

H 92 - REPIDISCA

0198/98

**CONTROLE DE FONTES DISPERSAS DE POLUIÇÃO PELA
FIXAÇÃO DE LARGURA MÍNIMA DE FAIXA DE VEGETAÇÃO
NATURAL OU RECOMPOSTA AO LONGO DE CORPOS
D'ÁGUA**



LÍLIA MARIA DE OLIVEIRA

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Hidráulica e Saneamento.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Luiz Antonio Daniel

DEDALUS - Acervo - EESC



31100016551

São Carlos

1998

Class.	TESE/EESC
Curr.	4038
Tombo	0198/98

31100016551

st 0984052

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca - EESC-USP

Oliveira, Lília Maria de
048c Controle de fontes dispersas de poluição pela
fixação de largura mínima de faixa de vegetação
natural ou recomposta ao longo de corpos d'água /
Lília Maria de Oliveira. -- São Carlos, 1998.

Dissertação (Mestrado) -- Escola de Engenharia
de São Carlos-Universidade de São Paulo, 1998.

Área: Hidráulica e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Antonio Daniel.

1. Mata ciliar. 2. Poluição dispersa. 3. SIG.
4. IDRISI. I. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

Candidata: Engenheira **LILIA MARIA DE OLIVEIRA**

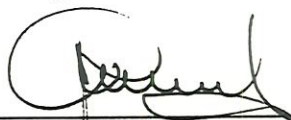
Dissertação defendida e aprovada em 29-5-1998
pela Comissão Julgadora:



Prof. Doutor **LUIZ ANTONIO DANIEL (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)



Prof. Doutor **MARCELO PEREIRA DE SOUZA**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)



Prof. Doutor **MARCOS CESAR FERREIRA**
(UNESP - Campus de Rio Claro)



Prof. Titular **FAZAL HUSSAIN CHAUDHRY**
Coordenador da Área de Hidráulica e Saneamento



JOSÉ CARLOS A. CINTRA
Presidente da Comissão de Pós-Graduação da EESC

Ao meu pai José Valter (in memória)
dedico este trabalho.

AGRADECIMENTOS

Ao professor Luiz Antonio Daniel pela excelente orientação, apoio e amizade durante a realização deste trabalho.

Aos professores Marcelo Pereira de Souza (EESC-USP) e Marcos César Ferreira (UNESP - Rio Claro), pelo auxílio com o software IDRISI.

Ao departamento de Geotecnia da Escola de Engenharia de São Carlos - USP, pelo empréstimo do laboratório para realização dos ensaios de permeabilidade e análise granulométrica.

Ao laboratório de física do solo da ESALQ (Escola de Agronomia Avelino de Queiroz) - USP Piracicaba, pela realização dos ensaios de capacidade de campo.

A minha mãe, minhas irmãs Lucimar e Luziane pelo incentivo e apoio.

Aos amigos João, Paulo, Werner, Luciana, Sissy, Janice, Cristina e Sandra, pela sincera amizade.

A todos os colegas, professores e funcionários do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC/USP pelo companheirismo.

A todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

Ao CNPQ pela bolsa de estudo concedida.

E a Deus que é a fonte maior de sabedoria

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	i
LISTA DE TABELAS.....	iii
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS.....	v
LISTA DE SÍMBOLOS.....	vi
RESUMO.....	ix
ABSTRACT.....	x
1 - INTRODUÇÃO.....	01
2 - OBJETIVOS.....	03
3 - DESCRIÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO.....	04
3.1 - Localização.....	04
3.2 - Pedologia.....	06
3.3 - Qualidade da água do ribeirão do Feijão.....	08
4 - ASPECTOS TEÓRICOS.....	11
4.1 - O uso de mata ciliar no controle de fontes dispersas de poluição.....	11
4.2 - O impacto da mata ciliar no transporte de poluentes.....	17
4.2.1 - Efeitos diretos.....	18
4.2.2 - Efeitos sobre o transporte de poluentes pelo escoamento superficial.....	19
4.2.3 - Efeitos sobre o transporte de poluentes pelo escoamento subsuperficial.....	27
4.3 - Tipos de vegetação.....	32
4.4 - Modelos para determinação da largura da faixa <i>buffer</i>	37
4.5 - A utilização do Sistema de Informações Geográficas (SIG) no cálculo de largura da faixa <i>buffer</i>	52

5 - LEGISLAÇÃO.....	58
5.1 - Código Florestal.....	58
5.2 - Resolução CONAMA nº 4 de 18 de Setembro de 1985.....	59
5.3 - Padrões de Qualidade.....	61
6 - MATERIAIS E MÉTODOS.....	65
6.1 - Ensaio de permeabilidade.....	65
6.2 - Análise Granulométrica.....	65
6.3 - Armazenamento de água no solo.....	66
6.4 - Valores do coeficiente de rugosidade da Equação de Manning	68
6.5 - Precipitação efetiva.....	69
6.6 - Constantes de degradação de poluentes.....	70
6.7 - Cálculo do <i>buffer</i> de referência e do <i>buffer</i> desejado.....	71
7 - RESULTADOS.....	75
7.1 - Permeabilidade.....	75
7.2 - Análise Granulométrica.....	76
7.3 - Capacidade de campo.....	78
7.4 - Valores do coeficiente de rugosidade da Equação de Manning	79
7.5 - Precipitação efetiva.....	80
7.6 - Constantes de degradação de poluentes.....	81
7.7 - Largura da faixa <i>buffer</i>	82
7.7.1 - Parâmetros de referência.....	82
8 - DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	90
9 - CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	105
10 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	107

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Localização da bacia do rio Jacaré-Guaçu no estado de São Paulo.....	05
Figura 3.2 - Bacia hidrográfica do rio Jacaré-Guaçu.....	05
Figura 3.3 - Bacia do ribeirão do Feijão, suas classes de solo e parcela da cidade de São Carlos.....	07
Figura 3.4 - Sub-divisões da bacia do ribeirão do Feijão.....	09
Figura 4.1 - Categorias de qualidade d'água de faixa buffer.....	16
Figura 4.2 - Modelo de manejo de uma bacia proposto por NIESWAND <i>et al</i> (1990)	38
Figura 4.3 - Largura da faixa buffer em função da declividade, base de cálculo (largura (15.24); declividade (1); tempo de detenção (200)), com limitações de declividade máxima e largura mínima.....	41
Figura 4.4 - Exemplo de implementação do modelo de NIESWAND <i>et. al.</i> (1990).....	42
Figura 4.5 - Metodologia do SIG para geração de buffer ribeirinhos.....	54
Figura 4.6- (a e b) - Representação raster das parcelas do solo e corpo d'água.....	55
Figura 6.1 - Bacia hidrográfica do ribeirão do Feijão e micro-bacia Conde do Pinhal.....	73
Figura 7.1 - Curva granulométrica conjunta do Latossolo Vermelho Amarelo	76
Figura 7.2 - Curva granulométrica conjunta do Latossolo Roxo.....	77
Figura 7.3 - Curva granulométrica da Areia Quartzosa.....	78
Figura 7.4 - Faixas de declividade da região para a qual foram realizados as simulações (s_b)	84
Figura 7.5 - Classes de solo da região para a qual foram realizados as simulações.....	84
Figura 7.6 - Classes de uso e ocupação do solo da região para a qual foram realizados as simulações	85

Figura 7.7 - Faixas de valores de L_b obtidos por pixel.....	86
Figura 7.8 - Traçado da largura da faixa buffer (L_b) - micro-bacia Conde do Pinhal.....	87
Figura 7.9 - Traçado do buffer para $n_r=n_b=0,1$ - micro-bacia Conde do Pinhal.....	88
Figura 7.10 - Resultado da aplicação de CROSSTAB (módulo do IDRISI) entre as Figuras 7.8 e 7.9, respectivamente.....	88
Figura 8.1 - Grade raster de um mapa do IDRISI.....	96
Figura 8.2 - Grade raster com os valores de v_{ij}	97
Figura 8.3 - Grade raster com somatório de v_{ij} , extraído de mapa gerado no IDRISI.....	97
Figura 8.4 - Variação de (s_r/s_b) com relação aos expoentes das equações (4.20) e (4.21)	99
Figura 8.5 - Variação de (n_r/n_b) com relação aos expoentes das equações (4.20) e (4.21)	100
Figura 8.6 - escoamento superficial (q_s) e subsuperficial (q_g) em uma rampa	101
Figura 8.7 - Comparação do modelo de retenção para $(s_r/s_b)^{-0,7}$ e $(s_r/s_b)^{-1,3}$..	103
Figura 8.8 - Cálculo da faixa buffer para a micro-bacia Conde do Pinhal utilizando a equação 8.7.....	104

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Classes de solos da bacia do ribeirão do Feijão.....	06
Tabela 4.1 - Estimativa de exportação de fósforo (EP) e nitrogênio (EN) em mg. m ⁻² . ano ⁻¹	12
Tabela 4.2 - Impacto de faixas <i>buffer</i> no transporte de fósforo : resultados de estudos experimentais.....	24
Tabela 4.3 - Impacto de faixas <i>buffer</i> no teor de nitrato nas águas subsuperficiais.....	31
Tabela 5.1 - Padrões de qualidade conforme Decreto nº 8.468 da Legislação Estadual de São Paulo.....	61
Tabela 5.2 - Padrões de qualidade conforme a CONAMA nº 20 de 18.06.86, para corpos d'água classe 2.....	64
Tabela 6.1 - Escala de classificação textural.....	66
Tabela 7.1 - Resultados do Ensaio de Permeabilidade.....	75
Tabela 7.2 - Características do Material Granular (Latossolo Vermelho Amarelo).....	76
Tabela 7.3 - Características do Material Granular (Latossolo Roxo).....	77
Tabela 7.4 - Características do Material Granular (Areia Quartzosa).....	78
Tabela 7.5 - Resultados do ensaio de capacidade de campo.....	79
Tabela 7.6.- Coeficientes de rugosidade.....	79
Tabela 7.7 - Valores de CN com base no uso e ocupação do solo da micro-bacia do córrego Conde do Pinhal.....	80
Tabela 7.8 - Evento de chuva escolhido para a determinação da faixa <i>buffer</i> , dados da estação climatológica do CRHEA.....	81
Tabela 7.9 - Valores do coeficiente médio de degradação ($k_{méd}$), para disposição de esgoto municipal no solo.....	82
Tabela 7.10 - Resultados do CROSSTAB entre as Figuras 7.8 e 7.9.....	89
Tabela 8.1 - Valores de referência e valores das variáveis da região estudada utilizados para o cálculo da largura do <i>buffer</i> de desejado (L_b).....	90
Tabela 8.2 - Resultados de L_b para as variações nos valores de s_b . Os demais parâmetros constantes.....	91

Tabela 8.3 - Resultados de L_b para as variações nos valores de n_b . Demais parâmetros mantidos constantes.....	92
Tabela 8.4 - Resultados de L_b para as variações nos valores de K_b . Demais parâmetros mantidos constantes	92
Tabela 8.5 - Resultados de L_b para as variações nos valores de C_b . Demais parâmetros mantidos constantes.....	93
Tabela 8.6 - Largura do <i>buffer</i> considerando valores médios dos parâmetros da micro-bacia Conde do Pinhal.....	94
Tabela 8.7 - Cálculo de L_b em função dos valores mínimos e máximos obtidos para a micro-bacia Conde do Pinhal e suas médias.....	95
Tabela 8.8 - Simulação do sinal do expoente do termo declividade do modelo hidráulico, considerando o expoente positivo e negativo.....	99
Tabela 8.9 - Simulação do sinal do expoente do termo rugosidade do modelo hidráulico, considerando o expoente positivo e negativo.....	100
Tabela 8.10 - Cálculo de L_b pela equação 8.7 e 8.8, em função da declividade.....	103

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
- AI - Área da bacia hidrográfica
- AMCII - Condições médias de umidade antecedente
- ARC/INFO - Software do Sistema de Informações Geográficas
- CRHEA - Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada
- CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente
- CP₁ - Corpo de prova 1
- CP₂ - Corpo de prova 2
- DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio
- DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigênio de 5 dias
- EN - Exportação de Nitrogênio
- EP - Exportação de Fósforo
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
- ESALQ - Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz
- EXCEL - Planilha eletrônica do WINDOWS.
- I - Ígnea
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- IDRISI - Software de Sistema de Informações Geográficas
- INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
- I_{NT} - Quantidade total de nitrogênio suprido a bacia
- I_{PT} - Quantidade total de fósforo suprido a bacia
- OD - Oxigênio dissolvido
- S - Sedimentar
- SCS - Soil Conservation Service
- SIG - Sistema de Informações Geográficas
- pH - Potencial hidrogeniônico
- USP - Universidade de São Paulo

LISTA DE SÍMBOLOS

A	- área, m ²
A ₈₀	- capacidade de campo a 80 cm de profundidade, cm
A _L	- volume de água/ área de solo, cm ³ x cm ⁻²
B _b /B _r	- razão de eficiência da faixa <i>buffer</i> ,
b	- largura do elemento de contorno, m
C	- capacidade de campo, cm
C _b	- capacidade de campo do <i>buffer</i> proposto, cm
C _r	- capacidade de campo do <i>buffer</i> de referência, cm
C _L	- concentração de matéria orgânica a uma distância L, mg/l
C ₀	- concentração inicial de matéria orgânica, mg/l
CN	- índice do método SCS,
c _i	- índice de contribuição por metro, 1/m
c ₀	- concentração do poluente no instante t=0, mg/l
c _t	- concentração do poluente no instante t, mg/l
dg	- densidade global, g/cm ³
i	- precipitação, mm/s
I _a	- perdas iniciais, mm
K	- condutividade hidráulica, m/dia
K _b	- condutividade hidráulica do <i>buffer</i> proposto, cm/h
K _r	- condutividade hidráulica do <i>buffer</i> de referência, cm/h
k	- constante de degradação de poluente, h ⁻¹
L	- largura da faixa <i>buffer</i> , m
L _i	- largura do <i>buffer</i> para a parcela P _i , m
L _b	- largura do <i>buffer</i> proposto, m
L _r	- largura do <i>buffer</i> de referência, m
L _s	- comprimento de rampa, m
L _t	- comprimento dos corpos d'água da micro bacia Conde do Pinhal, km

M	- constante,
M_t	- massa de uma dada substância no instante $t=0$,
M_0	- massa de uma dada substância no instante t ,
n	- coeficiente de rugosidade de Manning,
n_b	- rugosidade do <i>buffer</i> proposto,
n_r	- rugosidade do <i>buffer</i> de referência,
P	- razão de eficiência do <i>buffer</i> ,
P_b	- eficiência do <i>buffer</i> proposto,
P_r	- eficiência do <i>buffer</i> de referência,
P_t	- precipitação, mm
P_u	- potência unitária do escoamento, m/s
Q	- escoamento superficial, m^3/s
Q_b	- escoamento superficial do <i>buffer</i> proposto, m^3/s
Q_r	- escoamento superficial do <i>buffer</i> de referência, m^3/s
Q_p	- precipitação efetiva, cm
Q/b	- escoamento superficial por unidade de largura, $m^3/s/m$
q	- escoamento total, m^3/sm
q_r	- taxa de aplicação de resíduo por metro de comprimento de rampa, $m^3/h/m$
q_s	- escoamento superficial, $m^3/s /m$
q_g	- escoamento subsuperficial, $m^3/s/m$
r	- resolução do pixel, 10 m
R	- raio hidráulico, m
S_r	- potencial de retenção máximo, cm
s	- declividade, m/m
s_b	- declividade do <i>buffer</i> proposto, m/m
s_r	- declividade do <i>buffer</i> de referência, m/m
T	- tempo de detenção, h.
T^*	- índice do tempo de detenção,
T_b^*	- tempo de detenção para o <i>buffer</i> proposto, h
T_r^*	- tempo de detenção para o <i>buffer</i> de referência, h

T_g	- tempo de detenção para o escoamento subsuperficial, h
T_s	- tempo de detenção para o escoamento superficial, h
t	- tempo, s
Δt	- intervalo de tempo, min.
V	- velocidade, m/s
v_{ij}	- índice de contribuição por pixel,
x	- distância longitudinal, m
Z	- coordenada vertical ou profundidade, cm
Y	- coeficiente determinado empiricamente,
y	- altura do escoamento laminar no elemento de contorno, m
Y_u	- elevação sobre um datum, m
μ	- constante para determinada taxa de aplicação de resíduo,
η	- constante para determinada taxa de aplicação de resíduo,
θ_{CC}	- umidade na capacidade de campo, cm^3/cm^3
$\theta_{\text{méd}}$	- umidade a base de volume; cm^3/cm^3
$\bar{\theta}$	- umidade média no intervalo 0-Z, $\text{cm}^3 \times \text{cm}^{-3}$
θ	- umidade do solo ($V_{\text{água}}/V_{\text{solo}}$) $\text{cm}^3 \times \text{cm}^{-3}$
θ_s	- umidade de saturação do solo; $\text{cm}^3 \times \text{cm}^{-3}$
$\bar{\theta}_s$	- umidade média de saturação do solo, $\text{cm}^3 \times \text{cm}^{-3}$
Λ	- somatório dos valores de v_{ij} ,

RESUMO

A bacia hidrográfica do ribeirão do Feijão consiste no principal manancial de abastecimento da cidade de São Carlos, no estado de São Paulo, sendo assim, deveria existir uma preocupação com a proteção de seus corpos d'água. Em alguns estudos realizados na região já existem indícios de focos de fontes dispersas de poluição que podem ocasionar a contaminação dos corpos d'água da bacia. O transporte de poluentes advindos de fontes dispersas de poluição geralmente ocorre através do escoamento superficial e subsuperficial. Um método largamente utilizado para controle destes dois mecanismos de transporte de poluentes de fontes dispersas de poluição é a preservação da mata ciliar, adjacente aos corpos d'água. Neste trabalho, uma metodologia para cálculo da largura de mata ciliar necessária para conter a poluição transportada por ambos os escoamentos é proposta e desenvolvida através do SIG/IDRISI. Os resultados obtidos apresentam-se contraditórios aos valores de largura da faixa de preservação permanente (mata ciliar) preconizados pela legislação Brasileira vigente, no tocante a fontes dispersas de poluição.

ABSTRACT

The Feijão creek watershed, located in São Carlos country side is of great concern because it main water source to supply São Carlos city. Some studies have been made at this region and there are some evidences of pollution generation which can reach the water bodies. This transportation of pollutants reach the surface waters by runoff and subsurface flow.

A spread method to control the transport mechanisms is the establishment and preservation of the buffer zones. The main purpose of this research is the development of a methodology to buffer width delineation into a GIS/IDRISI framework.

The results were compared with the current country regulations and demonstrated to be inconsistent about non-point source pollution.

1- INTRODUÇÃO

✎ A evolução tecnológica na agricultura e no estudo das ciências ambientais criou uma crescente tendência de busca de métodos que respondam a questões cada vez mais específicas para os diversos problemas relacionados a estas duas áreas da ciência. Esta tendência vem fazendo com que a maioria dos trabalhos recentes busquem avaliar estas diferentes problemáticas sob o ponto de vista quantitativo, ou seja, buscando valores numéricos que expressem e caracterizem fenômenos que ocorrem na natureza (RANIERI, 1996).

✎ Nos Estados Unidos da América uma importante estratégia utilizada para melhorar as práticas de manejo de áreas agrícolas é o estabelecimento e manutenção de faixas *buffer*¹ para melhoria da qualidade d'água dos rios e lagos destas áreas. Entretanto, métodos para estabelecer qual largura ideal de mata ciliar para este fim são usualmente baseados em regras empíricas, sendo incapazes de refletir variações regionais nas condições físicas, (XIANG, 1993a,b).

✎ A mata ciliar ou ripária ocorre nas porções de terreno que incluem tanto a ribanceira de um rio ou córrego, de um lago ou represa, como também as superfícies de inundação, chegando até as margens do corpo d'água. Pela própria natureza do ecossistema em declive, encontram-se transições em solo, vegetação e um grande gradiente em umidade do solo. Este último geralmente impõe o tipo de vegetação.

✎ As áreas ripárias são reguladoras de fluxos de água (superficiais e subsuperficiais) e de sedimentos (que levam consigo nutrientes) entre as

¹ Faixa marginal aos corpos d'água com a finalidade de conter a poluição oriunda de fontes dispersas de poluição.

áreas mais altas da bacia hidrográfica e sistema aquático. Atuam como filtros e por isso são também designadas como “sistema tampão” (REICHARDT, 1989)

Vários modelos de qualidade ambiental têm sido desenvolvidos para caracterizar problemas de poluição do meio ambiente em escalas local, regional e nacional e para avaliar o potencial de impactos sócio-econômicos. Estes modelos fornecem um entendimento dos processos envolvendo a geração de fontes dispersas de poluição e podem ser usados para avaliar a eficácia de alternativas de práticas de manejo e uso do solo.

Entretanto, a maior dificuldade tem sido a incapacidade de trabalhar e administrar de forma eficiente o grande volume de parâmetros usualmente necessários a estes modelos. Com os aperfeiçoamentos recentes em softwares que trabalham com o Sistema de Informações Geográficas (SIG), surgiram oportunidades e ferramentas para organizar espacialmente e administrar de maneira eficiente esses dados (LIAO & TIM, 1994).

A avaliação dos impactos ambientais causados por fontes dispersas de poluição em uma escala local, regional e global é de fundamental importância para se atingir uma agricultura considerada sustentável. Esta avaliação envolve quantificações “*in situ*” das fontes dispersas de poluição e/ ou determinação das mudanças nos poluentes ao longo do tempo. Estas mudanças podem ser medidas em tempo real (atual) ou previstas com um modelo.

Os valores obtidos em tempo real refletem as atividades do passado, enquanto que os valores obtidos através do uso de modelos são previsões baseadas em uma seleção simplificada de suposições. Ambos valores, tempo real ou a previsão de situações que podem ocorrer no futuro são úteis. A maior vantagem na utilização de modelos é de se poder variar as diversas situações possíveis de ocorrer podendo então se tomar decisões no presente com uma certa tranquilidade com relação aos seus efeitos futuros (CORWIN *et. al.* 1997).

2- OBJETIVOS

- Definir largura mínima de faixa *buffer* para atuar como controle de fontes dispersas de poluição;
- Avaliação do modelo de detenção proposto por PHILLIPS 1989 (a,b,c,d,e);
- Avaliar a influência dos parâmetros envolvidos na definição da largura da faixa, de acordo com o modelo proposto;
- Avaliar a aplicação do software IDRISI, para o cálculo de largura da faixa *buffer*.
- Comparar as larguras definidas pelo modelo com a faixa mínima fixada pela Lei Federal nº 4.771 de 15 de setembro de 1965 (Código Florestal)¹.

¹ Com as alterações introduzidas pela lei nº 7.803, de 18.07.89.

3- DESCRIÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

3.1- Localização

A bacia hidrográfica do ribeirão do Feijão consiste no principal manancial de abastecimento da cidade de São Carlos, no estado de São Paulo. Localiza-se na porção centro-oriental do Estado de São Paulo, inserindo-se na bacia hidrográfica do Jacaré-Guaçu a qual, em escala regional, integra a Bacia do médio Tietê (Figuras 3.1 e 3.2).

Formada territorialmente por parcelas dos municípios de Analândia, São Carlos e Itirapina, a Bacia Hidrográfica do ribeirão do Feijão abrange uma área de, aproximadamente, 244 km² (valor obtido pelo módulo AREA do IDRISI) e situa-se entre os paralelos 22^o00' e 22^o15' de latitude sul e os meridianos 47^o40' e 47^o 55' de latitude oeste. Cruzam a área da bacia as rodovias SP-310, ou Washinton Luiz e SP-318, que liga a cidade de São Carlos à represa do Lobo, em Itirapina. A área em estudo é caracterizada por considerável desenvolvimento industrial e agrícola.

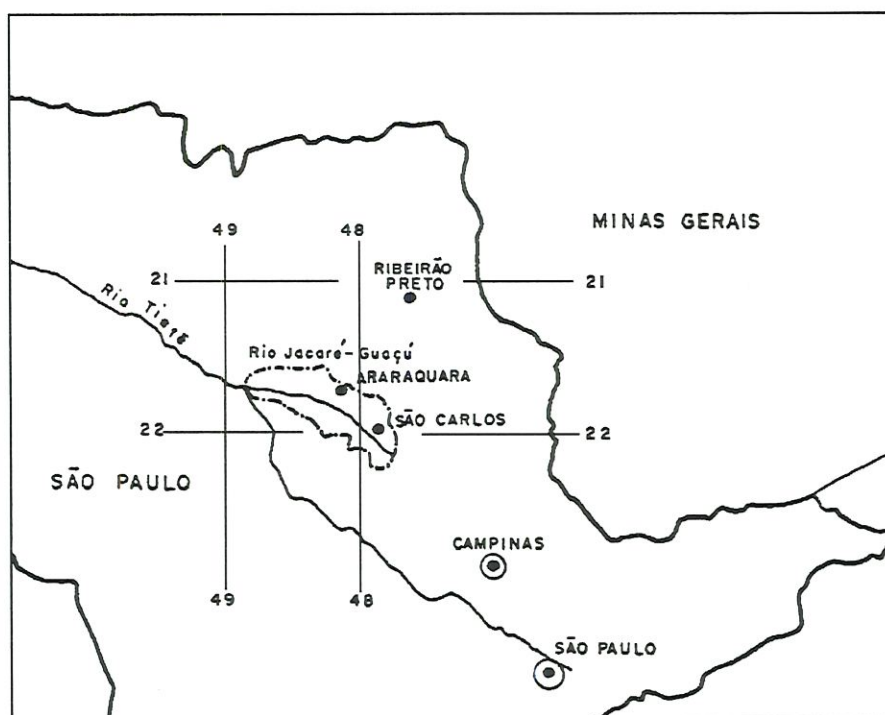


FIGURA 3.1- Localização da bacia do rio Jacaré-Guaçu no estado de São Paulo.

Fonte: SANTOS (1993)



FIGURA 3.2- Bacia hidrográfica do rio Jacaré-Guaçu. Fonte: SANTOS (1993)

3.2- Pedologia

A bacia do ribeirão do Feijão é composta de 8 classes de solos conforme mapa de pedologia do IAC escala 1:100.000. Através da utilização do módulo AREA do IDRISI pode-se calcular a área de cada uma destas classes, os valores obtidos são apresentados na Tabela 3.1 e na Figura 3.3.

TABELA 3.1 - Classes de solos da bacia Ribeirão do Feijão

Classes de solo	Área ocupada em km ²
Latossolo Vermelho Amarelo	86,0
Solos Litólicos	15,2
Latossolo Roxo	21,4
Latossolo Vermelho Escuro	5,7
Podzólico Vermelho Amarelo	5,7
Terra Roxa	3,3
Areias Quartzosas	96,7
Solos Hidromórficos	8,0

A área ocupada por estas 8 classes de solo é igual a 242 km², o restante da área da bacia é ocupada por uma parte da cidade de São Carlos (2,0 km²). As classes de solo apresentadas na Tabela 3.1 e a parcela da cidade de São Carlos que ocupam a bacia estão apresentadas na Figura 3.3.

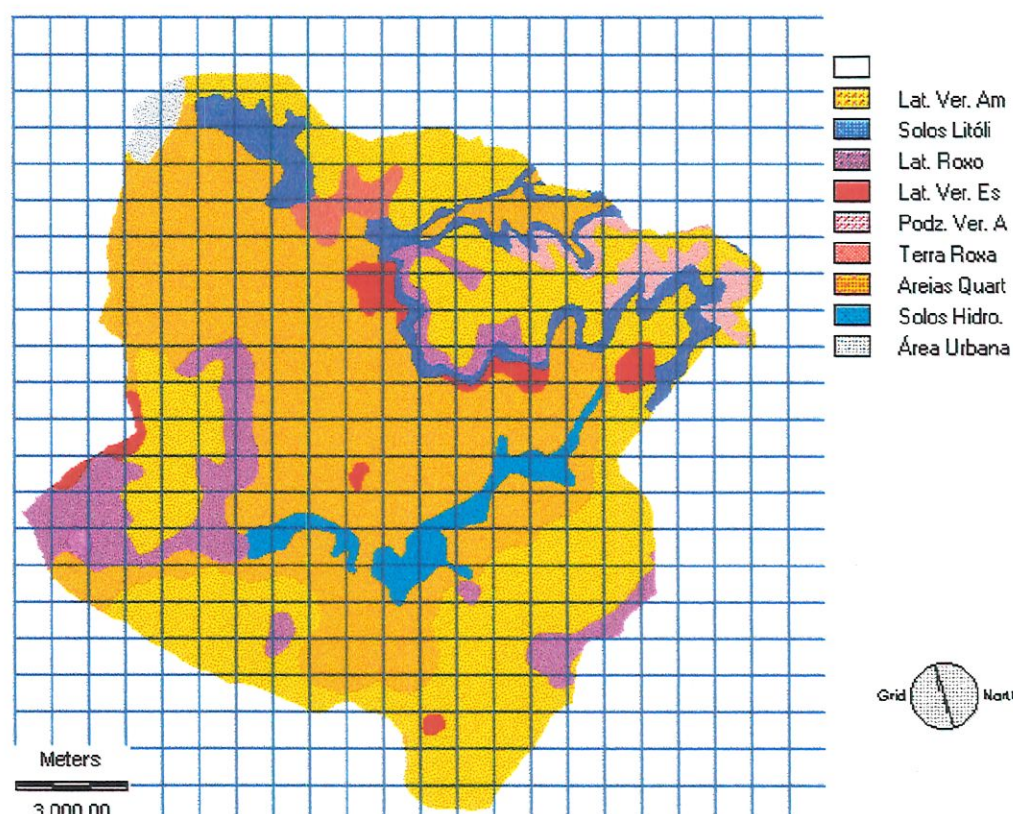


FIGURA 3.3 - Bacia do Ribeirão do Feijão, suas classes de solo e parcela da cidade de São Carlos. $X_0 = 200.000 \text{ m}$ $Y_0 = 7.540.000 \text{ m}$

Segundo CHIARINI & DONZELI² *apud* RIOS (1993), a maior parte dos solos da bacia do ribeirão do Feijão são arenosos, estando ocupados por cerrado e campo. São geralmente planos, com sérios problemas de fertilidade e mais indicados à pastagem e reflorestamento.

São encontradas pequenas áreas de terras cultiváveis que são próprias para culturas anuais, com problemas desde simples a complexos para a manutenção de produtividade e conservação, e solos que não devem ser utilizados continuamente com culturas anuais, sendo mais apropriados para culturas perenes e pastagens, podendo ser cultivados ocasionalmente. Nestes solos devem-se adotar práticas intensivas de conservação. Também são encontradas pequenas áreas de terras impróprias para exploração agrícola com características ainda mais adversas, sendo indicadas somente

² Chiarini, J. V. & Donzeli, P. L. (1973). Levantamento por fotointerpretação das classes de capacidade de uso das terras do Estado de São Paulo. Instituto Agronômico, Campinas, Boletim técnico n^o 3, 20p.

para o abrigo da flora e fauna. Em geral são constituídas pelas escarpas de serras e afloramentos rochosos.

3.3 - Qualidade da água do ribeirão do Feijão

RIOS (1993) realizou um estudo das variáveis físicas e químicas, durante o período de um ano (11/90 a 10/91), para a bacia do ribeirão do Feijão. Variáveis como temperatura da água, oxigênio dissolvido, alcalinidade, pH, condutividade e formas de carbono e nutrientes (amônia, nitrito, nitrato, fosfato total e inorgânico dissolvido, nitrogênio e fósforo total e silicato reativo) foram quantificadas para este período. Para realização deste estudo RIOS (1993) dividiu a região em 10 micro-bacias, conforme Figura 3.4.

A menor de concentração de oxigênio dissolvido foi encontrada na sub-bacia V, tendo o mesmo ocorrido durante o inverno, tendo sido este valor atribuído a decomposição do chorume proveniente do "lixão" de São Carlos que foi instalado em uma voçoroca, na qual por 17 anos foram dispostos resíduos domiciliares, hospitalares e industriais sem que nenhuma providência tenha sido tomada no sentido de impermeabilização do fundo, instalação de sistemas coletores de gases e líquidos (FREITAS, 1996).

A maior perda de nitrogênio e fósforo total por área no ano em que o estudo foi feito ocorreu na sub-bacia V ($1054,52 \text{ kg. km}^{-2}\text{ano}^{-1}$ e $46,76 \text{ kg. km}^{-2}\text{ano}^{-1}$) respectivamente, seguida da sub-bacia VI.

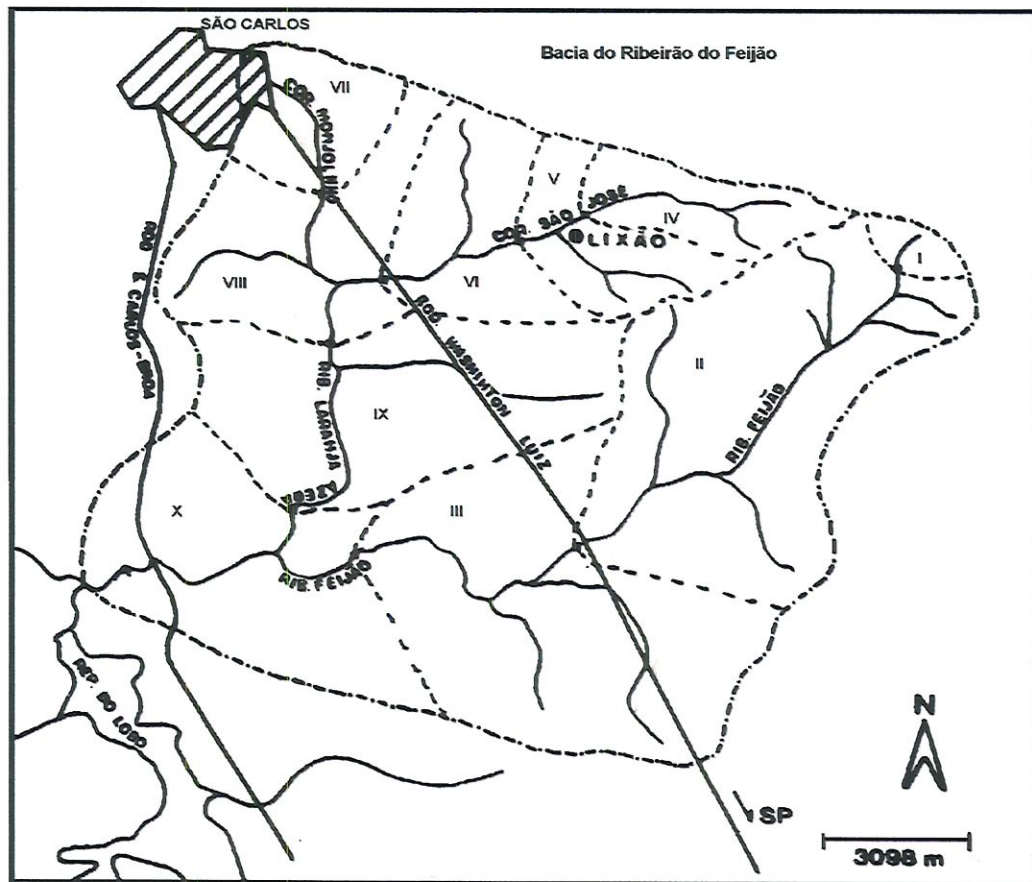


FIGURA 3.4- Sub-divisões da bacia do ribeirão do Feijão, Fonte: (Rios, 1993).

Com relação a sub-bacia V, RIOS (1993) concluiu que os valores de estimativa de exportação tanto de material orgânico em suspensão, como nitrogênio e fósforo total, estavam associados a despejos de efluentes ricos em matéria orgânica provenientes de currais:

A maior estimativa de exportação de material em suspensão total esteve relacionada a práticas de uso e conservação do solo inadequadas adotadas na região.

O nitrito aumentou sua concentração na sub-bacia VI, apesar de ser a forma mais instável de nitrogênio, provavelmente devido a oxidação da amônia (processo de nitrificação), encontrada em altas concentrações na sub-bacia 5.

No ribeirão do Feijão as formas de fósforo mantiveram-se em concentrações praticamente iguais para as sub-bacias I, II e III, aumentando somente na sub-bacia X. As formas de nitrogênio, com exceção do nitrito, que manteve sua concentração praticamente constante por todo o ribeirão, apresentaram queda nos valores, de montante para jusante até a sub-bacia III, observando-se aumento da concentração na sub-bacia X. Esta elevação nos valores dos nutrientes na sub-bacia X do ribeirão do Feijão, provavelmente, é devida ao aporte de nutrientes provenientes do ribeirão Laranja Azeda, que encontra-se com o ribeirão do Feijão próximo a sub-bacia IX (Figura 3.4).

A sub-bacia IX, esteve relacionada à maior estimativa de exportação de material em suspensão, principalmente inorgânico, proveniente de práticas de uso e conservação do solo inadequadas, adotadas na região, ou seja, ocupação desordenada e não planejada corretamente pelo homem, o que provocou uma considerável perda de solo.

Segundo FISCHER (1995) o ribeirão do Feijão é classificado pela Legislação Ambiental Estadual, como corpo hídrico classe 2, de acordo com as possibilidades de utilização das suas águas. Para esta classe são estabelecidos padrões conforme citado na tabela 5.1 do capítulo 5, item 5.3.

De acordo com estudo realizado por FISCHER (1995), a qualidade da água no ribeirão do Feijão é boa em quase toda sua extensão. Com relação aos parâmetros bacteriológicos, há um aumento do número de bactérias do tipo coliformes, principalmente as de origem fecal, a níveis que ultrapassam os padrões admissíveis. Para os metais pesados, o bário apresentou em todos os pontos analisados por FISCHER (1995) (ao todo 7 pontos de coleta), teores acima do padrão legal de 1,0 mg Ba/l em praticamente 80% das campanhas de coleta. No ponto localizado na região de captação da água para abastecimento da cidade de São Carlos, os teores encontrados variaram de 0,6 a 2,6 mg/l.

4 - ASPECTOS TEÓRICOS

4.1 - O uso de mata ciliar no controle de fontes dispersas de poluição

Em muitos países, cujo lançamento pontual de esgotos domésticos e industrial em rios não mais ocorre sem que haja um tratamento prévio, a agricultura vem se tornando a maior fonte de nutrientes para os ecossistemas aquáticos. De acordo com VOUGHT (1994), em muitos países a agricultura já é considerada como a maior fonte de poluição responsável pela elevação da quantidade de sedimentos transportados e da concentração de nutrientes e pesticidas em rios e lagos.

Como resultado, pode-se observar uma aceleração nos processos de eutrofização dos corpos d'água levando a um aumento excessivo de macrófitas e a mortalidade de peixes, influenciando assim os diversos usos da água e alterando seu aspecto estético, tornando-a imprópria para consumo humano e até mesmo para finalidades recreacionais. Estima-se que, nos Estados Unidos da América, os custos monetários anuais para a correção deste tipo de poluição sejam de 2 a 6 bilhões de dólares, (TIM *et. al.*, 1995).

Na bacia de Kävlingeån, no sul da Suécia, a carga exportada de fósforo e de nitrogênio proveniente da agricultura, aumentou de 8 para 59 toneladas e de 600 para 2325 toneladas entre 1960 e 1988, respectivamente, sendo estes valores responsáveis por 84 e 87 % de todo o fósforo e nitrogênio que entram nos 1217 km² da bacia, (VOUGHT, 1994).

Em um estudo realizado JORGENSEN & VOLLENWEIDER³ *apud* PIÃO (1995), o cálculo das exportações de nitrogênio (EN) e fósforo (EP) foi obtido baseando na classificação geológica, ígnea (I) e sedimentar (S) e no uso da terra, conforme apresentado na tabela 4.1.

Para calcular as exportações de nutrientes (EN e EP) para o lago, devem ser conhecidas 1) a área (AI) da bacia hidrográfica de cada afluente da represa, e 2) a classificação geológica de cada área e o uso da terra.

TABELA 4.1- Estimativa de exportação de fósforo (EP) e nitrogênio (EN) em mg. m⁻². ano⁻¹, Fonte: JORGENSEN & VOLLENWEIDER *apud* PIÃO (1995)

Uso da terra		Fósforo (EP)		Nitrogênio (EN)	
		classificação geológica		classificação geológica	
		I	S	I	S
Escoamento da floresta	Variação	0,7 - 9	9 - 18	130 - 300	150 - 500
	média	4,7	11,7		
Floresta mais pastagem	Variação	6 - 12	11 - 37	200 - 600	300 - 800
	média	10,2	23,3		
Área de agricultura	cítrica	18			22400
	pastagens	15 - 75			100 - 850
	cultivo	22 - 100			500 - 1200

A quantidade de total de fósforo I_{Pt} e nitrogênio I_{Nt} , suprido ao lago a partir da bacia, é portanto, calculada pelo uso das equações:

$$I_{Pt}(\text{mg / ano}) = \sum_{n=1} AI(\text{m}^2) \times EP(\text{mg / m}^2\text{ano}) \quad (4.1)$$

$$I_{Nt}(\text{mg / ano}) = \sum_{n=1} AI(\text{m}^2) \times EN(\text{mg / m}^2\text{ano}) \quad (4.2)$$

No Reino Unido, o incremento na atividade agrícola foi uma das principais causas da deterioração da qualidade das águas drenadas de

³ Jorgensen S. G. Vollenweider R. A. Guidelines of lake management. V 1. **Principles of lake management . International lake environment committee United Nations Environment Programme.** (1989)

bacias agrícolas RAYMOND⁴ *apud* MUSCUTT (1993). A conversão de áreas ribeirinhas em áreas agrícolas através de arage, destocamento do solo e transformação dessas regiões em pastagens, somando-se a este fato o aumento do consumo de agroquímicos, ocasionou aumento no transporte de poluentes de fontes dispersas para os corpos d'água. Com o objetivo de implementar diretrizes para a manutenção da qualidade dos corpos d'água, a Comunidade Européia (Commission of the European Communities, 1988) sugeriu que fossem consideradas e desenvolvidas estratégias para reduzir a poluição gerada pela agricultura.

Uma das propostas apresentadas para o problema de poluição por fontes difusas foi o estabelecimento de faixas *buffer* entre as fontes de poluição dispersa e os corpos d'água. Neste contexto, uma faixa *buffer* pode ser considerada como uma área de vegetação permanente com largura variando de 5-100 m, mais ou menos, não exclusivamente adjacente aos cursos d'água e com manejo separado do resto da bacia. Tal faixa reduz a conexão entre as fontes poluidoras e os corpos d'água e pode ser um barreira bioquímica e física contra a entrada de poluição de fontes localizadas à montante dos corpos d'água. Sua vegetação pode incluir árvores, grama e espécies características de várzeas (MUSCUTT *et. al.*, 1993).

A utilização de faixas *buffer* tem sido adotada por inúmeros países com o objetivo de reduzir a poluição de fontes dispersas na agricultura. Na Nova Zelândia, uma política de preservação de "faixas ribeirinhas", isto é, remoção de atividades agrícolas desta região, foi implementada para proteção destes locais e de seu habitat aquático (SMITH⁵ *apud* MUSCUTT, 1993). Nos Estados Unidos da América, "vegetated filter strips" foram aprovadas como "prática de melhor manejo", e sua implementação foi o

⁴ Raymond, W. F. Trends in agricultural land use: the lowlands. In: **Agriculture and the Environment**. Proc. ITE Symposium, February 1984, Cambridge, U K, Natural Environment Research Council, pp. 7-12 (1984).

principal objetivo do programa conservação de reservas utilizado pelo U. S. Department of Agriculture.

Ainda nos Estados Unidos a seção 208 da U.S. Federal Water Pollution Control Act Amendments solicitou às agências ambientais a criação de um dispositivo eficiente no controle de fontes dispersas de poluição. Uma das técnicas apresentadas foi o estabelecimento de faixas *buffer* ao longo de linhas litorâneas e rios. Essas faixas *buffer* funcionam como filtros para o retardamento, absorção e purificação do escoamento contendo contaminantes devido a entrada de águas superficiais (XIANG, 1993a,b).

Além de faixas *buffer*, são dados vários outros nomes a estas faixas de vegetação, tais com “faixas verdes”, “biofiltros”, “faixas *buffer*”, e “faixas ribeirinhas”, o quais são considerados coletivamente para representar alguma forma de faixa de vegetação por onde o escoamento superficial deve passar antes de atingir os corpos d’água, sendo elas destinadas à interceptar o escoamento superficial e subsuperficial (NORRIS, 1993).

Pesquisas realizadas em pequenas áreas, com escoamento controlado, têm mostrado que faixas *buffer* com limite de largura de cinco a dez metros podem ser eficientes na remoção de poluentes contidos no escoamento superficial. Estudos em áreas agrícolas confinadas e com vegetação ribeirinha adjacente mostraram que estas faixas podem ser capazes de remover nutrientes e sedimentos presentes no escoamento superficial (NORRIS, 1993).

De acordo com NORRIS (1993), estas faixas *buffer* podem ser divididas em seis grupos conforme mostra a figura 4.1. A eficiência das faixas parece depender de em qual dessas categorias elas se encaixam. As categorias (I), (II) e (III) da figura 4.1 representam experimentos controlados, relativamente pequenos, nos quais as faixas *buffer* tratam o escoamento

⁵ Smith, C. M. Riparian pasture retirement effects on sediment, phosphorus and nitrogen in channelised surface run-off from pastures. N. Z. J. Mar. Freshwater Res., 23 :139 -146 ,1989.

superficial contendo vários tipos de poluentes. Faixas deste tipo têm geralmente se mostrado eficientes. Inversamente, as partes (IV), (V) e (VI) representam a combinação de faixas para avaliar sua capacidade em proteger a qualidade da água em grandes bacias hidrográficas. Elas têm mostrado variada capacidade de controle de poluição. Uma faixa vegetada tal como descrita na parte (IV), por exemplo, poderia interromper mais o escoamento superficial da bacia do que aquelas das partes (V) e (VI) (ver figura 4.1) podendo-se então esperar maior eficiência na proteção da qualidade da água, pois a faixa da parte (IV) consegue proteger todos os afluentes do rio principal.

Isto mostra que a eficiência do uso de faixas para proteção da qualidade da água superficial depende não somente das características físicas das mesmas e da diversidade de poluentes encontrada, mas também do seu arranjo coordenado através da área da bacia (NORRIS, 1993).

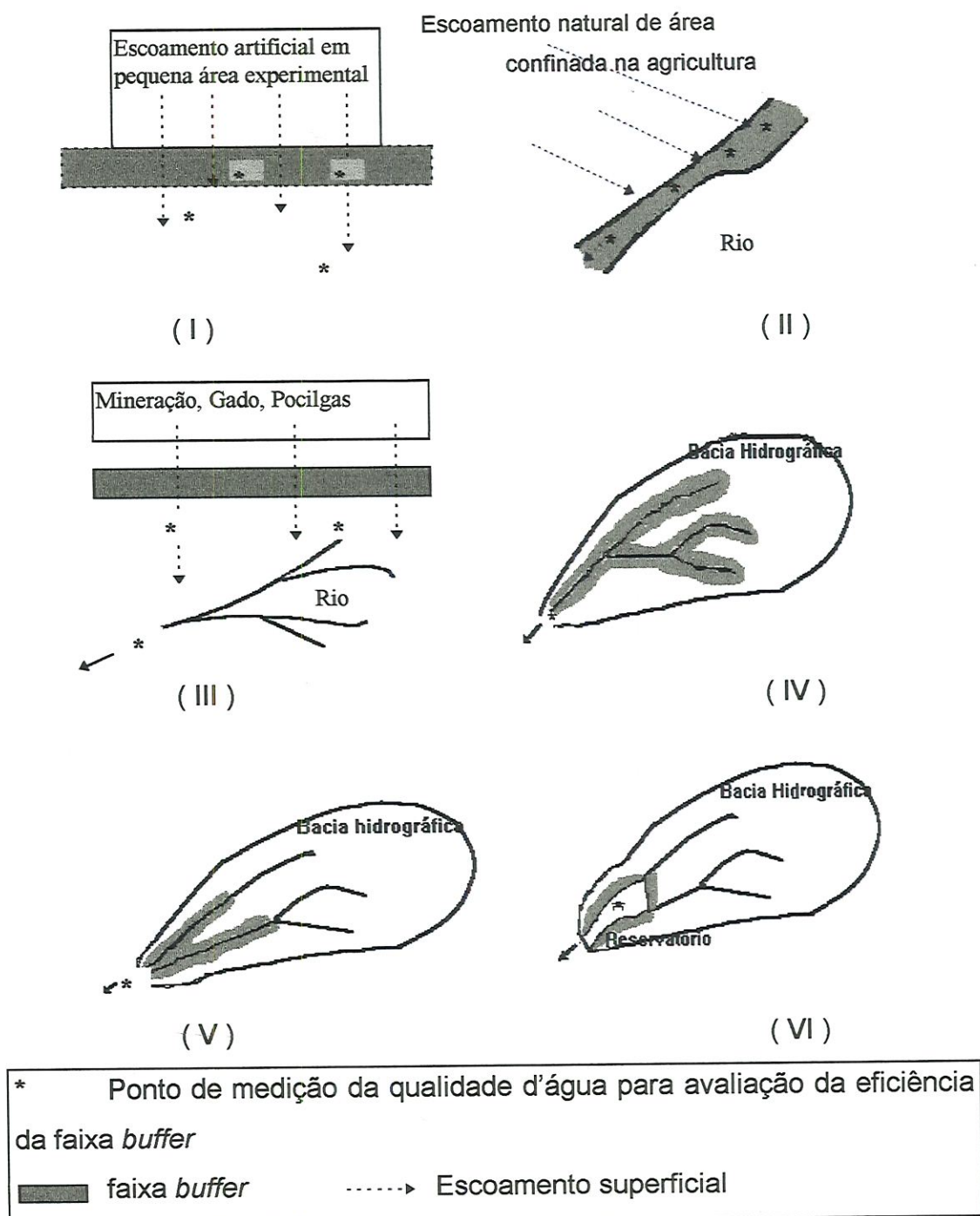


FIGURA 4.1 - Categorias de qualidade d'água de faixa *buffer*, NORRIS (1993).

4.2 - O impacto da mata ciliar no transporte de poluentes.

A utilização de faixas *buffer* tem se mostrado bastante eficiente no sentido de diminuir ou impedir a entrada de poluentes e sedimentos nos corpos d'água. No entanto, existem várias questões ainda não são muito claras a seu respeito, dentre as quais pode-se citar: (1) Qual a largura ótima para uma faixa *buffer*?; (2) Qual o tipo de vegetação mais eficiente?; (3) A faixa *buffer* pode se tornar saturada por sedimento e nutrientes?; (4) Qual a variação da eficiência de acordo com as estações do ano? Provavelmente não existe uma resposta simples para estas questões, uma vez que a eficiência de retenção varia com parâmetros tais como clima, tipo de solo, uso e ocupação do solo, etc (VOUGHT *et. al.*, 1994).

A eficiência da *faixa buffer* sobre a poluição proveniente de atividades agrícolas, varia de acordo com o tipo de poluente e com o mecanismo de transporte do mesmo através da *faixa buffer* (MUSCUTT, 1993).

De acordo com MUSCUTT *et. al.* (1993), os efeitos da *faixa buffer* na qualidade da água podem ser divididos em efeitos diretos (são aqueles obtidos através da remoção de atividades da *faixa buffer* que são fontes diretas de poluição para o corpo d'água) e aqueles que resultam dos processos de retenção de poluentes dentro da *faixa buffer*. Estes processos de retenção podem novamente ser subdivididos, ou seja, aqueles que operam sobre condições de escoamento superficial e subsuperficial.

Para NORRIS (1993), a eficiência da *faixa buffer* depende, em parte, de suas propriedades:

- estrutura e espécie de vegetação;
- comprimento, inclinação e forma da área de escoamento (isto é, largura e declividade da *faixa buffer*);
- comprimento, gradiente e forma do talude de montante da *faixa buffer*;
- quantidade de água que esco superficialmente;

- a altura do escoamento superficial em comparação com a altura e densidade da vegetação;
- condutividade hidráulica e capacidade de retenção do solo da faixa *buffer*.

Solos com baixa permeabilidade, por exemplo, podem necessitar de faixas *buffer* mais largas do que solos com alta permeabilidade, para possibilitar maior infiltração do escoamento superficial. Similarmente, encostas convexas imprimem maior velocidade ao escoamento tornando-o mais rápido na sua base, diferente do que ocorre em encostas côncavas. Devido a isto, as encostas convexas podem necessitar de faixa *buffer* mais largas para criar um escoamento superficial lento.

Além das considerações apresentadas acima, outro fator extremamente importante é como esses poluentes estão presentes no escoamento. Por exemplo, a remoção de poluentes que são transportados na forma particulada (poluentes adsorvidos a sedimentos) depende da capacidade da faixa *buffer* em reduzir a energia do escoamento superficial, e portanto permitir a deposição das partículas que são transportadas por esse escoamento. Essa capacidade é geralmente dada, em parte, pelo tipo de vegetação e textura superficial da faixa *buffer*. Inversamente, a remoção de poluentes dissolvidos depende da capacidade desta área (essencialmente do seu solo) de deter o escoamento por tempo suficiente para o decaimento e transformação dos poluentes pela ação de microrganismos ou absorção pelas plantas (PHILLIPS, 1989 b).

4.2.1 - Efeitos diretos

As faixas *buffer* podem produzir benefícios para a qualidade da água como resultado da redução de aplicação de agroquímicos e diminuição das possibilidades de contaminação direta, nas proximidades imediatas aos corpos d'água, uma vez que não permitem a utilização desta área para fins agrícolas. SMITH (1989) constatou que a redução do transporte de

nutrientes dissolvidos no escoamento superficial em uma faixa *buffer*, na Nova Zelândia, se comparado com áreas de pastagem gramadas, foi causado pela diminuição no suprimento de nutrientes na faixa *buffer*. Em áreas de pastagem gramadas, o ciclo de nutrientes ocorre através do sistema solo-planta-animal o que possibilita a devolução do mesmo ao escoamento superficial quando este retorna ao solo como excreta. Em contraste, nutrientes em uma faixa *buffer* são retidos pela vegetação e são menos suscetíveis a perdas. As faixas *buffer* poderão também reduzir o impacto direto nas águas como, por exemplo, no caso de pulverização de pesticidas próximo a estes corpos d'água, que podem ser lançados diretamente na água, como ocorreu em experimentos realizados por MARRS⁶ *et. al. apud* MUSCUTT(1993).

A faixas de vegetação são ainda responsáveis pela redução da erosão laminar das margens dos corpos d'água através da estabilização promovida no solo superficial e pela redução da velocidade do escoamento superficial.

Outra vantagem das faixas de vegetação é o deslocamento de atividades das margens dos corpos d'água, atividades estas que possam ser fontes pontuais de poluição ou que possam provocar acidentes como derramamento de substâncias poluidoras e ainda evitar que haja lançamento de esgoto de maneira ilegal (NIESWAND *et. al.*, 1990).

4.2.2- Efeitos sobre o transporte de poluentes pelo escoamento superficial

O escoamento superficial pode ocorrer através de alguns mecanismos: quando o solo torna-se saturado ou quando trajetórias de fluxo

⁶ Marrs, R. H., Frost, A. J., Plant, R. A. e Lunnis, P., 1991. A study of repeat applications of mecoprop to plant communities in microcosms. In: **Proceedings of the Brighton Crop Protection Conference**, BCPC, Weeds Vol. 3, British Crop Protection Council, Farnham, UK, pp. 891-900 (1991).

convergem como resultado de efeitos topográficos, dando origem a escoamento concentrados KIRKBY & CHORLEY⁷ *apud* MUSCUTT, (1993). Em resumo, o escoamento superficial ocorre quando a intensidade da chuva excede a capacidade de infiltração do solo. Esses processos dificilmente ocorrem nas condições de chuva e taxas de infiltração comuns, mas observações sugerem que podem ocorrer em tipos de solo particulares, solos perturbados ou compactados, ou em países, onde as chuvas são geralmente mais intensas. O escoamento superficial pode ser maior em solos com textura grosseira com baixa estabilidade dos agregados que são propensos a uma acentuada redução na capacidade de infiltração sobre chuvas intensas, que provocam a comatação dos grãos REED⁸ *apud* MUSCUTT (1993).

O escoamento superficial pode ser o principal mecanismo de transporte de poluentes solúveis em situações que ocorrem posteriormente a uma aplicação de agroquímicos ou em locais onde há criação de gado.

A remoção de nutrientes do escoamento superficial é induzida pela deposição de poluentes aderidos ao sedimento e de maneira menos efetiva de poluentes dissolvidos que são transportados com o escoamento. A adsorção de fósforo depende muito da quantidade de argilo-minerais, óxidos de alumínio e ferro, matéria orgânica e carbonato de cálcio. Se a concentração de fósforo na água é alta, mais fósforo pode ser adsorvido às partículas do solo. Alguns dos fatores que influenciam esta adsorção de fósforo são o potencial redox, pH, temperatura, a quantidade já adsorvida e o tempo de reação (VOUGHT *et al.*, 1994). Em geral a maior parte do fósforo removido pela faixa *buffer* esta relacionada ao fósforo transportado pelo escoamento superficial, tendo em vista ser este o mecanismo de maior eficiência no transporte de fósforo através da faixa *buffer*.

⁷ Kirkby, M.J. and Chorley, R. J., Throughflow, overland flow e erosion. *Bull. Int. Assoc. Sci. Hydrol.*, 3: 5-21 (1967)

⁸ Reed, A. H., . The erosion risk of compaction. *In: Soil Water* 11(3): 29-33 (1983)

Estudos realizados por VOUGHT *et al* (1994), mostram que o decaimento do fósforo é exponencial, com maior remoção durante os primeiros metros da faixa de vegetação. Por exemplo, em um estudo realizado em uma faixa de 16 metros de largura, 66% da carga total de fósforo foi removida nos 8 primeiros metros e 95% foi o valor atingido para a largura total. Já o mesmo não ocorreu com o nitrogênio, os resultados foram 20% e 50% para 8 e 16 metros respectivamente, o que mostra que a remoção de nitrato ocorreu de maneira linear. Uma das explicações para o resultado do nitrogênio pode ser o curto intervalo de tempo em que foi realizado o ensaio, em apenas um estação do ano.

Em outro trabalho desenvolvido por PETERJOHN & CORRELL⁹ *apud* VOUGHT (1994), os dados de remoção foram obtidos para as quatro estações do ano e pode-se observar que a remoção do nitrogênio também ocorre de maneira exponencial (os experimentos foram desenvolvidos na Suécia).

O transporte de poluentes oriundos de fontes dispersas de poluição de áreas agrícolas pode ser reduzido pela faixa *buffer* através de inúmeros mecanismos: (1) Infiltração dentro da faixa reduzindo o escoamento superficial; (2) redução da velocidade do escoamento superficial devido ao aumento da rugosidade hidráulica pela vegetação dentro da faixa *buffer*; (3) efeito de filtragem do escoamento por uma vegetação densa, MUSCUTT (1993).

O aumento da infiltração pode ocorrer como resultado da mudança na estrutura do solo, associada com uma mudança no tipo de vegetação, por exemplo, de campo cultivado para faixa de vegetação permanente (faixa *buffer*). A estrutura do solo em área de vegetação permanente tende a ser melhor preservada (menos destruída) do que em campo arados.

⁹ Peterjohn, W. T., Correll, D. L. Nutrient dynamics in a agricultural watershed: Observations on the riparian forest. *Ecology* 65,1466-1475, (1984).

Tomando como exemplo um mesmo tipo de solo, a estrutura pedológica natural é destruída para solos arados o que não ocorre em áreas de vegetação permanente. Assim, faixa *buffer* podem fornecer um aumento do potencial de infiltração, embora este aumento seja variável com as condições anteriores de umidade do solo. Em casos extremos, a faixa *buffer* pode causar a infiltração total, mas mesmo onde somente infiltração parcial ocorre, a altura do escoamento superficial e conseqüentemente a sua velocidade são reduzidas.

A parcela do escoamento superficial que infiltra no solo da faixa *buffer* é provavelmente, em curto intervalo de tempo, responsável pelo efeito de redução na carga de poluentes solúveis que são transportados através do faixa *buffer*. Esta infiltração do escoamento superficial também é responsável pela redução da quantidade de sedimento transportado, uma vez que o mesmo fica depositado na faixa *buffer*. A redução do escoamento superficial é resultado do aumento da rugosidade hidráulica associado à vegetação, o que produz uma significativa diminuição na velocidade do escoamento superficial NEIBLING & ALBERTS ¹⁰apud MUSCUTT (1993).

Como resultado das considerações apresentadas acima ocorre uma redução na capacidade de transporte de sedimentos, que é a causa mais comumente citada para a remoção de sedimento na faixa *buffer*. A redução da velocidade de escoamento resulta no tratamento do escoamento sobre o solo da faixa *buffer* causando a acumulação de sedimento nos primeiros metros da mesma.

PETERJOHN & CORRELL apud MUSCUTT (1993) estudaram o efeito de faixas *buffer* ribeirinhas, com a utilização de florestas, no transporte de nitrogênio e fósforo na bacia de Maryland. As concentrações médias anuais de nitrogênio e fósforo no escoamento superficial foram reduzidas em 83% e 81% respectivamente, sendo a maior parte removida

¹⁰ Neibling, W. H. and Alberts, E. E. , Composition and yield of soil particles transported through sod strips. ASAE paper N^o 79-2065 Am. Soc. Agric. Eng. , St Joseph, MI (1979)

nos primeiros 19 metros de floresta. A redução foi clara para todas as formas de nitrogênio analisadas e ocorreu durante todo o ano. O efeito na concentração de fósforo ocorreu de forma variada de acordo com as formas presentes no escoamento superficial. O teor médio anual de fósforo no sedimento transportado pelo escoamento superficial foi reduzido de 4,82 para 0,74 mg l⁻¹. O fósforo adsorvido ao sedimento e passível de ser extraído, também foi reduzido (média de 0,66 para 0,17 mg l⁻¹), no entanto pouca mudança no fósforo solúvel foi observada.

KNAUER & MANDER¹¹ *apud* MUSCUTT (1993) registraram 82% e 61% de retenção de amônia e nitrato respectivamente, no escoamento superficial sobre uma faixa *buffer* com vegetação composta por amieiro colocada abaixo de campos fertilizados em Schleswig-Holstein, Alemanha. Campinas naturais foram também eficientes (61% e 58%) na retenção de amônia e nitrato, respectivamente, mas para áreas com pastagem permanente a retenção foi da ordem de 9% e 33%, respectivamente.

Alguns estudos realizados em experimentos de pequena escala nos Estados Unidos quantificaram a remoção de nutrientes devido a utilização de faixa *buffer*, as quais recebiam contaminantes associados ao escoamento superficial. Os efeitos observados no transporte de fósforo são mostrados na tabela 4.2. Uma redução na quantidade de fósforo total de 50% foi registrada na maioria dos experimentos, sendo testada mais de uma largura de faixa *buffer* e proporcionalmente a maior retenção ocorreu em *buffer* com maior largura, como mostrado na tabela 4.2, por exemplo DILLAHA *et. al.* (1989), DOLYE¹² *et. al. apud.* MUSCUTT (1993).

¹¹Knauer, N. and Mander, U., Untersuchungen über die Filterwirkung verschiedener Saumbiotope an Gewässern in Schleswig-Holstein: 1 **Mitteilung: Filterung von Stickstoff und Phosphor.** Z. F. Kulturtechnik und Landentwicklung, 30:365-367, (1989)

¹²Dolye, R.C., Stanton, G. C. and Wolf, O. C., 1977. Effectiveness of forest and grass *buffer* filters in improving the water quality of manure polluted runoff. ASAE Paper no 77-2501 Am. Soc. Agric. Eng., St Joseph, MI.

TABELA 4.2- Impacto de faixas *buffer* no transporte de fósforo : resultados de estudos experimentais, Fonte: MUSCUTT (1993).

FONTE	FAIXA BUFFER		PARÂMETRO	UNIDADE	REDUÇÃO		
	LARG. (m)	DECL. (%)			DE	PARA	%
Thompson et. al. (1978)	12.0	4	P total	mg l ⁻¹	10.7	6.0	44
	36	4			10.7	3.2	70
Young et. al. (1980)	27	4	P sedimento	kg ha ⁻¹	18.24	1.04	94
			PO ₄ ⁻ P sedimento		7.49	0.28	96
			Psolúvel		9.45	2.25	76
			PO ₄ ⁻ Psolúvel		6.29	1.43	77
Doyle et. al. (1977)	1.5	-	Psolúvel	kg ha ⁻¹	0.077	0.071	8
	4.0	-			0.077	0.029	62
Edwards et. al. (1983)	30.0	2	P total	kg	55	28	49
	30.0	2			28	15	47
Dillaha et. al. (1989)	4.6	11	P total	kg ha ⁻¹	4.34	1.18	73
			PO ₄ ⁻ P		0.09	0.16	*
			Psolúvel		0.18	0.27	*
	9.1	11	P total	kg ha ⁻¹	4.34	0.33	93
			PO ₄ ⁻ P		0.09	0.05	47
			Psolúvel		0.18	0.08	55
	4.6	16	P total	kg ha ⁻¹	8.42	4.31	49
			PO ₄ ⁻ P		0.11	0.10	8
			Psolúvel		0.17	0.18	*
	9.1	16	P total	kg ha ⁻¹	8.42	2.96	56
			PO ₄ ⁻ P		0.11	0.14	*
			Psolúvel		0.17	0.25	*
Magette et. al. (1989)	9.2	-	P total	kg ha ⁻¹	13.7	7.7	44

* Aumento observado

Pode-se ainda observar pela Tabela 4.2 que os resultados obtidos por DOYLE (1977) e DILLAHA (1989) de fosfato extraído de sedimento foram menos consistentes. YOUNG¹³ *et. al. apud* MUSCUTT (1993) registraram 96% de remoção nos experimentos realizados, mas DILLAHA *et. al.* (1989) revelaram significativa variabilidade nos resultados, apresentando um aumento no transporte de fósforo no final dos experimentos. Isto foi atribuído à transformação de fósforo dentro da faixa *buffer*. Resultados de fósforo solúvel mostraram inconsistência similar. Alta retenção foi registrada

por DOYLE *et. al.* e YOUNG *et. al.* (1980) *apud* MUSCUTT (1993). Entretanto, DILLAHA *et. al.* (1989) novamente observaram aumento no fósforo solúvel no final dos experimentos.

Resultados similares foram encontrados para formas orgânicas de nitrogênio. Por exemplo, THOMPSON¹⁴ *et. al. apud* MUSCUTT (1993) registraram que concentrações de nitrogênio na água que deixava a faixa *buffer* após aplicação de resíduos em experimentos localizados a montante da faixa *buffer*, não foi maior do que os níveis obtidos quando não houve aplicação e YOUNG *et. al.* (1980) registraram uma redução de 94% de nitrogênio orgânico associado a sedimentos.

O rendimento com relação ao nitrato foi menos consistente do que para o nitrogênio orgânico. DOLYE *et. al.* (1977), THOMPSON *et. al.* (1978) e AULL¹⁵ *et. al. apud* MUSCUTT (1993) observaram significativa redução no transporte de nitrato mas DILLAHA *et. al.* (1989) não observaram nenhuma mudança significativa. YOUNG *et. al.* (1980) registraram 82% de retenção de nitrato com relação a carga total aplicada nas condições secas, mas já em estudo subsequente para as mesmas condições registraram retenção de 100%. Estas variações no nitrato são provavelmente reflexos da variação nas taxas de infiltração no *buffer* onde o nitrato é transportado principalmente em solução.

ASMUSSEN *et. al.* (1977) registraram que a carga total de herbicida 2,4-D foi reduzida ao longo dos 24,4 m de canal gramado em 77% e 69% nas condições úmida e seca, respectivamente. As perdas foram similares em magnitude, considerando-se a fase em solução, ou seja, não se computou o 2,4-D adsorvido ao sedimento. Foi considerado que a

¹³ Young, R. A., Huntrods, T. and Anderson, W. , 1980. Effectiveness of vegetad *buffer* strips in controlling pollution from feedlot runoff. *J. Environm. Qual.*, 9: 483-487 (1980)

¹⁴ Thompson, D. B., Loudon, T. L. and Gerrish, J. B.. Winter spring runoff from manure application plots. ASAE paper n^o 78-2032 *Am. Soc. Agric. Eng.*, St. Joseph 1978

¹⁵ Aull, G. H., Loudon, T. L. and Gerrish, J. B., Runoff quality enhancement with a vegetated *buffer*. ASAE paper N^o 80-2538 *American Society of Agricultural Engineers*, St. Joseph, MI , 1980

infiltração, deposição, fixação pela vegetação e a matéria orgânica tinham produzido sobre o escoamento a maior redução na perda de pesticidas.

Em trabalho similar, ROHDE ¹⁶*et. al. apud MUSCUTT et al* (1993), registraram redução de trifluralin de 96% e 86%, para condições seca e úmida, respectivamente, após o escoamento ter atravessado os 24,4 m de *buffer* gramado. Foi calculado que 43% de redução em condição seca e 29% em condição úmida foi decorrente da infiltração na grama do *buffer*.

Geralmente, faixas *buffer* tem registrado a redução de poluentes transportados no escoamento. Entretanto, certos aspectos de seu rendimento não tem sido completamente quantificados. Vários estudos, por exemplo DILLAHA *et. al.* (1989) e MAGETTE *et. al.* (1989) têm identificado que as faixas *buffer* são menos eficientes na remoção de poluentes do que na remoção de sedimentos. Isto pode ser reflexo da ocorrência do transporte de poluentes na fase solúvel, mas é provavelmente um indicativo da dificuldade em se depositar partículas finas de poluentes que são transportadas agrupadas no sedimento.

O escoamento superficial concentrado também pode reduzir o rendimento da faixa *buffer*. Muitos dos experimentos têm investigado a eficiência do *buffer* sob condições de escoamento uniforme. Entretanto, DILLAHA *et. al.* (1989) notaram que o escoamento concentrado foi um dos maiores problemas associados a um *buffer* implantado na Baía de Chesapeake nos E.U.A. A geração de escoamento concentrado foi simulada em experimentos por DILLAHA *et. al.* (1989), no quais a destruição da vegetação foi então observada. O escoamento concentrado pode ter contribuído para que a eficiência da faixa *buffer* fosse relativamente “pobre” em experimentos realizados por AULL *et. al.* (1980). Neste caso, somente 25% de redução na carga de sedimento foi observada na faixa *buffer* com topografia que favorecia o aparecimento de escoamento concentrado.

¹⁶ Rohde, W. A., Asmussen, L. E., Hauser, E. W. and Wauchope, R. D. Trifluralin movement in runoff from a small agricultural watershed. *J. Environ. Qual.*, 9: 36-42 (1980).

Outra consideração particular, com respeito ao fósforo, é relativa a poluentes que são retidos na faixa *buffer* por longo tempo. Para experimentos de curta duração, DILLAHA ¹⁷*et. al. apud* MUSCUTT (1993) e MAGETTE *et. al.* (1989) indicaram que, embora o transporte total de fósforo fosse reduzido, a quantidade de fósforo solúvel e de fósforo extraído do sedimento foram variáveis. A faixa *buffer* foi menos eficiente no fim da série de eventos simulados do que no seu início. DILLAHA *et. al.* (1987) atribuíram esta observação à redução da infiltração e ao tipo de planta utilizada como cobertura da faixa *buffer*, pois o processo de retenção de poluentes também depende do ciclo de vida da vegetação. Além disso, o sedimento retido pode ser re-erodido e o fósforo retido pode ser novamente transformado em formas com maior mobilidade que podem subseqüentemente serem perdidas para os corpos d'água.

Não está claro se resultados similares poderiam ser obtidos sobre condições naturais de umidade mas estas observações indicam que há necessidade de informações adicionais sobre a eficiência da faixa *buffer* a longo prazo. Em casos extremos, a faixa *buffer* poderia tornar-se uma fonte de fósforo para os corpos d'água a longo prazo. Tais casos foram registrados por VANEK (1991), para uma faixa *buffer* em um lago na Suécia que recebia fósforo de um pequeno vilarejo.

4.2.3 - Efeitos do escoamento subsuperficial sobre o transporte de poluentes

No Reino Unido, a agricultura intensiva é freqüentemente acompanhada pela drenagem subsuperficial especialmente em solos argilosos. Esta drenagem favorece o transporte rápido de água e poluentes

¹⁷ Dillaha, T. A., Reneau, R.B., Mostaghimi, S. Shanholtz, V. O. and Magette, W. L. **Evaluating nutrient and sediment losses from agricultural lands: vegetative filter strips** US Environment Protection Agency Report No CBP/ TRS 2/87, Washigton, DC, 1987.

provenientes do solo durante condições em que o nível d'água é elevado. Em adição, o movimento de água através do subsolo permeável é ajudado pela drenagem secundária de tratamentos tais como drenagem de molhe, (drenos construídos para o escoamento subsuperficial) que são largamente utilizados no Reino Unido, ROBINSON & ARMSTRONG¹⁸ *apud* MUSCUTT (1993). As fissuras no solo são então associadas à criação de drenagem de molhe e aos macroporos naturais de solos argilosos, influenciando de maneira acentuada nos caminhos pelos quais o excesso de d'água deixa o solo, BEVEN & GERMANN (1982). A presença de macroporos pode levar a um aumento de caminhos preferenciais de escoamento em solos saturados e vias secundárias em solos não saturados.

O escoamento subsuperficial é responsável pelo transporte de grande quantidade de nitrogênio. O nitrato tende a ser a forma dominante de nitrogênio presente no escoamento subsuperficial. Uma revisão feita por NEELY & BAKER¹⁹ *apud* MUSCUTT (1993) revelou que concentrações de nitrato de 10 a 20 mg l⁻¹ foram comuns em drenagem subsuperficial nos Estados Unidos. Dados similares do Reino Unido tem mostrado que concentrações de pico da ordem de 30 a 50 mg l⁻¹ podem ser esperadas no inverno (condições do Reino Unido).

A remoção de nitrogênio do escoamento subsuperficial é parcialmente explicada pela absorção pela vegetação, mas o principal mecanismo de remoção é usualmente a desnitrificação, que depende das fontes de nitrato e carbono disponíveis e das condições anaeróbias. Solos ribeirinhos oferecem condições favoráveis para a desnitrificação, as concentrações de matéria orgânica são altas e o nível d'água é elevado

¹⁸ Robinson, M. and Armstrong, A C. The extent of agricultural filed drainage in England and Wales, 1971-80. In: **Trans. Inst. Br. Geogr.**, 13: 19-20, (1988).

¹⁹ Neely, R. K. and Baker, J. L.. Nitrogen and Phosphorus dynamics and the fate of agricultural runoff. In: A. Van der Waik (Editor), **Northern Prairie Wethands. Iowa State Univ. Press, Ames, IA**, pp. 92-131, 1989.

durante a maior parte do ano, causando baixos níveis de oxigênio (VOUGHT *et. al.*, 1994).

A desnitrificação é executada por bactérias que usam nitrato para a respiração na ausência de O₂, convertendo-o em gases de nitrogênio (N₂O, N₂). É um processo desejável para a atenuação do nitrato desde que resulte na sua completa remoção pela faixa *buffer*, uma vez que o nitrato que é imobilizado nas plantas ou nos tecidos microbianos pode ser novamente mineralizado e liberado para o solo (GROFFMAN *et. al.*, 1991).

A remoção de fósforo em sistemas de várzeas ocorre pela adsorção, absorção, complexação e precipitação. O teor de argila e ferro, alumínio e cálcio influenciam a remoção de fósforo. A maior eficiência de remoção é obtida no escoamento subsuperficial uma vez que por este caminho o contato com o solo e a faixa de raízes é essencial (THUT²⁰ *apud* HAMMER, 1989).

A drenagem subsuperficial pode também ser um importante caminho para o transporte de pesticidas que possuem alta mobilidade. ROSE²¹ *et. al. apud* MUSCUTT *et. al.* (1993) registraram altas concentrações de isoproturon em drenagem subsuperficial no condado de Oxford (Inglaterra) e WILLIAMS²² *et. al. apud* MUSCUTT *et. al.* (1993) notaram que o sistema de drenagem desempenhava um importante papel no movimento de herbicida simazine no escoamento de grandes chuvas em uma bacia no condado de Herefor (UK).

Na tabela 4.3 são apresentados resultados de alguns estudos que investigaram o efeito da faixa *buffer* sobre o escoamento subsuperficial de

²⁰ Thut, Rudolph N. Utilization of artificial mashes for treatment of pulp mill effluents. In: **Constructed wetlands for wastewater treatment: Municipal, Industrial and agricultural**. Capítulo 19, P. 239-244(1989)

²¹ Rose, S. C. *et. al.* The leaching of agrochemicals under different agricultural land uses and its effect on water quality. In: N. E. Peters and D. E. Walling (Editors), **Sediment and stream Water Quality in a changing Environment: trends and explanation**, IAHS Publ. No 203, IAHS Press, Wallingford, UK, pp. 249-257, 1991.

²² Williams, R. J. *et. al.* Simazine concentrations in a stream draining na agricultural catchment, **J. Inst. Water Envirn. Manage.**, 5: 80-84, 1991.

fontes dispersas de nitrogênio em bacias naturais. A utilização da faixa *buffer* foi considerada consistente na redução do nitrato para níveis abaixo de 2 mg l⁻¹. Isso foi observado durante um ano, PETERJOHN & CORRELL (1984); LOWRANCE *et. al.* (1984). O processo de remoção se deu em uma distância razoavelmente pequena.

HAYCOCK & BURT (1991) observaram que em gradiente íngreme a concentração de nitrato nos limites de montante de um *buffer*, em área de inundação, indicava que a maioria do nitrato foi removido nos primeiros 8 metros de *buffer*.

Dois possíveis mecanismos são freqüentemente citados para explicação destes resultados: absorção pelas plantas e desnitrificação, isto é, o processo de redução de nitrato pelas bactérias a óxido nitroso e gás nitrogênio.

FAIL *et. al.* (1987) observaram um aumento no crescimento da vegetação e um acréscimo nas taxas de nutrientes em uma floresta que recebia os resíduos de uma pocilga e concluíram que florestas ribeirinhas poderiam assimilar nutrientes da biomassa de água drenada das áreas de agricultura. Entretanto, PERTEJOHN & CORRELL (1984) estimaram a absorção pela vegetação pelo cálculo da rede primária de produção e concluíram que 33% da perda anual de nitrogênio de ambos os escoamento superficial e subsuperficial ocorria por este mecanismo.

JACOBS & GILLIAM²³ *apud* MUSCUTT (1993) notaram que a absorção pela vegetação foi limitada ao inverno, condições da Carolina do Norte, durante o período de máxima retenção de nitrato. Eles concluíram que a desnitrificação provavelmente foi a maior causa da perda de nitrogênio.

²³ Jacobs, T. C. and Gilliam, J. W. Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. *J. Environ. Qual.*, 11: 117-123., 1985.



TABELA 4.3 - Impacto de faixas *buffer* no teor de nitrato nas águas subsuperficiais. Fonte: MUSCUTT *et. al.* (1993)

FONTES	LOCALIZAÇÃO	TIPO DE <i>BUFFER</i>	ESTAÇÃO DO ANO	REDUÇÃO (mg/l)	
				DE	PARA
Peterjohn & Correll (1984)	Maryland USA	19 m mata mista	Primavera	5.43	0.00
			Verão	6.96	0.36
			Outono	6.89	0.28
			Inverno	10.30	1.44
			Média	7.40	0.52
		50 m mata mista	Primavera	5.43	0.15
			Verão	6.96	0.45
			Outono	6.89	1.47
			Inverno	10.30	0.98
			Média	7.40	0.76
Lowrance <i>et. al.</i> (1984) ₁	Georgia USA	Floresta pinheiro	Jan - Mar	4.3	0.3
			Abr- Jun	5.9	0.1
			Jul - Set	2.1	< 0.1
			Out - Dez	5.4	0.1
			Média	4.4	0.1
Jacobs & Gilliam (1985)	Carolina do Norte USA	50 m floresta pinheiro	Média	8	< 0.1
			Pinay & Decamps (1988)	França	150 m floresta mista
Knauer & Mander (1989)	Alemanha	variada	Máximo		
Cooper (1990) ²	Nova Zelândia	Grama	Vazão méd.	1.16	0.08
Haycock & Burt (1991) ₁	Inglaterra	24 m grama várzea	Evento máx.	12	< 1

¹ Valores extraídos de diagramas ² Vazão NO₃N em (g/h)

O processo de desnitrificação é dependente das fontes de nitrato, de carbono, de uma temperatura suficientemente alta e condições anaeróbias. Solos orgânicos estão sujeitos a condições de nível d'água elevado, portanto fornecem condições favoráveis. Raízes grandes e decomposição de plantas podem também formar componentes significantes do ciclo do carbono em alguns ecossistemas e portanto contribuir para a desnitrificação. Como resultado a dinâmica do carbono e estado de matéria orgânica do solo são provavelmente os principais fatores que afetam a remoção de nitrogênio nas faixas *buffer* (HAYCOCK & BURT, 1991).

As proporções de remoção de nitrato registrada na Tabela 4.3, são relativas a situações em que o escoamento que atravessava a faixa *buffer* era aproximadamente uniforme, mas HAYCOCK & BURT (1991) reconheceram que o potencial de remoção de poluição de uma faixa *buffer* é provavelmente limitado, se no caso esta faixa *buffer* for atravessada por drenos do escoamento subsuperficial.

Os drenos do escoamento subsuperficial são provavelmente os responsáveis pela diminuição da remoção de nitrato da faixa *buffer* por dois motivos. Os drenos podem abaixar o nível d'água, limitando assim as condições exigidas para estimular altas taxas de desnitrificação (GAMBRELL *et. al.*, 1975). Além disso, os drenos restringem o tempo de contato entre o solo e a água, fornecendo menor oportunidade de remoção de nitrato pelas plantas ou bactérias. Nessa situação, o processo de remoção de poluentes poderia ter sua eficiência comprometida.

4.3- Tipos de vegetação

A vegetação em uma faixa *buffer* tem o objetivo de receber e canalizar o escoamento superficial das áreas que a circundam, reduzindo então sua velocidade, CLINNICK²⁴ *apud* NORRIS (1993). Isto serve para aumentar a infiltração e conseqüentemente reduzir a altura de água na superfície do solo, fazendo com que partículas grosseiras sejam depositadas e partículas suspensas filtradas através das folhas e do solo.

Outros poluentes são retidos no solo da faixa *buffer* para serem decompostos e utilizados pelas plantas ou para serem adsorvidos a partículas do solo antes de alcançar os corpos d'água, PHILLIPS (1989 b).

O tipo de vegetação da faixa *buffer* pode ter um comportamento importante no processo de remoção, mas poucos estudos tem considerado

²⁴ CLINNICK, P. F., 1985, *Buffer strip management in forest operations: A review*, *Australian Forestry* 48 (1), 34-45.

o efeito de diferentes tipos de vegetação. Poluentes no escoamento superficial, particularmente sedimento e poluentes associados a sedimento, são prováveis de serem removidos se o aumento de resistência imposta ao escoamento pela vegetação é suficiente para causar a deposição do sedimento. Experimentos têm revelado que faixas *buffer* gramadas oferecem resistência suficiente para estimular a deposição e remoção de nitrogênio e fósforo. O efeito de árvores é provavelmente dependente da sua densidade, mas PHILLIPS (1989 b,c) sugere que a resistência poderia ser equivalente a gramas nos casos onde estas árvores possuam um crescimento denso, com abundância de folhas pequenas e em bosques.

PETERJOHN & CORRELL (1984) confirmaram que florestas ribeirinhas podem remover sedimentos e poluentes associados ao escoamento superficial, mas em contraste, SMITH *et al* (1989) *apud* MUSCUTT (1993) registraram um caso de erosão do solo por escoamento superficial acelerado em um *buffer* plantando com pinus devido a falta de cobertura rasteira do solo. Assim, a faixa *buffer* composta por árvores pode exigir uma complementação na sua cobertura vegetal que permita uma taxa de infiltração razoável e suficientemente lenta com o objetivo de incentivar um crescimento denso.

Uma comparação da eficiência de faixas *buffer* na Alemanha, composta por vários tipos de vegetação, foi feita por KNAUER & MANDER (1989), sendo que nenhuma diferença maior na eficiência ficou evidente entre campinas com presença de amieiro e campinas naturais, mas nas regiões de pastagens foi encontrada menor eficiência, principalmente com relação a nitrogênio.

HAYCOCK & BURT (1991) observaram que a remoção de nitrato em áreas sujeitas a alagamento, na Inglaterra, com cobertura composta por grama e árvores, indicavam que o teor de carbono no solo pode ter maior importância no controle do potencial de desnitrificação do que a vegetação dessas áreas. Entretanto, a existência de árvores contribui no sentido de

tornar as condições do solo favoráveis à desnitrificação pela manutenção das entradas de carbono no solo.

→ A presença de espécies de plantas particulares, que possuem grande capacidade de absorção de nutrientes, pode contribuir para o aumento do potencial de remoção da faixa *buffer*. Muitas macrófitas aquáticas encontradas em várzeas e na área da franja capilar dos corpos d'água se desenvolvem rapidamente e podem acumular nutrientes em níveis maiores do que as plantas encontradas em terra. Entretanto, alguns processos de retenção de poluentes, que dependem do ciclo de crescimento da vegetação, são limitados pela exigência de plantas e reciclagem natural de nutrientes durante a decomposição das plantas. Além disso, estes processos são somente prováveis de ocorrer durante a estação de crescimento e podem assim, ter efeito limitado durante o inverno (condições do Reino Unido) quando o fluxo de água e de muitos poluentes, por exemplo nitrato, são máximos e o transporte através do sistema pode ser rápido.

DOYLE²⁵ *et al apud* NORRIS (1993) avaliaram a eficiência da utilização de florestas como faixas para a melhoria da qualidade do escoamento superficial contendo poluentes provenientes da criação de animais (estrume). O experimento foi feito em uma área de 0,19 hectares, com declividade de 4% e com uma cobertura do solo em alfafa, que foi adubada à razão de 90 toneladas por hectare. O escoamento superficial foi coletado em várias distâncias do experimento em uma faixa vegetada colocada a jusante do local de lançamento do fertilizante. Esta faixa era composta por uma vegetação mista incluindo árvores e uma cobertura uniforme do solo com madressilvas. As análises e exames feitas em amostras coletadas do escoamento superficial foram as seguintes: poluição

²⁵ DOYLE, R. C., WOLF, D. C. and BEZDICEK, D. F., 1975, Effectiveness of forest *buffer* strips in improving the water quality of manure polluted runoff, *Managing Livestock Wastes. Proceedings of 3rd International Symposium on Livestock Wastes*, 1975, pp. 299-302.

fecal, estreptococos fecais, fósforo solúvel total, potássio, sódio, nitrato, amônio e nitrogênio orgânico. Não foi encontrado nenhum indício de que algum componente de fertilizantes de estrume tenha penetrado mais que 3,8 metros para dentro da faixa vegetada em quantidade suficiente para representar uma poluição perigosa. Os autores concluíram que 7,6 m de faixa seriam suficientes para evitar a poluição do rio por resíduos animais, naquelas condições.

Em estudo realizado por THUT *apud* HAMMER (1989), a presença de plantas foi importante na remoção de amônia e fósforo, sendo que aproximadamente 80% do fósforo removido foi devido a absorção pelas plantas e o restante de fósforo foi removido pela filtração através do solo (pedregulho).

No caso do nitrogênio 45% foi removido através da absorção pelas plantas, 10% por filtração e os 45% restante, aparentemente pela desnitrificação.

A amônia é oxidada por bactérias nitrificantes na faixa aeróbia, e o nitrato convertido a nitrogênio livre na faixa anóxica pelas bactérias desnitrificantes.

Em estudo feito em Listowel, a nitrificação ocorreu de maneira incompleta durante o período de anoxia. No verão, isto foi causado pela alta demanda de oxigênio para a decomposição orgânica. E no inverno pela cobertura do solo por neve, conseqüentemente reduzindo os níveis de oxigênio e a temperatura, o que não se aplica a condições brasileiras.

Outros fatores importantes para que o processo de nitrificação ocorra são:

- (1) Minimização da demanda de oxigênio carbonáceo, retardando o crescimento das bactérias nitrificantes, podendo competir com organismos heterotróficos.
- (2) Manutenção do pH entre 7 e 8;
- (3) Estabelecimento do tempo de detenção adequado;

- (4) Presença de substâncias tóxicas limitantes (metais pesados e compostos orgânicos que inibem o processo de crescimento das bactérias nitrificantes);
- (5) Presença de carbono dissolvido na quantidade necessária às bactérias nitrificantes.

FITZPATRICK²⁶ *apud* NORRIS (1993) estudou o aporte de pesticidas para os rios de três pequenas bacias agrícolas no período entre junho de 1981 e agosto de 1982. Os nutrientes e resíduos não-filtráveis foram estudados em cinco pequenas bacias com uso do solo agrícola e florestal entre agosto 1982 e setembro de 1983. As bacias possuíam área variando de 62 a 252 hectares, com diferentes graus de alteração da mata ciliar ao longo da faixa *buffer* marginal ao rio. Três bacias possuíam “baixa” alteração da mata ciliar e as outras duas possuíam “média” e “alta” extensão da mata ciliar alterada, respectivamente.

O estudo mostrou que as faixas *buffer* não foram eficientes na redução de nutrientes e carga de resíduo não filtráveis como obtido em resultados de experimentos realizados em pequenas áreas. As elevadas concentrações de resíduo não-filtrável e fósforo total no estudo foram detectadas no escoamento das bacias com uso predominantemente agrícola, as quais possuíam “baixa” alteração da mata ciliar ao longo da faixa *buffer*. Na verdade, as taxas de nutrientes e resíduo não-filtrável desta bacia foram maiores do que as outras com “média” e “alta” alteração da mata ciliar na faixa *buffer*. Entretanto, faixas amplamente gramadas na terceira bacia agrícola foram mais eficientes. Observou-se que a concentração de nutrientes e resíduos não-filtráveis no rio, para estas faixas foram pouco diferentes da bacia com “baixa” alteração da mata ciliar.

FITZPATRICK *apud* NORRIS (1993) sugeriu várias explicações para estes resultados contraditórios. Alguns dos efeitos de faixas *buffer* poderiam

²⁶ FITZPATRICK, C., The use of *buffer* strips in controlling agricultural runoff, **Internal paper: Environmental Protection Authority, Ministry for Planning, Melbourne, 1984.**

ter sido dissimulados pelas diferenças físicas entre as bacias tais como, gradientes do rio, usos do solo, práticas agrícolas e o número de barragens no rio. Além disso, as faixas podem não ter sido eficientes devido a:

- (a) excesso de canais de escoamento superficial antes que este alcançasse a faixa vegetada, fazendo com que o escoamento não fosse uniformemente distribuído na faixa; e
- (b) saturação prematura do solo da faixa durante a chuva, impedindo infiltração do escoamento superficial na faixa.

Para NORRIS (1993), apesar das aparentes contradições da literatura sobre o uso de faixas *buffer*, sua eficiência para o controle da qualidade da água tendo como base bacias hidrográficas, parece depender do seguinte:

- (1) atributos físicos das faixas *buffer*, tais como largura, declividade, tipo de solo e estrutura da vegetação;
- (2) tipos de poluentes provavelmente recebidos pela faixa *buffer*;
- (3) a proximidade geral da faixa *buffer* com as fontes de poluição de águas superficiais.

4.4 - Modelos para determinação da largura da faixa buffer

NIESWAND *et. al* (1990) propuseram um modelo que dividi a bacia em cinco zonas, o qual pode ser usado para fornecer um contexto conveniente para o estabelecimento de estratégias de exploração. Este modelo apresenta alternativas de manejo que podem ser usadas para proteger as águas superficiais, utilizadas para abastecimento urbano, das fontes dispersas de poluição. As cinco faixas são descritas na Figura 4.2 e podem ser diferenciadas pela proximidade espacial e temporal (isto é, distância e tempo de deslocamento do escoamento) dos corpos d'água (reservatórios e seus tributários).

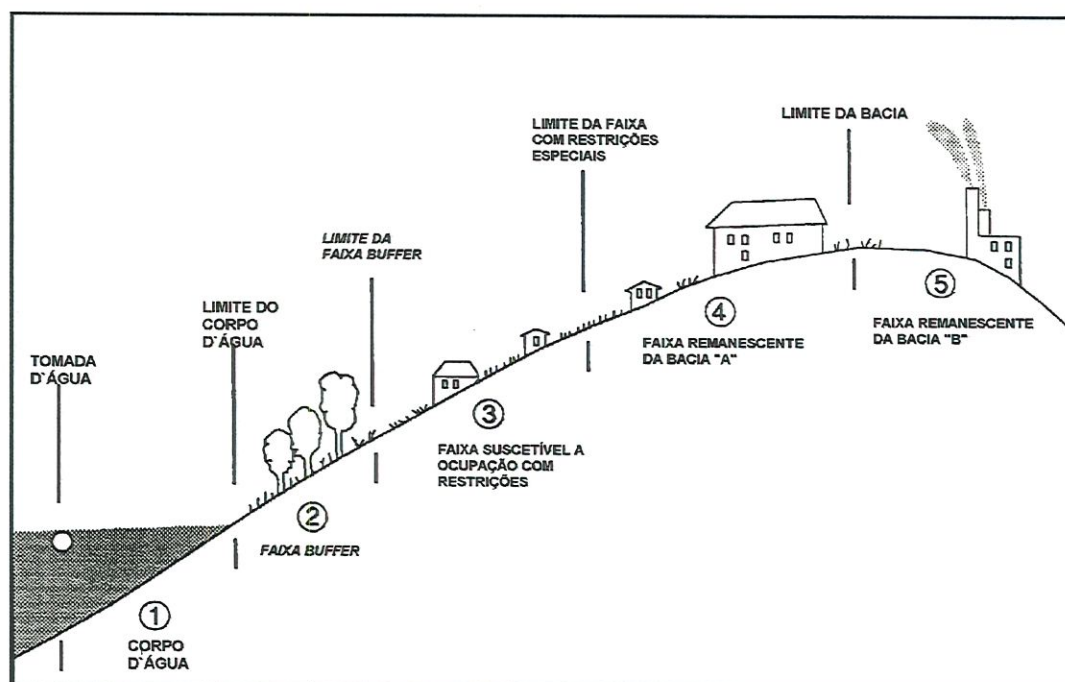


FIGURA 4.2 - Modelo de manejo de uma bacia proposto por NIESWAND *et al* (1990)

A faixa 1 ocupa a posição mais crítica na bacia e é definida incluindo os reservatórios e seus tributários localizados a montante das tomadas de água. As atividades permitidas nesta faixa são: natação, navegação e pesca e alguns tipos de descargas diretas, por exemplo, água relativa a irrigação, coletores de águas pluviais, etc, desde de que cuidadosamente avaliados com relação a sua contribuição direta para com a carga poluidora do sistema.

A faixa 2 é uma faixa de vegetação natural ou recomposta. Esta faixa ocupa uma posição chave na bacia, pois está diretamente relacionada à proteção dos corpos d'água contra poluição e outros distúrbios que possam ser causados pelos diversos usos do solo.

A faixa 3 é uma faixa que deve possuir regulamentação especial relativa ao uso do solo, pois devido a sua proximidade com os corpos d'água ela é considerada um foco potencial de fontes dispersas de poluição.

Por isso suas atividades devem estar sujeitas a regulamentação que determine quais as limitações de uso do solo que devem ser observadas.

A Faixa 4 representa o remanescente da bacia. Suas atividades devem estar submetidas a procedimentos padrões que visem regulamentar as atividades de uso do solo, o tipo de material a ser utilizado nessas atividades, e conter uma regulamentação de melhores práticas de manejo levando-se em conta o seu potencial de poluição para o corpos d'água da bacia.

A Faixa 5 representada o outro lado da bacia é seu potencial de poluição advém de substâncias que possam ficar dispostas no ar é chegar a bacia em questão, através de deposição ou através da chuva (ex. chuva ácida). Devido a isto deve estar sujeita a padrões de emissão de poluentes para atmosfera. Está faixa pode ainda ser uma faixa 4 para a outra bacia.

Pode-se observar que, além das vantagens com relação a proteção dos corpos d'água, estas faixas podem ainda ser utilizadas para a manutenção de habitat de algumas espécies animais ou mesmo para fornecer benefícios estéticos e oportunidades de recreação a população.

De acordo com NIESWAND *et. al.* (1990), as faixas *buffer* são operadas como filtros horizontais para escoamento superficial. Por esta razão a velocidade de escoamento é um fator essencial para o seu sucesso e seu cálculo é o primeiro passo no desenvolvimento de um modelo. A velocidade do escoamento superficial pode ser calculada usando a de equação de Manning

$$V = (1/n)R^{2/3}s^{1/2} \quad (4.3)$$

V : velocidade de escoamento superficial (m/s)

n : coeficiente de rugosidade de Manning

R : raio hidráulico (m)

s : declividade (m/m)

Para dadas condições de escoamento e características locais da área em questão, n e R são constantes, e portanto:

$$(1/n)R^{2/3} = M \text{ (uma constante)} \quad (4.4)$$

reescrevendo a equação de Manning, tem-se:

$$V = Ms^{1/2} \quad (4.5)$$

Esta equação pode ser usada para determinar a velocidade de escoamento superficial sobre uma faixa *buffer* com uma determinada declividade. Dado um tempo de deslocamento (por exemplo, um tempo suficiente para que ocorra uma redução na carga de sedimento e poluentes), a equação pode ser reescrita para calcular a largura da faixa *buffer* para uma dada declividade:

$$L = M \times T \times s^{1/2} \quad (4.6)$$

L :largura da faixa (m)

T : tempo de deslocamento do escoamento (seg)

s : declividade (m/m)

Com base em valores de largura obtidos em vários trabalhos, NIESWAND *et. al.* (1990) adotaram um valor de largura de 15,24 metros como sendo o valor mínimo de largura que um *buffer* poderia possuir. Para este valor e considerando uma declividade de 1% determinou-se o valor do tempo de detenção. A partir deste ponto, propuseram que mantendo-se fixo o valor do tempo poderiam então calcular os valores de largura variando apenas a declividade, ou vice-versa, variando a largura e determinando o valor da declividade. Os autores chegaram à conclusão de que isto poderia ser feito pois em vários trabalhos publicados a declividade era o fator mais importante na determinação das velocidades e conseqüentemente no cálculo da largura do *buffer*. Com base nestas considerações eles propuseram o modelo apresentado na figura 4.3.

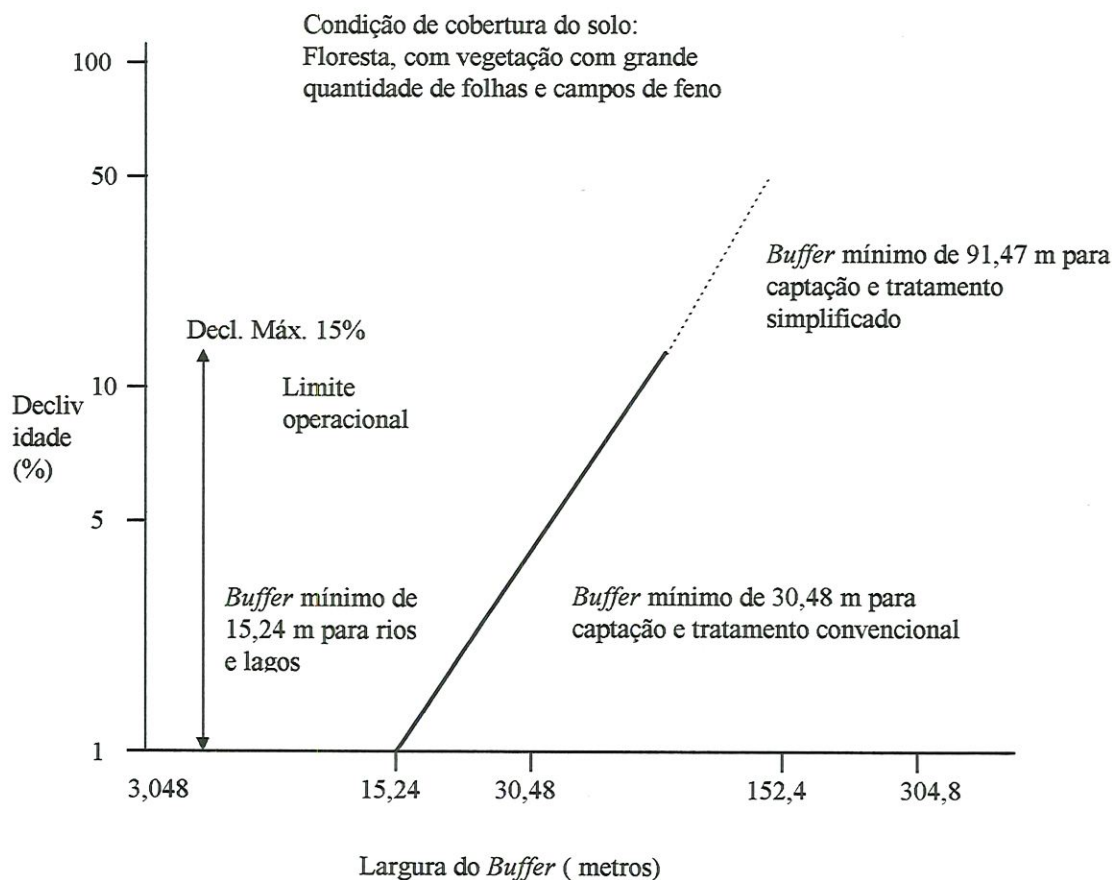


FIGURA 4.3. Largura da faixa *buffer* em função da declividade, base de cálculo largura (15.24 metros); declividade (1 %); tempo de deslocamento do escoamento (200 segundos), com limitações de declividade máxima e largura mínima, Fonte: NIESWAND *et al* (1990).

O valor de M encontrado para as características da área de estudo foi de 0,762. Também é interessante observar neste método que o valor de largura calculado para uma determinada região pode ter que ser aumentado se na sua implementação surgem regiões impermeáveis e valores de declividade superiores ao máximo permitido (nesse modelo igual a 15%), conforme Figura 4.4.

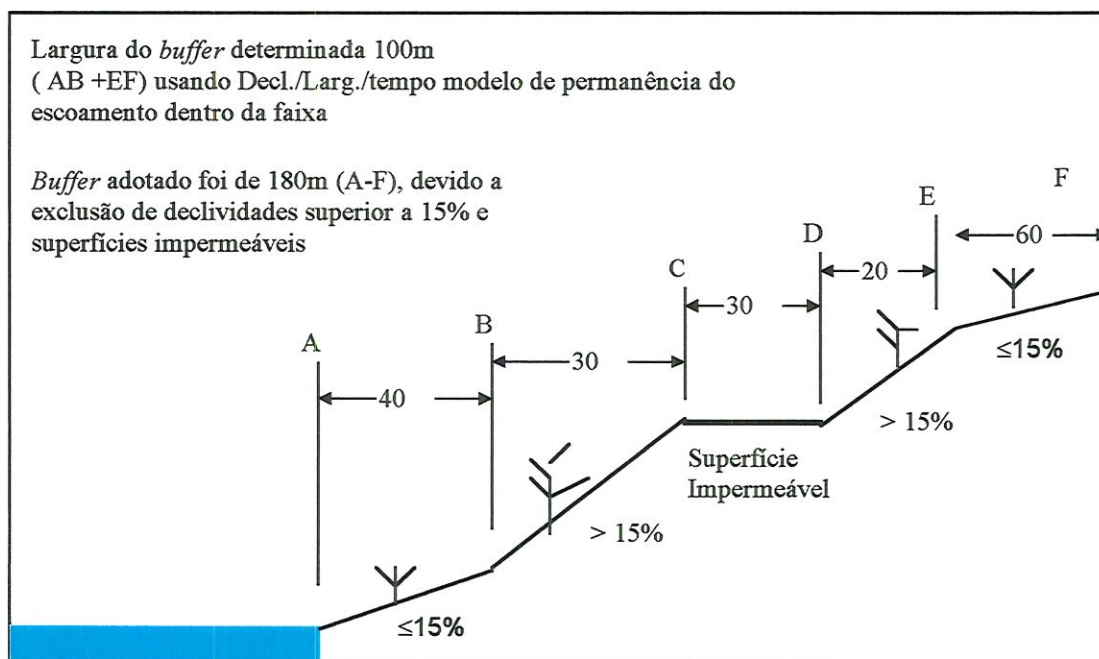


FIGURA 4.4- Exemplo de implementação do modelo de NIESWAND *et. al.* (1990)

Um outro modelo interessante, embora não desenvolvido especificamente para o cálculo de faixas *buffer*, mas que também pode ser utilizado para este fim, é o modelo apresentado por ABERTNATHY *et al* (1985). O modelo foi desenvolvido com o objetivo de tratar águas residuárias municipais e industriais através do escoamento superficial, tendo-se mostrado eficiente e de baixo custo. Este método se baseia na taxa de energia hidráulica do escoamento. MARTEL²⁷ *apud* ABERTNATHY *et al* (1985) apresentaram um procedimento para o projeto de sistemas de tratamento que utilizava o tempo de detenção como um parâmetro que afetava o rendimento deste tipo de tratamento. A remoção de DBO segue uma equação de primeira ordem para uma determinada rampa e pode ser determinada pela seguinte equação,

$$\frac{M_t}{M_0} = 0.52 \exp(-0.03T), \quad (r^2=0.85) \quad (4.7)$$

M_0, M_t : DBO nos instantes inicial (vazão de entrada) e final, t , respectivamente, T : tempo de detenção, em minutos.

²⁷ Martel, C. J. , et al . , Rational design of overland flow systems. Proceedings of 1980 National Conference on Environmental Engineering, Am. Soc. Of Civ. Eng. , 114 (1980).

Uma relação similar também foi encontrada para a remoção de amônia

$$\frac{M_t}{M_0} = 0.81 \exp(-0.03T), \quad (r^2=0.83) \quad (4.8)$$

M_0, M_t : massa de amônia nos instantes inicial e final, t , respectivamente,

T : tempo de detenção, em minutos.

Uma vez que o tempo de detenção é determinado para a eficiência de um dado tratamento, as variáveis (gradiente de declividade, comprimento de rampa e taxa média de aplicação) podem ser determinadas por:

$$T = \frac{0.078L_s}{s^{1/3}q_r} \quad (4.9)$$

T : tempo de detenção (min),

L_s : comprimento de rampa (m),

s : declividade da rampa (m/m)

q_r : taxa de aplicação do resíduo por metro de comprimento de rampa ($m^3/h/m$)

O modelo proposto por SMITH *et al* (1985) baseou-se em pesquisas feitas na Universidade da Califórnia - Davis (UDC). O modelo denominado UDC usa também a equação de remoção de primeira ordem, mas com a expressão do tempo de detenção já incorporada à mesma, ou seja, para o cálculo da DBO_5 a expressão fica

$$\frac{C_{L_s}}{C_0} = \mu \exp\left[\frac{-Y L_s}{q_r \eta}\right] \text{ remoção } DBO_5 \quad (4.10)$$

Y : coeficiente determinado empiricamente;

μ, η : constante dadas para uma determinada taxa de aplicação de resíduo.

O modelo descrito na equação (4.10) prevê que a fração de matéria orgânica remanescente pode se aproximar de zero para comprimentos de faixa muito longos. Entretanto, tem se encontrado que as concentrações de DBO_5 para escoamento superficial destas faixas não possuem valores iguais a zero e sim na faixa de 3 a 5 mg/l, o que provavelmente é resultado

da liberação de matéria orgânica do sistema solo-planta. Estes valores foram confirmados em estudos de campo, sendo encontrado para a DBO_5 valores médios de concentração da ordem de 5 mg/l, após 64 metros de largura de faixa, SMITH *et. al.* (1985). Com base nisto o modelo de remoção foi modificado para:

$$\frac{C_{L_s} - 5}{C_0} = \mu \exp\left[\frac{-YL_s}{q_r \eta}\right] \quad (4.11)$$

Como o objetivo do presente trabalho é apresentar um modelo que possa representar de uma forma mais adequada as características locais de uma determinada área e que seja de fácil aplicação através de um Sistema de Informações Geográficas, selecionou-se o modelo apresentado por PHILLIPS (1989a,b,c,d,e) e implementado por XIANG (1993a,b), XIANG (1996) e XIANG *et. al.*(1996) ao Sistema de Informações Geográficas através do ARC/INFO.

O modelo desenvolvido por PHILLIPS (1989a,b,c,d,e) leva em consideração as mesmas equações básicas que os demais modelos apresentados neste trabalho, mas apenas no modelo de PHILLIPS (1989a,b,c,d,e) foi considerado a parcela de escoamento subsuperficial. O modelo ainda apresenta a grande vantagem de poder ser implementado através do Sistema de Informações Geográficas, devido a isto optou-se pela sua utilização neste trabalho.

A eficiência de uma faixa *buffer* está relacionada a sua capacidade de reter e assimilar os poluentes carregados pelo escoamento que passa através dela. Alguns poluentes são transportados unicamente pelo escoamento superficial, são geralmente poluentes que vem adsorvidos a sedimento e seu movimento através da faixa *buffer* depende da energia do escoamento superficial. Outros poluentes são transportados na forma dissolvida, e por isso além de serem transportados pelo escoamento superficial podem também se deslocar pelo escoamento subsuperficial.

Com base nisto PHILLIPS (1989a,b,c,d) desenvolveu dois modelos distintos para análise da largura de faixa *buffer* necessária para à retenção

e assimilação de poluentes. Estes modelos foram determinados em função do tipo de poluente e maneira em que se dará seu deslocamento através da faixa *buffer*.

O primeiro modelo desenvolvido foi o hidráulico, cuja principal suposição adotada é que o transporte de poluentes de áreas adjacentes aos corpos d'água é diretamente proporcional à energia do escoamento superficial. Este modelo é aplicável em áreas onde o escoamento subsuperficial pode ser desprezado, ou seja, quando o escoamento subsuperficial é muito menor que o escoamento superficial. Então, para uma dada quantidade de escoamento superficial e poluentes transportados pelo mesmo, a energia útil para o transporte de poluentes é função de:

- a)- vazão escoada superficialmente;
- b)- distância útil percorrida pelo escoamento (largura da faixa *buffer*);
- c)- declividade da faixa *buffer*;
- d)- coeficiente de rugosidade superficial.

Para a determinação desta energia útil, ALONSO²⁸ *apud* ANDERSON & BURT (1990) analisou nove equações de transporte de sedimento usando dados de campo e laboratório. Para o transporte pelo escoamento superficial em rampas côncavas, a equação do transporte para leito de rios de YALIN²⁹ (1963) obteve resultados razoáveis. Uma equação para capacidade de transporte de sedimento pelo escoamento superficial foi então desenvolvida por MOORE e BURCH (1986 a,b) a partir da equação de YANG (1973) e YANG e SONG(1979), o mesmo pode ser feito usando BAGNOLD (1977) e BAGNOLD³⁰ *apud* PHILLIPS (1989a) que define a potência unitária de um rio (P) como a taxa de energia potencial dissipada no tempo por unidade de peso d'água:

²⁸ Alonso, C. V.; Neibling, W. H.; Foster, G. R. Estimating sediment transport capacity in watershed modeling. In: *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.*, 24, 1211-1220, (1981).

²⁹ Yalin, m. s. Na expression for bed load transportation. In: *J. Hydrol. Div. ASCE*, 89, 1679-1704 (1963)

³⁰ Bagnold, R.A. An approach to sediment transport problem from general physics. *U. S. Geol. Surv., Prof. Pap.*, 422-J, p. 37. (1966).

$$P_u = \frac{dY_u}{dt} = \frac{dx}{dt} \frac{dY_u}{dx} = Vs \quad (4.12)$$

Y_u : elevação sobre um datum (ex. energia potencial sobre peso d'água)

x : distância longitudinal, m

t : tempo, s

V : velocidade do escoamento na direção longitudinal, m/s

s : gradiente de energia, que pode ser aproximado pela declividade da superfície do solo ou do leito do canal, m/m.

O escoamento uniforme e laminar com peso específico constante geralmente não é obtido para algumas eventos particulares , mas pode ser assumido para um limite de condições e eventos. Utilizando esta suposição, pode-se relacionar a equação de Manning e a equação (4.12). A velocidade média ou a vazão, considerando um determinado elemento de contorno de largura b pode ser representada pela equação de Manning se o escoamento é assumido laminar.

$$V = \frac{1}{n} s^{1/2} y^{2/3} \quad (4.13)$$

$$Q = Vy b = \frac{1}{n} s^{1/2} y^{5/3} b \quad (4.14)$$

n : coeficiente de rugosidade de Manning

y : altura do escoamento laminar no elemento de contorno

s : declividade da superfície do solo.

Rearranjando, tem-se:

$$y = \left(\frac{nQ}{s^{1/2} b} \right)^{3/5} \quad (4.15)$$

ou

$$V = \left(\frac{Q}{b} \right)^{0.4} \frac{s^{0.3}}{n^{0.6}} \quad (4.16)$$

Q/b é a vazão por unidade de largura.

Substituindo a equação (4.16) em (4.12), tem-se

$$P_u = \left(\frac{Q}{b}\right)^{0.4} n^{-0.6} s^{1.3} \quad (4.17)$$

Considerando $Q \approx i \times A$ e $A = b \times L$,

i : precipitação (mm/seg)

A : área (m²)

L : largura do elemento de contorno (m)

Pode se dizer que Q/b é proporcional a L , então substituindo L na equação (4.17), temos:

$$P_u = (L)^{0.4} n^{-0.6} s^{1.3} \quad (4.18)$$

Utilizado um *buffer* de referência (subscrito r) pode-se determinar o *buffer* desejado (subscrito b), e uma razão de eficiência da potência de escoamento pode ser determinada pela equação (4.19).

$$P_b/P_r = (L_b/L_r)^{0.4} (s_b/s_r)^{1.3} (n_b/n_r)^{-0.6} \quad (4.19)$$

Na equação (4.19) ainda falta um termo que represente a razão entre o escoamento superficial do *buffer* desejado e o de referência. Para determinação desse termo PHILLIPS (1989d) considerou que a proporção de escoamento superficial pode ser determinada pela condutividade hidráulica saturada (permeabilidade), ou seja, $Q_b/Q_r \cong K_b/K_r$. Adicionando este termo na equação (4.19), tem-se

$$B_b/B_r = (K_b/K_r)(L_b/L_r)^{0.4} (s_b/s_r)^{1.3} (n_b/n_r)^{-0.6} \quad (4.20)$$

Fazendo uma análise dos expoentes da equação (4.20), PHILLIPS (1989b), notou que algumas correções ainda deveriam ser feitas. Os

parâmetros K , L e n têm efeito positivo para a eficiência do *buffer* proposto, ou seja, um aumento nos seus valores vai favorecer de maneira positiva o aumento da eficiência, enquanto que o fator s (declividade), tem um efeito negativo sobre a eficiência da faixa *buffer*. Com base nesta análise a equação (4.20) passa a ser escrita da seguinte forma;

$$B_b/B_r = (K_b/K_r)(L_b/L_r)^{0,4}(s_b/s_r)^{-1,3}(n_b/n_r)^{0,6} \quad (4.21)$$

Maiores esclarecimentos sobre a mudança dos índices da equação 4.20 serão apresentados no capítulo 8.

O termo B_b/B_r é denominado eficiência da faixa *buffer*, seu valor pode ser o resultado final a ser obtido, a partir da fixação de uma largura a ser estabelecida, como também pode ser um valor fixo para o qual deseja obter a largura. Neste o último caso a equação (4.21) deve ser rearranjada para;

$$L_b = L_r \times P^{2,5} \times \left[(K_r/K_b) \times (s_r/s_b)^{-1,3} \times (n_r/n_b)^{0,6} \right]^{2,5} \quad (4.22)$$

sendo $P = B_b/B_r$

Os valores de referência são obtidos inicialmente em função de condições médias da área em estudo. O valor da potência necessária para o transporte de sedimento é obtido da equação (4.12), substituindo este valor na equação (4.18) obtêm-se a largura de referência que será utilizada pela equação (4.22).

O transporte de algumas substâncias — especialmente substâncias dissolvidas — não depende da energia do escoamento superficial. O modelo hidráulico baseia-se na energia cinética do movimento da massa de água ou nas forças exercidas nas margens do escoamento. Quando o escoamento subsuperficial é desprezado, um acréscimo na permeabilidade média resulta em aumento da eficiência da faixa no modelo hidráulico. Mas se ambos os escoamentos superficial e subsuperficial são considerados, a permeabilidade pode interferir de diferentes maneiras no escoamento. Alta

infiltração reduz o escoamento superficial o que é então compensado pelo rápido movimento do escoamento subsuperficial, PHILLIPS (1989b).

Usando a mesma suposição feita para a componente de escoamento superficial no modelo hidráulico, ou seja, a partir da equação (4.16) e fazendo $V=L/T$ pode-se determinar o tempo de detenção (T) para o escoamento superficial em *buffer* com uma determinada declividade:

$$T_s = n^{0,6} L_s^{-0,3} q_s^{-0,4} \quad (4.23)$$

q_s : a vazão superficial (vazão por unidade de largura).

Os outros termos são como definidos no modelo hidráulico. Para o escoamento subsuperficial, a lei de Darcy define que o escoamento através dos poros médios do solo é:

$$V = Ks \quad (4.24)$$

V : velocidade, m/s

K : condutividade hidráulica, cm/s

Neste caso K é equivalente à condutividade hidráulica saturada, desde de que o escoamento subsuperficial ocorra paralelo à superfície do solo, pois este é o caminho de menor resistência e que ainda conta com a ajuda da gravidade ocorrendo sempre em condições de saturação do solo, KIRKBY (1985).

Partindo da equação do tempo de detenção (eq. 4.23) e da lei de Darcy (eq. 4.24) e considerando ambos os escoamento superficial e subsuperficial, um índice para o tempo de detenção (T^*) foi desenvolvido por PHILLIPS (1989a,b,c,d), conforme equação (4.25).

$$T^* = T_s(q_s/q) \times T_g(q_g/q) \quad (4.25)$$

q : vazão total,

q_s : componente superficial,

q_g : componente sub-superficial,

Como a meta do estudo, de acordo com PHILLIPS (1989b), é determinar a eficiência de um determinado *buffer* para um dado escoamento, não é necessário obter os valores absolutos de q_s e q_g , para a construção do modelo. A proporção de escoamento superficial e

subsuperficial que atravessa o *buffer* é uma função da capacidade de infiltração que por sua vez é função da permeabilidade do solo (K). Para a componente superficial do escoamento, o tempo de detenção varia com a potência de $(-0,4)$ para q_s . Se para uma dada proporção de escoamento, K é um índice ou substituto de q_s , então tem-se $T=f(K^{-0,4})$. Desde que o volume de escoamento transportado através de uma faixa *buffer* é uma função inversa da condutividade hidráulica, pode-se inverter o sinal para se obter $T=f(K^{0,4})$. Já para o escoamento subsuperficial o contrário acontece, a proporção de escoamento subsuperficial é diretamente proporcional a condutividade hidráulica saturada, podendo-se apenas substituir (q_g/g) por K . A partir destas considerações PHILLIPS (1989a,b,c,d) obteve a equação (4.26)

$$T_b^*/T_r^* = (n_b/n_r)^{0,6} (L_b/L_r)^2 (K_b/K_r)^{0,4} (s_b/s_r)^{-0,7} \quad (4.26)$$

Neste ponto o modelo de detenção contém elementos básicos semelhantes ao hidráulico. Devido a isto, vale a pena comparar os dois. O termo rugosidade nos dois modelos é idêntico, mas os outros variam significativamente. A largura da faixa *buffer* assume maior importância relativa no modelo de detenção. Este resultado é razoável, pois no modelo hidráulico os benefícios positivos de largura da faixa *buffer* na eficiência da mesma são particularmente compensados por um aumento de potência no escoamento com a largura da faixa *buffer*. O gradiente de declividade exerce uma menor influência no modelo de detenção que no hidráulico. Isto, também, é razoável, pois o modelo hidráulico é baseado na força ($P_u=Vs$) e o gradiente de declividade exerce uma influência independente que se soma a influência na velocidade. No modelo de detenção, o gradiente de velocidade é importante somente para influenciar na velocidade. Finalmente, a condutividade hidráulica assume um papel menos importante no modelo de detenção quando comparada com o hidráulico. Embora K seja mais importante no desenvolvimento do modelo de detenção, sua

importância na razão de eficiência da faixa é reduzida devido aos impactos positivos no escoamento superficial (reduzindo o volume de escoamento superficial) o que é parcialmente compensado no escoamento direto na condição de saturação do solo (aumento da velocidade do fluxo), PHILLIPS (1989a).

A capacidade relativa de uma faixa proposta, se comparada à de referência, em reter a água infiltrada é dada pela razão C_b/C_r . C é a capacidade de armazenar água no solo (capacidade de campo), obtida pela multiplicação da água disponível $[LL^{-1}]$ pela espessura da camada de solo presente sob a camada confinada. Para este propósito a faixa para a qualidade da água, somente na porção do perfil situado sobre um nível d'água deve ser usada para calcular C . No caso deste estudo o valor de C foi obtido através de análise em laboratório de amostras do solo da região. Acrescentando este termo na equação anterior obtém-se:

$$B_b/B_r = (n_b/n_r)^{0,6} (L_b/L_r)^2 (K_b/K_r)^{0,4} (s_b/s_r)^{-0,7} (C_b/C_r) \quad (4.27)$$

$$B_b/B_r = T_b^*/T_r^*$$

A razão B_b/B_r é facilmente explicada. Um valor menor do que 1,0 indica que o *buffer* avaliado é menos eficiente do que o *buffer* de referência, e um valor maior do que 1,0 sugere um *buffer* mais eficiente que o de referência.

O *buffer* de referência é determinado como no modelo hidráulico, ou seja, os valores de K , C , s e n são obtidos de condições médias da área em estudo. O tempo de detenção necessário para o cálculo da largura de referência é dado pela equação de reação cinética de primeira ordem, equação (4.28)

$$\frac{c_t}{c_0} = e^{-kT} \quad (4.28)$$

C_t e C_0 : concentrações no tempo t e t_0 ;

k : constante de decomposição do poluente em estudo;

T : tempo de detenção

A largura de referência será então determinada pela equação (4.23), ou seja substituindo o valor do tempo de detenção obtido para o poluente em estudo, obtém-se o valor de L_r necessário.

A partir dos valores de referência obtidos, pode-se então calcular a largura de mata ciliar rearranjando a equação 4.28.

$$L_b = L_r \times P^{0,5} \times \left[\left(n_r/n_b \right)^{0,6} \left(K_r/K_b \right)^{0,4} \left(s_r/s_b \right)^{-0,7} \left(C_r/C_b \right) \right]^{0,5} \quad (4.29)$$

4.5- A utilização do Sistema de Informações Geográficas (SIG) no cálculo de largura da Mata Ciliar

O desenvolvimento do SIG vem de um longo caminho nas décadas passadas. Desde a implementação do SIG no Canadá em 1964, o campo e áreas de aplicação do SIG tem crescido rapidamente, criando uma enorme literatura tendo como consequência uma explosão e geração maciça de interesses mundiais. O SIG inclui as seguintes áreas de aplicação: planejamento urbano, rural e ambiental; conservação dos recursos naturais; vigilância sanitária e planejamento de emergência; administração de transporte e utilitários; marketing; agricultura e florestas; planejamento de faixas costeiras e administração de situações reais.

Esta rápida emergência de tecnologia tem sido usada para planejar programas de proteção da qualidade d'água e estudar processos ambientais. O SIG oferece oportunidade para compilar e organizar diversas informações em uma base de dados coerente, integrar modelos de simulação de qualidade ambiental com dados de várias fontes, fornecer administração integrada de dados espaciais e tabulares e oferecer uma análise espacial e visualização suporte para tomada de decisão de

realização ou não de projetos, GOODCHILD³¹ *et. al apud* LIAO & TIM (1994).

Os SIGs fornece basicamente três funções necessárias para a determinação da largura da faixa vegetada que são: o manejo de banco de dados, a análise espacial e a apresentação cartográfica dos resultados ANTENUCCI³² *et. al. apud* XIANG (1993a). Com base nisto, XIANG (1993a) desenvolveu uma metodologia para determinação da largura variável de uma faixa *buffer*, que se divide em dois passos.

- 1) - Cálculo da largura da faixa *buffer*,
- 2) - Mapeamento da largura da faixa *buffer*

O processo para delimitação da largura da faixa *buffer* inicia-se com a aquisição de todos os dados relativos aos tipos de solos e suas características (permeabilidade e capacidade de campo), uso e ocupação e declividade da área de interesse. A partir deste ponto os dados digitalizados darão entrada a algum software do Sistema de Informações Geográficas (SIG) onde mapas com cada uma destas características (exemplo; mapa de uso e ocupação do solo) serão criados. No estudo realizado por XIANG (1993a,b) o SIG utilizado foi o ARC/INFO (no presente trabalho será utilizado o IDRISI). Os dados digitalizados são convertidos para a estrutura de dados do SIG (estrutura raster) a partir da qual poderão ser então trabalhados. A estrutura raster pode ser comparada a uma matriz na qual cada célula (aqui denominada pixel) tem um determinado valor e possui um "endereço" (posição: linha x coluna), com base nisto os dados poderão ser manipulados dando origem a novos mapas. O processo de cálculo de largura da faixa *buffer* realizado por XIANG (1993a,b) foi feito conforme apresentado no esquema da Figura 4.5.

³¹ GOODCHILD, M. F., PARKS, B. O., & STEYAERT, L. T. (Eds.). (1993). **Environmental modeling with GIS**. New York: Oxford University Press.

³² ANTENUCCI, J. C., BROWN, K., CROSWELL, P. L., KEVANCY, M. J., and ARCHER, H., 1991, **Geographic Information Systems: A Guide to the Technology** (New York: Van Nostrand Reinhold).

O modelo para o cálculo de largura da faixa *buffer* utilizado por XIANG (1993a,b) foi o modelo de detenção desenvolvido por PHILLIPS (1989a,b,c,d) e apresentado no item 4.4.

Neste ponto entra a segunda fase do trabalho desenvolvido por XIANG (1996) e XIANG & STRATTON (1996), que é o mapeamento da largura do *buffer*. Para realização deste mapeamento foi necessário que um controle de células (pixel) individuais fosse feito, para isso XIANG & STRATTON (1996) desenvolveram uma rotina de cálculo denominada “função b”.

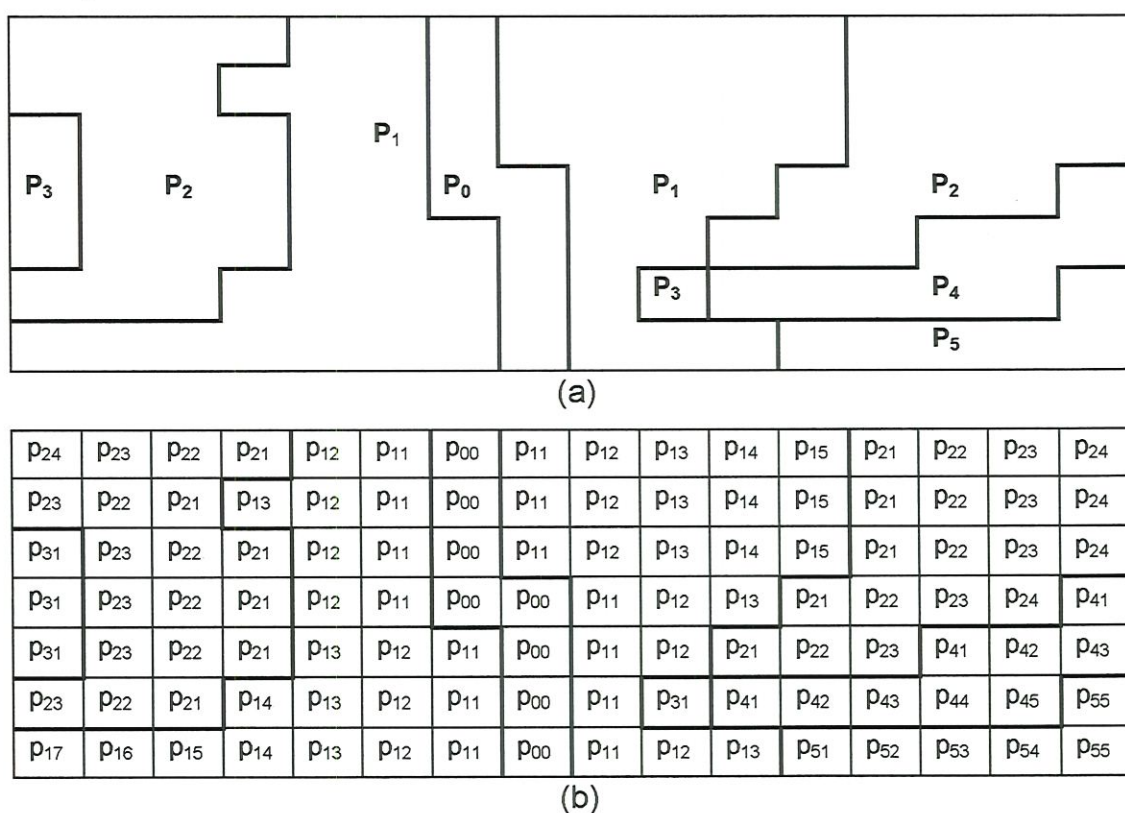


FIGURA 4.6- Representação raster das parcelas do solo e corpo d'água

Considerando a figura (4.6a) e (4.6b), como o mapa 2 obtido na figura (4.5) e a grade raster do mapa 2, respectivamente, temos que P_i representa o conjunto de pixel que possuem valor de largura igual a L_i , Com (i) variando de 1 a m; p_{ij} é a jésima célula (pixel) do conjunto P_i , (j) varia de 1 a n.

P_0 representa o conjunto de pixel que contêm o segmento de rio em estudo; p_{00} são pixel que compõem este conjunto P_0 . Denominando de r a resolução de todos os pixel, sendo a mesma dada em metros (a resolução r equivale as dimensões destes pixel). L_i são os valores de largura do *buffer* (em metros) para a parcela P_i alcançar a razão de eficiência desejável (p). Os valores obtidos no mapa 2 são valores de largura para cada pixel, mas isto não corresponde ao resultado desejado que é um valor de largura de faixa *buffer*, representado por um vetor com sua base nos pixel do rio.

Foi preciso então estabelecer uma ponderação da contribuição da largura de cada pixel para a largura desejada, ou seja, fazer uma composição dos valores de L_i para cada p_{ij} .

Neste ponto entra a “função b ” que nada mais é do que uma função de distância ponderada. O índice de contribuição unitário das parcelas $p_{i,j}$ deve ser então calculado, de tal forma que indique quanto cada unidade de distância (cada metro de distância) de p_{ij} contribui para se atingir a razão de eficiência do *buffer* (p). Desde que a faixa *buffer* L_i em metros corresponda a um valor máximo (isto é, 100% de eficiência (p) alcançado por L_i) cada metro na faixa *buffer* contribuiu em $1/L_i$ para que isto ocorresse. Esta contribuição é denominada índice de contribuição por metro, e apresentada na equação (4.30):

$$c_i = \frac{1}{L_i} \quad c_i \in [0,1] \quad (4.30)$$

A partir daí pode-se calcular o índice de contribuição para cada pixel p_{ij} , que indica qual foi a contribuição total do pixel para se atingir p . Obtido o índice de contribuição c_i por metro, v_{ij} pode ser calculado através da multiplicação de c_i pela da resolução da célula r , ou seja

$$v_{ij} = c_i r \quad v_{ij} \in [0,1] \quad (4.31)$$

quando o escoamento superficial é paralelo a um das bordas da célula, ou

$$v_{ij} = \sqrt{2}c_1 r \quad v_{ij} \in [0,1] \quad (4.32)$$

se a trajetória é diagonal,

Para que a eficiência (P) seja satisfeita e necessário que se faça um somatório do índices de contribuição das células (pixel) até que seja atingido valor igual a 100%, ou seja, atinja o valor 1, para o qual sabe-se que a eficiência (P) foi atingida:

$$\Lambda = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n v_{ij} \quad \Lambda \in [0,+\infty] \quad (4.33)$$

Quando $\Lambda=1$, por exemplo, sabe-se que a distância obtida em termos de número de pixel equivale a L_i , ou seja, para esta distância tem-se o valor de (P) eficiência igual ao valor atingido por L_i , podendo então se traçar a faixa *buffer*.

5- LEGISLAÇÃO

5.1- Código Florestal

O Código Florestal, Lei Federal nº 4771³³ de 15 de setembro de 1965- que com pequenas alterações ainda permanece em vigor, começa estabelecendo: “As florestas existentes no território nacional e as demais formas de vegetação, reconhecidas de utilidade das terras que revestem, são bens de interesse comum a todos os habitantes do país, exercendo-se os direitos de propriedade com as limitações que a legislação em geral e especialmente esta lei estabelecem” (art. 1º). Em parágrafo único ela determina que “As ações ou omissões contrárias às disposições deste código na utilização e exploração das florestas são consideradas de uso nocivo da propriedade” (art. 302 XI,b, do Código de Processo Civil).

O artigo 2º estabelece “Consideram-se de preservação permanente as florestas (...) e demais formas de vegetação natural situadas:

- a)- ao longo dos rios ou de qualquer curso d’água desde a seu nível mais alto em faixa marginal cuja largura mínima seja:
 - 1)- de trinta metros para os cursos d’água de menos de dez metros de largura;
 - 2)- de cinquenta metros para os cursos d’água que tenham de dez a cinquenta metros de largura;
 - 3)- de cem metros para os cursos d’água que tenham de cinquenta a cem metros de largura;

³³ com as alterações introduzidas pela lei nº 7.803, de 18.07.89

- 4)- de duzentos metros para os cursos d'água que tenham de duzentos a seiscentos metros de largura;
 - 5)- de quinhentos metros para os cursos d'água que tenham largura superior a seiscentos;
- b)- ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios de águas naturais ou artificiais;
- c)- nas nascentes, ainda que intermitentes e nos chamados "olhos d'água", qualquer que seja sua situação topográfica, num raio mínimo de cinquenta metros de largura."

O Parágrafo 1º do artigo 3º, da mesma lei diz que "A supressão total ou parcial de florestas de preservação permanente só será admitida com prévia autorização do Poder Executivo Federal, quando for necessária a execução de obras, planos, atividades ou projetos de utilidade pública ou interesse social".

5.2- Resolução CONAMA nº 4 de 18 de Setembro de 1985

Segundo, a Resolução CONAMA nº 4 de 18 de setembro de 1985, no seu artigo 1, são consideradas reservas ecológicas as formações florísticas e as florestas de preservação permanente mencionadas no artigo 18 da lei nº 6.938/81, bem como as que forem estabelecidas pelo Poder Público de acordo com o que preceitua o artigo 1 de decreto nº 89.336/84".

O artigo 2 desta mesma lei diz que para efeitos desta resolução são estabelecidas as seguintes definições:

- "c)- Leito maior sazonal - calha alargada ou maior do rio, ocupada nos períodos anuais de cheia;
- d)- olho d'água, nascente - local onde se verifica o aparecimento de água por afloramento do lençol freático;
- e)- vereda - nome dado no Brasil Central para caracterizar todo o espaço brejoso ou encharcado que contém nascentes ou cabeceiras de curso

d'água de rede de drenagem, onde há ocorrência de solos hidromórficos com renques de buritis e outras formas de vegetação típica;

No artigo 3, a mesma lei define reservas ecológicas:

- b) as florestas e demais formas de vegetação natural situadas;
- I- ao longo dos rios ou de outro qualquer corpo d'água, em faixa marginal além do leito maior sazonal, medida horizontalmente, cuja largura mínima será:
- de 5 (cinco) metros para rios com menos de 10 (dez) metros de largura;
 - igual à metade da largura dos corpos d'água que meçam de 10 (dez) a 200 (duzentos) metros;
 - de 100 (cem) metros para todos os cursos d'água cuja largura seja superior a 200 (duzentos) metros;
- II- ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios d'água naturais ou artificiais, desde o seu nível mais alto medido horizontalmente, em faixa marginal cuja largura mínima será:
- de 30 (trinta) metros para os que estejam em áreas urbanas;
 - de 100 (cem) metros para os que estejam situados áreas rurais, exceto os corpos d'água com até 20 (vinte) hectares de superfície, cuja faixa marginal; será de 50 (cinquenta) metros.
 - de 100 (cem) metros para as represas hidrelétricas.
- III- nas nascentes permanentes ou temporárias, incluindo os olhos d'água e veredas, seja qual for sua situação topográfica, com uma faixa mínima de 50 (cinquenta) metros a partir de sua margem, de tal forma que proteja, em cada caso, a bacia de drenagem contribuinte;
- IV- nas encostas ou parte destas, com declividade superior a 100% (cem por cento) ou 45^o (quarenta e cinco graus) na sua linha de maior declividade;"



5.3 - Padrões de Qualidade

Em níveis admissíveis de substâncias potencialmente prejudiciais, foram regulamentados, em nível estadual, através da Lei Estadual nº 997 de 31/05/76, aprovado pelo Decreto Estadual nº 8.468 de 08/09/76 (São Paulo) *apud* FISCHER (1995). Em nível federal, a Resolução CONAMA nº 20 de 18.06.86, apresenta os padrões admissíveis para a qualidade das águas. Na tabela 5.1 estão relacionados os limites de padrões de qualidade para atender a classificação dos rios citada no Decreto nº 8.468 da legislação estadual.

TABELA 5.1- Padrões de qualidade conforme Decreto nº 8.468 da Legislação Estadual de São Paulo.

Classe 1: Não tolerados lançamentos de efluentes mesmo tratados	
Classe 2: Item I : Virtualmente ausentes:	
	Materiais flutuantes (espumas)
	Substâncias solúveis em hexana
	Substâncias que comuniquem gosto e odor
	Limites máximos das substâncias em (mg/l)
	Amônia 0,5
	Arsênio 0,1
	Bário 1
	Cádmio 0,01
	Cromo 0,05
	Cianeto 0,2
	Cobre 1
	Chumbo 0,1
	Estanho 2
	Fenóis 0,001
	Flúor 1,4
	Mercúrio 0,002
	Nitrato 10
	Nitrito 1
	Selênio 0,01
	Zinco 5
	Item II: Proibição de presença de corantes artificiais.
	Item III: NMP coliformes:
	Total até 5.000/100 ml
	Fecal até 1.000/ 1000 ml
	Item IV: DBO, 20 °C até 5,0 mg/l
	Item V: OD, não inferior à 5,0 mg/l
Classe 3: Item I: NMP coliformes:	
	Total até 20.000/100 ml
	Fecal até 4.000/ 1000 ml
	Item II: DBO, 20 °C até 10,0 mg/l
	Item V: OD, não inferior à 4,0 mg/l
Para os demais parâmetros aplicam-se os mesmos limites da classe 2.	
Classe 4: Item I : Odor e aspecto não objetável	
	Item II: Fenóis, até 1,0 mg/l
	Item III: OD superior à 5,0 mg O ₂ /l

A classificação das águas está baseada nos usos preponderantes, conforme descrito abaixo:

CLASSE 1: Águas destinadas ao abastecimento doméstico, sem tratamento prévio ou com simples desinfecção;

CLASSE 2: Águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à irrigação de hortaliças ou plantas frutíferas e à recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho);

CLASSE 3: Águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à preservação de peixes em geral e de outros elementos da fauna e da flora e à dessedentação de animais;

CLASSE 4: Águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento avançado, ou à navegação, à harmonia paisagística, ao abastecimento industrial, à irrigação e usos menos exigentes.

A resolução CONAMA nº 20 de 18.06.86, também classifica as águas de maneira semelhante, variando algumas terminologias, porém, com restrições similares, propondo ainda outras quatro classes, águas salinas, classe 5 e 6 e salobras, classes 7 e 8.

A CONAMA nº 20 de 18.06.86 no seu artigo 1º classifica os corpos d'água segundo seu usos preponderantes, em nove classes, divididas em: água doce, salobra e salina.

ÁGUAS DOCES

CLASSE ESPECIAL: Águas destinadas ao abastecimento doméstico sem prévia ou com simples desinfecção e a preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.

CLASSE 1: Águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento simplificado, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, etc.

CLASSE 2: Águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, etc.

CLASSE 3: Águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras e à dessedentação de animais.

CLASSE 4: Águas destinadas à navegação, à harmonia paisagística, ao abastecimento industrial e aos usos menos exigentes.

ÁGUAS SALINAS

CLASSE 5. Águas destinadas à recreação de contato primário, à proteção das comunidades aquáticas e à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas a alimentação humana.

CLASSE 6. Águas destinadas à navegação comercial, à harmonia paisagística e a recreação de contato secundário.

ÁGUAS SALOBRAS

CLASSE 7. Águas destinadas à recreação de contato primário, à proteção das comunidades aquáticas e à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas a alimentação humana.

CLASSE 8. Águas destinadas à navegação comercial, à harmonia paisagística e a recreação de contato secundário.

TABELA 5.2- Padrões de qualidade conforme a CONAMA nº 20 de 18.06.86, para corpos d'água classe 2³⁴.

Classe 2: Item I : Virtualmente ausentes:	
Materiais flutuantes (espumas)	
Óleos e graxas	
Substâncias que comuniquem gosto e odor	
Corantes artificiais	
Substâncias que formem depósitos	
Limites máximos das substâncias em (mg/l)	
Amônia não ionizável	0,02
Arsênio	0,05
Bário	1
Cádmio	0,001
Cromo trivalente	0,5
Cromo Hexavalente	0,05
Cianeto	0,01
Cobre	0,02
Chumbo	0,03
Estanho	2
Fluoretos	1,4
Mercúrio	0,0002
Nitrato	10
Nitrito	1
Selênio	0,01
Zinco	0,18
Item III: NMP coliformes para recreação de contato primário, será classificada:	
Excelente:	Total até 1.250/100 ml Fecal até 250/100 ml
Muito Boas:	Total até 2.500/100 ml Fecal até 500/1000 ml
Satisfatórias:	Total até 5.000/100 ml Fecal até 1.000/100 ml
Impróprias	
" Para os demais usos não deverá ser excedido 1.000 coliformes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais"	
Item IV: DBO ₅ dias, 20 °C até 5,0 mg/l	
Item V: OD, não inferior à 5,0 mg/l	

Comparando as Tabelas 5.1 e 5.2, observa-se que a CONAMA 20 é muito mais restritiva que o Decreto nº 8.468 da legislação estadual. No estado de São Paulo aplica-se, ainda, o Decreto nº 8.468 e não a resolução Conama nº 20.

³⁴ Os valores apresentados na Tabela 5.2 não estão completos, pois o objetivo é apenas comparar o Decreto nº 8.468 com a CONAMA nº 20.

6- MATERIAIS E MÉTODOS

6.1- Ensaio de permeabilidade

A coleta de amostras e os procedimentos executados para realização do ensaio de permeabilidade (carga variável) estão descritos em STANCATI *et al.* (1981).

6.2 Análise Granulométrica

a) Granulometria

A curva granulométrica foi obtida conforme procedimento descrito em NOGUEIRA (1995) e seguindo os padrões definidos pela ABNT através da EB 32 (solo - Análise granulométrica). Para a areia quartzosa foi feito apenas o peneiramento, pois a parcela de argila era muito pequena tornando desnecessário o ensaio de granulometria conjunta.

b) Granulometria conjunta

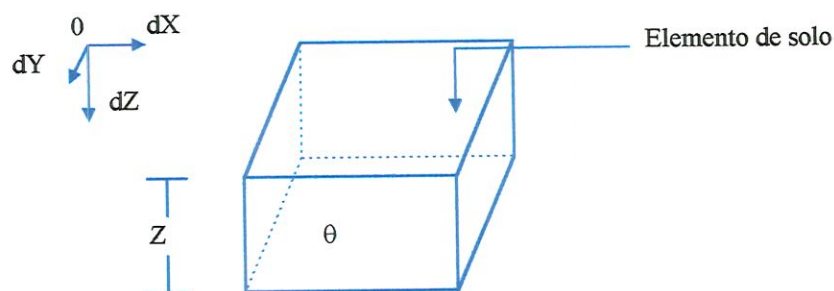
A curva granulométrica para o latossolo vermelho amarelo e latossolo roxo foi obtida através do ensaio de granulometria conjunta, conforme NOGUEIRA (1995) e seguindo os padrões definidos pela ABNT através da EB 32. A tabela 6.1 apresenta a classificação dos solos de acordo com sua textura (NOGUEIRA, 1995).

TABELA 6.1 -Escala de classificação textural, Fonte; NOGUEIRA (1995)

FRAÇÃO	Intervalo de Diâmetros - mm		PENEIRAS	
	TOTAL	SUBDIVISÕES		
Pedregulho	4,8 < D < 76	Grosso: 19 < D < 76 Fino : 4,8 < D < 19		
Areia	0,075 < D < 4,8	Grossa: 2,0 < D < 4,8	#10	#4
		Média: 0,42 < D < 2,0	#40	#10
		Fina: 0,075 < D < 0,42	#200	#40
Silte	0,002 < D < 0,075			
Argila	D < 0,002			

6.3 - Armazenamento de água no solo

A quantidade de água armazenada no solo é dada por sua umidade. Para muitas finalidades, as definições de umidade a base de peso ou a base de volume não são convenientes, e a água armazenada em um solo é medida por "altura de água". Esta altura de água é o volume por unidade de área.



Então, a definição exata de armazenamento de água no solo com espessura Z , é;

$$A_z = \int_0^Z \theta \times dZ \quad (6.1)$$

θ : umidade do solo ($V_{\text{água}}/V_{\text{solo}}$) ($\text{cm}^3 \times \text{cm}^{-3}$)

Z : coordenada vertical ou profundidade (cm)

A_z : volume de água/ área de solo ($\text{cm}^3 \times \text{cm}^{-2}$)

Para resolver a integral da equação (6.1) é preciso conhecer a variação de θ ao longo da profundidade (Z), no intervalo de zero (0) a Z $[0,Z]$. Como geralmente se tem poucos dados essa é simplificada e o resultado é:

$$A_z \cong \bar{\theta} \times Z \quad (6.2)$$

$\bar{\theta}$: umidade média no intervalo 0-Z.

Quanto maior o número de amostragens entre 0-Z, mais preciso o valor médio de θ e o resultado da equação (6.2) se aproximara do valor que poderia ser obtido pela equação (6.1).

Capacidade de Campo

O solo na sua capacidade de campo encontra-se com a máxima quantidade de água que ele pode reter contra a ação da força gravitacional terrestre (PREVEDELLO, 1996). Considerando o solo como um reservatório, pode-se dizer que este se encontra totalmente cheio quando a sua umidade é a de saturação ($\theta=\theta_s$), ao longo de um perfil de umidade em consideração e vazio quando o solo se encontra seco ($\theta=0$). Com base nisto a máxima quantidade de água que um solo pode conter em uma profundidade Z é dada por

$$A_z = \int_0^z \theta_s dZ \cong \bar{\theta}_s \times Z \quad (6.3)$$

θ_s : umidade de saturação do solo, ($\text{cm}^3 \times \text{cm}^{-3}$);

$\bar{\theta}_s$: umidade média de saturação do solo, ($\text{cm}^3 \times \text{cm}^{-3}$).

Se o solo contiver esta quantidade de água, ele não a retém devido a distribuição de potenciais, pois nestas condições a componente matricial Ψ_m é nula e o perfil perde água por drenagem devido ao gradiente de potencial gravitacional ($\text{grad } \Psi_g = \text{cte}$) que vale $0,00096 \text{ atm/cm}$ ($9,8 \text{ kPa/m}$). Ao ser drenado o solo vai se tornando não saturado e a umidade diminui continuamente. Por isso essa água é denominada de água gravitacional.

A velocidade de drenagem depende da condutividade hidráulica e, em geral, é mais rápida em solos arenosos que em solos argilosos. Como a drenagem ocorre de cima para baixo, a distribuição de umidade no perfil de um solo homogêneo é tal que ela aumenta em profundidade. Desta distribuição aparece um gradiente de potencial matricial (grad Ψ_m) contrário ao grad Ψ_g . É de se esperar que, com o passar do tempo, grad Ψ_m vá aumentando até que em dada condição de umidade ele se iguale ao grad Ψ_g . Na condição de grad $\Psi_g = \text{grad } \Psi_m$ interrompe-se a drenagem e a água do solo entra em equilíbrio.

Um perfil de umidade nestas condições é denominado de perfil em capacidade de campo (CC), ou seja, pode-se dizer que este solo atingiu sua capacidade de campo. Este é o máximo de água que um solo pode reter (REICHARDT, 1986). Seja a umidade do solo na capacidade de campo igual a θ_{cc} , então, de acordo com as equações 6.1 e 6.2, têm-se:

$$A_z(CC) = \int_0^z \theta_{cc} dZ \cong \bar{\theta}_{cc} Z \quad (6.4)$$

Sendo A_z o valor máximo armazenado de água em um solo para uma profundidade Z , em capacidade de campo.

A coleta de amostras e os ensaios para determinação da capacidade de campo foram realizados conforme (EMBRAPA, 1995). Os valores de umidade foram obtidos pelo aparelho extrator de Richards.

6.4 - Valores do coeficiente de rugosidade da Equação de Manning

Os valores de rugosidade de interesse neste estudo são os relativos à rugosidade proveniente dos tipos de vegetação encontrados na área em estudo. A vegetação pode ser considerada como um tipo de rugosidade superficial, por isso produz acentuadas reduções na capacidade de drenagem de um canal, reduzindo a velocidade e assim retardando o escoamento. Este efeito depende da distribuição e do tipo de vegetação (CHOW, 1959). Em áreas com valores altos de declividade ocorre aumento

de velocidade de escoamento, causando achatamento da vegetação e acarretando baixos valores de n .

6.5- Precipitação Efetiva

A precipitação efetiva é a parcela do total precipitado que gera o escoamento superficial. Para obter o hietograma correspondente à precipitação efetiva é necessário retirar os volumes evaporados, retidos nas depressões e infiltrados. Existem as seguintes metodologias usadas para a determinação da precipitação efetiva: equações de infiltração, índices e relações funcionais.

No presente trabalho optou-se pela utilização de relações funcionais, pois este foi o método que melhor se adequou aos dados disponíveis (tipo de solo, uso e ocupação do solo e precipitação diária). O método adotado foi o SCS , ou seja, método do número de curvas para o escoamento, desenvolvido pela USDA Soil Conservation Service (PONCE, 1989), (TUCCI, 1993) e (YOON *et. al.*, 1995).

Este método é largamente utilizado nos Estados Unidos da América para a determinação do escoamento superficial em bacias com área inferior a 8 km². Para que tal método tenha sucesso na determinação do escoamento é imprescindível o conhecimento razoável das características da bacia em estudo, tais como: tipo de solo, uso e ocupação do solo e dados consistentes de precipitação (YOON *et. al.*, 1989).

O método SCS assume que a precipitação efetiva (altura de escoamento superficial) é função da altura de precipitação total e do valor de CN. O índice CN, que varia de 1 a 100, por sua vez é função de propriedades da bacia (PONCE, 1989).

O método se baseia na suposição de proporcionalidade entre a retenção e o escoamento superficial.

$$\frac{P_t - Q_p}{S_r} = \frac{Q_p}{P_t} \quad (6.5)$$

Q_p : precipitação efetiva, (mm),

P_t : precipitação, com $P_t \geq Q_p$; (mm)

S_r : potencial de retenção máximo ($S_r \geq P_t - Q_p$).

Para aplicações práticas a equação 6.5 deve considerar a quantidade de precipitação perdida por infiltração, interceptação e armazenamento superficial, que antecedem o início do escoamento superficial. As perdas iniciais são denominadas I_a . Deste modo a equação 6.5 fica:

$$Q_p = \frac{(P_t - I_a)^2}{P_t - I_a + S_r} \quad (6.6)$$

De acordo com PONCE (1989), TUCCI (1993), e YOON *et. al.*(1995) as perdas iniciais representavam 20% da capacidade máxima S_r , ou seja, $I_a = 0,2 S_r$. Substituindo-se na equação 6.6, tem-se:

$$Q_p = \frac{(P_t - 0,2S_r)^2}{P_t + 0,8S_r} \quad (6.7)$$

A equação 6.7 é válida para $P_t \geq 0,2S_r$. Quando $P_t < 0,2S_r$, o escoamento superficial é nulo ($Q_p = 0$).

Para determinar a capacidade máxima de retenção da camada superior do solo (S_r) relacionou-se seu valor ao fator CN pela seguinte expressão.

$$S_r = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (6.8)$$

Esta expressão foi obtida em unidades métricas.

O valor de CN, que varia numa escala de 1 a 100, retrata as condições de cobertura e solo, variando desde uma cobertura muito impermeável (limite inferior) até uma cobertura completamente permeável (limite superior). Esse valor foi tabelado para diferentes tipos de solo e cobertura.

6.6- Constante de degradação de poluentes

Devido à dificuldade de se encontrar na literatura dados da constante de degradação (k) relativos a nitrogênio e fósforo provenientes da agricultura, adotou-se como estimativa, a utilização de dados relativos ao

processo de degradação de nitrogênio e fósforo no solo, em sistemas de tratamento de esgotos sanitários por aplicação no solo.

Os valores de k para a amônia, nitrogênio orgânico e fósforo apresentados neste trabalho foram obtidos por THUT *apud* HAMMER (1989).

Os experimentos para as coletas destes dados foram realizados em um período de 3 anos, e as seguintes variáveis foram consideradas no processo:

- ausência de plantas;
- presença de plantas;
- tipo de plantas
- tempo de detenção

As faixas de tempo de detenção adotadas no trabalho consultado foram de 6, 15 e 24 horas, sendo que a maior eficiência foi obtida para 24 horas. As espécies de plantas utilizadas foram tabua (*Typha latifolia*), junco (*Phragmites australis*) e "cordgrass" (*Spartina cynosuroides*).

6.7- Cálculo do *Buffer* de referência e do *Buffer* desejado

O Sistema de Informações Geográficas vem em muito contribuindo com o desenvolvimento de trabalhos de pesquisa na área de estabelecimento de práticas conservacionistas, um vez que ele é capaz de armazenar e tratar grande número de informações, o que torna o trabalho de diversos pesquisadores e tomadores de decisão mais ágil. Com base nisto o software IDRISI foi escolhido para auxiliar na determinação de um largura útil na remoção de contaminantes provenientes da agricultura.

A área de estudo foi delineada através do uso de três mapas base, sendo eles:

- 1-Topográfico - criado a partir das cartas do IBGE dos municípios de São Carlos e Corumbataí, escala 1:50.000.
- 2- Hidrográfico - Elaborado a partir das cartas do IBGE para os municípios de São Carlos e Corumbataí, escala 1:50.000.

- 3- Pedológico - Foi tirado do mapa pedológico do estado de São Paulo, desenvolvidos pelo IAC, escala 1:100.000, utilizando-se a quadrícula de São Carlos.
- 4- Uso e ocupação do solo - Foi elaborado com base em fotografia aérea (terrafoto-1988) e Imagem TM-LANDSAT - Bandas 3,4 e 5 (INPE, 1990) e posiciona-se entre os paralelos 22°00`-22°15` de latitude sul e os meridianos 47°40`-47°55` de latitude oeste.

A aquisição destes mapas para o IDRISI foi feita através de digitalização, utilizando o software Tosca. Os mapas produzidos a partir destes dados no IDRISI possuem pixel de 10 x 10 m, ou seja, sua grade raster está dividida em 2200 linhas por 2200 colunas representando uma área de 484 km², sendo a área da bacia do ribeirão do Feijão igual 244 km². A resolução utilizada não foi a mais adequada pois as escalas em que os dados são apresentados não é ideal para a mesma. Mas como os resultados procurados necessitam de uma resolução desta ordem fez-se necessário a sua utilização.

Após a digitalização e formação das imagens, iniciou-se a manipulação das mesmas. Como o objetivo deste trabalho é testar uma metodologia para determinação da largura de faixa *buffer*, optou-se por trabalhar com uma área de estudo menor. Por isso a primeira providência tomada foi o corte das imagens para se obter uma área de estudo menor.

Outro fator que contribuiu na decisão de reduzir a área foi a indisponibilidade de dados para toda a região, por exemplo, permeabilidade e capacidade de campo. Devido a isto escolheu-se uma área na qual fosse possível determinar estes parâmetros no tempo fixado para a realização da pesquisa. A área selecionada foi a região próxima a fazenda Conde do Pinhal, Figura 6.1, de fácil acesso e que possui boa representatividade das características da bacia do ribeirão do Feijão, principalmente no tocante a tipos de solos.

Com base nisto e através do módulo “window” do IDRISI esta área foi separada do restante da bacia e possui uma grade raster de 400 linhas por 400 colunas com resolução igual a 10 metros.

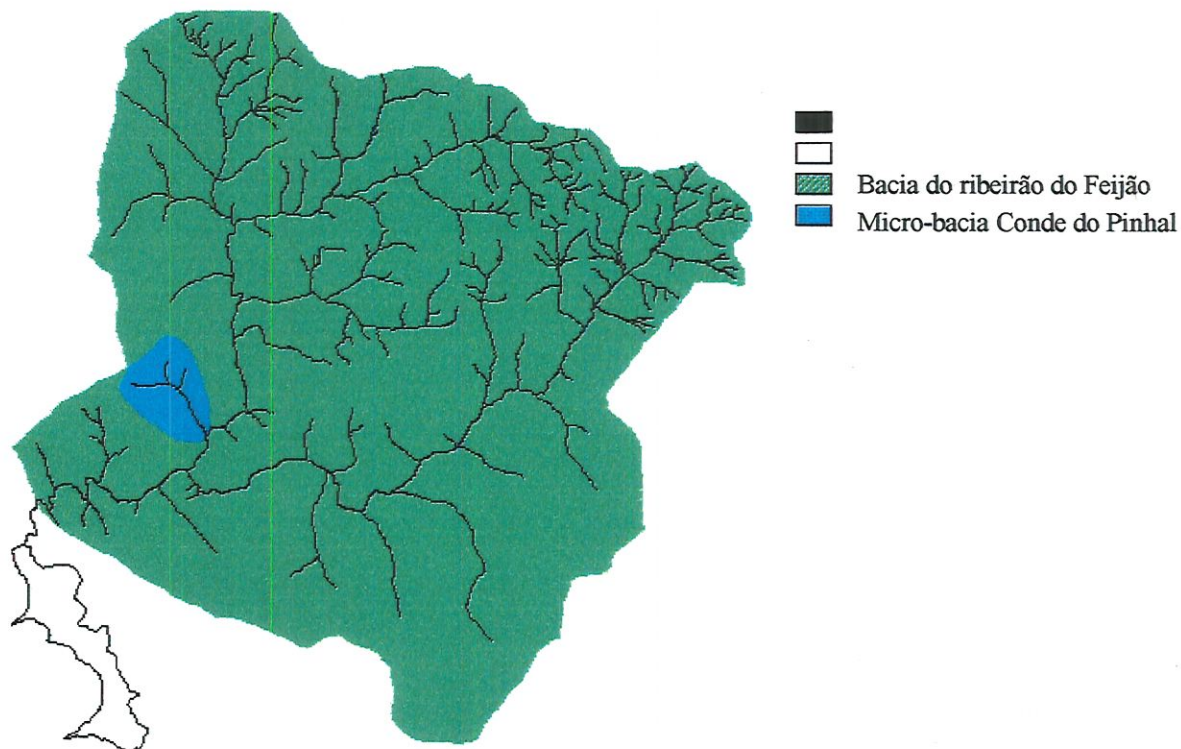


FIGURA 6.1 - Bacia hidrográfica do ribeirão do Feijão e micro-bacia Conde do Pinhal

Os mapas foram então trabalhados de forma a oferecerem os parâmetros necessários nas simulações com o modelo de detenção, discutido anteriormente.

O mapa de declividade foi obtido através do mapa de elevação do terreno, utilizando o módulo do IDRISI “analysis - context operators - surface”. Os valores de rugosidade necessários, foram atribuídos às classes do mapa de uso do solo pelo comando “Database Workshop - Link”. Os valores de permeabilidade e capacidade de campo foram atribuídos às classes de solo do mapa de pedologia e geraram dois outros mapas contendo, cada qual estes dados. Novamente o procedimento usado foi “Database Workshop - Link”.

A partir da obtenção dos mapas com seus respectivos parâmetros iniciou-se os cálculos necessários à obtenção dos valores iniciais de largura. As operações de divisão e exponenciação entre mapas e os valores de referência foram realizadas pelo módulo “Mathematical operators - transfor and scalar” e a operação de multiplicação foi realizada pelo módulo “Mathematical operators - overlay”, obtendo-se o mapa “largura”.

Neste mapa “largura” os valores de largura (L_b) são obtidos para cada pixel, ou seja, para cada pixel foi determinado um valor de largura em função das suas características particulares (K , C , s e n) e da eficiência esperada de remoção para uma dada substância.

Nesta fase, para um melhor entendimento foi obtido o mapa 2 (aqui denominado mapa “largura”) da figura 4.5 do capítulo 4. Como este resultado ainda não é o desejado, passou-se à determinação da contribuição individual de cada pixel (por metro) para a largura (para uma eficiência $P=1$), ou seja, o cálculo do índice c_i (equação 4.30). Este procedimento se faz necessário pois na maioria dos casos o valor de largura obtido para o pixel excede suas dimensões (10x10m). Em seguida foi calculada a eficiência total obtida por pixel para o valor de largura obtido para o mesmo pixel (equação 4.31).

Tendo sido obtido os valores de v_{ij} para todas as células (pixel) procedeu-se o somatório das diversas células até atinja valor igual 1 (ou 100%). O módulo do IDRISI utilizado foi o “Analysis - Distance operators - cost-push”.

Como o valor de eficiência utilizado na fase inicial deste trabalho foi igual a 1, sabe-se que quando o somatório dos pixel atingir o valor 1 a largura desejada foi alcançada e através do módulo “reclass” obtêm-se a faixa *buffer* necessária para remoção de um dado poluente. Os resultados obtidos para as simulações realizadas conforme o procedimento descrito anteriormente são apresentados no capítulo 7.

7- RESULTADOS

Foram coletadas em campo uma amostra indeformada para cada tipo de solo. Os locais de coleta estão indicados na Figura 7.5 tendo como base a numeração da Tabela 7.1.

7.1 - Permeabilidade

Os ensaios de permeabilidade foram realizados para carga variável conforme procedimento descrito STANCATI *et al.* (1981). Os resultados estão apresentados na tabela 7.1.

TABELA 7.1- Resultados do Ensaio de Permeabilidade

Tipo de Solo	Permeabilidade cm/h		Massa específica dos sólidos (g/cm ³)
	CP ₁	CP ₂	
1- Latossolo Vermelho Amarelo	4,501	3,984	1.35
2- Latossolo Vermelho Escuro ^{*1}	5,084	4,401	-----
3- Latossolo Roxo	5,667	4,818	2.956
4- Areias Quartzosas	16,588	18,848	-----

^{*1} Os valores relativos a latossolo vermelho escuro foram obtidos da média entre os valores dos solos latossolo vermelho amarelo e latossolo roxo, pois nas coletas realizadas em campo esta classe de solo não foi encontrada na localização indicada no mapa pedológico. Este procedimento foi adotado pois os valores do Latossolo Vermelho Amarelo e Latossolo Roxo são próximos. CP₁ = Corpo de prova 1 CP₂ = Corpo de prova 2

7.2 Análise Granulométrica

Os resultados obtidos na análise granulométrica estão apresentados nas Tabelas 7.2, 7.3 e 7.4 e nas Figuras 7.1, 7.2 e 7.3.

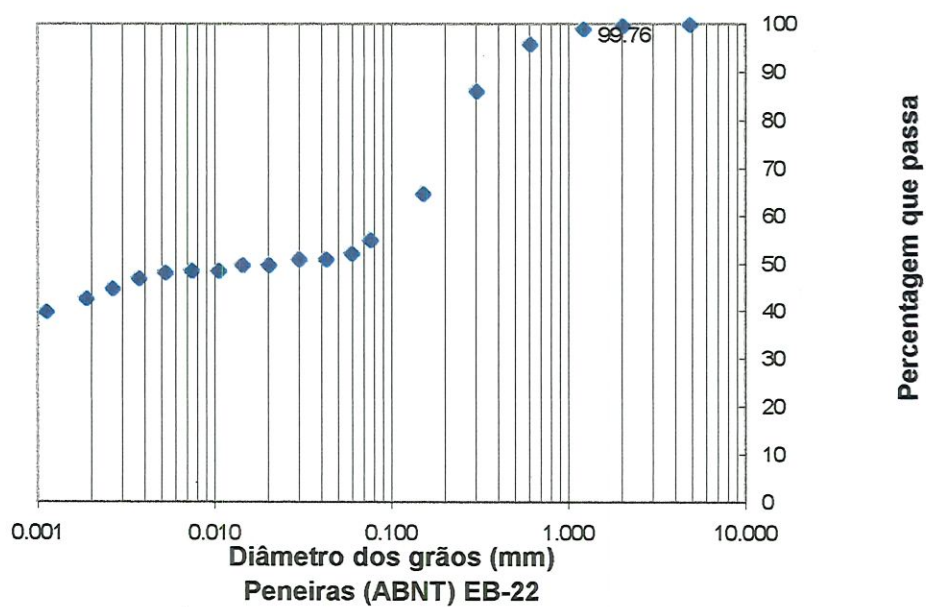


FIGURA 7.1- Curva granulométrica conjunta do Latossolo Vermelho Amarelo

TABELA 7.2- Características do Material Granular (Latosolo Vermelho Amarelo)

Fração	Subdivisão	Percentagem de ocorrência em massa
Pedregulho		0
Areia	Grossa	0
	Média	10,0
	Fina	35,0
Silte		12,0
Argila		43,0

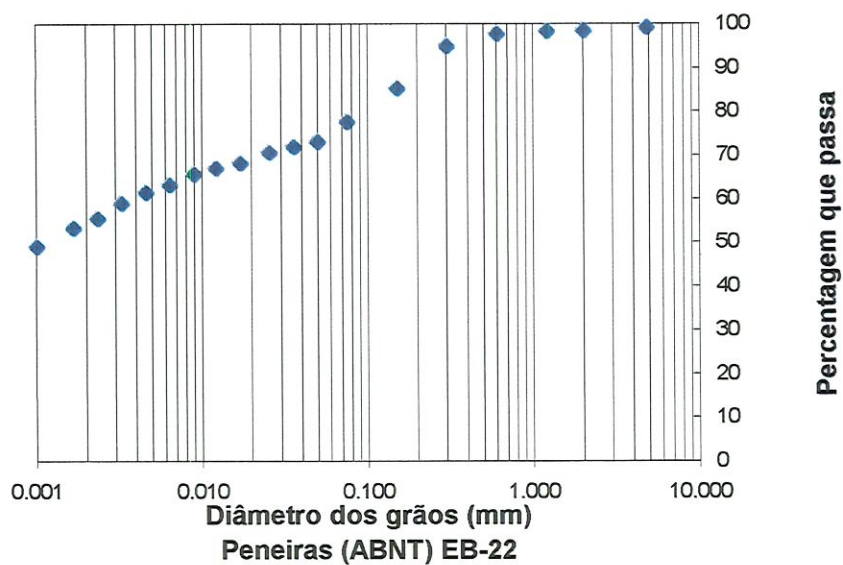


FIGURA 7.2- Curva granulométrica conjunta do Latossolo Roxo

TABELA 7.3- Características do Material Granular (Latossolo Roxo)

Fração	Subdivisão	Percentagem de ocorrência em massa
Pedregulho		0
Areia	Grossa	1,0
	Média	2,0
	Fina	20,0
Silte		22,0
Argila		55,0

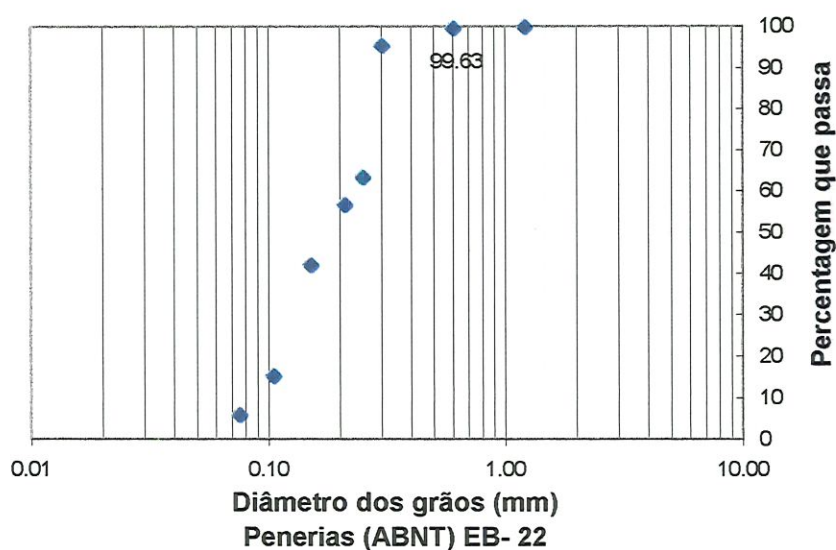


FIGURA 7.3- Curva granulométrica da Areia Quartzosa

TABELA 7.4 - Características do Material Granular (Areia Quartzosa)

Material	Intervalos	Percentagem de ocorrência em massa
Pedregulhos		0
Areia	Grossa	0
	Média	17,5
	Fina	82,5

7.3- Capacidade de Campo

Com base nas considerações apresentadas no capítulo 6, foram realizados ensaios para determinação dos valores de capacidade de campo para as amostras de solo da região em estudo. Os ensaios foram realizados no Laboratório de Física do Solo - ESALQ - USP/ Piracicaba. Os resultados estão apresentados na tabela 7.5

TABELA 7.5- Resultados do ensaio de capacidade de campo

Tipo de solo	Prof. (cm)	d_g (g/cm ³)	θ (cm ³ /cm ³)		$\theta_{méd}$ (cm ³ /cm ³)	A_{80} (cm)
			Amostra 1	Amostra 2		
Lat. Ver. Amar.	60-80	1,13	0,301	0,312	0,307	24,52
Lat. Roxo	60-80	1,02	0,375	0,401	0,388	31,04
Lat. Ver. Esc.* ¹	60					19,04
Areia Quartz.	60-80	0,099	0,098	0,29	0,0985	7,88

*¹ - O valor relativo ao latossolo vermelho escuro foi obtido em REICHARDT (1987), pois nas coletas realizadas em campo esta classe de solo não foi encontrada na localização indicada no mapa pedológico.

d_g : densidade global (massa da amostra/volume da amostra);

$\theta_{méd}$: umidade a base de volume;

A_{80} : capacidade de campo a 80 cm de profundidade

Pode-se observar que os resultados obtidos para capacidade de campo foram feitos apenas com base na profundidade de 60 a 80 centímetros, pois as amostras para a realização dos ensaios de permeabilidade foram retiradas a esta profundidade e optou-se por tomar também este intervalo para determinação da capacidade de campo.

7.4 - Valores do coeficiente de rugosidade da Equação de Manning

Os valores de coeficientes de rugosidade atribuídos aos diversos usos do solo da área de estudo (micro-bacia Conde do Pinhal) foram adotados de acordo com CHOW (1959), tabela 7.6.

TABELA 7.6- Coeficientes de rugosidade. Fonte: CHOW (1959)

Uso e ocupação do solo	Coeficiente de rugosidade (n)
Floresta com cobertura total do solo por vegetação rasteira	0,100
Cultura temporária	0,030
Reflorestamento	0,040
Vegetação Secundária	0,035
Cerrado	0,060
Cobertura residual	0,030
Pastagem	0,035
Várzea	0,035

7.5- Precipitação Efetiva

A microbacia em estudo possui área de aproximadamente 4,8 km² com três categorias distintas de solos, a saber, latossolo vermelho amarelo (81,25%), latossolo roxo (16%) e latossolo vermelho escuro (2,75).

Os três tipos de solo podem ser considerados do tipo B, conforme classificação sugerida pelo método da curva do SCS, TUCCI (1993). As classes de solo e seus respectivos valores de CN, conforme uso e ocupação do solo na área de estudo, estão apresentados na tabela 7.7. Estes valores são, conforme dito anteriormente, relativos às condições médias de umidade antecedente.

O cálculo da precipitação efetiva foi feito para um evento de chuva relativo ao mês de dezembro de 1996, conforme apresentado na tabela 7.8. Tal evento se encaixa de melhor forma na condição de AMCII (condição média de umidade antecedente). Por isso não houve necessidade de correção para os valores de CN encontrados anteriormente, uma vez que os mesmos já correspondem às condições médias de umidade.

TABELA 7.7- Valores de CN com base no uso e ocupação do solo da micro-bacia do córrego Conde do Pinhal

Uso e ocupação do solo	CN
Floresta com cobertura total do solo por vegetação rasteira	60
Cultura temporária	48
Reflorestamento	60
Vegetação Secundária	67
Cerrado	79
Cobertura residual	56
Pastagem	75
Várzea	79

Através da ponderação dos valores de CN obtidos e suas respectivas áreas (as áreas foram obtidas pelo módulo AREA do IDRISI), foi obtido um valor de CN representativo de toda a micro-bacia, igual a 74.

TABELA 7.8 - Evento de chuva escolhido para determinação da largura de mata ciliar. Dados da estação climatológica do CHREA.

Duração da chuva (min.)	Precipitação (mm)	P acum. (mm)	Q _p (mm)	Q _p acum (mm)	Q _p (cm)
10	7.9	7.9		0	
20	16.6	24.5	0.46	0.46	0.046
30	20	44.5	5.67	6.13	0.567
40	3.1	47.6	1.31	7.44	0.131
50	0.5	48.1	0.22	7.66	0.022
60	0.1	48.2	0.04	7.70	0.004
70	0	48.2	0.00	7.70	0.000
80	3.3	51.5	1.51	9.21	0.151
90	4.3	55.8	2.11	11.32	0.211
100	1.3	57.1	0.67	11.99	0.067
110	0.4	57.5	0.21	12.20	0.021

P acum. - Precipitação acumulada, Q_p acum. - Precipitação efetiva acumulada, Q_p - precipitação efetiva.

Utilizando as equações 6.7 e 6.8 foi obtida a precipitação efetiva igual a 0.567 cm, para um valor máximo de precipitação igual a 2.0 cm. O valor do escoamento superficial, utilizado para determinação da largura de referência, obtido foi igual a 0,089m³/s m, calculado pela equação 7.1:

$$q_s = \frac{\left(\frac{Q_p}{\Delta t}\right) \times A}{L_T} \quad (7.1)$$

q_s : escoamento superficial unitário, (m³/sm)

Q_p : precipitação efetiva (cm)

A : área da micro-bacia Conde do Pinhal, km²

L_T : comprimento dos corpos d'água da micro-bacia, m

Δt : intervalo de tempo, min.

7.6- Constante de degradação de poluentes

As constantes de degradação apresentadas no trabalho de THUT *apud* HAMMER (1989) são para amônia, nitrogênio orgânico e fósforo. Como na maioria dos casos a amônia é a substância que se apresenta em maior concentração, ela foi a escolhida para ser utilizada neste trabalho. O

fósforo é na maioria das vezes transportado na forma particulada, ou seja, pelo escoamento superficial, e o objetivo deste trabalho é implementar um modelo que estude o transporte em ambos os tipos de escoamento. Por este motivo não se utilizou o fósforo nas simulações. Embora tenha sido a amônia a substância escolhida, outras situações podem ser testadas através de mudança nas variáveis em questão.

TABELA 7.9 - Valores do coeficiente médio de degradação ($k_{\text{méd}}$), para disposição de esgoto municipal no solo. Obtidos a partir de: THUT *apud* HAMMER (1989)

Substância	$k_{\text{méd}}$ (h^{-1})
Íon amônio (NH_4^+)	0,0545
N orgânico	0,0216
Fósforo	0,0102

7.7 - Largura da faixa *buffer*

O cálculo da largura da faixa *buffer* segundo o modelo desenvolvido por PHILLIPS 1989 (a,b,c,d) necessita de valores de referência conforme mencionado nos capítulos anteriores. Por isso, a determinação destes valores de referência foi o primeiro passo para o cálculo da largura da faixa *buffer*.

7.7.1- Parâmetros de referência

Os parâmetros de referência foram adotados com base em valores médios encontrados na área de estudo como, por exemplo, declividade de referência (s_r) que teve seus valores variando de 1 a 36%, com média de 6,88% determinada pelo módulo "Histo" do IDRISI. Os valores de permeabilidade ($K_r=17,72$ cm/h) e capacidade de campo ($C_r=7,88$ cm) de referência adotados foram da areia quartzosa que é a maior classe pedológica encontrada na bacia do ribeirão do Feijão. O valor do termo

rugosidade superficial adotado foi relativo a floresta com cobertura total do solo por vegetação rasteira ($n_r=0,1$) que é um valor desejado para faixa *buffer*.

Para se traçar a faixa *buffer* são necessários dois mapas, o primeiro com os valores de v_{ij} , denominado “Friction image” (valores que serão acumulados pelo IDRISI, através do módulo “analysis - distance operators-cost push”) e o segundo com os rios, denominado “Source feature image” (mapa que contém o “alvo” (rios) a partir do qual será feita o somatório dos valores de v_{ij}). Neste segundo mapa as células ocupadas pelo rio são assumidas iguais a zero pelo IDRISI, para que o somatório de v_{ij} se inicie a partir delas.

Quando se separa a micro-bacia do restante da região digitalizada a parte externa à micro-bacia passa a ter valor igual a zero.

Devido as considerações anteriores, o somatório de v_{ij} não pode ser feito tendo como “Friction” o mapa com os valores de v_{ij} somente da região da micro-bacia, pois neste caso o IDRISI teria dois “alvos” os rios e a região externa à micro-bacia e os resultados obtidos não estariam corretos.

Deste modo os cálculos foram todos feitos para uma grade raster de 400 linhas por 400 colunas, na qual se insere a micro-bacia Conde do Pinhal. Os mapas apresentados nas Figuras 7.4, 7.5 e 7.6 são relativos a declividade, tipos de solo e uso e ocupação do solo, respectivamente. Estes mapas mostram ainda como se insere a micro-bacia e o córrego Conde do Pinhal na região para qual se realizaram as simulações. Os resultados obtidos a partir dos mapas das Figuras 7.4, 7.5 e 7.6 serão separados em função da micro-bacia Conde do Pinhal, já que esta é a área de interesse deste trabalho.

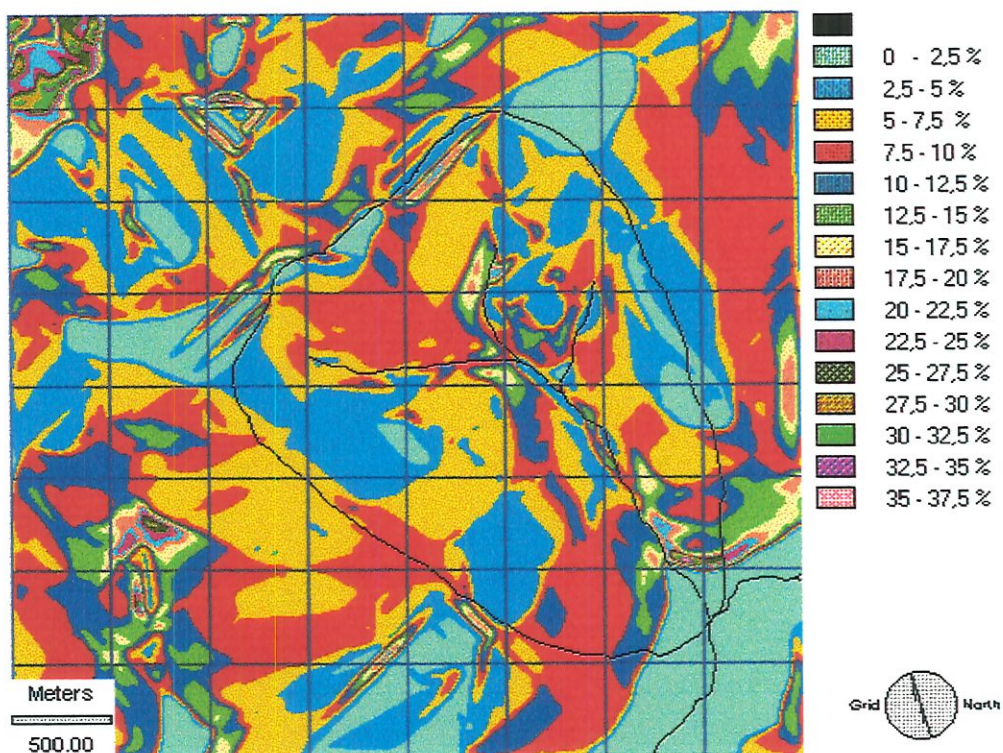


FIGURA 7.4 - Faixas de declividade da região para qual foram realizadas as simulações (s_b)

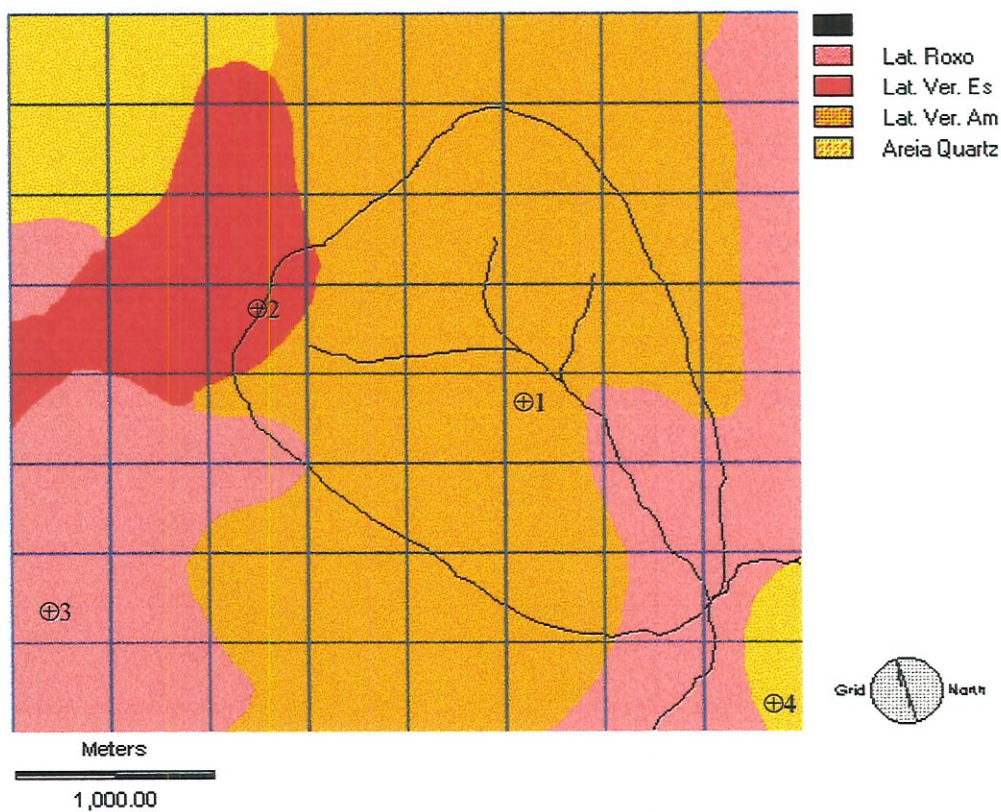


FIGURA 7.5 - Classes de solo da região para qual foram realizadas as simulações.

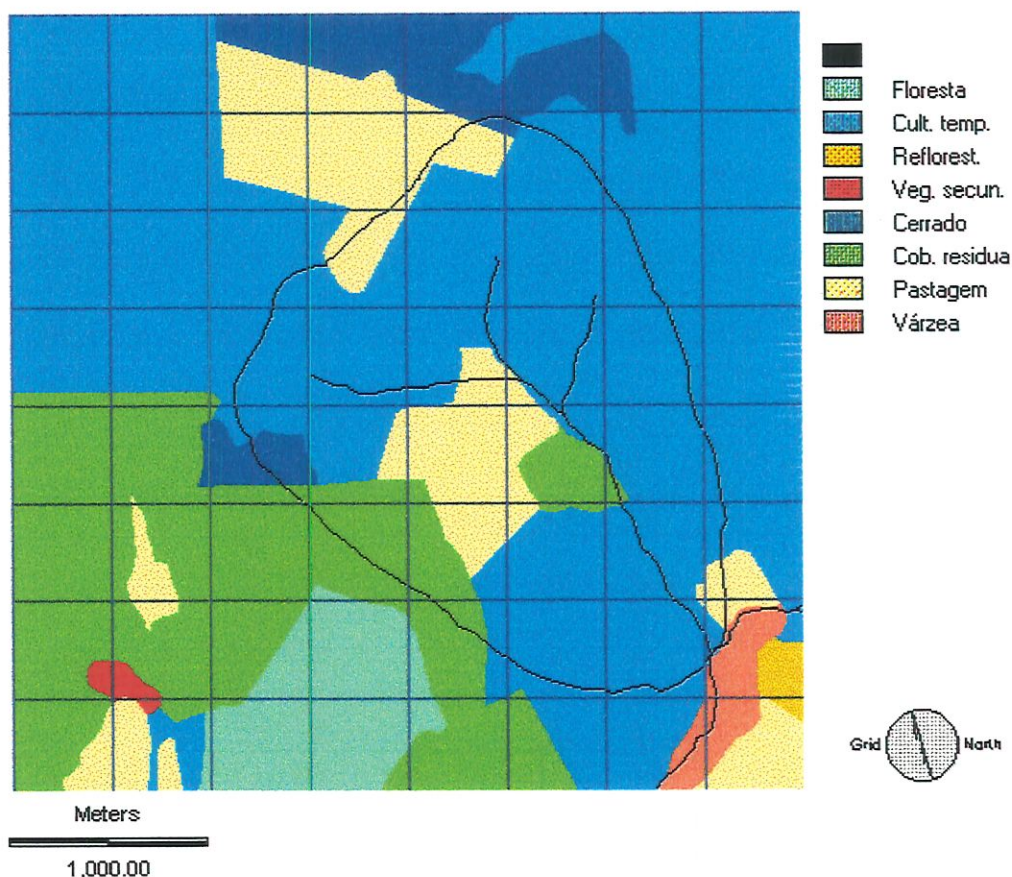


FIGURA 7.6 - Classes de uso e ocupação do solo da região para qual foram realizadas as simulações

Para o primeiro caso simulado e apresentado a seguir a largura de referência ($L_r = 30$ m) foi obtida considerando noventa por cento de remoção de amônia ($k = 0,0545 \text{ h}^{-1}$) e escoamento superficial igual a $q = 0,089 \text{ m}^3/\text{sm}$.

Simulação primeira condição

Utilizando a equação 4.29 com os valores de referência adotados acima e os mapas de cada característica (K_b, C_b, n_b, s_b) obteve-se o mapa com os valores de L_b . Este mapa foi recortando para a região da micro-bacia Conde do Pinhal e apresentado na Figura 7.7.

Na segunda fase do trabalho passa-se ao traçado da largura da mata ciliar para os valores de L_b obtidos pela equação 4.29.

Como mencionado no capítulo 4 calcula-se os valores de c_i e v_{ij} (equações 4.30 e 4.31), utilizando o mapa que deu origem a Figura 7.7.

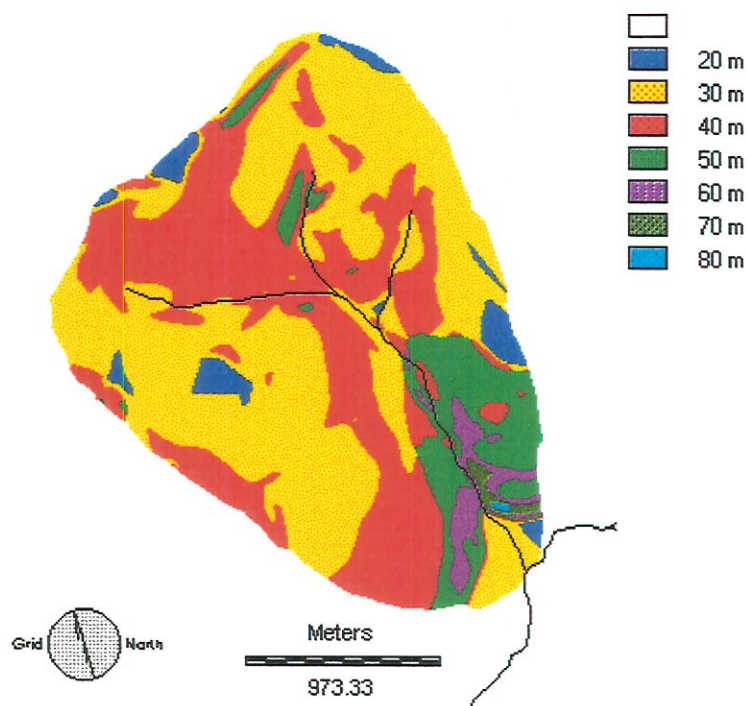


FIGURA 7.7 - Faixas de valores de L_b obtidos por pixel

Os valores obtidos para a largura da faixa *buffer* variaram entre 20 e 80 metros, sendo que estes resultados foram obtidos para os usos e ocupação do solo atuais, ou seja, se uma área é usada para pastagem uma faixa de 20 metros (por exemplo) deveria ser isolada, sem que fosse necessária sua recomposição com outro tipo de vegetação, para que os noventa por cento de remoção de amônia fossem atingidos. A partir deste ponto e utilizando o módulo do IDRISI "Analysis - Distance operators - cost-push" traçou-se a largura de mata ciliar, conforme mostrado na Figura 7.8.

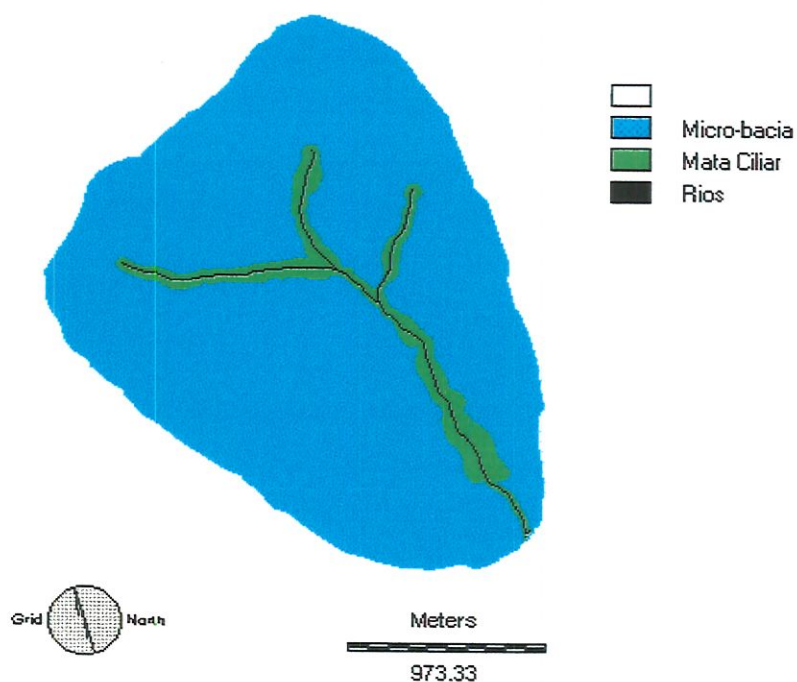


FIGURA 7.8 - Traçado da largura da faixa *buffer* (L_b) - micro-bacia Conde do Pinhal

Simulação segunda condição

No segundo caso os valores dos parâmetros de referência adotados foram os mesmos, variando-se apenas o valor de n_b , que neste caso foi adotado igual a 0,1, ou seja, $[(n_r/n_b)^{0,6} = 1]$. Isto quer dizer que deverá haver recomposição da vegetação da mata ciliar, em contraposição ao primeiro caso. Para o segundo caso os valores de largura variaram de 10 a 50 m, ou seja, houve uma redução na largura da faixa *buffer*, o que já era esperado. O traçado da mata ciliar está apresentado na Figura 7.9.

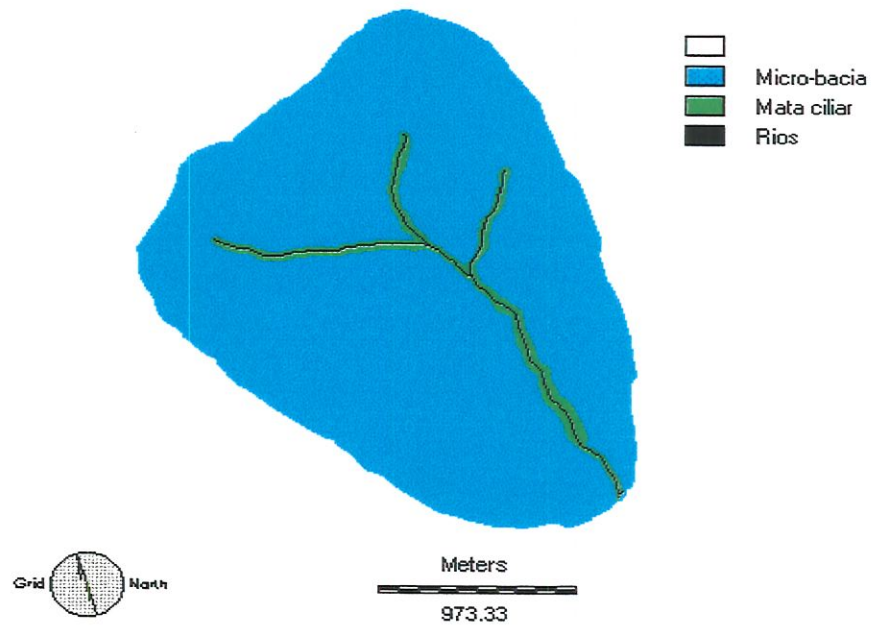


FIGURA 7.9- Traçado do *Buffer* para $n_r=n_b=0,1$, micro-bacia Conde do Pinhal

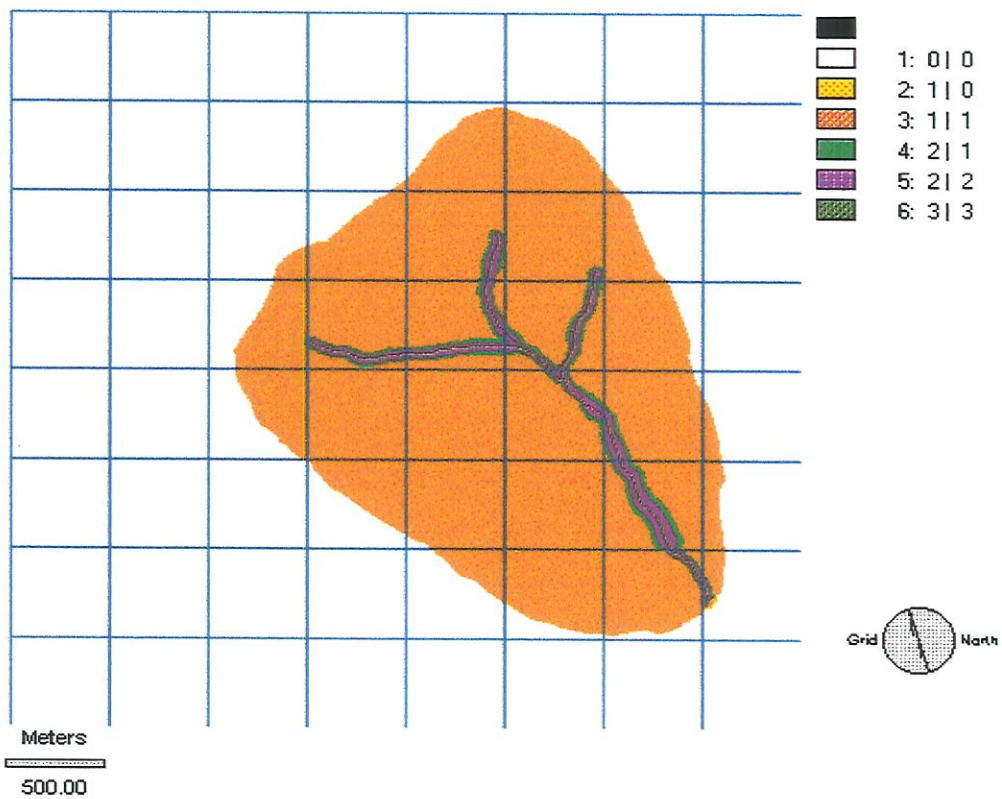


FIGURA 7.10 - Resultado da aplicação de CROSSTAB (módulo do IDRISI) entre as Figuras 7.8 e 7.9, respectivamente³⁵.

³⁵ O resultado da Figura 7.10, índice 2 (cor amarela) deve ser desconsiderado.

O resultado pode ser interpretado da seguinte forma; Figura 7.10 : Figura 7.8 | Figura 7.9.

Os números 0,1,2,3 para as Figuras 7.8 e 7.9 são:

- 0 - Área externa a micro-bacia Conde do Pinhal;
- 1- Área da micro-bacia conde do Pinhal;
- 2- Faixa *buffer*;
- 3- Córrego Conde do Pinhal.

Os números 1, 2, 3, 4, 5 e 6 referentes a Figura 7.10 indica a relação qualitativa entre as Figuras 7.8 e 7.9, que é também apresentada na Tabela 7.10.

TABELA 7.10 - Resultado do CROSSTAB entre as Figuras 7.8 e 7.9.

		Figura 7.8				Total
		0	1	2	3	
Figura 7.9	0	111848	9	0	0	111857
	1	0	44664	1251	0	45915
	2	0	0	1841	0	1841
	3	0	0	0	387	387
Total		111848	44673	3092	387	160000

Observa-se que a Figura 7.8 (n_b igual ao uso e ocupação atual do solo) possui exatamente 1251 células (pixel) de faixa *buffer* a mais que a Figura 7.9 ($n_b=0,1$), ou seja, a faixa *buffer* sem recomposição de vegetação aumentou aproximadamente 3 % com relação a faixa *buffer* recomposta.

8- DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Para que uma análise do modelo de retenção com relação a seus parâmetros isolados s , n , K e C fosse desenvolvida, algumas simulações foram necessárias para melhor entender o funcionamento do modelo de retenção. Para isto um *buffer* de referência foi calculado e está apresentado na Tabela 8.1. Os termos com índice r são os valores de referência e os termos com índice b são os valores de uma determinada parcela de solo para qual se deseja obter o valor de largura do *buffer* (L_b). Considerando noventa por cento de eficiência de remoção de amônia ($k=0,0545 \text{ h}^{-1}$), de ambos os escoamentos (superficial e subsuperficial), calcularam-se os valores de L_b para a variação individual de cada uma das variáveis da equação 4.29.

TABELA 8.1- Valores de referência e valores das variáveis da região estudada utilizados para cálculo da largura do *buffer* desejado (L_b),

K_r (areia) (cm/h)	17,72
K_b (lat. Roxo) (cm/h)	5,24
C_r (areia) (cm)	7,88
C_b (lat. Roxo) (cm)	31,04
n_r (floresta)	0,1
n_b	0,03
s_r (valor médio da região)	0,07
s_b	0,01
L_r (m)	30
P	1
T retenção (h)	42,25
$q \text{ m}^3/\text{s m}$	0,089



A primeira variável estudada foi a declividade (s). Inicialmente determinou-se o valor da largura (L_b) considerando o termo declividade com um valor unitário ou seja $(s_r/s_b)^{-0,7}=1$, $s_r=s_b$, obtendo-se L_b igual a 27,67 m. Em seguida variou-se o valor de s_b para que se avaliasse a alteração na largura previamente calculada com os valores da Tabela 8.1. Os resultados são apresentados na Tabela 8.2.

TABELA 8.2- Resultados de L_b para as variações nos valores de s_b , mantendo os demais parâmetros constantes

Coluna 1	Coluna 2	Coluna 3	Coluna 4	Coluna 5
Varição da Declividade (Δs) = %	Coluna 1/ 100	$\left(\frac{s_r}{s_b}\right)^{-0,7}$	Raiz quadrada de $\left(\frac{s_r}{s_b}\right)^{-0,7}$	Largura (L_b) (m)
1	0,01	0,30	0,50	14,00
3	0,03	0,60	0,80	20,70
5	0,05	0,80	0,90	24,80
7	0,07	1,00	1,00	27,70
9	0,09	1,20	1,10	30,40
10	0,10	1,30	1,20	31,50
15	0,15	1,70	1,30	36,40
20	0,20	2,10	1,50	40,20
25	0,25	2,50	1,60	43,50
30	0,30	2,80	1,70	46,30
36	0,36	3,20	1,80	49,40

Pela Tabela 8.2 pode-se verificar que a declividade realmente influencia o valor da largura da faixa *buffer* (L_b), ou seja, o aumento da declividade provoca aumento no valor de L_b , o que já era esperado.

O mesmo procedimento foi realizado para a variável rugosidade (n). A largura de 21,98 metros foi obtida quando se considerou $(n_r/n_b)^{0,6}=1$, ou seja, $n_r=n_b$. Os valores obtidos para L_b são apresentados na Tabela 8.3.

Neste caso verifica-se o aumento no valor de n_b o que provoca a redução no valor de L_b , o que vem reforçar o resultado encontrado no segundo estudo de caso do capítulo 7.

TABELA 8.3- Resultados de L_b para a variações nos valores de n_b . Demais parâmetros mantidos constantes

Rugosidade de referência (n_r)	Rugosidade da área de estudo (n_b)	$\left(\frac{n_r}{n_b}\right)^{0,6}$	Raiz quadrada de $\left(\frac{n_r}{n_b}\right)^{0,6}$	Largura (L_b) (m)
0,10	0,01	4,00	2,00	43,90
	0,02	2,60	1,60	35,60
	0,03	2,06	1,45	31,60
	0,04	1,73	1,30	29,00
	0,05	1,52	1,23	27,00
	0,06	1,36	1,17	25,60
	0,07	1,24	1,11	24,50
	0,08	1,14	1,07	23,50
	0,09	1,07	1,03	22,70
	0,10	1,00	1,00	22,00

O valor da largura (L_b) obtido, considerando o termo $(K_r/K_b)^{0,4}=1$ foi igual a 24,72 metros. Os resultados de L_b calculados variando K_b , estão apresentados todos na Tabela 8.4.

Neste caso observa-se que a permeabilidade afeta de maneira inversa a largura Da faixa *buffer*, ou seja, o aumento no seu valor causara, redução em L_b , resultado este também coerente com o que foi discutido no capítulo 4 (aumento de permeabilidade reduz o escoamento superficial).

TABELA 8.4- Resultados de L_b para a variações nos valores de K_b . Demais parâmetros mantidos constantes.

Permeabilidade de referência (K_r) (cm/h)	Permeabilidade da área de estudo (K_b) (cm/h)	$\left(\frac{K_r}{K_b}\right)^{0,4}$	Raiz Quadrada de $\left(\frac{K_r}{K_b}\right)^{0,4}$	Largura (L_b) (m)
17,72	1,00	3,15	1,777	43,90
	2,00	2,40	1,547	38,25
	3,00	2,04	1,426	35,27
	4,00	1,80	1,347	33,30
	4,24	1,72	1,331	32,90
	4,74	1,70	1,302	32,20
	5,24	1,60	1,276	31,50
	10,00	1,30	1,121	27,70
	15,00	1,07	1,034	25,60
	17,72	1,00	1,000	24,70
	20,00	0,95	0,976	24,10
	47,28	0,67	0,822	20,30
	49,88	0,66	0,813	20,10
	52,48	0,65	0,805	19,90

Por último fez-se a simulação da influência do termo C_r/C_b na largura da faixa *buffer*, mantendo-se os demais termos constantes. Para $(C_r/C_b) = 1$, obteve-se largura de 62,61 m. Os valores de L_b para as variações C_b são apresentados na Tabela 8.5

TABELA 8.5- Resultados de L_b para a variações nos valores de C_b .

Demais parâmetros mantidos constantes

Capacidade de campo de referência (C_r) (cm)	Capacidade de campo da área de estudo (C_b) (cm)	$\left(\frac{C_r}{C_b}\right)$	Raiz Quadrada de $\left(\frac{C_r}{C_b}\right)$	Largura (L_b) (m)
7,88	1,00	7,88	2,80	175,80
	5,00	1,60	1,25	78,60
	7,88	1,00	1,00	62,60
	10,00	0,80	0,90	55,60
	15,00	0,50	0,70	45,40
	19,00	0,41	0,64	40,30
	20,00	0,39	0,62	39,30
	24,50	0,30	0,57	35,50
	31,00	0,25	0,50	31,50
	35,00	0,23	0,47	29,70
	47,28	0,17	0,40	25,60
	49,88	0,16	0,39	24,90
	52,48	0,15	0,38	24,30

O termo capacidade de campo se comporta de maneira similar ao termo permeabilidade, ou seja, um aumento em C_b provoca redução em L_b .

Os resultados apresentados nas Tabelas 8.2 a 8.5 indicam que a declividade contribui para o aumento da largura do *buffer* a medida que cresce, fato este coerente. O modelo de detenção considera ambos os escoamentos superficial e subsuperficial e a declividade influencia a velocidade de escoamento de maneira direta, ou seja, quanto maior a declividade maior a velocidade de escoamento e por conseguinte maior largura da faixa *buffer* será necessária para a retenção do escoamento.

O termo rugosidade influencia a largura da faixa *buffer* de maneira inversa. Um aumento no seu valor ocasionará uma diminuição na largura visto que reduzirá a velocidade do escoamento, aumentando o tempo de permanência do escoamento dentro da faixa *buffer*, possibilitando maior absorção pelos vegetais, reduzindo assim, a largura do mesmo.

A avaliação da influência da permeabilidade é mais complexa visto que influencia os dois tipos de escoamentos, ou seja, o aumento de permeabilidade reduz o escoamento superficial em decorrência da infiltração. Por outro lado ocasionará aumento de vazão do escoamento subsuperficial. Entretanto, a remoção de poluentes que ocorre no escoamento subsuperficial é mais eficiente que a do escoamento superficial, devido ao maior contato com o solo, a possibilidade de absorção pelas plantas (raízes) e também devido a redução da velocidade de escoamento (maior tempo de detenção).

O termo capacidade de campo também influencia de maneira positiva pois o seu aumento ocasionará redução no valor da faixa *buffer*, o que é coerente, pois como a capacidade de campo representa a máxima quantidade de água que o solo pode reter, quanto maior este valor, menor o escoamento superficial e conseqüentemente menor a largura da faixa *buffer* necessária para reter os poluentes associados a esse escoamento.

Outra simulação foi feita considerando uma determinada área com valores de *s*, *n*, *K* e *C* apresentados na Tabela 8.6. Estes valores foram extraídos da área de estudo (micro-bacia Conde do Pinhal), e representam valores mínimos, médios e máximos.

TABELA 8.6- Largura do *buffer* considerando valores médios dos parâmetros da micro-bacia Conde do Pinhal.

	Declividade (s)	Rugosidade (n)	Permeabilidade (K)	Capacidade de Campo (C)	Largura (L _b) (m)
Mínimo	0,01	0,03	4,24	7,88	28,18
Médio	0,0688	0,06	5,24	24,52	25,30
Máximo	0,36	0,10	17,72	31,04	26,97

Considerando a variação dos valores mínimos para os valores médios com aumento de 588% para a declividade, de 100% para a rugosidade, de 23,6% para a permeabilidade e de 211% para a capacidade de campo, observou-se que a largura diminuiu em 10,20%, ou seja, apesar

de a declividade ter aumentado 588% não ocorreu aumento da largura da faixa *buffer*, pois a ação conjunta dos outros termos reduziram o efeito do aumento de declividade, resultando em pequena variação na largura da faixa *buffer* (L_b). O mesmo procedimento foi adotado para o cálculo de L_b para outra simulação, em que os valores máximos e mínimos são relativos à região da micro bacia Conde do Pinhal, e os valores médios calculados a partir destes.

Neste caso verifica-se o aumento de L_b , para a condição média, o que pode ser justificado pela elevação de 1700 % no valor da declividade do valor mínimo para o médio, os demais termos (K , C e n) sofreram aumentos menores, que não foram suficientes neste caso para impedir o aumento do valor de L_b , ou seja, evitando que L_b aumentasse 20% em relação as condições mínimas.

TABELA 8.7- Cálculo de L_b em função dos valores mínimos e máximos obtidos para a micro-bacia Conde do Pinhal e suas médias.

	Declividade (s)	Rugosidade (n)	Permabilidade (K) (cm/h)	Capacidade de Campo (C) (cm)	Largura (L_b) (m)
Mínimo	0.01	0.03	4.24	7.88	28.18
Médio	0.18	0,065	10.98	19.46	33.92
Máximo	0.36	0.10	17.72	31.04	26.97

Com base nas considerações anteriores pode-se concluir que uma das deficiências da aplicabilidade deste modelo, é não ter sido calibrada a equação do modelo de detenção para verificação dos índices determinados por PHILLIPS (1989a,b,c,d,e) e dos expoentes da equação do modelo de detenção. Isto ocorreu devido a falta de dados para que a calibração do modelo fosse realizada e de tempo para obtenção dos mesmos. Na literatura consultada não foram encontrados dados para que esta calibração fosse feita, e PHILLIPS (1989a,b,c,d,e) também não realizou esta calibração. Como mostrado na revisão bibliográfica os demais modelos apresentados para determinação da largura da faixa *buffer* necessária para

a retenção e absorção de poluentes foram obtidos a partir das mesmas equações básicas utilizadas por PHILLIPS (1989a,b,c,d,e), mas em todos os modelos apenas a parcela de escoamento superficial foi considerada.

O cálculo da largura da faixa *buffer* empregando o IDRISI e utilizando o modelo de detenção de PHILLIPS (1989a,b,c,d,e) para o cálculo da remoção de poluentes é de simples execução. Entretanto, em algumas condições particulares os resultados fornecidos pelo IDRISI são questionáveis. As Figuras 8.1, 8.2 e 8.3 apresentam uma simulação feita pelo IDRISI. A Figura 8.1 representa a grade raster de um mapa obtido para verificação da aplicabilidade do IDRISI no cálculo da largura da faixa *buffer*.

	0	1	2	3	4	5	6	7	8
7	p_{00}	p_{00}	p_{72}	p_{73}	p_{74}	p_{75}	p_{76}	p_{77}	p_{78}
6	p_{60}	p_{61}	p_{00}	p_{00}	p_{64}	p_{65}	p_{66}	p_{67}	p_{68}
5	p_{50}	p_{51}	p_{52}	p_{53}	p_{00}	p_{55}	p_{56}	p_{57}	p_{58}
4	p_{40}	p_{41}	p_{42}	p_{43}	p_{44}	p_{00}	p_{46}	p_{47}	p_{48}
3	p_{30}	p_{31}	p_{32}	p_{33}	p_{34}	p_{35}	p_{00}	p_{37}	p_{38}
2	p_{20}	p_{21}	p_{22}	p_{23}	p_{24}	p_{25}	p_{26}	p_{00}	p_{28}
1	p_{10}	p_{11}	p_{12}	p_{13}	p_{14}	p_{15}	p_{16}	p_{17}	p_{00}
0	p_{00}	p_{00}	p_{00}	p_{00}	p_{00}	p_{00}	p_{00}	p_{00}	p_{08}

FIGURA 8.1 - Grade raster de um mapa do IDRISI

Seja a matriz (7,8) acima, em que:

p_{00} - pixel do rio

p_{ij} - pixel das parcelas do solo, com $i=0,1,\dots,7$ e $j=0,\dots,8$

Na Figura 8.2 são apresentados os valores de v_{ij} obtidos para a região representada pela Figura 8.1 e a Figura 8.3 apresenta o resultado do somatório de v_{ij} realizado pelo módulo do IDRISI "Analysis - distance operators - cost push" para a obtenção da largura do *buffer* (L_b).

	0	1	2	3	4	5	6	7	8
7	0	0	0,306	0,306	0,292	0,292	0,280	0,270	0,270
6	0,293	0,305	0	0	0,306	0,2920	0,292	0,280	0,270
5	0,293	0,293	0,305	0,320	0	0,306	0,292	0,292	0,280
4	0,293	0,293	0,305	0,320	0,306	0	0,306	0,306	0,292
3	0,293	0,293	0,305	0,305	0,320	0,322	0	0,322	0,322
2	0,305	0,305	0,293	0,305	0,320	0,338	0,344	0	0,372
1	0,305	0,293	0,293	0,293	0,305	0,338	0,389	0,411	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,470

FIGURA 8.2- Grade raster com os valores de v_{ij}

O resultado da simulação apresentado na Figura 8.2 foi obtido considerando o escoamento perpendicular e diagonal (estas direções foram determinadas pelo IDRISI conforme caminho de menor custo) ao pixel, e tendo como “alvo” as células (pixel) do rio. Para este cálculo foram utilizadas as equações 4.31 e 4.32, respectivamente.

	0	1	2	3	4	5	6	7	8
7	0	0	0,306	0,306	0,413	0,705	0,809	1,070	1,190
6	0,707	0,432	0	0	0,306	0,413	0,705	0,809	1,070
5	0,847	0,707	0,432	0,320	0	0,306	0,413	0,705	0,829
4	1,190	0,847	0,738	0,453	0,306	0	0,306	0,432	0,724
3	0,903	0,891	0,885	0,738	0,453	0,322	0	0,322	0,456
2	0,610	0,598	0,599	0,599	0,625	0,478	0,344	0	0,372
1	0,305	0,293	0,293	0,293	0,305	0,338	0,389	0,411	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,470

FIGURA 8.3- Grade raster com o somatório de v_{ij} , extraído de mapa gerado pelo IDRISI.

Considerando o somatório de v_{ij} na Figura 8.2 para o pixel do rio p_{00} na posição (0,0), tem-se pela Figura 8.3 que $p_{20}^1 = p_{10}^2 + p_{20}^2$ e $p_{30}^1 = p_{10}^2 + p_{20}^2 + p_{30}^2$, pode-se então verificar que neste caso o somatório de v_{ij} ,

¹ Valores da Figura 8.3

² Valores obtidos para a Figura 8.2

ocorre de maneira perpendicular ao pixel do rio. Procedendo o somatório obtêm-se $P_{20}^1=0,610$ e $p_{30}^1=0,903$, o que está coerente com a equação 4.33.

Pela Figura 8.3 nota-se que em regiões em que ocorre a bifurcação dos rios os resultados são confusos, demonstrando que o software IDRISI não executa os cálculos de maneira eficiente (correta). Considerando o pixel de rio p_{00} na posição (0,2), tem-se que o cálculo deveria ser feito de maneira similar, perpendicular ao pixel do rio (visto que este é o caminho de menor custo pois $(p_{21}=p_{23}) > p_{22}$, mas observa-se que isto não se verifica. Como outro exemplo tem-se que para $p_{00}=(2,7)$ o somatório de v_{ij} ocorre no sentido da diagonal ao pixel do rio, pois este é o caminho de menor custo (externo à região delimitada pelos rios). Para o pixel de rio p_{00} nas posições (5,4), (4,5), (3,6) e (2,7) verifica-se que o somatório de v_{ij} ocorreu na direção diagonal aos mesmos. Para p_{00} posição (5,4), entre a região delimitada pelos rios (na direção descendente) este não é o caminho de menor custo.

Ainda que nas regiões com bifurcações o cálculo deva ser melhor estudado, pode-se concluir que seus resultados são satisfatórios pois observando a Figura 8.3, percebe-se que a faixa *buffer* vai sendo delimitado.

Os objetivos do trabalho foram atingidos com os métodos de cálculo utilizados, mas é necessário que se façam algumas considerações. Com relação aos modelos desenvolvidos por PHILLIPS (1989 a,b,c,d) algumas explicações e questionamentos são apresentados a seguir.

No modelo hidráulico para melhor entendimento da mudança de sinal realizada nos expoentes da equação 4.20 para equação 4.21, apresentadas no capítulo 4, deve-se analisar os resultados obtidos em algumas simulações e apresentados nas Tabelas 8.8 e 8.9 e Figuras 8.4 e 8.5.

Sabe-se que no modelo hidráulico a largura da faixa *buffer* obtida é dependente da energia do escoamento superficial, que por sua vez é dependente da velocidade de escoamento. A velocidade do escoamento superficial é diretamente proporcional à declividade do terreno. Então, pode-

se dizer que para um aumento de declividade deverá ocorrer um aumento na velocidade e por conseguinte na largura da faixa *buffer*.

TABELA 8.8- Simulação do sinal do expoente do termo declividade do modelo hidráulico, considerando expoente positivo e negativo.

Declividade de referência (s_r)	Declividade do <i>Buffer</i> (s_b)	$(s_b/s_r)^{1,3}$	Modelo de PHILLIPS $(s_r/s_b)^{-1,3}$
0,0688	0,01	12,27	0,08
	0,02	4,98	0,20
	0,03	2,94	0,34
	0,06	1,19	0,84
	0,07	0,98	1,02
	0,10	0,61	1,63
	0,15	0,36	2,75

Analisando a Tabela 8.8 observa-se que para $(s_r/s_b)^{1,3}$ ocorre justamente o contrário, ou seja, o valor de $(s_r/s_b)^{1,3}$ decresce com o aumento da declividade da faixa *buffer*, resultado oposto aos argumentos anteriores. A partir desta consideração pode-se concluir que a mudança de sinais feita por PHILLIPS (1989a,b,c,d), de 1.3 para -1.3 foi coerente, ou seja, o expoente negativo é o que melhor representa as condições reais, ou seja, se $s_b > s_r$ a largura procurada (L_b) deve ser maior que a largura de referência (L_r).

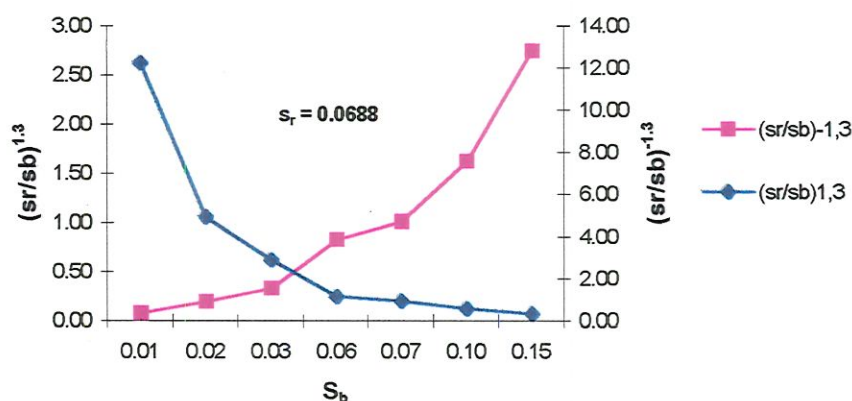


FIGURA 8.4- Variação de s_r/s_b com relação ao expoente das equações (4.20) e (4.21)

Seguindo a mesma linha de raciocínio para o termo rugosidade, tem-se que para um aumento da rugosidade (n_b) da faixa *buffer* deve-se esperar uma redução da velocidade e por conseguinte uma redução na largura (L_b) da faixa *buffer*, ou seja, L_b é inversamente proporcional à rugosidade. A partir destas considerações pode-se verificar pela Tabela 8.9 e Figura 8.5 que o expoente que melhor representa o comportamento real é o positivo, ou seja, 0,6.

TABELA 8.9- Simulação do sinal do expoente do termo rugosidade do modelo hidráulico, considerando expoente positivo e negativo.

Rugosidade do Buffer (n_b)	$(n_r/n_b)^{-0,6}$	$(n_r/n_b)^{0,6}$
0,03	0,21	4,73
0,09	0,41	2,45
0,10	0,44	2,30
0,20	0,66	1,52
0,30	0,84	1,19
0,40	1,00	1,00
0,50	1,14	0,87

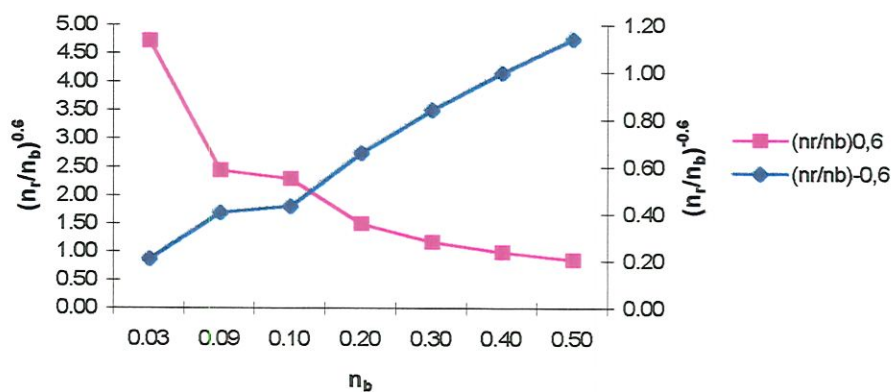


FIGURA 8.5- Variação de (n_r/n_b) com relação aos expoentes das equações (4.20) e (4.21)

Se n_b é maior que n_r , a largura desejada L_b deve ser menor que a largura de referência L_r , o que se verifica para o expoente positivo.

Com relação ao equacionamento do modelo de detenção surge uma discordância relacionada ao índice determinado por PHILLIPS para cálculo

do tempo de detenção. PHILLIPS (1989a,b,c,d) partiu da equação de Manning e da lei de Darcy, considerando ambos os escoamentos, superficial e subsuperficial, determinando então um índice para cálculo do tempo de detenção (T^*) conforme a equação:

$$T^* = T_s(q_s/q) \times T_g(q_g/q) \quad (8.1)$$

O esquema da Figura 8.6 representa os dois escoamentos em uma determinada rampa, o escoamento superficial representado por (q_s) e o escoamento subsuperficial representado por (q_g).

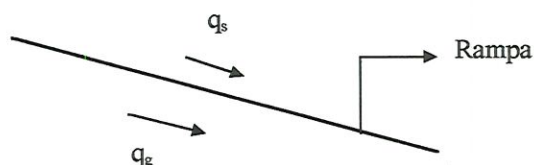


FIGURA 8.6- Escoamento superficial (q_s) e subsuperficial (q_g) em uma rampa

Partindo do pressuposto que este índice representa de maneira adequada o tempo de detenção, surge um questionamento relativo a T_g (tempo de deslocamento para o escoamento subsuperficial). De acordo com PHILLIPS (1989a,b,c,d) o tempo (T_g) é dado por :

$$T_g = L \times K \times s \quad (8.2)$$

com:

K: permeabilidade (cm/h),

L: largura (m),

s: declividade (m/m),

Mas pela lei de Darcy tem-se que:

$$V=Ks \quad (8.3)$$

Portanto, o tempo de deslocamento para o escoamento subsuperficial é:

$$T_g = \frac{L}{K_s} \quad (8.4)$$

Substituindo T_s e T_g (eq. 8.4) na equação 8.1 obtém-se:

$$T^* = \left[n^{0.6} L s^{-0.3} (q_s/q)^{-0.4} \right] \times \left[\frac{L}{K_s} (q_g/q) \right] \quad (8.5)$$

Como K é inversamente proporcional a q_s/q e diretamente proporcional de q_g/q , podem os mesmos serem estimados por K . Como (q_s/q) é inversamente proporcional a K o valor do seu expoente $-0,4$ deve ser alterado para $+0,4$ quando da substituição de K , obtendo-se a equação:

$$T^* = \left[n^{0.6} L^2 s^{-1.3} K^{0.4} \right] \quad (8.6)$$

A partir da equação 8.6, a equação para o cálculo da largura do *Buffer* desejado considerando ambos os escoamento e a capacidade de campo seria:

$$L_b = L_r \times P^{0.5} \times \left[\left(n_r/n_b \right)^{0.6} \left(K_r/K_b \right)^{0.4} \left(s_r/s_b \right)^{-1.3} \left(C_r/C_b \right) \right]^{0.5} \quad (8.7)$$

Comparando a equação 8.7 com a equação 8.8 desenvolvida por PHILLIPS (1989a,b,c,d),

$$L_b = L_r \times P^{0.5} \times \left[\left(n_r/n_b \right)^{0.6} \left(K_r/K_b \right)^{0.4} \left(s_r/s_b \right)^{-0.7} \left(C_r/C_b \right) \right]^{0.5} \quad (8.8)$$

tem-se que o termo declividade (s) apresenta uma variação com relação ao seu expoente, sendo $-1,3$ para o modelo modificado e $-0,7$ para o modelo de PHILLIPS. A influência desta mudança nos resultados é apresentada na Tabela 8.10 e na Figura 8.7.

Pode-se observar pela Tabela 8.10 que para declividade da faixa *buffer* desejada (s_b) menor que a declividade da faixa *buffer* de referência (s_r) o modelo de detenção com o expoente (-1,3) apresenta valores menores que para o expoente (-0,7), invertendo-se esta situação quando $s_b > s_r$. A Figura 8.7, exemplifica melhor as considerações anteriores.

TABELA 8.10 - Cálculo de L_b pela equação 8.7 e 8.8, em função da declividade

Declividade %	$(s_r/s_b)^{-1,3}$	$(s_r/s_b)^{-0,7}$	Largura do <i>Buffer</i> pelo Modelo de Detenção (m)	
			Expoente de (s_r/s_b) (-1,3)	(-0,7)
1	0,08	0,26	7,89	14,08
3	0,340	0,56	15,95	20,69
5	0,660	0,80	22,48	24,74
7	1,023	1,01	27,98	27,83
10	1,626	1,30	35,28	31,53
15	2,755	1,73	45,92	36,34
20	4,004	2,11	55,36	40,19
25	5,351	2,47	64,00	43,46
28	6,201	2,67	68,90	45,22
30	6,783	2,80	72,06	46,32
32	7,376	2,93	75,14	47,38
34	7,981	3,06	78,16	48,40
36	8,597	3,18	81,12	49,38

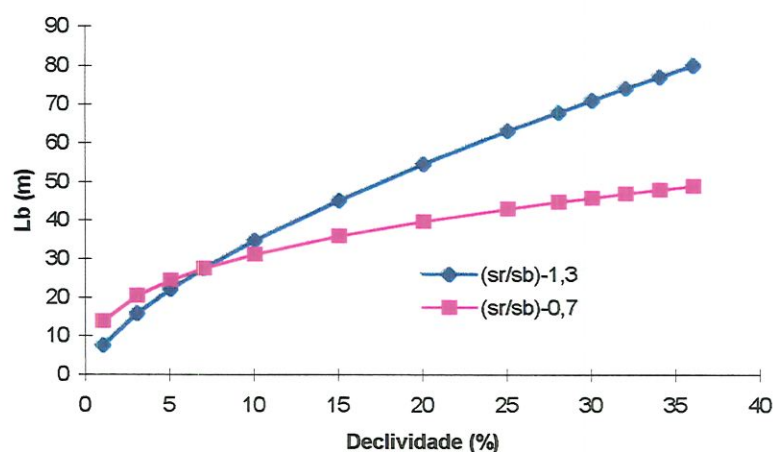


FIGURA 8.7 - Comparação do modelo de detenção para $(s_r/s_b)^{-0,7}$ e $(s_r/s_b)^{-1,3}$

A Figura 8.8 apresenta o resultado da simulação no software IDRISI utilizando os dados do primeiro estudo de caso descrito no capítulo 7, variando apenas o valor do expoente de -0,7 para -1,3. Assim os resultados da largura da faixa *buffer* obtidos utilizando a equação 8.7 variam entre 10 e 130 metros, em contraposição aos valores obtidos de 20 a 80 metros para o expoente - 0,7, o que vem confirmar as conclusões tiradas na Tabela 8.10 e Figura 8.7.

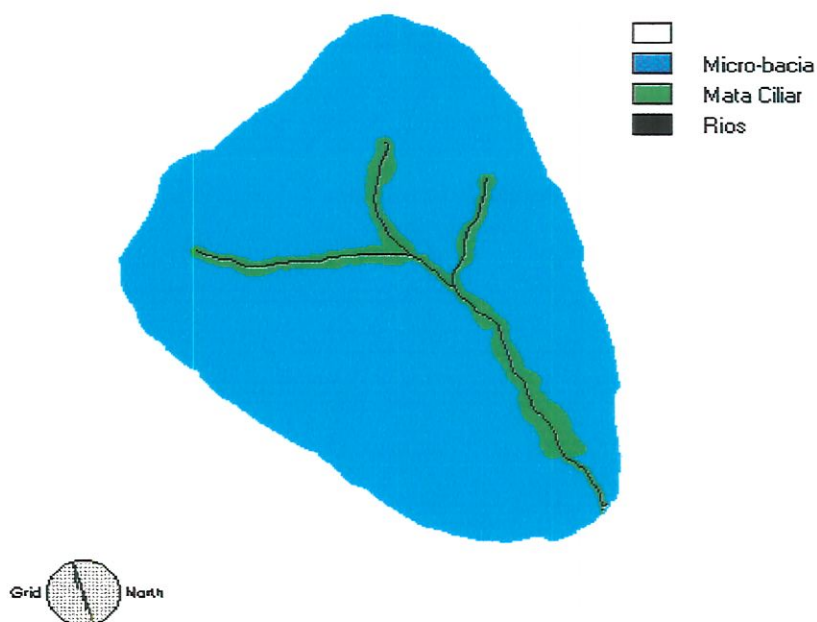


FIGURA 8.8 - Cálculo da faixa *buffer* para a micro-bacia Conde do Pinhal utilizando a equação 8.7.

9- CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Com relação a metodologia utilizada, pode-se dizer que foi de fácil aplicação. A partir da obtenção dos dados necessários, os cálculos puderam ser rapidamente executados pelo SIG/IDRISI tornando os valores finais de largura do *buffer* desejado disponíveis em um curto intervalo de tempo.

O cálculo da largura da faixa *buffer* a partir do modelo de detenção apresentou-se fácil e os resultados obtidos foram coerentes, tendo como base as simulações realizadas,

Os valores obtidos para a largura do *buffer* variaram entre 20 e 80 metros no primeiro estudo de caso e entre 10 e 50 metros no segundo estudo de caso. Com base nisto e na Lei Federal nº 4771 de 1965 concluiu-se que para algumas parcelas da região em estudo o Código Florestal está superestimado com relação a fontes dispersas de poluição, ou seja, para parcelas de solo cujo modelo preconiza que apenas 10 metros de mata ciliar seriam suficientes para proteção do corpo d'água o código estabelece trinta metros. Porém na maior parte da área, o Código Florestal se encontra subestimado com relação a fontes dispersas de poluição, ou seja, o modelo preconiza valores superiores a trinta metros de largura de mata ciliar (valor fixado pelo Código Florestal). Com base nisto, pode-se concluir que o Código Florestal encontra-se subestimado com relação a fontes dispersas de poluição.

Outra importante conclusão é que de acordo com os estudos de casos apresentados no capítulo 7, pode-se observar que a rugosidade afeta de maneira significativa os resultados de largura obtidos.

O software IDRISI foi eficiente no tratamento dos dados, tornando rapidamente disponível os valores de largura calculados.

Este trabalho contém sugestões para que outros trabalhos possam ser realizados, visto que este tema é extremamente interessante e atual. Apesar de vários trabalhos já terem sido desenvolvidos nesta área, existe uma grande quantidade de outros que podem ser realizados. Algumas sugestões são:

- Realizar experimentos *in situ* para verificação das constantes de degradação de poluentes provenientes de atividades agrícolas (nitrogênio, fósforo, agrotóxicos, etc.).

- A partir da realização da sugestão anterior e da determinação das demais características para uma dada região (K, C, n e s) realizar simulações do transporte de poluentes com o objetivo de calibrar o modelo proposto neste trabalho, visto que seus resultados se apresentam coerentes. Com isso seria possível avaliar se há necessidade de ajustar a equação proposta por PHILLIPS para que a mesma passe a representar as condições reais (ajuste de expoentes)

- Com relação ao SIG/IDRISI a sugestão é referente a implementação de uma rotina que possa solucionar os problemas no caso de áreas com bifurcação.

- É necessário que se realize um manejo adequado da faixa buffer, para que a mesma não venha se tornar uma fonte de poluição para os corpos d'água que visa proteger, ou seja, é necessário que se retire parte da biomassa ali existente para que através de sua decomposição não ocorra a poluição deste corpo d'água.

10- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABERNATHY, A. RAY, ZIRSCHKY, J., BORUP, M. BRETT. Overland flow wastewater treatment at Easley, S. C. *In: Journal WPCF*, V. 57, nº 4, p. 291-299, 1985.
- ANDERSON, M. G. & BURT, T. P. *Process studies in hillslope hydrology*. John Wiley & Sons Ltda. Chichester, 1990.
- BAGNOLD, R. A. Bed load transport by natural rivers. *In: Water Resources Research*. V. 13, nº 2, p. 303-312, 1977.
- BRAGA, M. D. C. & RAMOS, O. C. *Ecologia e Meio Ambiente, Lei Federal nº 4.771 de 15 de Setembro de 1965*. Livraria e Editora Brasília Jurídica Ltda. 1992, 2 Vol. 1546 p.
- CHOW, VEM TE, *Open-channel hydraulics*. 1959 Mcgraw-Hill International Editions, Civil Engineering Series. Cingapura.
- CORWIN, D. L. & VAUGHAN, P. J. Modeling nonpoint source pollutants in the vadose zone with GIS. *In: Environmental Science & Technology*, v. 31, nº 8, p. 2157-2175, (1997).

- x DILLAHA, T. A.; RENEAU, R. B.; MOSTAGHIMI, S.; LEE, D. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *In: Trans. American Society of Agricultural Engineers*, v. 32, n° 2, Mar.- Abr., p. 513-519, 1989.
- EMBRAPA. *Manual de métodos de análise de solo*, 2^o edição, Rio de Janeiro. Centro Nacional de pesquisa de solos. 1995
- FISCHER, E. G. *Determinação do grau de contaminação do ribeirão do feijão através de levantamento de dados e modelo matemático de qualidade da água, SP.* São Carlos, 1995, 136 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo.
- FREITAS, ANA L. S., *Caracterização do aquífero Botucatu na região do lixão de São Carlos-SP.* São Carlos, 1996, 113p + anexos. Dissertação (Mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo.
- GRAMBRELL, R. P. GILLIAM, J. W. and WEED, S. B. Denitrification in subsoils of North Caroline coasted plain as affected by soil drainage. *In: J. Environmental Quality*, n 4, p. 311-316, 1975.
- GROFFMAN, P. M.; AXELROD, E. C. A. LEMUNYON, J. L.; SULLIVAN, W. M. Denitrification in grass and forest vegetated filter. *In: Journal Environmental Quality*, v. 20, p. 671-674, 1991.
- HAYCOCK, N. E. and BURT, T. P. The sensitivity of rivers to nitrate leaching: The effectiveness of near-stream land as a nutrient retention zone. R. J. Allison and D.S.G. Thomas (Editors), *In: Landscape Sensitivity*. Wiley, London, 1991.

HAMMER; DONALD A. Construced wetlands for wastewater treatment: Municipal, industrial and agricultural. *In: "Proceedings from the first international conference on constructed wetlands for wastewater treatment held in chattanooga, tennessee on june 13-17, 1988"*, Lewis publishers, INC. United States of America. 819p, 1989.

LIAO, HSIU-HUA & TIM, U. S. Interative water quality modeling with in a GIS environmental engineering. *In: Comput. Environ. And Urban Systems*, V.18, nº 5, p. 343-363, (1994).

✓ LOWRANCE, R.; LEONARD, R.; SHERIDAN, J. Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution. *In: Journal of Soil and Conservation*, Jan-Fev, p 87-91, 1984.

✓ MAGETTE, W. L.; BRINSFIELD, R. B.; PALMER, R. E.; WOOD, J. D. Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. *In: American Society of Agricultural Engineers*, v. 32, nº 2, Mar-abr, p. 663-667, 1989.

MOORE, I. D. and BURCH, G. J. Sediment transport capacity of sheet and rill flow: Application of unit stream power theory. *In: Water Resources Research*, V. 22, nº. 8, AGO., p. 1350-1360, 1986a.

MOORE, I. D.; BURCH, G. J. Modeling erosion and deposition: topographic effects. *In: Transactions of the ASAE*, V. 29, nº. 6, Nov.- Dec., p. 1624-1630, 1986b.

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. *In: Agriculture, Ecosystems and Environment*, V. 45 p. 59-77, 1993.

NIESWAND, G. H.; HORDON, R. M.; SHELTON, T. O.; CHAVOOSHIAN, B. B.; BLARR, S. Buffer strips to protect water supply reservoirs: A model and recommendations. *In: Water Resources Bulletin*, v. 26, n^o 6, p. 959-966, 1990.

NOGUEIRA, J. B. *Mecânica do solos: ensaios de laboratório*. São Carlos, 248p. 1995. Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, 1995.

NORRIS, V. The use of buffer zones to protect water quality: A review. *In: Water resource manegement*, V. 7, n^o 4, p. 257-272, 1993.

PHILLIPS, J. D. Fluvial sediment storage in wetlands. *In: Water Resources Bulletin* V.25, p. 867-873, (1989a).

PHILLIPS, J. D.. An evaluation of the factors determining the effectiveness of water quality buffer zones. *In: J. Hydrology*, V.107, p. 133-145, (1989b).

PHILLIPS, J. D.. Nonpoint source pollution control effectiness of ripariam forests along a coastal plain river. *In: J. Hydrology* V.110, p. 221-237, (1989c).

PHILLIPS, J. D.. Evaluation of North Carolina`s estuarine shoreline area of environmental concern from water quality perspective. *In: Coastal Management* V.17, p. 103-117, (1989d).

PHILLIPS, J. D.. Evaluating estuarine shoreline buffer zone for nonpoint source pollution control. *In: Proceeding of Coastal Zone*, p. 399-411, (1989e).

PIÃO, A. C. S. *Transporte de nitrogênio, fósforo e sedimentos pelo ribeirão dos Carrapatos município de Itaí (SP), sua relação com usos do solo e outros impactos antropogênicos e a sua deposição no braço do Taquari (Represa de Jurumirim)*. São Carlos, 1995 194 p. Dissertação (Mestrado) CRHEA - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

PONCE, VICTOR M. *Engineering Hydrology: Principles and practices*. Published by Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey 640 p, 1989.

PREVEDELLO, C. L. *Física do solo - com problemas resolvidos*. SAEAFS, Curitiba -PR, 1996.

RANIERI, S. B. L. *Avaliação de métodos e escalas de trabalho para determinação de risco de erosão em bacias hidrográficas utilizando o Sistema de Informações Geográficas (SIG)*, São Carlos, 1996. 128 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

REICHARDT, K. *A água em sistemas agrícolas*. 1987, 188p. Editora Manole. 188 p.

RIOS, LEONARDO. *Aspectos limnológicos e fatores ecológicos em ribeirões e córregos da bacia hidrográfica do ribeirão do Feijão (Estado de São Paulo)*. São Carlos, 1993, 146 pg.. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo.

SANTOS, M. F. DOS. *Subsídios para o planejamento conservacionista da bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão* São Carlos, 1993, 222 p + anexos Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

- STANCATI, G.; NOGUEIRA, J. B.; VILAR, O. M. (1981) *Ensaios de laboratório em mecânica do solos*. São Carlos, 1981, EESC-USP, p. 128-137.
- TIM, U. S.; JOLLY, R.; LIAO, HSIU-HUA. Impact of landscape feature and feature placement on agricultural non-point-source-pollution control. *In: J. Water Resources Plan. and Manag.*, V.121, nº 6, Nov-Dec., p. 463-470, 1995.
- TUCCI, CARLOS E. M. (org.) *Hidrologia, ciência e aplicação*. Porto Alegre 1993, 943 p. 2^o edição. Editora da Universidade : ABRH, - (coleção ABRH de recursos hídricos v. 4)
- VANEK, V., Riparian zone as a source of phosphorus for a groundwater-dominated lake. *Water Resource*, 25: 409-418, 1991.
- VOUGHT, L. B.; DAHL, J.; PEDERSEN, C. L.; LACOURSIÈRE, J. O.. Nutrient retention in riparian ecotones. *In: Ambio*, v. 23, nº 6, p. 342-348, 1994.
- XIANG, WEI-NING. A GIS method for water quality buffer generation. *In: Int. J. Geographical Information Systems*, V. 7, nº 1, p. 57-70, (1993a).
- XIANG, WEI-NING. Application of a GIS-based stream buffer generation model to environmental policy evaluation. *In: Environmental Management*, V. 17, nº 6, p. 817-827, (1993b).
- XIANG, WEI-NING. GIS-based riparian buffer analysis: injecting geographic information into landscape planning. *In: Landscape and Urban Planning*, V. 34, p. 1-10, 1996.

- XIANG, W. and STRATTON, W. The b-function and variable stream buffer mapping: a note on "A GIS method for riparian water quality buffer generation". *In: Int. J. Geographical Information Systems*, V. 10, n^o 4, p. 499-510, 1996.
- YANG, C. T. Incipient motion and sediment transport. *In: Journal Hydraul. Div. Am. Soc. Civ. Eng.*, 98 (HY10), 1805-1826, 1973.
- YANG, C. T. e SONG, C. C. S. (1979) Theory of minimum rate of energy dissipation, *In: Journal Hydraul. Div. Am. Soc. Civ. Eng.*, 105 (HY7), 769-784, 1979.
- YOON, J. & PADMANABHAN G. Heuristic knowledge-based tool for rainfall synthesis, runoff estimation and hydrograph generation. *In: American Society of Agricultural Engineers*, v: 38(5) 1393-1403, 1995.