

**BIBLIOTECA DIGITAL DE TESES E DISSERTAÇÕES  
UNESP**

RESSALVA

Alertamos para ausência de capa, ficha catalográfica, figura 13 e Apêndices, não incluídos pelo autor no arquivo original.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”  
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS  
CAMPUS DE BOTUCATU

**INTEGRAÇÃO ENTRE UM MODELO DE SIMULAÇÃO  
HIDROLÓGICA E SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA NA  
DELIMITAÇÃO DE ZONAS TAMPÃO RIPÁRIAS**

**LIGIA BARROZO SIMÕES**

**Orientador: Prof. Dr. Lincoln Gehring Cardoso**

Tese apresentada à Faculdade de Ciências  
Agronômicas da UNESP - Campus de  
Botucatu, para obtenção do título de Doutor  
em Agronomia - Área de Concentração em  
Energia na Agricultura

BOTUCATU-SP  
Março – 2001

## AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho só foi possível graças à somatória de esforços e colaboração diretos e concomitantes de várias pessoas e instituições, às quais profundamente agradeço, em especial:

ao Prof. Dr. Lincoln Gehring Cardoso, meu orientador, pela orientação, confiança, amizade e constante apoio em todas as etapas deste trabalho;

ao Curso de Pós-Graduação “Energia na Agricultura”, em nome dos Coordenadores Prof. Dr. Sérgio Hugo Benez e Prof. Dr. Kléber Pereira Lanças, bem como aos demais membros do Conselho do Curso, pelo apoio constante;

à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo suporte financeiro e ao Relator Anônimo pelas sugestões nos relatórios;

à Prof. Dra. Célia Regina Lopes Zimback (UNESP, FCA/Recursos Naturais, Botucatu), pelo apoio nos trabalhos de campo, pelas valiosas sugestões e pela amizade;

aos Professores Dr. Vicente L. Lopes e Dr. D. Phillip Guertin (*The University of Arizona, School of Renewable Natural Resources*), pelas imprescindíveis orientação e colaboração, pela recepção e infra-estrutura a mim disponíveis durante o estágio;

aos Professores Dr. Sérgio Campos e Zacarias Xavier de Barros (UNESP, FCA/Eng. Rural, Botucatu) pelas importantes sugestões e amizade;

à Casa da Agricultura de Pardinho, em nome do Eng. Agrônomo Cláudio Vivan, da amiga Eng. Florestal Fernanda Leite Ribeiro e do funcionário Marcelo Ebúrneo, pelo suporte aos trabalhos de campo;

ao Prof. Dr. Paulo Rodolfo Leopoldo (*in memoriam*), (UNESP, FCA/Engenharia Rural, Botucatu), pela contribuição, sugestões e discussões;

ao Prof. Dr. José Raimundo Passos (UNESP, IBB/Bioestatística), pela consultoria em Estatística;

ao técnico Ronaldo Alberto Pollo, do Laboratório de Topografia, Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto (UNESP, FCA/Eng. Rural, Botucatu) e aos funcionários da Biblioteca, que se mostraram sempre solícitos no pronto atendimento e colaboração;

aos amigos de Laboratório, Fernanda, Ronaldo, Renatinha, Sérgio Pascoal, Cris, Adriana, Edson, Osmar e Armindo pela troca de experiências;

Esse trabalho também foi possível graças ao auxílio indireto, mas não menos importante, das pessoas que me cercaram durante esse período, às quais muito devo:

Ao meu marido, Marcello, pelo apoio, estímulo, sugestões, exemplo e, acima de tudo, paciência e companheirismo;

À minha filha Ana Cecília, pelo tempo, compulsoriamente compartilhado com minhas atividades, pela paciência, pela responsabilidade, tão prematuramente adquirida;

À Fernanda de Freitas Torello e à Maria da Cruz Barbosa da Costa, pela amizade e, especialmente, pelo imprescindível apoio durante estágio no Arizona;

Aos amigos distantes, Celicina e Emerson, Ana Vitória e Juliana, Karl e Mari, Michal e Agatha, Flávia e Rick pelos auxílios, amizade e por serem tão especiais.

Os frutos de hoje foram semeados há muito tempo... Por isso, agradeço, compartilho e dedico todas as minhas conquistas aos meus pais, Wladimir e Rosalinda, que me deram tudo o que de melhor puderam.

## SUMÁRIO

|  | Página |
|--|--------|
| LISTA DE QUADROS.....  | VI     |
| LISTA DE FIGURAS.....  | X      |
| 1. RESUMO.....   | 1      |
| 2. SUMMARY.....  | 4      |
| 3. INTRODUÇÃO.....   | 7      |
| 4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....  | 10     |
| 4.1 Degradação da qualidade dos recursos hídricos: o impacto da poluição difusa..... | 10     |
| 4.1.1 Poluição difusa nas áreas rurais.....  | 15     |
| 4.2 O controle da poluição difusa.....   | 17     |
| 4.2.1 Mecanismos de transporte de poluentes.....                                     | 18     |
| 4.2.2 O papel das matas ripárias no controle da poluição difusa.....                 | 21     |
| 4.2.3 O efeito da largura da mata ripária na eficiência de retenção.....             | 33     |
| 4.3 Condições de qualidade da água na área de estudo.....                            | 40     |
| 4.4 Modelagem matemática na simulação de processos hidrológicos.....                 | 45     |
| 4.5 Geoprocessamento no controle da poluição difusa.....                             | 49     |
| 5. MATERIAL E MÉTODOS.....   | 53     |
| 5.1 Área de estudo.....  | 53     |
| 5.1.1 Aspectos Climáticos.....   | 56     |
| 5.1.2 Geologia, geomorfologia e solos.....   | 58     |
| 5.1.3 Vegetação natural, uso e ocupação do solo.....                                 | 61     |
| 5.2 Observação quanto à nomenclatura.....  | 63     |

|  |     |
|--|-----|
| 5.3 Modelagem.....   | 64  |
| 5.3.1 Modelo RBDE (Phillips, 1989a).....   | 66  |
| 5.3.2 Simulação de eficiência da mata ripária na retenção do fluxo superficial<br>(zona tampão de referência)..... | 69  |
| 5.3.2.1 Modelo CHDM (Lopes, 1995).....   | 69  |
| 5.3.3 Delineamento experimental.....   | 71  |
| 5.3.4 Dados de entrada.....  | 73  |
| 5.4 Banco de dados digital para aplicação dos modelos.....   | 80  |
| 5.4.1 Dados de entrada para aplicação do modelo .....  | 81  |
| 5.4.1.1 Entrada de dados.....  | 82  |
| 5.5 Integração do Modelo de Phillips (1989) no SIG.....  | 98  |
| 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....   | 100 |
| 6.1 Parâmetros da zona tampão de referência.....   | 100 |
| 6.2 Avaliação dos parâmetros que determinam a eficiência das zonas tampão para<br>qualidade da água.....           | 117 |
| 6.3 Uso do solo na área de estudo (parâmetro $n$ ).....  | 119 |
| 6.4 Larguras necessárias para controle da poluição difusa.....   | 124 |
| 6.5 Considerações finais.....  | 131 |
| 7. CONCLUSÕES.....   | 140 |
| 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....   | 143 |
| APÊNDICE 1.....  | 169 |

## LISTA DE QUADROS

| Quadro   | Página |
|--|--------|
| 1 – Larguras mínimas fixadas pelo Código Florestal Brasileiro.....   | 40     |
| 2 – Características físicas e mineralógicas da unidade de solo PVd .....   | 73     |
| 3 - Características físicas e mineralógicas da unidade de solo PVd, (continuação).....   | 73     |
| 4 – Parâmetros para o modelo de infiltração.....   | 75     |
| 5 - Saturação relativa no Ponto de Murcha Permanente e na Capacidade de Campo.....   | 76     |
| 6 – Valores de saturação inicial do solo (SI).....   | 76     |
| 7 – Coeficientes de rugosidade de Manning recomendados para escoamento superficial.....  | 77     |
| 8 – Valores de Ks baseados em dados de campo e corrigidos para vegetação.....  | 78     |
| 9 – Valores para entrada nos arquivos de precipitações com duração de 30 minutos.....  | 79     |
| 10 – Valores para entrada nos arquivos de precipitações com duração de 45 minutos.....   | 80     |
| 11 – Valores para entrada nos arquivos de precipitações com duração de 60 minutos.....   | 80     |
| 12 – Exemplo de matriz de erro.....  | 96     |
| 13 – Qualidade da classificação associada aos valores da estatística Kappa.....  | 98     |
| 14 – Valores do coeficiente $n$ de Manning para cada tipo de uso.....  | 98     |
| 15 – Resultados das simulações para precipitações com intensidade para tempo de retorno de 1 ano, 30 minutos de duração e rampa de 100 metros..... | 103    |
| 16 – Resultados das simulações para precipitações com intensidade para tempo de retorno de 1 ano, 45 minutos de duração e rampa de 100 metros..... | 103    |
| 17 – Resultados das simulações para precipitações com intensidade para tempo de retorno de 1 ano, 60 minutos de duração e rampa de 100 metros..... | 104    |

|  |     |
|--|-----|
| 18 – Resultados das simulações para precipitações com intensidade para tempo de retorno de 5 anos, 30 minutos de duração e rampa de 100 metros.....  | 104 |
| 19 – Resultados das simulações para precipitações com intensidade para tempo de retorno de 5 anos, 45 minutos de duração e rampa de 100 metros.....  | 105 |
| 20 – Resultados das simulações para precipitações com intensidade para tempo de retorno de 5 anos, 60 minutos de duração e rampa de 100 metros.....  | 105 |
| 21 – Resultados das simulações para precipitações com intensidade para tempo de retorno de 10 anos, 30 minutos de duração e rampa de 100 metros..... | 106 |
| 22 – Resultados das simulações para precipitações com intensidade para tempo de retorno de 10 anos, 45 minutos de duração e rampa de 100 metros..... | 106 |
| 23 – Resultados das simulações para precipitações com intensidade para tempo de retorno de 10 anos, 60 minutos de duração e rampa de 100 metros..... | 107 |
| 24 – Resultados das simulações para precipitações com intensidade para tempo de retorno de 25 anos, 30 minutos de duração e rampa de 100 metros..... | 107 |
| 25 – Resultados das simulações para precipitações com intensidade para tempo de retorno de 25 anos, 45 minutos de duração e rampa de 100 metros..... | 108 |
| 26 – Resultados das simulações para precipitações com intensidade para tempo de retorno de 25 anos, 60 minutos de duração e rampa de 100 metros..... | 108 |
| 27 – Resultados das simulações para precipitações com intensidade para tempo de retorno de 50 anos, 30 minutos de duração e rampa de 100 metros..... | 109 |
| 28 – Resultados das simulações para precipitações com intensidade para tempo de retorno de 50 anos, 45 minutos de duração e rampa de 100 metros..... | 109 |

|  |     |
|--|-----|
| 29 – Resultados das simulações para precipitações com intensidade para tempo de retorno de 50 anos, 60 minutos de duração e rampa de 100 metros.....                     | 110 |
| 30 – Resultados das simulações para precipitações com intensidade para tempo de retorno de 100 anos, 30 minutos de duração e rampa de 100 metros.....                    | 110 |
| 31 – Resultados das simulações para precipitações com intensidade para tempo de retorno de 100 anos, 45 minutos de duração e rampa de 100 metros.....                    | 111 |
| 32 – Resultados das simulações para precipitações com intensidade para tempo de retorno de 100 anos, 60 minutos de duração e rampa de 100 metros.....                    | 111 |
| 33 -Parâmetros da zona tampão de referência.....   | 117 |
| 34 – Variação dos fatores topografia, solo e rugosidade superficial nas condições encontradas na área de estudo, no modelo de tempo de detenção.....                     | 118 |
| 35 – Variação dos fatores topografia, solo e rugosidade superficial nas condições encontradas na área de estudo, no modelo hidráulico.....                               | 119 |
| 36 - Uso e ocupação do solo na área de estudo, em dezembro de 1997.....  | 120 |
| 37 – Matriz de erro e indicadores de exatidão .....  | 123 |
| 38 – Largura (metros) necessárias para atingir as eficiências de 46%, para as melhores ( $L_{\min}$ ) e piores ( $L_{\max}$ ) condições de solo e de uso e ocupação..... | 126 |
| 39 – Largura (metros) necessárias para atingir as eficiências de 57%, para as melhores ( $L_{\min}$ ) e piores ( $L_{\max}$ ) condições de solo e de uso e ocupação..... | 127 |
| 40 – Largura (metros) necessárias para atingir as eficiências de 74%, para as melhores ( $L_{\min}$ ) e piores ( $L_{\max}$ ) condições de solo e de uso e ocupação..... | 127 |
| 41– Áreas das larguras mínimas necessárias para obtenção de eficiência de 46% de retenção, de acordo com a classe de largura.....  | 128 |

|   |     |
|---|-----|
| 42 – Áreas das larguras mínimas necessárias para obtenção de eficiência de 57% de retenção,<br>de acordo com a classe de largura..... | 128 |
| 43 – Áreas das larguras mínimas necessárias para obtenção de eficiência de 74% de retenção,<br>de acordo com a classe de largura..... | 129 |

## LISTA DE FIGURAS

| Figura  | Página |
|---|--------|
| 1 – Mecanismos de escoamento.....   | 19     |
| 2 – Esquema da área variável de afluência.....  | 20     |
| 3 – Faixas de filtro vegetativo.....  | 22     |
| 4 – Zonas tampão ripárias (matas ciliares, matas de galeria, etc).....  | 23     |
| 5 - Ação de filtragem dos sedimentos trazidos pelo escoamento superficial .....   | 24     |
| 6 – Filtragem do fósforo pela mata ripária.....   | 26     |
| 7 – Transformação do nitrogênio proveniente do escoamento .....   | 27     |
| 8 – Faixas de larguras sugeridas para fornecer funções específicas .....  | 35     |
| 9 – Esquema conceitual dos elementos e suas interconexões nos modelos .....   | 48     |
| 10 – Localização da área de estudo.....   | 54     |
| 11 – Rede de drenagem e limites da área de estudo.....  | 55     |
| 12 – Temperaturas e precipitações médias mensais da área de estudo .....  | 58     |
| 13 – Solos.....   | 62     |
| 14 – Esquema do experimento simulado: a) “testemunha” e, b) eficiência da mata ripária....  | 72     |
| 15 – a) Lençol freático em relação à topografia; b) Posição do lençol freático.....   | 88     |
| 16 – Localização dos poços medidos.....   | 91     |
| 17– Eficiência das diferentes larguras de mata ripária na retenção do escoamento superficial para eventos de 30 minutos de duração.....         | 113    |
| 18 – Eficiência das diferentes larguras de mata ripária na redução do pico do escoamento superficial para eventos de 30 minutos de duração..... | 113    |

|  |     |
|--|-----|
| 19 – Eficiência das diferentes larguras de mata ripária na retenção do escoamento superficial para eventos de 45 minutos de duração.....   | 114 |
| 20 – Eficiência das diferentes larguras de mata ripária na redução do pico do escoamento superficial para eventos de 45 minutos de duração.....  | 114 |
| 21 – Eficiência das diferentes larguras de mata ripária na retenção do escoamento superficial para eventos de 60 minutos de duração.....   | 115 |
| 22 – Eficiência das diferentes larguras de mata ripária na redução do pico do escoamento superficial para eventos de 60 minutos de duração.....  | 115 |
| 23 – Composição falsa-cor da imagem de satélite Landsat TM-5 (bandas 3, 4 e 5).....  | 121 |
| 24 – Classificação do uso do solo derivada da imagem de satélite Landsat TM-5.....   | 122 |
| 25 – Distribuição do percentual das classes de larguras (m) necessárias para a obtenção de eficiência mínima de 46 % de retenção.....  | 129 |
| 26 – Distribuição do percentual das classes de larguras (m) necessárias para a obtenção de eficiência mínima de 57 % de retenção.....  | 130 |
| 27 – Distribuição do percentual das classes de larguras (m) necessárias para a obtenção de eficiência mínima de 74 % de retenção.....  | 130 |
| 28 – Avaliação das larguras de mata ripária necessárias para atingir 46% de eficiência.....  | 133 |
| 29 – Avaliação das larguras de mata ripária necessárias para atingir 57% de eficiência.....  | 134 |
| 30 – Avaliação das larguras de mata ripária necessárias para atingir 74% de eficiência.....  | 135 |
| 31 – Larguras variáveis de mata ripária necessárias de acordo com a zona tampão de referência para atingir 46% de eficiência na retenção do escoamento superficial para chuva de 1 ano de retorno..... | 136 |

|  |     |
|--|-----|
| 32 – Larguras variáveis de mata ripária necessárias de acordo com a zona tampão de referência para atingir 57% de eficiência na retenção do escoamento superficial para chuva de 1 ano de retorno.....   | 137 |
| 33 a – Larguras variáveis de mata ripária necessárias de acordo com a zona tampão de referência para atingir 74% de eficiência na retenção do escoamento superficial para chuva de 1 ano de retorno..... | 138 |
| 33 b – Detalhe da Figura 33 a.....   | 139 |
| 34 – Detalhe da Figura 28.....   | 139 |

## 1. RESUMO

Tem sido amplamente reconhecido que as atividades agrícolas são as maiores fontes de poluição difusa dos recursos hídricos. A manutenção de vegetação natural ribeirinha pode reduzir a entrada de poluentes e sedimentos nos cursos de água, favorecendo a infiltração da água no solo, absorvendo, retardando ou purificando o escoamento antes que ele atinja os rios. Apesar do reconhecimento da importância das matas ripárias nesse aspecto e da Legislação Brasileira ser bastante preventiva, existem poucos estudos sobre a eficiência de retenção e as larguras necessárias em climas tropicais. Nesse sentido, os principais objetivos do presente estudo foram avaliar a eficiência de diversas larguras de mata ripária em reter o escoamento e reduzir o pico do escoamento para as condições mais críticas da área de estudo; estabelecer condições de referência para comparação com outras situações da área; aplicar o modelo de tempo de detenção para delinear larguras necessárias variáveis para toda área de estudo e identificar áreas mais frágeis, cuja restauração deveria ser priorizada.

As condições mais críticas da área de estudo (área degradada), onde o escoamento superficial deve predominar, foram simuladas para avaliar a eficiência da zona ripária em controlar a poluição não pontual. Utilizou-se o *Catchment Hydrology Distributed Model* (CHDM, Lopes, 1995), para geração do escoamento que atinge o corpo d'água após passar por zonas tampão de comprimentos variáveis, para precipitações de 6 tempos de retorno diferentes (1, 5, 10, 25, 50 e 100 anos), com durações de 30, 45 e 60 minutos. A área degradada consistiu num Podzólico Vermelho-Amarelo, sob uso agrícola.

Os resultados indicaram eficiências máximas de 96,59% para redução do escoamento superficial e 90,18% para o pico do escoamento, com uma zona tampão de 100 m, para uma precipitação de tempo de retorno de 1 ano e duração de 60 minutos. As

eficiências mínimas atingiram 7,33% e 4,51%, respectivamente, para escoamento superficial e pico do escoamento, para precipitação de intensidade de 100 anos de retorno, com duração de 30 minutos e zona tampão de 10 metros. A largura de 30 m, estabelecida como mínima para rios de até 10 metros de largura pelo Código Florestal Brasileiro, atingiu as eficiências máximas de 46,52% para o escoamento e 32,40% para o pico do escoamento.

O banco de dados consistiu de dados espaciais (topografia, solo e rede de drenagem, na escala de 1:10000 e mapa de uso do solo, obtido de imagem de satélite) e dados alfa-numéricos, relativos aos solos (características físicas e químicas).

As eficiências de 46, 57 e 74% (referentes a 30, 40 e 60 metros de largura de zona ripária) foram escolhidas para os cálculos de toda a área. Os mapas resultantes das análises no SIG permitiram estimar a eficiência para cada parcela da área de estudo, mostrando que larguras de até 30 metros seriam suficientes para garantir eficiência mínima de 74% de retenção para 46,96% da área exigida pelo Código Florestal e 53,04% necessitaria larguras maiores. Nas cabeceiras de drenagem, zonas tampão de até 50 metros de raio, como exigido por Lei, seriam suficientes para tamponar 59,56% da área analisada, enquanto 40,44% requereriam reforços. Vale destacar que a largura de referência de 60 m atingiria eficiência mínima de 74% nas condições degradadas da área de estudo, mas para precipitações de baixa intensidade (1 ano de retorno).

A restauração das matas ripárias constitui um dos fatores que, conjuntamente com outras práticas conservacionistas, compõem o manejo adequado da bacia para fins de garantir a quantidade e qualidade da água e a biodiversidade.

## 2. SUMMARY

INTEGRATING A HYDROLOGIC SIMULATION MODEL AND GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEM TO DELIMIT RIPARIAN BUFFER ZONES. Botucatu, 2001. 174 p. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura), Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: LIGIA BARROZO SIMÕES

Adviser: LINCOLN GEHRING CARDOSO

Agricultural activities are one of the major contributors to non-point source pollution of inland surface and underground water. Keeping riparian vegetation can reduce pollutants and sediment away from water bodies, functioning as filter to delay, absorb, or purify runoff before it reaches surface waters. Although the Brazilian legislation recognizes the importance of riparian forests, there are few studies addressing their runoff retention capability and the riparian width efficiency in the Tropics. This study was conducted on the upper section of the Pardo River watershed, São Paulo State, Brazil, with the intent of: (a) evaluating efficiencies of different riparian widths in runoff retention in the most critical condition of the study area, (b) establishing a reference buffer, (c) applying the detention time model (Phillips, 1989a) to delineate efficient widths for the entire area and, (d) identifying priority areas for restoration.

Conditions of degraded areas, where superficial flow might prevail, were simulated in order to evaluate riparian buffer efficiency to control non-point pollution. It was employed the *Catchment Hydrology Distributed Model* (Lopes, 1995), to generate runoff values to variable buffer widths for events of 6 return periods (1, 5, 10, 25, 50 and, 100 years), with 30, 45 and 60 minutes of duration. Degraded area comprised pastureland on Ultisol (Podzólico Vermelho-Amarelo).

Results indicated maximum efficiencies of 96.59% to overland flow reduction and, 90.18% to peak flow for 100-meter buffer zone, to 1-year return period event of 60 minutes. Minimum efficiencies reached 7.33% and 4.51%, respectively, to overland and peak flow for a 100-year event, with 30 minutes and 10-meter buffer width. Minimum width of 30 meters for streams up to 10-meter width, established by Brazilian Forestry Code, reached maximum efficiencies of 46.52% to runoff and, 32.40% to peak flow reduction.

Database encompassed spatial data (soil maps, hydrographic data layer, topography, in 1:10,000 scale, and land use cover, classified from satellite image) and numeric data, relative to soils (physical and chemical characteristics).

Efficiencies of 46, 57 and 74% (relatives to 30, 40 and 60-meter riparian buffer) were chosen to buffer width calculations for the entire area. Resulting maps allowed to estimate riparian buffer efficiency for each parcel of the study area, showing that widths up to 30 meters would be enough to guarantee minimum efficiency of 74% of retention for 46.96% of the area required by the Forestry Code and, 53.04% would need wider buffers. Buffer of fifty-meter radius around headwaters would be efficient to buffer 59.56% of the required area according to the Law, while 40.44% of the area would need to be reinforced. It is noteworthy that reference buffer of 60 meters would reach minimum efficiency of 74% in

degraded conditions of the study area, but only for events of low intensities (1-year return period).

Riparian forest restoration constitutes only one of the practices that should be taken to control non-point pollution, to guarantee water quality and quantity and biodiversity.

---

Keywords: riparian forest, buffer width, GIS, landscape planning, water quality.

### 3. INTRODUÇÃO

A degradação da qualidade dos recursos hídricos é hoje compreendida como resultante da poluição que atinge os cursos de água, através de poluentes lançados por fontes pontuais (efluentes industriais e domésticos), bem como por fontes de origem difusa, como as geradas pelas atividades urbanas e rurais. As soluções técnicas disponíveis para controle da poluição de origem pontual, apesar de onerosas, são mais facilmente aplicáveis e apresentam resultados satisfatórios já comprovados. A poluição difusa, por sua vez, devido ao seu caráter sazonal e por atingir extensas áreas, envolve o manejo de toda a bacia de drenagem através de uma série de medidas mitigadoras bastante específicas em função da fonte de origem, do tipo de transporte, do regime das chuvas e das atividades humanas desenvolvidas.

Além das medidas de controle de erosão já conhecidas e da aplicação correta de agroquímicos, outras técnicas têm sido pesquisadas e sugeridas como auxiliares para a manutenção da qualidade dos recursos hídricos na zona rural. Aliada à questão da manutenção da biodiversidade terrestre e aquática, a restauração da vegetação natural que margeia os cursos de água, parece representar um grande ganho do ponto de vista ambiental. A manutenção de faixas de vegetação natural ao longo dos cursos de água constitui uma medida ecotecnológica para controle da poluição difusa proveniente do escoamento das águas da chuva em áreas agrícolas. Tal medida também vem de encontro ao que prescrevem o Código Florestal Brasileiro (Lei nº 4771, de 15 de setembro de 1965) e a Lei de Política Agrícola (Lei nº 8171, de 17 de janeiro de 1991) ainda em vigor, mas alvos constantes de interesses que visam a exploração econômica das zonas ripárias. De acordo com o Código Florestal, as áreas em torno dos corpos de água são Áreas de Preservação Permanente, que impedem qualquer outro uso ou manejo com fins econômicos e são as únicas com destinação

exclusivamente ambiental em propriedades agrícolas. A Lei de Política Agrícola, por sua vez, determinou a recuperação gradual das Áreas de Preservação Permanente, estabelecendo um período de 30 anos para a recuperação da vegetação nativa nas áreas onde esta foi eliminada. Assim, o considerável aumento das iniciativas de restauração das zonas ripárias degradadas pode ser entendido como uma resposta à Lei de Política Agrícola e da própria conscientização da sociedade.

Do ponto de vista técnico-científico, os avanços na restauração de matas ciliares têm sido muito expressivos, com a gradativa redução dos custos operacionais de plantio, o que tornará a restauração acessível também aos pequenos proprietários (Kageyama & Gandara, 2000).

No entanto, para atender o controle da poluição difusa, a largura de vegetação natural é um dos fatores que pode ser mais facilmente manipulado mas ainda tem sido objeto de estudo nas mais diversas condições ambientais. A estratégia adotada pela Legislação Brasileira fixa uma largura mínima de acordo com a largura do curso de água, mas não deixa claro quais funções da vegetação natural ribeirinha são esperadas. Apesar de menos complicado, esse tipo de delimitação não considera as diferenças regionais (e.g., clima, solos, atividades agrícolas) o que pode não garantir a eficiência necessária para a filtragem dos poluentes de fontes difusas.

Sendo assim, os principais objetivos da presente tese envolvem uma avaliação da eficiência da vegetação natural ribeirinha, no caso, mata ripária, em reter o escoamento superficial proveniente das áreas mais degradadas da bacia em estudo; estabelecer referências para compará-las com outras situações da mesma bacia através de modelos hidrológicos; integrar modelos de delimitação de larguras eficientes para o controle da

poluição difusa com Sistemas de Informações Geográficas; delinear larguras de acordo com eficiências conhecidas para restauração das matas ripárias na área de estudo; identificar áreas mais susceptíveis à contaminação por poluição difusa; formar banco de dados que permita posterior monitoramento da área através de dados de sensoriamento remoto.

A área de estudo, que compreende a parte superior da Bacia do Rio Pardo, é especialmente interessante por ser a principal fonte de abastecimento de água dos municípios de Botucatu e Pardinho e por constituir área de recarga do Aquífero Guarani, o que conflita com sua vocação de principal área para plantio anual da região. Mas, o principal motivo que levou à investigação nessa área foi a predisposição e vontade política de implementar um projeto de restauração das matas ripárias pela Casa da Agricultura, através do Programa de Microbacias. Espera-se que os resultados aqui encontrados possam orientar tal plano de restauração.

## **4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

O manejo da poluição difusa começou a ser objeto de preocupação com os primeiros trabalhos que associaram os nutrientes encontrados em corpos de água com as áreas de cultivo adjacentes (Miller & Spires, 1978; Logan, 1988). Hoje, a literatura sobre o assunto é muito vasta, com poucas revisões capazes de acompanhar os avanços obtidos, alguns consensos bastante sedimentados mas ainda, com muitas lacunas a serem preenchidas por pesquisas. Assim, procurou-se focar nesta revisão, aspectos que mostram a importância do tema, os pontos onde ainda são necessárias investigações e a justificativa do presente estudo.

### **4.1 Degradação da qualidade dos recursos hídricos: o impacto da poluição difusa**

Como componentes do ciclo da maior parte das atividades antrópicas, os resíduos gerados, mormente os líquidos e sólidos, atingem os recursos hídricos. Quando estes não passam por tratamentos de depuração antes de serem lançados ao meio ambiente, causam degradação e podem ser chamados de poluentes. O Decreto Federal nº 50.877, de 1961, define a poluição dos recursos hídricos como “qualquer alteração das propriedades físicas, químicas ou biológicas das águas, que possa importar em prejuízo à saúde, à segurança e ao bem-estar das populações e ainda comprometer a sua utilização para fins agrícolas, industriais, comerciais, recreativos e, principalmente, à existência normal da fauna aquática”.

Durante o século XX, problemas de poluição surgiram em todas as áreas industrializadas, assim como nas águas costeiras e interiores. Os impactos causados ao meio ambiente já eram percebidos na Revolução Industrial. No entanto, somente após a II

Guerra Mundial que a poluição passou a ser vista como uma ameaça à saúde do planeta. O significativo crescimento populacional e industrial, urbanização desenfreada e uso inadequado do solo despertaram grande preocupação em relação à qualidade da água. Até então, os recursos hídricos eram utilizados como fonte renovável, abundante e muitas vezes compreendidos como inesgotáveis. Áreas industrializadas passaram a ser o escopo de programas de recuperação principalmente dos cursos de água superficiais. Atualmente, predomina a visão de que o valor da água está agregado aos padrões de qualidade aceitáveis para o uso a que se destina.

A qualidade da água deve ser o objetivo fundamental de um plano de manejo atual de uma bacia hidrográfica (Pegram & Bath ,1995). Para isso, deve-se identificar e investigar as fontes de poluição através de técnicas apropriadas com base na disponibilidade do poluente e nos mecanismos de lançamento ao meio (descarga ou exportação). Esta ótica permitiu classificar as fontes de poluição com a finalidade de encontrar os melhores mecanismos de controle. Sendo assim, os resíduos líquidos, lançados diretamente nos cursos de água, geralmente através de dutos ou canos, tais como esgotos sanitários e efluentes industriais, compreendem as fontes pontuais de poluição (Marsh, 1998). As fontes não pontuais ou difusas são associadas a atividades de uso da terra (e.g., urbanização, agricultura, pastagem, reflorestamento) cujos poluentes atingem os cursos de água (e.g., rios, lagos, estuários) principalmente através do escoamento das águas pluviais. Ao contrário das fontes pontuais, as fontes difusas atingem áreas extensas, em pequenas concentrações, mas com conseqüências crônicas ao meio ambiente. Há ainda ocorrências acidentais de poluição de forma infreqüente e em locais não específicos, cujo maior risco relaciona-se a locais de atividades humanas intensas (i.e., estradas de rodagem de grande tráfego). O manejo de tais

ocorrências depende do conhecimento da natureza probabilística desse tipo de poluição (Pegram & Bath, 1995).

As fontes pontuais, mais facilmente detectadas e relacionadas ao problema de degradação dos recursos hídricos, sempre causaram grande preocupação devido ao impacto que geram. O lançamento dos esgotos domésticos *in natura*, por exemplo, aumenta o consumo de oxigênio no processo de estabilização da matéria orgânica e dos nutrientes, com a conseqüente eutrofização do corpo de água. Do ponto de vista técnico, este tipo de poluição pode ser medido e tratado localmente, apesar dos custos mais elevados se comparados ao tratamento prévio do efluente. No entanto, além de onerosas, as soluções técnicas pós lançamento ainda não garantem a eliminação de todos os problemas ambientais a longo prazo (Kuusemats & Mander, 1999).

Nos últimos 25 anos, os países desenvolvidos obtiveram grandes avanços no controle da poluição de fontes pontuais em ambientes aquáticos. Por outro lado, subestimou-se o potencial das fontes difusas, cuja poluição, aparentemente imperceptível, tornou-se, atualmente, a maior responsável pela degradação da qualidade da água em países como Inglaterra, Estados Unidos e Canadá (Tim et al., 1992; USGS, 1999). Hoje, cerca de 40% dos rios, lagos e estuários americanos, que não atingem os padrões requeridos para pesca ou recreação, têm como principal responsável a poluição difusa (USEPA, 2000a).

Já o trabalho de Miller & Spires (1978), no Canadá, indicava que cerca de 80% do fósforo que entrava nos Grandes Lagos estava associado a sedimentos que provinham de terras intensivamente cultivadas.

Pesquisas mais recentes sobre qualidade da água nos Estados Unidos, em 20 unidades de estudo, também encontraram elevados valores para nitrogênio (90%) e

fósforo (75%) provenientes de fontes difusas (USGS, 1999). O relatório também concluiu que algumas áreas são mais vulneráveis à contaminação do que outras, devido às características naturais (clima, geologia, topografia, solos) e práticas de manejo da terra (drenagem, irrigação). Além disso, observou-se o caráter sazonal da concentração de poluentes. As concentrações de nutrientes e pesticidas eram mais elevadas quando ocorriam precipitações logo após sua aplicação. O tamanho da bacia hidrográfica e a densidade de drenagem também foram avaliadas e percebeu-se que esses fatores afetavam o tempo e a intensidade à exposição aos contaminantes no ambiente. Rios menores respondiam mais rapidamente à precipitação ou irrigação e os pulsos de contaminação atingiam concentrações mais elevadas e de forma mais rápida do que em rios maiores. Por outro lado, estes geralmente apresentavam níveis de contaminação mais moderados mas por mais longas durações.

Rebouças (1997) fez um panorama sobre a degradação dos recursos hídricos no Brasil. De acordo com o autor, a poluição por fontes pontuais ainda é um problema, principalmente em áreas urbanas onde a maior parte dos esgotos domésticos não recebem tratamento. Apesar dos contrastes entre as diferentes regiões do país, atualmente, em média, mais de 90% da água de uso doméstico é lançada nos rios *in natura*, tornando as águas superficiais impróprias para ingestão, pelo menos localmente. A poluição industrial é um problema significativo e crescente porque os resíduos industriais geralmente não são controlados e atingem os cursos de água de forma direta, apesar dos esforços das agências controladoras. A poluição difusa também tem causado impacto na qualidade da água no Brasil, principalmente em decorrência da erosão do solo em bacias hidrográficas desmatadas. Um outro agravante é o uso de grandes quantidades de pesticidas. O Brasil ocupa o quinto

lugar no mundo em uso de pesticidas, com um consumo de cerca de 150 mil toneladas por ano.

A poluição das águas por fontes difusas tem sido apontada como consequência de práticas de uso do solo sem cuidado ou sem planejamento. Os problemas mais comuns são sedimentos e nutrientes levados pelo escoamento das áreas agrícolas, mineração, construção civil e outras atividades. A complexidade do manejo da poluição difusa em bacias hidrográficas está associada à natureza dos processos envolvidos e à dificuldade de se desenvolver procedimentos para a eliminação ou mitigação dos seus impactos. Por atingirem extensas áreas e agirem de forma intermitente, as fontes difusas são difíceis de serem identificadas e quantificadas (Brooks et al., 1997; USGS, 1999). Segundo Marsh (1998), a contribuição da poluição difusa é grande tanto pelas áreas urbanas quanto pelas agrícolas. O escoamento das áreas urbanas lidera como fonte de poluição difusa das águas nos estuários americanos e ocupa o terceiro lugar na poluição dos lagos (USEPA, 2000b).

É fácil compreender que as áreas urbanas concentram o escoamento devido às grandes áreas impermeáveis que não permitem a infiltração das águas pluviais. A água permanece acima da superfície, acumula e escoam em grandes quantidades. Quando o escoamento atinge as galerias pluviais, ganha velocidade e, quando deixam o sistema atingem os rios em grande volume, erodindo as margens, danificando a vegetação e alargando os canais (USEPA, 2000b). Mesmo as pequenas chuvas são capazes de transportar os poluentes acumulados nas águas superficiais (Basnyat et al., 2000).

A urbanização também aumenta a variedade e a quantidade de poluentes transportados. Sedimentos de áreas em construção, óleo, graxa, e químicos tóxicos

de automóveis, nutrientes e pesticidas de jardinagem, vírus e bactérias de falhas dos sistemas sépticos, assim como metais pesados, são exemplos dos poluentes gerados nas áreas urbanas.

Apesar da importância da poluição difusa proveniente de áreas urbanas, é nas áreas rurais que se concentra nosso foco de interesse.

#### **4.1.1 Poluição difusa nas áreas rurais**

Segundo Ab'Saber (1994), os impactos da agricultura sobre os ecossistemas naturais, organizados em mosaicos regionais, são muito mais drásticos e irreversíveis do que se possa imaginar. A reação a esses processos agressivos emergiram a partir da década de 70, com as colocações do Clube de Roma na reunião de Estocolmo, em 1972, e a introdução do conceito de ecodesenvolvimento.

Atualmente, dentre os impactos gerados pelas atividades agrícolas, considera-se a erosão do solo como um dos mais sérios problemas de manejo da terra. Praticamente todos os tipos de atividades contribuem direta ou indiretamente para a erosão, mas a agricultura tem sido apontada como a maior fonte de poluição difusa em rios e lagos que não atingem os padrões requeridos de qualidade da água (Clark et al., 1985; Schaller & Bailey, 1985; Prato et al., 1989; Delong & Brusven, 1991; Muscutt et al., 1993; National Research Council, 1993; Lovejoy et al., 1997). A movimentação de grandes volumes de solo para a preparação do cultivo, a criação de trilhas pelo gado nas pastagens, o pisoteio das margens desprotegidas dos rios, além do potencial natural do solo ao risco à erosão, explicam parte de como as atividades rurais liberam sedimentos que atingem os cursos de água.

Apenas uma porção insignificante dos sedimentos da erosão chegam ao mar; a grande maioria é depositada nos ambientes terrestres ou de água doce, como vales dos rios, lagos, reservatórios, várzeas, pântanos, perturbando habitats naturais e contribuindo para a degradação da água. Os custos da erosão são enormes. Diretamente, a erosão resulta em perda de fertilidade do solo (produtividade), aumento dos custos do tratamento da água pelos municípios, além de seus custos indiretos como danos a hidrovias, sistemas de irrigação e diminuição da capacidade de armazenamento dos reservatórios, enchentes, redução da qualidade da água, entre outros (Prato et al., 1989).

Do ponto de vista dos ecossistemas aquáticos, inúmeros são os impactos decorrentes dos processos de erosão acelerada. Além da degradação da qualidade da água, a alta concentração de sedimentos na água restringe a entrada da luz solar, prejudicando a fotossíntese por parte das plantas. As comunidades de peixes também são afetadas, já que os sedimentos cobrem o cascalho de fundo que constitui habitat importante para desova. Também a elevada carga de fósforo em rios e lagos pode acelerar o processo de eutrofização.

Além dos problemas gerados pela erosão acelerada, as atividades agrícolas como a criação de animais em confinamento, aplicação de fertilizantes, herbicidas, pesticidas e práticas como irrigação, drenagem e mecanização podem produzir níveis acima dos padrões de saúde legais de fósforo, nitrogênio, potássio e outros nutrientes, assim como patógenos (vírus e bactérias).

## **4.2 O controle da poluição difusa**

De acordo com os princípios da engenharia ecológica, o meio mais eficiente de reduzir as cargas de poluição é minimizá-la na origem (Mitsch & Jørgensen, 1989), pois a dificuldade de manejo aumenta com a diluição dos poluentes e distância da fonte (Pegram & Bath, 1995).

Existem duas formas principais de controlar a poluição difusa de bacias hidrográficas onde predominam as atividades rurais (Kuusemets & Mander, 1999): a- a adoção de práticas de manejo individuais ou em combinação que forneçam meios eficientes, aplicáveis e viáveis economicamente para prevenir ou reduzir a poluição. Nos Estados Unidos, essas práticas são chamadas de BMP's (*Best Management Practices*). Exemplos dessas práticas são a otimização do uso de fertilizantes, rotação de culturas, métodos de cultivo de solos que mantenham o equilíbrio de nutrientes, etc. Segundo Gasper (2000), as BMPs são capazes de reduzir em cerca de 20 a 90% a carga de sedimentos que atinge os rios e, b- uso de várias medidas de mitigação como ecossistemas tampão (e.g., uso de faixas vegetativas como faixas tampão ripárias e zonas tampão, manutenção de várzeas naturais, cercas-viva) para interceptar e transformar os fluxos de nutrientes das terras agrícolas antes de atingirem os corpos de água. Essas duas classes de medidas podem ser vistas como medidas ecotecnológicas para controle da poluição difusa, assim como auxiliares das tecnologias convencionais para manejo da poluição pontual em certas condições.

A adoção de medidas mitigadoras, no entanto, requer a compreensão dos processos através dos quais os poluentes atingem os cursos de água, permitindo a definição do uso mais adequado da terra e do manejo dos solos.

#### **4.2.1. Mecanismos de transporte de poluentes**

O transporte de poluentes ocorre por processos dominados pelo escoamento sub ou superficial. A Figura 1 mostra os caminhos principais que a água pluvial pode seguir até atingir os cursos de água. A água da chuva atinge os rios através de cinco caminhos, ou seja: a- precipitação direta sobre o canal do rio; b- escoamento superficial Hortoniano; c- escoamento subsuperficial; d- escoamento superficial de saturação e, e- escoamento subterrâneo.

O escoamento superficial é responsável pelo transporte de poluentes que dependem da energia do fluxo, tais como sedimentos, outros particulados grandes e poluentes adsorvidos (como metais pesados, fósforo e alguns pesticidas). Horton (1933) definiu o escoamento superficial direto como o escoamento que ocorre toda vez que a intensidade da chuva excede a capacidade de infiltração do solo. Mais tarde percebeu-se que o modelo de Horton não funcionava bem para bacias em climas úmidos. Estudos em bacias hidrográficas com florestas mostraram que o escoamento do tipo Hortoniano raramente ocorria nessas condições. Hornberger et al. (1990) isolaram um bloco de solo florestado em Maine e, após uma chuva artificial de 150 mm/h durante várias horas, não observaram nenhum escoamento superficial. Por outro lado, quando não existe vegetação numa bacia hidrográfica, a superfície do solo tende a desenvolver uma crosta com condutividade hidráulica relativamente baixa. Assim, em bacias degradadas, como áreas de cultivo abandonadas com solo exposto, ou em regiões áridas e semi-áridas, onde a vegetação é esparsa, o escoamento superficial predomina como mecanismo de geração de escoamento (Hornberger et al., 1998).

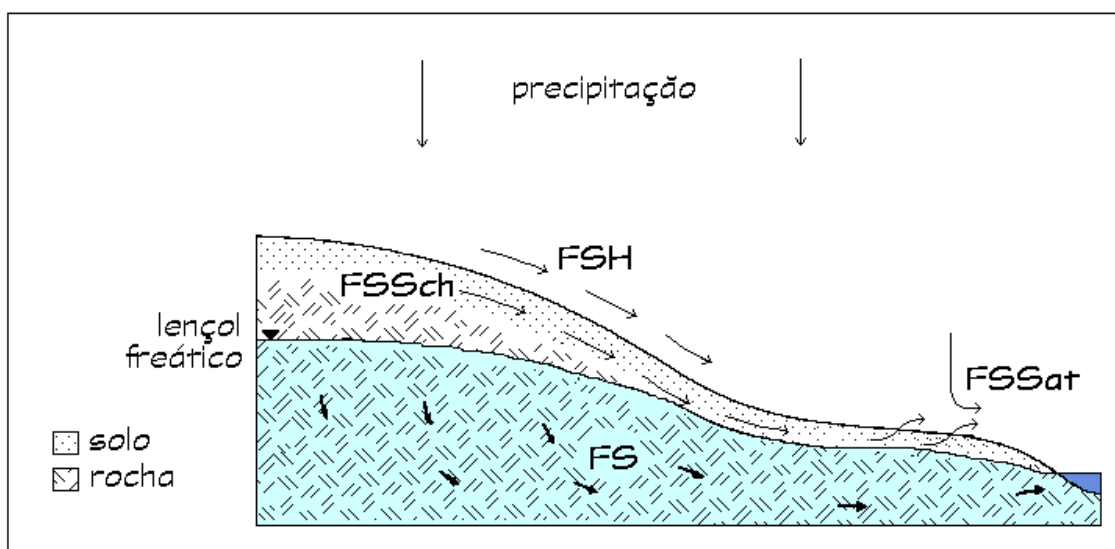


Figura 1 – Possíveis rotas de fluxos d’água nas encostas: FSH = fluxo superficial hortoniano; FS = fluxo subterrâneo; FSSch = fluxo subsuperficial da chuva e FSSat = fluxo subsuperficial de saturação (modificado de Coelho Netto, 1995)

Lima & Zakia (2000) explicam que “nas condições de clima úmido, durante uma chuva, a área da microbacia que contribui para a formação do deflúvio resume-se aos terrenos que margeiam a rede de drenagem, sendo que nas porções mais altas da encosta a água da chuva tende principalmente a infiltrar-se e escoar até o canal mais próximo através de processo subsuperficial”. Com o prolongamento das chuvas, as áreas que margeiam os rios tendem a se expandir ou devido à expansão da rede de drenagem ou pela contribuição de áreas saturadas ou de solos mais rasos, o que explica o conceito de “área variável de afluência” (Figura 2), desenvolvido por Hewlett & Hibbert (1967).

De acordo com Coelho Netto (1985), o escoamento subsuperficial predomina em bacias tropicais pelo fato de a vegetação proteger os solos do impacto direto das chuvas. A água percola em profundidade, com taxas proporcionais à condutividade hidráulica do solo. As camadas de baixa permeabilidade que funcionam como impedimento à

percolação propiciam a saturação até certa altura das camadas de solo subjacentes. Existe consenso na literatura que as áreas adjacentes aos canais que drenam os fundos de vales, representam as principais fontes dos fluxos de chuvas porque elas recebem os fluxos de água provenientes das partes mais elevadas das encostas (Coelho Netto, 1995).

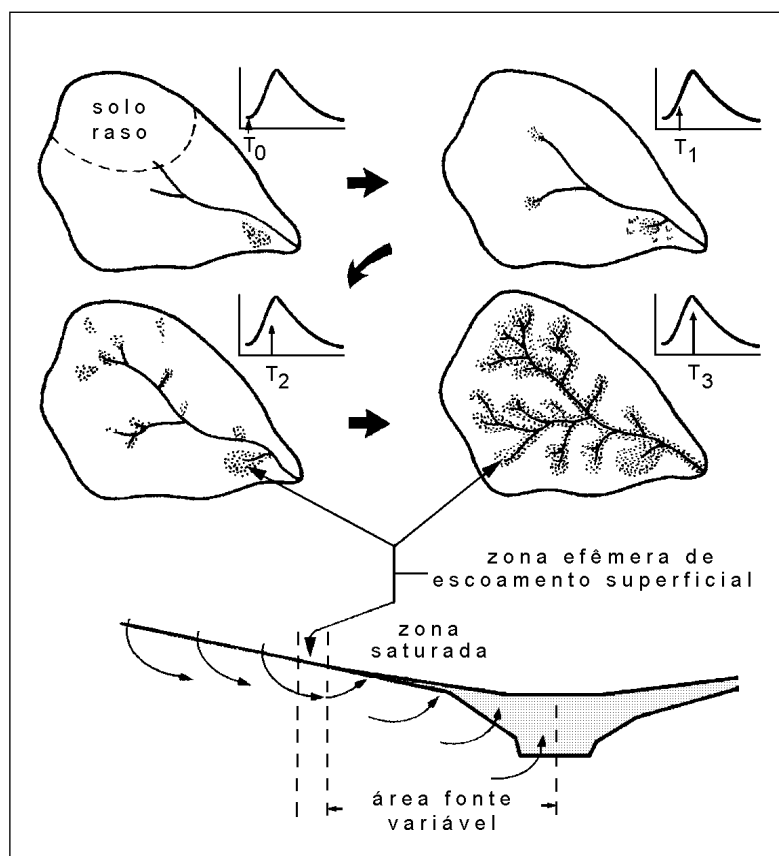


Figura 2 – Esquema da área variável de afluência durante uma chuva e a relação entre escoamento superficial e a zona onde não ocorre infiltração. As pequenas setas nos hidrógrafos indicam alterações nas respostas do deflúvio à medida que a área variável de afluência se expande (Brooks et al., 1997)

Os fundos de vales com solos profundos e bem drenados favorecem a contribuição de fluxos subsuperficiais para os canais fluviais durante os períodos chuvosos. Por outro lado, quando os fundos de vales possuem solos rasos e mal drenados, a produção do fluxo superficial de saturação tende a prevalecer. Dunne (1980, 1990) associou o retorno das

águas subsuperficiais à superfície, ou seja, a exfiltração dos fluxos subsuperficiais, a alguns mecanismos de erosão como a erosão subterrânea. Esses trabalhos erosivos podem conduzir à formação de canais e vales e, posteriormente, à expansão de redes de drenagem canalizadas.

O mecanismo subsuperficial é muito provável de ser o principal mecanismo de transporte de poluentes solúveis em muitas bacias. É a melhor forma de transporte de N, onde o nitrato tende a ser a forma dominante (Muscutt et al., 1993).

Os mecanismos de transporte expostos permitem concluir que nas áreas tropicais, como na área de estudo aqui analisada, predominam os processos de escoamento subsuperficial na sua maior parte, além do escoamento superficial de áreas saturadas nas áreas variáveis de afluência e, do escoamento superficial do tipo Hortoniano, em áreas degradadas. Dessa forma, mecanismos de controle eficientes da poluição difusa devem contemplar o controle dos escoamentos sub e superficial.

#### **4.2.2. O papel das matas ripárias no controle da poluição difusa**

Nos programas de controle da poluição agrícola difusa, além das BMPs, duas técnicas são destacadas como mais eficientes: faixas de filtro vegetativo e zonas tampão ripárias, como citadas anteriormente (Kuusemets & Mander, 1999). As primeiras compreendem estreitas faixas de gramíneas plantadas diretamente nas adjacências dos campos agrícolas (Figura 3).

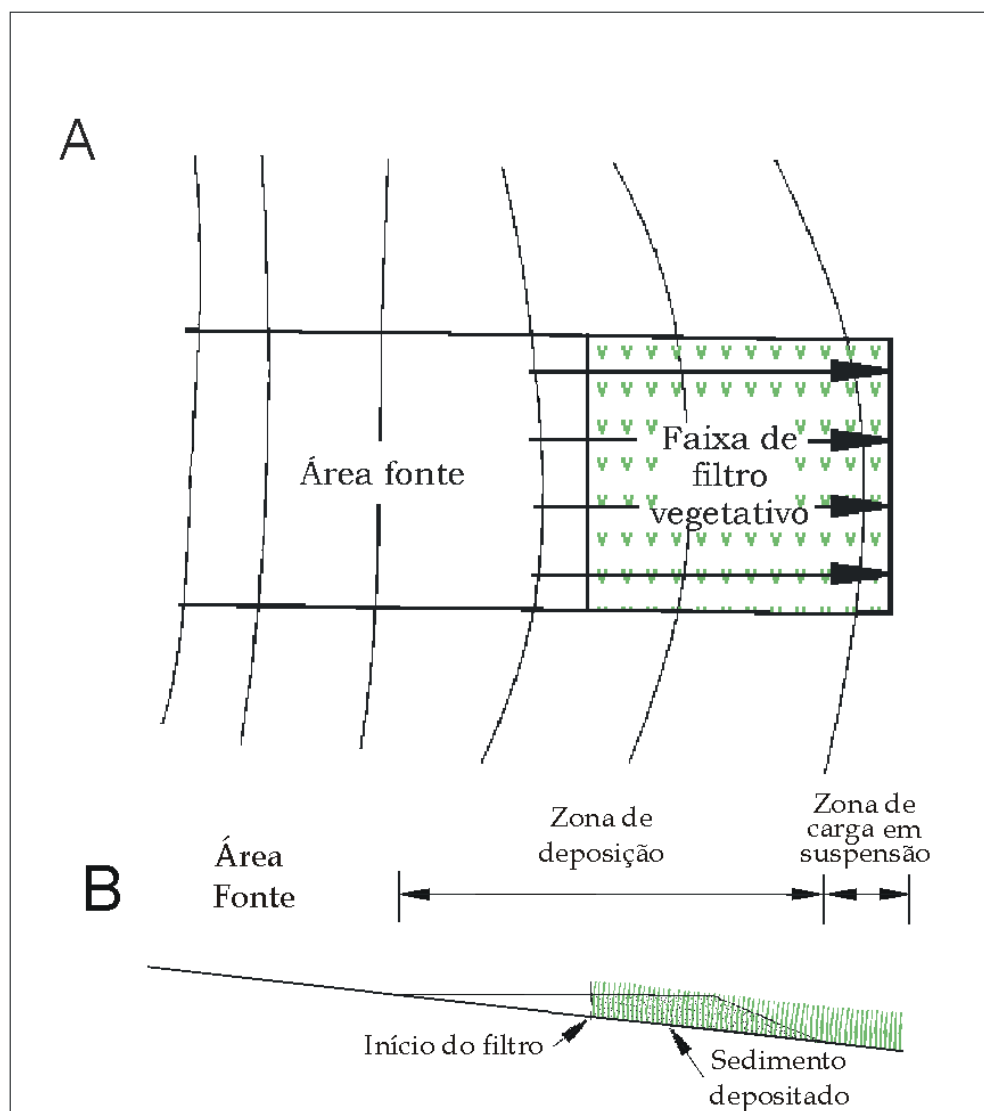


Figura 3 – Esquema de faixa de filtro vegetativo: a) planta, b) seção transversal. Modificado de Haan et al. (1994, p.360)

As zonas tampão ripárias, por sua vez, conhecidas como matas ciliares, matas de galeria, etc., são geralmente áreas de vegetação florestal natural situadas entre áreas cultivadas e cursos de água (Figura 4). Os sistemas ripários podem ser definidos como a interface entre os ecossistemas aquático e terrestre e são identificados, basicamente, pelas características do solo e comunidades vegetais únicas, adaptadas a cheias de alta magnitude e

curta duração. De acordo com o National Research Council (1993), o interesse nestas duas práticas tem crescido muito nos últimos anos.

Tanto as faixas de filtro vegetativo quanto as zonas tampão ripárias reduzem a conexão entre a fonte de poluição potencial e o corpo de água receptor e podem fornecer uma barreira física e bioquímica contra a entrada de poluição de fontes distantes do curso de água (Muscutt et al., 1993).

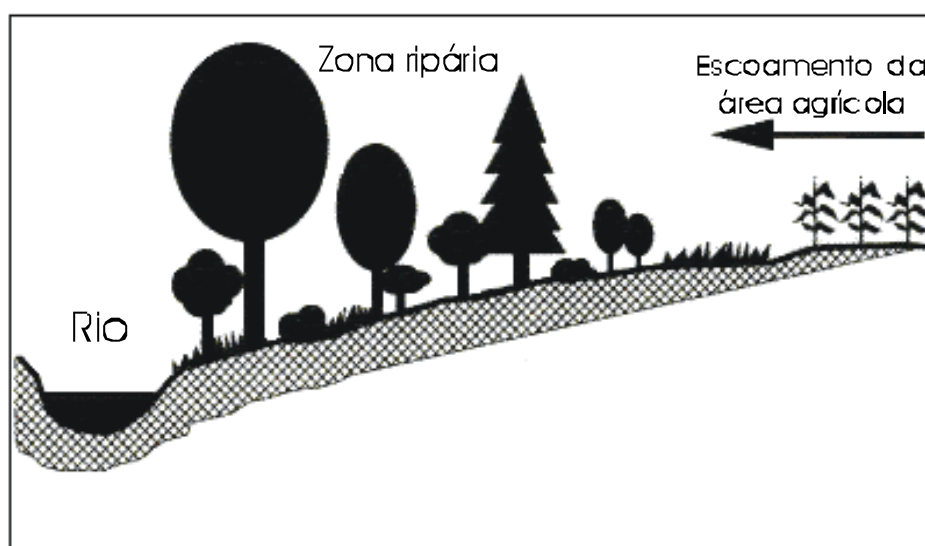


Figura 4 – Matas ripárias como zona tampão (matas ciliares, matas de galeria, etc)

Nas situações onde o escoamento superficial ocorre, é fácil compreender a atuação da mata ciliar ou da faixa vegetativa como barreira aos sedimentos: quando o escoamento superficial passa de uma área cultivada ou de uma pastagem para a zona ripária ou faixa vegetativa, ocorre uma diminuição na velocidade do fluxo pela rugosidade superficial maior e resistência da vegetação. A diminuição da velocidade, por sua vez, resulta na diminuição da capacidade de transporte de sedimentos. Se a capacidade de transporte resultante for menor que a carga de sedimentos, ocorre a sua deposição na interface entre a

zona ripária ou faixa vegetativa e a área de cultivo ou pastagem. Os poluentes adsorvidos aos sedimentos, são também aí depositados (Figura 5).

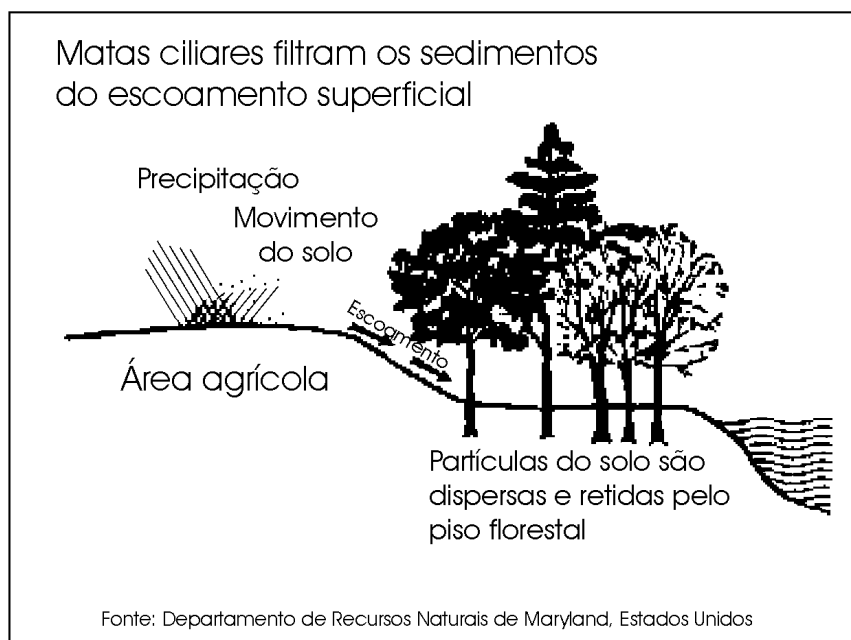


Figura 5- Ação de filtragem dos sedimentos trazidos pelo escoamento superficial (USDA, 1991)

Na maior parte da microbacia em áreas úmidas, onde o escoamento se dá predominantemente de forma subsuperficial, ocorre o transporte de nutrientes em solução, liberados dos ecossistemas terrestres. Ao atravessar a mata ripária, os nutrientes são retidos por absorção pelo sistema radicular da vegetação ripária. Essa ação da zona ripária de reter nutrientes e sedimentos corresponde à uma verdadeira filtragem. Por apresentar sistema radicular mais espesso que as faixas vegetativas (comumente compostas por gramíneas), a mata ripária tem uma atuação mais eficiente sobre o escoamento subsuperficial.

Segundo USDA (1991), a erosão proveniente das áreas cultivadas responde por cerca de 38% e a erosão proveniente de pastagens por cerca de 26% dos sedimentos que atingem as águas. O fósforo também é reduzido pela ação da mata ripária

porque cerca de 85% do fósforo disponível é ligada às pequenas partículas de solo. Aproximadamente 4% do fósforo é agregado às partículas de solo muito pequenas a serem filtradas por estes processos resultando numa redução de cerca de 80% do fósforo pela filtragem da mata ripária. A menor quantidade de amônia unida aos sedimentos podem ser filtrados da mesma forma. Entretanto, o fósforo dissolvido e o nitrato devem ser removidos por processos de transformação microbiológicos ou bioquímicos (Figura 6).

A mata ripária também age como transformadora quando processos químicos e biológicos mudam a composição química dos componentes. Por exemplo, sob condições de solos bem oxigenados, bactérias e fungos da mata convertem nitrogênio do escoamento e a matéria orgânica do piso florestal em formas minerais ( $\text{NO}_3$ ), que podem ser sintetizadas nas proteínas por plantas ou bactérias (USDA, 1991). Quando a umidade do solo é alta o suficiente para criar condições anaeróbias no piso florestal e nas camadas de solo superficiais, as bactérias convertem nitrogênio dissolvido em vários gases, retornando-os à atmosfera. Estudos mostram que o nitrogênio no escoamento e na água subterrânea rasa pode ser reduzido em 80% depois de passar pela mata ripária. A mata também transforma os resíduos de pesticidas transportados pelo escoamento em componentes não tóxicos por decomposição microbiológica, oxidação, redução, hidrólise, radiação solar e outras forças biodegradáveis que atuam no piso florestal. Algumas estimativas indicam que 25% do nitrogênio removido pela mata ripária é assimilado no crescimento das árvores e que pode ser armazenado por longos períodos de tempo e possivelmente removido como madeira ou outros produtos florestais (Figura 7).

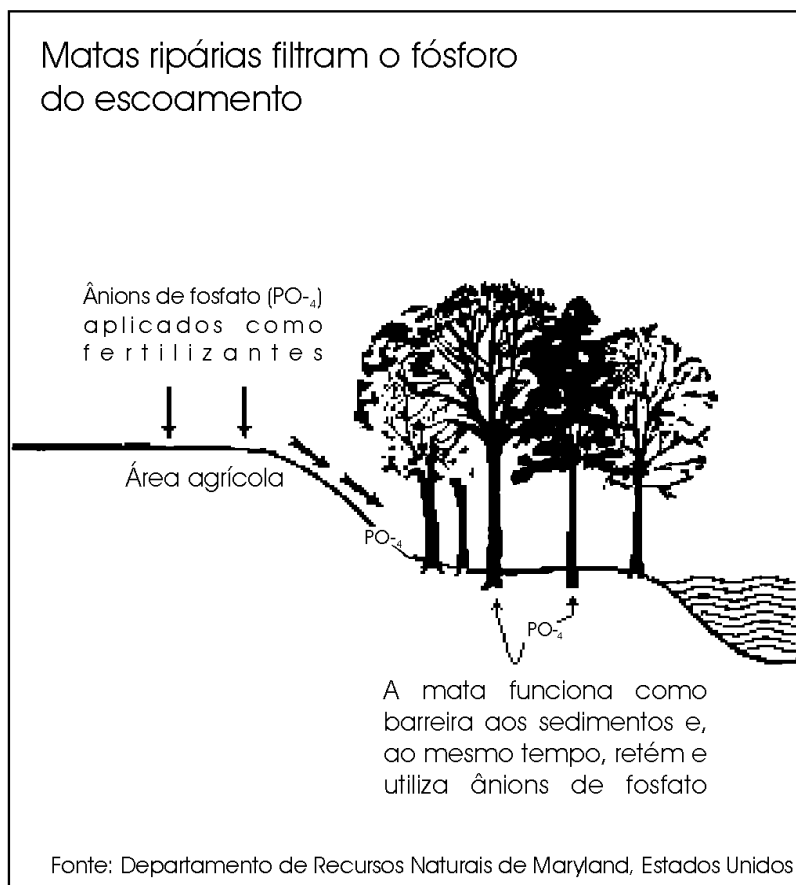


Figura 6 – Filtragem do fósforo pela mata ripária (USDA, 1991)

Sabe-se que a maior parte dos sedimentos em suspensão nos rios provém das próprias margens, confirmando a importância da mata ripária como agente estabilizador. A presença da mata ripária em áreas de pastagem atua como obstáculo ao acesso do gado às margens, reduzindo a destruição das mesmas. Segundo Guertin\*, a construção de cercas entre a mata e os cursos de água é o manejo mais correto em bacias hidrográficas onde predominam as pastagens. No entanto, essa técnica constitui um ônus ao pequeno proprietário que dificilmente consegue estabelecer uma relação de custo-benefício.

\* GUERTIN, D.P. (SRNR, The University of Arizona). Comunicação pessoal, 1998.



Figura 7 – Transformação do nitrogênio proveniente do escoamento (USDA, 1991)

Para a maior parte dos solos, a cobertura vegetal é o mais importante controle da erosão. Quando, em qualquer parte da bacia, a vegetação é alterada pela remoção de gramíneas ou árvores, é inevitável o aumento da erosão. Daí vem a necessidade de planejamento de toda a bacia hidrográfica, identificando os locais onde são necessárias práticas de controle dos processos de erosão-sedimentação.

Comparações entre matas ripárias e faixas de filtro vegetativo levaram à aceitação de que as florestas ripárias são potencialmente mais importantes como áreas de

redução de poluentes. Segundo Cooper et al. (1987) e Lowrance et al. (1988), as zonas tampão ripárias têm a habilidade de absorver tanto ou mais sedimentos que as faixas de filtro vegetativo. Além disso, devido à sua localização física na paisagem, elas podem interceptar um alto percentual de escoamento superficial e fluxo subsuperficial que se move das áreas mais altas antes de atingir os cursos d'água. A vegetação ripária, incluindo áreas de várzea, têm única capacidade de interagir com a água subterrânea porque o lençol freático nessas áreas está muito próximo da superfície do solo, permitindo a interação das raízes e microorganismos com os poluentes carregados pela água subterrânea. Em áreas florestais ripárias naturais, os níveis de matéria orgânica no solo são altos, o que aumenta o potencial dos processos de adsorção química. Quanto ao armazenamento de água na serapilheira florestal, Vallejo (1982) e Coelho Netto (1985, 1987) mostraram em seus estudos conduzidos na Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, que a capacidade de retenção de água varia entre 130 a 330% em relação ao peso seco. Estes autores sugerem que a composição e a estrutura da serapilheira controlam a capacidade de retenção ou armazenamento de água: enquanto a camada superior retém em média 250%, a camada inferior retém em torno de 300% por ser mais decomposta e, conseqüentemente, apresentar uma maior superfície específica. Estudos realizados comparando bacias hidrográficas com e sem vegetação ripária (Groffman et al., 1992; Jacobs & Gilliam, 1985; Karr & Schlosser, 1978; Lowrance et al., 1984a; Peterjohn & Correll, 1984; Simmons et al., 1992) concluíram que as faixas de vegetação florestal ripária são importantes para manter a qualidade da água dos rios em bacias intensivamente cultivadas. Phillips (1996) fez uma comparação entre a eficiência de várzeas e das florestas ripárias não inundadas. Segundo o autor, as várzeas são, em geral, menos eficientes e seu valor deriva primariamente da posição que ocupam na paisagem e não de aspectos hidrológicos. Como as matas e outras

vegetações ripárias ocupam as mesmas posições que as várzeas e apresentam propriedades hidrológicas e de solo mais vantajosas, devem merecer, no mínimo, maior prioridade na sua manutenção.

Apesar do valor das zonas ripárias como filtros ser amplamente aceito pela comunidade científica, sabe-se que a eficiência destas para a retenção de nitrogênio (N), fósforo (P) e pesticidas varia de acordo com os mecanismos pelos quais esses poluentes são transportados, com a declividade, comprimento das vertentes, volume e velocidade dos fluxos da água, assim como com a natureza do sedimento, tipo, altura, densidade e largura da vegetação, além da própria natureza dos poluentes.

Embora muitos pesquisadores tenham percebido a importância da topografia em seus experimentos, poucos são os trabalhos que efetivamente comparam as diferentes declividades. Dillaha et al. (1987) usando simuladores de chuva para gerar escoamento em áreas cultivadas, observaram que as faixas vegetativas adjacentes às parcelas com declividades mais acentuadas (16%) foram menos eficientes na redução de sedimentos, nitrogênio e fósforo do que as com declividades de 11%. Phillips (1989a), no seu estudo em Carteret County, Carolina do Norte, concluiu que as zonas tampão deveriam ser delineadas com especial atenção aos gradientes de declividade e aspectos hidrológicos do solo.

A condição de umidade do solo antes do início das chuvas é outro fator bastante importante em relação à eficiência das matas ripárias, pois influencia no volume e na capacidade do escoamento em transportar sedimentos e poluentes associados. Da mesma forma, o regime de chuvas de uma determinada área exerce grande influência nas cargas de sedimentos e nutrientes. Em áreas onde as precipitações são intensas, zonas tampão com gramíneas são menos eficientes, pois pode ocorrer a submergência da vegetação em

decorrência do aumento do escoamento, reduzindo significativamente a eficiência de retenção (Westerman & Overcash, 1980; Wilson, 1967). Doyle et al. (1977) observaram que uma precipitação de chuva particular, entre 5 estudados, em solo saturado, foi o mais importante nas cargas de sedimentos, nutrientes e bactéria transportados. A precipitação resultou nos maiores volumes e percentual de escoamento em relação à precipitação durante o experimento. Assim, de acordo com o experimento, quanto maior o volume do escoamento e carga associada, mais larga deve ser a zona tampão.

Phillips (1996) relacionou alguns fatores de controle da eficiência das zonas tampão diretamente a propriedades do solo. Estas incluem a capacidade de infiltração, fortemente controladas pela condutividade hidráulica, textura, capacidade de armazenamento de água e transmissividade.

O volume do escoamento e a carga de poluentes são também influenciados pelas características do solo, pelo tipo de uso do solo e do manejo nas áreas topograficamente acima da mata ripária. As zonas tampão, tanto faixas vegetativas quanto mata ripária, são mais eficientes em remover sedimentos grosseiros e agregados do que partículas de argila e partículas orgânicas finas. As práticas agrícolas, o manejo de fertilizantes, o tipo de cultura e a variedade de outras práticas de manejo da terra afetam a qualidade e a quantidade do escoamento superficial e, portanto, influenciam na eficiência das zonas tampão em melhorar a qualidade do escoamento (Lee et al., 1989).

O efeito das características da vegetação na eficiência das zonas tampão foi muito pouco estudado. Os únicos trabalhos existentes referem-se a espécies de gramíneas, árvores ou combinação de ambos, típicas de clima temperado. Wilson (1967) comparou 6 espécies de gramíneas: *Goars fescue*, *Panicum coloratum*, *Blue panicum*,

Bermuda grass costeira, Bermuda grass comum, Sudan grass e 1 leguminosa, *Lahontan alfalfa*. A faixa vegetativa tinha 25,4 metros de comprimento e uma declividade média de 10%. As eficiências de remoção em dois anos de experimentos variaram de um mínimo de 60 e 65% para a *Lahontan alfalfa* e *Panicum Coloratum*, respectivamente, a um máximo de 99% para as Bermuda grass.

Como a redução da velocidade do fluxo depende do aumento da rugosidade e resistência, a densidade da vegetação é um aspecto também importante. Embora muitos pesquisadores tenham confirmado a importância para a manutenção de uma vegetação densa (Dillaha et al., 1986), nenhuma densidade tem sido sugerida. A altura da vegetação também deve ser considerada no caso de faixas vegetativas, já que afeta a rugosidade superficial. Alturas mínimas de 10 a 15 cm têm sido recomendadas para gramíneas (Dillaha et al., 1986).

Cooper et al. (1987) tentaram determinar a quantidade de sedimentos depositada em duas áreas ripárias durante um período de 20 anos. As bacias, de 800 e 1400 ha, tinham metade de suas áreas ocupadas por culturas. Através de uma combinação de técnicas de amostragem e dados morfológicos, eles determinaram que 15 a 30 cm de sedimentos haviam sido depositados na borda da mata ripária. Na área de várzea, menos que 5 cm de sedimentos tinham se acumulado. Os sedimentos depositados na borda da mata eram predominantemente areia enquanto que na várzea a deposição era principalmente de argila e silte. Estimativas indicam que 84-90% dos sedimentos erodidos tinham permanecido na bacia hidrográfica.

Outros pesquisadores se preocuparam com a dinâmica dos nutrientes na bacia hidrográfica inteira incluindo as áreas cultivadas, acima da mata, a zona ripária e o rio

(Peterjohn & Correl, 1984; Schnabel, 1986; Lowrance et al., 1983, Lowrance et al., 1984 a, b, c). Lowrance et al (1983, 1984 a, b, c) estudaram cargas de nutrientes para a bacia do Little River, na Geórgia, Estados Unidos. Os solos das área cultivadas foram separados do rio por uma vegetação ripária mista. Somente de 6 a 33% do nitrogênio que entrou na bacia em precipitação saiu em deflúvio (deflúvio contou por cerca de 99% do fluxo que deixou a bacia). A retenção do nitrogênio pela vegetação e denitrificação microbiológica para formas gasosas aumentaram com a remoção do nitrogênio. O nitrogênio que entrou na zona ripária era na forma inorgânica (82%). Entretanto, o nitrogênio no deflúvio estava na forma orgânica (80%), indicando que o nitrogênio remanescente tinha sido convertido da forma inorgânica, para a orgânica.

Kovacic et al. (1990) se preocuparam com o fluxo subsuperficial em gramíneas e matas na porção inferior de áreas cultivadas. Os resultados encontrados indicaram que as concentrações de nitrato no fluxo subsuperficial na mata ripária com largura de 10 metros, foram reduzidas em cerca de 94% e em 14 metros de gramíneas, houve cerca de 50% de redução. Foram necessários 25 m adicionais na faixa de gramíneas para um total de 39 m para reduzir as concentrações de nitrato a 90%.

No entanto, ainda existem dúvidas em relação à eficiência das florestas ripárias como filtros de poluição difusa para outras áreas, já que a maior parte dos estudos foram realizados para bacias do Cinturão do Milho e Nordeste dos Estados Unidos, sendo ainda necessários dados mais detalhados sobre sua eficiência em outras condições ambientais. Outra preocupação, relacionada ao tempo, ainda encontra-se em aberto: poderia a capacidade de retenção de sedimentos e nutrientes destas áreas declinar com o passar do tempo?

Quanto à importância da mata ripária nos ecossistemas aquáticos, as comunidades vegetais da zona ripária oferecem um recurso alimentar abundante e diversificado para as comunidades animais, sendo a base da cadeia alimentar em ecossistemas de riachos derivada do ecossistema terrestre adjacente (Gregory et al., 1991). O material orgânico alóctone, na forma de serapilheira, carregado para o corpo de água a partir da vegetação marginal, constitui um substrato energético que frequentemente é mais importante do que a produção autóctone em riachos. Estudos desenvolvidos em pequenos riachos e rios de grande impacto em regiões tropicais têm demonstrado que os peixes dessas áreas dependem de recursos alimentares derivados diretamente da vegetação adjacente. Assim, alterações de grande porte na composição e estrutura desta vegetação podem vir a causar sérios danos na integridade das comunidades de riachos tropicais.

#### **4.2.3 O efeito da largura da mata ripária na eficiência de retenção**

Dentre os fatores que determinam a eficiência de uma zona ripária em controlar a poluição difusa, a largura é o que pode ser mais facilmente manipulado. Esse fator tem sido bastante discutido na literatura, com propostas isoladas de delineamento de zonas tampão.

Segundo Castelle et al. (1994), quatro critérios têm sido levados em conta na determinação de larguras de zonas ripárias adequadas: 1- valor funcional do recurso hídrico; 2- intensidade do uso da terra adjacente, 3- características da zona tampão (espécies, densidade), 4- funções específicas requeridas para a zona tampão (Castelle et al., 1992). Geralmente, larguras menores são adequadas quando a zona tampão está em boas condições

(vegetação nativa densa, solos não degradados) e o uso da terra adjacente tem baixo impacto potencial (áreas de parque, baixa densidade de residências). Larguras maiores são necessárias para rios e várzeas que são margeados por intenso uso da terra e vegetação não sadia. Entretanto, a maior parte das agências controladoras do meio ambiente ao redor do mundo, sugerem larguras de zonas tampão combinando a aceitação política e o valor funcional do recurso aquático (Castelle et al., 1992). Como exemplo, em Idaho, Estados Unidos, as zonas tampão são definidas considerando-se uma largura mínima requerida e requerimentos qualitativos para fornecer estabilização das margens e efeito de filtragem do escoamento. Assim, rios de Classe I (que, segundo a Legislação Americana, são próprios para consumo e pesca) requerem um mínimo de 75 pés (22,86 metros) e rios de Classe II, definidos como não adequados para água potável e pesca significativa, requerem um mínimo de 5 pés (1,52 m) (Belt et al., 1992).

Com base numa ampla revisão da literatura pertinente à largura de zonas tampão, Castelle et al. (1994) encontraram larguras eficientes sugeridas entre 3 e 200 m de mata ripária, dependendo das condições específicas do local. Castelle et al. (1994) sintetizaram as larguras sugeridas para atender a função desejada (Figura 8).

Wong & McCuen (1982) derivaram uma equação para determinar larguras eficientes de zona tampão, com base no tamanho da partícula, declividade, rugosidade superficial e características do escoamento. Os autores encontraram uma relação não-linear entre largura e percentual de remoção de sedimentos onde larguras desproporcionalmente grandes seriam necessárias para aumentar a remoção de sedimentos. Por exemplo, para saltar de uma remoção percentual de 90 para 95% numa declividade de 2%, a largura deveria dobrar de 30,5 para 61 metros, para as condições estudadas.

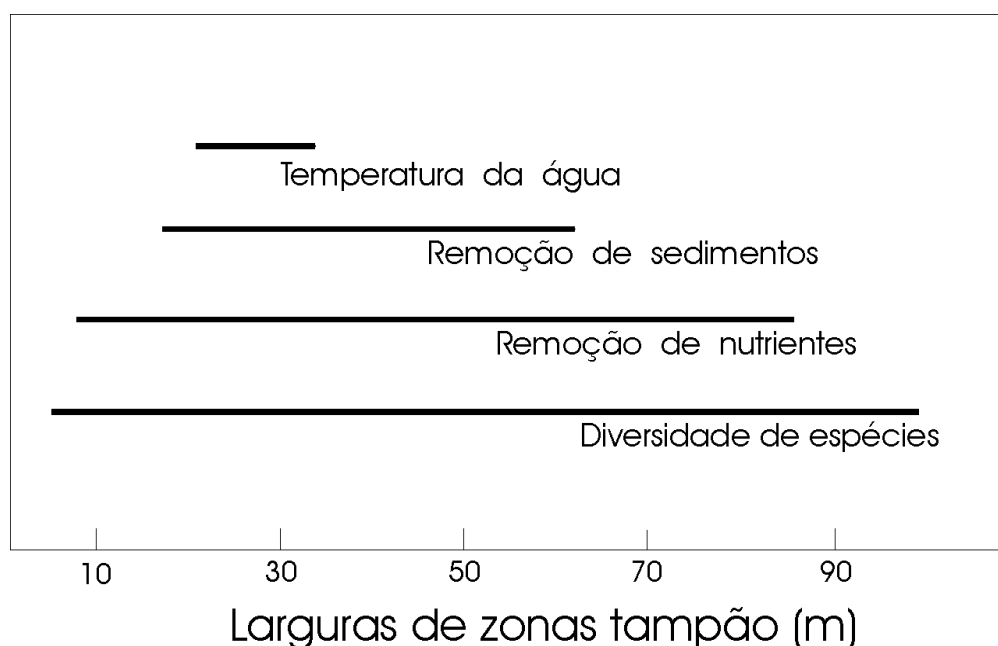


Figura 8 – Faixas de larguras sugeridas para fornecer funções específicas (Castelle et al., 1994)

No experimento de Young et al. (1980), 24,4 m de largura foram suficientes para reduzir o escoamento em 92%, enquanto Schellinger & Clausen (1992) obtiveram apenas 33% de eficiência para uma largura de 22,9 m. Broderson (1973) considerou a largura de 61 m eficiente para o controle de sedimentos, mesmo em situações de declividade acentuada. Já para Lynch et al. (1985), uma largura de 30 m entre áreas de reflorestamento e rios, seria capaz de remover uma média de 75 a 80% do sedimento em suspensão do escoamento.

Quanto à manutenção da temperatura da água, Broderson (1973) determinou que 15,2 m de largura forneceria sombreamento adequado para rios pequenos. No entanto, se a mata ripária acompanhar a declividade, a largura poderia diminuir com o aumento da altura das árvores, sem perda significativa de sombreamento. Barton et al. (1985)

encontraram forte correlação inversa (90%) entre as dimensões da zona tampão e a variação observada na temperatura da água.

Para a manutenção da distribuição e diversidade das espécies silvestres das zonas temperadas, as larguras sugeridas vão de 3 a 106,7 m, dependendo dos recursos necessários a cada espécie. Nas condições climáticas tropicais, no entanto, dada a grande diversidade de espécies, estudos mais aprofundados ainda são necessários para determinar larguras que garantam a biodiversidade.

A revisão de literatura feita por Castelle et al. (1994) apontou que larguras menores do que 5 a 10 m fornecem pouca proteção aos recursos hídricos sob a maior parte das condições. Larguras mínimas de 15 a 30 m são necessárias para proteção sob a maior parte das circunstâncias. Geralmente, larguras mínimas de 15 m podem fornecer a manutenção das características químicas e físicas dos recursos aquáticos, dependendo das condições adjacentes. Larguras acima de 30 m parecem ser o mínimo necessário para a manutenção dos componentes biológicos das várzeas e rios. Entretanto, condições muito específicas podem indicar a necessidade para zonas tampão substancialmente maiores ou menores (Castelle et al., 1994).

Herron & Hairsine (1998) aplicaram 2 equações para avaliar a eficiência das matas ripárias na Austrália, com intensidades de precipitação que variaram de 32 a 97 mm/h para chuvas de 5 anos de retorno e 30 minutos de duração. Os pesquisadores consideraram as condições de ambientes árido e semi-árido sob vários cenários, ignorando os fluxos subsuperficiais rápidos.

A despeito dos dados científicos, os métodos usados pelas várias agências governamentais em todo o mundo e sugeridos pelos pesquisadores para implantação

das zonas tampão podem ser classificados em três categorias: 1- aplicação de uma largura constante de zona tampão para a área inteira; 2- determinação de uma largura mínima com base na capacidade do solo, extensão da área fonte ou declividade (Trimble & Sartz, 1957; USDA, 1991); e, 3- métodos de modelagem espacial que levam em conta variações regionais das condições físicas, ecológicas e sócio-econômicas (Delong & Brusven, 1991; Xiang, 1993a, b).

A primeira estratégia facilita o delineamento de zonas tampão e sua implementação. Entretanto, não leva em conta as diferenças regionais. A segunda é mais aplicável do que um modelo complicado e considera a variação espacial de solos ou declividades, que são dois parâmetros importantes em determinar cargas de poluentes. O terceiro método lida com um conjunto de variáveis relacionadas ao transporte de poluentes e fornece uma fundação sistemática e científica para o estabelecimento e manutenção de zonas tampão. Entretanto, é frequentemente menos aplicável porque depende do conhecimento de cada área e da disponibilidade de dados.

Fica evidente que ainda existem lacunas em relação a vários aspectos para o delineamento da largura de matas ripárias. No entanto, ficou demonstrado que as larguras devem variar, no mínimo, de acordo com a função pretendida. Para a manutenção das condições química, física e biológica da água devem ser considerados ainda o clima, os mecanismos de transporte de poluentes, as variações das propriedades dos solos e a constituição da vegetação ripária.

Em áreas tropicais, estudos nessa linha de pesquisa são raros. No entanto, as chuvas de intensidades maiores e os solos profundos, mas intensivamente cultivados, também justificam a preocupação com a poluição dos recursos hídricos. As

condições climáticas de muitas regiões, inclusive as da área de estudo, caracterizam-se por uma atuação mais ativa no verão, quando as massas de ar tropicais estão em condições de instabilidade, gerando fortes e rápidas pancadas de chuvas. Em geral, as chuvas de grande intensidade do fim da primavera e início do verão, encontram o solo ligeiramente ressecado, coincidindo com o final do ciclo agrícola, quando os campos de cultura estão desprotegidos, apenas com restos da última colheita, ou em preparo, à espera das primeiras chuvas.

No Brasil, o Código Florestal vigente (Farias & Lima, 1990), Lei nº. 4771, de 15 de setembro de 1965, modificada pelas Leis nºs. 7803/89 e 7875/89, estabelece as larguras de proteção a florestas e demais formas de vegetação natural situadas ao longo dos cursos de água (Quadro 1), consideradas como Áreas de Preservação Permanente (APP's). Assim, subentende-se que em áreas de domínios de vegetação de cerrado, por exemplo, a largura mínima deve englobar, além de matas ciliares, o próprio cerrado, uma vez que as matas são bastante restritas à disponibilidade de água e, em poucos locais atingiriam naturalmente a largura mínima de 30 metros. A legislação brasileira, apesar de conservativa, parece associar as larguras das APP's em torno dos corpos de água, de acordo com as larguras destes, priorizando o critério do valor funcional do recurso hídrico.

Outro ponto a ser discutido é o aspecto histórico de degradação das formações ciliares. De acordo com Rodrigues & Gandolfi (2000), no Brasil, a degradação das áreas ciliares sempre foi e continua sendo fruto da expansão desordenada das fronteiras agrícolas. Assim, antes mesmo do Código Florestal, as zonas ripárias, principalmente no Sudeste do Brasil, haviam sido degradadas pelas atividades agrícolas. Segundo SOS Mata Atlântica/INPE (1992), até o período analisado, matas remanescentes, incluindo as matas ciliares, representavam somente 5% do Estado de São Paulo. Assim, discutir a função das

matas ripárias no controle da poluição difusa e definir larguras eficientes trata-se, antes de mais nada, de se propor projetos de recuperação de áreas degradadas. Dessa forma, o presente estudo pode ser compreendido como uma contribuição a um plano de restauração “sensu lato” e reabilitação, de acordo com a nomenclatura empregada na recuperação de áreas degradadas (Rodrigues & Gandolfi, 2000). A legislação brasileira atual impede qualquer outro uso ou manejo com fins econômicos em APP’s. Portanto, o resultado aqui pretendido seria a identificação de larguras necessárias acima do mínimo recomendado pela legislação, as quais poderiam ser atingidas através do uso de sistemas agroflorestais como uma estratégia de implantação e/ou manutenção da restauração ecológica. Nessa proposta, os espaços entre as mudas de nativas da restauração são ocupados temporariamente por espécies econômicas, visando o controle de espécies competidoras como gramíneas, napier, braquiaria e colômbio, com conseqüente redução dos custos da manutenção da restauração. Ao mesmo tempo, tal largura adicional atuaria como uma faixa tampão, amenizando os efeitos degradadores sobre essas áreas, causados pelas atividades agrícolas ou mesmo urbanas (Rodrigues & Gandolfi, 2000).

A partir dessa revisão, observa-se que o assunto é mais complexo do que parece e que vários métodos têm sido sugeridos para implementação de zonas tampão para minimizar os efeitos da poluição difusa nos recursos aquáticos. Num momento de revisão do Código Florestal como o atual, deve-se aproveitar para discutir as funções que se espera das matas ciliares e de métodos de delineamento mais eficientes. Devido à complexidade de alguns desses métodos, a aplicação de técnicas de sensoriamento remoto e Sistemas de Informações Geográficas podem auxiliar na análise da seleção e implementação de um método de controle através de fontes de dados múltiplos e procedimentos de modelagem apropriados.

Quadro 1 – Larguras mínimas fixadas pelo Código Florestal Brasileiro

| Largura do curso de água   | Largura mínima de proteção   |
|--|--|
| Até 10 m   | 30 m   |
| De 10 a 50 m   | 50 m   |
| De 50 a 200 m  | 100 m  |
| De 200 a 600 m   | 200 m  |
| Ao redor de lagoas, lagos ou reservatórios de água naturais ou artificiais | 30 m em áreas urbanas;<br>50 m em áreas rurais para corpos de água com até 20 ha de superfície;<br>100 m em áreas rurais para corpos de água com mais de 20 ha de superfície;<br>100 m para represas hidrelétricas |
| Nas nascentes, ainda que intermitentes e nos “olhos d’água”                | Raio mínimo de 50 m  |

#### 4.3 Condições de qualidade da água na área de estudo

A área de estudo compreende a cabeceira do Rio Pardo, afluente do Rio Paranapanema. A Resolução n.º. 20 de 18/06/1986 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), classifica as águas interiores em nove classes. O relatório da CETESB (1998) classificou a Bacia Hidrográfica do Médio Paranapanema como Classe 2, ou seja: águas destinadas a abastecimento doméstico, após tratamento convencional; proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário (esqui aquático, natação, mergulho); irrigação de hortaliças e plantas frutíferas; criação natural e/ou intensiva de espécies destinadas à alimentação humana. Na região de Botucatu, o Rio Pardo é a única fonte de água

de superfície considerada economicamente utilizável para potabilidade devido à localização geográfica do município. Leopoldo & Herrera (1997) estudaram o aumento da demanda em água potável em Botucatu, analisaram dados de volumes de água produzidos e consumidos, índices de perdas e crescimento da população, concluindo que a estação de tratamento de água instalada e mantida pela SABESP em Botucatu, terá capacidade de atender as suas necessidades até 2007.

Devido à importância da área de estudo também como principal área para plantio anual da região e, ao mesmo tempo, responsável pelo abastecimento de água dos municípios de Botucatu e Pardinho, vários estudos têm sido feitos em relação às águas superficiais (Henry et al., 1978; Henry, 1981; Henry & Gouveia, 1993; Silva et al., 1998; Conte, 1999; Silva, 1999), aos solos (Carvalho, 1981; Zimback, 1997), ao uso e ocupação (Tornero, 1995; Ribeiro, 1998; Simões et al., 1999a; Ribeiro et al., 1999), à capacidade de uso das terras (Ribeiro, 1998) e ao mapeamento de áreas de risco à erosão (Simões et al., 1999b).

Henry & Gouveia (1993), estudando 10 bacias tributárias do rio Paranapanema, encontraram valores de sólidos em suspensão entre  $1 \text{ t.km}^2.\text{ano}^{-1}$  e  $42 \text{ t.km}^2.\text{ano}^{-1}$ . Cerca de 90% da carga de sedimentos ficou retida na Represa do Jurumirim. Com base nesses dados, houve uma preocupação com o assoreamento dos reservatórios destinados ao abastecimento de água dos municípios de Botucatu e Pardinho.

Silva et al. (1998), em estudo de indicadores físico-químicos, biológicos e concentrações de algumas espécies químicas desde a nascente do Rio Pardo, até seu ponto de captação de água pela SABESP em Botucatu, concluíram que o Rio Pardo possui significativa capacidade de autodepuração, permitindo sua utilização para abastecimento público.

Também Conte (1999), estudou os aspectos quantitativos e qualitativos em 5 pontos de amostragem ao longo do Rio Pardo até sua captação pela SABESP. O período de amostragem foi de agosto de 1996 a setembro de 1997, com intervalos de 1 mês nos 5 pontos e intermediárias de quinze dias entre as amostragens mensais na saída da bacia. A autora concluiu que, em termos qualitativos, as águas apresentaram valores abaixo do limite de detecção do método analítico empregado para metais pesados como mercúrio e chumbo, bem como para cobre e zinco, e para defensivos agrícolas como os clorados, fosforados e carbamatos, sendo detectados alguns valores significativos apenas em relação aos piretróides. Com relação às concentrações de ferro e manganês, a autora encontrou apenas uma das amostragens com concentrações acima dos valores estabelecidos pela Legislação. Entretanto, associados à poluição difusa e à introdução de efluentes da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de Pardinho, foram observados elevados valores de outros elementos químicos (nutrientes), condutividade elétrica, demanda química de oxigênio, pH, sólidos sedimentáveis e sólidos em suspensão. A análise dos aspectos quantitativos demonstrou que, em períodos de baixa vazão, a capacidade hídrica da bacia experimental apresentou-se no limite no que se refere à demanda pelos seus usuários. Esse fato, a médio prazo, pode levar à busca de outros mananciais com elevados custos, indicando a necessidade de gestão apropriada para esta bacia.

Silva (1999) estudou a qualidade da água em 11 sub-bacias da bacia do Alto Rio Pardo, com 24 pontos de coleta com o objetivo de caracterizar quais afluentes contribuíam como fontes pontuais e/ou difusas de poluição. Os resultados tiveram como base amostras mensais durante um ano (de novembro de 1996 a outubro de 1997). A autora encontrou, de maneira abrangente, elevados teores das espécies químicas analisadas

(nutrientes), que foram associados à introdução de efluentes da ETE de Pardino e à poluição difusa originária da utilização de fertilizantes e corretivos de solo nas áreas agrícolas. Assim como Conte (1999), a autora também encontrou altos valores de condutividade elétrica, demanda química de oxigênio, pH, influenciados diretamente pelas práticas de uso e ocupação do solo. O grau de degradação do rio em relação às fontes pontuais encontra-se dentro de seu poder assimilativo, sendo as áreas de pastagem cultivada e culturas anuais sem conservação, responsáveis pela eliminação de altas cargas de nutrientes nas sub-bacias e conseqüentemente, no Rio Pardo.

A capacidade de autodepuração na bacia do Alto Rio Pardo tem sido associada à densidade de drenagem (com cerca de nove afluentes), além de uma represa e uma cachoeira, que se localizam antes do reservatório de captação de água de Botucatu, aumentando sua vazão e aeração (Silva et al., 1998, Silva 1999, Conte, 1999).

Conte (1999) relacionou a utilização intensa de defensivos agrícolas pelos produtores rurais da Bacia do Rio Pardo, principalmente de piretróides, com princípio ativo à base de cipermetrina e atrazine citados por Guimarães & Guimarães (1999, *in* Conte, 1999), à classificação da região de Botucatu como área de altíssimo risco de ocorrência de casos de intoxicações provocadas por defensivos agrícolas (Poltroniere, 1998).

Silva (1999) encontrou valores acima dos padrões de potabilidade para coliformes totais ou fecais estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde em todos os pontos, inclusive na nascente do Rio Pardo. Os altos índices encontrados foram atribuídos a fontes pontuais (esgoto residencial) e ao uso do solo sem curva de nível em várias das sub-bacias estudadas com culturas diversas ou pastagem.

O aumento das espécies químicas ocorreu em direção ao fluxo do rio, sendo maiores nas sub-bacias de drenagem com uso do solo para culturas e pastagens sem conservação do solo. Os teores totais de nitrogênio, fosfato, fósforo, ferro, sulfato, cloreto, nitrito e nitrato atingem valores mais elevados no Córrego Água Amarela, à jusante do lançamento do efluente da ETE de Pardinho, e no Rio Pardo, a jusante da foz deste Córrego, devido a fontes pontuais (matéria orgânica, ETE de Pardinho) e também na região drenada por extensa agricultura com a utilização de fertilizantes para manejo do solo (fontes antrópicas). A sub-bacia que apresentou as mais elevadas taxas de exportação para a maioria das espécies químicas foi a do Córrego Água da Venda Seca, que mesmo com pequena área de drenagem comparada às outras sub-bacias, apresenta altos valores. Devido à predominância da pastagem com manejo do solo misto (com presença parcial de curvas de nível), ao uso desregrado de fertilizantes e ao padrão dendrítico da bacia de drenagem, há um aumento do escoamento superficial de substâncias de origem natural ou artificial para o canal principal desta sub-bacia e, conseqüentemente, para o Rio Pardo.

Dessa forma, Conte (1999) e Silva (1999) sugeriram que na área de estudo, as técnicas de manejo convencionais não estão sendo aplicadas de forma eficiente no controle da qualidade da água, principalmente nas sub-bacias. Assim, aliado ao manejo convencional, o estudo da eficiência de zonas tampão pode apontar as condições mais frágeis da bacia, onde seriam necessários cuidados especiais.

Também os ecossistemas aquáticos da região têm sido pesquisados, inclusive com avaliação da importância da mata ripária nesses ecossistemas. Uieda & Kikuchi (1995) e Henry et al. (1994) estudaram o Córrego Itaúna, que nasce na “cuesta” de Botucatu em direção à Depressão Periférica, comparando a entrada de material alóctone (detritos

vegetais e invertebrados terrestres), oriundos da vegetação adjacente, que entra num pequeno curso de água doce, e a estrutura da fauna, ao longo de um ano, num trecho de área fechada por mata de galeria e em outro trecho aberto, com vegetação arbustiva. Dos invertebrados terrestres introduzidos, os mais abundantes foram insetos da Ordem Diptera. A abundância de invertebrados foi maior no trecho sem mata e no período chuvoso. A importação de material vegetal foi também maior no período de chuvas, porém na área de mata. A biomassa de material vegetal importada para o riacho suplantou em até 20 vezes a de material animal. Henry et al. (1994) mostraram os efeitos das mudanças na mata de galeria e empobrecimento na entrada de matéria particulada (plantas e animais) e na composição, abundância e distribuição da fauna no Córrego Itaúna, Itatinga, SP. No trecho com mata, os autores encontraram entrada total de material alóctone de  $705,6 \text{ g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  e  $83 \text{ g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  para a área com vegetação marginal arbustiva. A remoção de elementos e empobrecimento da mata de galeria teve um efeito significativo na redução da entrada de matéria orgânica no Córrego Itaúna. Devido às mudanças na estrutura da vegetação ripária, a entrada anual de material particulado nos trechos inferiores correspondeu somente a 12% da matéria orgânica introduzida no rio no trecho de mata de galeria.

Assim, no manejo das matas ripárias, deve-se considerar também sua importância nos aspectos ecológicos nos ecótonos e nos ecossistemas aquáticos.

#### **4.4 Modelagem matemática na simulação de processos hidrológicos**

Quando um experimento envolve inúmeros parâmetros, de tal forma que as respostas dos tratamentos correm o risco de ser influenciadas por variáveis de difícil

controle, é comum optar-se pela simulação dos resultados, através de modelos matemáticos. Um modelo pode ser entendido como qualquer representação simplificada da realidade, e foi bem definido por Haggett & Chorley (1975) como “uma estruturação simplificada da realidade que supostamente apresenta, de forma generalizada, características ou relações importantes. Os modelos são aproximações altamente subjetivas, por não incluírem todas as observações ou medidas associadas, mas são valiosos por obscurecerem detalhes acidentais e por permitirem o aparecimento dos aspectos fundamentais da realidade”. Christofolletti (1999) destacou que, nessa representação, não é a realidade em si que se encontra representada mas sim a visão e a maneira de como é percebida e compreendida.

Segundo a revisão de Christofolletti (1999), os modelos podem ser materiais ou matemáticos. Os modelos materiais podem ser físicos (representação miniaturizada em escala) ou análogos, que usam substâncias análogas às encontradas na realidade. Os modelos matemáticos, por sua vez, podem ser empíricos ou determinísticos. Os modelos determinísticos têm base nos princípios físicos e químicos, caracterizam um sistema e fornecem a mesma resposta ou resultados ao mesmo dado de entrada. Os modelos empíricos, por sua vez, baseiam-se nas relações entre dados observados de entrada e saída e não necessariamente simulam os processos reais envolvidos. Brooks et al. (1997) explicam que os modelos empíricos confiam nos dados e nas observações e simplesmente relatam uma resposta de saída a um dado de entrada.

Quanto à representação da distribuição espacial, os modelos podem ser distribuídos ou genéricos (*lumped*). Os genéricos analisam os processos ocorrentes na bacia em seu conjunto, sem se preocupar com as variações espaciais dos processos, *inputs*, condições limitantes e características da bacia. Representam simplificação, na qual a média da

variável surge como válida para todo o sistema. Os modelos distribuídos explicitamente levam em consideração a variabilidade espacial dos componentes e dos valores das variáveis (e.g., precipitação, vegetação, solos, geologia, topografia, etc.) no interior da bacia hidrográfica. No entanto, a deficiência de dados de campo e experimentais, na prática, são obstáculos à formulação de modelos plenamente distribuídos, ocorrendo a apresentação de modelos que englobam características genéricas sobre componentes com informações sobre a variabilidade espacial de outros aspectos.

Embora os modelos determinísticos possam ser empíricos ou baseados nos processos, a maior parte dos modelos hidrológicos é um misto de relações matemáticas, algumas empíricas, outras baseadas na teoria. Na verdade, a compreensão sobre os processos hidrológicos não é suficiente para representar todos os processos matematicamente. Isso leva ao desenvolvimento de modelos, ou partes de modelos, que precisam ser calibrados. Os parâmetros e relações devem se ajustar a uma dada bacia hidrográfica.

A análise da erosão dos solos com base na ação dos processos hidrológicos constitui tema recorrente no setor da modelagem, apresentando ampla gama de modelos, tais como, CREAMS, AGNPS, ANSWERS, KINEROS, CHDM, EUROSEM, WEPP e LISEM, entre outros.

O modelo KINEROS, acrônimo de KINematic Runoff and EROSION Model, foi apresentado por Woolhiser et al. (1970) e Smith et al. (1995) e utiliza o modelo de infiltração de Smith/Parlange e a aproximação da onda cinemática para processar o fluxo superficial, e as funções de erosão e transporte são fisicamente baseadas. A estrutura lógica corresponde às cascatas do escoamento superficial, transbordando em áreas planas e contribuindo para o influxo lateral dos canais. A bacia de drenagem é representada por uma

cadeia de planos e canais. A Figura 9 conceitualmente exemplifica os principais tipos de elementos do modelo KINEROS e suas interconexões, considerando a precipitação sobre os planos e os fluxos entre os componentes.

Vários modelos científicos têm sido desenvolvidos considerando as variações regionais das condições físicas e ecológicas para delimitação de zonas tampão. Esses modelos incluem os de eficiência de tampão para redução de sedimentos, desenvolvidos por Barfield et al. (1977), Flanagan et al. (1989) e Phillips (1989a-e) e modelos de eficiência de tampão para remoção de substâncias dissolvidas e/ou pequenas substâncias em suspensão, desenvolvidos por Jacobs & Gilliam (1985) e Phillips (1989a-e).

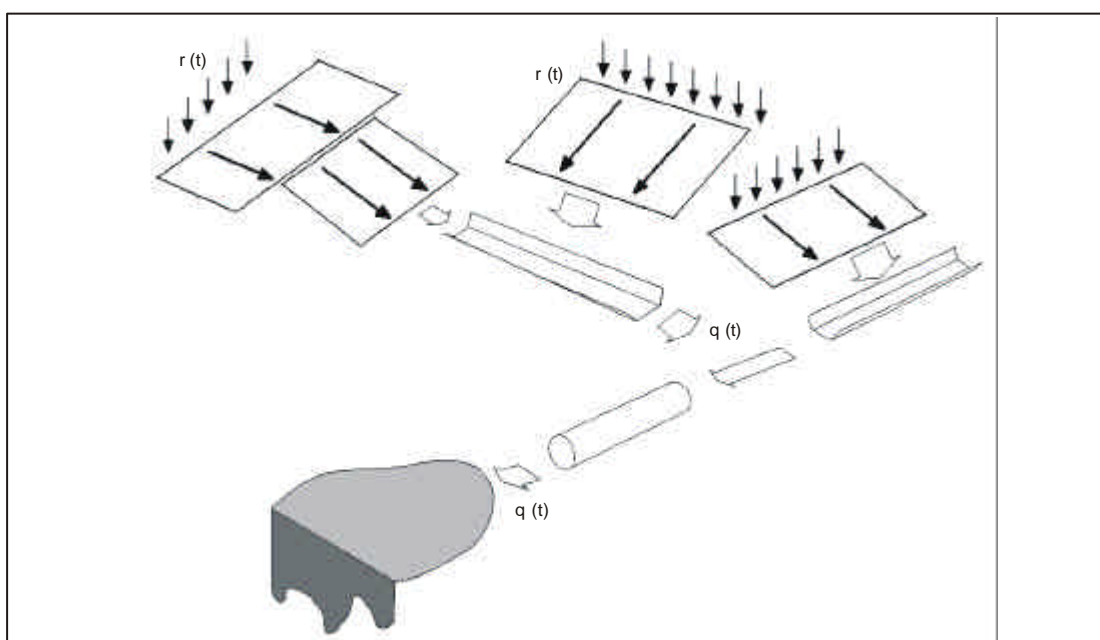


Figura 9 – Esquema conceitual dos elementos e suas interconexões nos modelos KINEROS (Smith et al., 1995) e CHDM (Lopes, 1995)

O modelo desenvolvido por Phillips (1989 a) foi aplicado na Carolina do Norte, Estados Unidos, como auxiliar nas diretrizes para o delineamento de zonas tampão ripárias em estuários (Xiang, 1993a,b).

#### **4.5 Geoprocessamento no controle da poluição difusa**

Um Sistema de Informações Geográficas (SIG) pode ser compreendido como um sistema de informação designado para trabalhar com dados referenciados com coordenadas espaciais ou geográficas (Star & Estes, 1990). Sua grande importância para estudos ambientais refere-se à possibilidade de acessar, transformar e manipular os dados de forma interativa, antecipando os possíveis resultados de decisões de planejamento antes de serem cometidos erros irreversíveis na paisagem (Burrough, 1986; Dale & McLaughlin, 1988).

Apesar da preocupação com os problemas decorrentes da poluição difusa remontarem a década de 1960, a aplicação de SIG nessa área iniciou-se no final dos anos 80, acompanhando a própria evolução e popularização desses sistemas. No controle da poluição difusa, um SIG representa um grande potencial para: a- identificar áreas ambientalmente sensíveis através de modelos de simulação e b- avaliar estratégias alternativas de gerenciamento e programas (Fletcher & Phipps, 1991; Tim et al., 1992).

Os primeiros estudos relacionados ao tema tinham como objetivo a identificação de áreas com problemas de poluição difusa para implementar programas de práticas especiais de conservação. Para isso foram usadas várias técnicas, como a sobreposição manual de mapas de modelagem de áreas mais poluídas por McHarg (1969).

Recentemente, com os trabalhos de Hession & Shanholtz (1988) e Vieux (1991), houve um grande progresso no uso de sistemas de gerenciamento de dados com computadores para facilitar a delimitação de áreas críticas. A integração de modelos de qualidade da água com SIGs também tem sido um recurso para esse propósito, como nos trabalhos de Tim et al. (1992) e Hamlett et al. (1992).

Prato et al. (1989) usaram um SIG para agrupar e recuperar medidas físicas de erosão. O SIG foi integrado a um modelo de programação linear para determinar um sistema economicamente eficiente para reduzir poluição. Os pesquisadores acabaram projetando um sistema de gerenciamento de recursos que obteria o maior rendimento enquanto reduziria a poluição aos níveis desejados.

Para Hamlett et al. (1995), embora seja difícil definir a exata origem da poluição difusa, a contribuição relativa de bacias e sub-bacias hidrográficas pode ser acessada através de SIG. Foram desenvolvidos modelos de suscetibilidade à poluição da água sub e superficial que combinam parâmetros hidrológicos, tais como tipo de solo, topografia ou declividade, profundidade do lençol freático, recarga da rede de drenagem, características do aquífero e condutividade do meio, com características dos poluentes e informações demográficas. É importante observar que tais modelos surgiram a partir de 1987, como decorrência à Lei Federal americana "*Clean Water Act*" (CWA) que requer dos Estados americanos planos de gerenciamento para controlar e remediar os problemas com fontes difusas de poluição.

A maior dificuldade nessa área de aplicação tem sido a ausência de dados. Mesmo em países que dispõem de dados de solo e água em larga escala, muitas vezes não são suficientes para aplicações que necessitam de dados em nível local. Quando estes

dados não estão disponíveis, os pesquisadores têm que realizar a coleta e entrada de dados manualmente, tarefa que consome muito tempo (Tim et al., 1992).

Apesar das dificuldades enfrentadas durante a implantação de um SIG para aplicação em problemas de poluição difusa, o National Resource Council (1993) considera fundamental a integração de modelos hidrológicos e SIGs para a delimitação de práticas agrícolas mais eficientes e menos poluidoras.

O sensoriamento remoto fornece uma visão sinóptica da paisagem terrestre e é usada para inventariar, monitorar e analisar alterações do ambiente e recursos naturais. Por exemplo, Hewitt (1990) usou dados do Landsat TM para mapear classes ripárias associadas com rios, lagos e várzeas ao longo do rio Yakima, no centro de Washington e alcançou uma exatidão de 80% na detecção de tipos de uso do solo. Em outro estudo, Jensen et al. (1995), utilizou dados de sensoriamento remoto incluindo Landsat Multispectral Scanner (MSS) e SPOT High Resolution Visible (HRV) para um estudo de detecção da distribuição de macrófitas aquáticas e composição na área de Conservação da água no Everglades da Flórida de 1973 a 1991. Os autores concluíram que a expansão de algumas espécies de macrófitas aquáticas na área pode ser atribuída ao aumento das cargas de P devido a atividades agrícolas nas áreas circunvizinhas. Vários outros estudos também demonstraram a utilidade do sensoriamento remoto para o exame de poluição difusa (e.g., Pelletier, 1985; Hewitt & Mace, 1988).

O maior problema para a aplicação de sensoriamento remoto tem sido a resolução espacial (e.g., TM = 30 x 30 m; SPOT HRV multiespectral = 20 x 20 m). Frequentemente, tal resolução pode ser inadequada para a detecção e análise de zonas ripárias já que excederia as dimensões físicas das zonas. Entretanto, espera-se que com o avanço na

resolução espacial nos sistemas futuros de satélites (i.e. 3 x 3 m ou 1 x 1 m), o sensoriamento remoto seja uma fonte de dados de valor incalculável para estudos freqüentes e detalhados do impacto da poluição difusa nos recursos aquáticos.

Os SIGs são úteis para a análise dos parâmetros temporais biofísicos detectados por técnicas de sensoriamento remoto. Quando dados espaciais *in situ* (e.g., solo, topografia, precipitação, medidas de cargas de poluição, etc.) são compilados num SIG, eles podem ser usados em conjunto com dados de sensoriamento remoto para o desenvolvimento de uma variedade de modelos de manejo de recursos hídricos (e.g. modelagem de perda de solos, carga de poluição, delineamento de zonas tampão para poluição difusa, etc.).

## 5. MATERIAL E MÉTODOS

### 5.1 Área de estudo

A área do presente estudo compreende 53,63 km<sup>2</sup> da Bacia do Alto Rio Pardo, que drena partes dos municípios de Pardinho e Botucatu, no Estado de São Paulo (Figura 10). Vale ressaltar que a área definida nessa pesquisa não constitui uma bacia hidrográfica completa. A área compreende terras dos divisores de água das nascentes, no município de Pardinho, até a represa Veu da Noiva, município de Botucatu (Figura 11). Esse fato foi uma decorrência da ausência de dados, principalmente de solos, referente à área não incluída. Como os modelos hidrológicos aplicados não consideram a bacia hidrográfica como um todo, priorizou-se o mapeamento semi-detalhado recente dos solos (Zimback, 1998).

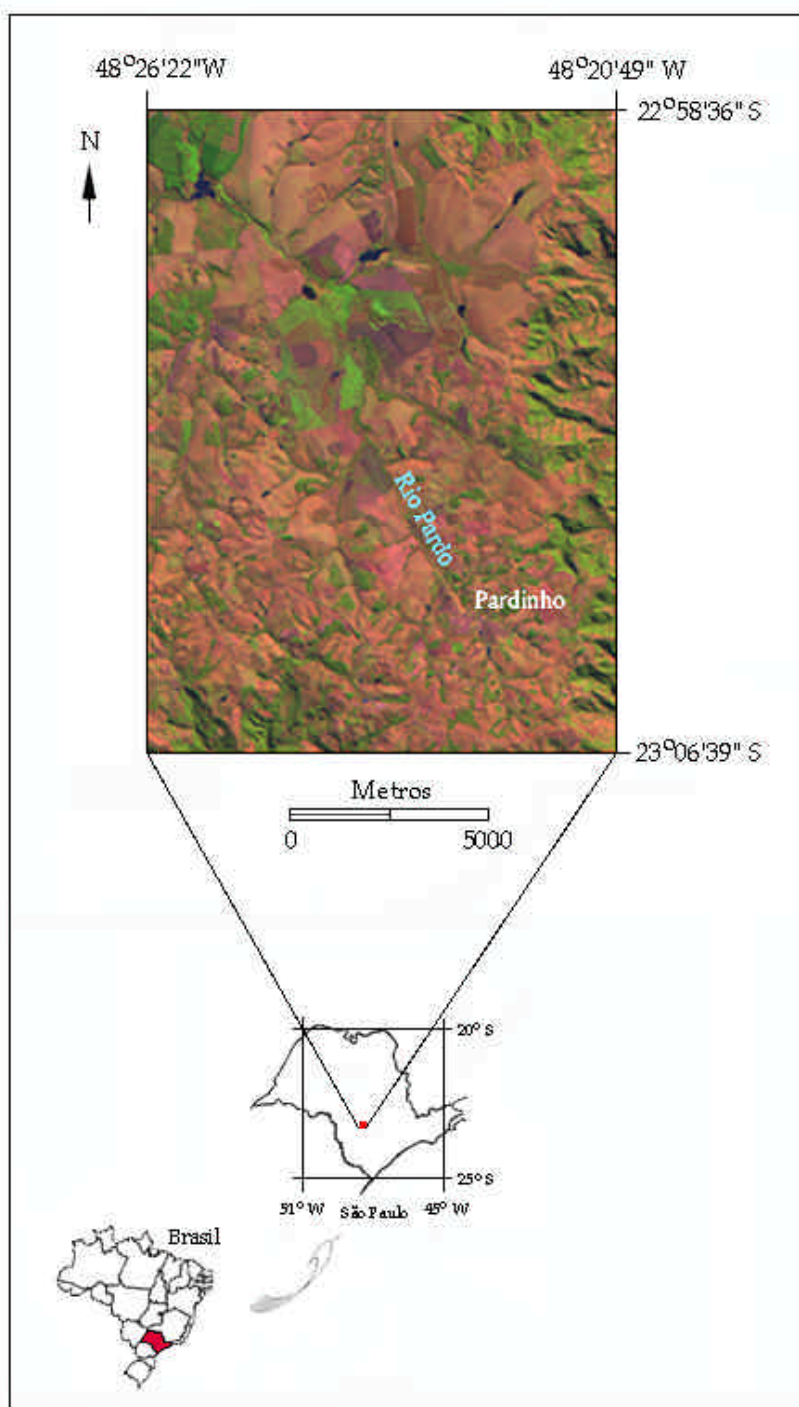


Figura 10 – Localização da área de estudo

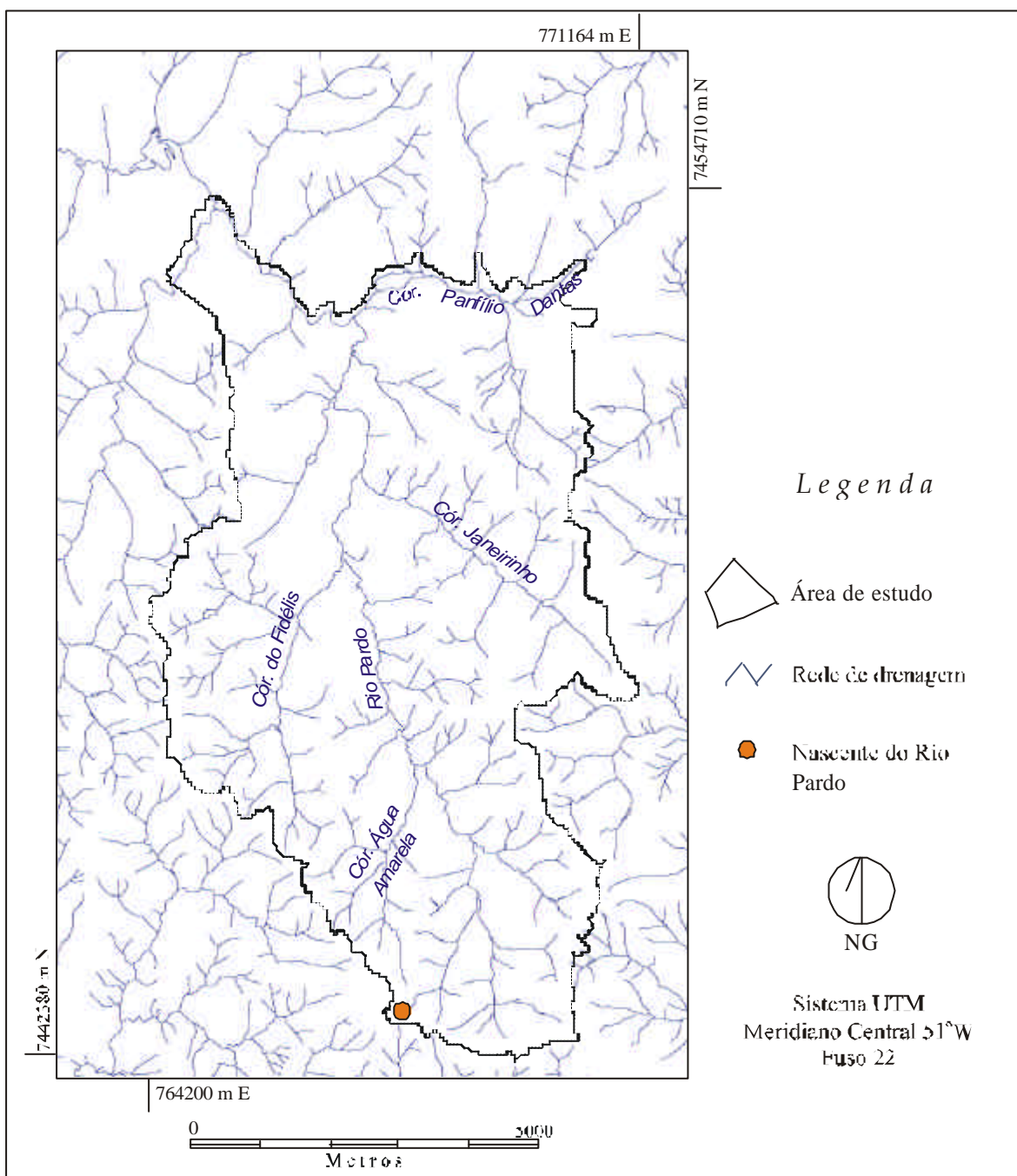


Figura 11 – Rede de drenagem e limites da área de estudo

Segundo a Divisão Hidrográfica do Estado de São Paulo (São Paulo, 1994), a área de estudo está vinculada ao Comitê de Bacias do Médio Paranapanema. A área localiza-se entre as coordenadas de 22°59'41" e 23°06'11" de Latitude Sul e 48°21'38" e 48°25'20" de Longitude Oeste de Greenwich, com altitudes que variam entre 840 e 1009 metros, de acordo com as cartas do Plano Cartográfico do Estado de São Paulo, na escala de 1:10.000.

O Rio Pardo é responsável pelo abastecimento dos municípios de Botucatu e Pardinho, cuja captação média pela SABESP chega a 24.000 m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup> para Botucatu e 550m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup> para Pardinho (Conte, 1999).

### **5.1.1 Aspectos Climáticos**

Regionalmente, o relevo acidentado afeta a circulação atmosférica local. As correntes do sul, ligadas à frente polar, preferencialmente de sudeste para nordeste, são as responsáveis pelas chuvas de inverno. A massa tropical atlântica (correntes de leste e nordeste) atua nas chuvas de verão, por instabilidade basal, responsável pela maior pluviosidade. Localmente, o regime das precipitações é mais beneficiado pelas chuvas da Frente Polar Atlântica durante todo o ano e pelas ondas de Leste, no outono-inverno (Silva, 1999).

De acordo com os dados de precipitação e temperatura da Estação Agrometeorológica da FCA-UNESP, localizada na Fazenda Experimental Lageado, para o período de 1971-1996, os valores médios anuais de precipitação e temperatura são

respectivamente, 1529 mm e 20,5°C, cujas médias mensais podem ser observadas na Figura 12.

A série de dados de precipitação e temperatura de 25 anos permite caracterizar a área de estudo como do tipo Cfa, de acordo com o sistema de classificação de Köppen (Ayoade, 1986), ou seja, clima úmido mesotérmico, em que a temperatura média do mês mais frio está abaixo de 18°C e a do mês mais quente é igual ou superior a 22°C, sem estação seca distinta. Na categoria C da classificação de Köppen, o mês mais frio tem temperatura média entre -3°C e 18°C. A segunda letra na classificação diz respeito à precipitação. Apesar da nítida estação mais seca no inverno (Figura 11), para ser considerado um clima do tipo Cw, ou seja, com estação seca distinta, o mês mais seco deve ocorrer no inverno e a precipitação deve corresponder a 1/10 do mês mais úmido do verão, o que não ocorre para essa série de dados. A letra **a** corresponde a características adicionais de temperatura, indicando verão quente, onde o mês mais quente tem temperatura média maior do que 22°C.

Um aspecto climático muito importante quando se estuda processos de escoamento e erosão-sedimentação diz respeito à erosividade da chuva, isto é, o efeito do impacto da gota de chuva e a taxa de escoamento associada com a precipitação. Simões et al. (1999a), usaram o Índice de Aridez de Bagnouls-Gaussien e o Índice de Fournier para analisar o fator erosividade da chuva na área de estudo. Os cálculos, feitos com base na mesma série de dados climatológicos (1971-1996), permitiram classificar a área de estudo como moderada em relação à erosividade da chuva, de acordo com a metodologia do Programa CORINE (Commission of the European Community, 1992).

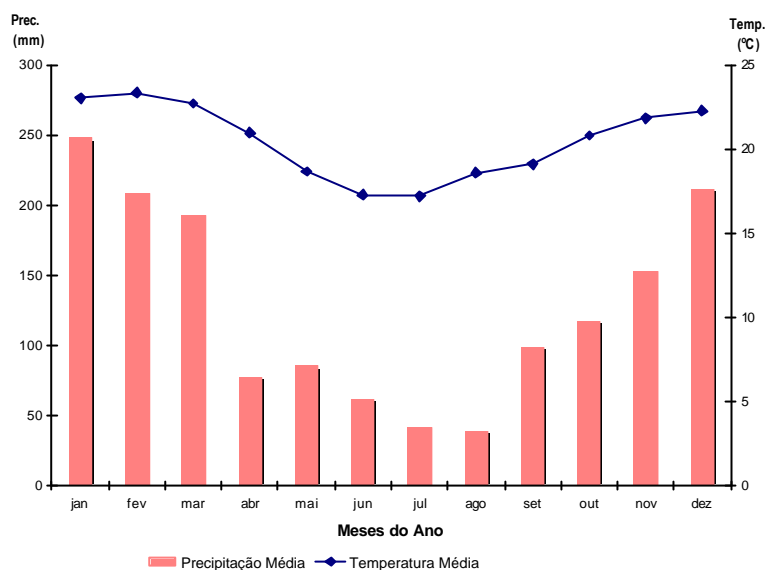


Figura 12 – Temperaturas e precipitações médias mensais da área de estudo no período de 1971-1996

### 5.1.2 Geologia, geomorfologia e solos

Na área de estudo, a sucessão de rochas está geologicamente inserida na Bacia do Paraná (IPT, 1981). Afloram na área litótipos mesozóicos e, possivelmente, cenozóicos (Simões\*), pertencentes às formações Serra Geral (Cretáceo Inferior), Marília (Cretáceo Superior) e Itaqueri, além de coberturas arenosas superficiais neocenozóicas, ainda não mapeadas, nem formalmente descritas (IPT, 1995).

Os basaltos da Formação Serra Geral sustentam as escarpas da serra (*front da cuesta*), sendo recobertos por arenitos das formações Marília e, possivelmente, Itaqueri. Os basaltos estão dispostos em pacotes sub-horizontais superpostos, representando sucessivos derrames de lavas. Suas melhores exposições ocorrem junto à escarpa da *cuesta* ou nos fundos de vale no reverso dessa, onde afloram por erosão.

\* SIMÕES, M.G. (IBB, UNESP). Comunicação pessoal, 2000.

No geral, os litótipos da Formação Marília têm os basaltos sotopostos a pouca profundidade, sendo caracterizados por lentes de arenitos conglomeráticos com argilitos subordinados, predominando as camadas arenosas (IPT, 1981). Níveis conglomeráticos e/ou com expressiva cimentação carbonática são menos marcantes. Esses, entretanto, caracterizam as rochas da Formação Itaquerí, que à semelhança do que ocorre no município de Botucatu, são difíceis de serem distinguidos dos da Formação Marília. Quando alterados, os litótipos das unidades litoestratigráficas acima, particularmente os que possuem cimentação carbonática expressiva, são muito resistentes à erosão, sustentando escarpas com rocha aflorante, principalmente ao sul da área de estudo. Conforme mencionado mais adiante, a alteração dessas formações geológicas origina coberturas pedológicas com espessuras significativas, geralmente métricas, exibindo diferentes níveis de susceptibilidade à erosão.

Geomorfologicamente, a área de estudo está inserida na Província das Cuestas Basálticas, de acordo com IPT (1981). A bacia completa do Rio Pardo percorre toda a Província das *Cuestas* Basálticas e tem seu curso final no Planalto Ocidental. Um relevo cuestiforme compreende o *front* e seu reverso. Segundo Casseti (1994), o *front* corresponde à escarpa erosiva ou “costão”, que se encontra entre a depressão ortoclinal considerada (no caso, Depressão Periférica) e a parte superior da *cuesta*, denominada reverso. O *front* normalmente é caracterizado pela *cornija*, que se refere ao material ou camada resistente que mantém a resistência evolutiva do *front* e, o *tálus*, que se refere ao depósito de detritos localizados na base do *front*. Essa área é naturalmente de alta instabilidade, requerendo especial atenção no seu manejo. O reverso da *cuesta*, por sua vez, corresponde ao compartimento de cimeira da *cuesta*, que tem início na seção superior do *front* e progride em direção ao centro da bacia

sedimentar. O Rio Pardo caracteriza-se como rio consequente, acompanhando a inclinação do reverso.

De acordo com Zimback (1997), os solos da área de estudo compreendem as seguintes unidades de mapeamento (Figura 13): Latossolo Roxo Distrófico – LR (2,92% da área); Latossolo Vermelho Escuro Distrófico relevo suave ondulado – LE1 (23,07% da área); Latossolo Vermelho Escuro Distrófico relevo ondulado – LE2 (32,33% da área); Podzólico Vermelho Amarelo Distrófico – PV (31,82% da área); Glei Pouco Húmico – HI (9,42% da área) e solo Litólico Álico – R (0,44% da área). De modo geral, a área de estudo apresenta 58,32% da área com alto coeficiente de infiltração e retenção de água, tendo grande potencial de aproveitamento com culturas anuais e 32,26% para aproveitamento com culturas perenes, pastagem, reflorestamento e áreas de preservação ambiental.

O mapeamento das áreas de risco potencial à erosão na área de estudo (Simões, 1999b) mostrou que o uso do solo atual confere-lhe uma situação predominante (cerca de 67,4% da área) de risco médio, em relação aos processos erosivos laminar e linear. De acordo com a escala de classificação adotada, o risco médio relaciona-se à ação generalizada, do escoamento superficial difuso e localmente semiconcentrado que pode conduzir à remoção parcial do horizonte superficial dos solos na maioria da área (de 25 a 75% do horizonte A) e à existência de freqüentes sulcos rasos. Cerca de 17,34% da área encontra-se sob risco baixo à erosão que, quando utilizadas inadequadamente com lavouras por longos períodos, podem apresentar uma perda significativa do horizonte superficial (até 25% do Horizonte A) e sulcos ocasionais e rasos. Cerca de 15,26% encontra-se nas classes de risco alto (14,7%) e muito alto, ou seja, possibilidade de ocorrência de erosão mais severa, onde a ação generalizada do escoamento superficial semiconcentrado e concentrado pode levar à

remoção do horizonte A (mais de 75%) ou à exposição do horizonte B e formação de canais e sulcos profundos e/ou voçorocas. Em áreas de risco muito alto (0,56% da área), a ação generalizada sob a forma de enxurrada e do escoamento concentrado pode provocar a remoção total do horizonte A, atingindo diretamente o horizonte B dos solos, e a formação de freqüentes sulcos profundos que não podem ser cruzados por máquinas agrícolas.

### **5.1.3 Vegetação natural, uso e ocupação do solo**

A distribuição dos tipos de vegetação natural na região e na área de estudo parece estar relacionada com o tipo de solo. Os solos férteis das escarpas e fundos de vale, originários do basalto, apresentavam floresta estacional semidecídua, que se caracteriza como uma forma transicional em composição de espécies entre a floresta úmida de encosta e o cerrado, com predominância da floresta. Nos solos argilosos de topo também encontrava-se a floresta semidecídua, mas acompanhada por cerradões e cerrados, à medida que os solos adjacentes tornavam-se mais ácidos, com menor fertilidade e maior presença de alumínio trocável (álícos). Nos solos arenosos, profundos, ácidos, pouco férteis e álicos da região, a presença do cerrado foi marcante, com graduação para cerrado. Junto aos rios e riachos, encontravam-se desde formações abertas sob a influência de água doce (brejos, pântanos, etc.) até matas mais fechadas, mais densas, com graus variados de influência do lençol freático e das características físicas, químicas e mineralógicas dos solos aluviais (Tornero, 1996).

Figura 13 - Solos

A evolução do uso e ocupação do solo na área de estudo, no entanto, limitou a vegetação natural original a apenas alguns maciços remanescentes. A ocupação se deu inicialmente, na Depressão Periférica, com a expansão da cultura cafeeira. Posteriormente, o café ocupou o reverso das Cuestas Basálticas e o Planalto Ocidental. O desmatamento da vegetação original ocorreu em quase todos os tipos de solo. O declínio do café facilitou a exploração de pastagens extensivas, restringindo o cultivo de culturas intensivas aos latossolos.

## **5.2 Observação quanto à nomenclatura**

Objeto do presente estudo, as formações ribeirinhas, que ocupam as zonas ripárias, intimamente ligadas aos cursos d'água, mas cujos limites não são facilmente demarcados (Lima & Zakia, 2000), têm sido denominadas por termos populares que não expressam a condição ecológica dominante. Os termos florestas/matias ripárias têm sido mais usados na designação popular ou genérica das florestas ocorrentes ao longo de cursos de água em regiões onde a vegetação de interflúvio também é florestal (floresta atlântica, floresta amazônica, floresta estacional etc.), diferindo da floresta de galeria.

Segundo Rodrigues (2000), as formações florestais ribeirinhas não se constituem como um tipo vegetacional único, já que representam fisionomias distintas,

condições ecológicas muito heterogêneas e composições florísticas diversas. Assim, não é recomendada a sinonimização dos termos de uso popular consagrado (floresta/mata ciliar, floresta/mata de galeria, floresta ripária e floresta de brejo etc.) para definir todas as florestas dessa condição (Rodrigues, 2000).

Apesar de reconhecida a importância da definição nomenclatural das formações florestais ribeirinhas, apenas seu aspecto hidrológico no contexto da bacia hidrográfica é tratado aqui, sem a pretensão de defini-las fisionômica, ambiental ou floristicamente.

### **5.3 Modelagem**

Segundo Slaymaker & Spencer (1998), “tem sido demonstrado que as zonas tampão ripárias são altamente eficientes em ambientes temperados mas ainda é necessária uma avaliação apropriada na região tropical”.

Como já foi discutido anteriormente, ainda não há um consenso a respeito de como determinar a largura de zona tampão mais eficiente para uma dada situação. Vários fatores tais como condições climáticas, características do solo, condições da superfície, topografia, assim como características da própria zona tampão (*e.g.*, largura, composição), influenciam na capacidade das áreas ripárias em filtrar ou deter o escoamento. Na prática, a largura tem sido delineada em função de aspectos econômicos e políticos em detrimento dos científicos.

Dentre os modelos científicos para delineamento de zonas tampão (com preocupação exclusiva de largura da mata ripária), o modelo proposto por Phillips

(1989a-e) apresenta grandes vantagens, tais como a necessidade de dados relativamente fáceis de serem obtidos e a possibilidade de implantação num SIG. Tais características podem permitir o planejamento de áreas críticas em relação à poluição difusa. No entanto, a maior preocupação na adoção do modelo de Phillips é a obtenção da eficiência de uma zona tampão como referência para a área de estudo. Os modelos de Phillips permitem considerar o escoamento superficial (modelo hidráulico) ou ambos (sub e superficial) através do modelo de tempo de detenção. Os modelos estabelecem uma comparação entre uma zona tampão de conhecida eficiência (tida como de referência) e uma zona tampão qualquer. O índice obtido indica uma eficiência maior do que a de referência se for maior do que 1. O modelo também permite calcular a largura eficiente para cada condição de topografia, solo e uso da terra. No entanto, não existem dados sobre a eficiência de retenção do escoamento superficial, sedimentos e/ou tempo de detenção do fluxo subsuperficial pela mata ripária na área de estudo ou mesmo em outras condições tropicais.

Em Phillips (1989), calcula-se a eficiência através da equação (1) para tempo de detenção do fluxo superficial na vertente, com base na equação de Manning e, equação (2), com base na Lei de Darcy, para o tempo de detenção do fluxo subsuperficial:

$$T = n^{0,6} L s^{-0,3} q_s^{-0,4} \dots\dots\dots(1)$$

Onde,

T= tempo de detenção;

n = coeficiente de rugosidade de Manning;

L = comprimento da vertente (m);

s = gradiente de declividade (%);

q<sub>s</sub> = escoamento superficial (m<sup>3</sup>/s).

$$T = KsL \dots \dots \dots (2)$$

Onde,

K = condutividade hidráulica saturada (cm/h)

Como a concentração de alguns poluentes como compostos orgânicos, nutrientes e coliformes fecais decresce com o passar do tempo, Phillips utiliza a equação (3) (Krenkel & Novotny, 1980; Hammer & Machikan, 1981) para calcular o percentual de remoção (ou eficiência) a partir dos tempos de detenção encontrados nas equações (1) e (2).

$$c_t / c_0 = e^{-kt} \dots \dots \dots (3)$$

Onde,

$c_0$  e  $c_t$  = concentração inicial e final;

k = constantes, da literatura (por exemplo, 0,25 para demanda bioquímica de oxigênio, 0,1 para nutrientes totais, 0,12 para fósforo total, de acordo com U.S.EPA, 1985)

No entanto, julgou-se esse procedimento bastante empírico, principalmente devido ao cálculo de  $q_s$  através do método do “curve number” U.S. Soil Conservation Service, que não refletiria as condições de solo e precipitações da área de estudo. Optou-se, assim, por simular as eficiências através de um modelo hidrológico complexo (CHDM, Lopes, 1995).

Para se aplicar um modelo com confiança, ele deve ser calibrado contra dados observados (ASCE, 1996). Na prática, sabe-se que dados observados dificilmente são disponíveis, principalmente em países em desenvolvimento onde existe escassez de recursos. Em situações onde os dados de entrada no sistema (*i.e.*, precipitação)

são conhecidos, simulações através de modelos hidrológicos podem gerar os dados observados.

### **5.3.1 Modelo RBDE (Phillips, 1989a)**

Segundo Phillips (1989a) a eficiência de uma zona tampão em controlar a qualidade da água é uma função da sua habilidade em assimilar, remover ou reter os poluentes que a atravessam. A eficiência potencial pode diferir de acordo com os objetivos e manejo da qualidade da água e com os poluentes de maior preocupação. Assim, o autor desenvolveu dois modelos para analisar os critérios que reflitam duas categorias gerais de poluentes: aqueles cujo transporte depende da energia do fluxo superficial (modelo hidráulico) e, aqueles cuja probabilidade de atingir os corpos d'água é uma função do tempo de detenção dentro da zona tampão (modelo de detenção).

#### *Modelo hidráulico*

Esse modelo assume que o transporte de poluentes é diretamente proporcional à energia do fluxo do escoamento superficial, o que é aplicável a sedimentos, outros particulados grandes e poluentes adsorvidos (e.g., metais pesados, fósforo e alguns pesticidas). Assim, a energia total do escoamento superficial disponível para transportar poluentes é uma função de:

- a) proporção de escoamento que se move como fluxo superficial;
- b) largura da zona tampão;
- c) gradiente de declividade

d) rugosidade superficial.

Phillips (1989a) baseou-se na equação de Bagnold (1966, 1977), originalmente designada para prever o transporte de sedimentos da carga de fundo, que fornece uma medida baseada nos processos da energia disponível para transportar o material.

Para uma dada zona tampão (subscrito b) e uma zona tampão de referência (r), no caso, a mata ripária, a habilidade relativa em reduzir a energia do escoamento superficial de um determinado escoamento na zona tampão é dada por:

$$B_b/B_r = \left(n_b/n_r\right)^{0,6} \left(L_b/L_r\right)^{0,4} \left(K_b/K_r\right) \left(s_b/s_r\right)^{-1,3} \dots\dots\dots(4)$$

Onde,

K = condutividade hidráulica saturada;

L = largura da zona tampão (ou comprimento da rampa);

s = declividade;

n = coeficiente *n* de Manning

#### *Modelo de Detenção*

O modelo de detenção, por sua vez, considera a eficiência das zonas tampão como diretamente relacionada ao tempo que a água leva para atravessá-la. Em geral, essa verdade se aplica à maioria dos poluentes não conservativos e indicadores de qualidade da água (i.e., substâncias que são decompostas ou sofrem transformação durante o transporte hidrológico), incluindo nutrientes e coliformes. Com o tempo, processos biogeoquímicos naturais quebram e diluem esses poluentes. Tempos de detenção mais longos também estão associados a velocidades de fluxo mais lentas, e portanto, escoamento superficial e capacidade

de transporte de particulados reduzidos. Por fim, fluxos mais lentos aumentam a oportunidade para a remoção de poluentes conservativos via deposição, adsorção e bioassimilação. O modelo de tempo de detenção é dado pela equação (5), onde  $C$  é a capacidade de armazenamento de água do solo e as outras variáveis como as definidas anteriormente:

$$\frac{B_b}{B_r} = \left(\frac{n_b}{n_r}\right)^{0,6} \left(\frac{L_b}{L_r}\right)^2 \left(\frac{K_b}{K_r}\right)^{0,4} \left(\frac{s_b}{s_r}\right)^{-0,7} \left(\frac{C_b}{C_r}\right) \dots\dots\dots(5)$$

Neste estudo, os poluentes de maior preocupação são os sedimentos e o nitrato. Como o nitrato é carregado na forma diluída, a equação (5) é a mais apropriada, pois considera os fluxos sub e superficial.

### **5.3.2 Simulação de eficiência da mata ripária na retenção do fluxo superficial (zona tampão de referência)**

#### **5.3.2.1 Modelo CHDM (Lopes, 1995)**

Tendo em vista a natureza do problema hidrológico, optou-se pelo *Catchment Hydrology Distributed Model* (CHDM, Lopes, 1995), como o modelo complexo, baseado em processos, capaz de gerar os dados “observados” para cálculo da eficiência da zona tampão de referência.

O modelo computacional CHDM usa parâmetros espacialmente distribuídos, ou seja, considera o sistema hidrológico como uma unidade heterogênea. As variações na vegetação, topografia, solos e uso da terra são levados em conta ao invés de valores médios. De acordo com Watts (1997), em geral, modelos distribuídos tendem a ser

baseados nos processos físicos relevantes no sistema hidrológico em questão. A compreensão de tais processos permite a previsão do comportamento do sistema sob qualquer arranjo de condições. Além disso, modelos distribuídos podem ser aplicados em qualquer escala espacial, de parcelas experimentais a bacias hidrográficas.

Outra característica importante do CHDM é a simulação baseada em eventos. Segundo Lopes (1995), como o modelo não tem componentes que descrevem a evapotranspiração e o movimento da água no solo entre duas precipitações e por isso, não pode estabelecer um balanço hidrológico entre eles, a simulação baseia-se em cada precipitação. Dadas as condições iniciais de umidade do solo, o modelo calcula o escoamento superficial para um único evento. Devido à sua natureza distribuída e base física, o CHDM pode ser útil em prever os efeitos das mudanças do uso da terra, o movimento dos sedimentos e contaminantes, e a resposta hidrológica de bacias sem dados disponíveis para a calibração de um modelo empírico.

Uma questão de fundamental importância para o sucesso das simulações feitas com o modelo CHDM diz respeito ao tipo de escoamento na área de interesse. O modelo CHDM deve ser aplicado, preferencialmente, em áreas onde o escoamento superficial é do tipo Hortoniano. Nessas áreas o escoamento pode ser visto como uma lâmina ou uma série de canais sobre as vertentes.

Em partes de uma bacia hidrográfica onde o solo se encontra degradado (e.g., ausência do horizonte A, compactação superficial), as taxas de infiltração diminuem muito, favorecendo a predominância do escoamento superficial (Lima, 1995 (in Lima & Zackia, 2000); Hornberger et al., 1998). Sendo assim, para respeitar as premissas exigidas pelo CHDM, optou-se por simular o escoamento superficial num solo degradado da

área de estudo. Essa situação pode ser observada em vários pontos da bacia do Alto Rio Pardo, onde houve manejo incorreto da pastagem, ou por super-pastoreio ou por ausência de técnicas conservacionistas. Nessas condições, o solo encontra-se sem vegetação, com a camada de horizonte A erodida e a superfície compactada.

### **5.3.3 Delineamento experimental**

O modelo CHDM foi usado para simular o escoamento superficial que atinge o curso de água após passar por zonas tampão (mata ciliar ou ripária) de comprimentos variáveis. Assume-se aqui que quanto maior o tempo de retenção da água na zona tampão e menor o escoamento que atinge o curso de água, maior é a eficiência da mata ripária em reter a poluição difusa. Por outro lado, apesar de predominar na bacia o escoamento do tipo subsuperficial, uma vez que este é mais lento do que o superficial, pode-se assumir que a porção subsuperficial do fluxo também leva um tempo mais longo para atingir uma eficiência de remoção igual ou superior à obtida para as condições críticas simuladas em relação ao fluxo superficial.

A Figura 14 ilustra o delineamento experimental. Foram consideradas 11 parcelas com comprimento de 100 m e largura de 30 m cada. A primeira parcela representa a situação sem zona tampão (0 m), seguida por 10 parcelas acrescidas de 10 m de mata ripária cada em relação à situação anterior, até o comprimento máximo de 100 m. Julgou-se mais apropriado comparar a eficiência em reter o escoamento superficial com 11 parcelas de iguais dimensões, mas sem cobertura vegetal, funcionando como “testemunha”. Assim, comparou-se o escoamento gerado, por exemplo, em 120 metros (100 m de rampa com solo nu e 20 m de

mata ripária) ao escoamento gerado por 120 m de solo nu, já que há um pequeno aumento na infiltração à medida que a rampa se prolonga.

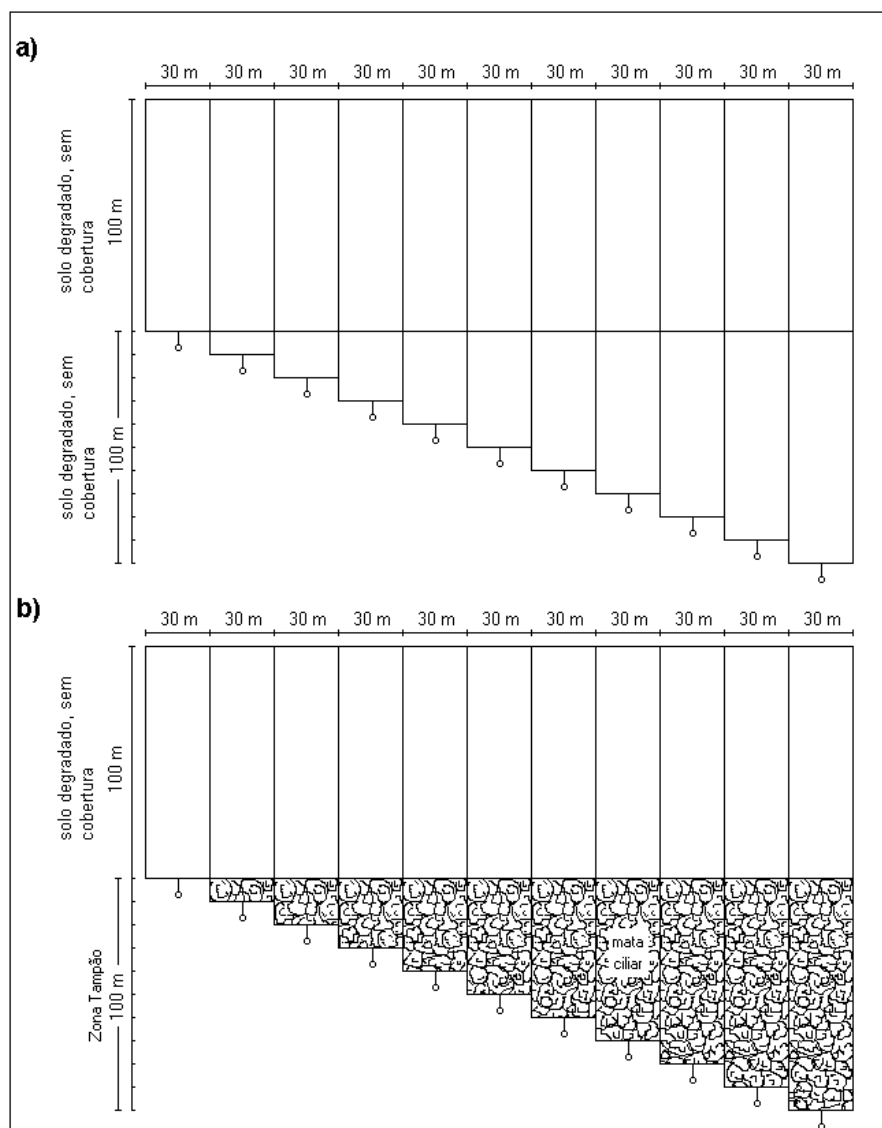


Figura 14 – Esquema do experimento simulado: a) “testemunha”; b) eficiência da mata ripária

Assim, o modelo CHDM foi usado para simular o escoamento superficial que atinge o curso de água após passar por zonas tampão (mata ciliar ou ripária) de comprimentos variáveis. Assumiu-se uma condição de degradação do solo Podzólico Vermelho-Amarelo, onde a pastagem é praticamente inexistente. Considerou-se importante

analisar a eficiência das zonas tampão em relação a precipitações correspondentes a seis diferentes tempos de retorno (1, 5, 10, 25, 50 e 100 anos). Como em geral as chuvas de maior intensidade (menor duração) são as responsáveis por danos maiores ao solo e pelo maior transporte de sedimentos e poluentes, foram simuladas precipitações de 30, 45 e 60 minutos de duração.

### 5.3.4 Dados de entrada

De acordo com Brakensiek & Rawls (1988), modelos distribuídos e baseados nos processos requerem dados de entrada teoricamente possíveis de serem obtidos através de medidas de campo ou de laboratório. Os Quadros 2 e 3 mostram os dados de campo (Zimback, 1998) relativos ao solo de interesse para simulação do escoamento superficial e eficiência da zona tampão.

Quadro 2 – Características físicas da unidade de solo Podzólico Vermelho Amarelo (PVd)\*

| HORIZONTE       |                      | Composição granulométrica da terra fina (%) |                             |                          |   |   | Porosidade   |
|-----------------|----------------------|---|-----------------------------|--------------------------|---|---|--------------|
| Símbolo         | Profundidade<br>(cm) | Areia Total<br>(2-0,05 mm)                  | Silte<br>(0,05-0,002<br>mm) | Argila<br>(<0,002<br>mm) | Densidade<br>do Solo<br>(kg/dm <sup>3</sup> ) | Densidade<br>de Partículas<br>(kg/dm <sup>3</sup> ) | Total<br>(%) |
| Ap              | 0-15                 | 75  | 6                           | 19                       | 1,42  | 2,65  | 46           |
| Bt <sub>2</sub> | 86-123+              | 58  | 13                          | 29                       | 1,39  | 2,65  | 48           |

\*Zimback (1998)

Quadro 3 - Características físicas da unidade de solo Podzólico Vermelho Amarelo (PVd),  
(continuação)\*

| Símbolo | Profundidade<br>(cm) | Matéria Orgânica<br>(g/kg) | Condutividade<br>Hidráulica<br>(m/s x 10 <sup>-6</sup> ) | Água Retida (%) em peso<br>0,033<br>1,5 (MPa)<br>(MPa) |
|---------|----------------------|----------------------------|--|--|
|---------|----------------------|----------------------------|--|--|

|                 |        |    |     |    |    |
|-----------------|--------|----|-----|----|----|
| Ap              | 0-15   | 42 | 7,2 | 22 | 12 |
| Bt <sub>2</sub> | 86-123 | 22 | 1,4 | 27 | 14 |

\*Zimback (1998)

É importante mencionar que, com base nos dados de solo apresentados, foi possível calcular quase todos os parâmetros (com exceção dos parâmetros G e SMAX) necessários para a simulação, descartando a utilização de dados de tabelas.

a) Declividade:

Adotou-se a declividade de 8% para a área do solo degradado e para a área de mata ciliar.

b) Solo:

Vários fatores do solo afetam o processo de infiltração. De acordo com Brakensiek & Rawls (1988), dentre esses fatores destacam-se propriedades físicas, morfológicas (e.g., estrutura, consistência, cor) e químicas.

As características físicas do solo que têm os maiores efeitos na infiltração são a densidade do solo, matéria orgânica e tipo de argila (ASCE, 1996). Estas propriedades estão intimamente relacionadas à estrutura e superfície específica do solo. À medida em que a densidade do solo aumenta, a porosidade e a infiltração diminuem. A matéria orgânica do solo, por sua vez, é inversamente proporcional à densidade, portanto, à medida em que a matéria orgânica aumenta, a infiltração aumenta.

Pelos motivos já expostos, adotou-se o solo Podzólico Vermelho Amarelo Distrófico Tb A moderado textura média fase floresta tropical subperenifólia relevo ondulado (Zimback, 1997).

Segundo Zimback\*, os valores para o solo PVd, quando degradado, são os encontrados para o horizonte Bt<sub>2</sub>. Na zona ripária, os valores equivalem aos encontrados no horizonte Ap desse mesmo solo (Quadro 2).

c) Umidade do solo:

Fatores como conteúdo de água no solo, capacidade de retenção de água e condutividade hidráulica afetam diretamente a capacidade de infiltração do solo. No modelo CHDM esses fatores são representados pelos parâmetros K<sub>s</sub>, G, POR, SMAX e SI.

O Quadro 4 mostra os valores dos parâmetros de infiltração adotados com base nos valores encontrados na área de estudo por Zimback (1998).

| Tipo de solo          | K <sub>s</sub> <sup>1</sup><br>(mm/h) | G <sup>2</sup> (mm) | POR/cm <sup>3</sup> de<br>solo <sup>3</sup> | SMAX <sup>4</sup> |
|-----------------------|---------------------------------------|---------------------|---|-------------------|
| PVd<br>degradado      | 5,4                                   | 196                 | 0,48  | 0,83              |
| PVd na zona<br>tampão | 25,7                                  | 127**               | 0,46  | 0,91              |

<sup>1</sup>K<sub>s</sub>: condutividade hidráulica saturada;

<sup>2</sup>G: capilaridade líquida efetiva; valores obtidos de Rawls et al. (1982), de acordo com o valor de K<sub>s</sub> da área de estudo;

<sup>3</sup>POR: porosidade do solo;

<sup>4</sup>SMAX: saturação máxima relativa; valores obtidos de Rawls et al. (1982), de acordo com a classe textural do solo obtida no triângulo textural (Lemos & Santos, 1996).

\* ZIMBACK, C.R.L. (Faculdade de Ciências Agrônômicas, UNESP). Comunicação pessoal, 1999.

Quanto maior o conteúdo inicial de água no solo, menor a taxa de infiltração e, portanto, maior o escoamento. Os valores de saturação relativa do solo (Quadro 5) foram calculados através da equação (6) para auxiliar na seleção de valores de saturação inicial (SI), (80% da capacidade de campo).

$$S = q/f \dots\dots\dots(6)$$

Onde,

S = saturação do solo;

$\theta$  = conteúdo volumétrico de água do solo ( $\theta$  = água retida x densidade do solo)

$\phi$  = porosidade;

Quadro 5 - Saturação relativa no Ponto de Murchamento Permanente e na Capacidade de Campo

| Condição do solo   | Ponto de Murchamento Permanente | Capacidade de Campo |
|--------------------|---------------------------------|---------------------|
| PVd degradado      | 0,41                            | 0,78                |
| PVd na zona tampão | 0,37                            | 0,68                |

Quadro 6 – Valores de saturação inicial do solo (SI)

| Condição do solo   | Saturação Inicial |
|--------------------|-------------------|
| PVd degradado      | 0,62              |
| PVd na zona tampão | 0,54              |

#### d) Cobertura superficial

A cobertura vegetal constitui um dos fatores que afeta o movimento da água através da interface ar-solo. Os parâmetros do CHDM que refletem o efeito da cobertura

vegetal são o coeficiente de rugosidade  $n$  de Manning e a condutividade hidráulica ( $K_s$ ). A vegetação também desempenha importante papel na interceptação das chuvas, parâmetro de entrada no arquivo de precipitação.

Engman (1986) estabeleceu valores de  $n$  para escoamento superficial sobre uma variedade de gramíneas e culturas, cujo valor máximo atinge 0,45 para gramínea (“*bluegrass sod*”). De acordo com Phillips (1989b), é bastante razoável que o piso de uma mata ripária, coberto por abundante matéria orgânica como folhas e troncos, tenha uma rugosidade equivalente à de uma gramínea densa ( $n=0,45$ ).

O Quadro 7 mostra os valores de rugosidade adotados para solo sem cobertura vegetal e na mata ripária.

Quadro 7 – Coeficientes de rugosidade de Manning recomendados para escoamento superficial (Engman, 1986)

| Cobertura vegetal            | Coeficiente de rugosidade $n$ de Manning |
|------------------------------|--|
| Solo em preparo, sem resíduo | 0,05                                     |
| Mata ripária                 | 0,45                                     |

Os valores de condutividade hidráulica do solo são afetados pela vegetação superficial. De acordo com Stone\*, é possível corrigir os valores de  $K_s$  levando-se em conta a percentagem de cobertura superficial da vegetação e a cobertura do seu dossel (Quadro 8), resolvendo a equação a seguir:

$$K_{s_m} = K_s * e^{0,009SC} * e^{0,0105CC} \dots\dots\dots(7)$$

Onde,

\* STONE, J. (U.S. Department of Agriculture/ARS). Comunicação pessoal, 1999.

$K_{sm} = K_s$  modificado;

SC = cobertura superficial (%);

CC = cobertura do dossel (%).

Quadro 8 – Valores de condutividade hidráulica ( $K_s$ ) baseados em dados de campo e corrigidos para vegetação

| Condição do solo | $K_s^*$<br>(mm/h) | $K_{sm}^{**}$<br>(mm/h) |
|------------------|-------------------|-------------------------|
| PVd degradado    | 5,4               | 25,4                    |

\*valores de  $K_s$  de acordo com dados de campo;

\*\*valor de  $K_s$  corrigido para mata ripária

O parâmetro interceptação por mata ciliar (Quadro 9) foi definido de acordo com a equação encontrada por Lima (1998):

$$I_c = 0,6679 * P_t^{(0,8021)} \dots\dots\dots(8)$$

Onde,

$I_c$  = interceptação (mm);

$P_t$  = precipitação total (mm)

#### e) Distribuição e intensidade das precipitações

Os escoamentos superficiais foram simulados para seis precipitações de magnitudes diferentes (períodos de retorno de 1, 5, 10, 25, 50 e 100 anos), com distribuição uniforme. A análise estatística das intensidades e precipitações máximas de Botucatu, SP (Leopoldo et al., 1989) forneceu uma expressão média, que relaciona intensidade–frequência–duração das precipitações para o local estudado:

$$i = 1,648 * T^{0,141} / (t + 12)^{0,866} \dots\dots\dots(9)$$

Onde:

$i$  = intensidade estimada, em mm/h;

$T$  = tempo de retorno, em anos;

$t$  = duração da precipitação, em minutos.

Os arquivos de precipitações no CHDM requerem a altura de chuva (mm). A partir dos valores calculados para intensidade, pode-se calcular a altura de uma chuva, usando a equação a seguir:

$$h = \left(\frac{i}{60}\right) * t \dots\dots\dots(10)$$

Onde:

$h$  = altura (mm);

$i$  = intensidade (mm/h);

$t$  = duração da chuva em minutos.

Quadro 9 – Valores para entrada nos arquivos de precipitações com duração de 30 minutos

| <b>Período de retorno (anos)</b> | <b>Intensidade (mm/h)</b> | <b>Altura (mm)</b> | <b>DINTR* interceptação (mm)</b> |
|----------------------------------|---------------------------|--------------------|----------------------------------|
| 1                                | 64,75                     | 32,37              | 10,86                            |
| 5                                | 81,24                     | 40,62              | 13,03                            |
| 10                               | 89,58                     | 44,79              | 14,1                             |
| 25                               | 101,94                    | 50,97              | 15,64                            |
| 50                               | 112,4                     | 56,1               | 16,89                            |
| 100                              | 123,94                    | 62,1               | 18,32                            |

\* Equação 8

Quadro 10 – Valores para entrada nos arquivos de precipitações com duração de 45 minutos

| <b>Período de retorno (anos)</b> | <b>Intensidade (mm/h)</b> | <b>Altura (mm)</b> | <b>DINTR* interceptação (mm)</b> |
|----------------------------------|---------------------------|--------------------|----------------------------------|
| 1                                | 49,7                      | 37,28              | 12,17                            |
| 5                                | 62,36                     | 46,77              | 14,59                            |
| 10                               | 68,77                     | 51,58              | 15,79                            |
| 25                               | 78,25                     | 58,69              | 17,51                            |
| 50                               | 86,28                     | 64,69              | 18,93                            |
| 100                              | 95,14                     | 71,36              | 20,48                            |

\* Equação 8

Quadro 11 – Valores para entrada nos arquivos de precipitações com duração de 60 minutos

| <b>Período de retorno (anos)</b> | <b>Intensidade (mm/h)</b> | <b>Altura (mm)</b> | <b>DINTR* interceptação (mm)</b> |
|----------------------------------|---------------------------|--------------------|----------------------------------|
| 1                                | 40,6                      | 40,6               | 13,03                            |
| 5                                | 50,94                     | 50,94              | 15,63                            |
| 10                               | 56,17                     | 56,17              | 16,9                             |
| 25                               | 63,92                     | 63,92              | 18,75                            |
| 50                               | 70,48                     | 70,48              | 20,28                            |
| 100                              | 77,72                     | 77,72              | 21,93                            |

\* Equação 8

#### 5.4 Banco de dados digital para aplicação dos modelos

As maiores dificuldades na implementação do modelo de Phillips (1989) consistem na sua representação cartográfica. Como o modelo requer dados de solo e

topografia numa área considerável, a quantidade de dados e as tarefas (como cálculo de declividades e mapeamento das largas variáveis) consumiriam muito tempo e poderiam incorrer em maior número de erros se efetuadas manualmente. Sendo assim, como peça fundamental para o tratamento e análise dos dados da área, utilizou-se um Sistema de Informações Geográficas, o *software* IDRISI32, para sistema Windows, elaborado pelo Departamento de Geografia da Clark University, Massachusetts, Estados Unidos.

Um Sistema de Informações Geográficas (SIG) foi definido por Worboys (1997) como “um sistema de informação computacional que permite a captura, modelagem, manipulação, recuperação, análise e apresentação de dados referenciados geograficamente”.

A utilização de um SIG é plenamente justificável pela rapidez e precisão na realização de tarefas como a geração de modelo de elevação digital, carta clinográfica, carta de comprimento de rampas, obtenção de uso do solo, etc., além da completa integração com o modelo hidrológico.

#### **5.4.1 Dados de entrada para aplicação do modelo de tempo de detenção (Phillips, 1989a)**

Para avaliação e delineamento da largura de zona tampão mais eficiente, o banco digital no SIG deve conter 4 camadas (itens a-e), referentes a cada um dos parâmetros usados na equação:

- a) valores de condutividade hidráulica saturada para cada tipo de solo;
- b) declividade;
- c) valores de  $n$  de Manning para os tipos de cobertura vegetal;

d) parâmetro C (capacidade de armazenamento de água do solo).

#### **5.4.1.1 Entrada de dados**

A operação de um sistema de informações inclui a aquisição e reunião de dados, seu processamento, armazenamento e manutenção; recuperação, análise e disseminação (Dale & McLaughlin, 1988).

Segundo Quintanilha (1995), os maiores problemas de caráter geral a serem enfrentados para a criação da base de dados consiste (a) na transformação dos dados no formato analógico para o digital, (b) padronização dos dados oriundos de documentos gráficos, já no formato digital e (c) manter a fidedignidade e qualidade dos produtos que os geraram.

Deve-se ressaltar que a qualidade dos resultados é diretamente proporcional à qualidade dos dados de entrada. Deu-se prioridade aos dados de mapeamentos mais detalhados e a dados obtidos no campo.

#### *Topografia e rede de drenagem*

Tendo em vista a área de estudo, os equipamentos disponíveis e a qualidade desejada, optou-se pela entrada de dados via mesa digitalizadora, através do *software* TOSCA, versão 2.12. Foram digitalizadas as curvas de nível e a rede de drenagem na escala 1:10.000, já que essa escala oferece grande nível de detalhamento. Observou-se que para os propósitos pretendidos muitos cursos de água e muitos detalhes das curvas de nível

seriam perdidos na escala 1:50.000. Foram digitalizadas as seguintes cartas topográficas do IBGE (1:10.000):

- \* Fazenda Boa Vista Pedite - SF-22-Z-D-III-1-NO-E;
- \* Fazenda Santa Bárbara - SF-22-Z-D-III-1-NO-F;
- \* Bairro do Óleo - SF-22-Z-D-III-1-NE-E;
- \* Fazenda São José - SF-22-E-D-III-1-NO-C;
- \* Fazenda Três Barras - SF-22-Z-D-III-1-NO-D;
- \* Pardinho - SF-22-Z-D-III-1-NE-C;
- \* Fazenda Quatro Meninos - SF-22-Z-D-III-1-NO-A;
- \* Fazenda Monjolão - SF-22-Z-D-III-1-NO-B;
- \* Bairro Roseira da Serra - SF-22-Z-III-1-NE-A;
- \* Fazenda Albelina - SF-22-Z-B-VI-3-SO-E;
- \* Recanto Zodíaco - SF-22-Z-B-VI-3-SO-F;
- \* Fazenda Santa Rosa 1- SF-22-Z-B-VI-3-SE-E.

Os arquivos vetores das cartas topográficas, foram então convertidos em raster pelos módulos Initial e Lineras.

#### *Geração do Modelo de Elevação Digital*

Os dados de entrada referentes à topografia da área de estudo correspondem às curvas de nível (isolinhas). No entanto, na forma que se apresentam, as isolinhas não permitem a análise em todos os pontos da área de estudo. Para isso, é necessária a geração de uma superfície com valores que variam continuamente no espaço, cujo valor num ponto depende dos valores vizinhos (Eastman, 1999). O processo de preenchimento das lacunas entre os pontos de amostragem (no caso, isolinhas), é chamado de interpolação.

Há uma grande variedade de técnicas que podem realizar a interpolação, mas a dificuldade está em escolher qual a técnica que melhor reproduz a superfície real (Caruso & Quarta, 1998). Tal escolha depende do tipo de modelagem de superfície que se deseja produzir e dos dados disponíveis. O mérito relativo de um método depende das características dos dados de entrada e do contexto no qual a modelagem será usada.

O IDRISI32 oferece duas possibilidades de interpolação para isolinhas: interpolação linear (Módulo Intercon) e triangulação de Delaunay (Módulo TIN). A interpolação linear de isolinhas pode gerar algumas superfícies indesejáveis. Formas de estrela podem aparecer, particularmente nos picos das superfícies. Um filtro médio pode reduzir um pouco esse efeito, mas não removê-lo totalmente. Os topos das vertentes e fundos de vales podem parecer planos, com o valor da curva de nível mais próxima. A triangulação por TIN pode produzir um modelo de superfície melhor (Eastman, 1999), mas aumenta em muito o tempo de processamento. A interpolação por TIN da área de estudo, devido principalmente à quantidade de pontos por linha (dados de entrada na escala 1:10.000), tornou-se completamente inviável devido ao tempo de processamento, ou ainda pela memória do processador utilizado. Dessa forma, seguiu-se a recomendação de Eastman (1999), interpolando-se com o módulo Intercon e suavizando o resultado com filtro médio.

A resolução espacial é um aspecto muito importante na geração e aplicação dos Modelos de Elevação Digital. Resoluções espaciais entre 5 e 50 metros são as mais indicadas para modelagem hidrológica distribuída (Beven & Binley, 1992) e para a análise das propriedades do solo (Gessler et al., 1995), assim, manteve-se a resolução espacial de 10 metros, devido à necessidade de detalhamento das larguras de mata ripária.

### *Carta clinográfica*

Utilizando-se do Modelo de Elevação Digital gerado, procedeu-se à produção da carta clinográfica, através do módulo Surface. No IDRISI, os valores de uma imagem de declividades refletem a declividade máxima encontrada em torno de cada pixel nas quatro direções (norte, sul, leste e oeste). Somente esses 4 pixels vizinhos são levados em conta. Optou-se pela carta clinográfica expressa em percentagem, onde:

$$Decl. = 100 * \left( \frac{\partial z}{\partial x} \right) \dots \dots \dots (12)$$

Decl = declividade (%);

$\partial z$  = variação em elevação (m);

$\partial x$  = variação em distância (m)

### *Solos*

Como os dados de solos necessários para os modelos só abrangiam parte da bacia do Alto Rio Pardo, optou-se por delimitar a área de estudo em função de tais dados (Zimback, 1998). Assim, o mapa semi-detalhado (1:10.000) foi digitalizado através do *software* TOSCA versão 2.12. Posteriormente, o arquivo vetor foi convertido em raster pelos módulos Initial e Polyras, com resolução de 10 metros.

Criou-se também um banco de dados alfa-numérico no IDRISI, através do Sistema Gerenciador de Banco de Dados, onde as informações para cada entidade são conhecidas como registros que, por sua vez, são formados por atributos que caracterizam cada entidade. Assim, o banco de dados de solos consiste de registros para cada horizonte de cada unidade de solo relativos às características físicas e químicas, como composição

granulométrica da terra fina, densidade do solo e de partículas, porosidade, pH, cátions trocáveis, acidez extraível, CTC, matéria orgânica, condutividade hidráulica, retenção de água, etc.

No IDRISI, o módulo Database Workshop permite a criação, edição e análise de arquivos de banco de dados. Através desse módulo é possível armazenar e gerenciar informações, calcular equações, encontrar registros, relacionar o banco de dados ao mapa que está sendo mostrado, exportar e importar valores, etc.

#### *Condutividade hidráulica saturada do solo (parâmetro $K_s$ )*

Através do módulo Database Workshop, estabeleceu-se uma relação entre dados de condutividade hidráulica e o mapa de solos. A exportação de tais valores permitiu a formação de uma imagem raster com os valores de condutividade hidráulica para cada unidade de solo.

#### *Capacidade de armazenamento de água disponível (parâmetro $C$ )*

De acordo com Phillips (1989b), os valores de  $C$  são determinados multiplicando-se a capacidade de água disponível de cada horizonte pela espessura do horizonte do solo acima de uma camada confinada. Para o objetivo de delineamentos de zonas tampão para qualidade da água, somente aquela porção do perfil acima do lençol freático na sua posição mais alta deve ser usada para computar  $C$ .

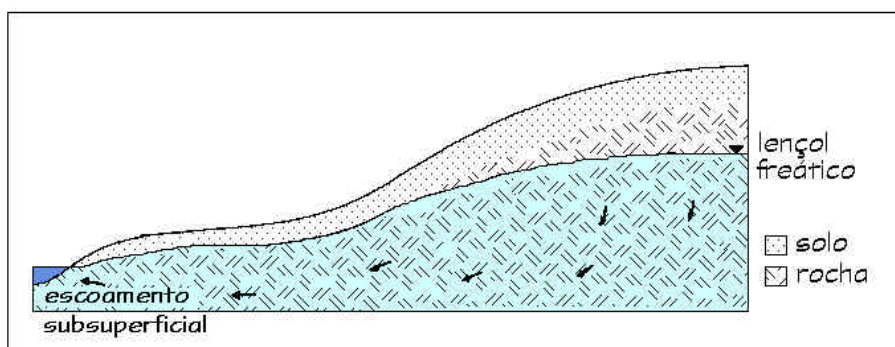
Apesar de simples, o cálculo de  $C$  requer um dado raramente disponível nos levantamentos de solos no Brasil. Em geral, tem-se a espessura de cada horizonte, mas não a profundidade do solo até o lençol freático. Segundo Heath (1989), o lençol freático é a superfície das condições saturadas, abaixo da qual todos os poros e espaços no solo, sedimento ou rocha são completamente preenchidos por água. O monitoramento de poços é o único método de observação direta da água subterrânea. A geração de mapas de lençol freático é uma prática bem aceita nas investigações em água subterrânea. O lençol freático é medido numa rede de poços e uma superfície é interpolada entre os pontos medidos. Entretanto, essa prática funciona somente se a área investigada for pequena ou muitos pontos estiverem disponíveis. As técnicas para mapeamento do lençol freático sobre áreas grandes, onde as medidas são esparsas e oportunistas, ainda não estão bem estabelecidas.

Qualquer representação espacial da água subterrânea requer modelos de algum tipo para generalizar os pontos medidos no espaço e no tempo. Embora o lençol freático seja uma réplica suavizada da topografia (Figura 15) a relação entre essas duas superfícies não é simples, mas sujeita às condições ambientais dinâmica e estática e processos que afetam a taxa na qual a água entra e deixa a zona saturada. O nível do lençol freático não é estático nem plano, mas uma resposta ao clima, vegetação, geomorfologia e geologia.

Várias técnicas têm sido usados para mapeamento do lençol freático. Entre elas destacam-se a modelagem determinística, modelagem numérica e modelagem estatística. A modelagem estatística pode considerar mais da variabilidade espacial na profundidade média do lençol freático do que é geralmente possível com modelos determinísticos. Além disso, modelos estatísticos também são mais compatíveis e simples de

implementar num SIG raster. Dessa forma, optou-se pela modelagem estatística para a representação espacial da profundidade do lençol freático na área de estudo.

a)



b)

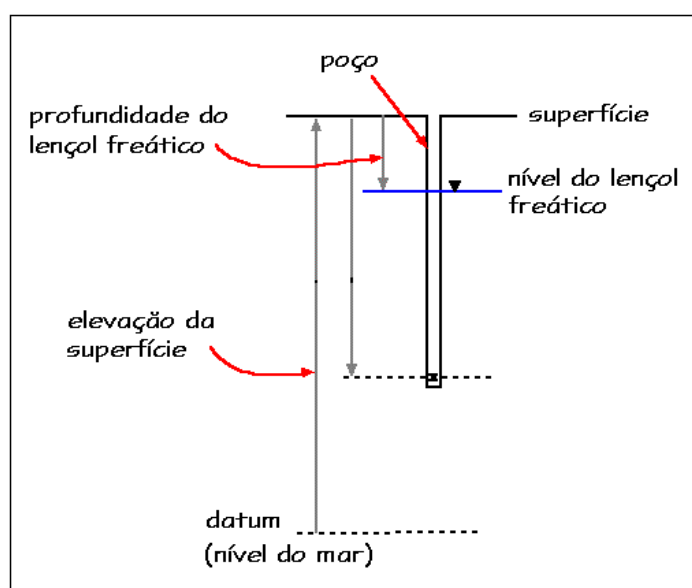


Figura 15 – a) Lençol freático em relação à topografia; b) Posição do lençol freático

O desenvolvimento de modelos estatísticos para o mapeamento do lençol freático começou com as relações conceituais entre a profundidade do lençol freático,

as variáveis respostas e outras características mapeáveis ou as variáveis explanatórias. Na área de estudo, tentou-se relacionar profundidade do lençol à distância dos rios, à elevação em relação ao nível do mar e às características dos solos (textura e porosidade). Para isso, foram coletados dados de profundidade do lençol, através de medidas dos poços (não-artesianos) disponíveis na área de estudo, assim como as coordenadas UTM de cada poço (Figura 16), através de GPS (marca GPS II Garmin, modelo XL45).

Com a localização das coordenadas dos poços no SIG e cartas topográficas na escala 1:10.000, pode-se estimar dados de distância à rede de drenagem, assim como características médias do solo (textura e porosidade), disponíveis no banco de dados. Com esses valores realizou-se uma análise estatística para verificar a dependência entre as variáveis. Os resultados mostraram que a relação entre a profundidade do lençol e a distância da rede de drenagem pode ser definida por:

$$prof = 14,0722866e^{(-e^{(0,8702206-2,9972467dist)})} \dots\dots\dots(13)$$

Onde,

*prof* = profundidade do lençol freático, em metros;

*dist* = distância da rede de drenagem (km)

Com a equação (13) e o mapa de distâncias da rede de drenagem, obtido através do módulo Distance, modelou-se a profundidade do lençol freático para todos os pontos da área de estudo. A capacidade de água disponível (C), é dada por:

$$C = (CC - PMP) \times Da \times H / 100 \dots\dots\dots(14)$$

Onde,

CC = capacidade de campo (tensão 0,033 MPa);

PMP = ponto de murchamento permanente (tensão 1,5 MPa)

H = espessura do horizonte obtida através de modelagem (cm)

Da = densidade aparente

É importante destacar que, devido à ausência de dados para profundidade além da medida pelo levantamento de solos, foram utilizados valores médios dos horizontes para o cálculo de C.

Tem que se reconhecer que o cálculo do parâmetro C aqui apresentado é susceptível a incertezas devido à uma única medida do nível do lençol freático e à modelagem. No entanto, a medida obtida dos poços correspondeu ao nível médio da água encontrado pelos proprietários rurais. Apesar de empírica, tal informação não deve ser desconsiderada, já que os usuários sabem quando há uma anormalidade, seja num período de seca, seja em período muito chuvoso.

#### *Uso do solo (parâmetro n)*

O parâmetro  $n$  (coeficiente de rugosidade de Manning) requer o mapeamento do uso do solo atual. Como o último vôo aerofotogramétrico da área de estudo data de 1972, optou-se por utilizar imagens de satélite Landsat TM-5 da passagem de 08/06/1997, bandas 3 (0,63 – 0,69  $\mu\text{m}$ ), 4 (0,76 – 0,90  $\mu\text{m}$ ) e 5 (1,55 – 1,75  $\mu\text{m}$ ), da órbita 220, ponto 76, quadrante A para serem analisadas no Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas (SPRING).

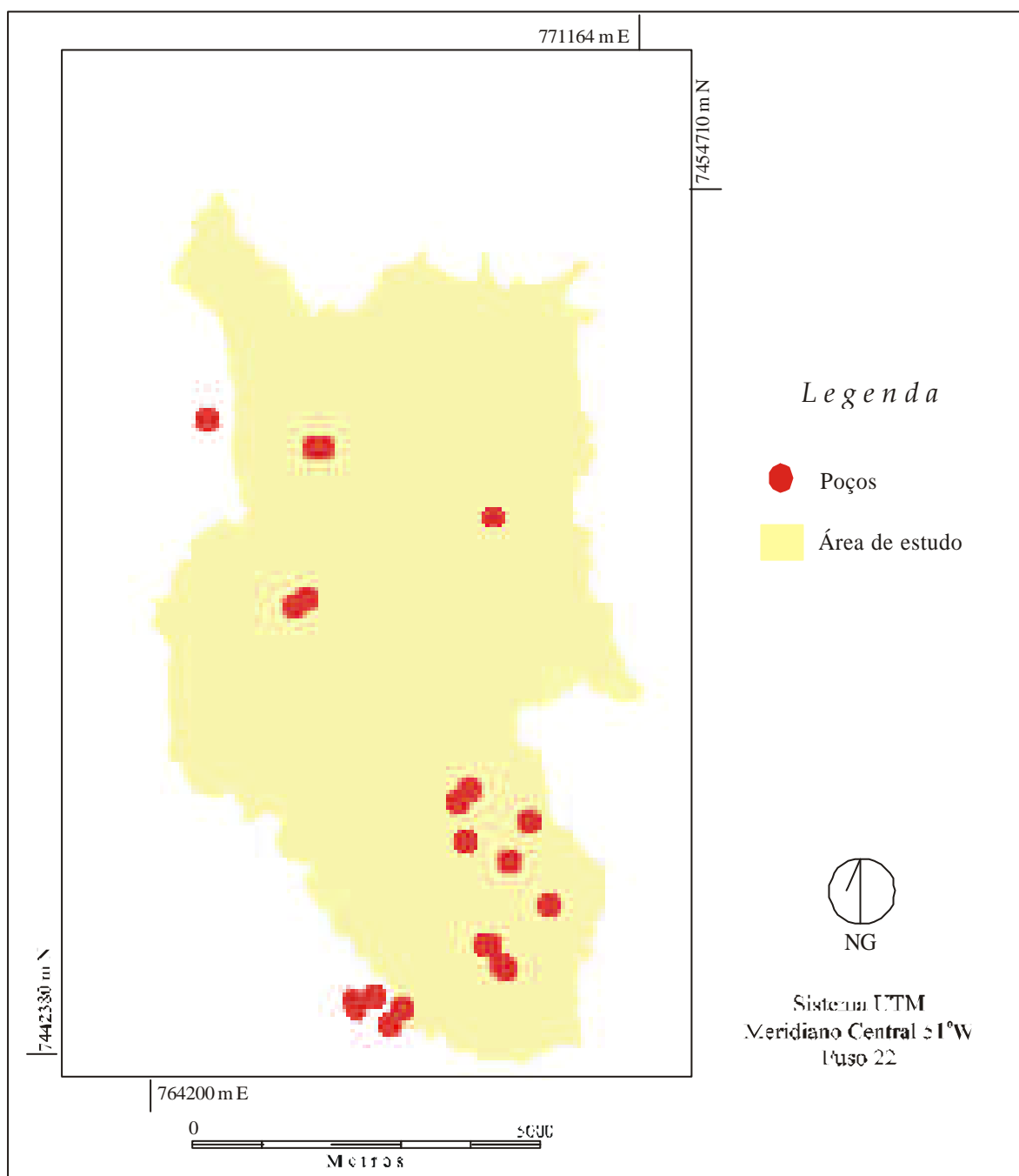


Figura 16 – Localização dos poços medidos

A desvantagem principal desse tipo de dado ainda é a resolução espacial. Embora já existam sensores capazes de detectar a reflectância com resolução

espacial melhor (e.g., Ikonos), tal tecnologia ainda não estava disponível na fase de aquisição das imagens de satélite no início desse estudo.

### Classificação supervisionada

No SPRING, foi criado um banco de dados, contendo os planos de informação para as categorias imagem e mapeamento temático representando as bandas espectrais e temas de interesse, respectivamente.

As imagens importadas foram georreferenciadas de acordo com os dados de cartas topográficas e das imagens de satélite do banco de dados do IDRISI.

As três bandas, assim como a composição colorida foram importadas no SPRING e georreferenciadas para geração do modelo de mistura. O modelo linear de mistura espectral visa estimar a proporção dos componentes como solo, vegetação e sombra, para cada pixel, a partir da resposta espectral nas 3 bandas utilizadas, gerando as imagens fração solo, vegetação e sombra (Shimabukuru & Smith, 1991). O modelo de mistura espectral pode ser escrito como (Shimabukuru et al., 1997):

$$r_i = a * vege_i + b * solo_i + c * sombra_i + e_i \dots\dots\dots(15)$$

Onde,

$r_i$  = resposta do pixel na banda  $i$ ;

$a, b, c$  = proporções de vegetação, solo e sombra (ou água), respectivamente;

$vege_i, solo_i, sombra_i$  = respostas espectrais das componentes vegetação, solo e sombra (ou água), respectivamente;

$e_i$  é o erro na banda  $i$ ;

$i$  é a banda do TM

Utilizando-se o método dos mínimos quadrados, foram geradas 3 bandas sintéticas representando a proporção de vegetação, de solo e de sombra existente em cada pixel da imagem. Das três bandas sintéticas geradas, usou-se uma composição das imagens fração sombra, vegetação e solo.

Segundo INPE-DPI (1996), a segmentação de imagem é uma técnica de agrupamento de dados, na qual somente as regiões espacialmente adjacentes podem ser agrupadas. O procedimento de segmentação seguiu a metodologia recomendada por Shimabukuru et al. (1997). Definiu-se o limiar de área como de 3 pixels, ou seja, a área mínima mapeável na segmentação equivale a 0,27 ha no terreno, por ser considerado neste trabalho como o número mínimo de pixels capaz de gerar um número máximo de segmentos com significado mapeável.

Em seguida, utilizou-se o classificador ISOSEG, algoritmo disponível no SPRING, para classificar regiões de uma imagem segmentada, com limiar de aceitação de 90%. Após a classificação, os temas foram associados às 5 classes de interesse.

A imagem classificada foi então importada no IDRISI e georreferenciada. Em seguida, a imagem foi expandida para resolução de 10 metros, através do módulo Expand.

É importante ressaltar que as áreas urbanas foram excluídas das classificações com o objetivo de aumentar o desempenho do classificador, pois apresentaram respostas espectrais similares aos alvos de interesse da área agrícola. O limite da área urbana foi digitalizado por meio de interpretação visual da imagem na tela do computador; posteriormente, os polígonos resultantes foram rasterizados e utilizados como máscara binária.

Obviamente, no processo de avaliação da exatidão do mapeamento, não foram computados os pontos amostrais que porventura caíram na área urbana.

### Exatidão do mapeamento

Geralmente, a última etapa de uma classificação envolve uma avaliação da exatidão do mapeamento. Tal avaliação pode ser feita através da geração de pontos aleatórios no mapa para serem verificados no campo.

Congalton (1988) comparou diferentes esquemas de amostragem para determinar a exatidão do mapeamento de várias coberturas, usando dados do sensor MSS/Landsat. Os resultados indicaram um bom desempenho para a amostragem aleatória estratificada, que deve ser usada especialmente quando se pretende que áreas pequenas, mas importantes na população, sejam representadas. Como as técnicas de amostragem produzem resultados de exatidão muito diferentes medidos através do coeficiente Kappa, deve-se sempre mencionar a estratégia de amostragem utilizada.

Eastman (1999) recomenda a amostragem aleatória estratificada, cujo cálculo do tamanho amostral segue a equação (16):

$$n = z^2 pq / e^2 \dots\dots\dots(16)$$

Onde,

$z$  é o valor da função de distribuição acumulada da normal padrão relativo a uma área igual a  $1-\alpha/2$ ;

$e$  é o erro máximo de estimativa desejado;

$p$  é a exatidão de classificação mínima desejada para o mapa;

$q = 1-p$

A definição do intervalo de confiança e exatidão mínima desejada para o mapeamento seguiu as recomendações de Aronoff (1982). Assim, adotou-se intervalo de confiança de 95%, exatidão mínima desejada de 85% e um erro máximo de estimativa de 0,05, resultando num tamanho mínimo de 196 unidades amostrais.

Uma das técnicas para a estimativa de exatidão da classificação utiliza-se da matriz de erro (Congalton, 1991), que sintetiza a exatidão de uma classificação de uma amostra de dados de campo.

O primeiro passo consistiu na geração de pontos de amostragem aleatoriamente estratificados, através do módulo SAMPLE, que foram verificados (através de informações de campo e da Casa da Agricultura de Pardinho) para confirmação do tipo de uso. Em seguida, criou-se um arquivo de valores relacionando os pontos amostrais à verdade terrestre através do Sistema de Gerenciamento de Banco de Dados no IDRISI. O arquivo de valores foi então exportado e criou-se uma imagem raster dos pontos amostrais com a verdade terrestre. O módulo ERRMAT analisou estatisticamente a classificação supervisionada confrontando-a com os pontos de campo, fornecendo uma matriz de erros e o índice Kappa geral e por categoria.

Na matriz de erro, o erro de omissão indica a probabilidade de uma unidade amostral de referência estar corretamente classificada e o erro de inclusão representa a probabilidade que um pixel classificado no mapa, represente a categoria no terreno. Erros de inclusão ocorrem quando um ponto é identificado como da classe A, quando na realidade pertence a outra classe, enquanto que os erros de omissão ocorrem quando um ponto é identificado como pertencente a outra categoria, quando, na realidade, é membro da classe A.

Quadro 12 – Exemplo de matriz de erro

|                   |                 | Verdade Terrestre |    |      |      |       |                  |
|-------------------|-----------------|-------------------|----|------|------|-------|------------------|
|                   |                 | A                 | B  | C    | D    | Total | Erro de inclusão |
| Mapa<br>de<br>Uso | A               | 24                | 0  | 0    | 3    | 27    | 0.11             |
|                   | B               | 3                 | 36 | 16   | 0    | 55    | 0.35             |
|                   | C               | 0                 | 0  | 28   | 0    | 28    | 0                |
|                   | D               | 2                 | 0  | 0    | 14   | 16    | 0.12             |
|                   | Total           | 29                | 36 | 44   | 17   | 126   |                  |
|                   | Erro de omissão | 0.17              | 0  | 0.36 | 0.18 |       | 0.19             |

A partir da matriz de erro pode-se utilizar técnicas de análise multivariada para determinar a concordância entre o mapeamento e a verdade de campo (Bishop et al., 1975), já que são técnicas apropriadas ao tratamento de dados de natureza discreta (não contínua) e, encontram-se distribuídos multinomialmente. O Índice Kappa é uma forma de testar se as diferenças em duas imagens são devido a chance ou se realmente discordam. O IDRISI calcula o Índice Kappa por categoria e para a imagem toda. A estatística Kappa é calculada de acordo com Lillesand & Kiefer (1994):

$$\hat{k} = \frac{N \sum_{i=1}^r n_{ii} - \sum_{i=1}^r (n_{i+} * n_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (n_{i+} * n_{+i})} \dots\dots\dots(17)$$

Onde,

r = dimensão da matriz quadrada;

$n_{ii}$  = número de observações na linha i;

$n_{i+}$  = total marginal da linha i

$n_{+i}$  = total marginal da coluna i

$N$  = número total de pixels amostrados

De forma computacional o IDRISI calcula o Kappa geral através do módulo ERRMAT, como:

$$K = \frac{P_0 - P_e}{1 - P_e} \dots\dots\dots(18)$$

Onde,

$P_0$  = representa a exatidão geral da classificação (soma da coluna diagonal da matriz dividida pelo número total de pixels amostrados);

$$P_e = \sum p_{i+} p_{+i} \dots\dots\dots(19)$$

$p_{i+}$  e  $p_{+i}$  = proporções marginais da linha  $i$  e da coluna  $i$ , respectivamente

O IDRISI também calcula o coeficiente Kappa para medir a exatidão de categorias individuais sendo denominado de Kappa condicional, de acordo com o algoritmo introduzido em sensoriamento remoto por Rosenfield & Fitzpatrick-Lins (1986):

$$\hat{k}_i = \frac{Nn_{ii} - n_{i+}n_{+i}}{Nn_{+i} - n_{i+}n_{+i}} \dots\dots\dots(20)$$

Alguns autores (Caldeira, 1994; Carrilho, 1996; Ortiz et al., 1997; Ippoliti-Ramilo, 1999) basearam-se numa tabela proposta por Landis & Koch (1977) para a avaliação dos valores obtidos de Kappa. Assim, os valores de  $K$  encontrados, foram julgados de acordo com o Quadro 13.

Segundo Ippoliti-Ramilo (1999), as ressalvas ao uso dessa tabela para os dados de sensoriamento remoto estão relacionadas à divisão arbitrária dos valores do coeficiente Kappa, e ao fato dela ter sido desenvolvida para a análise de diagnósticos clínicos.

Quadro 13 – Qualidade da classificação associada aos valores da estatística Kappa

| <b>Valor de Kappa</b> | <b>Qualidade da classificação</b> |
|-----------------------|-----------------------------------|
| <0,00                 | Péssima                           |
| 0,00 – 0,20           | Ruim                              |
| 0,20 – 0,40           | Razoável                          |
| 0,40 – 0,60           | Boa                               |
| 0,60 – 0,80           | Muito boa                         |
| 0,80 – 1,00           | Excelente                         |

Através do módulo Database Workshop, foi possível relacionar os valores de coeficiente de rugosidade ( $n$ ) de Manning sugeridos por Engman (1986) ao mapa de uso do solo e exportar tais valores, formando uma imagem raster com os valores de  $n$  para cada classe de uso.

Quadro 14 – Valores do coeficiente  $n$  de Manning para cada tipo de uso

| <b>Uso do solo</b> | <b>Valor de <math>n^*</math></b> |
|--------------------|----------------------------------|
| Pastagem           | 0,13                             |
| Culturas           | 0,05                             |
| Mata               | 0,45                             |
| Várzea             | 0,08                             |
| Área urbana        | 0,01                             |

\* de acordo com Engman (1986)

### 5.5 Integração do Modelo de Phillips (1989) no SIG

Uma vez pronto o banco de dados, com todas as camadas necessárias, resolveu-se a equação de Phillips para encontrar o valor da largura de zona tampão eficiente, em metros, como o sugerido por Xiang (1993), através do módulo Image Calculator:

$$L_p = p^{0.5} L_r \left[ \left( \frac{n_r}{n_b} \right)^{0.6} \left( \frac{K_r}{K_b} \right)^{0.4} \left( \frac{s_r}{s_b} \right)^{-0.7} \left( \frac{C_r}{C_b} \right) \right]^{0.5} \dots\dots\dots(21)$$

Onde,

$L_p$  = largura apropriada em metros para cada pixel que deveria ser estabelecida para atingir a eficiência  $p$ ;

$p$  = eficiência esperada para a largura de referência, obtida através de simulação com o CHDM

A representação gráfica do mapeamento das larguras variáveis seguiu a metodologia proposta por Xiang (1996), que pode ser usada em vários estudos que necessitem representar *buffers* variáveis, tais como, *buffers* para proteção de impacto sonoro, visual, de atividades rurais ou urbanas. Em geral, *buffers* são gerados com mesma largura em ambos os lados de um rio, ou de qualquer outra área que se deseja proteção. Dessa forma, é difícil representar variações assimétricas, especialmente para dados vetoriais. Por outro lado, esse problema pode ser prontamente solucionado num ambiente raster. Isso ocorre principalmente porque dados em estrutura raster normalmente fornecem uma representação flexível mais exata da variabilidade espacial em superfícies contínuas (Xiang, 1996). A função-b é uma função de distância ponderada que designa os limites das células com base na contribuição cumulativa à eficiência do *buffer*. Para implementar a função-b no SIG, foram utilizados os módulos Scalar e Costdistance.

Como a legislação brasileira requer um mínimo de 30 metros de vegetação natural em torno dos corpos de água e raio de 50 metros nas cabeceiras de drenagem, criou-se uma imagem *booleana* com esses valores, para sobrepô-la à imagem obtida, a fim de analisar quais áreas seriam de prioridade para uma recomposição mais imediata da mata ripária.

## **6. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

No momento atual, quando se discute no Brasil a importância e a possível utilização das APP's que, em geral, já não são respeitadas ou ainda, não foram recuperadas desde a regulamentação do Código Florestal Brasileiro de 1965, um estudo sobre a eficiência das matas ripárias no controle da qualidade da água dos rios e sobre a política de mapeamento das larguras mínimas, pode em muito contribuir para tal discussão. Nesse sentido, os resultados e a discussão serão apresentados aqui de forma a contribuir para a compreensão dos aspectos científicos da eficiência das matas ripárias na área de estudo, assim como da viabilidade e limites práticos de sua restauração.

### **6.1 Parâmetros da zona tampão de referência**

De acordo com a metodologia proposta para aplicação do modelo hidrológico de Phillips (1989), o primeiro passo foi a geração das eficiências das diferentes larguras da mata ripária em reter o escoamento superficial e reduzir o pico do escoamento com o CHDM.

Mais uma vez, deve-se ressaltar que as condições simuladas corresponderam à situação mais crítica da área de estudo, mas aonde, de acordo com Coelho Netto (1995), Lima & Zakia (2000) e Hornberger et al. (1998), predomina o escoamento superficial e, portanto, situação condizente com a aplicação do modelo CHDM. Em áreas onde as condições de infiltração são melhores, é improvável que predomine esse tipo de escoamento, mas os resultados aqui encontrados funcionam como limiar mínimo de eficiência

em áreas onde predomina o escoamento subsuperficial. Assim, os dados do CHDM foram obtidos com a principal finalidade de avaliar as eficiências das matas ripárias nas áreas mais críticas, para entrar, posteriormente, como valor de referência nos modelos hidráulico e de tempo de detenção.

Foram simuladas condições para chuvas dos 6 diferentes períodos de retorno, com duração de 30, 45 e 60 minutos, para vertentes de 100 metros, com acréscimos de mata ripária de até o máximo de 100 m (como pode ser visto na Figura 15). O CHDM fornece o volume ( $m^3$ ) e o volume por unidade de área (mm) do escoamento que atinge o último plano, assim como a infiltração total resultante de uma dada precipitação. Os valores obtidos podem ser observados nos Quadros 15 a 32.

Com esses dados foi possível calcular a eficiência de cada largura em reter o escoamento em relação às parcelas sem zona tampão. Os resultados foram plotados de acordo com a eficiência da mata ripária em reduzir o escoamento superficial (Figuras 17, 19 e 21) e o pico do escoamento (Figuras 18, 20 e 22), em relação às diferentes larguras.

Assim como na equação derivada por Wong & McCuen (1982) para determinar larguras eficientes de zona tampão em relação ao transporte de sedimentos, que depende da energia e volume do fluxo, também com o CHDM foram encontradas relações não-lineares entre largura e percentual de retenção do escoamento. Observa-se que, a partir de um ponto, os ganhos em eficiência não correspondem ao incremento em largura da mata. Ou seja, existe um ponto a partir do qual para pequenos acréscimos em eficiência são necessárias larguras irrealisticamente grandes. Comportamento também encontrado para a redução de sedimentos no experimento de McKague et al. (1996).

Considerando-se todas as simulações, as eficiências máximas obtidas corresponderam a 96,59% para o escoamento superficial e 90,18% para o pico do escoamento, com uma zona tampão de 100 m, para uma precipitação de tempo de retorno de 1 ano e duração de 60 minutos (Quadro 28). As eficiências mínimas atingiram 7,33% e 4,51%, respectivamente, para escoamento superficial e pico do escoamento, para precipitação de intensidade de 100 anos de retorno, com duração de 30 minutos e zona tampão de 10 metros (Quadro 21). A largura de 30 m, estabelecida como mínima para rios de até 10 metros de largura pelo Código Florestal Brasileiro, atingiu as eficiências máximas de 46,52% para o escoamento e 32,40% para o pico do escoamento (Quadro 28).

Observa-se, também, que à medida que a duração da chuva aumenta, as eficiências de retenção aumentam ligeiramente. Uma zona tampão de 100 m reduziria em 93,18% o escoamento superficial para precipitação de 1 ano de retorno e 45 minutos de duração e 96,59% para precipitação de 1 ano de retorno com duração de 60 minutos. Para as mesmas condições, o pico do escoamento seria reduzido em 87,41% para 45 minutos e 90,18% para 60 minutos. Para a largura de 30 m, seria atingida uma retenção de 42,99%, 29,52% e 46,52%, 32,4% para o escoamento e o pico do escoamento, respectivamente, para 45 e 60 minutos de duração.

Quadro 15 - Resultados das simulações para precipitações com intensidades para tempo de retorno de 1 ano, 30 minutos de duração e rampa de 100 m

| Largura<br>(m) | Sem zona tampão |           | Com zona tampão |           | Eficiência de retenção |          |
|----------------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|------------------------|----------|
|                | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(%)              | Q<br>(%) |
| 0              | 50,349          | 19,088    | 50,349          | 19,088    | 0                      | 0        |
| 10             | 50,308          | 18,985    | 45,05           | 15,79     | 10,452                 | 16,829   |
| 20             | 50,267          | 18,892    | 40,351          | 13,202    | 19,727                 | 30,119   |
| 30             | 50,227          | 18,824    | 36,108          | 11,048    | 28,110                 | 41,309   |
| 40             | 50,188          | 18,735    | 32,103          | 9,199     | 36,035                 | 50,899   |
| 50             | 50,149          | 18,639    | 27,677          | 7,608     | 44,810                 | 59,182   |

|     |        |        |        |       |        |        |
|-----|--------|--------|--------|-------|--------|--------|
| 60  | 50,109 | 18,559 | 22,276 | 6,137 | 55,545 | 66,932 |
| 70  | 50,071 | 18,476 | 17,052 | 4,675 | 65,944 | 74,697 |
| 80  | 50,031 | 18,397 | 13,308 | 3,498 | 73,400 | 80,986 |
| 90  | 49,993 | 18,344 | 9,821  | 2,377 | 80,355 | 87,042 |
| 100 | 49,954 | 18,262 | 6,544  | 1,418 | 86,899 | 92,235 |

Quadro 16 - Resultados das simulações para precipitações com intensidades para tempo de retorno de 5 anos, 30 minutos de duração e rampa de 100 m

| Largura<br>(m) | Sem zona tampão |           | Com zona tampão |           | Eficiência de retenção |          |
|----------------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|------------------------|----------|
|                | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(%)              | Q<br>(%) |
| 0              | 66,976          | 27,214    | 66,976          | 27,214    | 0                      | 0        |
| 10             | 66,942          | 27,106    | 61,819          | 23,753    | 7,653                  | 12,370   |
| 20             | 66,908          | 27,05     | 57,359          | 21,034    | 14,272                 | 22,240   |
| 30             | 66,874          | 26,946    | 53,423          | 18,673    | 20,114                 | 30,702   |
| 40             | 66,841          | 26,85     | 49,91           | 16,65     | 25,330                 | 37,989   |
| 50             | 66,809          | 26,761    | 46,675          | 14,864    | 30,137                 | 44,456   |
| 60             | 66,776          | 26,667    | 43,393          | 13,255    | 35,017                 | 50,294   |
| 70             | 66,744          | 26,58     | 39,682          | 11,541    | 40,546                 | 56,580   |
| 80             | 66,712          | 26,5      | 34,223          | 10,173    | 48,700                 | 61,611   |
| 90             | 66,681          | 26,418    | 29,218          | 8,623     | 56,182                 | 67,359   |
| 100            | 66,649          | 26,337    | 24,637          | 7,355     | 63,035                 | 72,073   |

Quadro 17 - Resultados das simulações para precipitações com intensidades para tempo de retorno de 10 anos, 30 minutos de duração e rampa de 100 m

| Largura<br>(m) | Sem zona tampão |           | Com zona tampão |           | Eficiência de retenção |          |
|----------------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|------------------------|----------|
|                | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(%)              | Q<br>(%) |
| 0              | 75,359          | 31,348    | 75,359          | 31,348    | 0                      | 0        |
| 10             | 75,327          | 31,24     | 70,249          | 27,836    | 6,741                  | 10,896   |
| 20             | 75,295          | 31,142    | 65,852          | 25,006    | 12,541                 | 19,703   |
| 30             | 75,264          | 31,041    | 62,027          | 22,604    | 17,587                 | 27,180   |
| 40             | 75,233          | 30,95     | 58,647          | 20,518    | 22,046                 | 33,706   |
| 50             | 75,203          | 30,905    | 55,573          | 18,695    | 26,103                 | 39,508   |

|     |        |        |        |        |        |        |
|-----|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 60  | 75,172 | 30,818 | 52,66  | 16,984 | 29,947 | 44,889 |
| 70  | 75,143 | 30,718 | 49,71  | 15,191 | 33,846 | 50,547 |
| 80  | 75,113 | 30,634 | 45,894 | 13,71  | 38,900 | 55,246 |
| 90  | 75,084 | 30,555 | 40,615 | 12,079 | 45,907 | 60,468 |
| 100 | 75,055 | 30,466 | 35,16  | 10,774 | 53,154 | 64,636 |

Quadro 18 - Resultados das simulações para precipitações com intensidades para tempo de retorno de 25 anos, 30 minutos de duração e rampa de 100 m

| Largura<br>(m) | Sem zona tampão |           | Com zona tampão |           | Eficiência de retenção |          |
|----------------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|------------------------|----------|
|                | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(%)              | Q<br>(%) |
| 0              | 87,768          | 37,515    | 87,768          | 37,515    | 0                      | 0        |
| 10             | 87,738          | 37,4      | 82,71           | 33,936    | 5,731                  | 9,262    |
| 20             | 87,709          | 37,295    | 78,397          | 31,027    | 10,617                 | 16,807   |
| 30             | 87,68           | 37,192    | 74,672          | 28,541    | 14,836                 | 23,260   |
| 40             | 87,65           | 37,099    | 71,38           | 26,336    | 18,562                 | 29,012   |
| 50             | 87,624          | 36,995    | 68,44           | 24,421    | 21,894                 | 33,988   |
| 60             | 87,597          | 36,911    | 65,725          | 22,569    | 24,969                 | 38,856   |
| 70             | 87,57           | 36,818    | 63,185          | 20,701    | 27,846                 | 43,775   |
| 80             | 87,543          | 36,735    | 60,436          | 19,123    | 30,964                 | 47,943   |
| 90             | 87,517          | 36,711    | 57,372          | 17,412    | 34,445                 | 52,570   |
| 100            | 87,49           | 36,627    | 52,458          | 16,066    | 40,041                 | 56,136   |

Quadro 19 - Resultados das simulações para precipitações com intensidades para tempo de retorno de 50 anos, 30 minutos de duração e rampa de 100 m

| Largura<br>(m) | Sem zona tampão |           | Com zona tampão |           | Eficiência de retenção |          |
|----------------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|------------------------|----------|
|                | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(%)              | Q<br>(%) |
| 0              | 98,06           | 42,564    | 98,06           | 42,564    | 0                      | 0        |
| 10             | 98,031          | 42,457    | 93,036          | 38,958    | 5,095                  | 8,241    |
| 20             | 98,004          | 42,423    | 88,77           | 36,027    | 9,422                  | 15,077   |
| 30             | 97,977          | 42,314    | 85,086          | 33,46     | 13,157                 | 20,925   |
| 40             | 97,95           | 42,218    | 81,859          | 31,259    | 16,428                 | 25,958   |
| 50             | 97,924          | 42,107    | 78,969          | 29,256    | 19,357                 | 30,520   |

|     |        |        |        |        |        |        |
|-----|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 60  | 97,898 | 42,02  | 76,351 | 27,38  | 22,009 | 34,841 |
| 70  | 97,873 | 41,933 | 73,932 | 25,412 | 24,461 | 39,399 |
| 80  | 97,848 | 41,837 | 71,544 | 23,802 | 26,883 | 43,108 |
| 90  | 97,823 | 41,749 | 69,106 | 21,962 | 29,356 | 47,395 |
| 100 | 97,798 | 41,673 | 65,83  | 20,471 | 32,688 | 50,877 |

Quadro 20 - Resultados das simulações para precipitações com intensidades para tempo de retorno de 100 anos, 30 minutos de duração e rampa de 100 m

| Largura<br>(m) | Sem zona tampão |           | Com zona tampão |           | Eficiência de retenção |          |
|----------------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|------------------------|----------|
|                | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(%)              | Q<br>(%) |
| 0              | 110,09          | 48,549    | 110,09          | 48,549    | 0                      | 0        |
| 10             | 110,06          | 48,435    | 105,1           | 44,887    | 4,507                  | 7,325    |
| 20             | 110,04          | 48,335    | 100,87          | 41,862    | 8,333                  | 13,392   |
| 30             | 110,01          | 48,234    | 97,223          | 39,262    | 11,623                 | 18,600   |
| 40             | 109,99          | 48,214    | 94,035          | 37,074    | 14,506                 | 23,105   |
| 50             | 109,96          | 48,108    | 91,204          | 34,905    | 17,057                 | 27,445   |
| 60             | 109,94          | 48,013    | 88,652          | 33,071    | 19,363                 | 31,121   |
| 70             | 109,91          | 47,913    | 86,318          | 30,913    | 21,465                 | 35,481   |
| 80             | 109,89          | 47,829    | 84,11           | 29,278    | 23,460                 | 38,786   |
| 90             | 109,87          | 47,731    | 81,989          | 27,407    | 25,376                 | 42,580   |
| 100            | 109,84          | 47,648    | 79,578          | 25,885    | 27,551                 | 45,675   |

Quadro 21 - Resultados das simulações para precipitações com intensidades para tempo de retorno de 1 ano, 45 minutos de duração e rampa de 100 m

| Largura<br>(m) | Sem zona tampão |           | Com zona tampão |           | Eficiência de retenção |          |
|----------------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|------------------------|----------|
|                | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(%)              | Q<br>(%) |
| 0              | 37,35           | 21,094    | 37,35           | 21,094    | 0                      | 0        |
| 10             | 37,327          | 21,004    | 33,156          | 17,3      | 11,174                 | 17,635   |
| 20             | 37,305          | 20,918    | 29,506          | 14,343    | 20,906                 | 31,432   |
| 30             | 37,283          | 20,838    | 26,276          | 11,879    | 29,523                 | 42,994   |
| 40             | 37,261          | 20,77     | 23,35           | 9,788     | 37,334                 | 52,874   |
| 50             | 37,24           | 20,691    | 20,65           | 8,01      | 44,549                 | 61,288   |
| 60             | 37,219          | 20,616    | 18,007          | 6,378     | 51,619                 | 69,063   |

|     |        |        |        |       |        |        |
|-----|--------|--------|--------|-------|--------|--------|
| 70  | 37,198 | 20,533 | 15,015 | 4,863 | 59,635 | 76,316 |
| 80  | 37,178 | 20,459 | 11,285 | 3,599 | 69,646 | 82,409 |
| 90  | 37,158 | 20,411 | 7,979  | 2,384 | 78,527 | 88,320 |
| 100 | 37,137 | 20,338 | 4,676  | 1,386 | 87,409 | 93,185 |

Quadro 22 - Resultados das simulações para precipitações com intensidades para tempo de retorno de 5 anos, 45 minutos de duração e rampa de 100 m

| Largura<br>(m) | Sem zona tampão |           | Com zona tampão |           | Eficiência de retenção |          |
|----------------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|------------------------|----------|
|                | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(%)              | Q<br>(%) |
| 0              | 50,094          | 30,416    | 50,094          | 30,416    | 0                      | 0        |
| 10             | 50,074          | 30,343    | 45,991          | 26,464    | 8,154                  | 12,784   |
| 20             | 50,055          | 30,254    | 42,469          | 23,284    | 15,155                 | 23,038   |
| 30             | 50,037          | 30,16     | 39,411          | 20,608    | 21,236                 | 31,671   |
| 40             | 50,019          | 30,08     | 36,712          | 18,328    | 26,604                 | 39,069   |
| 50             | 50,001          | 29,993    | 34,301          | 16,279    | 31,399                 | 45,724   |
| 60             | 49,983          | 29,92     | 32,093          | 14,46     | 35,792                 | 51,671   |
| 70             | 49,966          | 29,833    | 30,029          | 12,648    | 39,901                 | 57,604   |
| 80             | 49,948          | 29,758    | 28,103          | 11,211    | 43,735                 | 62,326   |
| 90             | 49,932          | 29,708    | 26,204          | 9,691     | 47,521                 | 67,379   |
| 100            | 49,915          | 29,634    | 23,931          | 8,426     | 52,057                 | 71,566   |

Quadro 23 - Resultados das simulações para precipitações com intensidades para tempo de retorno de 10 anos, 45 minutos de duração e rampa de 100 m

| Largura<br>(m) | Sem zona tampão |           | Com zona tampão |           | Eficiência de retenção |          |
|----------------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|------------------------|----------|
|                | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(%)              | Q<br>(%) |
| 0              | 56,537          | 35,185    | 56,537          | 35,185    | 0                      | 0        |
| 10             | 56,519          | 35,085    | 52,463          | 31,141    | 7,176                  | 11,241   |
| 20             | 56,501          | 34,997    | 48,98           | 27,892    | 13,311                 | 20,302   |
| 30             | 56,483          | 34,906    | 45,974          | 25,161    | 18,605                 | 27,918   |
| 40             | 56,466          | 34,826    | 43,341          | 22,772    | 23,244                 | 34,612   |
| 50             | 56,45           | 34,76     | 40,994          | 20,706    | 27,380                 | 40,432   |
| 60             | 56,433          | 34,679    | 38,898          | 18,877    | 31,072                 | 45,566   |

|     |        |        |        |        |        |        |
|-----|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 70  | 56,417 | 34,6   | 36,965 | 16,947 | 34,479 | 51,020 |
| 80  | 56,401 | 34,52  | 35,222 | 15,402 | 37,551 | 55,382 |
| 90  | 56,385 | 34,451 | 33,531 | 13,812 | 40,532 | 59,908 |
| 100 | 56,37  | 34,372 | 31,842 | 12,363 | 43,512 | 64,032 |

Quadro 24 - Resultados das simulações para precipitações com intensidades para tempo de retorno de 25 anos, 45 minutos de duração e rampa de 100 m

| Largura<br>(m) | Sem zona tampão |           | Com zona tampão |           | Eficiência de retenção |          |
|----------------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|------------------------|----------|
|                | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(%)              | Q<br>(%) |
| 0              | 66,05           | 42,226    | 66,05           | 42,226    | 0                      | 0        |
| 10             | 66,033          | 42,16     | 62,01           | 38,152    | 6,092                  | 9,507    |
| 20             | 66,017          | 42,066    | 58,574          | 34,787    | 11,274                 | 17,304   |
| 30             | 66,001          | 41,977    | 55,623          | 31,955    | 15,724                 | 23,875   |
| 40             | 65,985          | 41,881    | 53,058          | 29,519    | 19,590                 | 29,517   |
| 50             | 65,97           | 41,794    | 50,785          | 27,365    | 23,018                 | 34,524   |
| 60             | 65,955          | 41,712    | 48,762          | 25,454    | 26,068                 | 38,977   |
| 70             | 65,94           | 41,63     | 46,921          | 23,427    | 28,843                 | 43,726   |
| 80             | 65,925          | 41,552    | 45,241          | 21,723    | 31,375                 | 47,721   |
| 90             | 65,911          | 41,51     | 43,682          | 19,982    | 33,726                 | 51,862   |
| 100            | 65,896          | 41,436    | 42,214          | 18,537    | 35,938                 | 55,264   |

Quadro 25 - Resultados das simulações para precipitações com intensidades para tempo de retorno de 50 anos, 45 minutos de duração e rampa de 100 m

| Largura<br>(m) | Sem zona tampão |           | Com zona tampão |           | Eficiência de retenção |          |
|----------------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|------------------------|----------|
|                | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(%)              | Q<br>(%) |
| 0              | 74,071          | 48,196    | 74,071          | 48,196    | 0                      | 0        |
| 10             | 74,056          | 48,095    | 70,051          | 44,029    | 5,408                  | 8,454    |
| 20             | 74,04           | 47,997    | 66,648          | 40,642    | 9,984                  | 15,324   |
| 30             | 74,025          | 47,911    | 63,734          | 37,757    | 13,902                 | 21,193   |
| 40             | 74,01           | 47,868    | 61,198          | 35,301    | 17,311                 | 26,253   |
| 50             | 73,996          | 47,773    | 58,965          | 33,147    | 20,313                 | 30,616   |

|     |        |        |        |        |        |        |
|-----|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 60  | 73,981 | 47,689 | 56,98  | 31,126 | 22,980 | 34,731 |
| 70  | 73,968 | 47,6   | 55,174 | 28,939 | 25,408 | 39,204 |
| 80  | 73,954 | 47,528 | 53,539 | 27,206 | 27,605 | 42,758 |
| 90  | 73,94  | 47,439 | 52,037 | 25,326 | 29,623 | 46,614 |
| 100 | 73,927 | 47,367 | 50,63  | 23,798 | 31,514 | 49,758 |

Quadro 26 - Resultados das simulações para precipitações com intensidades para tempo de retorno de 100 anos, 45 minutos de duração e rampa de 100 m

| Largura<br>(m) | Sem zona tampão |           | Com zona tampão |           | Eficiência de retenção |          |
|----------------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|------------------------|----------|
|                | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(%)              | Q<br>(%) |
| 0              | 82,984          | 54,851    | 82,984          | 54,851    | 0                      | 0        |
| 10             | 82,969          | 54,747    | 78,983          | 50,657    | 4,804                  | 7,471    |
| 20             | 82,954          | 54,645    | 75,608          | 47,205    | 8,856                  | 13,615   |
| 30             | 82,94           | 54,551    | 72,717          | 44,243    | 12,326                 | 18,896   |
| 40             | 82,926          | 54,463    | 70,211          | 41,748    | 15,333                 | 23,346   |
| 50             | 82,912          | 54,376    | 68,008          | 39,407    | 17,976                 | 27,529   |
| 60             | 82,899          | 54,295    | 66,041          | 37,318    | 20,336                 | 31,268   |
| 70             | 82,886          | 54,255    | 64,273          | 35,159    | 22,456                 | 35,197   |
| 80             | 82,873          | 54,177    | 62,674          | 33,393    | 24,373                 | 38,363   |
| 90             | 82,86           | 54,092    | 61,207          | 31,463    | 26,132                 | 41,834   |
| 100            | 82,847          | 54,012    | 59,855          | 29,82     | 27,752                 | 44,790   |

Quadro 27 - Resultados das simulações para precipitações com intensidades para tempo de retorno de 1 ano, 60 minutos de duração e rampa de 100 m

| Largura<br>(m) | Sem zona tampão |           | Com zona tampão |           | Eficiência de retenção |          |
|----------------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|------------------------|----------|
|                | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(%)              | Q<br>(%) |
| 0              | 29,397          | 21,807    | 29,397          | 21,807    | 0                      | 0        |
| 10             | 29,381          | 21,724    | 25,754          | 17,568    | 12,344                 | 19,131   |
| 20             | 29,366          | 21,644    | 22,604          | 14,257    | 23,027                 | 34,130   |
| 30             | 29,351          | 21,578    | 19,84           | 11,54     | 32,404                 | 46,520   |
| 40             | 29,337          | 21,501    | 17,372          | 9,232     | 40,785                 | 57,062   |
| 50             | 29,322          | 21,428    | 15,119          | 7,307     | 48,438                 | 65,900   |
| 60             | 29,308          | 21,359    | 12,987          | 5,594     | 55,688                 | 73,810   |

|     |        |        |        |       |        |        |
|-----|--------|--------|--------|-------|--------|--------|
| 70  | 29,294 | 21,284 | 10,849 | 4,024 | 62,965 | 81,094 |
| 80  | 29,281 | 21,215 | 8,442  | 2,784 | 71,169 | 92,585 |
| 90  | 29,267 | 21,164 | 5,426  | 1,573 | 81,460 | 96,603 |
| 100 | 29,254 | 21,096 | 2,874  | 0,719 | 90,176 | 96,592 |

Quadro 28 - Resultados das simulações para precipitações com intensidades para tempo de retorno de 5 anos, 60 minutos de duração e rampa de 100 m

| Largura<br>(m) | Sem zona tampão |           | Com zona tampão |           | Eficiência de retenção |          |
|----------------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|------------------------|----------|
|                | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(%)              | Q<br>(%) |
| 0              | 39,812          | 31,947    | 39,812          | 31,947    | 0                      | 0        |
| 10             | 39,799          | 31,856    | 36,24           | 27,486    | 8,942                  | 13,718   |
| 20             | 39,786          | 31,773    | 33,188          | 23,915    | 16,584                 | 24,732   |
| 30             | 39,774          | 31,691    | 30,548          | 20,933    | 23,196                 | 33,947   |
| 40             | 39,761          | 31,612    | 28,233          | 18,406    | 28,993                 | 41,775   |
| 50             | 39,75           | 31,549    | 26,175          | 16,176    | 34,151                 | 48,727   |
| 60             | 39,738          | 31,478    | 24,312          | 14,183    | 38,819                 | 54,943   |
| 70             | 39,726          | 31,403    | 22,566          | 12,278    | 43,196                 | 60,902   |
| 80             | 39,714          | 31,331    | 20,985          | 10,671    | 47,160                 | 65,941   |
| 90             | 39,703          | 31,261    | 19,464          | 9,105     | 50,976                 | 70,874   |
| 100            | 39,692          | 31,188    | 18,05           | 7,779     | 54,525                 | 75,058   |

Quadro 29 - Resultados das simulações para precipitações com intensidades para tempo de retorno de 10 anos, 60 minutos de duração e rampa de 100 m

| Largura<br>(m) | Sem zona tampão |           | Com zona tampão |           | Eficiência de retenção |          |
|----------------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|------------------------|----------|
|                | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(%)              | Q<br>(%) |
| 0              | 45,067          | 37,111    | 45,067          | 37,111    | 0                      | 0        |
| 10             | 45,055          | 37,016    | 41,517          | 32,571    | 7,853                  | 12,008   |
| 20             | 45,043          | 36,931    | 38,496          | 28,925    | 14,535                 | 21,678   |
| 30             | 45,031          | 36,868    | 35,896          | 25,895    | 20,286                 | 29,763   |
| 40             | 45,019          | 36,789    | 33,616          | 23,223    | 25,329                 | 36,875   |
| 50             | 45,008          | 36,708    | 31,6            | 20,909    | 29,790                 | 43,040   |
| 60             | 44,997          | 36,636    | 29,805          | 18,838    | 33,762                 | 48,581   |
| 70             | 44,986          | 36,555    | 28,149          | 16,842    | 37,427                 | 53,927   |

|     |        |        |        |        |        |        |
|-----|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 80  | 44,975 | 36,483 | 26,664 | 15,16  | 40,714 | 58,446 |
| 90  | 44,965 | 36,408 | 25,315 | 13,544 | 43,701 | 62,799 |
| 100 | 44,955 | 36,345 | 24,063 | 12,179 | 46,473 | 66,491 |

Quadro 30 - Resultados das simulações para precipitações com intensidades para tempo de retorno de 25 anos, 60 minutos de duração e rampa de 100 m

| Largura<br>(m) | Sem zona tampão |           | Com zona tampão |           | Eficiência de retenção |          |
|----------------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|------------------------|----------|
|                | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(%)              | Q<br>(%) |
| 0              | 52,844          | 44,777    | 52,844          | 44,777    | 0                      | 0        |
| 10             | 52,833          | 44,688    | 49,32           | 40,163    | 6,649                  | 10,126   |
| 20             | 52,822          | 44,62     | 46,333          | 36,432    | 12,285                 | 18,351   |
| 30             | 52,811          | 44,536    | 43,765          | 33,268    | 17,129                 | 25,301   |
| 40             | 52,8            | 44,454    | 41,536          | 30,541    | 21,333                 | 31,298   |
| 50             | 52,79           | 44,371    | 39,577          | 28,162    | 25,029                 | 36,531   |
| 60             | 52,779          | 44,296    | 37,837          | 26,038    | 28,310                 | 41,218   |
| 70             | 52,77           | 44,216    | 36,276          | 23,909    | 31,256                 | 45,927   |
| 80             | 52,76           | 44,148    | 34,871          | 22,195    | 33,906                 | 49,726   |
| 90             | 52,75           | 44,096    | 33,569          | 20,37     | 36,362                 | 53,805   |
| 100            | 52,74           | 44,026    | 32,386          | 18,831    | 38,593                 | 57,228   |

Quadro 31 - Resultados das simulações para precipitações com intensidades para tempo de retorno de 50 anos, 60 minutos de duração e rampa de 100 m

| Largura<br>(m) | Sem zona tampão |           | Com zona tampão |           | Eficiência de retenção |          |
|----------------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|------------------------|----------|
|                | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(%)              | Q<br>(%) |
| 0              | 59,421          | 51,305    | 59,421          | 51,305    | 0                      | 0        |
| 10             | 59,411          | 51,211    | 55,911          | 46,621    | 5,891                  | 8,963    |
| 20             | 59,4            | 51,118    | 52,947          | 42,816    | 10,864                 | 16,241   |
| 30             | 59,39           | 51,031    | 50,407          | 39,607    | 15,125                 | 22,386   |
| 40             | 59,38           | 50,952    | 48,207          | 36,843    | 18,816                 | 27,691   |
| 50             | 59,37           | 50,9      | 46,28           | 34,421    | 22,048                 | 32,375   |
| 60             | 59,36           | 50,827    | 44,572          | 32,214    | 24,912                 | 36,620   |

|     |        |        |        |        |        |        |
|-----|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 70  | 59,351 | 50,743 | 43,035 | 30,002 | 27,491 | 40,875 |
| 80  | 59,342 | 50,664 | 41,652 | 28,174 | 29,810 | 44,390 |
| 90  | 59,333 | 50,59  | 40,385 | 26,231 | 31,935 | 48,150 |
| 100 | 59,324 | 50,516 | 39,227 | 24,581 | 33,877 | 51,340 |

Quadro 32 - Resultados das simulações para precipitações com intensidades para tempo de retorno de 100 anos, 60 minutos de duração e rampa de 100 m

| Largura<br>(m) | Sem zona tampão |           | Com zona tampão |           | Eficiência de retenção |          |
|----------------|-----------------|-----------|-----------------|-----------|------------------------|----------|
|                | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(mm/h)    | Q<br>(mm) | PQ<br>(%)              | Q<br>(%) |
| 0              | 66,676          | 58,49     | 66,676          | 58,49     | 0                      | 0        |
| 10             | 66,67           | 58,43     | 63,181          | 53,807    | 5,233                  | 7,912    |
| 20             | 66,656          | 58,334    | 60,232          | 49,923    | 9,638                  | 14,419   |
| 30             | 66,647          | 58,247    | 57,715          | 46,636    | 13,402                 | 19,934   |
| 40             | 66,637          | 58,158    | 55,541          | 43,816    | 16,651                 | 24,660   |
| 50             | 66,628          | 58,08     | 53,631          | 41,302    | 19,507                 | 28,888   |
| 60             | 66,619          | 57,996    | 51,944          | 39,074    | 22,028                 | 32,626   |
| 70             | 66,61           | 57,919    | 50,428          | 36,749    | 24,294                 | 36,551   |
| 80             | 66,601          | 57,844    | 49,069          | 34,829    | 26,324                 | 39,788   |
| 90             | 66,593          | 57,805    | 47,828          | 32,858    | 28,179                 | 43,157   |
| 100            | 66,584          | 57,731    | 46,696          | 31,245    | 29,869                 | 45,878   |

Quanto à intensidade das precipitações, as respostas obtidas corresponderam ao esperado, ou seja, as eficiências de retenção mostraram-se inversamente proporcionais à intensidade do evento. Em áreas onde a condutividade hidráulica do solo e o teor de umidade antecedente limitam a capacidade de infiltração, a intensidade da chuva determina a incidência de escoamento superficial e, conseqüentemente, as eficiências de retenção. O inverso também ocorre, ou seja, em áreas que se caracterizam por chuvas de baixa intensidade em relação à condutividade hidráulica do solo, larguras de matas ripárias menores

seriam necessárias. Na área de estudo, os solos HGPd e PVd apresentam taxas de condutividade hidráulica de 12,2 e 25,9 mm/h, respectivamente, muito inferiores às intensidades de precipitação mais baixas aqui analisadas (Quadros 9, 10 e 11). É justamente nessas duas classes de solo que se distribui a maior parte da rede de drenagem da área de estudo e mata ripária. Com respeito aos solos hidromórficos, Phillips (1996) destaca que em geral, são mais eficientes na redução de sedimentos e particulados grosseiros, com um índice médio de 2,8 vezes mais alto do que os solos não-hidromórficos. Por outro lado, como o lençol freático apresenta-se em posição mais alta nos solos hidromórficos e, portanto, a capacidade de armazenamento de água é menor, estes são mais prováveis de produzir escoamento por excesso de saturação e por excesso de infiltração do que de retê-lo, sendo assim, menos eficientes como zonas tampão do que os não-hidromórficos.

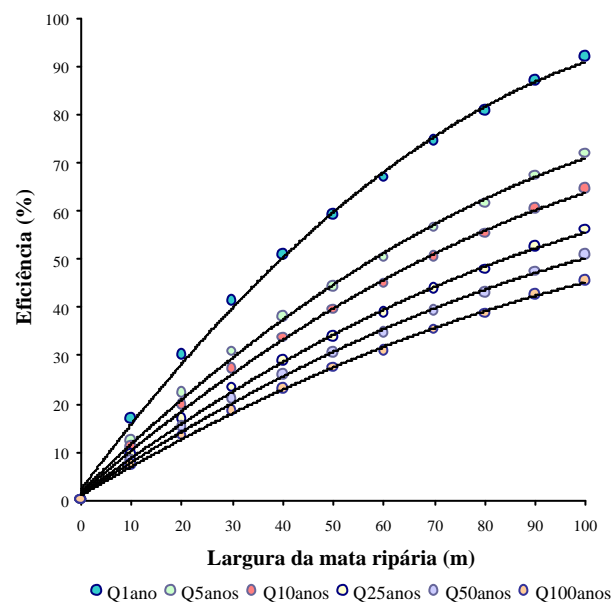


Figura 17– Eficiência das diferentes larguras de mata ripária na retenção do escoamento superficial para precipitações de 30 minutos de duração.

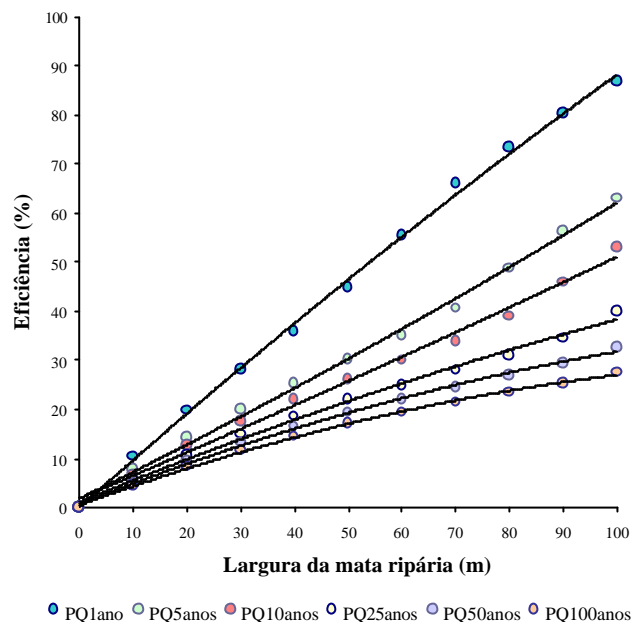


Figura 18 – Eficiência das diferentes larguras de mata ripária na redução do pico do escoamento superficial para precipitações de 30 minutos de duração.

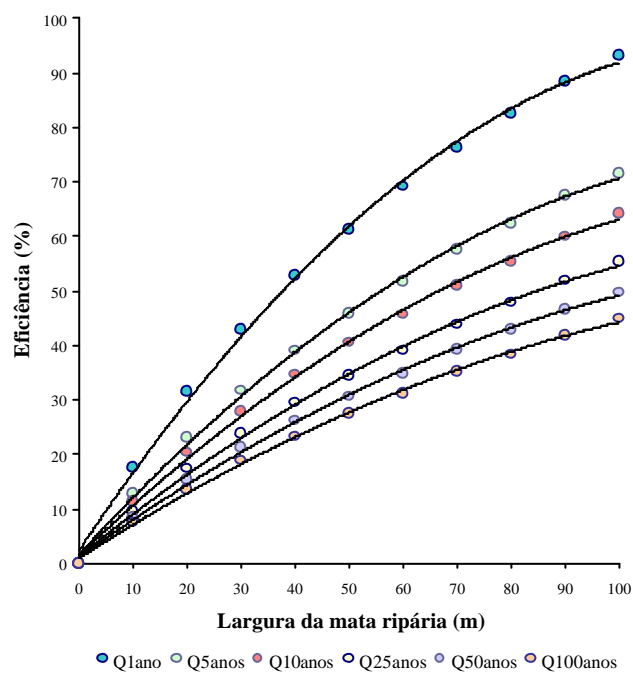


Figura 19 – Eficiência das diferentes larguras de mata ripária na retenção do escoamento superficial para precipitações de 45 minutos de duração

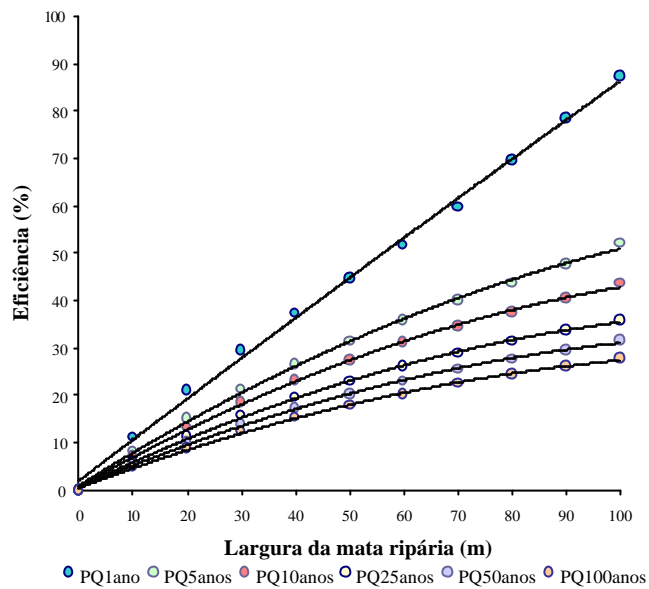


Figura 20 – Eficiência das diferentes larguras de mata ripária na redução do pico do escoamento superficial para precipitações de 45 minutos de duração.

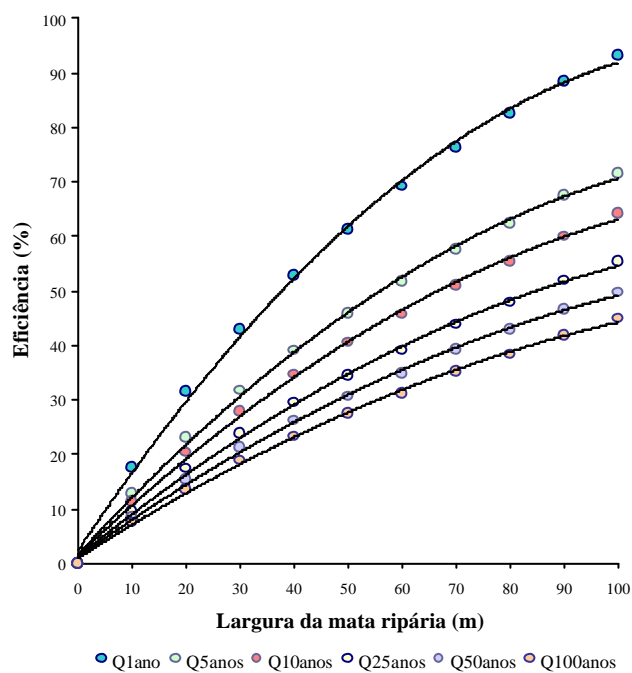


Figura 21 – Eficiência das diferentes larguras de mata ripária na retenção do escoamento superficial para precipitações de 60 minutos de duração

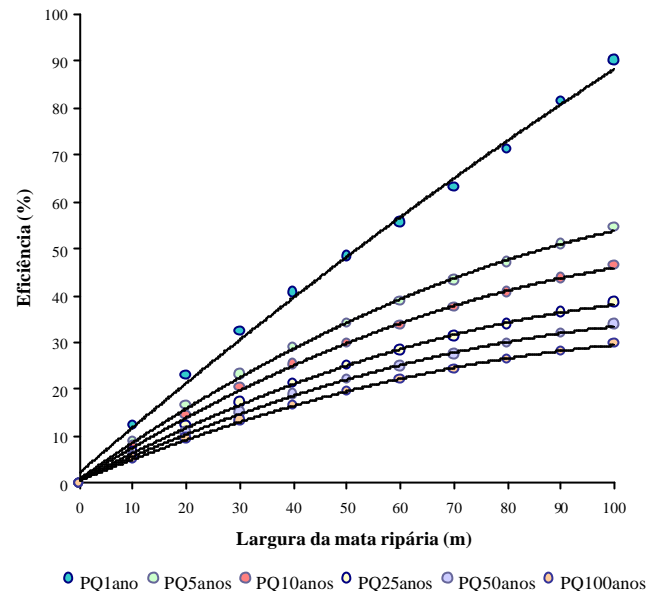


Figura 22 – Eficiência das diferentes larguras de mata ripária na redução do pico do escoamento superficial para precipitações de 60 minutos de duração

Schellinger & Clausen (1992) obtiveram 33% de eficiência para retenção de escoamento superficial para largura de 22,9 metros, em experimento realizado em regiões de clima frio. Tal valor encontra-se na faixa de eficiências aqui obtida (mínima de 13,39% e máxima de 34,13%) para precipitações de 1 ano e largura de 20 metros.

A condição crítica apresentada consiste uma simples representação do complexo sistema da zona ripária na vertente. O valor de uma zona tampão dependerá da sua capacidade de tamponar um rio durante precipitações de magnitudes diferentes e sob condições diferentes na bacia. Deve-se lembrar que as condições de umidade antecedente do solo variam no decorrer do ano; as condições da bacia variam com o passar do tempo; e, que as chuvas seguem padrões sazonais. Assim, quanto maior a faixa de condições consideradas, melhores os resultados obtidos.

A simulação fornece um método preditivo para determinar a largura de zona tampão capaz de prevenir ou reduzir o escoamento superficial que atinge os corpos de água na situação específica analisada. A redução na quantidade e velocidade do escoamento superficial pode ser suficiente para evitar que a maior parte dos sedimentos atinja os rios. Os resultados permitem avaliar a importância relativa das condições que limitam a infiltração, orientando estratégias para um melhor manejo da terra. Por exemplo, se numa área de pastagem a infiltração superficial for uma condição limitante à eficiência da zona tampão, uma redução no super-pastoreio pode ser suficiente para aliviar problemas de compactação do solo e aumentar sua capacidade de infiltração. Em outras palavras, o manejo deve ser feito com a finalidade de atingir e manter solos bem drenados.

Como a intenção da simulação era obter um valor de referência para o delineamento para a largura da mata ripária, foram utilizadas como referência as eficiências de 46%, 57% e 74% de retenção do escoamento superficial, obtidas com larguras de 30, 40 e 60 metros, para evento de 60 minutos de duração e 1 ano de retorno, para as condições de solo mais críticas da área de estudo (Quadro 33).

Quadro 33 – Parâmetros da zona tampão de referência

|   |                |
|---|----------------|
| Capacidade de armazenamento de água no solo (C) | 35 cm          |
| Condutividade hidráulica saturada (K)           | 9,72           |
| Larguras da zona tampão (m)                     | 30, 40 e 60 m  |
| Coefficiente de rugosidade de Manning (n)       | 0,45           |
| Declividade                                     | 8 %            |
| Eficiências                                     | 46%, 57% e 74% |

## 6.2 Avaliação dos parâmetros que determinam a eficiência das zonas tampão para qualidade da água

Uma avaliação dos fatores que determinam as eficiências das zonas tampão ripárias em relação a uma zona tampão de referência para controle da qualidade da água (equações 4 e 5, Phillips, 1993), pode ser observada nos Quadros 34 e 35. Esses quadros orientaram a escolha do modelo para cálculo da largura (hidráulico ou tempo de detenção). Os quadros apresentam as faixas de valores encontradas para cada parâmetro na área de estudo, o expoente apropriado de acordo com as equações (4 e 5) e a variação máxima esperada para cada fator.

De acordo com o Quadro 34, o parâmetro largura da zona tampão é o fator mais importante para as condições estudadas no modelo de tempo de detenção, contando com 58,2% da variação máxima esperada. Segue o parâmetro declividade com 30,1%. Os parâmetros rugosidade superficial e capacidade de armazenamento de água contribuem com 5,7% e 4,6%, respectivamente, sendo o parâmetro condutividade hidráulica do solo o de menor influência nas condições da área de estudo (1,4%). Apesar do fator condutividade hidráulica ser crítico na derivação do modelo de tempo de detenção, sua contribuição diminuiu para essa faixa de parâmetros, devido a efeitos de compensação. Alta condutividade tende a aumentar a eficiência da zona tampão, já que permite maior infiltração do escoamento superficial. Por outro lado, condutividades hidráulicas mais altas tendem a reduzir a eficiência da zona tampão devido ao rápido movimento de fluxo na zona saturada (Phillips, 1989a).

Quadro 34 – Variação dos fatores topografia, solo e rugosidade superficial nas condições encontradas na área de estudo, no modelo de tempo de detenção

| Parâmetro                | Faixa de variação | Expoentes <sup>1</sup> | Variação máxima <sup>2</sup> |
|--------------------------|-------------------|------------------------|------------------------------|
| Largura da zona tampão   | 30-300 m          | 2,00                   | 100,00                       |
| Condutividade hidráulica | 1,22-11,69 cm/h   | 0,40                   | 2,47                         |
| <i>n</i> de Manning      | 0,01-0,45         | 0,60                   | 9,82                         |
| Declividade              | 0,5-140%          | 0,70                   | 51,64                        |

|                                     |             |      |      |
|-------------------------------------|-------------|------|------|
| Capacidade de armazenamento de água | 0,19-1,49 m | 1,00 | 7,84 |
|-------------------------------------|-------------|------|------|

<sup>1</sup> valor absoluto do expoente de cada termo no modelo de tempo de detenção (equação 21)

<sup>2</sup> valor máximo dividido pelo valor mínimo e elevado pelo expoente indicado no modelo de detenção

A avaliação da influência dos parâmetros no cálculo da eficiência na equação 4, modelo hidráulico, mostra que o parâmetro declividade tem uma importância praticamente absoluta em termos da contribuição proporcional à variação máxima esperada (Quadro 35). Como o expoente para esse fator é muito elevado, mesmo uma faixa mais estreita de valores de declividade na zona ripária da bacia, seria capaz de imprimir tamanha importância, tornando os outros termos insignificantes, para as condições da área de estudo. A predominância do fator declividade pode ser entendida pela grande influência na derivação do modelo hidráulico, já que também influencia indiretamente na velocidade do fluxo. Além disso, o modelo hidráulico desconsidera o fluxo subsuperficial, assumindo uma pequena importância deste no transporte de sedimentos.

Quadro 35 – Variação dos fatores topografia, solo e rugosidade superficial nas condições encontradas na área de estudo, no modelo hidráulico

| Parâmetro                | Faixa de variação | Expoentes <sup>1</sup> | Variação máxima <sup>2</sup> |
|--------------------------|-------------------|------------------------|------------------------------|
| Largura da zona tampão   | 30-300 m          | 0,40                   | 2,51                         |
| Condutividade hidráulica | 1,22-11,69 cm/h   | 1,00                   | 9,58                         |
| <i>n</i> de Manning      | 0,01-0,45         | 0,60                   | 9,82                         |
| Declividade              | 0,5-140%          | 1,30                   | 1518,12                      |

<sup>1</sup> valor absoluto do expoente de cada termo no modelo de tempo de detenção (equação 21)

<sup>2</sup> valor máximo dividido pelo valor mínimo e elevado pelo expoente indicado no modelo de detenção

Deve-se notar que a importância relativa dos fatores sugeridos pelo modelo depende não somente da versão aplicada (tempo de detenção ou hidráulico), mas da faixa de condições encontradas. Assim sendo, os parâmetros largura da zona tampão e

declividade são fatores críticos para as condições dessa área de estudo mas sua importância relativa seria alterada com outras faixas de valores, ou seja, em outras áreas.

### 6.3 Uso do solo na área de estudo (parâmetro $n$ )

O parâmetro de rugosidade superficial, coeficiente  $n$  de Manning, expressa a influência da vegetação no escoamento superficial. Quanto maior a rugosidade, mais tempo a água tem para se infiltrar antes de atingir os corpos de água. A classificação do uso do solo permite vincular cada uso a um valor de  $n$  através dos coeficientes encontrados por Engman (1986) para diferentes superfícies. Embora a resolução de 30 metros das imagens de satélite Landsat ainda seja um fator desfavorável na classificação de fragmentos da vegetação ripária, a classificação por segmentação, como a utilizada, pode resultar em bons mapeamentos.

A classificação supervisionada realizada através do processador de imagem SPRING, permitiu agrupar o uso do solo nas seguintes classes (Quadro 36):

Quadro 36 - Uso e ocupação do solo na área de estudo, em dezembro de 1997

| Uso do solo   | Área (ha)      | Área (%)      |
|---------------|----------------|---------------|
| pasto         | 4093,87        | 76,72         |
| cultura       | 474,15         | 8,88          |
| mata          | 413,30         | 7,75          |
| água (sombra) | 72,45          | 1,36          |
| várzea        | 203,59         | 3,81          |
| área urbana   | 78,83          | 1,48          |
| <b>Total</b>  | <b>5336,19</b> | <b>100,00</b> |

O Quadro 36 apresenta as classes de uso e ocupação consideradas relevantes para o presente estudo, com preocupação particular no aspecto rugosidade superficial em termos hidrológicos (coeficiente  $n$ ). A semelhança espectral entre as classes água e sombra inviabilizaram a separação dessas e, por representarem uma área pequena e estarem sempre muito próximas às áreas de matas, receberam coeficiente de rugosidade como mata. Deve-se destacar que a maior parte da sombra observada refere-se à vegetação de mata sombreada em decorrência do relevo, principalmente no *front* da *Cuesta*.



Figura 23 – Composição falsa-cor da imagem de satélite Landsat TM-5 (bandas 3, 4 e 5)

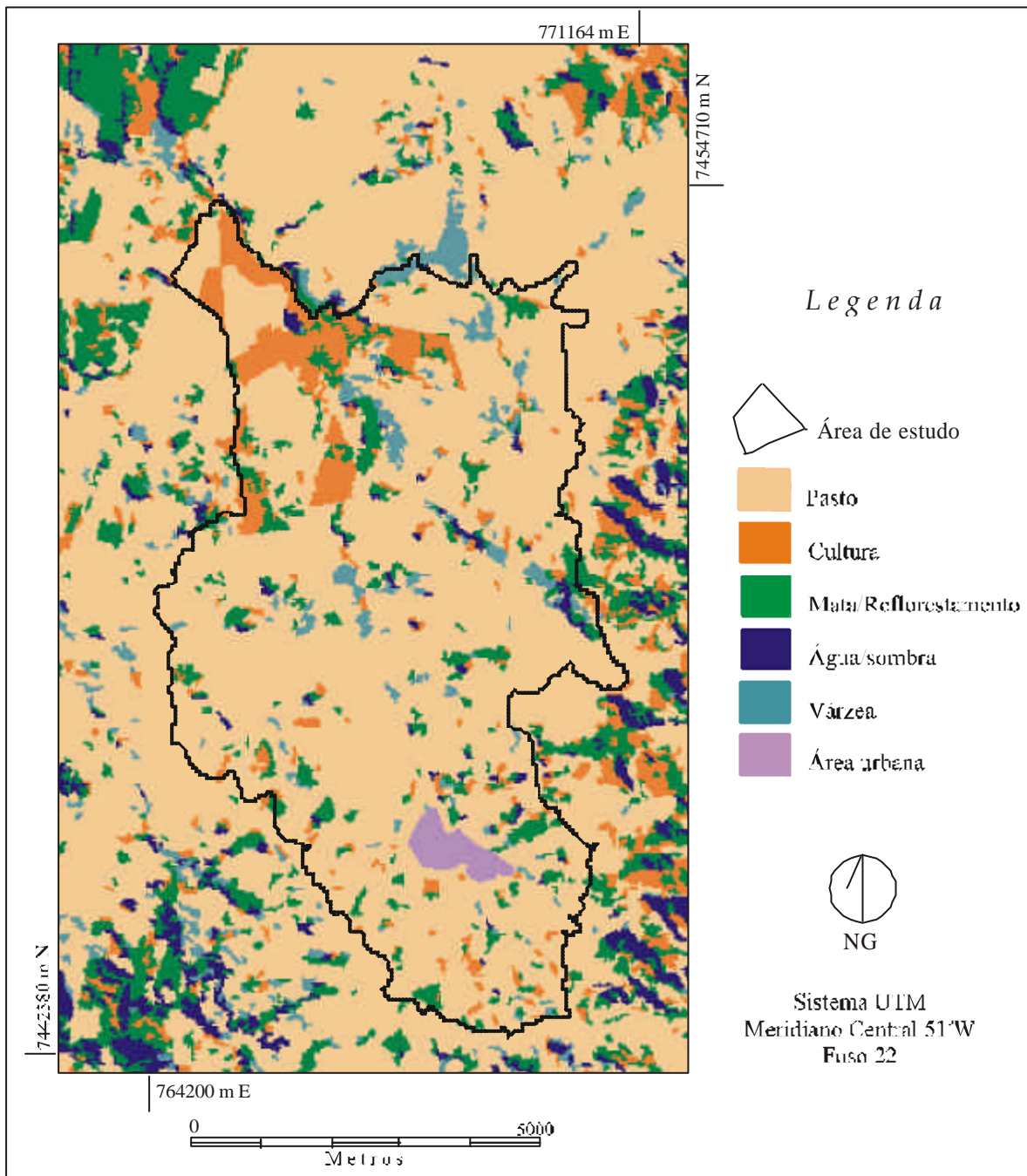


Figura 24 – Classificação do uso do solo derivada da imagem de satélite Landsat TM-5

A matriz de erros e os indicadores de exatidão são apresentados no Quadro 37. Em geral, houve um número considerável de pixels classificados corretamente. A avaliação da exatidão indicou índice Kappa de 0,82 e exatidão geral de 93%. A matriz de erro compreendeu 196 pixels classificados, 17 como mata/reflorestamento, dos quais 13 foram corretamente classificados, 6 foram omitidos, 2 foram classificados erroneamente como pasto e 4 como cultura. Por outro lado, 4 pixels foram classificados como mata/reflorestamento embora pertencessem à classe pasto (3) e cultura (1). As probabilidades de omissão e inclusão também foram calculadas. A probabilidade de classificar corretamente um pixel na categoria de mata/reflorestamento é de 68% (exatidão do produtor) e a probabilidade de amostragem de obter pixels classificados corretamente é de 76% (exatidão do consumidor).

Quadro 37 – Matriz de erro e indicadores de exatidão

|                      | Pasto      | cultura  | mata      | água/som<br>bra | várzea   | Total      | Erro de<br>inclusão | Exatidão do<br>consumidor |
|----------------------|------------|----------|-----------|-----------------|----------|------------|---------------------|---------------------------|
| pasto                | <b>143</b> | 1        | 2         | 1               | 4        | 151        | 0,05                | 0,95                      |
| cultura              | 0          | <b>9</b> | 4         | 0               | 0        | 13         | 0,31                | 0,69                      |
| mata                 | 3          | 1        | <b>13</b> | 0               | 0        | 15         | 0,27                | 0,73                      |
| água/sombra          | 1          | 0        | 0         | <b>9</b>        | 0        | 12         | 0,08                | 0,92                      |
| várzea               | 1          | 0        | 0         | 0               | <b>8</b> | 9          | 0,11                | 0,89                      |
| Total                | 148        | 11       | 19        | 10              | 12       | <b>196</b> |                     |                           |
| Erro de omissão      |            |          |           |                 |          |            | <b>0,07</b>         |                           |
| Exatidão do produtor | 0,03       | 0,18     | 0,32      | 0,10            | 0,33     |            |                     |                           |
|                      | 0,97       | 0,82     | 0,68      | 0,90            | 0,67     |            |                     |                           |

$\hat{K} = 0,82$  (estimativa de Kappa);  $P_0 = ((143 + 9 + 13 + 9 + 8)/196) * 100 = 93\%$  (exatidão geral)

Observa-se que o maior erro correspondeu ao de omissão para a classe várzea. Isto significa que amostras que na realidade pertenciam à classe várzea foram classificadas como pastagem. Por outro lado, o maior erro de inclusão ocorreu na classe

cultura, sendo que a maior proporção de amostras incluídas por erro nesta classe pertenciam às áreas de mata.

Entretanto, ao se considerar uma exatidão mínima requerida de 85%, segundo as considerações realizadas no item 6.3.1.1, a classificação resultante encontra-se acima deste limiar. Apesar da qualidade da classificação associada aos valores de  $\hat{K}$ , segundo os dados do Quadro 13 (item Material & Métodos), a classificação pode ser considerada *excelente*.

#### **6.4 Larguras necessárias para controle da poluição difusa**

Considerando-se o número de variáveis e a grande faixa de possibilidades advindas da combinação dos mesmos, optou-se por apresentar os resultados dos cálculos das larguras necessárias em representação gráfica (mapas) e também, na forma de tabelas, onde podem ser observados os valores esperados para a melhor e pior condições de drenagem do solo, assim como para as declividades mínima, média e máxima encontradas (Quadros 38, 39 e 40). Os valores foram calculados através da equação (21), de tempo de detenção, que leva em conta os fluxos sub e superficiais.

Os valores em **negrito** representam as condições que exigiriam larguras menores do que os 30 metros exigidos pela Legislação para rios de até 10 metros de largura. Foram calculadas larguras para 46, 57 e 74% de eficiência de retenção. Pode-se observar que para se obter eficiência de 46%, na declividade mínima, a largura em torno de 30 metros seria suficiente para todas as condições de solo da área de estudo. No entanto, para as declividades

média e máxima, apenas o Latossolo Roxo alcançaria 46% de eficiência com largura de até 30 metros (Quadro 38).

Os Quadros 39 e 40 mostram os resultados para eficiências de 57 e 74%. À medida que se deseja obter eficiência mais alta de retenção, são necessárias larguras maiores, já que larguras maiores aumentam a oportunidade para infiltração do escoamento antes que este atinja os corpos d'água. Para as melhores condições de solo, nas declividades mínima e média, 30 metros de zona tampão seriam suficientes para atingir a eficiência pretendida. Quando as condições de solo e uso e ocupação são piores, são necessárias larguras mínimas de 30 metros para quase todas as condições de estudo, sendo que os solos Hidromórfico e Podzólico Vermelho-Amarelo necessitariam 45,47 e 39,12 metros, respectivamente. Valores desproporcionais seriam necessários para as condições de declividade máxima. O fator declividade deve, então, ser considerado com bastante cuidado no manejo para fins de controle da poluição difusa.

Os quadros 38, 39 e 40 podem ser muito úteis no planejamento, já que podem auxiliar na tomada de decisões, orientando e indicando aonde seriam necessários reforços imediatos na restauração da mata ripária.

Os dados cartográficos, por sua vez, são imprescindíveis para as atividades de planejamento. Além de delimitarem larguras variáveis ao longo de toda a rede de drenagem, representam o resultado da modelagem em toda a área de estudo. Enquanto os dados dos Quadros 38 a 40 mostram as faixas de ocorrências possíveis, os mapas resultantes representam valores ponto a ponto. Tais mapas só foram possíveis graças à utilização do SIG, sem o qual a modelagem seria inviável. Também vale destacar que o SIG ainda permitiu o cálculo das áreas por faixa de largura, assim como o confronto entre as larguras requeridas

pelo Código Florestal e as sugeridas pela modelagem para serem atingidas eficiências de 46, 57 e 74% no controle da poluição difusa (Quadros 41 a 43 e Figuras 22 a 24). Os dados apresentados mostram que a largura de 30 metros para rios de até 10 metros seriam suficientes para atender as condições de solo e topografia de 79,87% da área para uma eficiência de 46%. No entanto, para se obter eficiências de 57 e 74%, 30 metros de largura satisfariam 43,58% e 2,49% da área, respectivamente. Quanto às condições de cabeceira de drenagem, cuja proteção garantida por Lei exige 50 metros de raio, estes seriam suficientes para 85,34%, 55,36% e 3,21% da área para as eficiências respectivas de 46, 57 e 74% (Figuras 28 a 30).

Os resultados mostram uma grande variação na eficiência das zonas ripárias. Fica evidente, através das Figuras 31, 32 e 33, que algumas áreas são muito melhores como filtros do que outras. Também é possível observar que seria difícil sugerir apenas uma largura, o que comprova a necessidade da visualização dos resultados da modelagem através de mapas.

Quadro 38 – Largura (metros) necessárias para atingir as eficiências de 46%, para as melhores ( $L_{\min}$ ) e piores ( $L_{\max}$ ) condições de solo e de uso e ocupação

|      | Eficiência de 46%  |              |                   |            |                    |            |
|------|--------------------|--------------|-------------------|------------|--------------------|------------|
|      | Declividade mínima |              | Declividade média |            | Declividade máxima |            |
|      | $L_{\min}$         | $L_{\max}$   | $L_{\min}$        | $L_{\max}$ | $L_{\min}$         | $L_{\max}$ |
| Solo |                    |              |                   |            |                    |            |
| LE2  | <b>6,72</b>        | <b>20,23</b> | 35,91             | 108,07     | 45,77              | 137,74     |
| HI   | <b>8,21</b>        | 30,64        | 41,45             | 154,62     | 52,83              | 197,07     |
| PV   | <b>9,70</b>        | <b>26,35</b> | 50,92             | 138,29     | 64,89              | 176,25     |
| LE1  | <b>5,61</b>        | <b>19,85</b> | 30,15             | 106,65     | 38,43              | 135,93     |
| LR   | <b>5,42</b>        | <b>19,52</b> | <b>19,35</b>      | 69,72      | <b>24,67</b>       | 88,86      |
| R    | <b>9,56</b>        | <b>20,23</b> | 43,90             | 92,94      | 55,70              | 117,93     |

Quadro 39 – Largura (metros) necessárias para atingir as eficiências de 57%, para as melhores ( $L_{\min}$ ) e piores ( $L_{\max}$ ) condições de solo e de uso e ocupação

| Eficiência de 57% |                    |              |                   |            |                    |            |
|-------------------|--------------------|--------------|-------------------|------------|--------------------|------------|
| Solo              | Declividade mínima |              | Declividade Média |            | Declividade máxima |            |
|                   | $L_{\min}$         | $L_{\max}$   | $L_{\min}$        | $L_{\max}$ | $L_{\min}$         | $L_{\max}$ |
| LE2               | <b>9,98</b>        | 30,03        | 53,30             | 160,40     | 67,93              | 204,44     |
| HI                | <b>12,19</b>       | 45,47        | 61,52             | 229,49     | 78,42              | 292,49     |
| PV                | <b>14,40</b>       | 39,12        | 75,57             | 205,25     | 96,32              | 261,60     |
| LE1               | <b>8,33</b>        | <b>29,46</b> | 44,75             | 158,29     | 57,04              | 201,75     |
| LR                | <b>8,04</b>        | <b>28,97</b> | <b>28,72</b>      | 103,48     | 36,61              | 131,89     |
| R                 | <b>14,18</b>       | 30,03        | 65,16             | 137,95     | 82,68              | 175,03     |

Quadro 40 – Largura (metros) necessárias para atingir as eficiências de 74%, para as melhores ( $L_{\min}$ ) e piores ( $L_{\max}$ ) condições de solo e de uso e ocupação

| Eficiência de 74% |                    |            |                   |            |                    |            |
|-------------------|--------------------|------------|-------------------|------------|--------------------|------------|
| Solo              | Declividade mínima |            | Declividade Média |            | Declividade máxima |            |
|                   | $L_{\min}$         | $L_{\max}$ | $L_{\min}$        | $L_{\max}$ | $L_{\min}$         | $L_{\max}$ |
| LE2               | <b>17,05</b>       | 51,32      | 91,09             | 274,14     | 116,10             | 349,40     |
| HI                | <b>20,84</b>       | 77,72      | 105,15            | 392,22     | 134,02             | 499,90     |
| PV                | <b>24,61</b>       | 66,85      | 129,16            | 350,79     | 164,62             | 447,10     |
| LE1               | <b>14,23</b>       | 50,35      | 76,48             | 270,53     | 97,48              | 344,81     |
| LR                | <b>13,74</b>       | 49,51      | 49,09             | 176,85     | 62,57              | 225,41     |
| R                 | <b>24,24</b>       | 51,32      | 111,37            | 235,77     | 141,30             | 299,15     |

Quadro 41 – Áreas das larguras mínimas necessárias para obtenção de eficiência de 46% de retenção, de acordo com a classe de largura

| Classes de Larguras (m) | Área necessária para atingir eficiência de 46% de retenção |        |                   |        |
|-------------------------|--|--------|-------------------|--------|
|                         | Largura de 30 metros                                       |        | Raio de 50 metros |        |
|                         | ha   | %      | ha                | %      |
| 0 a 10                  | 18,34  | 3,70   | 4,95              | 4,61   |
| 11 a 20                 | 244,24   | 49,26  | 64,89             | 60,42  |
| 21 a 30                 | 133,41   | 26,91  | 21,81             | 20,31  |
| 31 a 40                 | 32,23  | 6,50   | 4,39              | 4,09   |
| 41 a 50                 | 7,12   | 1,44   | 0,93              | 0,86   |
| 51 a 60                 | 1,36   | 0,27   | 0,04              | 0,04   |
| 61 a 70                 | 0,11   | 0,02   | 0,00              | 0,00   |
| 71 a 80                 | 0,05   | 0,01   | 0,00              | 0,00   |
| 81 a 90                 | 0,03   | 0,01   | 0,00              | 0,00   |
| 91 a 100                | 6,22   | 1,25   | 1,75              | 1,63   |
| > 100                   | 52,71  | 10,63  | 8,64              | 8,04   |
| Total                   | 495,82   | 100,00 | 107,40            | 100,00 |

Quadro 42 – Áreas das larguras mínimas necessárias para obtenção de eficiência de 57% de retenção, de acordo com a classe de largura

| Classes de Larguras (m) | Área necessária para atingir eficiência de 57% de retenção |        |                   |        |
|-------------------------|--|--------|-------------------|--------|
|                         | Largura de 30 metros                                       |        | Raio de 50 metros |        |
|                         | ha   | %      | ha                | %      |
| 0 a 10                  | 0,85   | 0,17   | 0,04              | 0,04   |
| 11 a 20                 | 52,18  | 10,52  | 16,97             | 15,80  |
| 21 a 30                 | 163,05   | 32,89  | 42,44             | 39,52  |
| 31 a 40                 | 107,01   | 21,58  | 21,45             | 19,97  |
| 41 a 50                 | 67,06  | 13,52  | 9,72              | 9,05   |
| 51 a 60                 | 25,21  | 5,08   | 3,56              | 3,31   |
| 61 a 70                 | 8,81   | 1,78   | 1,14              | 1,06   |
| 71 a 80                 | 4,41   | 0,89   | 0,56              | 0,52   |
| 81 a 90                 | 1,75   | 0,35   | 0,10              | 0,09   |
| 91 a 100                | 0,57   | 0,11   | 0,02              | 0,02   |
| > 100                   | 64,92  | 13,09  | 11,41             | 10,62  |
| Total                   | 495,82   | 100,00 | 107,40            | 100,00 |

Quadro 43 – Áreas das larguras mínimas necessárias para obtenção de eficiência de 74% de retenção, de acordo com a classe de largura

| Classes de Larguras (m) | Área necessária para atingir eficiência de 74% de retenção |        |                   |        |
|-------------------------|--|--------|-------------------|--------|
|                         | Largura de 30 metros                                       |        | Raio de 50 metros |        |
|                         | ha   | %      | ha                | %      |
| 0 a 10                  | 0,44   | 0,09   | 0,06              | 0,06   |
| 11 a 20                 | 0,87   | 0,18   | 0,05              | 0,05   |
| 21 a 30                 | 10,99  | 2,22   | 3,33              | 3,10   |
| 31 a 40                 | 46,62  | 9,40   | 15,58             | 14,51  |
| 41 a 50                 | 87,63  | 17,67  | 23,98             | 22,33  |
| 51 a 60                 | 77,32  | 15,59  | 18,18             | 16,92  |
| 61 a 70                 | 57,21  | 11,54  | 12,50             | 11,64  |
| 71 a 80                 | 48,28  | 9,74   | 8,14              | 7,58   |
| 81 a 90                 | 37,91  | 7,65   | 5,53              | 5,15   |
| 91 a 100                | 25,43  | 5,13   | 3,57              | 3,32   |
| > 100                   | 102,39   | 20,65  | 16,49             | 15,35  |
| Total                   | 495,82   | 100,00 | 107,40            | 100,00 |

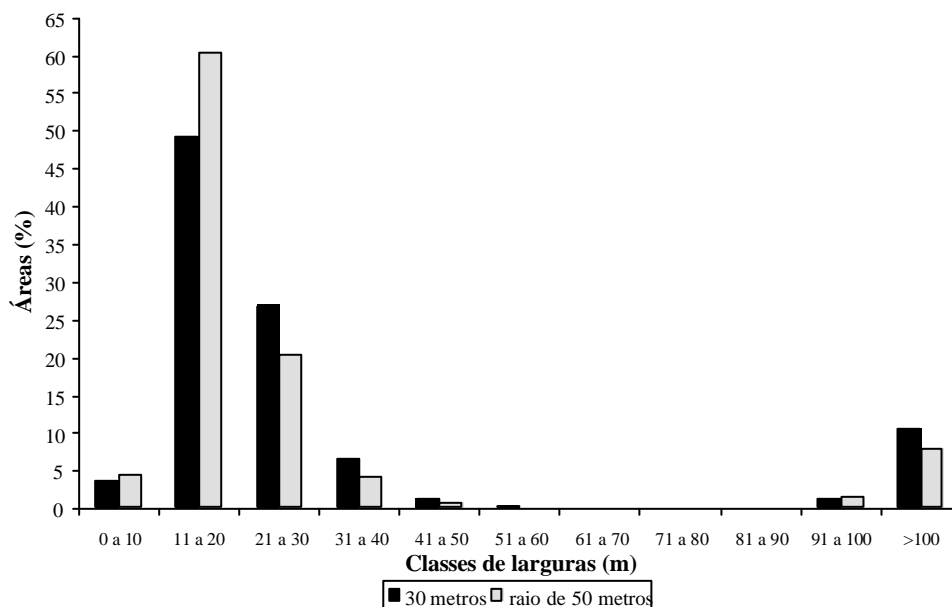


Figura 25 – Distribuição do percentual das classes de larguras (m) necessárias para a obtenção de eficiência mínima de 46 % de retenção

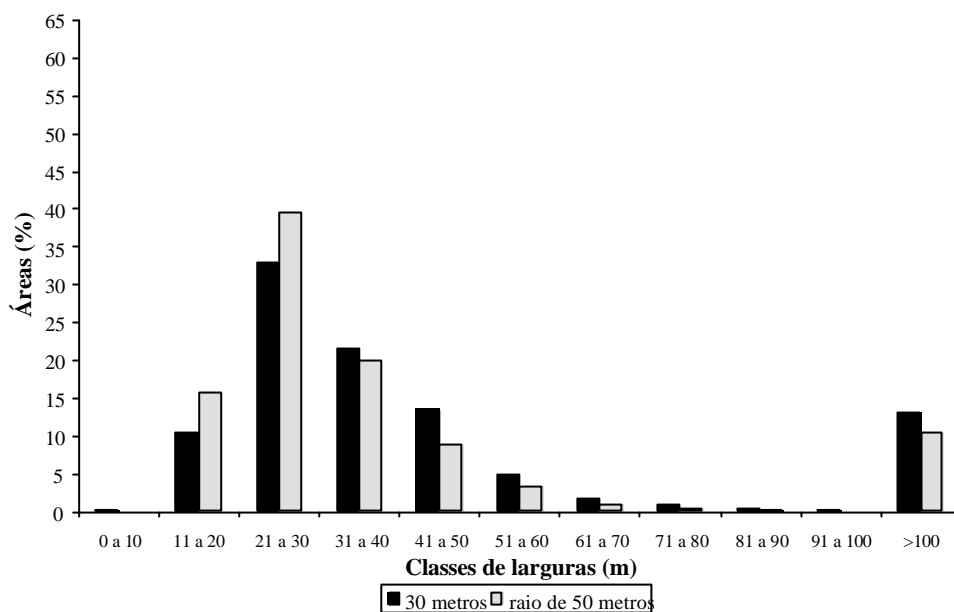


Figura 26 – Distribuição do percentual das classes de larguras (m) necessárias para a obtenção de eficiência mínima de 57 % de retenção

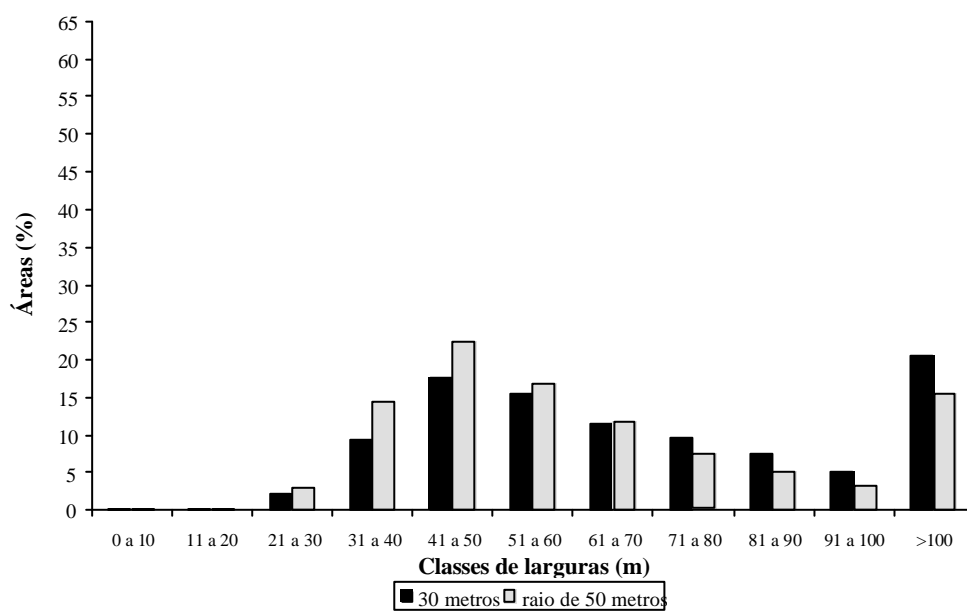


Figura 27 – Distribuição do percentual das classes de larguras (m) necessárias para a obtenção de eficiência mínima de 74 % de retenção

## 6.5 Considerações finais

A restauração de zonas ripárias degradadas, entendidas como áreas de preservação permanente pela Legislação Brasileira, deve ser encarada como uma determinação legal e não como uma atividade facultativa. A Lei de Política Agrícola (Lei nº. 8171 de 17 de janeiro de 1991) determinou a recuperação gradual das Áreas de Preservação Permanente, estabelecendo um período de 30 anos para a recuperação da vegetação nativa nas áreas onde esta foi eliminada. Pesquisas desenvolvidas de 1988 para cá têm diminuído os custos e o tempo de implantação das matas ciliares, com perspectivas de redução ainda maiores nos custos operacionais de plantio, tornando a restauração acessível também aos pequenos proprietários (Kageyama & Gandara, 2000).

As larguras aqui apresentadas para a restauração de mata ciliar têm um caráter prático bastante viável, já que existe conhecimento técnico e vontade política por parte da Casa da Agricultura e da Prefeitura de Pardinho na restauração dessa área de manancial. No entanto, antes de tudo, deve existir bom senso na análise dos resultados e na adoção das larguras. As Figuras 14 a 19 mostram que existe um ponto onde o incremento em largura não mais corresponde ao ganho em eficiência. Tal ponto ótimo deve variar de condição para condição, de acordo com todos os parâmetros aqui considerados, mas o mais importante num plano de restauração da mata ciliar é garantir a sua restauração efetiva de acordo com a legislação e reforçar áreas onde a declividade é muito acentuada ou a drenagem do solo é deficiente. Os mapas aqui apresentados também podem servir como um método de identificação de áreas prioritárias de restauração (Figuras 28 a 33). A restauração pode ser

feita em etapas, iniciando-se nas condições mais degradadas. Essa estratégia pode permitir a melhor utilização dos recursos humanos e financeiros.

Larguras variáveis da zona ripária como zona tampão refletem melhor as variações das condições locais, a interação com a geomorfologia, geologia e com o regime de chuvas, do que a estratégia de estabelecer larguras fixas. Lima & Zakia (2000), também sustentam que o enfoque da microbacia tem muita importância pela sua conotação prática imediata, já que as informações são úteis para orientar o manejo dos recursos naturais, ou seja, o uso da terra para atender as necessidades do homem, dentro de normas ambientais que garantam a perpetuação de valores hidrológicos (qualidade e quantidade da água), ecológicos (biodiversidade) e estéticos da paisagem. Nesse contexto, o presente estudo visou contribuir para a definição do critério hidrológico de estabelecimento da largura mínima de faixa ciliar na zona ripária almejando a proteção dos cursos d'água, através da redução da poluição difusa.

Deve-se lembrar ainda que as larguras determinadas através de modelos hidrológicos para simulação de escoamento superficial ou transporte de sedimentos e carga de poluentes, não consideram fatores relacionados à manutenção da biodiversidade. Assim, esse importante aspecto deve também ser levado em conta. Em áreas aonde há preocupação com aspectos da vida silvestre, essa informação deve ser acrescentada para o delineamento de larguras que atinjam tais objetivos.

## 7. CONCLUSÕES

Os resultados encontrados para as simulações das eficiências de retenção do escoamento superficial e pico do escoamento para as condições mais críticas da área de estudo, através do modelo CHDM, permitiram concluir que a utilização de zonas tampão ripárias para a finalidade de controle da poluição difusa apresenta um limiar de eficiência, acima do qual os ganhos em eficiência não correspondem ao incremento em largura da mata. Tendo em vista o grande número de variáveis envolvidas e sua influência nos resultados obtidos, sugere-se maior atenção às variações e necessidades regionais das condições físicas e ecológicas que margeiam os recursos hídricos superficiais no Brasil.

Os resultados aqui obtidos contemplam as necessidades exclusivas da área de estudo, o que indica a necessidade de conhecimento mais detalhado em outras regiões, onde as condições de solo, precipitação e da vegetação ribeirinha podem configurar a necessidade de valores de larguras diferentes e/ou técnicas adicionais de manejo que auxiliem na manutenção da qualidade da água.

Embora os resultados encontrados pela modelagem através do SIG para a área de estudo apontem que as larguras estabelecidas pela Legislação são suficientes para tamponar cerca de 79,87% da área e 85,34% das cabeceiras de drenagem, para se obter eficiência de 46% de retenção do escoamento, apenas uma análise da qualidade local da água poderia orientar para uma definição da eficiência desejada e conseqüente largura. Mais importante do que a largura do rio, o conhecimento da atividade econômica desenvolvida na porção superior da bacia pode melhor auxiliar na estratégia de adoção de larguras. Dessa

forma, poderia ser configurada uma estratégia que levasse em conta a atividade econômica, a declividade, a intensidade das precipitações e as propriedades hidrológicas do solo.

Do ponto de vista do planejamento ambiental, o estudo realizado permitiu a identificação de áreas críticas para o controle da poluição difusa. Assim, pode-se estabelecer um plano de restauração em etapas, o que favorece a melhor utilização dos recursos humanos e financeiros, iniciando-se nas condições mais degradadas das sub-bacias.

Quanto à metodologia empregada nesse estudo, o geoprocessamento (SIGs, dados de sensoriamento remoto, técnicas de modelagem espacial, etc.) favorece a percepção holística do meio ambiente, principalmente quando aplicado na escala de bacia hidrográfica. O geoprocessamento permite a identificação de áreas críticas de poluição ambiental e a avaliação da eficiência das estratégias de manejo antes que elas sejam adotadas.

A adoção de larguras de zona tampão variáveis deve ser entendida como uma medida conjunta dentro da atividade de planejamento da paisagem cuja principal meta é assumir uma posição preventiva, garantindo o uso racional e sustentado dos recursos naturais. A consequência do planejamento integrado da paisagem deve ser a obtenção do benefício econômico máximo por parte do proprietário da terra e a prevenção ou solução de conflitos entre indivíduos ou entre as necessidades e valores da sociedade.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS\*

AB'SABER, A.N. Bases conceituais e papel do conhecimento na previsão de impactos. In: Müller-Plantenberg, C. & Ab'SABER, A.N. (Orgs.) *Previsão de Impactos: O Estudo de Impacto Ambiental no Leste, Oeste e Sul. Experiências no Brasil, na Rússia e na Alemanha*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1994. Cap.1, pp.27-49.

AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS. *Hydrology Handbook*. New York: ASCE, 1996. 784p.

ARONOFF, S. Classification accuracy: a user approach. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.48, n. 8 p. 1299-1307, 1982.

AYOADE, J.O. *Introdução à climatologia para os trópicos*. São Paulo: DIFEL, 1986. 332p.

BAGNOLD, R.A. An approach to the sediment transport problem from general physics. *U.S. Geol. Surv., Prof. Pap.*, 422-J, 1966. 37p.

BAGNOLD, R.A. Bedload transport by natural rivers. *Water Resour. Res.*, 13: 303-12, 1977.

BAPTISTA, G.M.M., OLIVEIRA, A. L., CARVALHO, Jr., O.A., EID, N.J. Método de determinação do comprimento de rampa da USLE, discretizado espacialmente pixel a pixel. In: SIMPÓSIO DE USUÁRIOS IDRISI, 2, 1997, Campinas. *Caderno de*

---

\* UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA. Coordenadoria Geral de Bibliotecas, Editora Unesp. *Normas para publicações da UNESP*. São paulo: Editora UNESP, 1994, 4v., v.2, Referências Bibliográficas.

- Resumos...* Campinas: UNICAMP/FEAGRI, FPE/Faculdade de Agronomia “Manoel Carlos Gonçalves”, EMBRAPA/CNPTIA, UNICAMP/CEPAGRI, 1997, p.97-100.
- BARFIELD, B.J., TOLLNER, E.W., HAYES, J.C. Prediction of sediment transport in grassed media. *ASAE* paper n. 77-2023, American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI, 1977.
- BARTON, D.R., TAYLOR, W.D., BIETTE, R.M. Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario streams. *North Am. J. Fish Manage.*, n.5, p. 364-378, 1985.
- BASNYAT, P., TEETER, L.D., LOCKABY, B.G., FLYNN, K.M. The use of remote sensing and GIS in watershed level analyses of non-point source pollution problems. *Forest Ecology and Management*, v.128, p.65-73, 2000.
- BELT, G.H., O’LAUGHLIN, J., MERRILL, T. Design of forest riparian buffer strips for the protection of water quality: analysis of scientific literature. Boise: University of Idaho. Idaho Forest, Wildlife and Range Policy Analysis Group, Report no. 8, 1992, 35p.
- BEVEN, K., BINLEY, A. The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction. *Hydrological Processes*, p.279-98, 1992.

- BISHOP, Y.M.M., FIENBERG, S.E., HOLLAND, P.W. Measures of association and agreement. In: \_\_\_\_ *Discrete multivariate analysis: theory and practice*. Cambridge: MIT, 1975. Cap. 11, p.373-400.
- BRAKENSIEK, D.L., RAWLS, W.J. Effects of agricultural and rangeland management systems on infiltration, in *Modeling Agricultural, Forest, and Rangeland Hydrology-proc. Of the 1988 International Symposium*, Am. Soc. Agr. Engrs. St. Joseph, MI, 247, 1988.
- BRODERSON, J.M. *Sizing buffer strips to maintain water quality*. M.S. Thesis, Univ. of Washington, Seattle, WA., 1973.
- BROOKS, K.N., FFOLIOTT, P.F., GREGERSEN, H.M., DE BANO, L.F. *Hydrology and the management of watersheds*. Ames:Iowa State University Press, 1997. 502p.
- BURROUGH, P. A. *Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment*. Oxford: Clarendon Press, 1986. 194p.
- CALDEIRA, H.S. *Classificação temática de áreas litorâneas: uma contribuição metodológica*. São José dos Campos. 133p. (INPE-5586-TDI/548). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1994.
- CARRILHO, J.M.Z.F. *Detecção de mudanças da cobertura do terreno em uma região do cerrado*. São José dos Campos. 110p. 9INPE-5979-TDI/575). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1996.

CARUSO, C., QUARTA, F. Interpolation methods comparison. *Computers Math. Applic.*, v. 35, n. 12, pp. 109-26, 1998.

CARVALHO, W.A. *Relações entre relevo e solos da bacia do Rio Capivara – Município de Botucatu, SP.* Botucatu, 1981. 193p. Tese (Livre Docência) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

CASTELLE, A.J., CONOLLY, C., EMERS, M., METZ, E.D., MEYER, S., WITTER, M., MAUERMANN, S., ERICKSON, T., COOKE, S.S. *Wetland buffers: use and effectiveness.* Publ. 92-10, Adolffonson Assoc., for Shorelands and Coastal Zone Manage. Program, Washington Dep. Of Ecology, Olympia, WA, 1992.

CASTELLE, A.J., JOHSON, A.W., CONOLLY, C. Wetland and stream buffer size requirement: a review. *J. Environ. Qual.*, v.23, p.878-882, 1994.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo.* São Paulo, CETESB, 1998. 294p. (Série relatórios).

CHRISTOFOLETTI, A. *Modelagem de Sistemas Ambientais.* São Paulo: Edgard Blücher, 1999. 236p.

- CLARK, E.H., HAVERKAMP, J.A., CHAPMAN, W. *Eroding soils: the off-farm impacts*. The Conservation Foundation, Washington, DC, 1985. 252p.
- COELHO NETTO, A.L. *Surface hydrology and soil erosion in a tropical Mountainous rainforest drainage basin, Rio de Janeiro*. Tese de Doutorado, Katholieke Universiteit Leuven, Belgium, 181p., 1985.
- COELHO NETTO, A.L. Overlandflow production in a tropical rainforest catchment: the role of the litter cover. *Catena*, v. 14, n.3, p.213-231, 1987.
- COELHO NETTO, A.L. Hidrologia de encosta na interface com a geomorfologia. In: GUERRA, A.J.T. & CUNHA, S.B. (Ed.) *Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos*. Cap.3, pp.93-148, 1995.
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITY. *CORINE: soil erosion risk and important land resources*. EU DGXII. EUR 13233EN. Brussels. 1992.
- CONGALTON, R.G. A comparison of sampling scheme used in generating error matrices for assessing the accuracy of maps generated from remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.54, n.5, p. 593-600, 1988.
- CONGALTON, R.G. A review of assessing the accuracy of classification of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, v.37, n.1, p. 35-46, 1991.

- CONTE, M.L. *Aspectos quantitativos e qualitativos das águas da Bacia Experimental do Rio Pardo, Região de Botucatu, SP.* Botucatu, 1999. 157p. Tese (Doutorado em Agronomia), Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista.
- COOPER, J.R., GILLIAM, J.W., DANIELS, R.B., ROBARGE, W.P. Riparian areas as filters for agricultural sediment. *Soil Science Society of America Journal*, v. 51, p. 416-420, 1987.
- CRÓSTA, A.P. *Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto.* Campinas: IG/UNICAMP, 1993. 170p.
- DALE, P.F., McLAUGHLIN, J.D. *Land information management: an introduction with special reference to cadastral problem in Third World countries.* New York: Oxford University Press, 1988. 263p.
- DELONG, M.D., BRUSVEN, M.A. Classification and spatial mapping of riparian habitat with applications toward management of streams impacted by nonpoint source pollution. *Environmental Management*, v.15, n.4, p.565-571, 1991.
- DILLAHA, T.A., SHERRARD, J.H., LEE, D. Virginia water Resources Research Center – Virginia Polytechnic Institute and State University,. Bulletin 153, 1986.

DILLAHA, T.A., RENEAU, R.B., MOSTAGHIMIS., SHANHOLTZ, V.O., MAGETTE, W.L. *Evaluating nutrient and sediment losses from agricultural lands: vegetative filter strips*. United States EPA CBP/TRS4/87, 1987.

DOYLE, R.C., STANTON, G.D., WOLF, D.C. Effectiveness of forest and grass buffer strips in improving water quality of manure polluted runoff. ASAE Paper n. 77-2501, St. Joseph, MI, 1977.

DUNNE, T. Formation and controls of channel networks. *Prog. Phys. Geogr.* 4, p.211-239, 1980.

DUNNE, T. Hydrology, mechanics and geomorphic implications of erosion by surface flow. In: Higgins, C.G. & Coates, D.R.(Ed.) *Groundwater Geomorphology*, Geolo. Soc. Am. Spec. Pap., 252, 1-28, 1990.

EASTMAN, J.R. *IDRISI for Windows: Exercícios tutoriais*. J. Ronald Eastman. Editor da versão em português, Heinrich Hasenach. Porto Alegre, UFRGS Centro de Recursos Idrisi, 1996. 109p.

EASTMAN, J.R. *Guide to GIS and Image Processing*. Massachussets: Clark University, v. 1, 1999, 193p.

ENGMAN, E.T. Roughness coefficients for routing surface runoff. *J. Irrig. Drain. Eng.*, Am. Soc. Civ. Eng., v.112, p.39-53, 1986.

FARIAS, G.L., LIMA, M.C. *Coletânea da Legislação Ambiental Federal/Estadual*. Curitiba: Imprensa Oficial do Estado do Paraná, 1990. 535p.

FERNANDES, L.A., COIMBRA, A.M. A Bacia Bauru (Cretáceo Superior). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 68, n. 2, p.195-205, 1996.

FLANAGAN, D.C., FOSTER, G.R., NEIBLING, W.H., BURT, J.P. Simplified equations for filter strip design. *ASAE*, v.32, n.6, p.2001-07, 1989.

FLETCHER, J.J., PHIPPS, T.T. Data needs to assess environmental quality issues related to agriculture and rural areas. *American Journal of Agricultural Economics*, v.3, p.926-932, 1991.

GASPER, D. Non-point pollution.  
<http://www.wvhighlands.org/voicejan99/nonpointpol.dg.d98j99.w.htm>, 2000.

GESSLER, P.E., MOORE, I.D., McKENZIE, N.J. RYAN, P.J. Soil-landscape modelling and spatial prediction of soil attributes. *International Journal of Geographical Information Systems*, v.4, p.421-432, 1995.

- GREGORY, S.V., SWANSON, F.J., McKEE, W.A., CUMMINS, K.W. Na ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, v.41, n.8, pp.540-551, 1991.
- GROFFMAN, P.M., GOLD, A.J., SIMMONS, R.C. Nitrate dynamics in riparian forests: microbial studies. *Journal of Environmental Quality*, v. 21, p. 666-671, 1992.
- HAAN, C.T., BARFIELD, B.J., HAYES, J.C. *Design hydrology and sedimentology for small catchments*. San Diego: Academic Press, 1994. 588p.
- HAGGET, P., CHORLEY, R.J. Modelos, paradigmas e a Nova Geografia. In: CHORLEY, R.J., HAGGET, P. (Eds.) *Modelos físicos e de informação em Geografia*. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 1-19, 1975.
- HAMLETT, J.M., MILLER, D.A., DAY, R.L., PETERSEN, G.W. BAUMER, G.M., RUSSO, J. Statewide GIS-based ranking of watersheds for agricultural pollution prevention. *J. Soil Water Conserv.*, v.47, n. 5, p.399-404, 1992.
- HAMLETT, J.M., MERTZ, T., PETERSEN, G. GIS targets agricultural nonpoint source pollution. In: LYON, J.G., McCARTHY, J. (Ed.) *Wetland and environmental applications of GIS*. New York: Lewis Publishers, 1995. Cap. 12, p.159-172.
- HAMMER, M.J., MACHIKAN, K.A. *Hydrology and Quality of Water Resources*. New York: John Wiley, 1981.

- HEATH, R.C. *Basic ground-water hydrology* (US Geological Survey water-supply paper 2220). Washington, DC: US Government Printing Office, 1989.
- HENRY, R. Estudos ecológicos na represa do Rio Pardo (Botucatu, SP, Brasil). I: O ambiente variações diurnas de alguns fatores ambientais. *Rev. Bras. Biol.*, v.41, n.1, p.153-61, 1981.
- HENRY, R., GOUVEIA, L. Os fluxos de nutrientes e seston em cursos em cursos de água do Alto Paranapanema (São Paulo) – Sua relação com usos do solo morfologia das bacias de drenagem. *An. Acad. Bras. Ciênc.*, v.65, n.4, p.439-51, 1993.
- HENRY, R., CARAMASCHI, E.M.P., TUNDISI, J.G. Preliminary results of a survey of ecological factors in a shallow tropical reservoir. *Rev. Bras. Biol.*, v.38, n.1, p.171-5, 1978.
- HENRY, R., UIEDA, V.S., AFONSO, A.A.O., KIKUCHI, R.M. Input of allochthonous matter and structure of fauna in a Brazilian headstream. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v.25, pp. 1866-70, 1994.
- HERRON, N.F., HAIRSINE, P.B. A scheme for evaluating the effectiveness of riparian zones in reducing overland flow to streams. *Australian Journal of Soil Research*, v.36, p.683-98, 1998.

- HESSION, C.W., SHANHOLTZ, V.O . A Geographic Information system for targeting nonpoint source pollution. *Journal of Soil and Water Conservation*, v.43, n.3, p.264-6, 1988.
- HEWITT, M.J. Synoptic inventory of riparian ecosystems: the utility of Landsat Thematic Mapper data. *Forest Eco. Manage.* 33/34, 605-620, 1990.
- HEWITT, M.J.; MACE, T.H. EPA remote sensing resources for lake management. Proc. Nat. Conf. On Enhancing State Lake Mgmt., North American Lake Management Society, 1988.
- HEWLETT, J.D. *Principles of forest hydrology*. Athens: Univ. of Georgia Press, 1982.
- HEWLETT, J.D., HIBBERT, A.E. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. *International Symposium on Forest Hydrology*. Pergamon Press: 275-290, 1967.
- HEWLETT, J.D., TROENDLE, C.A. Nonpoint and diffused water sources: a variable source area problem. In: *Proceedings of a Symposium on Watershed Management*, 21-46. New York: American Society of Civil Engineers, 1975.
- HORNBERGER, G.M., BEVEN, K.J., GERMANN, P.F. Inferences about solute transport in macroporous forest soils from time series models. *Geoderma*, v.46, pp.249-262, 1990.

HORNBERGER, G.M., RAFFENSPERGER, J.P., WIBERG, P.L., ESHLEMAN, K.N.

*Elements of Physical Hydrology*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1998. 302p.

HORTON, R.E. The role of infiltration in the hydrologic cycle. *Transactions of the American Geophysical Union*, v.14, p. 446-460, 1933.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. *Mapa Geológico do Estado de São Paulo*. 2.v., 1981.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. *Carta de risco de erosão da área urbana de Botucatu, SP*. Relatório nº33, 369, 1995. 94p.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS/DIVISÃO DE GERAÇÃO DE IMAGENS. Catálogo de imagens Landsat-TM. [online]. URL:barney.dgi.inpe.br. Dez. 1996.

IPPOLITI-RAMILO, G.A. *Imagens TM/Landsat-5 da época de pré-plantio para a previsão da área de culturas de verão*. (INPE-7116-TDI/668). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1999.

JACOBS, T.C., GILLIAM, J.W. Headwater stream losses on nitrogen from two coastal plain watersheds. *J. of Env. Qual.*, n.14, p.467-472, 1985.

- JENSEN, J.R., RUTCHEY, K., KOCH, M.S. NARUMALANI, S. Inland wetland change detection in the Everglade Water Conservation Area 2<sup>A</sup> using a time series of normalized remotely sensed data. *Photogramm. Eng. Remote Sensing* 61, 199-209, 1995.
- KAGEYAMA, P., GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R., LEITÃO FILHO, H.F. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: FAPESP, 2000. Cap. 15, p.249-69.
- KARR, J.R., SCHLOSSER, I.J. Water resources and the land-water interface. *Science*, v.201, p.229-34, 1978.
- KOVACIC, D.A., OSBORNE, L.L., DICKSON, B.C. The influence of riparian vegetation on nutrient losses in a midwestern stream watershed. *Water Resources Center, University of Illinois Project no. S-1117*, 1990.
- KRENKEL, P.A., NOVOTNY, V. *Water Quality Management*. New York: Academic Press, 1980.
- KUUSEMETS, V., MANDER, U. Ecotechnological measures to control nutrient losses from catchments. *Wat. Sci. Tech.*, v.40, n.10, p195-202, 1999.
- LANDIS, J.R., KOCK, G.G. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, v.33, n.1, p.159-174, 1977.

LEE, D., DILLAHA, T.A., SHERRARD, J. Modeling Phosphorus transport in grass buffer strip. *J. Env. Eng.*, v.115, n.2, p.409-427, 1989.

LEOPOLDO, P.R., HERRERA, O.M. Estimativa do consumo e da demanda em água potável na cidade de Botucatu-SP. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 12, 1997, Vitória. *Anais...* Vitória: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1997. 6p. (298.DOC) (CD-ROM).

LEOPOLDO, P.R., SANSIGOLO, C.A., MARTINS, D. Análise estatística das intensidades e precipitações máximas de Botucatu, SP. *Irrigação e Tecnologia Moderna*, v.16, p.11-14, 1989.

LILLESAND, T.M., KIEFER, R.W. *Remote Sensing and Image Interpretation*, 3<sup>rd</sup> edn., New York, Wiley, 1994, pp. 585-618.

LIMA, P.R.A. *Retenção de água de chuva por mata ciliar na Região Central do Estado de São Paulo*. Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Dissertação de Mestrado, 1998. 100p.

LIMA, W.P., ZAKIA, M.J.B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R., LEITÃO FILHO, H.F. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: FAPESP, 2000. Cap. 3, p.33-44.

LOGAN, T.J. An assessment of Great Lakes tillage practices and their potential impact on water quality. In: LOGAN, T.J. (Ed.) *Effects of Conservation Tillage on Groundwater Quality*. Chelsea: Lewis Publisher, 1988.

LOPES, V.L. CHDM: Catchment Hydrology Distributed Model. *Proceedings of Watershed Management*, San Antonio, Texas, p.144-153, 1995.

LOVEJOY, S. B., LEE, J.G., RANDHIR, T.O., ENGEL, B.A. Research needs for water quality management in the 21<sup>st</sup> century: a spatial decision support system. *J. Soil and Water Conservation*, v.52, n. 1, p.18-22, 1997.

LOWRANCE, R., TODD, R., ASMUSSEN, L. Waterborne nutrient budgets for the riparian zone in an Agricultural watershed. *Agricultural Ecosystems and the Environment*, 10, 371-384, 1983.

LOWRANCE, R., TODD, R., ASMUSSEN, R. Nutrient cycling in an Agricultural watershed I. Phreatic Movement. *J. Environ. Qual.*, v.13, n.1, p.22-26, 1984 a.

LOWRANCE, R., TODD, R., ASMUSSEN, R. Nutrient cycling in an Agricultural watershed II. Streamflow and artificial drainage. *J. Environ. Qual.*, v.13, n.1, p.27-32, 1984b.

LOWRANCE, R., TODD, R., FAIL, J., Jr., HENDRICKSON, O., JR., LEONARD, R., ASMUSSEN, L. Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *BioScience*, v.34, n.6, p.374-377, 1984c.

LOWRANCE, R.R., McINTYRE, S., LANCE, J.C. Erosion and deposition in a coastal plain watershed measured using CS-137. *Journal of Soil and Water Conservation*, v.43, p.195-8, 1988.

LYNCH, J.A., CORBETT, E.S., MUSSALEM, K. Best management practices for controlling nonpoint source pollution on forested watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*, 40, p. 164-7, 1985.

MARSH, W. *Landscape planning: environmental applications*. 3<sup>d</sup> ed. New York: John Wiley & Sons, 1998. 434p.

MATSON, K.C., FELLS, J.E. Approaches to automated water table mapping. [http://bbq.ncgia.ucsb.edu/conf/santa\\_fe\\_cd-rom/sf\\_papers/matson\\_kris/santa-fe.2.html](http://bbq.ncgia.ucsb.edu/conf/santa_fe_cd-rom/sf_papers/matson_kris/santa-fe.2.html) , 2000.

McHARG, J.L. *Design with nature*. Natural History Press, new York, New York, 1969.

MILLER, M.H., SPIRES, A.C. Contribution of Phosphorus to the Great Lakes from agricultural land in the Canadian Great Lakes Basin. PLUARG (Pollution from Land Use

Activities Reference Group) Report to the International Joint Commission. Windsor, Ontario, 1978. 55p.

MITSCH, W.J.; JØRGENSEN, S.E. *Ecological Engineering: an introduction to ecotechnology*. John Wiley and Sons, New York, 1989. p.472

MUSCUTT, A .D., HARRIS, G.L., BAILEY, S.W., DAVIES, D.B. Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environments*, v.45, p.59-77, 1993.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. *Soil and water quality: an agenda for agriculture*. Washington, D.C.: National Academy press, 1993.

ORTIZ, M.J., FORMAGGIO, A.R., EPIPHANIO, J.C.N. Classification of croplands through integration of remote sensing, GIS and historical database. *International Journal of Remote Sensing*, v.18, n.1, p.8-20, 1997.

PEGRAM, G.C., BATH, A.J. Role of non-point sources in the development of a water quality management plan for the Mgeni River catchment. *Wat. Sci. Tech.*, v.32, n. 5-6, pp.175-182, 1995.

PELLETIER, R.E. Evaluating nonpoint pollution using remotely sensed data in soil erosion models. *J. Soil Water Conserv.*, p.332-335. 1985.

- PETERJOHN, W.T., CORRELL, D.L. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, v.65, n. 5, p.1466-75, 1984.
- PHILLIPS, J.D. Effect of buffer zones on estuarine and riparian land use in eastern North Carolina. *Southeastern Geographer*, XXIX, p.136-49, 1989a.
- PHILLIPS, J.D. Evaluation of North Carolina's estuarine shoreline area of environmental concern from a water quality perspective. *Coastal Management*, n.17, p.103-17, 1989b.
- PHILLIPS, J.D. An evaluation of the factors determining the effectiveness of water quality buffer zones. *J. of Hydrol.*, n.107, p. 133-45, 1989c.
- PHILLIPS, J.D. Non-point source pollution control effectiveness of riparian forests along a coastal plain river. *J. of Hydrol.*, n.110, p.221-37, 1989d.
- PHILLIPS, J.D. Evaluating estuarine shoreline buffer zones for non-point source pollution control. *Proceedings of Coastal Zone '89*, p.399-411, 1989e.
- PHILLIPS, J.D. Wetland buffers and runoff hydrology. In: Mulamootil, G., Warner, B.G., McBean, E.A. (Ed.) *Wetlands: environmental gradients, boundaries, and buffers*. Boca Raton: Lewis Publishers, 1996.

PRATO, T., RHEW, S.R., BRUSUEN, M. Soil erosion and nonpoint source pollution control in an Idaho watershed. *Journal of Soil and Water Conservation*, v.44, p.323-8, 1989.

QUINTANILHA, J. A. Entrada e conversão de dados: processos de construção de bases digitais de dados espaciais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOPROCESSAMENTO, 3, São Paulo, p.29-58, 1995, *Anais...*, São Paulo, 1995.

RAWLS, W.J., BRAKENSIEK, D.L., SAXTON, K.E. Estimation of soil water properties. *Trans. ASAE*, v.25, n.5, pp.1316-20,1328, 1982.

REBOUÇAS, A.C. *Panoramas da degradação do ar, da água doce e da terra no Brasil*. São Paulo: IEA/USP; Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1997. 150p.

RIBEIRO, F.L. *Sistema de Informações Geográficas aplicados ao mapeamento dos usos atual e adequado da terra d Alto Rio Pardo – Botucatu (SP)*. Botucatu, 1998. 114p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

RIBEIRO, F.L., SIMÕES, L.B., CAMPOS, S., PIROLI, E.L., SANTOS, T.G. dos, CARDOSO, L.G. Uso das terras do Alto Rio Pardo, Botucatu (SP), obtido através da Análise Visual. In: Reunião Científica em Ciências Agrárias do Lageado, 6. Botucatu – SP. 1999. *Resumos...* Botucatu, 1999.

RODRIGUES, R.R. Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In:

- RODRIGUES, R.R., LEITÃO FILHO, H.F. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: FAPESP, 2000. Cap. 6, p.91-99.
- 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: FAPESP, 2000. Cap. 15, p.235-247.
- ROSENFELD, G.H., FITZPATRICK-LINS, K.A. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.52, n.2, p.223-227, 1986.
- SÃO PAULO. Secretaria de Recursos Hídricos, Saneamento e Obras. *Legislação sobre recursos hídricos*. São Paulo: DAEE, 1994. 72p.
- SCHALLER, F.W., BAILEY, G.W. *Agricultural management and water quality*. Iowa State University Press, Ames, Iowa.
- SHELLINGER, G.R., CLAUSEN, J.C. Vegetative filter treatment of dairy barnyard runoff in cold regions. *J. Environ. Qual.*, v.21, p.40-45, 1992.
- SCHNABEL, R. Nitrate concentrations in a small stream as affected by chemical and hydrologic interactions. In: *The Riparian Zone in Watershed Research Perspectives*, Smithsonian Environmental Research Center, 1986.

SHIMABUKURU, Y.E., SMITH, J.A. The least-Squares Mixing Models to Generate Fraction Images Derived From Remote Sensing Multispectral Data. *Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 1991, v. 29, pp.16-20.

SHIMABUKURU, Y.E., MELLO, E.M.K., MOREIRA, J.C., DUARTE, V. Segmentação e classificação da imagem sombra do modelo de mistura para mapear desflorestamento na Amazônia. São José dos Campos. 1997.

SILVA, A.M.M., HENRY, R., CARVALHO, L.R., SANTINI, J.A.J. A capacidade de autodepuração de um curso de água: um estudo de caso no Rio Pardo (Botucatu, SP). *Acta Limnol. Bras.*, v.10, n.2, p.245-68, 1998.

SILVA, A.M.M. *Hidroquímica e processos antrópicos na Bacia Hidrográfica do Alto Rio Pardo, Botucatu, SP*. Botucatu, 1999. Tese (Livre-Docência) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista.

SIMMONS, R.C., GROFFMAN, P.M., GOLD, A.J. Nitrate dynamics in riparian forests: groundwater studies. *Journal of Environmental Quality*, v.21, p.656-65, 1992.

SIMÕES, L.B., RIBEIRO, F.L., CARDOSO, L.G., CAMPOS, S., BARROS, Z.X. de A GIS-based permanent preservational area analysis: High Pardo River watershed, Pardinho Town, SP. In: FOREST99, CONGRESSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAL SOBRE

- FLORESTAS. Curitiba – PR. 1999a. *Anais...* Curitiba, Biosfera 1999a. (CD ROM, Bio 1077.pdf).
- SIMÕES, L.B., RIBEIRO, F.L., DE CAMPOS, S.P. Mapeamento das áreas de risco potencial à erosão no Alto Rio Pardo, Pardinho, SP. In: SINERGIA, 1. Botucatu – SP. 1999b. *Anais...* Botucatu, 1999b. V.2, p. 306-311.
- SLAYMAKER, O. & SPENCER, T. *Physical Geography and Global Environmental Change*. Singapore: Longman, 1998.
- SMITH, R.E., GOODRICH, D.C., WOOLHISER, D.A., UNKRICH, C.L. KINEROS: a Kinematic Runoff and Erosion Model. In: SINGH, V.P. (Ed.) *Computer models of watershed hydrology*. Highlands Ranch: Water Resources Publications, 1995. Cap. 20, p.697-732.
- SOIL CONSERVATION SERVICE (SCS). Procedures for collecting soil samples and methods of analysis for soil survey. *Soil Survey Investigations Report No. 1*. Washington DC, 1982.
- SOS MATA ATLANTICA/INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados do Domínio da Mata Atlântica no Estado de São Paulo no Período 1985-1990. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo, 1992.

STAR, J., ESTES, J. *Geographic Information Systems: an introduction*. New Jersey: Prentice Hall, 1990. 302p.

TIM, U.S., MOSTAGHIMI, S., SHANHOLTZ, V.O. Identification of critical nonpoint pollution source areas using Geographic Information Systems and water quality modeling. *Water Resources Bulletin*, v.28, n.5, p.877-87, 1992.

TORNERO, M.T. *Fotointerpretação da cobertura vegetal e da rede de drenagem da Bacia Experimental do Rio Pardo, no período de quinze anos*. Botucatu, 1996. 154p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

TRIMBLE, G.R., SARTZ, R.S. How far from a stream should a logging road be located? *J. For.*, p. 339-341, 1957.

U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE. *Riparian forest buffers: function and design for protection and enhancement of water resources*. Pennsylvania: USDA, 1991. 24p.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Freshwater Wetlands for Wastewater Treatment Handbook*. Atlanta: U.S. EPA Region IV, 1985.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Nonpoint source pollution: the Nation's largest water quality problem. <http://www.epa.gov/owow/nps/facts/point1.htm>, 2000a.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Managing urban runoff. <http://www.epa.gov/owow/nps/facts/point7.htm>, 2000b.

U.S. GEOLOGICAL SURVEY. *The quality of our Nation's waters – nutrients and pesticides*. U.S. Geological Survey Circular 1225, 1999. 82p.

UIEDA, V.S., KIKUCHI, R.M. Entrada de material alóctone (detritos vegetais e invertebrados terrestres) num pequeno curso de água corrente na Cuesta de Botucatu, São Paulo. *Acta Limnológica Brasiliensis*, v. VII, pp. 105-114, 1995.

VALLEJO, L.R. *A influência do litter florestal na distribuição das águas pluviais*. Tese de Mestrado, IGEO/UFRJ, 1982.

VIEUX, B.E. Geographic Information Systems and nonpoint source water quality and quantity modeling. *Hydrologic Processes*, v.5, p.101-113, 1991.

WATTS, G. Hydrological Modelling in practice. In: WILBY, R.L. (Ed.) *Contemporary Hydrology*. Chichester: John Wiley & Sons, 1997.

- WESTERMAN, P., OVERCASH, M. Dairy open lot and lagoon-irrigated pasture runoff quantity and quality. *Transactions of the ASAE*, 23, 1157-1164, 1980.
- WILSON, I.G. Sediment removal from flood water by grass filtration. *Transactions of the ASAE*, 10, n.1, p. 35-37, 1967.
- WOOLHISER, D.A., HANSON, C.L., KUHLMAN, A.R. Overland flow on rangeland watersheds. *Journal of Hydrology (New Zealand)*, v.9, n.2, pp.336-356, 1970.
- WONG, S.L., McCUEN, R.H. The design of vegetative buffer strips for runoff and sediment control. A tech. Pap. Developed as part of a study of stormwater management in coastal areas funded by Maryland Coastal Zone Management Program. Civ. Eng. Dep., Univ. of Maryland, College Park, MD, 1982.
- WORBOYS, M. F. *GIS: a computing perspective*. London: Taylor & Francis, 1997. 376p.
- XIANG, W. A GIS for riparian water quality buffer generation. *Int. J. Geog. Inf. Syst.*, v. 7, p.57-70, 1993a.
- XIANG, W.-N. Application of a GIS-based stream buffer generation model to environmental policy evaluation. *Environmental Management*, v.17, n. 6, pp. 817-27, 1993b.
- XIANG, W.-N. GIS-based riparian buffer analysis: injecting geographic information into landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, v.34, pp. 1-10, 1996.

YOUNG, R.A., HUNTRODS, T., ANDERSON, W. Effectiveness of vegetated buffer strips in controlling pollution from feedlot runoff. *J. Environ. Quality* v. 9, n. 3, p.483-7, 1980.

ZIMBACK, C.R.L. *Levantamento de parâmetros físico-hídricos dos solos da parte inicial da bacia do Rio Pardo, SP*. Relatório do Plano Trienal, 1998. 45p.

ZIMBACK, C.R.L. *Mapa de solos da bacia do Rio Pardo (SP)*. Botucatu: FEPAF, Faculdade de Ciências Agrônômicas, 1997.