diminuição da energia cinética das partículas (SPAROVEK et al, 2001). Essas observações estão de acordo com Mckergow et al. (2003), pois a floresta reduz o banco de erosão, reduzindo a quantidade de sedimentos em suspensão.

- **A similaridade entre ^{137}Cs e WEPP**

Na figura 12 são mostradas as estimativas de taxas de erosão e deposição feitas por ambos os métodos somente para os pontos da transeção 4 para os quais ambas as informações são simultaneamente disponíveis.

Figura 12 - Taxas de erosão e deposição estimadas pelo ^{137}Cs e WEPP nos pontos da transeção 4 para os quais as duas informações são simultaneamente disponíveis.

As diferenças de perdas e deposições entre ambos os métodos podem ser explicadas pelo fato do modelo proporcional (técnica do ^{137}Cs) utilizado não considerar a distribuição seletiva dos sedimentos (CORRECHEL, 2003), considerando as partículas finas e grossas, resultando em valores de perda de solo superiores ao modelo WEPP.

Microbacia C, transeção 5.

A figura 13 mostra os resultados da aplicação das metodologias do ^{137}Cs e WEPP para o Cerradão de Orindiúva, transeção 5.

Figura 13 - Localização no perfil topográfico, taxas de erosão (^{137}Cs , WEPP) no Cerradão de Orindiúva/SP, transeção 5.

- **^{137}Cs**

A figura 13 mostra que a maior parte da deposição ocorreu na borda da floresta, atingindo 300 Mg/ha/ano, com valores decrescentes ao longo da Floresta Ribeirinha, comportamento notado somente nesta transeção, pois nas demais transeções, os valores de deposição eram crescentes dentro da floresta. Na porção da cana montante à mata, as perdas tiveram média de 34,6 Mg/ha/ano, com valores particulares para cada ponto. Esses resultados estão de acordo com Mckergow et al. (2003), sendo que a deposição de sedimentos nas florestas é resultado de um banco de erosão drasticamente reduzido e da estabilidade do canal proporcionada pelas raízes, reduzindo a quantidade de sedimentos liberados para o rio.

- **WEPP**

Os resultados de WEPP mostraram perda de solo (7 Mg/ha/ano) na porção da cana-de-açúcar e deposição de solo (19 Mg/ha/ano) no Cerradão de Orindiúva, sendo que imediatamente na borda da floresta ocorreu um processo de deposição abrupta, com valores decrescentes ao longo da floresta. É também notável que esse modelo subestimou a erosão e deposição em relação ao ^{137}Cs , fato observado provavelmente pela menor porcentagem de declive que as demais transeções (2,8%), parâmetro para o qual o modelo é muito sensível.

- **A similaridade entre ^{137}Cs e WEPP**

Contrariamente ao que foi observado na transeção da mata da transeção 1 de Itacemópolis (figura 14), na transeção 5 tanto o método do ^{137}Cs como o modelo WEPP fizeram estimativas mais concordantes no que diz respeito às tendências de distribuição dos sedimentos no interior da mata, embora WEPP tenha subestimado erosão para essa transeção.

Figura 14 - Taxas de erosão e deposição estimadas pelo ^{137}Cs e WEPP nos pontos da transeção 5 para os quais as duas informações são simultaneamente disponíveis.

Microbacia C, transeção 6.

A figura 15 mostra os resultados da aplicação das metodologias do ^{137}Cs e WEPP para a cana paralela à Floresta Ribeirinha de Orindiúva (transeção 6).

Figura 15 - Localização no perfil topográfico, taxas de erosão (^{137}Cs , WEPP) na cana paralela à Floresta Ribeirinha de Orindiúva/SP, transeção 6.

- **^{137}Cs**

Os resultados de ^{137}Cs mostram que ocorreu predominantemente o processo de erosão (perda de solo), com magnitudes variando de acordo com pequenas alterações no declive. Somente um ponto mostrou uma pequena deposição, fato provocado provavelmente pelo manejo do solo para a cultura. A média de perda de solo foi de 42 Mg/ha/ano, muito próxima da cana montante da transeção contendo a floresta e 83% dos pontos mostraram perda de solo considerável, atingindo 80 Mg/ha/ano.

- **WEPP**

WEPP mostrou um processo de perda de solo progressivo com o aumento das distâncias ao longo da transeção, confirmando o grande poder erosivo da cultura da cana-de-açúcar. Nessa transeção, WEPP subestimou a perda de solo em relação à técnica do ^{137}Cs , fato observado pela baixa declividade (2,6%) da transeção em relação às demais transeções e pela uniformidade do relevo. Esse fator pode ter interferido na subestimação do modelo, que é muito sensível à declividade.

- **A similaridade entre ^{137}Cs e WEPP**

Pode-se notar que ambos os modelos estimaram apenas perdas de solo em praticamente todos os pontos da transeção. Quando se comparam os dados dessa transeção com os da transeção 5, é possível observar que as taxas de erosão são equivalentes nos pontos situados na cana-de-açúcar e que a presença da mata em posição topográfica semelhante ao da cana promove uma retenção de sedimentos altamente expressiva na parte inferior da encosta.

Uma análise comparativa quantitativa entre os métodos de ^{137}Cs e WEPP

Uma análise da correlação entre os métodos para as diferentes situações estudadas, a cana paralela de Iracemápolis (transeção 2), a cana à montante da Floresta de

Iracemópolis (transeção 1) e a Floresta Ribeirinha de Orindiúva (transeção 5) é apresentada respectivamente nas figuras 16, 17 e 18.

Figura 16 - Perdas e deposições de sedimentos estimadas pelos métodos do ^{137}Cs e WEPP para as mesmas posições na transeção da cana paralela de Iracemópolis (transeção 2).

Figura 17 - Perdas e deposições de sedimentos estimadas pelos métodos do ^{137}Cs e WEPP para as mesmas posições na transeção da cana à montante da mata de Iracemópolis (transeção 1).

Figura 18 - Perdas e deposições de sedimentos estimadas pelos métodos do ^{137}Cs e WEPP para as mesmas posições da transeção da floresta ribeirinha de Orindiúva (transeção 5).

As médias de perdas de solo na transeção cana paralela de Iracemápolis (transeção 2) foram de 54,9 para o modelo WEPP e de 62,9 para o ^{137}Cs . Para a floresta ribeirinha de Iracemápolis (transeção 1), as médias de deposição foram 98,5 e 85,3 para WEPP e ^{137}Cs , respectivamente.

As figuras 16, 17 e 18 mostram que a correlação entre os resultados do ^{137}Cs e WEPP não foi significativa. Entretanto, os dados estimados por ambos os métodos apresentaram a mesma tendência ao longo das transeções e a mesma ordem de grandeza, com médias totais de perda e deposição próximas.

Existem muitos fatores que podem ter contribuído para a baixa correlação e para as diferenças de perdas e deposições observadas entre os métodos. Especificamente em relação às transeções estudadas, a metodologia do ^{137}Cs mostrou resultados que devem refletir as possíveis variações espaciais de relevo – considerando uma variação lateral de 20 m - e conseqüentemente das taxas de erosão e deposição de sedimentos. De acordo com Sparovek et al (2000), a análise da redistribuição do ^{137}Cs é sensível a formas de erosão geradas por diferentes processos (como as provocadas pelas máquinas agrícolas para a construção de curvas de nível e para o preparo da terra), o que pode contribuir para discrepâncias nos valores de um ponto para outro e na superestimação dos valores de erosão (CORRECHEL et al, 2003). WEPP analisa apenas a linha da transeção, sem considerar a variabilidade lateral dos sedimentos e nem alterações pontuais.

A boa concordância entre os métodos no que diz respeito à magnitude das estimativas feitas e às tendências das taxas perdas e deposições ao longo das transeções permite afirmar com razoável segurança que o modelo WEPP apresenta-se como uma ferramenta coerente de previsão dos processos de erosão e deposição de sedimentos em bacias hidrográficas. Além do mais, o modelo oferece diversas aplicações, como: avaliação dos diversos sistemas de produção de uma maneira integrada com as variáveis ambientais, possibilidade de avaliar em tempo real a estimativa de perda de solo (RANIERI, 2000) e de avaliar espacialmente as perdas de solo, sendo, por esses motivos, importante ferramenta no planejamento ambiental na escala da microbacia. Como desvantagem, destaca-se a necessidade de treinamento de

pessoal para a implementação do modelo, pois este necessita de uma grande quantidade de parâmetros de entrada.

5.5. CONCLUSÕES

- A floresta ribeirinha é eficiente na retenção de sedimentos, pois o processo de erosão ocorreu em todas as transeções contendo cana-de-açúcar e a deposição foi constatada nas florestas ribeirinhas para as metodologias do ^{137}Cs , do WEPP e da morfologia do solo.
- O modelo WEPP é comparável qualitativamente ao ^{137}Cs e à análise morfológica, indicando que, da forma como o modelo vem sendo utilizado, os seus resultados são coerentes com o que se espera da retenção de sedimentos em Florestas Ribeirinhas.

6. CAPÍTULO 2

Avaliação da largura da faixa ciliar em microbacias utilizando o modelo EDI,

SIG e WEPP

RESUMO

FILIPPE, J. *Avaliação da largura da faixa ciliar em microbacias utilizando o modelo EDI, SIG e WEPP*. 2006. Dissertação (mestrado) – Programa de Pós Graduação em Ciência Ambiental, USP, Piracicaba.

Para o planejamento agrícola e ambiental, os modelos de predição de erosão destacam-se como importantes ferramentas de aplicação na escala da microbacia, justamente por terem a capacidade de tratar a erosão de uma forma espacial. O programa EDI (Erosion Database Interface), associado ao WEPP (Water Erosion Prediction Project) e ao SIG (Sistema de Informações Geográficas) foi utilizado para testar se diferentes larguras possuem diferentes eficiências para a retenção de sedimentos e se as características da microbacia devem ser consideradas na análise da largura da faixa ciliar. As larguras de florestas ribeirinhas de 46m, 56m e 34m foram as larguras (Wtsy) que permitem uma produção aceitável de sedimentos de acordo com as condições atuais para as três microbacias de estudo. As larguras recomendadas pelo Código Florestal não foram adequadas para a retenção de sedimentos e diferentes larguras de florestas apresentaram diferentes eficiências para essa função (30 m retiveram 10 % dos sedimentos na microbacia de Iracemápolis e 50 m retiveram 33%). Para a análise da largura de Florestas Ribeirinhas, recomenda-se a análise direta das variáveis ambientais da microbacia.

Palavras-chave: EDI, WEPP, SIG, floresta ribeirinha, retenção de sedimentos

ABSTRACT

FILIPPE, J. *Riparian width evaluation in watersheds using EDI, WEPP model and SIG*. 2006. Dissertação (mestrado) – Programa de Pós Graduação em Ciência Ambiental, USP, Piracicaba.

Erosion prediction models are important tools for agricultural and environmental planning, because they are useful to treat erosion and deposition in the watershed scale on a geo-referenced basis. The program EDI (Erosion Database Interface), that links WEPP (Water Erosion Prediction Project) to GIS (Geographical Information System) was used to test analyze different riparian widths for this function and to test if the watershed characteristics should be considered in riparian width analysis. The riparian width of 46m, 56 m and 34 m produced acceptable sediment averages considering the current management. Different riparian widths presented different efficiencies for this function, because 30 m of riparian width presented a retention of 10% of the total amount of sediments in Iracemapolis watershed and a retention 50 m, 33% of the total amount, showing that the riparian width values established by the current Brazilian Federal Law are not adequate for this function. Riparian forest width for sediment retention should consider watershed characteristics, as the watershed shape, slope, soil and vegetation.

Keywords: EDI, WEPP, GIS, riparian forest, sediment retention.

6.1. INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica é a unidade de estudo que favorece a abordagem de conceitos hidrológicos e que se ajusta aos objetivos de planejamento ambiental, refletindo os impactos das interferências antrópicas, tais como as atividades agrícolas (RANIERI, 2000). Esta unidade foi referenciada como área de influência a partir da Resolução de nº 001/86 do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) de 1981, sendo que passou a ser considerada como área a ser analisada no estudo prévio de impacto ambiental.

A previsão da magnitude das perdas de solo na microbacia é um importante subsídio de grande importância para o planejamento agrícola e ambiental, ao mesmo tempo em que o tratamento da erosão como uma variável espacial é importante por ter a capacidade de localizar as áreas de perda ou acúmulo de solo. Desta forma, os modelos de estimativa de erosão espaciais são ferramentas úteis de planejamento ambiental, uma vez que possibilitam a previsão de impactos antes que uma prática agrícola venha a ser instalada (FLANAGAN; NEARING, 1995).

O WEPP (Water Erosion Prediction Project) é um modelo mecanístico de estimativa de erosão que necessita de dados detalhados de solo, clima, manejo e coordenadas geográficas, estimando perdas e deposições de sedimentos distribuídos por toda a bacia hidrográfica (FLANAGAN; NEARING, 1995). A utilização desse modelo é de grande relevância, tanto para a compreensão do processo erosivo na microbacia, quanto para a redução do número de experimentações em campo que outros modelos de erosão necessitam e finalmente para a redução dos custos e do tempo despendidos.

Estabelecendo a ponte entre a modelagem de erosão (WEPP) e as informações espaciais obtidas por SIG (Sistema de Informações Geográficas), o programa EDI (Erosion Database Interface, RANIERI et al., 2002) é capaz de estimar perdas de deposições de solo e processar inúmeras vertentes de uma maneira automatizada, de forma que as informações possam ser distribuídas por toda a microbacia.

Aplicando o programa EDI, Sparovek et al. (2001) desenvolveram um modelo teórico para predição da largura ótima da faixa ciliar visando a retenção de sedimentos. Esta modelagem é uma ferramenta para testar se as larguras de Florestas Ribeirinhas apresentadas pela Legislação Ambiental são realmente eficientes para a retenção de sedimentos, considerando a unidade da microbacia.

Este trabalho pretende testar as seguintes hipóteses: 1. Diferentes larguras de florestas ribeirinhas apresentam diferentes eficiências para a retenção de sedimentos; 2. As larguras de florestas ribeirinhas para a retenção de sedimentos variam de acordo com as características da microbacia.

6.2.OBJETIVOS

Os objetivos desta pesquisa são:

1. Aplicar a modelagem para predição da largura ótima da faixa ciliar (proposto por Sparovek *et al*, 2001) para a retenção de sedimentos nas microbacias de estudo.
2. Analisar as características das microbacias de estudo e a retenção de sedimentos.
3. Avaliar a eficiência de diferentes larguras de florestas para a retenção de sedimentos.

6.3. MATERIAL E MÉTODOS

As informações espaciais de declividade, solo, manejo e clima de todas as microbacias das três áreas de estudo (microbacia do Ribeirão cachoeirinha - floresta degradada e a área restaurada - e microbacia do rio Turvo) foram processadas por SIG (TNT Mips, versão 6.8). A caracterização do relevo foi baseada na carta topográfica de Piracicaba em escala 1:100000 (COORDENADORIA DO ESTADO DE SÃO PAULO), com curvas de nível de resolução de 10 em 10 metros, do ano de 1975, da qual foram extraídas informações para a geração do Modelo de Elevação Digital (DEM). As informações de solo foram baseadas na carta de solos do sistema de classificação da Embrapa (1999), a partir do qual foi possível digitalizar as informações e gerar os mapas de solos em projeção linear

de coordenadas “Universal Transversa de Mercator” (UTM), Datum “Córrego Alegre” e elipsóide de referência “International 1909/1024”. Para a microbacia do rio Turvo, foram utilizadas as informações de solos que foram coletadas em campo. Os mapas de uso foram gerados a partir da interpretação de fotografias aéreas digitalizadas e georreferenciadas em SIG.

Foram geradas transeções (ou vertentes) partindo do ponto de maior altitude para o de menor. A intersecção entre as curvas de nível distanciadas de 2 m e as transeções gerou pontos para os quais foram atribuídas informações do mapa de solos, do mapa de uso e do DEM (Digital Elevation Model). Essas informações compuseram um arquivo de pontos em formato texto **.csv** que foi a entrada para a modelagem com interface EDI (Erosion Database Interface, RANIERI et al, 2002), que calculou as perdas de solo para cada ponto gerado. A EDI também relaciona esses dados com os arquivos de informações de manejo e de solo (gerados por medições em campo e por ajustes dos parâmetros descritos no capítulo 1), gerando valores de erosão e deposição para toda a microbacia. A EDI gera um arquivo de saída em formato de tabela que é importado novamente para o SIG, que interpola as informações de perda de solo para toda a microbacia, gerando um mapa em formato matricial.

A metodologia completa para a predição da erosão na microbacia seguiu o fluxograma da figura 1.

Figura 1 - Representação esquemática das operações para o uso da interface EDI com WEPP aplicado para cada microbacia.

Para completar a modelagem das larguras de florestas ribeirinhas, foram geradas zonas tampão em SIG (utilizando TNTmips, versão 6.9), com larguras de floresta partindo do rio de 0 m, 30, 50, 70, 100, 120 e 180 m, que foram a fonte de entrada dos dados de arquivos de manejo. A metodologia seguiu as recomendações de Sparovek et al (2001) (quadro 1), sendo que as variáveis de Liberação de Sedimento (S_y) e deposição de sedimento (S_d) na microbacia foram calculadas a partir da média ponderada dos valores

pertencentes ao histograma do raster de perdas e deposições de solo interpolado em SIG. O método de interpolação escolhido foi o Inverso do Quadrado da Distância, também utilizado por Ranieri et al (2000). Para o teste da confiabilidade da interpolação, foi realizada a comparação entre as médias dos valores interpolados e originais utilizando a análise da correlação (figura 2), o teste F e o teste T de student para $n = 45$ graus de liberdade.

As variáveis do modelo para a predição da largura ótima da faixa ciliar (SPAROVEK et al, 2001) são representadas no quadro 1 e as recomendações de largura da faixa ciliar estão apresentadas no quadro 2.

Quadro 1- Variáveis e critérios para a recomendação de florestas ribeirinhas para o controle da erosão.

Variável	Definição (unidade)	Sugestão para sua obtenção
S_d	Deposição de sedimentos. Definida como a média da deposição de sedimentos por hectare ($Mg\ ha^{-1}y^{-1}$)	Baseada em valores obtidos através modelos de estimativa (WEPP*)
S_{dmax}	Máxima deposição de sedimento. Definida como o máximo valor de S_d resultante do aumento da largura da mata ciliar (W_f) desde $W_f = 0$ até a cobertura total da área por mata ($Mg\ ha^{-1}y^{-1}$).	Valor de W_f que anula a derivada de primeira ordem da função $S_d (W_f)$.
S_y	Produção de sedimento. Definida como a média da quantidade de sedimento que está sendo liberada por hectare ($Mg\ ha^{-1}y^{-1}$)	Baseada na diferença entre os valores estimados de taxas de erosão e de deposição de sedimentos calculados pelo modelo de previsão de erosão.
T_{sy}	Produção alvo de sedimentos. Definida como o valor máximo permitido para S_y ($Mg\ ha^{-1}y^{-1}$).	Definido arbitrariamente.
W_f	Largura da mata ciliar (m).	
W_{max}	Largura de máxima eficiência. Definida como a largura da mata ciliar quando $S_d = S_{dmax}$ (m).	Largura da mata ciliar para S_{dmax} obtido da relação S_d versus W_f obtidos com base nos cálculos do modelo de previsão de erosão (WEPP*)
W_{op}	Largura ótima da mata ciliar (m).	Definida com base nos critérios mostrados na tabela 2.
S_{ymax}	Valor de S_y correspondente a $W_f = W_{max}$ ($Mg\ ha^{-1}y^{-1}$).	Corresponde ao valor de S_y para W_{max} , obtido da relação S_y versus W_f , estimada pelo modelo de previsão de erosão (WEPP*).
W_{tsy}	Largura da mata ciliar correspondente a T_{sy} (m).	Largura da mata W_f para $S_y = T_{sy}$ obtida da relação S_y versus W_f estimada pelo modelo de estimativa de erosão (WEPP*)
W_{min}	Largura mínima da mata ciliar. Definida como o mínimo valor de W_f que assegura o desenvolvimento normal da mata.	Definida com base na pesquisa local em botânica e ecologia.

* WEPP, Water Erosion Prediction Project.

Quadro 2 - Critérios para recomendações de largura de floresta ribeirinha para a retenção de sedimentos.

Case	Symax vs Tsy	Wmin vs Wtsy	Wop
1	Symax > Tsy		redefinição de Tsy
2	Symax ≤ Tsy	Wtsy < Wmin	Wmin
3	Symax ≤ Tsy	Wtsy > Wmin	Wtsy

A variável Tsy ou a tolerância da perda do solo foi definida de acordo com Sparovek *et al* (2001) como 80% do valor da produção de sedimento Sy considerando a situação de uso atual de manejo do solo, dos tipos de solo, da declividade. De acordo com os mesmos autores, o uso de valores relativos de produção de sedimentos para uma microbacia, apesar de não ser a condição ideal para as condições da microbacia, é um procedimento comumente utilizado em modelagem de erosão, uma vez que ainda não existem valores padrões de perdas de solo específicos para as condições ambientais de estudo (ou para cada microbacia). A tolerância da perda do solo representa, nesse caso, a quantidade de solo perdida por erosão (em Mg/ha/ano), mas que ainda é capaz de manter o solo com elevada produtividade.

6.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A interpolação

A figura 2 mostra a correlação entre os valores interpolados e não interpolados de perda de solo (Mg/ha/ano).

Figura 2 - Correlação entre as perdas de solo interpoladas e não interpoladas.

Ambos os testes T e F na comparação das médias mostraram que as médias de perda de solo estão fortemente correlacionadas, com um R^2 significativamente diferente de 0 (0,8957), tanto para 5% quanto para 1 % de probabilidade (com 95% e 99% de significância, respectivamente). É importante também observar que o coeficiente angular da reta na figura 2 ($a = 0,9707$, considerando $y = ax + b$) é muito próximo de 1, também reforçando que essas variáveis são muito parecidas. Portanto, o método da interpolação do inverso do quadrado da distância pode ser considerado confiável para a interpolação.

A modelagem para a microbacia A

Os mapas de curvas de nível e transeções, manejo, solos e declividade estão representados pelas figuras 3, 4, 5 e 6. O resultado da interpolação está representado pelos mapas matriciais da figura 7 para 70 m de largura de faixa ciliar.

Figura 3 - Rios, curvas de nível e tranções selecionadas para a microbacia do Ribeirão Cachoeirinha (microbacia A), Itacemápolis/SP.

Figura 4 - Mapa de uso do solo para a microbacia do Ribeirão Cachoeirinha (microbacia A), Iracemópolis/SP.

Figura 5 - Mapa de solos para a microbacia do Ribeirão Cachoeirinha (microbacia A) Iracemápolis/SP.

Figura 6 - Modelo de elevação Digital para a microbacia do Ribeirão Cachoeirinha (microbacia A), Iracemápolis/SP.

Figura 7 - Distribuição espacial da erosão estimada pelo WEPP, em formato matricial, para mata ciliar com 70 m de largura na microbacia do Ribeirão Cachoeirinha (microbacia A), Iracemápolis/SP.

Após a estimativa de erosão para as larguras descritas, foi possível obter os gráficos (figuras 8 e 9) para a modelagem da largura ótima da mata ciliar, de acordo com Sparovek et al (2001).

Figura 8 - Relacionamento entre os sedimentos liberados no rio (S_y) e as distâncias da mata ciliar para a microbacia A, Iracemápolis/SP.

Figura 9 - Relacionamento entre os sedimentos depositados na microbacia (S_d) e as distâncias da mata ciliar na microbacia A, Iracemápolis/SP.

As variáveis encontradas para essa microbacia estão na tabela 3.

Tabela 3 - Variáveis encontradas para a microbacia A, Iracemápolis/SP.

variável	valor	unidade	critério
Tsy	9.71	Mg/ha/ano	80% do valor atual
Wtsy	46	m	relação Sy vs Wf
Wmax	116	m	Eq. Figura 9
Symax	3.3	Mg/ha/ano	Eq. Figura 8

Vale ressaltar que o R^2 significativo nos gráficos é um forte indicativo de que a correlação entre as variáveis é significativa, dessa forma, essas informações podem ser analisadas com razoável segurança.

A largura máxima (Wmax) que zera a equação de segunda ordem (derivada) do gráfico 9 foi de 116 m e a produção de sedimentos (Symax) equivalente para essa largura é 3,3 Mg/ha/ano. A eficiência da produção alvo de sedimentos (variável Tsy), definida como 80% da produção de sedimentos atual (equivalente à largura Wtsy de 46 m), pode ser estimada pela comparação com a produção de sedimentos na ausência de floresta ribeirinha. Desta forma, o Tsy de 9,71 Mg/ha/ano equivale a 65% da produção de sedimentos sem floresta (14,9 Mg/ha/ano), representando uma eficiência de retenção de sedimentos de 35%.

Os 30 m de faixa ciliar nesta microbacia não foram suficientes para a retenção de sedimentos, pois essa largura reteve apenas 10% dos sedimentos liberados para o curso d'água (13,27 Mg/ha/ano), comparando-se com a ausência de floresta ribeirinha (14,9 Mg/ha/ano). Também os 50m previstos no Código Florestal reduzem apenas 33% (9,8 Mg/ha/ano) do sedimento liberado para o rio, sendo também uma largura de Floresta Ribeirinha que não retém os sedimentos satisfatoriamente. Com 70 m de faixa ciliar, a perda de solo caiu de 14 Mg/ha/ano para 6,4 Mg/ha/ano. Essa largura não chega a zerar a perda de sedimentos (o que acontece com 116 m de mata ciliar de Wmax), mas a reduz em 60 %. Por outro lado, Clinnick (1985) encontrou que uma largura eficiente para a proteção do curso d'água seria de 30m.

Como já observado no capítulo 1, a vegetação protege o solo contra a erosão através dos seguintes processos: pela retenção física das raízes, pela diminuição do

impacto da água sobre o solo através das folhas e do caule e pelo recobrimento do solo através da formação da camada de serrapilheira. Considerando desses fatores, quanto maior o recobrimento vegetal, menor é a perda de solo por erosão (STOCKING, 1994), ou, quanto maiores as larguras das florestas ribeirinhas, maior a eficiência na retenção de sedimentos, acarretando em uma melhoria da qualidade da água (LOWRANCE et al (1997), e OWENS, EDWARDS e VAN KEUREN, 1996).

A tabela 3 mostra que $Tsy < Symax$, significando que a produção de sedimentos do uso atual está sendo insatisfatória, devendo existir uma melhoria nas condições de uso do solo nesta microbacia.

Como $Symax < Tsy$, de acordo com os critérios de recomendações sobre a largura ótima da faixa ciliar (quaro 2), a definição da largura ótima (Wop) para essa microbacia depende do valor de $Wmin$. Como o capítulo 3 mostra que $Wmin$ (largura mínima para a conservação da diversidade) varia de acordo com o histórico de perturbação da área e com as condições ambientais locais, não é possível encontrar uma largura ótima da faixa ciliar para a retenção de sedimentos que satisfaça as condições do quadro 2.

A modelagem para a microbacia B

As figuras 10, 11, 12 e 13 representam as curvas de nível e os rios, o mapa de uso, de solos e de declividade (modelo de elevação digital – DEM), respectivamente, para a microbacia B, Iracemápolis/SP.

Figura 10 - Rios, curvas de nível e tranções selecionadas para a área restaurada da microbacia do Ribeirão Cachoeirinha (microbacia B), Itacemópolis/SP.

Figura 11 - Mapa de uso do solo para a microbacia do Ribeirão Cachoeirinha, na área restaurada (microbacia B), Iracemápolis/SP.

Figura 12 - Mapa de solos para a microbacia do Ribeirão Cachoeirinha na área restaurada (microbacia B), Iracemápolis/SP.

Figura 13 - Mapa de elevação para a microbacia do Ribeirão Cachoeirinha na área restaurada (microbacia B), Iracemápolis/SP.

Figura 14 - Distribuição espacial da erosão estimada pelo WEPP, considerando 30 m de largura de floresta ribeirinha na microbacia B do Ribeirão Cachoeirinha, Itacemápolis/SP.

Com as informações levantadas, foi possível obter os gráficos (figuras 15 e 16) para a modelagem da largura ótima da mata ciliar.

Figura 15 - Relacionamento entre os sedimentos liberados no rio (Sy) e as distâncias da mata ciliar para a microbacia B, Iracemápolis/SP.

Figura 16 - Relacionamento entre os sedimentos depositados na microbacia (Sd) e as distâncias da mata ciliar na microbacia B, Iracemápolis/SP.

As variáveis encontradas para essa microbacia estão na tabela 4.

Tabela 4. Variáveis encontradas para a primeira microbacia B, Iracemápolis/SP.

variável	valor	unidade	critério
Tsy	10,12	Mg/ha/ano	80% do valor atual
Wtsy	56	m	relação Sy vs Wf
Wmax	104	m	Eq. Figura 16
Symax	5	Mg/ha/ano	Eq. Figura 15

A largura máxima (Wmax) encontrada de acordo com a equação de segunda ordem do gráfico 16 foi de 104 m e a liberação de sedimento (Symax) equivalente para essa largura foi de 5,03 Mg/ha/ano. Essa largura foi menor que a da primeira área de estudo (116m) e maior que a encontrada por Sparovek et al (2001) (70 m) para a microbacia do Ceveiro em São Paulo.

A eficiência da produção alvo de sedimentos (variável Tsy), definida como 80% da produção de sedimentos atual (equivalente à largura Wtsy de 56 m), pode ser estimada pela comparação com a produção de sedimentos na ausência de floresta ribeirinha. Desta forma, o Tsy de 10,12 Mg/ha/ano equivale a 58% da produção de sedimentos sem floresta (17,21 Mg/ha/ano), representando uma eficiência de retenção de sedimentos de 41%.

Os 30 m de faixa ciliar para essa microbacia foram capazes de reter 9,23% dos sedimentos liberados para o rio (figura 15), resultando em uma produção de sedimento de 15,62 Mg/ha/ano. 50 m de faixa ciliar retiveram 36,7% dos sedimentos, resultando em uma produção de sedimento de 10,89 Mg/ha/ano, comparando-se com a ausência de floresta. Resultados observados por Syversen (2005) também mostraram que larguras maiores de florestas ribeirinhas foram mais eficientes na retenção de sedimentos do que as mais estreitas. Dessa forma, os 30m e os 50 m previstos pelo Código Florestal para essa microbacia não seriam suficientes para reter os sedimentos liberados no rio e minimizar a ocupação de terras agricultáveis.

Da mesma forma que a microbacia A, maiores larguras de florestas ribeirinhas melhoram a eficiência da retenção de sedimentos, pois menor é a perda de solo por erosão

(STOCKING, 1994), um processo que ocorre pela retenção física das raízes, que diminuem o impacto da água sobre o solo através das folhas e do caule, melhorando a qualidade da água (OSBORNE e KOVARIC, 1993).

A tabela 4 mostra que $Tsy < Symax$, significando que a produção de sedimentos do uso atual está sendo insatisfatória, e deve existir uma melhoria nas condições de uso do solo nesta microbacia, resultados que também foram observados para a primeira microbacia de estudo.

Como $Symax < Tsy$, de acordo com os critérios de recomendações sobre a largura ótima da faixa ciliar, a definição da largura ótima (Wop) para essa microbacia dependeria da $Wmin$. Da mesma forma que a primeira microbacia, como $Wmin$ varia de acordo com o histórico de perturbação da área e com as condições ambientais locais, não é possível encontrar uma largura ótima da faixa ciliar para a retenção de sedimentos que satisfaça as condições da tabela 2.

A modelagem para a microbacia C.

As figuras 17, 18, 19 e 20 representam a declividade (modelo de elevação digital – DEM), o mapa de uso, as curvas de nível e os rios e o mapa de solos, respectivamente. A figura 20 representa as perdas e deposições de solo, resultado da modelagem para a microbacia utilizando o programa de interface EDI.

Figura 17 - Modelo de elevação Digital para a microbacia C do rio Turvo em Orindiúva/SP.

Figura 18 - Mapa de uso do solo para a microbacia C do rio Turvo em Orindiúva/SP.

Figura 19 - Rios, curvas de nível e tranções selecionadas para a microbacia C do rio Turvo em Orindiúva/SP.

Figura 20 - Mapa de solos para a microbacia C do rio Turvo em Orindiúva/SP.

Figura 21 - Perdas e deposições de solo para a microbacia C do rio Turvo em Orindiúva/SP modelada com 120 m de faixa ciliar.

Com as informações levantadas, foi possível obter os gráficos (figuras 22 e 23) para a modelagem da largura da mata ciliar.

Figura 22 - Relacionamento entre os sedimentos liberados no rio (Sy) e as distâncias da mata ciliar para a microbacia C, Orindiúva/SP.

Figura 23 - Relacionamento entre os sedimentos depositados (Sd) na microbacia C e as distâncias da mata ciliar, Orindiúva/SP.

As variáveis encontradas para essa microbacia estão na tabela 5.

Tabela 5 - Variáveis encontradas para a primeira microbacia C do rio Turvo Orindiúva/SP.

variável	valor	unidade	critério
Tsy	3,4	Mg/ha/ano	80% do valor atual
Wtsy	34,18	m	relação Sy vs Wf
Wmax	86	m	Eq. Figura 22
Symax	1,2	Mg/ha/ano	Eq. Figura 21

A largura máxima (Wmax) obtida com a derivada de segunda ordem da figura 23 foi de 86 m e a produção de sedimentos equivalente para essa largura é 1,2 Mg/ha/ano. A eficiência da produção alvo de sedimentos (variável Tsy), equivalente à largura Wtsy de 34 m, foi de 46%, comparando-se com a ausência de floresta, isto indica que deve existir uma melhoria nas condições de uso do solo nesta microbacia, resultados que também foram observados para as demais microbacias de estudo.

Os 30 m de faixa ciliar para essa microbacia foram capazes de reter 63% (2,4 Mg/ha/ano) dos sedimentos liberados para o rio (figura 22) e 50 m de faixa ciliar retiveram 66% (2,19 Mg/ha/ano) dos sedimentos, comparando-se com a ausência da Floresta Ribeirinha. Desta forma, os 30m previstos pelo Código Florestal para essa microbacia seriam suficientes para reter grande parte dos sedimentos liberados no rio, observação contrária com as primeiras microbacias. Também para essa microbacia, quanto maior o recobrimento vegetal, menor é a perda de solo por erosão (STOCKING, 1994) e menor a liberação de sedimentos para o rio (LOWRANCE et al, 1997).

Da mesma forma que as primeiras microbacias de estudo, com Symax < Tsy (tabela 5), a largura ótima (Wop) para essa microbacia dependeria da definição de Wmin. Como Wmin varia de acordo com o histórico de perturbação da área e com as condições ambientais locais, não é possível encontrar uma largura ótima da faixa ciliar para a retenção de sedimentos que satisfaça as condições da tabela 2, da mesma forma que as demais microbacias.

Um retrato das condições das microbacias de estudo

Para a análise da efetividade da largura de florestas ribeirinhas na retenção de sedimentos, é importante considerar as características de cada microbacia, envolvendo o clima, a declividade (observações também de acordo com as de CLINNICK, 1985 e SYVERSEN, 2005), o comprimento médio das rampas, da textura do solo e da conformação geométrica da microbacia (fator forma da microbacia), como indicado na tabela 6. Todos esses fatores podem afetar a velocidade de transporte de partículas, alterando as proporções de sedimentos depositados na microbacia e liberados via escoamento.

Tabela 6. Características das microbacias que podem interferir na análise da largura de florestas ribeirinhas para a retenção de sedimentos.

Variável da microbacia	Iracemópolis		Orindiúva
	microbacia A	microbacia B	microbacia C
declividade média (%)	5 (0-29)	7.4 (0-80)	4.5 (0-26)
variação de altitude (m)	539 - 651	522 - 715	438 - 528*
Fator forma *	0,25	0,2	0,83
área (ha)	1606	1843	1803
textura solo	média-argilosa a argilosa	Média-argilosa	média-arenosa
solo predominante	Latos. Verm. amarelo	Latos. Verm. Eutroférico	Latossolo vermelho
comprimento médio da rampa (m)	735 (6-1500)	638 (5-2100)	885 (8-2060)
pluviosidade anual (mm)	1234	1234	1326
resposta à perda com aumento de largura de floresta	lenta	lenta	Rápida
Wmax	116	104	86

* Fator Forma: definido como a relação entre a área da microbacia e o seu comprimento elevado ao quadrado (NEARING et al, 2005).

As repostas aos aumentos da largura da floresta ribeirinha para as microbacias A e B foram lentas, pois cada 20 m de floresta provocou retenção de sedimentos da ordem de 10 a 20%. Isso pode ter ocorrido pelo formato alongado dessas microbacias, que favorecem áreas de erosão e de liberação de sedimentos da microbacia (NEARING et al, 2005). Por outro lado, a variação de 20 m na largura a floresta causou um aumento na retenção de sedimentos de 60% na microbacia C (e, conseqüentemente, um maior salto na deposição). Essa queda rápida da perda de sedimentos com pequenos aumentos de faixa ciliar pode ser atribuída ao formato arredondado particular da microbacia C (fator forma mais elevado), que

pode favorecer áreas de deposição de sedimentos que reduzem os sedimentos liberados para o rio.

Essas observações foram bastante semelhantes com Nearing et al (2005), que compararam microbacias bastante parecidas com as desse estudo. Microbacias alongadas (com menores valores de fator forma) geralmente possuem uma rede de drenagem que facilita o escoamento dos sedimentos erodidos na microbacia. Esse foi o caso das microbacias A e B. O contrário acontece com microbacias arredondadas, que possuem áreas mais favoráveis à deposição, conseqüentemente, reduzindo os sedimentos liberados para o rio, o que aconteceu na microbacia C, em Orindiúva.

As larguras máximas (W_{max}) que minimizam as perdas de solo para as microbacias A e B foram aproximadas (116 e 104), fato explicado pelo formato alongado e tipos de solos predominantes (latossolo vermelho e textura média-argilosa) de ambas serem muito semelhantes. Apesar da microbacia A apresentar menor declividade média do que a B, a primeira apresentou maiores valores de comprimento de rampa. Dessa forma, esses dois fatores (declividade e comprimento de rampa) se somaram na geração do processo erosivo na comparação dessas duas microbacias. De acordo com Flanagan e Nearing (1995) e também com Lima e Zakia (2001) e com as observações do teste de sensibilidade, a declividade é um dos parâmetros mais sensíveis do modelo WEPP.

Os parâmetros que mais interferiram na retenção de sedimentos nessas microbacias foram: a declividade, o comprimento de rampa e o fator forma da microbacia.

Essas observações reforçam que as larguras das florestas ribeirinhas devem obedecer às características de cada microbacia: declividade, comprimento de rampa, conformação geométrica (ou fator forma), textura do solo, clima; e não de acordo com as larguras do leito dos rios, como o Código Florestal apresenta.

6.5. CONCLUSÕES

- Diferentes larguras apresentaram diferentes eficiências para a retenção de sedimentos, mostrando que as larguras recomendadas pelo código florestal não foram adequadas para essa função.
- As larguras das florestas ribeirinhas para a retenção de sedimentos variaram de acordo com as características da microbacia. Por tal motivo, a metodologia aplicada pode ser um instrumento de planejamento ambiental, levantando a discussão sobre as bases técnicas das definições de largura desse importante ecossistema apresentadas pelo Código Florestal.

7. CAPÍTULO 3

A fitossociologia e a largura da faixa ciliar

RESUMO

FILIPPE, J. *A fitossociologia e a largura da faixa ciliar*. Dissertação (mestrado), 2006. Programa de Pós graduação em Ciência Ambiental, USP, Piracicaba.

A paisagem em uma microbacia constitui um mosaico de condições físicas e ambientais, que é refletido e representado na condição ciliar. Para verificar essa heterogeneidade ambiental, esse trabalho analisa a vegetação das transeções de estudo através da fitossociologia, com a finalidade de obter de critérios ambientais que possam auxiliar na análise da largura da faixa ciliar. O método das parcelas foi a ferramenta para a obtenção dessas informações. Os parâmetros fitossociológicos (diversidade, densidade, área basal total) mostraram uma grande heterogeneidade entre as transeções, pois esses parâmetros podem variar em função dos seguintes critérios: posição do fragmento na paisagem, largura total do fragmento, histórico de ocupação da área e tipo de solo. Isso demonstra a fitossociologia é fundamental para a análise da largura da faixa ciliar.

Palavras-chave: Floresta Ribeirinha, fitossociologia, mosaico.

ABSTRACT

FILIPPE, J. *Phytossociological studies and the riparian forest widths*. Dissertação (mestrado), 2006. Programa de Pós graduação em Ciência Ambiental, USP, Piracicaba.

A mosaic of physical and biological conditions is usually observed in the watershed landscape, including the riparian ecosystem. This work analyses the vegetation in riparian transects using phytossociological studies in order to find environmental approaches (and verify the environmental heterogeneity) involved in riparian width analysis. Plots method was used to analyze vegetation parameters. Phytossociological parameters (as density and diversity) presented a high heterogeneity among the transects, due to its variation according to the main approaches: distribution of the elements in the landscape, total riparian width and environmental conditions, kind of soil and the manegement conditions. Then, phytossociological studies are very important to riparian width analysis.

Keywords: riparian forest, phytossociology, mosaic.

7.1. INTRODUÇÃO

Já é conhecido que a floresta contribui para a retenção de sedimentos devido à elevação das taxas de infiltração, reduzindo as taxas de inundação, protegendo o solo contra a erosão através dos seguintes processos: pela retenção física das raízes, pela diminuição do impacto da água sobre o solo através das folhas e do caule, pelo recobrimento do solo através da formação da camada de serrapilheira (LOWRANCE et al, 1997; LLANO, 1998; RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). Além do mais, a floresta ribeirinha também contribui para a manutenção da biodiversidade ecológica, atuando como corredores ecológicos interligando fragmentos de florestas.

O ambiente ribeirinho representa as características geológicas, geomorfológicas, climáticas, hidrológicas, topográficas, as condições de encharcamento do solo, a condição da dinâmica do rio (fator que define a seletividade de espécies), a distribuição dos elementos na paisagem local e das formações florestais do entorno (MANTOVANI, 1989, RODRIGUES; SHEPHERD, 2001).

As condições topográficas definem a distribuição das espécies em formações ribeirinhas, particularizando a vegetação como resultado da deposição de sedimento e das condições hidrológicas e de encharcamento do solo. A disposição dos elementos na paisagem (proximidade da floresta ribeirinha com fragmentos matrizes de florestas no entorno) tem papel essencial como banco de sementes e chegada de propágulos definindo as características da formação ribeirinha (MANTOVANI, 1989, RODRIGUES; SHEPHERD, 2001). A largura do fragmento ribeirinho também tem efeito indireto sobre a diversidade vegetal segundo Metzger et al (1997), pois ela teria um efeito de atuar nas condições microclimáticas no interior da floresta, como na quantidade de luz e de umidade no interior da floresta. Por outro lado, a degradação ambiental histórica provocada pelas práticas humanas também atua como fator condicionante da vegetação ciliar, alterando a dinâmica de sucessão da vegetação, favorecendo espécies de sucessão primária (METZGER et al, 1997 e RODRIGUES, 1999). Essa complexidade de fatores ambientais da condição

ribeirinha caracteriza uma heterogeneidade desse ambiente, que constitui um mosaico de condições ecológicas distintas (SPACKMAN; HUGHES, 1995).

Como ferramentas de análise vegetacional, os levantamentos fitossociológicos destacam-se para a obtenção de dados sobre a diversidade, densidade e os estados de degradação ambiental da vegetação, que podem ser analisadas conjuntamente com as variáveis ambientais, como a disposição dos elementos na paisagem e o tipo de solo. O método das parcelas destaca-se como importante metodologia para as formações florestais brasileiras que possuem algum tipo de gradiente, uma característica típica das florestas ribeirinhas (RODRIGUES, 1988). A fitossociologia, aliada à modelagem para a predição da largura ótima da faixa ciliar, pode ser importante ferramenta para a análise da largura da faixa ciliar, contribuindo para uma melhor definição da variável W_{min} (Largura mínima da faixa ciliar para a conservação da diversidade), no modelo proposto por Sparovek et al (2001).

A hipótese deste trabalho é: a fitossociologia auxilia na obtenção de critérios ambientais que possam compor a análise da largura da faixa ciliar.

7.2. OBJETIVOS

Os objetivos desse trabalho são:

1. Caracterizar a vegetação das transeções de estudo utilizando o método da fitossociologia.
2. Analisar a heterogeneidade e a complexidade ambiental das transeções de estudo com relação aos parâmetros fitossociológicos, visando o esclarecimento de critérios ambientais que possam definir a largura mínima da faixa ciliar no modelo de Sparovek *et al* (2001).

7.3. MATERIAL E MÉTODOS

Para todas as transeções contendo floresta, foi utilizado o método das parcelas. Para Iracemápolis e Orindiúva (transeções 1 e 5), as parcelas consistiram de quadrados com 10

m de lado, totalizando cada uma, a área de 100 m². Cada parcela foi disposta de cada lado da transeção (figura 1) totalizando 20 parcelas com uma área total de 2000 m² ou 0,2 ha. Para as Áreas Restauradas nas transeções 3 e 4, tendo em vista que ambos possuem 30 m de largura de faixa ciliar, as parcelas foram dispostas 30 m de cada lado das transeções, totalizando uma área de 1800 m² ou 0,18 ha.

Figura 1 - Representação das parcelas realizadas em campo, com amostragens que se deram da borda da floresta em direção ao interior da mesma, totalizando 0,2 ha.

Em cada parcela foram coletados os indivíduos com PAP (Perímetro à Altura do Peito) igual ou maior que 15 cm, estimando, assim, grande número de indivíduos em porte arbustivo de interior da floresta (desconsiderando os indivíduos em regeneração). Os indivíduos perfilhados foram incluídos quando pelo menos uma das ramificações obedecia ao perímetro mínimo de inclusão. Os materiais coletados foram preparados para a secagem em prensas de madeira em herbário da ESALQ. Em laboratório, esse material foi

identificado em nível de espécies segundo o Sistema de Classificação de Cronquist (1988), com uso de bibliografia adequada e comparações com as exsicatas existentes no herbário da ESALQ/USP.

Os parâmetros fitossociológicos utilizados foram obtidos através do programa FITOPAC (SHEPHERD, 1995). As espécies classificadas como mais importantes de cada área foram agrupadas como pioneiras ou secundárias tardias, de acordo com os critérios de classificação sucessional.

Com essa metodologia amostral e considerando que a vegetação é um mosaico de condições ambientais, cada qual com estruturas próprias, a heterogeneidade ambiental é analisada pela comparação entre as características de solo, declividade, tipo de formação florestal, posição na paisagem e principalmente os parâmetros fitossociológicos entre as diversas transeções. Aquelas situadas próximas serão avaliadas cautelosamente (transeções 3 e 4), considerando que possuem condições ambientais semelhantes.

7.4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Floresta Estacional Semidecidual Ribeirinha de Iracemápolis (transeção 1).

As espécies amostradas, suas respectivas famílias e autores obtidos com a coleta de campo da Floresta Ribeirinha de Iracemápolis estão representados pela tabela 1 do ANEXO 2. A coleta de campo das espécies e famílias do entorno foi realizada aleatoriamente e está representada na tabela 2 do ANEXO 2.

Foram amostradas 30 espécies, incluindo 18 famílias, num total de 193 indivíduos em uma área de 0,2 ha. A Figura 2 mostra o número de indivíduos que foram encontrados de cada espécie.

Figura 2 - Número de indivíduos de cada espécie na Floresta Estacional Semidecidual Ribeirinha de Iracemápolis, transeção 1.

Pela sua composição, trata-se de uma Floresta Estacional Semidecidual Ribeirinha, termo designado para a vegetação ribeirinha sob interferência direta da presença de água em algum período do ano, tanto na forma de enchentes quanto pela elevação do lençol freático (RODRIGUES, 1999). O termo estacional é empregado pela floresta estar inserida em uma região com estações anuais definidas e diferenciadas (seca e chuvosa) e o termo Semidecidual é devido à parte das espécies da Floresta perder suas folhas na estação seca. Este tipo de formação florestal ocorre tanto em solos mais arenosos quanto argilosos.

As espécies encontradas neste estudo são características das matas ripárias da região de Piracicaba, concordando com Rodrigues (1999). Foi encontrada a espécie *Alchornea glandulosa* (tabela 2 do ANEXO 2), comum de áreas mais declivosas de interior das vegetações ripárias, e também a espécie *Terminalia triflora*, comum de ocorrência paralela ao curso d'água, situada sob o solo aluvional e adaptada à deposição de

sedimentos e retirada periódica da serrapilheira pelo rio. A espécie *Hymenaea courbaril* é também comum de zonas ripárias. Na borda dessa floresta, foram predominantes *Maclura tinctoria* (secundária) e *Tabebuia hepaphylla* (secundária), em ordem decrescente de valor de importância.

De acordo com Metzger et al (1997), que realizaram trabalho em uma microbacia do Jacaré Pepira, também foram comuns as espécies: *Croton floribundus*, *Centrolobium tomentosum*, *Metrodorea nigra*, *Croton urucurana* e *Machaerium stipitatum*. *Croton urucurana* é, segundo os mesmos autores, espécie adaptada a regiões inundadas ou clareiras; *Centrolobium tomentosum*, espécie adaptada à degradação ambiental de fragmentos estreitos e *Croton floribundus* é adaptada a florestas ribeirinhas de larguras maiores de 100 m.

Também segundo Durigan, Rodrigues e Schiavini (2000), *Casearia sylvestris* é espécie não restritiva com relação às condições ambientais, apresentando-se com populações numerosas; *Centrolobium tomentosum*, *Trema micrantha* e *Piptadenia gonantha* distribuem-se irregularmente na paisagem ciliar, e são espécies geralmente relacionadas com o histórico de perturbação da área.

As análises fitossociológicas indicaram um índice de diversidade de Shannon (H') de 2,32 nats/indivíduo. Comparativamente ao trabalho de Rodrigues (1999), este índice é menor que o da região de Piracicaba (3,5 nats/indivíduo) em florestas degradadas, como é o caso desta área de estudo.

O diâmetro médio das espécies foi de 12,48 cm e o índice de equabilidade de Pielou (J') foi de 0,678. As espécies: *Maclura tinctoria*, *Tabebuia hepaphylla* e *Cariniana estrelensis* foram as mais importantes para este ponto de amostragem. *Inga marginata* e *Croton floribundus* também possuem relativa importância para esta área de estudo.

A figura 3 do ANEXO 2 mostra as dominâncias absolutas para cada espécie. *Maclura tinctoria* apresentou maior dominância absoluta, seguida por *Cariniana estrelensis* e *Tabebuia hepaphylla*. Em quarto lugar está *Inga marginata*. De acordo com Metzger et al

(1997), essas espécies são adaptadas a regiões degradadas, que recebem sedimentos de diferentes fontes que estão sob a influência de variações sazonais do rio.

A figura 4 do ANEXO 2 mostra as densidades absolutas para cada espécie. *Tabebuia heptaphylla* (secundária) destaca-se com maior valor de densidade absoluta, seguida por *Maclura tinctoria* (secundária). Estas espécies também apresentaram maiores valores de dominância absoluta e de valor de importância (IVI), mostrando que são extremamente importantes e notáveis para esta área de estudo.

As famílias de maiores riquezas florísticas foram Moraceae, Bignoniaceae e Leguminosae. Esta última é citada por Leitão Filho (1987) como sendo comum de grande riqueza em matas do planalto do Estado de São Paulo.

Segundo Rodrigues (1999) e Metzger et al (1997), os fragmentos perturbados são caracterizados pela predominância de espécies de estágio inicial de sucessão (pioneiras). Tais espécies ocorreram no entorno (tabela 2 do ANEXO 2), são elas: *Trema micrantha*, *Croton floribundus*, *Cecropia sp*, *Solanum erianthum*, *Bauhinia forticata*, *Vernonia sp*. Entretanto, as espécies com maiores importâncias pertencem a estágios de sucessão secundária, indicando que, apesar da degradação ambiental, a floresta está se regenerando.

Esta floresta de estudo encontra-se degradada pela presença de lianas (figura 1 do ANEXO 2) e por apresentar dossel descontínuo, com muitas clareiras (figura 2 do ANEXO 2). Segundo Correl (2005), a presença de espécies exóticas em fragmentos florestais é indicativo de degradação ambiental. Isto pode ser comprovado pela degradação provocada pelo cultivo da cana-de-açúcar, provavelmente a prática das queimadas, que provocou a diminuição deste fragmento ao longo dos 40 anos após a deposição de ¹³⁷Cs na atmosfera.

A Área Restaurada 1 (transeção 3).

Como resultados da classificação vegetacional das parcelas da área restaurada de Iracemápolis (transeção 3), foram encontradas as famílias e espécies representadas na tabela 3 do ANEXO 2, que mostra também os autores correspondentes.

Foram amostradas 29 espécies, incluindo 19 famílias, num total de 94 indivíduos em uma área de 0,18 ha, divididos em 18 parcelas. A Figura 3 mostra o número de indivíduos para cada espécie da área restaurada.

Figura 3 - Gráfico indicando quantitativamente as espécies encontradas em campo para o área restaurada de Iracemápolis, transeção 3.

As análises fitossociológicas indicaram um índice de diversidade de Shannon (H') de 2,9 nats/indivíduo. O diâmetro médio dos indivíduos foi de 28,2 cm, a altura média foi de 11,81 m, e o índice de equabilidade de Pielou (J') foi de 0,885.

As espécies mais comuns da área restaurada são *Jacaranda cuspidifolia*, *Croton floribundus*, *Cabralea canjerana*, *Nectandra megapotamica*, concordando com Siqueira, (2002). A Figura 4 do ANEXO 2 mostra os índices de valores de importância (IVI) para as espécies amostradas. *Jacaranda cuspidifolia* (secundária inicial), *Inga marginata* (pioneira) e

Croton floribundus (pioneira) foram as mais importantes para este ponto de amostragem, mostrando que a floresta pertence a um estágio inicial de sucessão.

Segundo Durigan, Rodrigues e Schiavini (2000), *Nectandra megapotamica* não possui especificidade quanto às condições ambientais; *Tapirira guianensis*, *Bauforodendron riedelarium*, *Cabralea canjerana* e *Croton floribundus* compreendem espécies relacionadas com o histórico de perturbação da área.

A figura 5 do ANEXO 2 mostra a dominância absoluta das espécies. *Inga marginata*, *Jacaranda cuspidifolia* e *Nectandra megapotamica* apresentaram valores maiores de dominância absoluta. Tais espécies correspondem àquelas plantadas e são de estágios iniciais de sucessão. O trabalho de Siqueira (2002) nesta região indicou *Melia azedarah* com maiores valores de dominância e densidade absolutas.

A figura 6 do ANEXO 2 mostra a densidade absoluta das espécies amostradas. *Croton floribundus* apresentou maior densidade absoluta, seguida por *Jacaranda cuspidifolia* e *Centrolobium tomentosum* vem em terceiro lugar.

As famílias de maior riqueza de espécies foram Bignoniaceae, Euphorbiaceae e Meliaceae, famílias comuns na região de São Paulo.

A Área Restaurada 2 (transeção 4).

Como resultados da classificação vegetacional das parcelas da área restaurada de Itacemápolis (transeção 4), foram encontradas 42 espécies, incluindo 22 famílias, num total de 116 indivíduos em uma área de 0,18 ha, divididos em 18 parcelas. A lista das espécies e famílias coletadas está representada na tabela 4 do ANEXO 2.

Foi possível observar que *Tapirira guianensis*, *Genipa americana* e *Eugenia florida* presentes nesta área restaurada foram citadas por Rodrigues (1999) como comuns em áreas ripárias com encharcamento periódico do solo. *Urera bacifera*, *Cedrella fissilis* e *Cariniana estrellensis* são espécies não restritivas com relação ao ambiente e relacionadas ao histórico de perturbação da área (DURIGAN; RODRIGUES; SCHIAVINI, 2000).

A Figura 4 mostra o número de indivíduos que foram encontrados por cada espécie.

Figura 4 - Número de indivíduos de cada espécie do área restaurada de Iracemápolis, transeção 4.

As análises fitossociológicas indicaram um índice de diversidade de Shannon (H') de 3,407 nats/indivíduo e um índice de equabilidade de Pielou de 0,911. Este índice de diversidade foi maior que o da primeira área restaurada e o que mais se aproximou com o da região de Piracicaba (3,5 nats/indivíduo) em um estudo fitossociológico realizado por Rodrigues (1999).

O diâmetro médio dos indivíduos foi de 19,5 cm e a altura média foi de 11,71 m. As espécies mais comuns da área restaurada são *Acacia conferta* (secundária inicial), *Myracrodruon urundeuva* (clímax), e *Tabebuia chrysotricha* (secundária), em ordem decrescente de valores de importância (IVI). Essa área restaurada apresentou espécies de estágio de sucessão secundária, ao contrário da primeira (transeção 3), que apresentou espécies de estágio inicial de sucessão.

A figura 7 do ANEXO 2 mostra a dominância absoluta das espécies. *Acacia conferta*, *Cedrela fissilis* e *Lafoensia glyptocarpa* apresentaram valores maiores de dominância absoluta, como o gráfico da figura 7 indica.

A figura 8 do ANEXO 2 mostra a densidade absoluta das espécies amostradas. *Solanum argenteum* apresentou maior densidade absoluta, seguida por *Tabebuia chrysotricha*. O trabalho de Siqueira (2002) nesta região indicou *Melia azedarah* com maiores valores de dominância e densidade absolutas, o que não foi observado neste trabalho.

As famílias de maiores riquezas de espécies foram Bignoniaceae, Meliaceae (comuns também para a primeira área restaurada) e Mimosaceae.

O Cerradão de Orindiúva (transeção 5).

Como resultados da classificação vegetacional das parcelas do Cerradão de Orindiúva (transeção 5), foram encontradas 47 espécies, incluindo 33 famílias, num total de 178 indivíduos em uma área de 0,2 ha, divididos em 20 parcelas, resultados apresentados na tabela 5 do ANEXO 2. A Figura 5 mostra o número de indivíduos que foram encontrados por cada espécie para a transeção 5.

Figura 5 - Número de indivíduos de cada espécie de Orindiúva, transeção 5.

O diâmetro médio dos indivíduos foi de 10,18 cm, a altura média foi de 10,52m. As espécies que foram mais importantes na área com maior Índice de Valor de Importância (IVI) foram: *Platypodium elegans* (secundária tardia), seguida por *Guapira sp* (secundária) e *Siparuna guianensis* (secundária tardia), mostrando que a floresta encontra-se em estágio de sucessão secundária e está se regenerando. Fellfili et al. (2002) encontraram outras espécies: *Curatella americana* e *Qualea parviflora*, com maiores importâncias e ampla distribuição no domínio dos cerrados. Na borda dessa área, foram predominantes em ordem de IVI: *Pseudobombax glandiflorum* (secundária inicial), *Guapira sp* (secundária) e *Anadenanthera falcata*.

A espécie *Guettarda virnioides* e *Platypodium elegans* presentes na identificação são adaptadas a solos secos da região de Minas Gerais, de acordo com Correia et al. (2001).

Cupania vernalis e *Siparuna guianensis* são adaptadas, segundo os mesmos autores, a solos indiferentes quanto ao regime hídrico para a região. Foi encontrada *Nectandra cissiflora*, uma espécie comum de diques e bordas de acordo com os mesmos autores.

Durigan e Ratter (2003), estudando a classificação dos grupos de cerrados, concluíram que a região de Nova Granada (50 Km próximo de Orindiúva) corresponde a região nordeste dos cerrados, constituindo fisionomias de cerrado aberto em climas moderados. As espécies: *Siparuna guianensis*, *Platypodium elegans*, *Bauhinia rufa*, *Anadecandra falcata* e *Rapanea umbellata* foram comuns com os mesmos autores. Os gêneros *Myrcia* e *Casearia* também foram comuns. Também Durigan, Rodrigues e Schiavini (2000) observaram que *Myracrodruon urundeuva* aparece em ambientes naturais com poucos indivíduos. Por esse motivo, essa espécie pode ter sido isolada reprodutivamente no processo de fragmentação florestal, condicionando-se à extinção.

A figura 9 do ANEXO 2 mostra a densidade absoluta das espécies. *Platypodium elegans* apresentou maior densidade absoluta, seguida por *Syagrus somanzoffiana*, que também se mostrou bastante densa por unidade de área.

A figura 10 do ANEXO 2 mostra a dominância absoluta das espécies de Orindiúva. Além de apresentar maiores valores para densidade absoluta, *Platypodium elegans* também foi mais dominante e apresentou maiores valores de cobertura do dossel, o que demonstra a grande significância dessa espécie na região. *Siparuna guianensis* vem em seguida com valores de dominância absoluta.

As famílias de maiores riquezas de espécies foram Fabaceae e Nyctagynaceae, também observadas por Correia et al (2001).

O índice de diversidade de Shannon (H') de 3,07 nats/indivíduo e um índice de equabilidade de Pielou de 0,78. A média dos índices de diversidade encontrada na revisão de Sporetti, Neto e Almado (2003) variam de 3,0 a 3,4 nats/indivíduo, o que mostra que o fragmento é pouco degradado. A pequena degradação ambiental do fragmento de Orindiúva pode ser atribuída por algumas perturbações históricas como a redução do tamanho do fragmento e a presença de lianas verificadas em campo.

Variação da diversidade em função da largura das Florestas Ribeirinhas

Seguindo o mesmo procedimento de fitossociologia, foi realizada uma modelagem em que foram utilizadas as larguras de 10, 20, 30, 50, 70 e 100 m como arquivos de entrada para o programa FITOPAC (SHEPHERD, 1995), sendo possível obter os parâmetros de diversidade e equabilidade de espécies para cada largura de floresta para as transeções de Iracemápolis e de Orindiúva (fragmentos mais largos).

As figuras 6 e 7 mostram as larguras de florestas ribeirinhas em função da diversidade de espécies para Iracemápolis e para Orindiúva.

Figura 6 - Larguras de mata ciliar em relação à diversidade de espécies encontradas pela fitossociologia de campo para Iracemápolis.

Figura 7 - Larguras de mata ciliar em relação à diversidade de espécies encontradas pela fitossociologia de campo para Orindiúva.

É visível que a diversidade de espécies aumenta em função da largura da floresta ribeirinha para ambas as áreas de estudo. Para Orindiúva, a figura 7 mostra que a diversidade estabiliza com a largura de aproximadamente 50 m, enquanto que para Iracemápolis (figura 6), a diversidade mostra uma tendência crescente até 100 m de largura de floresta. Ambas as áreas de estudo concordam com as proposições de Metzger et al (1997), que afirmam que a diversidade aumenta proporcionalmente com o aumento do tamanho do fragmento. É notável que a diversidade teve uma variação menor em função da largura no fragmento menos degradado de Orindiúva.

A largura do fragmento tem um efeito indireto sobre a diversidade de acordo com Metzger et al (1997), pois as variações de largura de Floresta Ribeirinha podem acarretar interferências ambientais como o aumento do efeito de borda, da quantidade de luz incidente na mata, a porcentagem de umidade e porcentagem de serrapilheira. Dessa forma, o fragmento de Orindiúva talvez ainda não tenha perdido a sua resiliência e tenha suportado as degradações ambientais por ser maior em área que as demais áreas de estudo e por apresentar uma diversidade compatível com aquela de fragmentos da região dos cerrados.

A heterogeneidade ambiental entre os fragmentos

A Tabela 1 é uma comparação entre os parâmetros fitossociológicos para todas as transeções de estudo.

Tabela 1 - Comparação entre os parâmetros obtidos na análise fitossociológica para todas as transeções de estudo.

	Transeção 1	Transeção 3	Transeção 4	Transeção 5
Área basal tot. (m²/ha)	18,3	71,9	34,8	10,9
Altura média (m)	9.55	11.81	11.71	10.52
Diversidade (H')	2,3	2,9	3,4	3,1
Equabilidade (J')	0,68	0,88	0,91	0,8
Densidade (ind/ha)	875	522	644	762
Largura total	200	50	30	1000
Tipo de floresta	FESR	Área restaurada	Área restaurada	Cerradão
Isolamento na paisagem	Isolada Latos. Verm. Amar.	Isolada Latos. Verm. Eutrof.	Com matriz próxima Latos. Verm. Eutrof.	Isolada Latos. Verm. Amar.
Solo				
Declividade da transeção	4,7%	4%	4,8%	5,1%

* FESR: Floresta Estacional Semidecidual Ribeirinha

Considerando os remanescentes mais largos (transeções 1 e 5), a mais baixa diversidade encontrada em campo foi a de Iracemápolis (transeção 1), fato provavelmente ocasionado pela prática de queimadas e pela cultura da cana-de-açúcar, apesar desse fragmento ter 200 m de largura total. Essas perturbações podem ter contribuído para que esse ecossistema perdesse a resiliência. Já o fragmento de Orindiúva apresentou uma diversidade muito próxima da diversidade regional (e também uma equabilidade maior que o fragmento de Iracemápolis). Embora essa floresta tenha as mesmas pressões ambientais do cultivo da cana-de-açúcar, o seu posicionamento na paisagem (situada em uma condição favorável no relevo), o tipo de formação florestal (Cerradão) e a largura total do fragmento maior (em torno de 1 Km), foram fatores que podem ter contribuído para que esse ecossistema mantivesse sua resiliência. Como esses dois fragmentos são distantes na

paisagem e apresentam diferenças marcantes de solo (o solo de Orindiúva é muito mais arenoso), de tipo de formação florestal (Cerradão em Orindiúva), as diferenças dos parâmetros fitossociológicos mostradas na tabela 1 reforçam a heterogeneidade ambiental existente na paisagem. Essa heterogeneidade ambiental é também discutida na escala do Brasil por Oliveira Filho e Ratter (2000). O histórico de perturbação de ambas as áreas (capítulo 1) mostra que ambos os fragmentos sofreram redução da largura total, um reflexo das pressões ambientais do cultivo da cana-de-açúcar. Esse fator também pode ser interferido nos parâmetros fitossociológicos quantitativos representados na tabela 1, como na densidade.

É notável que as áreas restauradas 1 e 2 (transeções 3 e 4) possuem características em comum na paisagem, com tipo de solo e declividade semelhantes, e ambas são áreas restauradas. Entretanto, apresentaram características fitossociológicas muito distintas. A maior diversidade (e também a maior equabilidade) observada foi a da área restaurada 2, indicando que esse fragmento está em melhores condições de sustentabilidade ambiental. Essa área restaurada tem cerca de 10 anos e uma largura total menor (30m), entretanto, está situada mais próxima de uma matriz de floresta do que os demais fragmentos. A área restaurada 1, apesar de mais velha que a primeira (17 anos) e ter uma largura total de 50 m, apresentou uma diversidade menor que a área restaurada 2. Essas observações já foram descritas por Sorreano (2002), que comparou os parâmetros vegetacionais de fragmentos de idades diferentes. Dessa forma, fragmentos mais estreitos e mais novos podem estar em melhores condições ambientais (sendo melhores corredores ecológicos) do que os fragmentos mais perturbados e mais largos. Como esses fragmentos se distinguiram principalmente pelo isolamento na paisagem, é notável que a vegetação na paisagem constitui um mosaico de condições ambientais, cada qual com características particulares (diferentes dominâncias absolutas, diversidades e densidades).

A declividade entre as transeções não apresentou grandes diferenças, mostrando que as transeções não representavam florestas ribeirinhas situadas em regiões planas e com solos aluvionais, caracterizando as florestas paludosas (MANTOVANI, 1989), que

geralmente apresentam menores índices de diversidade com relação à vegetação da região do interflúvio. Dessa forma, pode-se afirmar que a variação dos índices de diversidade não foi relativa ao encharcamento do solo.

Os critérios mais importantes que devem ser considerados na análise de largura de faixa ciliar são: a largura total do fragmento, a disposição dos elementos na paisagem, o histórico de ocupação das terras, a declividade; critérios que são avaliados com o auxílio da fitossociologia. Esses critérios também poderiam ser analisados pelo zoneamento ambiental da microbacia, que dividiria a microbacia em diferentes unidades ecológicas, cada qual com características físicas e biológicas particulares.

A heterogeneidade de condições ambientais (representada por diferentes larguras de florestas ribeirinhas) também é favorável para a manutenção dos diferentes táxons, incluindo espécies especialistas e generalistas, como representado na tabela 2.

Tabela 2 - Relações entre as larguras de faixa ciliar e a manutenção da biodiversidade.

Largura de mata (m)	Manutenção de espécies de:
60 – 90 (1)	Plantas
60 (2)	Pequenos mamíferos
100 (3)	Répteis e anfíbios
30 (4)	Insetos
100 (5)	Pássaros

(1) Metzger et al (1997); (2) Darveau et al (2001); (3) Burbrink et al (1998) e Rudolph e Dickson (1990) ; (4) Samways e Styller (1996) (5) Shirley e Smith (2005).

Os critérios para Wmin

De acordo com as proposições do modelo proposto por Sparovek et al (2001), a largura mínima da faixa ciliar (Wmin) pode ser definida como a largura (Wf) necessária para garantir a funcionalidade da floresta como um ecossistema. Essa largura deveria garantir a manutenção de espécies das regiões que são permanentemente inundadas e as que são temporariamente, e deve ser, portanto, uma largura ampla o suficiente para esses objetivos.

As observações sobre os parâmetros vegetacionais mostraram que a largura de florestas ribeirinhas vai depender de critérios ambientais como: disposição dos elementos da paisagem, das condições ambientais na qual a floresta ribeirinha está inserida (proximidade com fragmentos matrizes de floresta), do histórico de perturbação da área, das condições de solo e declividade, observações também ressaltadas por Burbrink et al (1998), Spackman (1995) e Malanson (1995). Esses são os critérios que devem ser inseridos na variável Wmin, que também deveriam ser critérios mais bem especificados no Código Florestal, que somente considera a largura do leito do rio como critério de definição de largura de floresta ribeirinha.

A fitossociologia proporcionou um esclarecimento sobre a interdependência e complexidade das variáveis ambientais que compõem o cenário em que estão as florestas ribeirinhas.

A sensibilidade

Vale ressaltar que, nas condições de estudo, não foi possível relacionar os parâmetros vegetacionais (obtidos com a fitossociologia) das diferentes florestas ribeirinhas de estudo com a retenção de sedimentos. O arquivo de manejo do WEPP não tem entrada para as variáveis fitossociológicas, para diferentes tipos de florestas e diferentes estados de degradação ambiental, e, dessa forma, não é possível, com esse modelo, analisar se diferentes condições ambientais dos fragmentos acarretariam diferentes eficiências para a retenção de sedimentos. Esse trabalho foi realizado por Wang, Yin e Shan (2005), que concluíram que quanto maior o estado de degradação ambiental de uma floresta ribeirinha, menor é a eficiência na retenção de sedimentos, pois menor é a eficiência de redução da velocidade de transporte de partículas (menor controle hidrológico).

O WEPP é sensível à presença da vegetação de uma maneira menos específica, considerando alguns fatores ambientais diretos e indiretos que contribuem para a geração de biomassa (variáveis do ANEXO 1) e pela combinação de diferentes características de solo e manejo representada pelos OFEs (Overland Flow Elements) (FLANAGAN e

NEARING, 1995). Mas mesmo assim, o teste de sensibilidade (metodologia descrita do capítulo 1) indicou que a alteração das variáveis dentro do arquivo de manejo não implica em alterações nas taxas de erosão e deposição. Por tal motivo, as análises desse trabalho focalizam a definição de critérios ambientais que auxiliem a variável largura mínima (W_{min}) do modelo de Sparovek et al (2001).

7.5. CONCLUSÕES

- A fitossociologia é fundamental para se analisar conjuntamente os parâmetros vegetacionais e os demais critérios ambientais, como: disposição dos elementos da paisagem, proximidade com fragmentos matrizes de floresta, histórico de perturbação da área, condições de solo, declividade e manejo do solo, mostrando que esses critérios são essenciais para a análise da largura da faixa ciliar. Esses são os critérios que devem ser considerados na modelagem para a predição da largura da faixa ciliar, especificamente na variável W_{min} (largura mínima).

8. CONCLUSÕES GERAIS

- As metodologias utilizadas (^{137}Cs , WEPP e morfologia) mostraram que a Floresta Ribeirinha é eficiente para a retenção de sedimentos.
- A aplicação do WEPP mostrou que esse modelo é uma ferramenta promissora para a utilização na escala da microbacia por considerar a variabilidade espacial da erosão, com custo e tempo reduzidos.
- A análise da largura de Florestas Ribeirinhas deve considerar as características da microbacia, como o tipo de solo, a declividade, o manejo, histórico de perturbação e de clima, e não de acordo com o leito do rio, como o Código Florestal apresenta.
- A fitossociologia é fundamental para se analisar conjuntamente os parâmetros vegetacionais e as variáveis ambientais que compõem o cenário da paisagem, que devem ser considerados na avaliação da largura da faixa ciliar.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BACCHI, O. O. S.; REICHARD, K.; SPAROVEK, G.; RANIERI, S. B. L. Soil erosion e valuation in a small watershed in Brazil through ^{137}Cs fallout redistribution analysis and conventional models. *Acta Geologica Hispanica*, Barcelona, v. 35, n. 3-4, p. 251-259, 2000.

BASE S/A. (São Paulo). Fotografias aéreas. São Paulo. 1962, 1975, 1988, 1995 e 2000. Escalas 1:35000 e 1:25000.

BOULET, R.; CHAUVEL, A.; HUMBEL, F.X.; LUCAS, Y. Analyse structurale et cartographie en pédologie. I Prise en compte de l'organisation bidimensionnelle de la couverture pédologique: les études de toposéquences et leurs principaux apports à la connaissance des sols. *Cah. ORSTOM, ser. Pedol.* v.19, p. 309-320, 1982.

BROWN, S.; BRINSON, M. M.; LUGO, A. E. Structure and function of riparian wetlands. In: MALANSON, G. P.(ed), *Riparian Landscapes*, Cambridge: Cambridge Univeristy press, 1995. p 12-32.

BURBRINK, F. T.; PHILLIPS, C. A.; HESKE, E. J. A riparian zone in southern Illinois as a potential dispersal corridor for reptiles and amphibians. *Biological Conservation*, Champaing, v. 86, p. 107-115, 1998.

CLINNICK, P. F. Buffer strip management in forest operations: a review. *Australian Forestry*, Austrália, v. 48 n. 1, p. 34-45, 1985.

CÓDIGO FLORESTAL, Lei N° 4.771 de 15.9.1965.

CÓDIGO FLORESTAL, Lei N°4771 de 15.9.1965 modificada em 1988.

COOPER, J. R.; GILLIAN, J. W.; DANIELS, R. B.; ROUBARGE, W. P. Riparian areas as filters for agricultural seviment. *Soil Scence Society of. American. Journal*, Stanford, v. 51. p. 416 – 420, 1987.

COORDENADORIA DO ESTADO DE SÃO PAULO, SECRETARIA DE ECONOMIA E PLANEJAMENTO. Coordenadoria da ação regional divisão de geografia. *Plano cartográfico do Estado de São Paulo*. Carta topográfica. São Paulo. 1979, 1975. Fx 11 e 12. Escala 1:100000.

CORRECHEL, V.; BACCHI, O.O.S.; DE MARIA, I.C.; REITCHARDT, K.; DECHEN, S.C.F. *Primeira aproximação de um estudo sobre as atividades de ^{137}Cs em áreas de referência*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29, 2003, Ribeirão Preto: SB ^{137}CS . CD-ROM.

CORREIA, J. R.; HARIDASSAM, M.; REATTO, A.; MARTINS, E. S.; WALTER, B. M. T. Influência de fatores edáficos na distribuição de espécies arbóreas em Matas de Galeria na região do Cerrado: uma revisão. In: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SOUZA-SILVA, J. C. (eds) *Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. Planaltina, Ministério do Meio Ambiente, DF, 2001.

CORREL, D. L. Principles os planning and establishment of buffer zones. *Ecological Engineering*. Liverpool, v 24, n 5, p. 421 – 529, 2005.

DARVEAU, M.; LABBÉ, P.; BEAUSCHESNE, P.; BÉLANGER, L.; HUOT, J. The use of forest strips by small mammals in a boreal balsam fir forest. *Forest Ecology and Management*, Livingston, v. 143, p. 95-104, 2001.

DE JONG, E.; VILLAR, H.; BETTANY, J.R. Preliminary investigations on the use of ¹³⁷Cs to estimate erosion in Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science*, Ottawa, v. 62, p. 673-683, 1982.

DIEDERICHSEN, A. T. B. *Influência da atitude conservacionista e da legislação ambiental na conservação de fragmentos florestais*. Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

DITT, E. H. *Fragmentos florestais no Pontal do Paranapanema*. São Paulo: Annablume, 2002. 140 p.

DURIGAN, G.; RODRIGUES, R. R.; SCHIAVINI, I. A heterogeneidade ambiental definindo a metodologia d amostragem da floresta ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F (eds): *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. 320 p.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. The vegetation of priority areas for Cerrado conservation in São Paulo State, Brazil. *Edinburg Journal of Botany*.Cambridge, v 60, n 2, p.217-241. 2003.

ELLIOT, W. J.; HALL, D. E. *Water Erosion Previction Project (WEPP) Forest Aplications*. Forestry Sciences Laboratory, 1221 S. Indiana: Mkoscow,1997.

EMBRAPA SOLOS. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Brasília: Embrapa. 1999.

FELFILI, M. C.; FELFILI, J. M. Diversidade alfa e beta no cerrado *sensu stricto* da Chapada da Diamantina, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. São Paulo, v 15. n 2, 2001.

FLANAGAN, D. C.; NEARING, M. A *USDA - Water Erosion Prevition Project: Hillslope Profile and Watershed Model Documentation*. West Lafayette: NSERL Report, n. 10, 1995.

GLEICK, P. *The world's water: The Biennial Report on Freshwater Resources*. Oxford: Oxford Universioty press, 1998. 306p.

GODOY, R. *Topografia Básica*. Piracicaba: FEALQ, 1988. 349p.

GUIMARÃES, M. F.; ¹³⁷Césio da precipitação radioativa ("fallout") no estudo da erosão e sevimentação de solo. 1988. 150f. Dissertação (mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiróz (ESALQ), Piracicaba, 1988.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D. *Restauração da Mata Ciliar - Manual para recuperação de áreas ciliares e microbacias*. Brasília: Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, 2002.

LAFLEN, J. M.; LANE, L. J.; FOSTER, G. R. WEPP: A new generation of erosion previction technology. *Journal of soil and water Conservation*, Kansas, v. 46. n. 1, p. 34 – 38, 1991.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de Florestas ribeirinhas. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F (eds): *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2001.

LLANO, F. L. C. *Restauracion Hidrologico Forestal de Cuencas y Control de la Erosion*, 2. ed, Madrid: Mundi-Prensa, 1998. p 21- 40.

LOWRANCE, R.; ALTIER, L. S.; NEWBOLD, J. D.; SCHANABEL, R. R.; GROFFMAN, P. M.; DENVER, J. M.; CORREL, D. L.; GILLIAN, J. W.; ROBINSON, J. L.; BRONSFIELD, R. B.; STAVES, K. W.; LUCAS, W.; TODD, A. H. Water quality functions of riparian buffers in Chesapeake Bay watersheds. *Environmental Management*, Berkeley, v. 21, p. 687-712, 1997.

MACHADO, P. A L. *Direito Ambiental Brasileiro*, 10 .ed, São Paulo: Malheiros, 2002. p 682 – 700.

MACKENZIE, A.; BALL, A. S.; VIRDEE, S. R. What is ecology? In: MACKENZIE, A. *Instant Notes in Ecology*. 2. ed. Guildford: Bios Scientific publishers, 2001. p 1- 10.

MALANSON, G. P. *Riparian Landscapes*, Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

MANTOVANI, W. Conceituação e fatores condicionantes. In: Barbosa, L. M. (coord.) SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR. Anais. Campinas, 1989. Fundação Cargill, p. 11-19.

MCKERGOW, L. A.; WEAVER, D. M.; PROSSER, I. P.; GRAYSON, R. B.; REED, A. E. G. Before and after riparian management: sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia. *Journal of hydrology*, Austrália, v. 270, p. 253 – 272, 2003.

METZGER, J. P., BERNACCI, L. C., GOLDEMBERG, R. Pattern of three diversity in riparian forest fragment of different widths (SE Brazil). *Plant Ecology*, Campinas, v. 133, p. 135 – 152. 1997.

MITCHELL, J.K.; BUBENZER, G.D.; MCHENRY, J.R.; RITCHIE, J.C. Soil loss estimation from fallout cesium-137 measurements. In: DeBoodt, M.; Gabriels, D. (eds). *Assessment of erosion*, London: Wiley, p. 393-401, 1980.

MORAES, L. C. SILVA DE. *Código Florestal Comentado*. 2.ed. São Paulo: Atlas. 2000. p.27-33.

NEARING, M.A.; NORTON, L.D.; ZHANG, X. Soil erosion and sedimentation. In: Ritter, W. F. & Shirmohammadi. *Agricultural nonpoint source pollution*. Lafayette: CRC Press LLC, p. 29-54, 2001

NEARING, M. A.; KIMOTO, A.; NICHOLS, M. H.; RICHIE, J. C. Spatial patterns of soil erosion and deposition in two small, semi-arid watersheds. *Journal of geographical research*, Lafayette, v 110, 2005.

NICKS, A. D.; LOPES, V. L.; NEARING, M. A.; LANE, L. J. Overview of WEPP hillslope profile erosion model. In. LANE, L. J.; NEARING, M. A. *USDA Water erosion previction project: hillslope profile model documentation*. Lafayette: NSERL, p. 1,1 – 1,8. 1989.

NILSON, C.; JANSON, R.; ZINKO, U. Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation. *Science*, v. 276, p. 798-800, 1997.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; RATTER, J. Padrões florísticos das matas ciliares da região do Cerrado e a evolução das paisagens do Brasil central durante o Quaternário Tardio. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F.: *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. 320 p.

OSBORNE, L. L.; KOVARIC, D. A. Riparian vegetated buffer strips in water quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*. London, v. 29. p. 243 – 258, 1993.

OWENS, L. B.; EDWARDS, W. M.; VAN KEUREN, R. W. Sediment losses from a pastured watershed before and after fencing. *Journal of Water Soil Conservation*. Ohio, v. 51, p. 90 – 94, 1996.

PHILLIPS, J. D. An evaluation of the factors determining the effectiveness of water quality buffer zones. *Journal of Hydrology*, New England, v. 107. p. 133-145. 1989.

PICKET, T. A., PARKER, V. T., FIEDLER, P. The new paradigm in Ecology: Implications for conservation biology above the species level. In: FIEDLER, P. L., JAIN, S. K. *Conservation Biology*. London, p 67-87, 1992.

POTT, C. A. & DE MARIA, I. C. Comparação de métodos de campo para determinação da velocidade de infiltração básica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v. 27, p. 19-27, 2003.

RANIERI, S. B. L. *Estimativa da erosão do solo em uma bacia hidrográfica no município de Piracicaba (SP) utilizando os modelos USLE e WEPP*. 2000. 95f. Tese (doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiróz, Piracicaba, 2000.

RANIERI, S. B. L.; LIER, Q. J.; SPAROVEK, G.; FLANAGAN, D. C. Erosion database interface (EVI): a computer program for georeferenced application of erosion previction models. *Computers & Geosciences*, Piracicaba, v. 28, p. 661-668, 2002.

RITCHIE, J.C.; MCCARTY, G. W. ¹³⁷Cs and soil in a small agricultural watershed. *Soil & Tillage Research*, Oregon, v. 69, p. 45-51, 2003.

RODRIGUES, R. R. Métodos fitossociológicos mais usados. *Casa da agricultura*, Campinas, v. 10, n. 1, p. 20-24, 1988.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Restauração de Florestas tropicais: Subsídios para uma Definição Metodológica e Indicadores de Avaliação e Monitoramento. In: DIAS L. E.; MELLO, J. W. V. *Recuperação de Áreas Degradadas*. 1. ed. Viçosa: UFV, Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p. 203-216.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a Recuperação de Florestas Ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F.: *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000, 320p.

RODRIGUES, R. R.; SHEPHERD, G. Fatores conicionantes da vegetação ciliar. In: RODRGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F.: *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. p. 101 – 108.

RUDOLPH, D.; DICKSON, J. Streamside zone width and amphibiam and reptile abundance. *Southwestern Naturalist*, Louisiana, v. 35, p. 472-476, 1990.

SAMWAYS, M. J.; NICOLAS, S. S. Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and Forest landscapes, and recommendations for riparian management. *Biological Conservation*, Pietermaritzburg, v. 78, p. 279-288, 1996.

SHEPHERD, G. J. *FITOPAC, Manual do Usuário*. Campinas, Universidade de Campinas, Departamento de Botânica, 1995.

SHIRLEY, S. M.; SMITH, J. N. M. Bird community structure across riparian buffer strips of varying width in a coastal temperate forest. *Biological Conservation*. Vancouver, v. 125, p. 475-489, 2005.

SIMÕES, L. B. *Integração entre um modelo de simulação hidrológica e sistema de informação geográfica na delimitação de zonas tampão ripárias*. 2001. 125f. Tese (doutorado). Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2001.

SIQUEIRA, L. P. *Monitoramento de áreas restauradas no interior do estado de São Paulo, Brasil*. 2002. 128f. Dissertação (mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002.

SORREANO, M. C. *Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas com diferentes idades*. 2002. 103f. Dissertação (mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002.

SPACKMAN, S. C.; HUGHES, J. W. Assesment of minimum stream corridor width for biological conservation: species richness and distributions along mid-order streams in Vermont, USA. *Biological Conservation*. Vermont, v. 71, p. 325-332, 1995.

SPAROVEK, G.; BACCHI, O. O. S.; SCHNUG, E.; RANIERI, S. B. L.; DE MARIA, I. C. Comparison os three water erosion prediction methods (¹³⁷Cs, WEPP, USLE) in Southeast Brazilian sugarcane production. *Der Tropenlandwirt*. Jahrgang, p. 107-118, 2000.

SPAROVEK, G.; SCHNUG, E. Temporal Erosion-Induced Soil Degradation and Yield Loss. *Soil Science Society American Journal*, Madisson, v. 65, n. 5, p. 1479-1485, 2001.

SPAROVEK, G.; RANIERI, S. B. L.; GASSNER, A.; DE MARIA, I. C.; SCHNUG, E.; SANTOS, R. F.; JOUBERT, A. A conceptual framework for the definitions for the optimal width of riparian forests. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Piracicaba, v. 1782, p. 1-7, 2001.

SPARTEL, L. LUDERITZ, J. *Caderneta de campo*. 3. ed, São Paulo: Globo, 1968.

SPORETTI, A. W.; NETO, J. A. M.; ALMADO, R. P. Fitossociologia de cerrado sensu stricto no município de Abaeté – MG. *Revista Árvore*. Viçosa, v. 27. n.3, 2003.

STOCKING, M. A. Assessing vegetative cover and management effects. In LAL, R. *Soil Erosion, Research methods*, 2. ed. Ohio: Columbus, 1994, 211p.

SYVERSEN, N. Effect and design of buffer zones in the Nordic climate: the influence of width, amount of surface runoff, seasonal variation and vegetation type on retention efficiency for nutrient and particle runoff. *Ecological Engineering*. Norway, v. 24, p. 483-490, 2005.

TRIMBLE, S. W. Decreased rates of alluvial sediment storage in the Coon creek basin, Wiscosin, *Science*, Wisconsin, v. 285, p. 1244-1246, 1999.

VIEIRA, S.R.; REYNOLDS, W.D.; TOPP, G.C. *Conference Proceedings. Spatial variability of hydraulic properties in a highly structured clay soil*. In: WIERANGA, P.J.; BACHELET, D. *Validation of Flow and Transport Models for the Unsaturated Zone*. Las Cruces, New Mexico State University, p. 471-483, 1988.

ZAPATA, F.; GARCIA-AGUDO, E.; RITCHIE, J.C.; APPLEBY, P.G. Introduction. In: ZAPATA, F. *Handbook for the assessment of soil erosion and sedimentation using environmental radioactivity*. The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, p. 1-14, 2002.

WALLING, D. E.; QUINE, T. A. Use of Caesium - 137 as a Tracer of Erosion and Sedimentation: *Handbook for Application of the Caesium - 137. Technique*. Exeter, University of Exeter, 1993.

WANG, X. H.; YIN, C. Q.; SHAN, B. Q. The role of diversified landscape buffer structures for water quality improvement in an agricultural watershed, North China. *Agricultural Ecosystem And Environment*. China, v. 107. p. 381 – 396. 2005.

YU, B.; CIESIOLKA, A. A.; ROSE, C. W.; COUGHLAN, K. J. A validation test of WEPP to predict runoff and soil loss from a pineapple farm on a sandy soil in subtropical Queensland, Australia. *Australian Journal of Soil Research*. Queensland, v. 38, p. 537 – 54, 2000.

ANEXOS

ANEXO1

Tabela 1. Dados de entrada do arquivo de manejo ajustados para o modelo WEPP.

Parâmetro	Cana-de-açúcar	Vegetação ciliar (ajuste)
Coeficiente de cobertura do dossel	14 (1)	14 (1)
Equação de altura do dossel	23 (1)	23 (1)
Taxa de energia de biomassa (Kg/MJ)	13 (1)	13 (1)
Temperatura basal diária do ar (°C)	10 (2)	12 (1)
Equação de cobertura de resíduo da superfície do solo (m ² /kg)	5 (1)	8 (1)
Graus-dia para emergência (°C.dia)	19 (5)	25 (5)
Altura de corte da planta na colheita (m)	0,08 (2)	--
Cobertura do dossel após a senescência (%)	90	50 (3)
Diâmetro da planta quando adulta (m)	0,03 (2)	10 (4)
Índice de declínio de calor da folha (0-1)	0,85 (1)	0,85 (3)
Biomassa remanescente após a senescência (%)	95 (1)	70 (3)
Coeficiente de extinção de radiação	0,48 (2)	0,65 (1)
Fator de conversão de acamamento	0,99 (1)	0,99 (1)
Máximo fator de fricção para uma planta viva	12 (1)	12 (1)
Índice de colheita	0,9	0
Altura máxima do dossel (m)	2,5 (2)	30 (4)
Constante de decomposição da biomassa acima do solo	0,015 (1)	0,0074 (3)
Constante de decomposição de biomassa enterrada	0,015 (1)	0,0074 (3)
Temperatura ótima para crescimento da planta (°C)	27 (2) (2)	25
Tolerância à seca	0,25 (1)	1,8 (3)
Espaçamento entre plantas na linha (m)	0,08 (2)	1,5 (4)
Profundidade máxima da raiz (m)	2,5 (2)	0,1 (2)
Razão raiz/parte aérea	0,71 (2)	2,7 (3)
Máxima taxa de raízes para uma planta perene (k)	0,7	360 (1)
Período a partir do qual ocorre a senescência (dias)	0	38 (1)
Temperatura máxima a partir do qual uma planta perene cessa (°C)	40	38
Temperatura crítica de congelamento	0,5 (1)	5 (1)
Índice de área foliar máximo	3,7 (2)	8,5 (3)
Início de qualquer simulação de erosão (1° de janeiro)		
Densidade do solo (g/cm ³)	1,3	1,2 (4)
Cobertura oferecida pelo dossel (%)	100	80 (4)
Dias desde a última operação agrícola	470 (2)	--
Dias desde a última colheita	180	--
Profundidade de congelamento do solo (m)	0	0
Cobertura do solo entre sulcos (%)	70 (2)	100
Total de chuva caído desde a última operação agrícola (mm)	500	1000
Altura da rugosidade após a última operação agrícola (m)	0,15	0,1 (3)
Cobertura do solo no sulco (%)	80 (2)	100
Rugosidade randômica após a última operação agrícola (m)	0,04	0,1 (3)
Tipo de sulco	Temporário	Perene (3)
Profundidade da neve (m)	0	0
Massa de raíes mortas nos primeiros 10 cm do solo (kg/m ²)	0,1 (2)	0,5 (3)
Massa de resíduos enterrados s 10 cm do solo (kg/m ²)	0,1 (2)	0,5 (3)

Fonte: (1) Flanagan & Nearing (1995); (2) Ranieri (2000); (3) ELLIOT; HALLI (1997); (4) dados observados em campo; (5) conversa com pesquisadores da área.

Figura 1 - Nivelamento Trigonométrico realizado nas transeções 1 (A), 2 (B), 3 (C) e 4 (D) no município de Iracemápolis.

Figura 2 - Nivelamento Trigonométrico realizado nas transeções 5 (E) e 6 (F), na região de Orindiúva.

ANEXO 2

Transeção 1: Floresta Estacional Semidecidual Ribeirinha de Iracemópolis.

Tabela 1. Espécies amostradas nas parcelas do levantamento florístico da transeção 1, a floresta ribeirinha degradada de Iracemópolis, com as respectivas famílias e autores.

Família	Espécie	Autor
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp. & Endl.
Fabaceae	<i>Caesalpinia pluviosa</i>	DC.
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i>	(Raddi) Kuntze
Flacourtiaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	Sw.
Ulmaceae	<i>Celtis iguanaea</i>	(Jacq.) Sarg.
Bombacaceae	<i>Chorisia speciosa</i>	A. St.-Hil.
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i>	Cambess.
Fabaceae	<i>Dalbergia frutescens</i>	(Vell.) Britton
Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i>	L.
Fabaceae	<i>Machaerium hirtum</i>	(Vell.) Stelfeld
Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i>	(DC.) Vogel
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i>	(L.) D. Don ex Steud.
Sapindaceae	<i>Matayba guianensis</i>	Aubl.
Myrtaceae	<i>Myrtaceae sp.</i>	
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i>	(Spreng.) Mez
Crombretaceae	<i>Terminalia triflora</i>	(Griseb.) Lillo
Euphorbiaceae	<i>Pera glabrata</i>	(Schott) Poepp. ex Baill.
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	(Mart.) J.F. Macbr.
Bignoniaceae	<i>Tabebuia heptaphylla</i>	(Vell.) Toledo
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i>	Sw.
Cunnoniaceae	<i>Weimmania paulliniifolia</i>	Pohl ex Seringe
Fabaceae	<i>Inga marginata</i>	Willd.
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	Spreng.
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i>	Vell.
Fabaceae	<i>Acacia paniculata</i>	Willd.
Cecropiaceae	<i>Cecropia sp.</i>	Loefl.
Anacardiaceae	<i>Tapinia guianensis</i>	Aubl.
Solanaceae	<i>Solanum granulosum-leprosum</i>	L.
Bignoniaceae	<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	Mart.
Indet	<i>Indet</i>

Figura 1 - Foto da área interna da Floresta Ribeirinha mostrando a presença de lianas, um indicador de degradação.

Figura 2 - Foto da área interna da Floresta Ribeirinha mostrando a presença de grandes áreas de clareira.

O entorno da Floresta Estacional Semidecidual Ribeirinha de Iracemópolis (transeção 1)

Tabela 2 - Espécies amostradas nas áreas do entorno do levantamento florístico da primeira área de estudo de Iracemópolis (transeção 1), com as respectivas famílias e autores.

Família	Espécie	Autor
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	Jacq.
Arecaeaceae	<i>Geonoma schottiana</i>	Mart.
Arecaeaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	(Cham.) Glassman
Bignoniaceae	<i>Tabebuia cf. heptaphylla</i>	(Vell.) Toledo
Cecropiaceae	<i>Cecropia sp.</i>	
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i>	Baill.
Flacourtiaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	Sw.
Fabaceae	<i>Centrolobium tomentosum</i>	Guill. ex Benth.
Fabaceae	<i>Holocalix balanseae</i>	Micheli.
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i>	Desf.
Fabaceae	<i>Dalbergia frutescens</i>	(Vell.) Britton
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	(Mart.) J.F. Macbr.
Fabaceae	<i>Bauhinia sp.</i>	L.
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i>	(L.) D. Don ex Steud.
Myrtaceae	<i>Myrtaceae sp.</i>	
Rutaceae	<i>Metrodorea nigra</i>	A. St.-Hil.
Rutaceae	<i>Galipea jasminiflora</i>	(A. St.-Hil.) Engl.
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i>	Cambess.
Ulmaceae	<i>Trema micrantha</i>	(L.) Blume
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	Spreng.
Ulmaceae	<i>Trema micrantha</i>	(L.) Blume
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	(Mart.) J.F. Macbr.
Fabaceae	<i>Angico</i>	
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i>	(L.) D. Don ex Steud.
Bignoniaceae	<i>Tabebuia heptaphylla</i>	(Vell.) Toledo
Ulmaceae	<i>Trema micrantha</i>	(L.) Blume
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i>	Sw.
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	Müll. Arg.
Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i>	L.
Solanaceae	<i>Solanum granulosum-leprosum</i>	L.
Bignoniaceae	<i>Tabebuia heptaphylla</i>	(Vell.) Toledo
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i>	(L.) D. Don ex Steud.
Cunnoniaceae	<i>Weimmania paulliniifolia</i>	Pohl ex Seringe
Fabaceae	<i>Centrolobium tomentosum</i>	Guill. ex Benth.
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i>	L.
Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i>	(DC.) Vogel
Fabaceae	<i>Myroxylon peruiferum</i>	L. f.
Asteraceae	<i>Vernonia sp.</i>	Schreb.
Meliaceae	<i>Trichillia catigua</i>	A. Juss.

Figura 3 - Dominância absoluta de cada espécie na Floresta Estacional Semidecidual Ribeirinha de Iracemópolis, transeção 1.

Figura 4 - Densidade absoluta de cada espécie na Floresta Estacional Semidecidual Ribeirinha de Iracemópolis, transeção 1.

Transeção 3: A área restaurada de Iracemápolis

Tabela 3. Espécies amostradas nas parcelas do levantamento florístico da área restaurada (transeção 3), com as respectivas famílias e autores.

Família	Espécie	autor
Bignoniaceae	<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	Mart.
Fabaceae	<i>Inga marginata</i>	Willd.
	<i>Indeterminada</i>	
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	(L.) Spreng.
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i>	(Vell.) Mart.
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i>	(Spreng.) Mez
Euphorbiaceae	<i>Alchornea iricurana</i>	Casar.
Fabaceae	<i>Centrolobium tomentosum</i>	Guill. ex Benth.
Boraginaceae	<i>Cordia myxa</i>	L.
Fabaceae	<i>Piptadenia gonocantha</i>	(Mart.) J.F. Macbr.
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i>	(Vell.)
Polygonaceae	<i>Triplaris surinamensis</i>	Cham.
Fabaceae	<i>Acacia paniculata</i>	Willd.
Bignoniaceae	<i>Tabebuia chrysotricha</i>	(Mart. ex A. DC.) Standl.
Fabaceae	<i>Pterocarpus violaceus</i>	Vogel.
Arecaceae	<i>Bactris glaucescens</i>	Drude
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i>	Aubl.
Fabaceae	<i>Clitoria fairchildiana</i>	R. A. Howard.
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i>	(Engl.) Engl.
Bignoniaceae	<i>Tabebuia impetiginosa</i>	(Mart. ex. DC) Stadl.
Lythraceae	<i>Lafoensia glytocarpa</i>	Koehne.
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrelensis</i>	(Raddi) Kuntze
Bignoniaceae	<i>Tabebuia heptaphylla</i>	(Vell.) Tol
Solanaceae	<i>Solanum</i>	L.
Sapotaceae	<i>Pouteria torta</i>	(Mart.) Radlk.
Passifloraceae	<i>Jaracatia spinosa</i>	(Aubl.) A DC.
Meliaceae	<i>Melia azedarah</i>	L.
Myrsinaceae	<i>Rapanea ferruginosa</i>	(Mart.) Mez
Myrtaceae	<i>Syzigium cumini</i>	Steud.

Figura 5 - Dominância absoluta de cada espécie no área restaurada Ribeirinha de Iracemópolis, transeção 3.

Figura 6 - Densidade absoluta de cada espécie do área restaurada de Iracemápolis, transeção 3.

Transeção 4: A área restaurada 2 de Iracemápolis.

Tabela 4 - Espécies amostradas nas parcelas do levantamento florístico da área restaurada (transeção 4), com as respectivas famílias e autores.

família	espécie	autor
Mimosaceae	<i>Acacia conferta</i>	A.Cunn.ex Benth
Anacardiaceae	<i>Myracrodroun urundeuva</i>	Allemão
Bignoniaceae	<i>Tabebuia chrysotricha</i>	(Mart.ex A. DC.) Standl
	<i>Nectandra</i>	
Lauraceae	<i>megapotamica</i>	(Spreng.) Mez
Solanaceae	<i>Solanum argenteum</i>	L.
	<i>Balfourodendron</i>	
Rutaceae	<i>riedelianum</i>	(Engl.) Engl
Chrysobalanaceae	<i>Licanea tomentosa.</i>	L.
Myrtaceae	<i>Syzygium cumini</i>	Steud.
Bignoniaceae	<i>Tabebuia heptaphylla</i>	(Vell.)Tol.
Meliaceae	<i>Cedrella fissilis</i>	Vell.
Mimosaceae	<i>Platycyanus regnelli</i>	DC
Bignoniaceae	<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	D.Don.
Caesalpinaceae	<i>Caesalpinia pluviosa</i>	Speg
Meliaceae	<i>Cabralea cangerana</i>	(Vell.) Mart
Caesalpinaceae	<i>Schizolobium paraybum</i>	(Vell.) Blake
Lythraceae	<i>Lafoensia glyptocarpa</i>	koehme
Caesalpinaceae	<i>Platymene reticulata</i>	L.
Meliaceae	<i>Melia azedarah</i>	L.
Rutaceae	<i>Ezembekya leiocarpa</i>	Engl.
Fabaceae	<i>Myroxylon peniferum</i>	L.f.
Bignoniaceae	<i>Tabebuia roseo-alba</i>	DC
Urticaceae	<i>Urera bacifera.</i>	Gaudich
Rutaceae	<i>Clausena excavata</i>	Burm. F.
Nyctaginaceae	<i>Guapira sp</i>	Aubl.
Fabaceae	<i>Tapirira guianensis.</i>	L.
Dilleniaceae	<i>Dillenia indica</i>	L.
Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i>	DC
Myrsinaceae	<i>Rapanea ferruginosa</i>	(Mart.) Mez
Verbenaceae	<i>Clegiphylla scallowiana</i>	Cham.
Fabaceae	<i>Clitoria fauchildeana</i>	L.
Mimosaceae	<i>Acacia paniculata</i>	Willd.
Rutaceae	<i>Dictyloma incanensis</i>	L.
Boraginaceae	<i>Cordia abscinica mixa</i>	L.
Lecytidaceae	<i>Cariniana estrelensis</i>	(Raddi.)Kuntze.
Polygonaceae	<i>Triplaris surinamensis</i>	Cham
Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i>	(DC.)Vogel
Fabaceae	<i>Pterocarpus cliolaceus</i>	Vog.
Moraceae	<i>Maclura tinctoria.</i>	(L.) D. Don ex Steud.
Mimosaceae	<i>Inga marginata</i>	Mart.
Fabaceae	<i>Lonchocarpus</i>	Hassl.
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	L.
	<i>indet</i>

Figura 7 - Dominância absoluta de cada espécie do área restaurada de Iracemápolis, transeção 4.

Figura 8 - Densidade absoluta de cada espécie da área restaurada de Iracemápolis, transeção 4.

A transeção 5: o Cerradão de Orindiúva

Tabela 5 - Espécies amostradas nas parcelas do levantamento florístico do Cerradão de Orindiúva (transeção 5), com as respectivas famílias e autores.

Família	espécie	autor
Fabaceae	<i>Inga vera</i>	Willd.
Solanaceae	<i>Cestrum sp.</i>	L.
Rubiaceae	<i>Guetarda viburnoides</i>	Benth.
Caesalpiniaceae	<i>Bauhinia breviges</i>	Link.
Nyctaginaceae	<i>Guapira sp.</i>	Aubl.
Fabaceae	<i>Myroxylon penyferum</i>	L.f.
Rhamnaceae	<i>Rhomnidium elaeocarpus</i>	Thumb.
Sapotaceae	<i>Crhysophylum gonocarpum</i>	L.
Fabaceae	<i>Andira sp</i>	Juss.
Fabaceae	<i>Anadenanthera falcata</i>	(Benth.) Spreng
Flacourtiaceae	<i>Caesaria gossyosperma</i>	Sw.
Caesalpiniaceae	<i>Bauhinia cuyabana</i>	Link.
Fabaceae	<i>Platypodium elegans</i>	Vogel
Bignoniaceae	<i>Lehyera tuberculosa</i>	Seem
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i>	Cambess.
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulatum</i>	(Vell.) Pax
Bignoniaceae	<i>Tabebuia heptaphylla</i>	(Vell.) Toledo
Fabaceae	<i>Machaerium stiptatum</i>	(DC.) Vogel
Fabaceae	<i>Sweetia fruticosa</i>	Spreng
Myrsinaceae	<i>Rapanea umbellata</i>	(Mart.)Mez
Polygolaceae	<i>Coccoloba mollis</i>	Cham.
Monimiaceae	<i>Siparuna guianensis</i>	Aubl.
Flacourtiaceae	<i>Caesaria decandra</i>	Sw.
Caricaceae	<i>Jacantha speciosa</i>	(Aubl.)A DC.
Caesalpiniaceae	<i>Bauhinia forticata</i>	Link.
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i>	Poepp.
Bombacaceae	<i>Pseudobombax glandiflorum</i>	(Cav.)A.Rob.
Lauraceae	<i>Licaria vernicosa</i>	(Mez.) Kosterm.
Celastraceae	<i>Austroplenckia populnea</i>	(Resseick.) Lundell.
Caesalpiniaceae	<i>Diphychandra tauranhia</i>	Speg.
Myrtaceae	<i>Myrcia multiflora</i>	L.
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	(Cham.) Glassman.
Meliaceae	<i>Melia azedarah</i>	L.
Minomiaceae	<i>Siparuna guinensis</i>	Aubl.
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i>	Aubl. Mag. ex Stey.
Fabaceae	<i>Dalbergia brasiliensis</i>	Vogel.
Rubiaceae	<i>Chomelia oligantha</i>	Schumman ex Krau.
Urticaceae	<i>Urera bacifera</i>	Gaudich
Anacardiaceae	<i>Astronium fraxinifolium</i>	Jacq.
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cuspa</i>	Müll.rg.
Opiliaceae	<i>Agonancera brasiliensis</i>	Benth.
Myrtaceae	<i>Myracrodruon urundeuva</i>	Allemão
Meliaceae	<i>Trichillia pallida</i>	Sw.
Lauraceae	<i>Nectandra cissiflora</i>	(Spreng)Mez.
Verbenaceae	<i>Durantha sepens</i>	Cham.
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i>	(Vell.)Arrab.ex Steud.
	<i>indet</i>

Figura 9 - Densidade absoluta de cada espécie de Orindiúva, transeção 5.

Figura 10 - Dominância absoluta de cada espécie de Orindiúva, transeção 5.