



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS – RIO CLARO



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(ZOOLOGIA)**

FELIPE ROSSETTI DE PAULA

**Diversidade das comunidades de peixes de riachos em função da
estrutura da paisagem em microbacias da bacia do rio Corumbataí,
SP.**

**Rio Claro – SP
2010**

FELIPE ROSSETTI DE PAULA

Diversidade das comunidades de peixes de riachos em função da estrutura da paisagem em microbacias da bacia do rio Corumbataí, SP.

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Zoologia).

Orientador: Prof. Dr. Silvio Frosini de Barros Ferraz

Co-orientador: Dr. Pedro Gerhard

**Rio Claro – SP
2010**

574.5 Paula, Felipe Rossetti
P324d Diversidade das comunidades de peixes de riachos em
função da estrutura da paisagem em microbacias da bacia do
rio Corumbataí, SP / Felipe Rossetti Paula. - Rio Claro : [s.n.],
2010
184 f. : il., figs., gráfs., tabs., fots.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientador: Silvio Frosini de Barros Ferraz
Co-Orientador: Pedro Gerhard

1. Ecologia. 2. Conservação da natureza. 2. Paisagem. 3.
Ecologia e conservação de riachos. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

FELIPE ROSSETTI DE PAULA

Diversidade das comunidades de peixes de riachos em função da estrutura da paisagem em microbacias da bacia do rio Corumbataí, SP.

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Zoologia).

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Silvio Frosini de Barros Ferraz
ESALQ-USP, Piracicaba-SP

Profa. Dra. Lílian Casatti
IBILCE-UNESP, São José do Rio Preto-SP

Prof. Dr. Maurício Cetra
UFSCAR, Sorocaba-SP

Rio Claro, ____ de _____ de _____

Dedicatoria

*A minha família, pelo apoio nas horas difíceis e
por acreditarem em meus objetivos.*

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Silvio Frosini de Barros Ferraz, pela amizade, orientação e ensinamentos, e principalmente, por acreditar e apoiar o meu trabalho nestes 5 anos de trabalho em conjunto.

Ao Dr. Pedro Gerhard (Embrapa Amazônia Oriental), pela amizade e orientação, e principalmente, por disponibilizar grande parte dos dados utilizados neste trabalho e por acreditar e apoiar o meu trabalho.

A minha família, pelo apoio nas horas difíceis e por confiarem no meu trabalho e nos meus objetivos profissionais.

Aos amigos Carolina Franco Esteves e Fabio Croco, pelo apoio e amizade durante minha estadia e visitas a Rio Claro e por toda ajuda ao longo da realização deste trabalho.

Aos amigos Gabriel Lourenço Brejão, Henrique Oliveira Sawakuchi, Ricardo Augusto Brassaloti, José Wagner Júnior e Maurício Tassoni Filho pelas conversas e troca de experiências durante os estudos de pós-graduação.

Aos alunos Gisele Biem Mori, Matheus Pereira, Giovana Athaíde e Angélica Caseri pela ajuda e convivência no Departamento de Ecologia da Unesp de Rio Claro.

A república Biosfera, pelo apoio, amizade e aos bons momentos compartilhados durante os últimos anos.

Aos amigos de graduação, em particular Bruna Buch, Diego Bonaldo Genuário, Selma Gouvêa de Barros e Vitor Côrrea Pavinato.

Aos funcionários do Departamento de Ecologia, em especial ao Carlinhos, Marilene e Sueli.

A Profa. Dra. Leila Cunha de Moura (IBRC – Unesp), pela ajuda na etapa de reconhecimento de padrões da vegetação secundária da área de estudo.

Ao Departamento de Ecologia do Instituto de Biociências de Rio Claro, pela infra-estrutura oferecida para a realização deste trabalho.

Ao programa de pós-graduação em Ciências Biológicas/Zoologia (IBRC – Unesp).

A Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, pela concessão da bolsa de mestrado e ao apoio logístico.

A todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

Os peixes apresentam uma grande diversidade de espécies, sendo na região Neotropical onde se encontra o maior número de espécies de água doce. Entretanto, esta grande diversidade encontra-se ameaçada devido à degradação dos ecossistemas lóticos, principalmente pela alteração do habitat devido à destruição das florestas e fragmentação da rede hidrográfica. As florestas, principalmente as florestas ripárias, possuem funções ecológicas importantes para a estruturação dos riachos e das comunidades aquáticas. Por muito tempo, as florestas têm sido extensamente destruídas, sendo substituídas principalmente pelos usos agrícolas, ocasionando a destruição dos ecossistemas e da biodiversidade aquática. Além das alterações nas florestas, a presença de represamentos e cruzamentos de estradas gera impactos adicionais para os peixes ao romper a conectividade existente na rede hidrográfica. Os peixes possuem ciclos de vida complexos que dependem da complexidade estrutural do riacho e da conectividade entre trechos montante e jusante da rede. Portanto, a conservação das florestas e a manutenção da conectividade hidrológica são fatores importantes para a conservação das comunidades de peixes. Neste trabalho, avaliou-se a diversidade das comunidades de peixes de riachos em função das alterações na estrutura da paisagem florestal (composição e configuração) e da conectividade da rede hidrográfica em paisagens agrícolas. O estudo foi realizado em microbacias de 1ª a 4ª ordem pertencentes à bacia do rio Corumbataí. Diferenças nos índices de diversidade das comunidades foram testadas a partir da Análise de Variância considerando a estrutura da paisagem florestal em diferentes escalas espaciais (microbacia, rede de drenagem e trecho de coleta) e a conectividade da rede hidrográfica. As relações entre as variáveis da paisagem (estrutura da paisagem florestal, estrutura da paisagem florestal ripária e aspectos físicos e de hierarquia hidrológica) e as variáveis do ambiente aquático (estrutura e limnologia do canal e índices de diversidade) foram avaliadas a partir da Análise de Redundância (RDA) e da Análise de Regressão Múltipla. Estas relações também foram avaliadas a partir de gráficos *biplots* construídos a partir dos resultados da RDA. Análises de correlações simples (*Spearman*) entre os índices das comunidades e a densidade de represamentos e cruzamentos de estradas na rede foram utilizadas para avaliar a influência da quebra da conectividade da rede sobre a diversidade das comunidades. A diversidade das comunidades foi maior nos riachos menos florestados e com floresta distante do trecho de coleta e menor nos riachos mais florestados e com floresta próxima do trecho. No entanto, estes efeitos só foram observados em escalas locais. As alterações na estrutura da paisagem florestal ripária ocasionaram modificações na estrutura e morfologia do canal, as quais afetaram direta e indiretamente a diversidade de peixes. A diversidade das comunidades apresentou relação positiva com a ordem do canal e negativa com a altitude da microbacia, obedecendo a um padrão natural de diversidade de espécies de peixes. A diversidade das comunidades não foi afetada pela presença de quebras na rede. As alterações na paisagem florestal podem estar intensificando o padrão natural de diversidade ao ocasionar modificações no canal, representando sérias ameaças a conservação dos riachos e das comunidades de peixes.

Palavras-chave: comunidades de peixes, ecologia de riachos, ecologia da paisagem, conservação dos peixes e riachos.

ABSTRACT

Fish exhibit great species diversity, and the Neotropical region holds the largest number of freshwater fish species. However, this great diversity is threatened due to lotic ecosystems degradation, mainly through forest destruction and stream network fragmentation. Forests, mainly riparian forests, have important ecological functions for stream and aquatic communities structuring. For a long time, forests have been extensively destroyed and replaced mainly by agricultural uses, causing stream and aquatic biodiversity destruction. Besides the alterations in forests, the presence of dams and road crossings generates additional impacts to fish by disrupting existing connectivity to the stream network. Fish have complex life cycles that depend of the stream structural complexity and the connectivity between upstream and downstream sections of the stream network. Hence, forest conservation and maintenance of hydrological connectivity are important factors for the conservation of fish communities. In this study, we evaluated stream fish community diversity in relation to changes in forest landscape structure (composition and configuration) and the stream network connectivity in agricultural landscapes. The study was conducted in 1st and 4th order catchments belonging to the Corumbatai river basin. Differences in diversity indices were tested by Analyses of Variance considering forest landscape structure at different spatial scales (whole catchment, stream network and stream sampled reach) and stream network connectivity. The relationship between landscape variables (forest landscape structure, riparian forest landscape structure and physical and hydrological hierarchy variables) and aquatic environment variables (channel structure and limnology and fish diversity indices) were evaluated using Redundancy Analysis (RDA) and Multiple Regression Analysis. These relationships were also assessed by biplots constructed from RDA results. Simple correlation analysis (Spearman) between community indices and density of dams and road crossings were used to assess the influence of stream network connectivity break on the community diversity. The community diversity was higher in less forested streams and in streams with forests distant from the sampled reach and smaller in more forested streams and in streams with forests close to the sampled reach. However, these effects were observed only at local scales. Changes in the structure of riparian forest landscape caused modifications in the structure and morphology of the stream channel, which directly or indirectly affected the fish diversity. The community diversity showed positive relationship with stream order and negative relationship with catchment elevation, following a natural pattern of fish species diversity. The diversity was not affected by dams and road crossings in the stream network. Changes in the structure of forest landscape may be intensifying the natural pattern of diversity due to modifications in the stream channel, representing serious threats to the conservation of stream and fish communities.

Keywords: fish communities, stream ecology, landscape ecology, fish and stream conservation

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da bacia do rio Corumbataí no Brasil. No detalhe, são mostrados os pontos de amostragem de Gerhard (2005).....	31
Figura 2 - Categoria de uso e cobertura vegetação secundária em estágio intermediário/avançado. Acima: vista no campo. Abaixo: vista aérea (ano 2000).	35
Figura 3 - Categoria de uso e cobertura vegetação secundária em estágio inicial arbustivo-arbóreo. Acima: vista no campo. Abaixo: vista aérea (ano 2008).....	36
Figura 4 - Categoria de uso e cobertura vegetação secundária em estágio inicial arbustivo. Acima: vista no campo. Abaixo: vista aérea (ano 2008).....	37
Figura 5 - Categoria de uso e cobertura <i>Eucalyptus</i> spp.. Acima: vista no campo. Abaixo: vista aérea (ano 2000).....	38
Figura 6 - Mapeamento da cobertura florestal de uma das microbacias do estudo. A) Digitalização dos polígonos de floresta pela técnica da foteointerpretação. B) Mapa de cobertura florestal resultante.	40
Figura 7 - Limite da microbacia, curvas e cotas altimétricas (direita). Modelo Digital do Terreno em formato <i>tin</i> (esquerda).....	42
Figura 8 - Modelo Digital do Terreno convertido para o formato <i>grid</i> (direita). Mapa de distância hidrológica corrigido (esquerda).	42
Figura 9 - Operação de mapas. Multiplicação do arquivo de floresta em formato <i>grid</i> (máscara) (figura menor acima) pelo mapa de distância hidrológica (figura menor abaixo) para geração de um mapa de floresta com valores de distância hidrológica (figura maior). ...	43
Figura 10 - Operação de mapas. Divisão do mapa de floresta com valores de distância hidrológica (figura menor acima) pelo mapa do máximo valor de distância hidrológica (figura menor abaixo) para geração de um mapa de floresta com valores de distância relativa da floresta (figura maior).....	44
Figura 11 - Operação de mapas. Reclassificação do mapa de distância relativa da floresta (direita) para obtenção de um mapa de distância em três classes (esquerda).....	45
Figura 12 - Diagrama esquemático das operações espaciais no software ArcGis para obtenção dos mapas de distância da floresta em relação ao trecho de coleta.	46
Figura 13 - Escalas espaciais abordadas no estudo. Microbacia: contorno em preto, Zona ripária de 30 m da rede hidrográfica: contorno em preto próximo a hidrografia, Zona ripária de 30 m do trecho de coleta: contorno em vermelho.....	47
Figura 14 - Proporção de floresta na escala espacial de microbacia. Os 20 primeiros valores correspondem ao grupo de baixa proporção de floresta, enquanto os 20 valores restantes correspondem ao grupo de alta proporção de floresta.	54
Figura 15 - Proporção de floresta na escala espacial de rede de drenagem. Os 20 primeiros valores correspondem ao grupo de baixa proporção de floresta, enquanto os 20 valores restantes correspondem ao grupo de alta proporção de floresta.....	55
Figura 16 - Proporção de floresta na escala espacial de trecho de coleta. Os 20 primeiros valores correspondem ao grupo de baixa proporção de floresta, enquanto os 20 valores restantes correspondem ao grupo de alta proporção de floresta.....	55
Figura 17 - Proporção de floresta na classe de distância distante e próxima na escala espacial de microbacia. Os 15 primeiros valores correspondem ao grupo de baixa distância, enquanto os 15 valores restantes correspondem ao grupo de elevada distância.	56
Figura 18 - Proporção de floresta na classe de distância distante e próxima na escala espacial de rede de drenagem. Os 15 primeiros valores correspondem ao grupo de baixa distância, enquanto os 15 valores restantes correspondem ao grupo de elevada distância.	57
Figura 19 - Curva de acumulação de espécies em função do número de amostras estimadas para o conjunto de amostras tomadas na estação chuvosa em riachos da bacia do Rio	

Corumbataí, SP. A curva segue a equação $y = 44,97 (1,16 - e^{-0,13x})$, com $r = 0,99$. A seta indica o ponto da curva correspondente ao esforço amostral empregado.	58
Figura 20 - Gráficos <i>boxplots</i> do número de indivíduos, riqueza, diversidade e equabilidade para os grupos de porcentagem de floresta na escala de microbacia.....	60
Figura 21 - Gráficos <i>boxplots</i> do número de indivíduos, riqueza, diversidade e equabilidade para os grupos de porcentagem de floresta na escala de rede de drenagem.....	61
Figura 22 - Gráficos <i>boxplots</i> do número de indivíduos, riqueza, diversidade e equabilidade para os grupos de porcentagem de floresta na escala de trecho de coleta.	62
Figura 23 - Gráficos <i>boxplots</i> do número de indivíduos, riqueza, diversidade e equabilidade para os grupos de distância da floresta na escala de microbacia.	65
Figura 24 - Gráficos <i>boxplots</i> do número de indivíduos, riqueza, diversidade e equabilidade para os grupos de distância da floresta na escala de rede de drenagem.	66
Figura 25 - Exemplo de alterações no ecossistema lótico em função de alterações na estrutura da paisagem florestal. A. Invasão de gramíneas. B. Assoreamento do canal.....	75
Figura 26 - Proporção de floresta na rede de drenagem (zona ripária de 30m).	92
Figura 27 - Índice de fragmentação da floresta ripária.....	93
Figura 28 - Densidade de fragmentos na zona ripária de 30m da rede de drenagem.....	93
Figura 29 - Distância relativa média da floresta ao trecho de coleta.....	94
Figura 30 - Proporção de floresta na classe de distância distante.	94
Figura 31 - Proporção de floresta na classe de distância intermediária.....	95
Figura 32 - Proporção de floresta na classe de distância próxima.....	95
Figura 33 - Distância do maior fragmento de floresta ao trecho de coleta.....	96
Figura 34- Gráfico <i>biplot</i> de correlação da análise de redundância dos dados de paisagem e do ambiente aquático. Eixos 1 e 2 da RDA explicam juntos 19,7% (13,5 + 6,2) da variação total nos dados do ambiente aquático.	101
Figura 35 – Gráfico <i>biplot</i> de correlação da análise de redundância dos dados de paisagem e do ambiente aquático. Eixos 3 e 4 da RDA explicam juntos 9,9% (5,5 + 4,4) da variação total nos dados do ambiente aquático.	103
Figura 36 - Alterações na estrutura e morfologia do canal em função das alterações na estrutura da paisagem florestal ripária. A. Invasão do canal pelas gramíneas. B. Criação de poços profundos.....	113
Figura 37 - Elementos de quebra de conectividade da rede hidrográfica. A. Representamentos; B. Cruzamento de estrada com a rede (indicado pela seta). Direita: representação na fotografia aérea; Esquerda: representação na carta topográfica.	122
Figura 38 - Identificação e mapeamento dos elementos de quebra de conectividade a partir da fotografia aérea (direita) de uma microbacia do estudo. Arquivos vetoriais representando os elementos de quebra de conectividade da rede de drenagem (esquerda).	123
Figura 39 - Densidade de pequenos represamentos na rede de drenagem das microbacias...	127
Figura 40 - Densidade de cruzamentos de estradas na rede de drenagem das microbacias. ...	128
Figura 41 - Distância do ponto jusante (trecho de coleta) ao represamento mais próximo. ...	129
Figura 42 - Distância do ponto jusante (trecho de coleta) ao cruzamento de estrada mais próximo.....	129
Figura 43 - Gráficos <i>boxplots</i> do número de indivíduos, riqueza, diversidade e equabilidade das comunidades de peixes para os grupos de fragmentação da rede de drenagem.....	131
Figura 44 - Tubo de canalização (manilha) implantado no ponto em que a estrada cruza o canal para manter o fluxo de água.	138
Figura 45 - Diagrama esquemático ilustrando as alterações na riqueza das comunidades de peixes de riachos de cabeceiras em função das alterações na estrutura da paisagem florestal do entorno. A linha contínua corresponde ao padrão natural e a linha pontilhada corresponde ao padrão alterado de riqueza das comunidades.	142

Figura 46 - Estratégias para conservação contra distúrbios do uso e cobertura do solo. A. Manejo de toda bacia; B. Módulos de usos múltiplos; C. Conceito do rio contínuo; e D. Faixas de floresta em torno da rede de drenagem. Fonte: Saunders et al. (2002). 143

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Número de espécies observadas (<i>Sobs</i>) e estimadores de riqueza total de espécies pelo método de <i>Jackknife</i> , <i>Bootstrap</i> e valor máximo estimado a partir da função assintótica conforme a equação apresentada na figura 19 (<i>Sa</i>). São mostrados os valores percentuais de espécies obtidas em relação estes estimadores (% <i>Sobs</i>).	58
Tabela 2 - Média e desvio padrão (\pm) dos índices de diversidade das comunidades para os grupos de composição da cobertura florestal nas três escalas espaciais. N – Número de indivíduos, S – Riqueza de espécies, SH – Índice de diversidade de Shannon, J – Índice de equabilidade de Shannon.	59
Tabela 3 - Resultados dos testes ANOVA entre os índices de diversidade das comunidades e a composição da cobertura florestal nas três escalas espaciais. N – Número de indivíduos, S – Riqueza de espécies, SH – Índice de diversidade de Shannon, J – Índice de equabilidade de Shannon.	63
Tabela 4 - Média e desvio padrão (\pm) dos índices de diversidade das comunidades para os grupos de configuração da cobertura florestal nas duas escalas espaciais. N – Número de indivíduos, S – Riqueza de espécies, SH – Índice de diversidade de Shannon, J – Índice de equabilidade de Shannon.	64
Tabela 5 - Resultados dos testes ANOVA entre os índices de diversidade das comunidades e a configuração da cobertura florestal nas duas escalas espaciais. N – Número de indivíduos, S – Riqueza de espécies, SH – Índice de diversidade de Shannon, J – Índice de equabilidade de Shannon.	67
Tabela 6 - Resultados das análises de regressão múltipla entre o índice de diversidade de Shannon e variáveis da paisagem. SH – Índice de diversidade de Shannon, ALTM – Altitude média da microbacia, OC – Ordem de canal, DL – Ligação-jusante, D3 – Porcentagem de floresta próxima em relação ao trecho de coleta, FT – Porcentagem de floresta no trecho de coleta.....	68
Tabela 7 - Variáveis de estrutura da paisagem florestal e variáveis físicas e de hierarquia hidrológica das microbacias.	84
Tabela 8 - Variáveis limnológicas consideradas no estudo.....	86
Tabela 9 - Variáveis de estrutura do canal consideradas no estudo.	88
Tabela 10 - Partição da variação total (inércia) da análise de redundância.....	97
Tabela 11 - Variação total, proporção da variação total e proporção acumulada para os quatro eixos canônicos e seis eixos não-canônicos da RDA	98
Tabela 12 - Contribuição das variáveis preditoras (a partir de seus coeficientes canônicos) para os eixos selecionados da RDA.....	99
Tabela 13 - Contribuição das variáveis respostas (a partir de seus coeficientes canônicos) para os eixos selecionados da RDA.	100
Tabela 14 - Resultados das análises de regressão múltipla entre o índice de diversidade de Shannon e variáveis da paisagem e do ambiente aquático. SH – Índice de diversidade de Shannon, ALTM – Altitude média da microbacia, OC – Ordem de canal, NN – Amônia, KA - Potássio total, VC – Volume do canal, DS – Índice de diversidade do substrato.	104
Tabela 15 - Variáveis de conectividade da rede de drenagem das microbacias.....	124
Tabela 16 - Média e desvio padrão (\pm) dos índices de diversidade das comunidades para os grupos de conectividade da rede de drenagem. N – Número de indivíduos, S – Riqueza de espécies, SH – Índice de diversidade de Shannon, J – Índice de equabilidade de Shannon. .	130
Tabela 17 - Resultados dos testes ANOVA entre os índices de diversidade das comunidades e a conectividade da rede de drenagem. N – Número de indivíduos, S – Riqueza de espécies, SH – Índice de diversidade de Shannon, J – Índice de equabilidade de Shannon.....	132

Tabela 18 - Valores dos coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis de conectividade da rede, os índices das comunidades e as variáveis da microbacia..... 132

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	16
2 REVISÃO DE LITERATURA	18
3 INFLUÊNCIA DAS ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA DA PAISAGEM FLORESTAL EM DIFERENTES ESCALAS ESPACIAIS SOBRE A DIVERSIDADE DAS COMUNIDADES DE PEIXES DE RIACHOS EM MICROBACIAS AGRÍCOLAS	26
3.1 Introdução.....	26
3.2 Material e Métodos.....	29
3.2.1 Área de estudo	29
3.2.2 Materiais utilizados	32
3.2.3 Georeferenciamento das fotografias aéreas.....	32
3.2.4 Digitalização dos limites e da rede hidrográfica das microbacias.....	32
3.2.5 Digitalização e classificação dos polígonos de vegetação nativa.....	33
3.2.6 Mapas de distância da cobertura florestal.....	41
3.2.6.1 Mapas de distância hidrológica	41
3.2.6.2 Mapas de distância relativa da cobertura florestal ao trecho de amostragem ..	43
3.2.7 Caracterização da estrutura da paisagem florestal das microbacias	46
3.2.7.1 Porcentagem de floresta	47
3.2.7.2 Porcentagem de floresta nas classes de distância hidrológica.....	48
3.2.7.3 Altitude e declividade média das microbacias	48
3.2.7.4 Hierarquia hidrológica.....	49
3.2.8 Comunidades de peixes	49
3.2.8.1 Coleta dos peixes	49
3.2.8.2 Abrangência e eficácia do levantamento	50
3.2.8.3 Índices das comunidades	50
3.2.9 Análises estatísticas	50
3.2.9.1 Diferenças nos índices das comunidades em função da estrutura da paisagem florestal	50
3.2.9.2 Relações entre a diversidade das comunidades e a paisagem das microbacias	52
3.3 Resultados.....	54
3.3.1 Mapas de cobertura florestal das microbacias.....	54
3.3.2 Caracterização da estrutura da paisagem florestal das microbacias	54
3.3.3 Composição de espécies das amostras.....	58
3.3.4 Esforço de coleta e Curva de acumulação de espécies.....	58
3.3.5 Estrutura da cobertura florestal e diversidade das comunidades de peixes.....	59
3.3.5.1 Composição da cobertura florestal	59
3.3.5.2 Configuração da cobertura florestal	64
3.3.6 Relações entre a estrutura da cobertura florestal e características das microbacias com a diversidades das comunidades de peixes	67
3.4 Discussão.....	69
3.4.1 Diversidade das comunidades de peixes em função das alterações na estrutura da paisagem florestal em diferentes escalas espaciais.....	69
3.4.2 Efeitos da paisagem física e de hierarquia hidrológica das microbacias na diversidade das comunidades	76
3.4.3 Alterações na estrutura da paisagem florestal e seus efeitos sobre a diversidade das comunidades de peixes	77
3.5 Conclusão	80
4 INFLUÊNCIA DAS ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA DA PAISAGEM FLORESTAL RIPÁRIA SOBRE AS CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS E ESTRUTURAIS DO	

CANAL E A DIVERSIDADE DAS COMUNIDADES DE PEIXES EM MICROBACIAS AGRÍCOLAS	81
4.1 Introdução.....	81
4.2 Material e Métodos.....	84
4.2.1 Área de estudo	84
4.2.2 Variáveis da paisagem das microbacias	84
4.2.3 Variáveis do ambiente aquático.....	86
4.2.3.1 Variáveis limnológicas	86
4.2.3.2 Variáveis do canal (estrutura física do trecho)	86
4.2.3.3 Variáveis das comunidades de peixes	88
4.2.4 Análises estatísticas	88
4.3 Resultados.....	92
4.3.1 Paisagem das microbacias	92
4.3.1.1 Estrutura da paisagem florestal ripária	92
4.3.2 Variáveis físicas e de hierarquia hidrológica.....	97
4.3.3. Influência da estrutura da paisagem florestal ripária sobre o ecossistema de riacho	97
4.4 Discussão.....	106
4.4.1 Relações entre as variáveis da paisagem e do ambiente aquático (estruturais e limnológicas)	106
4.4.2 Relações entre as variáveis da paisagem e as comunidades de peixes.....	110
4.4.3 Alterações na estrutura do canal e seus efeitos sobre as comunidades de peixes .	114
4.5 Conclusão	117
5 EFEITOS DE PEQUENOS REPRESAMENTOS E CRUZAMENTOS DE ESTRADAS NA REDE DE DRENAGEM SOBRE A DIVERSIDADE DAS COMUNIDADES DE PEIXES DE RIACHOS EM MICROBACIAS AGRÍCOLAS	118
5.1 Introdução.....	118
5.2 Materiais e métodos.....	121
5.2.1 Área de estudo	121
5.2.2 Identificação e mapeamento de elementos de quebra de conectividade da rede de drenagem	121
5.2.3 Reconhecimento de campo dos elementos de quebra de conectividade da rede de drenagem	124
5.2.4 Variáveis de conectividade da rede de drenagem.....	124
5.2.5 Variáveis da paisagem das microbacias	124
5.2.6 Variáveis das comunidades de peixes	125
5.2.7 Análises estatísticas	125
5.3 Resultados.....	127
5.3.1 Quebras de conectividade da rede de drenagem.....	127
5.3.2 Diversidade das comunidades de peixes entre bacias fragmentadas e não fragmentadas.....	130
5.3.3 Efeitos dos elementos de quebra de conectividade sobre os índices das comunidades de peixes	132
5.4 Discussão.....	134
5.4.1 Conectividade da rede de drenagem e diversidade de peixes.....	134
5.5 Conclusão	140
6 IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO E CONSERVAÇÃO DA DIVERSIDADE DE PEIXES DE RIACHOS EM PAISAGENS AGRÍCOLAS.....	141
7 Conclusões.....	150
REFERÊNCIAS	151

APÊNDICE A	163
APÊNDICE B – Valores das variáveis físicas e de hierarquia hidrológica das microbacias.	178
APÊNDICE C - Relações entre as variáveis da paisagem e do ambiente aquático obtidas a partir da interpretação do gráfico <i>biplot</i> da figura x (eixos 1 e 2).....	179
APÊNDICE D - Relações entre as variáveis da paisagem e do ambiente aquático obtidas a partir da interpretação do gráfico <i>biplot</i> da figura x (eixos 3 e 4).....	179
APÊNDICE E.....	180
ANEXO A	183

1 INTRODUÇÃO

Riachos de cabeceiras (1ª a 4ª ordem), em função de suas pequenas dimensões, estão fortemente ligados à paisagem terrestre do entorno, sendo que as florestas ripárias localizadas nas margens dos canais exercem grande influência sobre a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas de riachos. Por estarem intimamente conectados à paisagem florestal do entorno, estes ecossistemas são muito susceptíveis às alterações na paisagem terrestre adjacente, de modo que alterações nas florestas ripárias resultam em alterações na estrutura e função dos ecossistemas de riachos. Conseqüentemente, as comunidades aquáticas dos riachos também serão afetadas por estas alterações na paisagem florestal do entorno. No caso dos peixes, as alterações na paisagem florestal ocasionam mudanças na estrutura do habitat, afetando principalmente a sua heterogeneidade, característica importante para as populações e comunidades destes organismos. Outro atributo importante do ecossistema lótico, que também é afetado pelas atividades antrópicas, é a conectividade existente entre os diversos corpos d'água que compõem a rede de drenagem. A conectividade da rede de drenagem permite que os organismos aquáticos, principalmente os peixes, movimentem-se por toda a rede, ocupando e explorando novos habitats disponíveis, assim como a recolonização de habitats previamente ocupados.

A exploração dos recursos naturais para o bem estar das sociedades humanas vem aumentando em ritmo intenso a degradação dos ecossistemas naturais, resultando na maioria das vezes em perda de biodiversidade. A agricultura é uma das principais causas de degradação dos ecossistemas e perda de biodiversidade, principalmente nos trópicos, onde grandes extensões de florestas são removidas para a implantação destas atividades. A situação ainda é mais crítica quando considera-se os ecossistemas aquáticos continentais, uma vez que estes ecossistemas ocupam uma fração pequena da superfície terrestre e as atividades humanas exploram de maneira extensiva seus recursos naturais, exercendo uma pressão muito grande sobre estes ecossistemas e a fauna e flora aquática.

A bacia do rio Corumbataí, onde o presente estudo foi realizado, apresenta 43,68% de sua área ocupada por pastagens e 25,75%¹, por cana-de-açúcar, possuindo uma matriz de uso e cobertura do solo predominantemente agrícola. Apenas 11,1% de sua área é ocupada por vegetação nativa, sendo neste pequeno percentual que se encontram as matas ripárias, extensamente alteradas e fragmentadas. Portanto, frente a atual situação de degradação e fragmentação em que se encontram as florestas na bacia do rio Corumbataí e admitindo-se a

¹ Dados referentes ao ano de 2003 (VALENTE; VETTORAZZI, 2005)

importância destas na integridade dos ambientes lóticos e na proteção da biodiversidade aquática, é necessário avaliar a influência das atividades antrópicas sobre a cobertura florestal e o ecossistema lótico.

Neste trabalho, foi avaliada a diversidade das comunidades de peixes de riachos em função das alterações na estrutura da paisagem florestal e na conectividade da rede de drenagem em microbacias agrícolas. A hipótese testada foi:

Ho: As alterações na estrutura da paisagem florestal e na conectividade da rede hidrográfica não implicam em alterações na diversidade de espécies de peixes de riachos.

Ha: As alterações na estrutura da paisagem florestal e na conectividade da rede hidrográfica implicam em alterações na diversidade de espécies de peixes de riachos.

Para responder esta hipótese, foram traçados os seguintes objetivos:

Objetivo 1: Avaliar a influência das alterações na estrutura da paisagem florestal sobre a estrutura do habitat e a diversidade das comunidades de peixes.

Este objetivo é composto por 2 objetivos específicos, sendo:

- Avaliar em qual escala espacial as alterações na estrutura da paisagem florestal afetam a diversidade das comunidades de peixes.
- Avaliar se alterações na estrutura da paisagem florestal na escala de rede de drenagem modificam as características do ambiente aquático e se as mudanças no habitat aquático afetam a diversidade das comunidades de peixes.

Objetivo 2: Avaliar a influência de pequenos represamentos e cruzamentos de estradas na rede de drenagem sobre a diversidade das comunidades de peixes.

O presente trabalho foi estruturado na forma de capítulos, de modo que os capítulos 3 e 4 correspondem ao primeiro e segundo objetivo específico do objetivo 1, respectivamente, enquanto o capítulo 5 corresponde ao objetivo 2. O capítulo 6 traz uma discussão a respeito da conservação dos ecossistemas lóticos e das comunidades de peixes em áreas agrícolas considerando os resultados obtidos nos capítulos 3, 4 e 5. Para a publicação dos resultados aqui obtidos, pretende-se elaborar 3 manuscritos, referentes aos capítulos 3, 4 e 5.

2 REVISÃO DE LITERATURA

Paisagens são caracterizadas pela sua composição e configuração espacial, ou seja, os elementos presentes (fragmentos, corredores e matriz) e seu arranjo no espaço (FORMAN, 1995; TURNER et al., 2001). O arranjo espacial dos tipos de elementos presentes determina o padrão da paisagem, que exerce grande influência na dinâmica da paisagem, pois o padrão regula os fluxos de materiais (nutrientes e organismos) e energia entre os elementos, exercendo um papel importante na manutenção da estrutura e da função dos ecossistemas e de suas comunidades (TURNER, 1989; FORMAN, 1995; TURNER et al., 2001). Cada paisagem possui um padrão resultante de causas diversas, incluindo variabilidade das condições abióticas, interações bióticas, uso do solo pelos humanos no passado e presente e dinâmicas dos distúrbios naturais e sucessão. Em paisagens florestais naturais, o padrão mais comumente observado é grandes áreas contínuas de florestas maduras com manchas de vegetação em estágios intermediários de sucessão (TURNER et al., 2001).

Em paisagens florestadas, a cobertura florestal desempenha diferentes funções para o funcionamento de uma bacia de drenagem (ZIEMER; LISLE, 1998; CHANG, 2006). O dossel da floresta intercepta a água da chuva, reduzindo a velocidade com que a água chega ao solo e assim, reduz os processos erosivos. A camada de matéria orgânica que recobre o chão das florestas, composta principalmente por folhas e detritos, otimiza as condições de infiltração e reduz o escoamento superficial, aumentando a infiltração da água no solo e o estoque de água subterrânea. Estas funções desempenhadas pelas florestas controlam o regime de vazão da bacia de drenagem e a quantidade de sedimentos, nutrientes e materiais carregados para os corpos d'água. Deste modo, essas funções desempenhadas pelas florestas são importantes também para os processos ecológicos que ocorrem nos corpos d'água que compõem a rede de drenagem da bacia (rios e riachos), também denominados ecossistema lóticos. Entretanto, a dinâmica dos ecossistemas lóticos é muito mais influenciada pelas florestas localizadas mais próximas dos canais, as chamadas florestas ripárias.

O termo ripária refere-se às comunidades bióticas e o ambiente localizados nas margens de riachos, rios, lagos e áreas alagadas (*wetlands*) (NAIMAN et al., 1998; NAIMAN et al., 2005). Deste modo, as florestas ripárias são aquelas localizadas diretamente adjacentes aos ecossistemas aquáticos. No caso dos ambientes lóticos, elas estendem-se lateralmente a partir do canal até as áreas altas, incluindo as planícies de inundação ativa e os terraços imediatamente adjacentes (NAIMAN et al., 1998; NAIMAN et al., 2005). As florestas ripárias fazem a conexão entre o ambiente terrestre e o ambiente aquático e desempenham

funções ecológicas que promovem a proteção do habitat (estabilidade das margens), o controle do fluxo d'água que chega ao canal, a estruturação do habitat (criação de unidades de habitat e abrigos para os organismos aquáticos, a estabilidade do ecossistema lótico (temperatura, luminosidade, produtividade primária) e o fornecimento contínuo de recursos alimentares de origem vegetal e animal (GREGORY et al., 1991; NAIMAN; DÉCAMPS, 1997; BILBY; BISSON, 1998; ALLMENDINGER et al., 2005). Além disso, elas retêm, processam e controlam o fluxo de nutrientes, partículas e outros materiais provenientes do ambiente terrestre. Sendo assim, os “serviços ecológicos” oferecidos pela vegetação ripária são extremamente importantes na estruturação das comunidades aquáticas dos riachos, uma vez que estas são as principais fornecedoras de recursos estruturais e alimentares para a fauna destes ambientes, contribuindo para a complexidade estrutural do ecossistema lótico e promovendo a manutenção da biodiversidade aquática (SWANSON et al., 1982; GREGORY et al., 1991; NAIMAN et al., 1992; NAIMAN; DÉCAMPS, 1997).

A magnitude do papel desempenhado pelas florestas ripárias nos processos ecológicos dos ecossistemas lóticos depende em grande parte do tamanho (largura) destes ecossistemas. Assim, os corpos d'água menores são muito mais influenciados pelas florestas ripárias em comparação aos maiores. Deste modo, riachos de cabeceiras (corpos d'água de 1ª a 4ª ordem localizados nas porções mais altas da rede de drenagem) são extremamente dependentes das florestas do entorno para a sua estrutura e funcionamento, e assim, são também extremamente susceptíveis as alterações ocorridas na paisagem terrestre do entorno (SWANSON et al., 1982; GREGORY et al., 1991; NAIMAN et al., 1992; HUNSAKER; HUGHES, 2002).

Desde o desenvolvimento da agricultura, a vegetação natural que cobre todos os continentes tem sido extensivamente modificada (SAUNDERS et al., 1991, NOSS et al., 2006). Uma das conseqüências desta extensa remoção da cobertura vegetal nativa é a fragmentação da paisagem, de modo que a cobertura florestal remanescente apresenta-se distribuída em pequenas manchas de habitat (fragmentos) imersas em uma matriz geralmente de predomínio agrícola (SAUNDERS et al., 1991; FORMAN, 1995; TURNER et al., 2001). O processo de fragmentação da cobertura florestal ocasiona grandes alterações na estrutura da paisagem, ocasionando redução na quantidade de área florestal, aumento da complexidade das formas dos fragmentos, aumento de áreas de bordas, redução de áreas de núcleo dos fragmentos florestais e isolamento dos fragmentos (FORMAN, 1995; TURNER et al., 2001). Estas modificações na estrutura da paisagem florestal provavelmente afetarão a dinâmica dos ecossistemas e de suas comunidades, ocasionando o isolamento e redução das populações de plantas e animais, a diminuição da complexidade estrutural dos ecossistemas, a introdução de

espécies exóticas e o aumento da susceptibilidade a distúrbios naturais e antrópicos, culminando com a perda de diversidade biológica (LORD; NORTON, 1990; SAUNDERS et al., 1991; FAHRIG; MERRIAM, 1994; FORMAN, 1995; TURNER et al., 2001). Por outro lado, o processo de fragmentação da paisagem pode também ocasionar o aumento da diversidade de espécies devido as modificações ocasionadas no padrão da paisagem e na estrutura dos ecossistemas (FAHRIG, 2003).

Atualmente, as modificações na estrutura da paisagem vem aumentando significativamente em função das atividades antrópicas devido ao uso intensivo dos recursos naturais, e principalmente, pela conversão de áreas naturais em áreas agrícolas (SAUNDERS et al., 1991; FORMAN, 1995; TURNER et al., 2001). A remoção da vegetação nativa e a substituição desta por usos agrícolas é um dos principais fatores para a degradação dos ambientes naturais adjacentes (BOUTIN; JOBIN, 1998), contribuindo para o processo de fragmentação e degradação dos ecossistemas naturais (SAUNDERS et al., 1991).

As alterações ocorridas na paisagem florestal de uma bacia de drenagem, principalmente as ocasionadas em função das atividades antrópicas, possuem implicações importantes para os processos hidrológicos da bacia de drenagem e seus efeitos variam em função do tamanho da bacia, dentre outros fatores. Deste modo, bacias menores estão mais sujeitas aos efeitos das alterações da paisagem florestal em relação a bacias maiores. Por exemplo, bacias menores desflorestadas apresentam um menor período de tempo para alcançar a vazão de pico em função do aumento do escoamento superficial e redução da infiltração da água no solo, ocasionados principalmente pela remoção da cobertura florestal (ZIEMER; LISLE, 1998). Portanto, estas alterações no funcionamento hidrológico da bacia afetarão também os processos ecológicos dos ecossistemas lóticos, mas estes efeitos serão mais intensos em função das alterações ocorridas nas florestas ripárias.

No caso dos ambientes lóticos, as alterações nas florestas ripárias alteram de forma significativa as condições físicas e estruturais destes ecossistemas (WANG et al., 1997; HEARTSIL-SCALLEY; AIDE, 2003; IWATA et al., 2003; SWEENEY et al., 2004) ocasionando alterações nos ciclos de vida das espécies, na estrutura das comunidades e na diversidade de espécies (HARDING et al., 1998; WALSER; BART, 1999; STAUFFER et al., 2000; SUTHERLAND et al., 2002; THOMPSON; TOWNSEND, 2004; EIKAS et al., 2005).

Em ecossistemas de riachos, a complexidade estrutural do habitat, oferecida e mantida em parte pela ação das florestas ripárias, é um fator importante para a dinâmica das populações e comunidades dos peixes de riachos (SCHLOSSER, 1995). Deste modo, alterações na paisagem florestal ripária podem afetar a complexidade estrutural dos

ecossistemas de riachos e, conseqüentemente, as populações e comunidades de peixes. Segundo Schlosser (1995), a heterogeneidade espacial e temporal do habitat (diversidade de habitat físico) é um dos fatores importantes para o ciclo de vida e os padrões de uso do habitat dos peixes. Para completarem seus ciclos de vida, os peixes utilizam diferentes tipos de habitat, sendo alguns desses habitats específicos para a desova e o desenvolvimento dos embriões, outros específicos para a alimentação e o desenvolvimento dos indivíduos e outros específicos para refúgios contra predadores ou de condições ambientais extremas (SCHLOSSER, 1991, 1995).

Os processos ecológicos dos riachos operam em diferentes escalas espaciais (microbacia, rede hidrográfica, trecho de canal (ALLAN et al., 1997; EIKAS et al., 2005; VONDRACEK et al., 2005; ROTH et al., 2006)) e temporais (HARDING et al., 1998; IWATA, et al., 2003). Segundo Ward (1989), qualquer ponto do ecossistema lótico é influenciado por quatro dimensões: a lateral (ambiente terrestre-ambiente aquático), a longitudinal (trecho jusante-trecho montante) e a vertical (ambiente aquático-zona hiporreica – *hyporheic zone*), sendo estas três influenciadas por mais uma dimensão, a temporal (passado-presente). Assim, as alterações na estrutura da paisagem florestal de uma bacia podem influenciar estes processos ecológicos de diferentes maneiras e magnitudes. Deste modo, uma alteração na floresta no nível de trecho pode representar poucas alterações no ecossistema de riacho em comparação a uma alteração na escala de microbacia. Segundo Sousa (1984) e Romme et al. (1998), distúrbios em escalas espaciais maiores possuem efeitos mais intensos e prolongados em relação aos distúrbios de escalas espaciais menores. Esta questão das escalas possui implicações importantes e deve ser avaliada com atenção quando busca-se encontrar as fontes de alterações nos ecossistemas de riachos.

Além das alterações na paisagem terrestre sobre os ecossistemas lóticos e suas comunidades, existem também alterações no próprio ecossistema lótico em função das atividades antrópicas que afetam a dinâmica destes ecossistemas e suas comunidades. Estas alterações, como a construção de represamentos na rede, cruzamentos de estradas, regulação da vazão do canal, dentre outros, representam de modo geral quebras na conectividade da rede de drenagem (PRINGLE, 2003a, b; FREEMAN et al., 2007). Segundo Taylor et al. (1993, 2006), a conectividade é um elemento vital da estrutura da paisagem, sendo composta por dois componentes principais: (1) o componente estrutural (ou físico), que é o arranjo espacial dos diferentes tipos de habitat ou elementos na paisagem; e o componente funcional (ou comportamental), que é a resposta comportamental dos indivíduos, espécies, ou processos ecológicos à estrutura física da paisagem. A conectividade estrutural é medida analisando a

estrutura da paisagem sem qualquer consideração ao movimento dos organismos ou processos ao longo da paisagem, enquanto a conectividade funcional requer não apenas informações espaciais sobre os habitats ou elementos da paisagem, mas também pelo menos alguma consideração sobre o movimento dos organismos ou processos pela paisagem (TAYLOR et al., 2006).

No caso dos ecossistemas lóticos, a conectividade hidrológica, no contexto ecológico, refere-se à transferência pela água de materiais, energia e organismos dentro ou entre elementos do ciclo hidrológico (PRINGLE, 2003a, b). No contexto da rede de drenagem (sistema composto por ecossistemas lóticos de rios e riachos), a conectividade hidrológica é um atributo importante devido ao fluxo unidirecional da água no interior da rede, e assim, este fluxo exerce forte influência nos processos ecológicos dos ecossistemas lóticos e na dinâmica das comunidades aquáticas (PRINGLE, 2003a, b; FREEMAN et al., 2007). De acordo com o conceito do rio contínuo (ou contínuo fluvial) proposto por Vannote et al. (1980), a conectividade entre trechos de riachos localizados a montante e os trechos localizados a jusante da rede hidrográfica é um fator essencial nos processos ecológicos dos ambientes lóticos e na dinâmica das comunidades dos organismos aquáticos destes ambientes (VANNOTE et al., 1980; GOMI et al., 2002; LOWE et al., 2006; FREEMAN et al., 2007), principalmente os peixes (SCHLOSSER 1991, 1995).

Os peixes apresentam complexos ciclos de vida e complexos padrões de uso do habitat, sendo estes padrões de uso mediados por processos migratórios ao longo do ecossistema fluvial (SCHLOSSER, 1991, 1995). Assim, além da importância da heterogeneidade espacial e temporal do habitat para os peixes, a conectividade da rede, que permite a movimentação destes organismos entre os corpos d'água que compõem a rede, também é um fator muito importante na dinâmica de suas populações e comunidades. Entretanto, devido a algumas características dos canais e principalmente as alterações que estes ambientes vem sofrendo pelas atividades antrópicas, foi proposto por Ward e Stanford (1995) o conceito do descontínuo, o qual diz que características morfológicas do canal e a construção de represamentos na rede hidrográfica contribuem para a descontinuidade entre os trechos de canais da rede hidrográfica, afetando os fluxos de matéria e organismos entre os trechos montante e jusante. Deste modo, as alterações na conectividade do ecossistema lótico afetarão as populações e comunidades de peixes, pois a redução da conectividade implicará na redução da movimentação destes organismos pela rede, afetando a dinâmica de suas populações (imigração/emigração e natalidade/mortalidade) as taxas de colonização de novos

hábitats e de recolonização, o que pode causar mudanças na composição e diversidade das comunidades destes organismos.

A conectividade pode ser afetada em maior ou menor magnitude, gerando níveis diferenciados de quebra de conectividade entre os diferentes segmentos de rio que compõem a rede de drenagem. Isto dependerá da natureza das quebras (represamentos ou estradas) e também da intensidade dos efeitos que estes elementos impõem ao ecossistema, pois um único represamento pode significar menor quebra de conectividade em comparação a um número maior de represamentos. Além disto, a localização destes na rede e seu tamanho são fatores que também contribuem para um grau diferenciado na quebra da conectividade da rede (PRINGLE, 2003a, b).

De acordo com Taylor et al. (2006), apesar de a conectividade estrutural poder ser de fácil obtenção em relação a conectividade funcional, isto não significa que a conectividade é um atributo generalizado de uma paisagem. Portanto, a conectividade estrutural não significa que a mesma paisagem apresente a mesma conectividade para múltiplas espécies ou processos. Ao invés disto, uma paisagem estruturalmente conectada pode ser funcionalmente conectada para algumas espécies e não para outras. Deste modo, a presença de elementos de quebra de conectividade na rede representa alterações na conectividade estrutural da rede que dependerá principalmente da quantidade destes elementos presentes e de suas dimensões. Por outro lado, considerando a resposta dos peixes a estes elementos (conectividade funcional), estes elementos podem representar pouca alteração na conectividade para espécies de peixes pequenas de hábitos sedentários (movimento restrito), enquanto para as espécies de peixes maiores que se deslocam por grandes distâncias na rede, estes elementos significam alterações consideráveis na conectividade da rede. Assim, é necessário avaliar o quanto estes elementos afetam este importante atributo dos ecossistemas lóticos e, a partir destas informações, propor ações de manejo que reduzam a perda da conectividade nos ecossistemas lóticos e, com isso, manter a movimentação dos peixes em grande parte da rede de drenagem.

As alterações na cobertura florestal das bacias de drenagem e as alterações na conectividade dos ecossistemas lóticos representam atualmente sérias ameaças para a biodiversidade aquática, incluindo os peixes (HELFMAN et al., 1997; DUDGEON, 2000; PRINGLE, 2001; AGOSTINHO, 2005). Os peixes é o grupo de vertebrados que apresenta maior diversidade de espécies. Atualmente, foram descritas aproximadamente 25.000 espécies de peixes, distribuídas em 482 famílias e 57 ordens, sendo que este número pode ultrapassar o valor de 30.000 espécies nos próximos anos. Deste total, 58% são espécies de água salgada e 41% são espécies de água doce (HELFMAN et al., 1997; BERRA, 2001; MOYLE; CECH,

2004). Esta enorme diversidade de espécies está ligada à enorme diversidade de habitats aquáticos que estes organismos ocupam, habitando desde ambientes que apresentam condições amenas e constantes (ex. rios, riachos, lagos, ambientes costeiros e vastos trechos de oceano aberto), ambientes sazonais com condições ambientais que variam ao longo do ano (ex. lagoas sazonais, riachos intermitentes, rios que correm nos desertos em épocas de chuva), até ambientes inóspitos onde as condições ambientais são extremas e muitas vezes desfavoráveis (ex. as profundezas dos oceanos, riachos de montanhas, pântanos das regiões tropicais e ambientes salinos costeiros). Para conseguir sobreviver nesta diversidade de ambientes, os peixes desenvolveram diversas adaptações anatômicas, fisiológicas, comportamentais e ecológicas (HELFMAN et al., 1997; MOYLE; CECH, 2004). Helfman et al., (1997) argumentam que os peixes ilustram de forma fantástica o processo evolutivo, exemplificando a íntima relação entre forma e função e entre habitat e adaptação.

Geograficamente a maior diversidade está localizada nos trópicos, sendo na região Neotropical onde se encontra a maior diversidade de peixes de água doce (HELFMAN et al., 1997; BERRA, 2001; MOYLE; CECH, 2004). Esta região possui uma grande diversidade de habitats, mas a grande maioria das espécies estão associadas a lagos e rios tropicais (LOWE-MCCONNEL, 1975; HELFMAN et al., 1997; MOYLE; CECH, 2004). Destaque para a América do Sul, que possui uma densa e extensa rede de canais (com destaque para a bacia Amazônica, localizada ao norte do continente, e para a bacia do Paraná-Paraguai, localizada ao sul do continente (LEWIS et al., 1995; BONETTO; WAIS, 1995), abrigando o maior número de espécies que qualquer outro continente (mais de 3600 espécies), a maioria ainda não descrita (HELFMAN et al., 1997; MOYLE; CECH, 2004). No Brasil, o número registrado de espécies de peixes de água doce chega a aproximadamente 2.587 espécies, distribuídas em 39 famílias e 9 ordens (BUCKUP et al., 2007). Deste grande número de espécies, pouco ainda se sabe a respeito da biologia das espécies de peixes que habitam ambientes lóticos de ordem menores (riachos), sendo a maior parte do conhecimento existente a respeito de espécies de grandes rios (LEWIS et al., 1995).

Em todo mundo observa-se uma drástica redução na diversidade de peixes (HELFMAN et al., 1997; MOYLE; CECH, 2004). As causas para o declínio na abundância e diversidade dos peixes estão associadas às pressões que as atividades humanas exercem sobre as populações destes organismos, sendo as principais delas a pesca predatória, a introdução de espécies exóticas, a alteração e destruição do ecossistema lótico e ripário e a poluição dos ecossistemas aquáticos (ALLAN; FLECKER, 1993; HELFMAN et al., 1997). Este fenômeno de perda de diversidade em ecossistemas aquáticos tem sido observado principalmente nos

ecossistemas aquáticos continentais, pois geralmente estes ambientes estão localizados próximos a locais habitados por seres humanos, os quais utilizam de maneira extensiva seus recursos naturais. Conseqüentemente, são nestes ambientes que se encontram a grande maioria das espécies ameaçadas (ALLAN; FLECKER, 1993; HELFMAN et al., 1997; MOYLE; CECH, 2004; AGOSTINHO, 2005).

Helfman et al. (1997) e Saunders et al. (2002) citam que o principal foco de ação para a proteção e conservação da biodiversidade é a proteção e recuperação dos habitats naturais, e não espécies individuais, como fazem a maioria dos projetos e programas de proteção da vida selvagem. Saunders et al. (2002) dizem que a criação de reservas naturais para a proteção dos ecossistemas aquáticos são fundamentais para a conservação destes ambientes e da sua biodiversidade. Entretanto, este tipo de ação torna-se difícil no caso dos ambientes lóticos, uma vez que a paisagem em que estes ambientes se inserem ocupam grandes extensões da bacia de drenagem. Deste modo, deve-se buscar outras práticas de manejo, focando os esforços de conservação em duas áreas chave, as áreas ripárias e as áreas de cabeceiras (SAUNDERS et al., 2002).

Atualmente, as tecnologias de geoprocessamento e de sistemas de informações geográficas, unidas aos conhecimentos científicos da ecologia da paisagem, tornaram-se ferramentas importantes para o estudo dos ecossistemas aquáticos e dos ecossistemas ripários (RICHARDS; HOST, 1994; HYATT et al., 2004; LATTIN et al., 2004), permitindo a obtenção de dados quantitativos dos diferentes componentes da paisagem que agem sobre estes ecossistemas. Esta abordagem multi-espacial e multidisciplinar permite uma visão mais detalhada e abrangente dos processos ecológicos que ocorrem na paisagem e não se restringindo apenas aos processos ecológicos da paisagem adjacente ao fenômeno ecológico considerado, auxiliando de maneira mais eficiente nas tomadas de decisões e na elaboração de planos e ações que visem a recuperação, manejo e conservação destes ecossistemas e de sua biodiversidade (ALLAN et al., 1997; JOHNSON; GAGE, 1997a). Saunders et al. (2002) mencionam que o manejo da bacia de drenagem como um todo, incluindo o uso e cobertura do solo presente na área, é uma das principais estratégias para o desenho e manejo de áreas de proteção para os ambientes lóticos. Sendo assim, o uso destes conhecimentos é indispensável quando se pretende estudar os processos ecológicos em diferentes escalas espaciais e temporais e, com isso, obter resultados que visem a recuperação, manejo e conservação dos ecossistemas aquáticos e ripários e, principalmente, a proteção da biodiversidade destes ambientes (WARD, 1998; WISSMAR; BESCHTA, 1998; HUNTER et al., 1999).

3 INFLUÊNCIA DAS ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA DA PAISAGEM FLORESTAL EM DIFERENTES ESCALAS ESPACIAIS SOBRE A DIVERSIDADE DAS COMUNIDADES DE PEIXES DE RIACHOS EM MICROBACIAS AGRÍCOLAS

3.1 INTRODUÇÃO

Paisagens são caracterizadas pela sua composição e configuração espacial, ou seja, os elementos presentes (fragmentos, corredores e matriz) e seu arranjo no espaço (FORMAN, 1995; TURNER et al., 2001). O arranjo espacial dos tipos de elementos presentes determina o padrão da paisagem, que exerce grande influência na dinâmica da paisagem, pois o padrão regula os fluxos de materiais (nutrientes e organismos) e energia entre os elementos, exercendo um papel importante na manutenção da estrutura e da função dos ecossistemas e de suas comunidades (TURNER, 1989; FORMAN, 1995; TURNER et al., 2001).

Desde o desenvolvimento da agricultura, a vegetação natural que cobre todos os continentes tem sido extensivamente modificada (SAUNDERS et al., 1991; NOSS et al., 2006). Uma das conseqüências desta extensa remoção da cobertura vegetal nativa é a fragmentação da paisagem, de modo que a cobertura florestal remanescente apresenta-se distribuída em pequenas manchas de habitat (fragmentos) imersas em uma matriz geralmente de predomínio agrícola (SAUNDERS et al., 1991; FORMAN, 1995; TURNER et al., 2001). O processo de fragmentação da cobertura florestal ocasiona grandes alterações na estrutura da paisagem, as quais provavelmente afetarão a dinâmica dos ecossistemas e de suas comunidades (FORMAN, 1995; TURNER et al., 2001), ocasionando a diminuição da complexidade estrutural dos ecossistemas, a introdução de espécies exóticas e o aumento da susceptibilidade a distúrbios naturais e antrópicos, culminando com a perda de diversidade biológica (LORD; NORTON, 1990; SAUNDERS, 1991; FAHRIG; MERRIAM, 1994; TURNER et al., 2001). Por outro lado, o processo de fragmentação pode também ocasionar o aumento da diversidade de espécies devido as modificações ocasionadas no padrão da paisagem e na estrutura dos ecossistemas (FAHRIG, 2003).

Atualmente, as modificações na estrutura da paisagem vêm aumentando significativamente em função das atividades antrópicas, devido ao uso intensivo dos recursos naturais e, principalmente, pela conversão de áreas naturais em áreas agrícolas (SAUNDERS et al., 1991; FORMAN, 1995; TURNER et al., 2001; NOSS et al., 2006).

Em paisagens florestadas, a cobertura florestal desempenha diferentes funções para o funcionamento de uma microbacia e proteção do ecossistema aquático, como interceptação da água da chuva, controle do escoamento superficial, do escoamento subterrâneo e da erosão do

solo e regulação dos fluxos de sedimentos e nutrientes para o canal (ZIEMER; LISLE, 1998; CHANG, 2006). Também é de grande importância o papel desempenhado pelas florestas ripárias, pois elas fazem a conexão entre o ambiente terrestre e o ambiente aquático e desempenham funções ecológicas que promovem a proteção do habitat (estabilidade das margens, o controle do fluxo d'água que chega ao canal, a estruturação do habitat (criação de unidades de habitat e abrigos para os organismos aquáticos, a estabilidade do ecossistema lótico (temperatura, luminosidade, produtividade primária) e o fornecimento contínuo de recursos alimentares e estruturais para o riacho (GREGORY et al., 1991; NAIMAN; DÉCAMPS, 1997; BILBY; BISSON, 1998; ALLMENDINGER et al., 2005).

Segundo Ward (1989), qualquer ponto do ecossistema lótico é influenciado por quatro dimensões: a lateral (ambiente terrestre-ambiente aquático), a longitudinal (trecho jusante-trecho montante) e a vertical (ambiente aquático-zona hiporreica – *hyporheic zone*), sendo estas três influenciadas por mais uma dimensão, a temporal (passado-presente). De acordo com este conceito, os ecossistemas lóticos apresentam grande influência da paisagem do entorno, de modo que modificações na cobertura florestal de uma microbacia, incluindo as florestas ripárias, acarretam alterações nas características físicas e estruturais dos ecossistemas lóticos (WANG et al., 1997; HEARTSILL-SCALLEY; AIDE, 2003; IWATA et al., 2003; SWEENEY et al., 2004) e, conseqüentemente, ocasionam alterações na estrutura das comunidades de peixes e outros organismos aquáticos (HARDING et al., 1998; WALSER; BART, 1999; STAUFFER et al., 2000; SUTHERLAND et al., 2002; THOMPSON; TOWNSEND, 2004; EIKAS et al., 2005).

A região Neotropical possui a maior diversidade de peixes de água doce (HELFMAN et al., 1997; BERRA, 2001; MOYLE; CECH, 2004), com destaque para o continente sul-americano, que abriga um número de espécies maior que qualquer outro continente (mais de 3600 espécies). No Brasil, o número registrado de espécies de peixes de água doce chega a aproximadamente 2.587 (BUCKUP et al., 2007), mas, no entanto, pouco ainda se conhece a respeito da biologia das espécies de peixes que habitam ambientes lóticos de ordem menores (riachos), sendo a maior parte do conhecimento existente a respeito de espécies de grandes rios (LEWIS et al., 1995).

Apesar da elevada diversidade de espécies de peixes em comparação aos demais grupos de vertebrados, observa-se em todos os continentes uma drástica redução na diversidade de peixes (HELFMAN et al., 1997; MOYLE; CECH, 2004), associada principalmente aos impactos das atividades humanas sobre os ecossistemas aquáticos. Dentre estes impactos, estão as alterações e destruição do ecossistema lótico em função das

alterações na cobertura florestal nativa para implantação de atividades agrícolas (ALLAN; FLECKER, 1993; HELFMAN et al., 1997). A perda de diversidade em ecossistemas aquáticos tem sido observada principalmente em ecossistemas aquáticos continentais devido a sua proximidade aos locais habitados por seres humanos, que utilizam de maneira extensiva os recursos naturais destes ambientes. Conseqüentemente, são nestes ambientes que se encontram a grande maioria das espécies ameaçadas (ALLAN; FLECKER, 1993; HELFMAN et al., 1997; MOYLE; CECH, 2004; AGOSTINHO, 2005). Portanto, torna-se urgente a adoção de ações que garantam a conservação e proteção do ecossistema aquático e de suas comunidades. De acordo com Saunders et al. (2002), a criação de reservas naturais para a proteção dos ecossistemas aquáticos é fundamental para a conservação destes ambientes e da sua biodiversidade. Entretanto, este tipo de ação é de difícil implementação em áreas agrícolas, uma vez que as bacias de drenagem ocupam grandes extensões da paisagem, o que reduziria a área disponível para a produção agrícola. Deste modo, devem ser implementadas nestas áreas ações de manejo que conciliem a produtividade agrícola e a conservação da natureza, de modo que ações mais restritivas ao uso do solo na paisagem devem ser consideradas apenas em casos de elevados níveis de degradação dos ecossistemas adjacentes. Sendo assim, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito das alterações na estrutura da paisagem florestal em diferentes escalas espaciais sobre diferentes atributos das comunidades de peixes de riachos, a fim de entender como as alterações na cobertura florestal afetam a diversidade das comunidades, e com isto, auxiliar as ações de manejo e conservação do ecossistema aquático e de suas comunidades.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em microbacias pertencentes à bacia do rio Corumbataí (Figura 1). A bacia do rio Corumbataí é uma sub-bacia do rio Piracicaba e localiza-se na região centro-leste do estado de São Paulo (aproximadamente entre os paralelos 22°04'06"S e 22°41'28"S e os meridianos 47°26'23"W e 47°56'15"W) estendendo-se numa área de 170.775,6 hectares e abrangendo os municípios de Rio Claro, Ipeúna, Charqueada, Corumbataí e Piracicaba.

O relevo da bacia desenvolve-se na Depressão Periférica Paulista, apresentando altitude de aproximadamente 1000m nas regiões de cabeceiras e 500m nos trechos mais baixos. Na região da bacia misturam-se afloramentos rochosos de origem Paleozóica, Mesozóica e Cenozóica, com o predomínio de solos arenosos (Podzólicos Vermelho-Amarelos e Latossolos Vermelho-Amarelos) (KÖFFLER, 1993). O clima da região é do tipo subtropical, com invernos secos e verões chuvosos, sendo que o período de chuvas se concentra nos meses de outubro a fevereiro (mais de 70% da precipitação anual). A temperatura e pluviosidade média anual é de 19,5⁰C e 1400mm, respectivamente (CEAPLA, 2008).

Segundo Valente e Vettorazzi (2005), seis coberturas vegetais estão presentes na bacia, com o predomínio de pastagens e canaviais, seguidos de formações vegetais nativas e florestas plantadas. Dentre as formações nativas, encontram-se: floresta estacional semidecidual, florestas ripárias, florestas paludosas, floresta estacional decidual (mata seca) e cerrado (RODRIGUES, 1999). Entretanto, com o intenso processo de colonização da região iniciado no final do século XVIII, a cobertura florestal sofreu um intenso processo de desmatamento para a implantação de atividades agrícolas, principalmente a cultura cafeeira (VICTOR, 1975).

O processo de ocupação da bacia iniciou-se no século XVIII com fazendas de gado e de cana-de-açúcar, mas foi apenas no início do século XIX que o processo de ocupação da região foi acelerado, com a fundação dos municípios de Corumbataí, em 1821, e Rio Claro, em 1827, e a expansão da cultura do café a partir de 1850 (PROJETO CORUMBATAÍ, 2001; CEAPLA, 2008). Assim como em todo o estado de São Paulo, o processo de ocupação e desenvolvimento da área foi acompanhado por um intenso processo de desmatamento das formações vegetais nativas, restando atualmente apenas 12,4% de vegetação nativa. Além

deste baixo percentual, estas formações vegetais encontram-se em péssimos níveis de conservação (degradadas e fragmentadas) (VALENTE; VETTORAZZI, 2005).

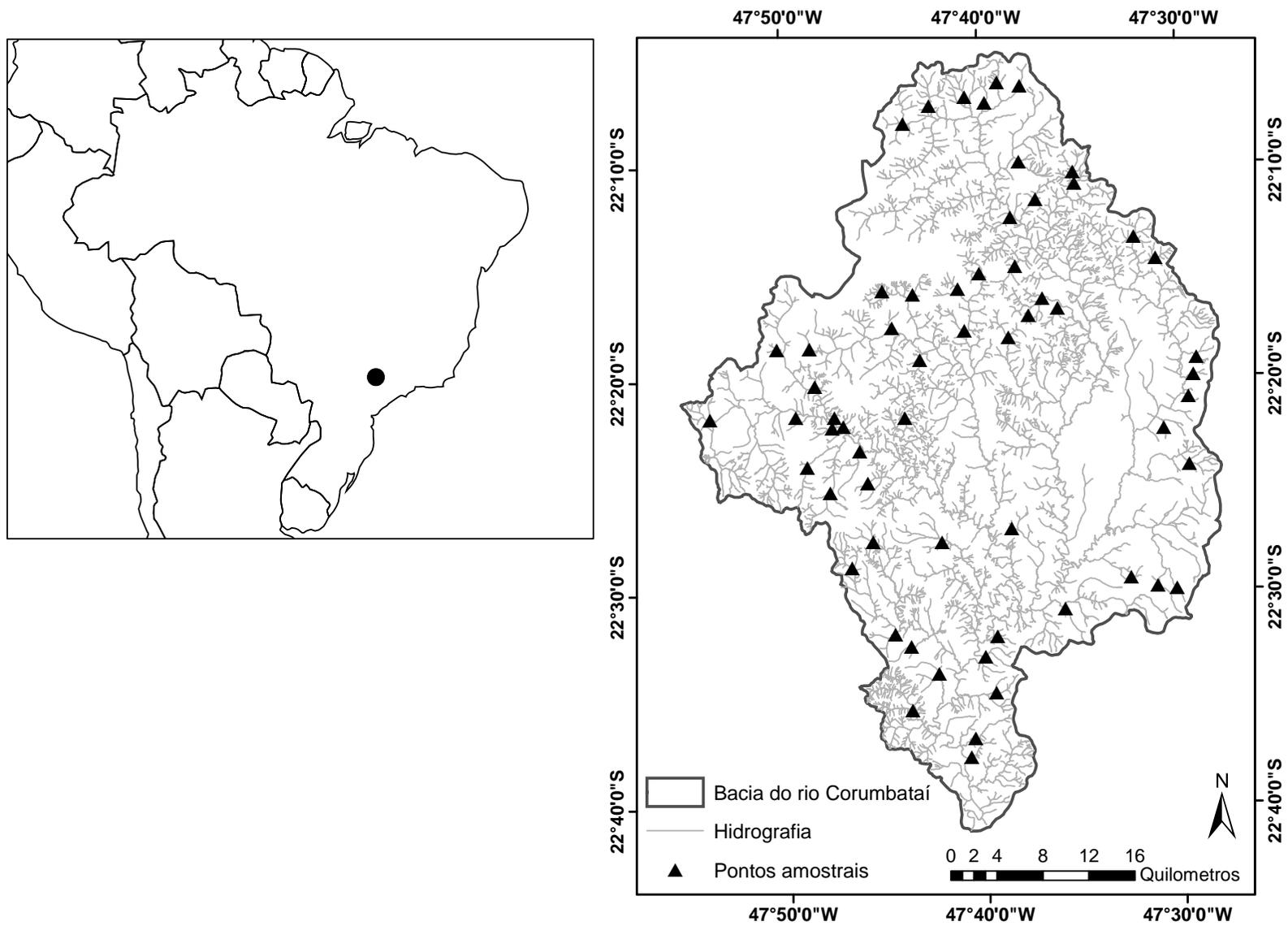


Figura 1 - Localização da bacia do rio Corumbataí no Brasil. No detalhe, são mostrados os pontos de amostragem de Gerhard (2005).

3.2.2 Materiais utilizados

Foram utilizadas fotografias aéreas (ano 2000, escala 1:30.000) e cartas topográficas (ano 1979, escala 1:10.000, Instituto Geográfico e Cartográfico (IGC/SP)) em formato digital. As fotografias aéreas utilizadas neste trabalho foram cedidas pelo Departamento de Ciências Florestais da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” no formato digital a partir de um conjunto de fotos obtido junto ao Instituto Florestal do Estado de São Paulo (IF/SP). Estas fotografias foram obtidas no ano de 2000 pela empresa Base Aerolevantamentos, na escala 1:30.000 na forma de mosaicos ortorretificados.

Para o trabalho de geoprocessamento, foram utilizados os *softwares* ArcView 3.2 (ESRI, 2002) e ArcGIS 9.1 (ESRI, 2005).

3.2.3 Georeferenciamento das fotografias aéreas

Para o georeferenciamento das fotografias aéreas, utilizaram-se as cartas digitais 1:10.000 como referência. Em cada fotografia foram identificadas algumas localidades que também poderiam ser identificadas nas cartas georeferenciadas, como junções de estradas, pontes e imóveis rurais. Foram marcados de seis a oito pontos, sendo que cada ponto era marcado primeiramente na fotografia e em seguida no arquivo de referência. Estes pontos devem ser distribuídos sobre toda fotografia ao invés de concentrados em uma região, de modo que a operação de georeferenciamento seja executada corretamente por toda a extensão da fotografia. Após a marcação dos pontos, foi executada a operação de georeferenciamento, adotando-se um erro (*RMS*) inferior a 10 como aceitável. Neste trabalho, adotou-se o sistema de coordenadas UTM, fuso 23 Sul, *datum* Córrego Alegre. Estes procedimentos foram realizados pelo *software* ArcGis 9.1.

3.2.4 Digitalização dos limites e da rede hidrográfica das microbacias

Os limites das microbacias estudadas foram definidos no trabalho de Gerhard (2005) a partir do *software* Swat (*Soil and Water Assessment Tool*). Entretanto, foi necessário realizar a correção destes limites utilizando as cartas topográficas 1:10.000, pois estas oferecem maiores detalhes no limite das microbacias em comparação aos obtidos pelo *software*. Utilizando-se as cartas topográficas e as ferramentas de edição do ArcView, foi traçado o

novo limite partindo-se do ponto jusante do trecho de coleta (exutório da microbacia) e acompanhando-se as curvas de nível de maiores valores topográficos, as quais correspondem aos divisores de água das microbacias.

A rede hidrográfica foi digitalizada a partir das cartas topográficas e corrigida em alguns trechos a partir das fotografias aéreas. O processo de digitalização foi realizado numa escala de trabalho de 1:4.000 no *software* ArcView e posteriormente, verificado e corrigido na escala de 1:2.000. A correção do arquivo envolveu a ligação dos trechos digitalizados, inclusive as confluências de rios. Após isto, a rede hidrográfica digitalizada foi sobreposta com a fotografia aérea com o intuito de corrigir trechos deslocados da rede hidrográfica que se encontravam deslocados em relação à hidrografia da fotografia.

3.2.5 Digitalização e classificação dos polígonos de vegetação nativa

Os polígonos de vegetação nativa foram digitalizados em tela (escala de trabalho de 1:2.000) utilizando-se as ferramentas de edição do *software* ArcView. A digitalização foi realizada a partir da fotointerpretação de fotografias aéreas, e para a utilização desta técnica, foram aplicados os procedimentos descritos em Jensen (2000), como observação da cor, textura e de outros aspectos que caracterizam os elementos da paisagem representados nas fotografias aéreas. Um aspecto importante a ser considerado no processo de fotointerpretação é o conhecimento prévio da área estudada por parte do fotointérprete (JENSEN, 2000). Assim, sabe-se que na área estudada há o predomínio de vegetação nativa em estágios secundários de regeneração. De acordo com a resolução Conama N° 1 de 1994 (BRASIL, 1994), a vegetação secundária no domínio Mata Atlântica é constituída por formações vegetais em estágios iniciais, intermediários e avançados de regeneração. Deste modo, durante o processo de fotointerpretação da vegetação nativa das áreas estudadas, muitas áreas não puderam ser classificadas com confiabilidade devido a grande heterogeneidade da vegetação secundária presente nestas áreas. Além disto, não era possível visitar estas áreas para verificação e comparação com a fotografia aérea devido às fotografias utilizadas serem do ano de 2000. Para resolver este problema, foram selecionadas algumas áreas representativas dos diferentes estágios de regeneração da vegetação secundária na região da bacia, e para estas áreas, foram obtidas fotografias aéreas recentes (2008), as quais posteriormente foram visitadas em campo para a observação do estágio sucessional da vegetação. No campo, foram obtidas fotos para o registro da vegetação das áreas visitadas, e posteriormente, este material foi levado para consulta junto a Prof. Dra. Leila de Cunha

Moura (especialista em comunidades vegetais) do Departamento de Ecologia do Instituto de Biociências de Rio Claro. Após a visita de campo e a consulta ao especialista, foi possível reconhecer padrões nas fotografias aéreas recentes que caracterizavam cada estágio sucessional da vegetação, e a partir destas informações, foi possível confrontá-las com as áreas em dúvida presentes nas fotografias aéreas de 2000, e assim, confirmar a classificação destas áreas.

A seguir, é apresentada a descrição das categorias de vegetação nativa identificadas no processo de fotointerpretação e as características utilizadas para seu mapeamento e classificação. Além das áreas de vegetação secundária foram identificadas também áreas de plantação de eucalipto.

Estágio intermediário/avanzado: áreas com estrato predominantemente arbóreo. Características: dossel fechado, alto e heterogêneo; textura grosseira; presença de sombra; árvores altas com as copas muito próximas entre si; coloração verde escuro. Exemplo desta categoria é apresentado na figura 2.

Estágio inicial arbustivo-arbóreo: áreas com estrato arbustivo-arbóreo, sendo o componente arbóreo composto por árvores de pequeno diâmetro (arvoretas). Presença de lianas em alta abundância. Características: dossel fechado, baixo e pouco heterogêneo; textura pouco grosseira; presença de sombra; árvores menores; coloração verde claro. Exemplo desta categoria é apresentado na figura 3.

Estágio inicial arbustivo: áreas com estrato predominantemente arbustivo. Características: dossel mais aberto, baixo e homogêneo; textura fina; ausência de sombra ou presença em pouca quantidade; árvores e arvoretas esparsas ou ausentes; coloração verde claro. Exemplo desta categoria é apresentado na figura 4.

Fragmentos de Eucalipto: áreas com estrato predominantemente arbóreo. Características: dossel alto e homogêneo (plantios adultos), dossel baixo e homogêneo (plantios jovens); textura pouco grosseira; presença de sombra; coloração verde escuro. Exemplo desta categoria é apresentado na figura 5.



Figura 2 - Categoria de uso e cobertura vegetação secundária em estágio intermediário/avançado. Acima: vista no campo. Abaixo: vista aérea (ano 2000).



0 25 50
Metros

Figura 3 - Categoria de uso e cobertura vegetação secundária em estágio inicial arbustivo-arbóreo. Acima: vista no campo. Abaixo: vista aérea (ano 2008).



0 25 50
Metros

Figura 4 - Categoria de uso e cobertura vegetação secundária em estágio inicial arbustivo. Acima: vista no campo. Abaixo: vista aérea (ano 2008).



0 25 50
Metros

Figura 5 - Categoria de uso e cobertura *Eucalyptus* spp.. Acima: vista no campo. Abaixo: vista aérea (ano 2000).

Após a identificação e mapeamento destas categorias, foram consideradas apenas as categorias estágio intermediário/avançado e estágio arbustivo-arbóreo para constituírem o mapa de vegetação nativa das microbacias. Apesar do estágio arbustivo-arbóreo não possuir fisionomia florestal (Profa. Dra. Leila Cunha de Moura, comunicação pessoal), este foi considerado no mapa de vegetação nativa devido à dificuldade em separar este estágio do estágio intermediário/avançado em todas as áreas estudadas. Por este motivo, o mapa final obtido foi um mapa de vegetação secundária composto pelos estágios arbustivo-arbóreo e intermediário avançado, que por conveniência, será chamado de mapa de floresta. Na figura 6 está ilustrado o procedimento de fotointerpretação e um mapa de floresta de uma das microbacias do estudo.

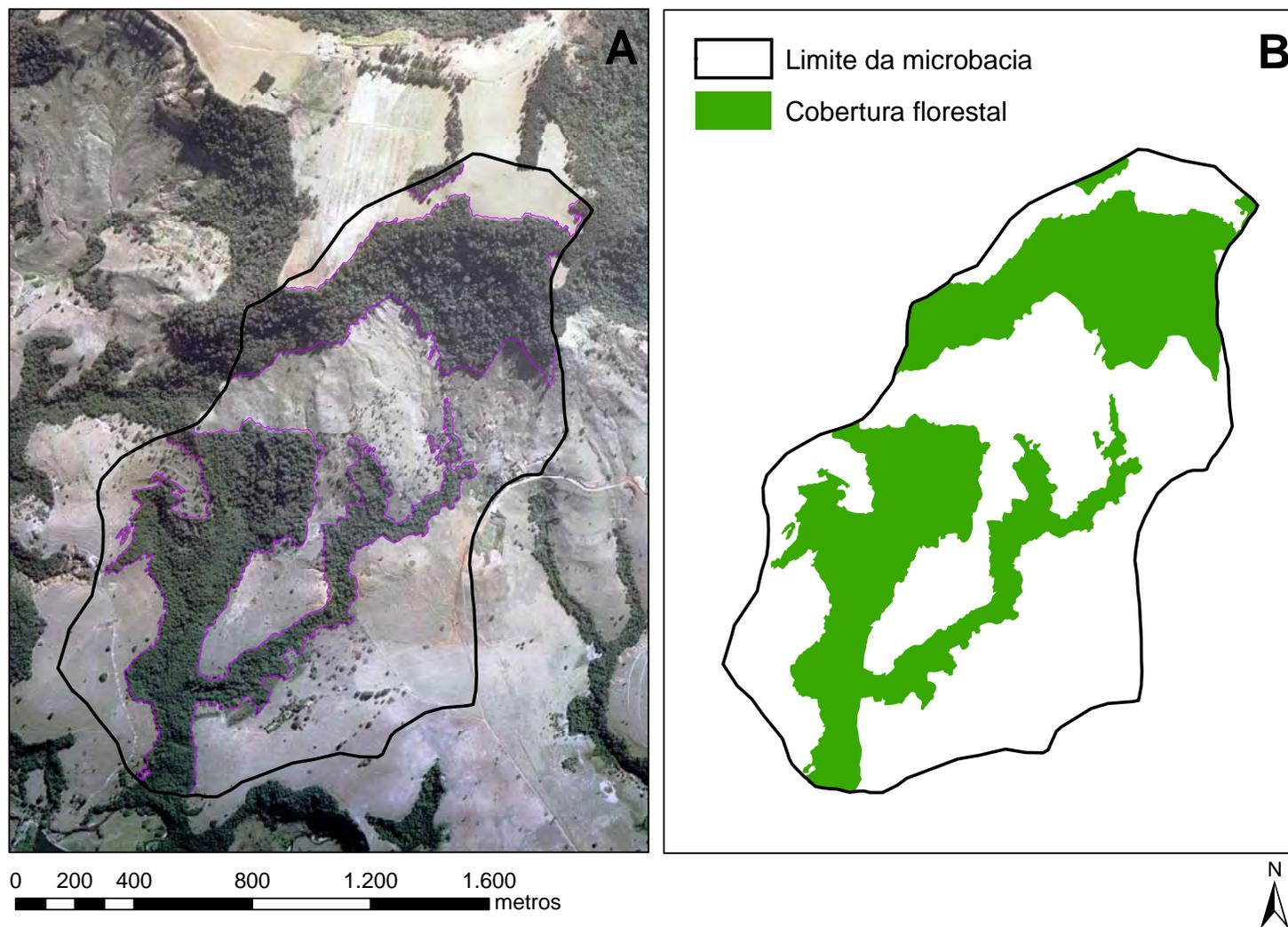


Figura 6 - Mapeamento da cobertura florestal de uma das microbacias do estudo. A) Digitalização dos polígonos de floresta pela técnica da fotointerpretação. B) Mapa de cobertura florestal resultante.

3.2.6 Mapas de distância da cobertura florestal

3.2.6.1 MAPAS DE DISTÂNCIA HIDROLÓGICA

Foram utilizados os arquivos de pontos e curvas altimétricas (escala 1:50.000), o arquivo de limites das microbacias e a extensão *3D Analyst* para gerar o Modelo Digital do Terreno em formato *tin* (Figura 7). Na seqüência, o arquivo *tin* foi convertido para o formato *grid* (Figura 7). A partir do MDT em formato *grid* foi obtido o mapa de distâncias hidrológicas das microbacias utilizando-se as ferramentas de hidrologia (*Hydrology*) da extensão *Spatial Analyst*. A distância hidrológica é a distância percorrida pela água entre qualquer ponto da microbacia e seu exutório, considerando as direções de fluxo calculadas com base na topografia do terreno (SCHÄUBLE, 2004).

O primeiro passo das operações foi utilizar a função *fill* para corrigir possíveis erros do arquivo MDT. O segundo passo foi utilizar a função *flow direction* para gerar um arquivo com a direção de fluxo hidrológico das microbacias. O terceiro passo foi utilizar a função *flow length* (opção *downstream*) para gerar o comprimento do fluxo, o qual é o arquivo de distâncias hidrológicas (Figura 8). Após a obtenção do mapa de distância hidrológica, foi necessário fazer algumas correções no arquivo final (remoção dos *pixels* de valores de 0 a 100) devido a alguns erros encontrados nas extremidades dos mapas (Figura 8) que prejudicariam demasiadamente as análises posteriores.

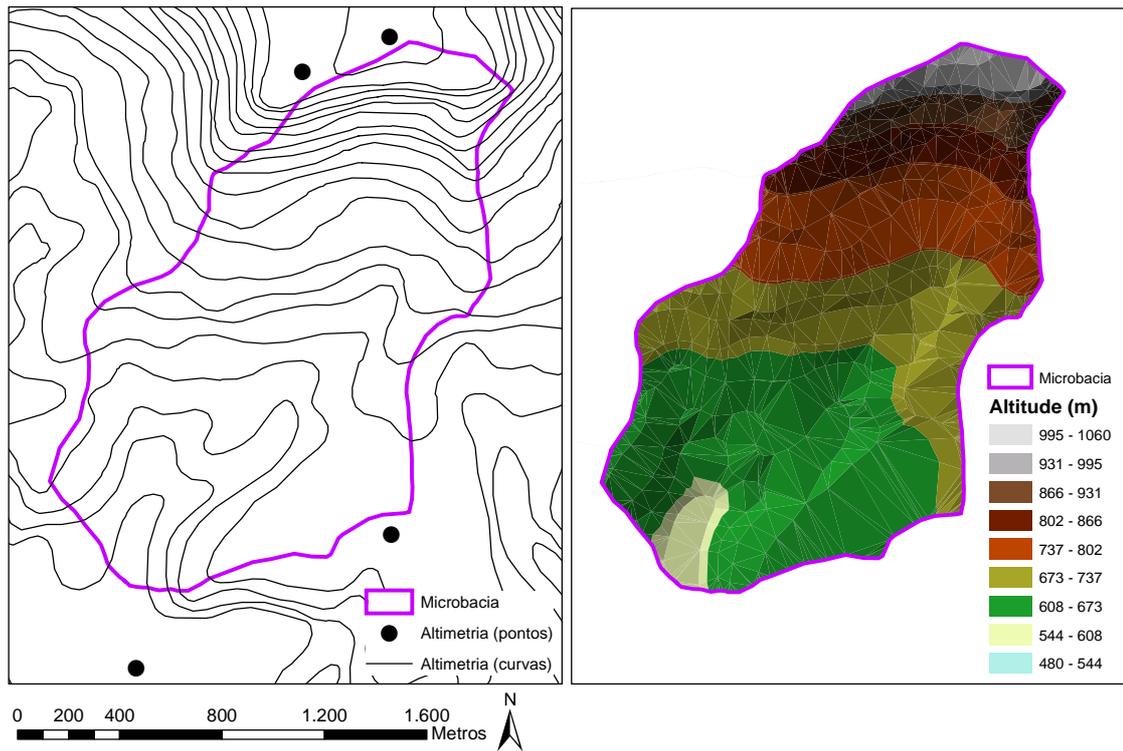


Figura 7 - Limite da microbacia, curvas e cotas altimétricas (direita). Modelo Digital do Terreno em formato *tin* (esquerda).

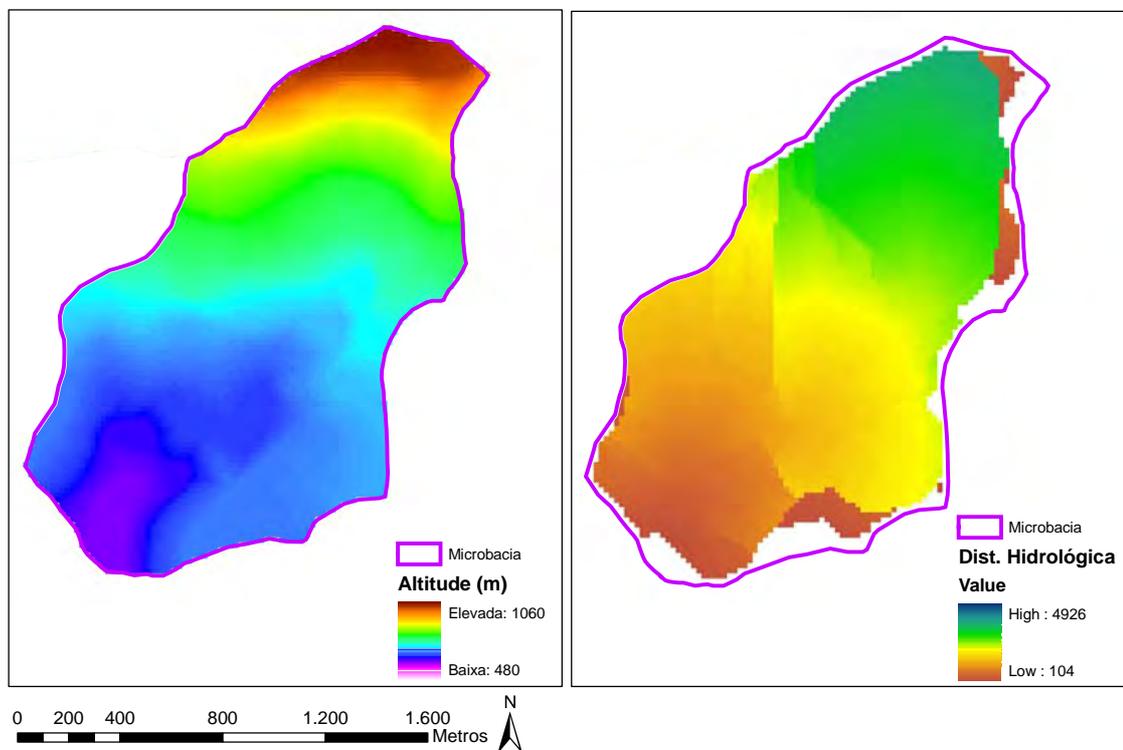


Figura 8 - Modelo Digital do Terreno convertido para o formato *grid* (direita). Mapa de distância hidrológica corrigido (esquerda).

3.2.6.2 MAPAS DE DISTÂNCIA RELATIVA DA COBERTURA FLORESTAL AO TRECHO DE AMOSTRAGEM

Para a obtenção dos mapas de distância relativa da cobertura florestal em relação ao trecho de coleta, foram utilizados os mapas de floresta e de distâncias hidrológicas das microbacias e a extensão *Spatial Analyst*. O primeiro passo foi criar um arquivo “máscara” criando-se um campo de valor 1 na tabela de atributos do arquivo de floresta, e na seqüência, converteu-se este arquivo para o formato *grid* considerando o campo de valor 1 da tabela de atributos. O segundo passo foi multiplicar o arquivo “máscara” pelo arquivo de distância hidrológica a partir da função *raster calculator* da extensão *Spatial Analyst* para gerar um novo mapa no qual foi atribuído um valor de distância hidrológica para cada *pixel* de floresta (Figura 9).

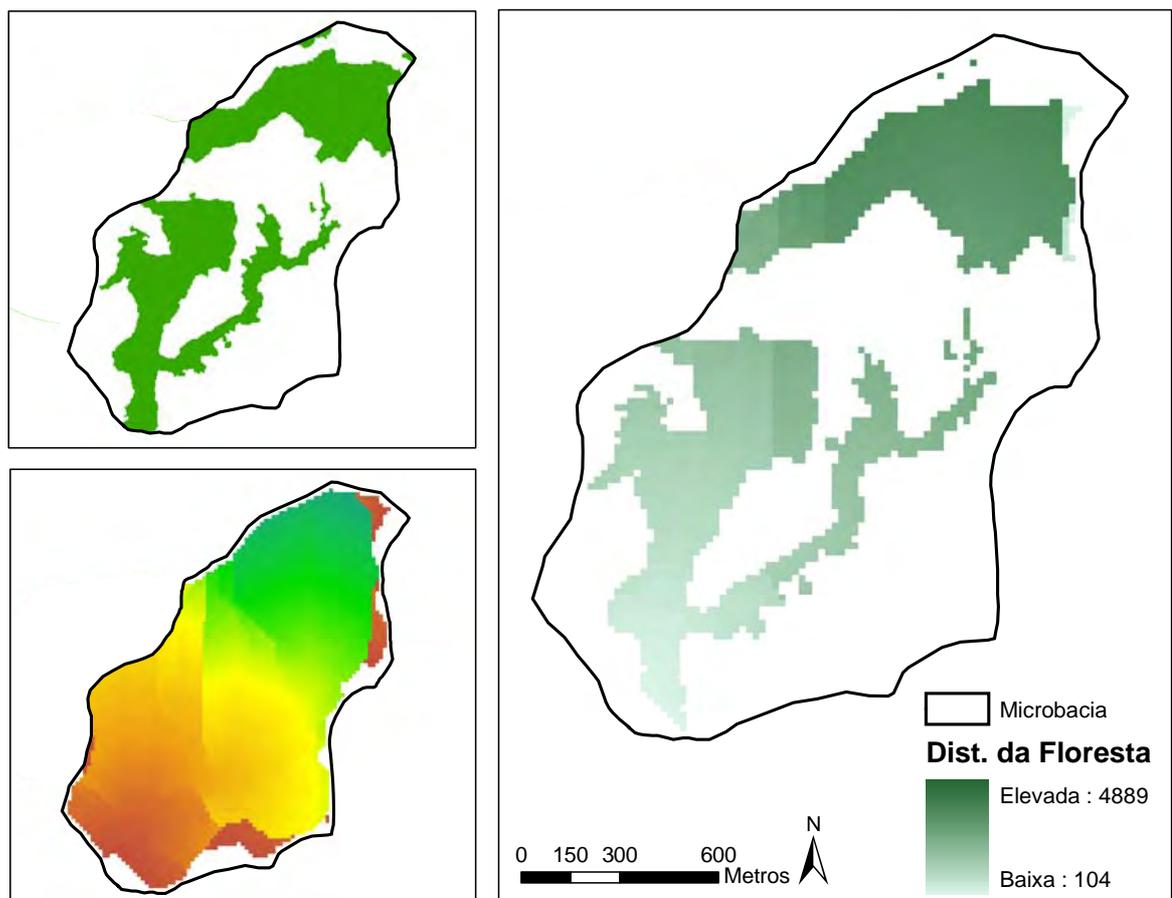


Figura 9 - Operação de mapas. Multiplicação do arquivo de floresta em formato *grid* (máscara) (figura menor acima) pelo mapa de distância hidrológica (figura menor abaixo) para geração de um mapa de floresta com valores de distância hidrológica (figura maior).

O terceiro passo foi criar um campo na tabela de atributos do arquivo de limite das microbacias, no qual foi inserido o *pixel* de floresta de máximo valor de distância hidrológica encontrado na respectiva microbacia. Na seqüência, este arquivo foi convertido para o formato *grid* considerando o campo de máximo valor de distância hidrológica da tabela de atributos. O quarto passo foi dividir o arquivo de *pixels* de floresta com valores de distância hidrológica pelo arquivo de distância máxima de distância hidrológica a fim de obter um novo mapa de distância relativa da floresta (mapa de *pixels* de floresta com valores de distância hidrológica normalizado pela distância máxima) (Figura 10).

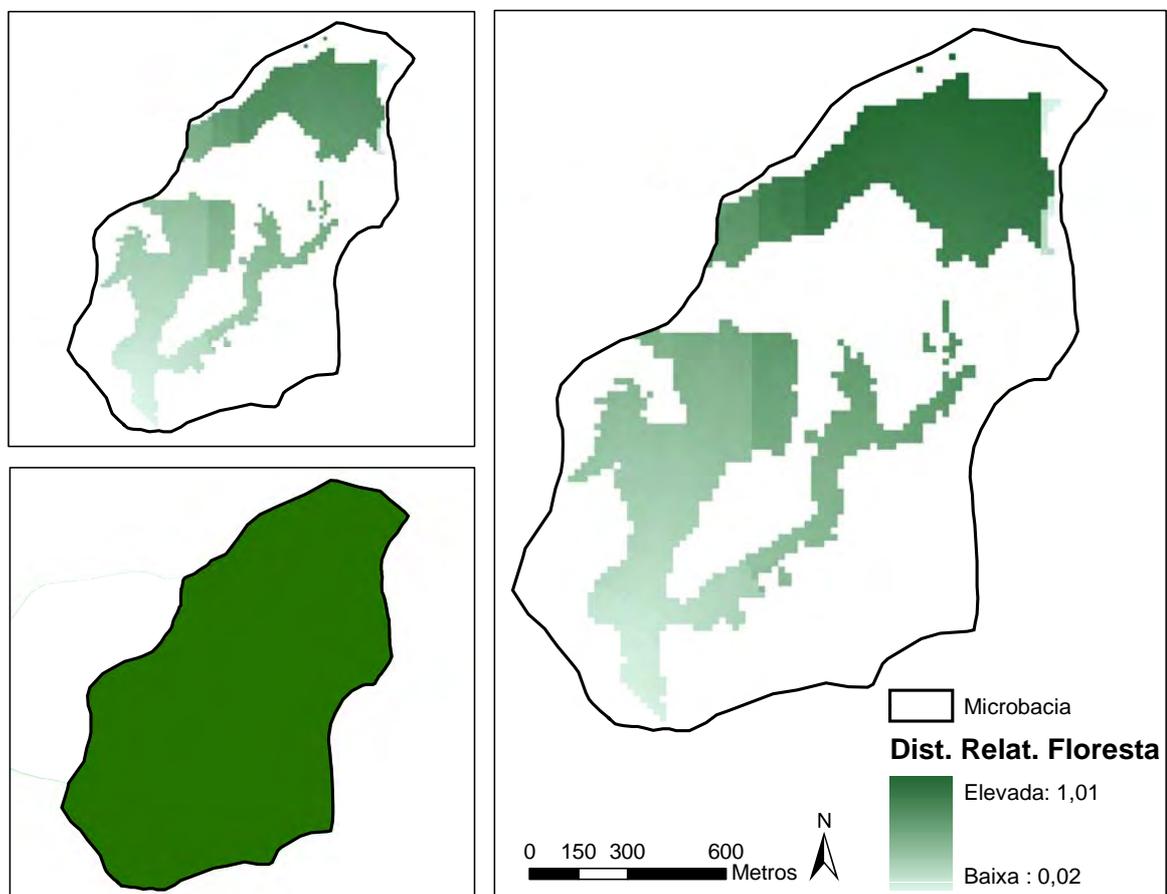


Figura 10 - Operação de mapas. Divisão do mapa de floresta com valores de distância hidrológica (figura menor acima) pelo mapa do máximo valor de distância hidrológica (figura menor abaixo) para geração de um mapa de floresta com valores de distância relativa da floresta (figura maior).

O quinto passo foi reclassificar o mapa de distância relativa da floresta em classes de distância para efetuar a quantificação da porcentagem de floresta em cada classe. Foram consideradas 3 classes de distância, sendo: D1 – distante, D2 – intermediária, D3 – próxima (Figura 11). Após a reclassificação, os erros surgidos durante a obtenção dos mapas de

distância hidrológica foram corrigidos criando-se arquivos vetoriais (formato *shape*), traçados a partir do mapa de distância relativa reclassificado (Figura 11).

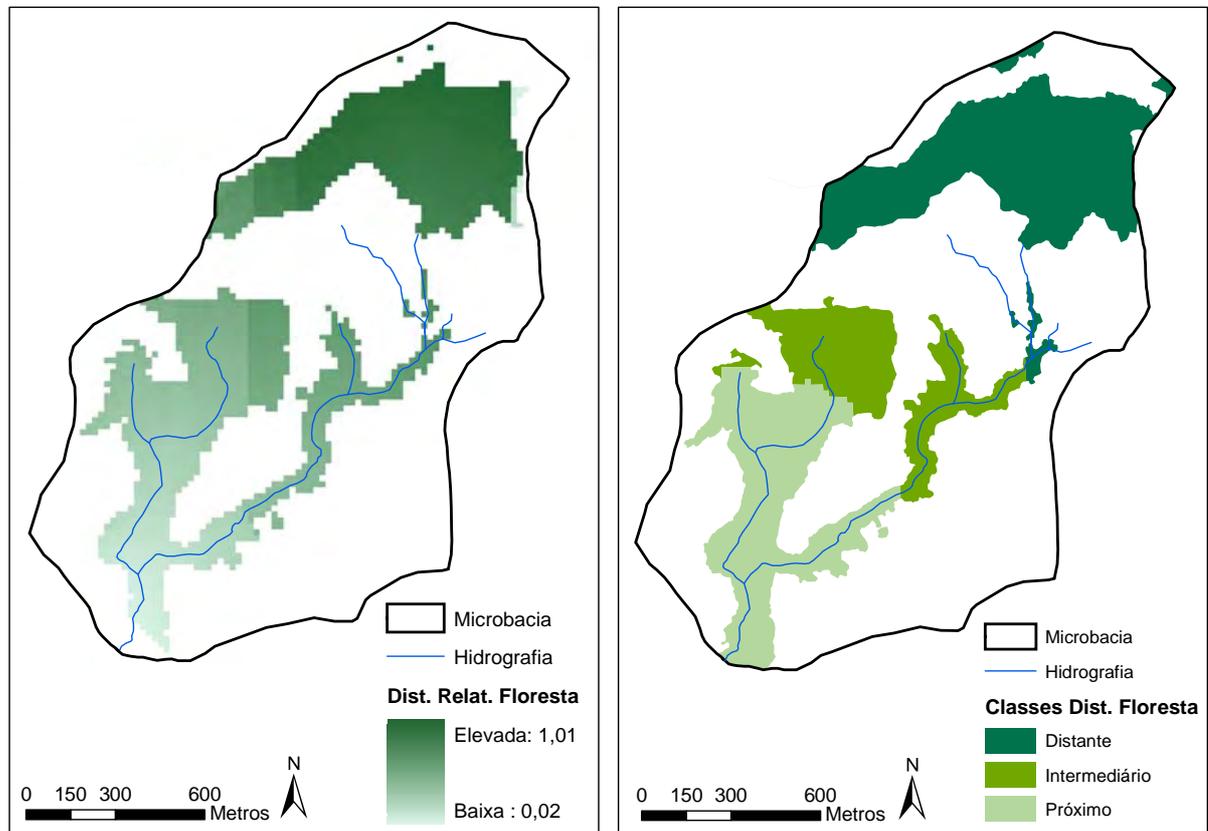


Figura 11 - Operação de mapas. Reclassificação do mapa de distância relativa da floresta (direita) para obtenção de um mapa de distância em três classes (esquerda).

A obtenção dos mapas de distância relativa foi necessário devido às diferenças no tamanho das microbacias. Por exemplo: em bacias maiores, podemos obter um valor de distância que represente que a floresta está localizada na porção intermediária da microbacia. Este mesmo valor, quando obtido para uma microbacia pequena, mostrará que a floresta localiza-se em uma posição intermediária da microbacia, quando na realidade, a floresta localiza-se na porção mais distante da microbacia. Assim, dividindo-se a distância real pela distância máxima, obtém-se um valor de distância relativa que representa melhor a posição da floresta na microbacia.

As operações espaciais realizadas para a obtenção dos mapas de distância da floresta em relação ao trecho, descritas neste tópico, são ilustradas a partir do esquema da figura 12.

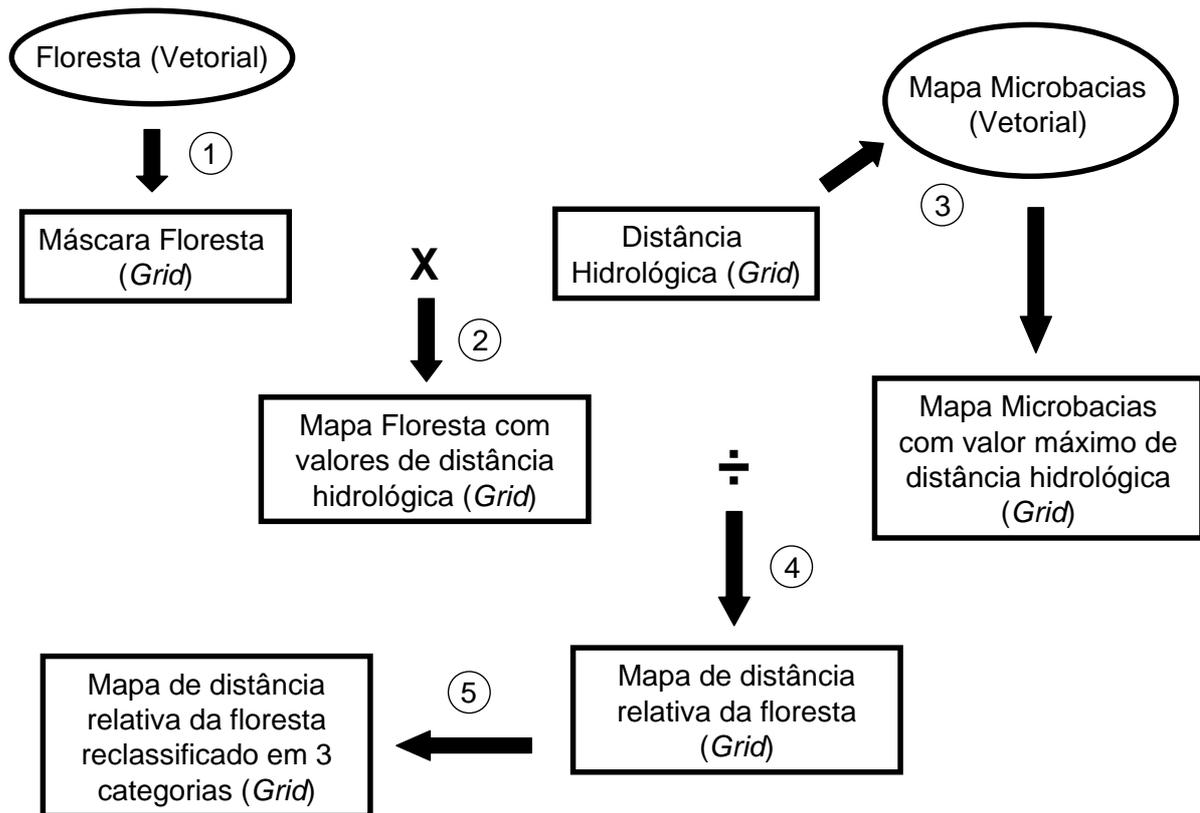


Figura 12 - Diagrama esquemático das operações espaciais no software ArcGis para obtenção dos mapas de distância da floresta em relação ao trecho de coleta.

3.2.7 Caracterização da estrutura da paisagem florestal das microbacias

A caracterização da estrutura da paisagem florestal das microbacias foi realizada a partir do cálculo de métricas referentes à composição e a configuração da classe de cobertura floresta. Também foram obtidas variáveis referentes aos aspectos físicos das microbacias e de sua hierarquia hidrológica na rede de drenagem da bacia do rio Corumbataí. As métricas foram calculadas a partir dos mapas de cobertura florestal e do Modelo Digital do Terreno (MDT) das microbacias e também a partir de cartas topográficas (escalas 1:10.000 e 1:50.000) da bacia do rio Corumbataí, utilizando os *softwares* ArcView e ArcGis 9.2.

Neste trabalho, foram consideradas três escalas espaciais: microbacia, zona ripária de 30 m da rede de drenagem e zona ripária de 30 m do trecho de amostragem. Estas escalas estão representadas na figura 13.

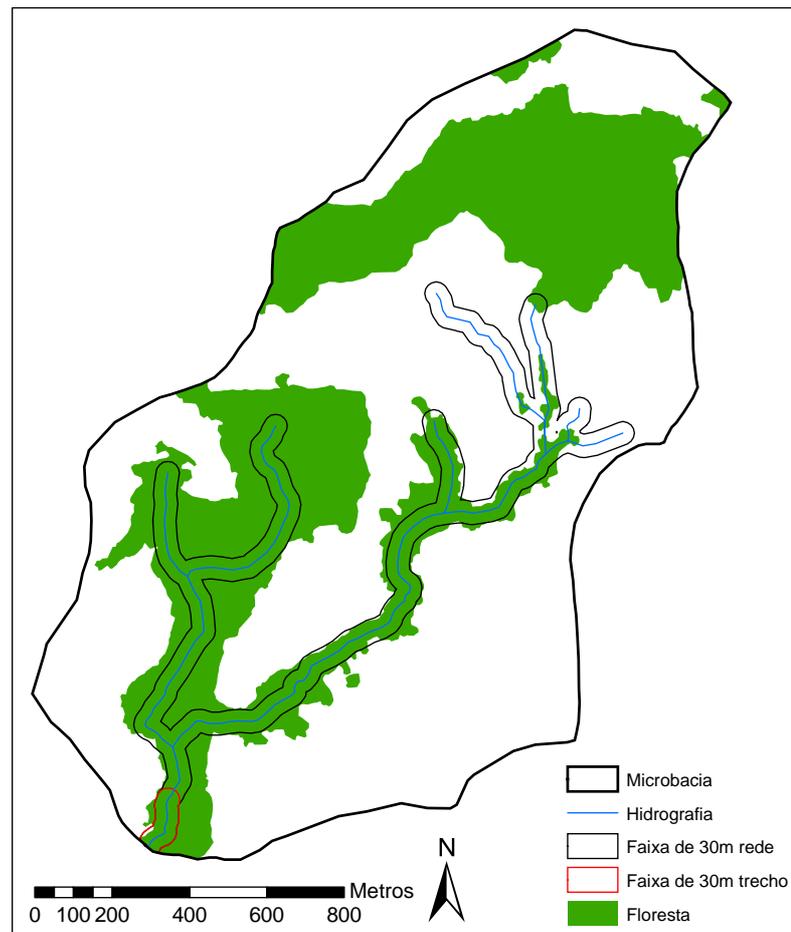


Figura 13 - Escalas espaciais abordadas no estudo. Microbacia: contorno em preto, Zona ripária de 30 m da rede hidrográfica: contorno em preto próximo a hidrografia, Zona ripária de 30 m do trecho de coleta: contorno em vermelho.

3.2.7.1 PORCENTAGEM DE FLORESTA

A variável porcentagem de floresta na microbacia foi calculada dividindo-se a área total de floresta pela área total da microbacia. Para as escalas de rede de drenagem e trecho de coleta, foi criada uma faixa (*buffer*) de 30 m ao redor da rede e do trecho. Para o cálculo da porcentagem de floresta em cada uma destas escalas, dividiu-se a área total de floresta no interior de cada faixa pela área total da respectiva faixa.

3.2.7.2 PORCENTAGEM DE FLORESTA NAS CLASSES DE DISTÂNCIA HIDROLÓGICA

Para o cálculo das porcentagens de floresta nas classes de distância, foi utilizado o mapa de distância relativa da floresta reclassificado em três classes. Foi realizada uma operação de tabulação de áreas na extensão *Spatial Analyst*, obtendo-se assim a área de floresta em cada classe. Na seqüência, os valores de cada classe foram divididos pela área total de floresta e multiplicados por 100 para obter um valor em porcentagem. Para este objetivo, foram calculadas as porcentagens de distância da floresta nas classes distante e próxima para as escalas espaciais de microbacia e rede de drenagem.

Estes cálculos foram realizados pela equação abaixo:

$$Di = \frac{\sum AFi}{\sum AF} \times 100 ; \text{ sendo:}$$

Di: a porcentagem de floresta na classe de distância *i*,

AFi: a área de floresta na classe de distância *i*,

AF: a área total de floresta na escala espacial considerada.

As variáveis de distância da floresta em relação ao trecho não foram obtidas para a escala do trecho de coleta, pois trata-se de uma escala espacial pequena (150 m de riacho), na qual a quantificação da configuração (distância) da floresta não traz informações adicionais para os processos ecológicos avaliados.

3.2.7.3 ALTITUDE E DECLIVIDADE MÉDIA DAS MICROBACIAS

Estas variáveis foram obtidas a partir das curvas de níveis e das cotas altimétricas (escala 1:50.000) da bacia do rio Corumbataí (PROJETO CORUMBATAÍ, 2001). A partir destes arquivos, foi gerado o Modelo Digital do Terreno (MDT) utilizando-se os *softwares* ArcGis 9.2 e *Spatial Analyst*. A partir do MDT, foram obtidos os mapas de altitude e declividade da bacia do rio Corumbataí. Com estes mapas, utilizou-se a operação de estatísticas de zonas do ArcGis 9.2 para obter os valores médios de altitude (m) e declividade (%) para as microbacias.

3.2.7.4 HIERARQUIA HIDROLÓGICA

As variáveis de hierarquia hidrológica foram obtidas a partir de cartas topográficas da bacia do rio Corumbataí. A variável ordem de canal foi obtida a partir de cartas topográficas 1:10.000 utilizando-se o método de ordenamento de *Strahler* (FITZPATRICK et al., 1998). A variável ligação-jusante (*downstream linkage*) foi obtida no trabalho de Gerhard (2005) a partir de cartas topográficas 1:50.000 utilizando-se o método de ordenamento de *Shreve* (FITZPATRICK et al., 1998). Para a obtenção da variável ligação-jusante, considera-se o valor da ordem de canal (obtida pelo método de *Shreve*) da próxima confluência a jusante do ponto considerado (FITZPATRICK et al., 1998).

3.2.8 Comunidades de peixes

Os dados das comunidades de peixes foram gerados no trabalho “Comunidades de peixes de riachos em função da paisagem da bacia do rio Corumbataí, Estado de São Paulo”, Processo Fapesp 00/14284-0, executado pelo pesquisador Pedro Gerhard (GERHARD, 2005). Neste estudo, serão consideradas as amostras de peixes coletadas nos anos de 2003 e 2004 durante a estação chuvosa. Aqui serão apresentadas informações resumidas sobre os dados dos peixes e informações mais detalhadas sobre estas comunidades podem ser obtidas no trabalho de Gerhard (2005).

3.2.8.1 COLETA DOS PEIXES

A coleta dos peixes foi realizada num trecho de riacho de 150m de extensão, fechado em seus extremos por rede de náilon. O método de captura utilizado foi a eletropesca e o autor do trabalho seguiu o método de depleção descrito em Seber (2002), utilizando três “passagens” consecutivas de esforços iguais. Os indivíduos capturados eram colocados em um recipiente contendo formol a 10% e depois mantidos em recipientes contendo álcool 70%. A identificação das espécies foi realizada pelo autor do trabalho e posteriormente confirmada por especialistas da Seção de Peixes do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP), da Universidade Estadual de Maringá (UEM – Nupélia) e do Instituto de

Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho” (Coleção de Peixes - DZSJRP).

3.2.8.2 ABRANGÊNCIA E EFICÁCIA DO LEVANTAMENTO

A abrangência e a eficácia do levantamento das espécies de peixes da bacia foram analisadas no trabalho de Gerhard (2005) através da curva do coletor e de estimadores de riqueza de espécies. Através do programa EstimateS 7.0 (COLWELL, 2004), foram obtidos os estimadores de riqueza de *Jacknife* e *Bootstrap*, os quais foram comparados ao total de espécies observadas no conjunto da amostra.

A partir da série de dados aleatorizados da acumulação de espécies em função do número de amostras (obtidas do EstimateS 7.0), ajustou-se uma função do tipo: $y = a (b - e^{-cx})$ através do software Curve Expert 1.3 (HYAMS, 2001), a fim de se obter o valor assintótico da função quando x (número de amostras) igualava 10^{30} . Este valor, denominado S_a , também foi utilizado como um estimador da riqueza total de espécies do conjunto de amostras.

3.2.8.3 ÍNDICES DAS COMUNIDADES

Neste estudo foram analisados diferentes atributos da comunidade, como número total de indivíduos na amostra (N), a riqueza de espécies (número total de espécies: S) a diversidade de espécies (índice de diversidade de *Shannon*: SH) e a equabilidade entre as espécies (índice de equabilidade de *Shannon*: J) presentes na amostra. Estes índices foram obtidos por Gerhard (2005) a partir de recomendações obtidas em Magurran (1988) e Krebs (1999).

3.2.9 Análises estatísticas

3.2.9.1 DIFERENÇAS NOS ÍNDICES DAS COMUNIDADES EM FUNÇÃO DA ESTRUTURA DA PAISAGEM FLORESTAL

Para avaliar se os índices das comunidades (número de indivíduos, riqueza, diversidade e equabilidade) diferiam entre as microbacias considerando-se a quantidade de

floresta (composição) e sua posição em relação ao trecho de coleta (configuração) na paisagem, as microbacias foram separadas em grupos de composição e grupos de configuração nas três escalas espaciais avaliadas. Desta maneira, os grupos de composição de floresta foram definidos considerando-se a variável proporção de floresta e os grupos de configuração de floresta considerando-se a variável porcentagem de floresta na classe de distância distante. Para a definição dos grupos de composição da cobertura florestal, foram selecionadas 20 microbacias para cada grupo (ex: 20 microbacias com alta porcentagem de floresta e 20 com porcentagem baixa). Para cada escala avaliada, tomava-se o conjunto maior de 60 microbacias consideradas neste estudo e classificavam-se as microbacias em ordem crescente de porcentagem de floresta, de modo que as 20 microbacias iniciais constituíam aquelas com menor porcentagem de floresta e as 20 microbacias finais do conjunto constituíam as com maior porcentagem de floresta. Este processo foi realizado separadamente para cada escala, pois o conjunto de microbacias com maior porcentagem de floresta na microbacia não corresponde totalmente ao conjunto de microbacias com maior porcentagem de floresta na rede. Para a configuração da floresta nas escalas avaliadas, utilizou-se o mesmo procedimento descrito acima para a obtenção dos grupos de distância de floresta em relação ao trecho, com a diferença de que cada grupo era constituído de 15 microbacias (não foi possível obter um número maior de amostras em cada grupo) e as microbacias não foram agrupadas em função da configuração da floresta na escala de trecho de coleta, pois as variáveis de distância não foram calculadas para a escala espacial de trecho de coleta.

Após a definição dos grupos, uma análise preliminar dos índices de diversidade das comunidades entre os grupos foi realizada através de gráficos *boxplots*. A partir destes gráficos avaliou-se a assimetria e a homocedasticidade dos dados e a presença de valores extremos (*outliers*). Na seqüência, foram testadas diferenças nos índices das comunidades entre os grupos de composição e configuração da cobertura florestal a partir de análise de variância (ANOVA tipo I). De acordo com Zar (1996), quando o número de grupos é igual a dois, tanto o teste *t* para duas amostras (*two-sample t test*) quanto o teste ANOVA para um simples fator (*single-factor ANOVA*) podem ser aplicados quando está se testando a hipótese nula de que a média do grupo um é igual a média do grupo dois ($H_0: \mu_1 = \mu_2$); nestas circunstâncias, as conclusões obtidas pelos dois procedimentos serão idênticas. Assim, foram realizados um total de 20 testes ANOVA, sendo quatro testes para composição na escala de microbacia, quatro para composição na escala de rede de drenagem, quatro para composição na escala de trecho de coleta, quatro para configuração na escala de microbacia e quatro para configuração na escala de rede de drenagem. Após cada teste, realizou-se o diagnóstico de

cada modelo a partir da análise de resíduos para avaliar a normalidade e a homogeneidade de variância dos resíduos. Nos casos onde foi detectada ausência de normalidade e/ou ausência de homogeneidade de variâncias e também presença de *outliers*, os dados eram transformados usando logaritmo na base 10 e, após a transformação, a análise era refeita e os diagnósticos dos resíduos reavaliados. Se os *outliers* permanecessem mesmo após a transformação dos dados, seguiram-se os procedimentos descritos em Quinn e Keough (2002), no qual uma nova análise deve ser conduzida removendo-se o *outlier* e avaliando-se os resultados da análise em função da ausência do *outlier*. Se os resultados não eram alterados, significa que o *outlier* não afeta os resultados da análise e pode ser mantido; caso contrário, o *outlier* deve ser removido. As análises foram conduzidas no *software* R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008) adotando-se um nível de significância de 5%. Para a realização das análises, foram consultados os trabalhos de Zar (1996), Daalgard (2002) e Quinn e Keough (2002).

3.2.9.2 RELAÇÕES ENTRE A DIVERSIDADE DAS COMUNIDADES E A PAISAGEM DAS MICROBACIAS

O número total de indivíduos e o índice de diversidade foram relacionados com as variáveis de estrutura da paisagem florestal e as variáveis de aspecto físico e de hierarquia hidrológica das microbacias. Primeiramente, as variáveis preditoras foram padronizadas em média zero e desvio padrão um para que todas se encontrassem na mesma escala de medida (QUINN; KEOUGH, 2002). A normalidade, a natureza da relação entre as variáveis e a presença de valores extremos (*outliers*) foram avaliadas a partir de uma matriz de gráficos de dispersão. Na seqüência, foi realizada a análise de regressão linear múltipla considerando os mesmos conjuntos de dados definidos para o teste ANOVA. A seleção do modelo que melhor se ajusta aos dados foi realizada a partir do método de seleção *backward*. Neste processo, inicia-se a análise de regressão com todos os preditores e avalia-se o valor de p de cada preditor. No passo seguinte, realiza-se uma nova análise excluindo-se a variável que não apresentou valor de p significativo. O processo continua até que se obtenha um modelo em que todas as variáveis preditoras selecionadas apresentem valores de p significativos (DAALGARD, 2002, QUINN; KEOUGH, 2002). Após a seleção do modelo, realizou-se o diagnóstico através da análise de resíduos para avaliar a normalidade e a homogeneidade de variância dos resíduos, a presença de valores extremos e de colineariedade entre os preditores. As análises foram realizadas no *software* R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008)

considerando-se um nível de significância de 5% e consultando-se os trabalhos de Quinn e Keough (2002) e Daalgard (2002).

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Mapas de cobertura florestal das microbacias

Os mapas da cobertura florestal das microbacias obtidos pela fotointerpretação são apresentados no Apêndice A.

3.3.2 Caracterização da estrutura da paisagem florestal das microbacias

As proporções de floresta dos conjuntos de microbacias nas diferentes escalas espaciais são apresentadas nas figuras 14 a 16.

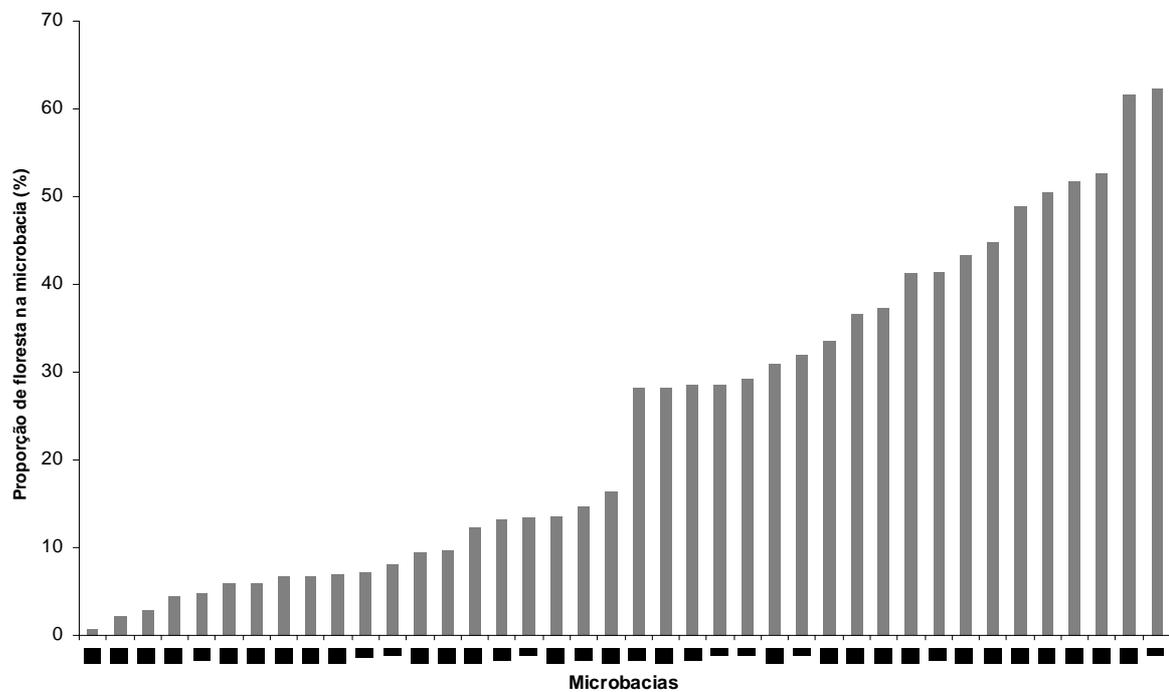


Figura 14 - Proporção de floresta na escala espacial de microbacia. Os 20 primeiros valores correspondem ao grupo de baixa proporção de floresta, enquanto os 20 valores restantes correspondem ao grupo de alta proporção de floresta.

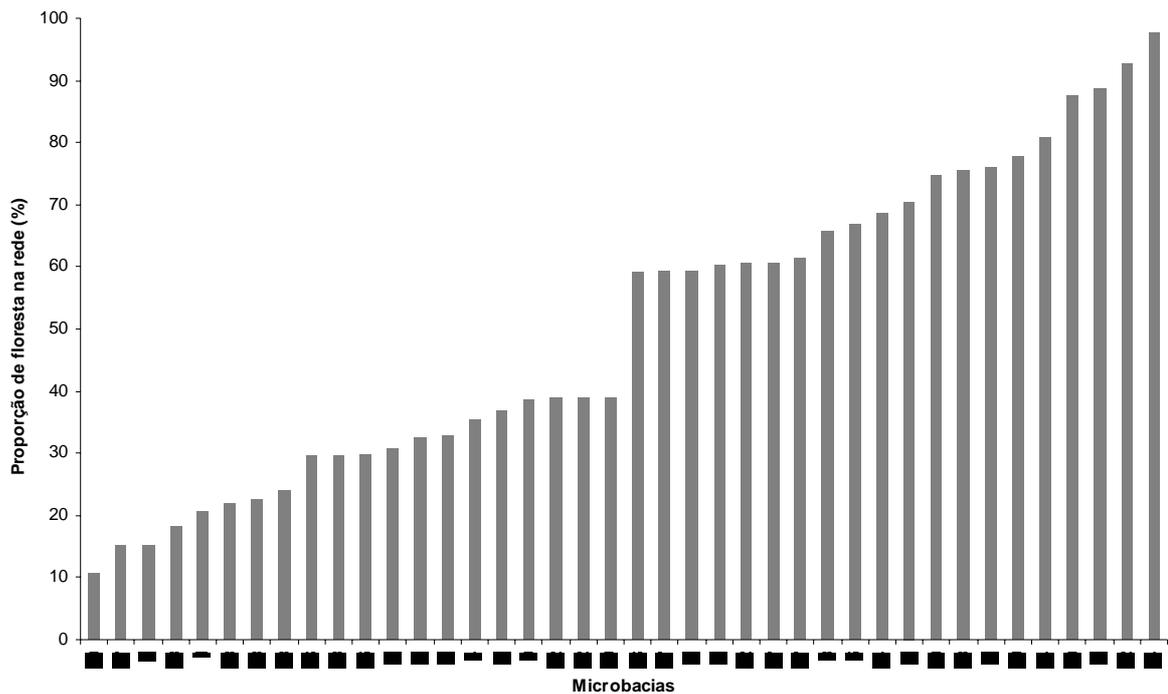


Figura 15 - Proporção de floresta na escala espacial de rede de drenagem. Os 20 primeiros valores correspondem ao grupo de baixa proporção de floresta, enquanto os 20 valores restantes correspondem ao grupo de alta proporção de floresta.

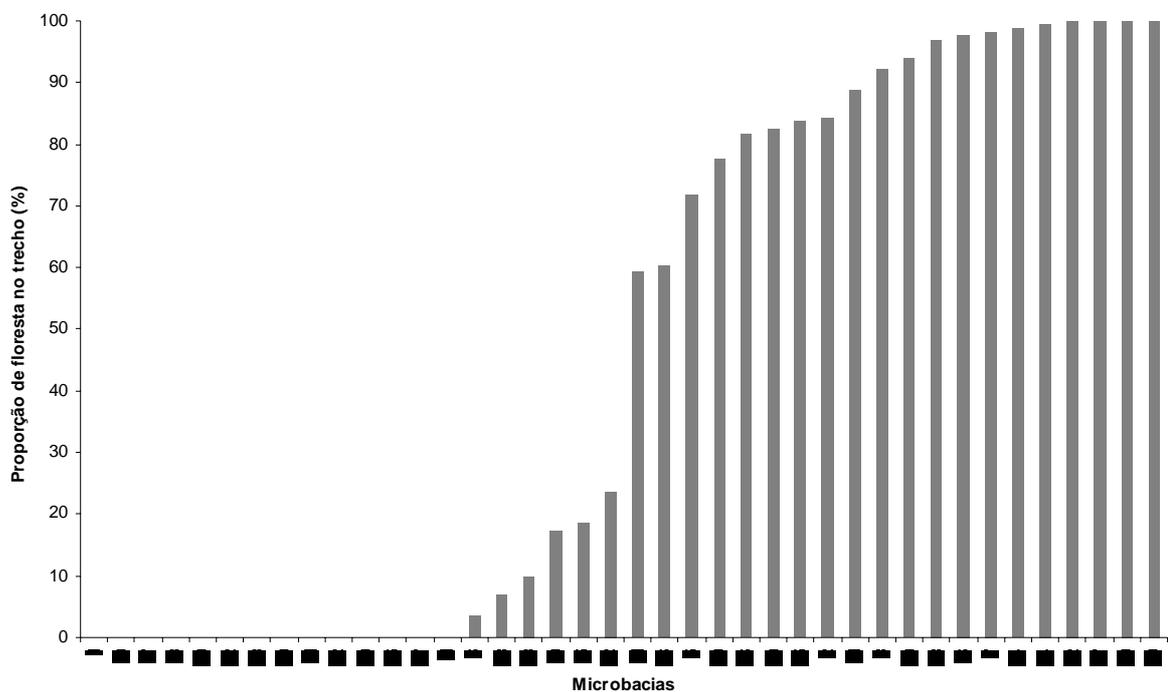


Figura 16 - Proporção de floresta na escala espacial de trecho de coleta. Os 20 primeiros valores correspondem ao grupo de baixa proporção de floresta, enquanto os 20 valores restantes correspondem ao grupo de alta proporção de floresta.

Observa-se para a escala de microbacia que apenas quatro amostras do conjunto de alta porcentagem de floresta apresentam valores acima de 50%, sendo o restante das amostras

com valores entre 30 a 50%. Estes valores mostram que mesmo nas microbacias com alta porcentagem de floresta na paisagem, estes valores estão longe de significar uma grande extensão da paisagem ocupada por florestas. Para a escala de rede de drenagem e trecho de coleta, observa-se que as amostras do grupo de alta porcentagem de floresta possuem valores acima de 60%, representando nestes casos uma extensão maior da paisagem ocupada por florestas.

As proporções de floresta nas classes de distância dos conjuntos de microbacias nas escalas de microbacia e rede são apresentadas nas figuras 17 e 18. Nestes gráficos, são apresentadas as proporções de floresta nas classes de distância distante e próxima para efeito de comparação. Na definição dos grupos foi considerada apenas a classe de distância distante.

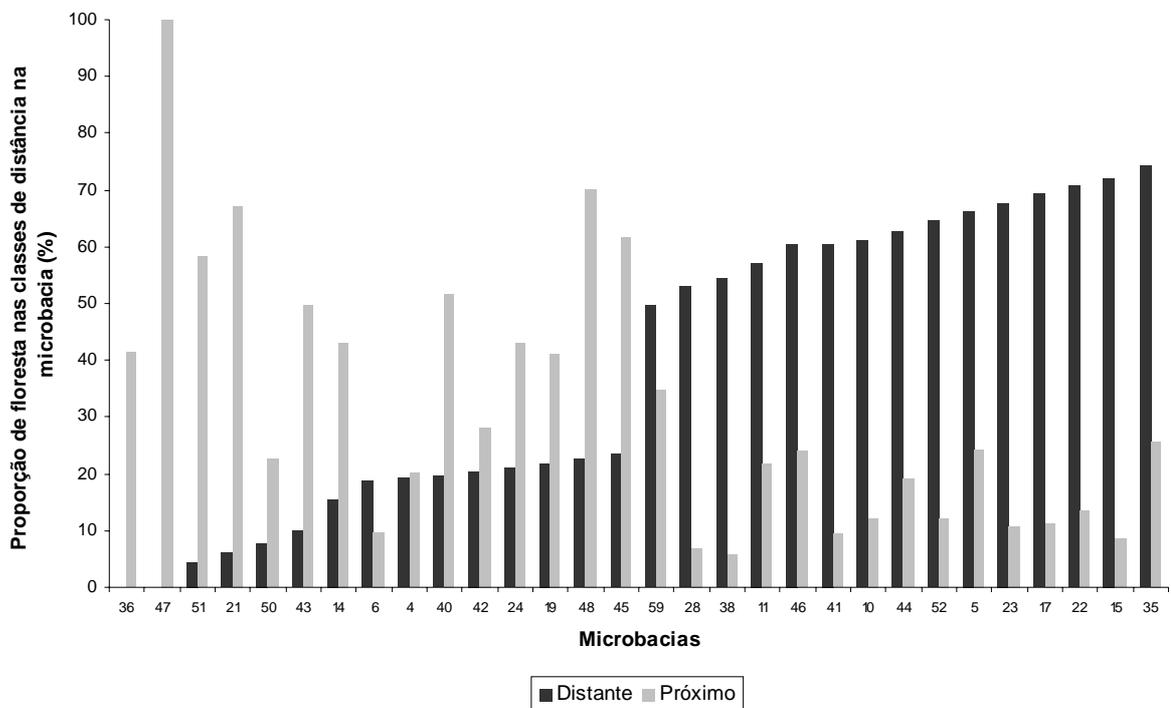


Figura 17 - Proporção de floresta na classe de distância distante e próxima na escala espacial de microbacia. Os 15 primeiros valores correspondem ao grupo de baixa distância, enquanto os 15 valores restantes correspondem ao grupo de elevada distância.

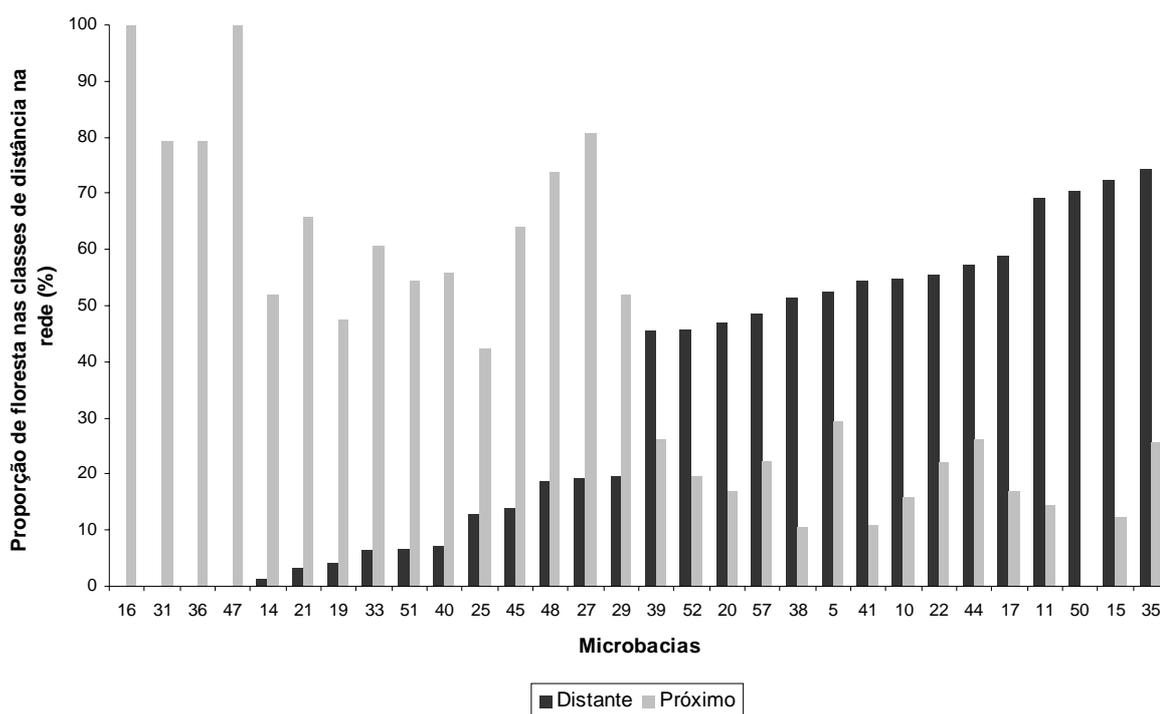


Figura 18 - Proporção de floresta na classe de distância distante e próxima na escala espacial de rede de drenagem. Os 15 primeiros valores correspondem ao grupo de baixa distância, enquanto os 15 valores restantes correspondem ao grupo de elevada distância.

Observa-se para a escala de microbacia que a maioria das amostras do grupo de floresta distante apresenta valores acima de 60% de florestas localizadas distante do trecho de coleta, mostrando que para estas amostras grande parte da cobertura florestal na microbacia encontra-se distante do trecho de coleta. Para o grupo de floresta próxima, os valores mostram que aproximadamente 20% da cobertura florestal localiza-se distante do trecho de coleta, mostrando que o restante da floresta ocupa porções intermediárias ou próximas do exutório da microbacia. No entanto, observa-se que as amostras #6, #4 e #42 possuem valores de proporção próxima menor, semelhante e um pouco maior, respectivamente, em comparação aos respectivos valores de proporção distante, quando deveriam ser maiores em relação a estes.

Para a escala de rede de drenagem, observa-se que a maioria das amostras do grupo de floresta distante apresenta valores entre 45% a 60% de florestas localizadas distante do trecho de coleta (apenas quatro amostras acima dos 70%). Para o grupo de floresta próxima, os valores mostram que aproximadamente 20% da cobertura florestal localiza-se distante do trecho de coleta, mostrando que o restante da floresta ocupa áreas próximas do exutório da microbacia.

3.3.3 Composição de espécies das amostras

A composição específica das amostras de peixes apresentada no anexo A deste trabalho foi gerada no trabalho de Gerhard (2005). De acordo com o autor, as amostras de seu estudo continham um total de 51 espécies e um total de 53.806 indivíduos, identificadas em seis ordens, 14 famílias e 37 gêneros. As espécies foram listadas por sua posição sistemática, constando nomes científicos e vulgares.

3.3.4 Esforço de coleta e Curva de acumulação de espécies

Os valores obtidos para os estimadores de riqueza de espécies são apresentados na tabela 1. O percentual de espécies obtidas em relação a estes estimadores também é apresentado (%Sobs).

Tabela 1 - Número de espécies observadas (*Sobs*) e estimadores de riqueza total de espécies pelo método de *Jacknife*, *Bootstrap* e valor máximo estimado a partir da função assintótica conforme a equação apresentada na figura 19 (*Sa*). São mostrados os valores percentuais de espécies obtidas em relação estes estimadores (% *Sobs*).

	<i>Sobs</i>	<i>Jacknife</i>	<i>Bootstrap</i>	<i>Sa</i>
estimadores	51	57	54	52
% <i>Sobs</i>		89,6	95,0	97,5

A curva de acumulação de espécies coletadas em função do número de amostras é apresentada na figura 19.

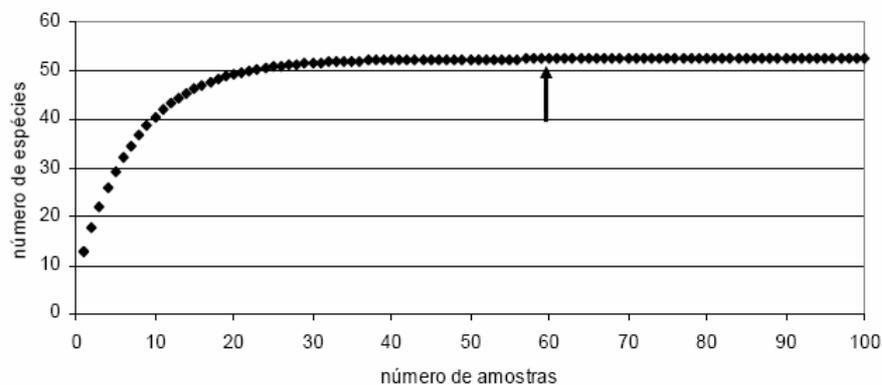


Figura 19 - Curva de acumulação de espécies em função do número de amostras estimadas para o conjunto de amostras tomadas na estação chuvosa em riachos da bacia do Rio Corumbataí, SP. A curva segue a equação $y = 44,97 (1,16 - e^{-0,13x})$, com $r = 0,99$. A seta indica o ponto da curva correspondente ao esforço amostral empregado.

De acordo com os resultados das análises obtidos por Gerhard (2005), o esforço amostral empregado pelo autor foi bastante satisfatório para o conjunto de amostras obtidas. Nota-se a partir da figura 19 que o esforço de coleta empregado encontra-se já no “patamar” das curvas de acumulação de espécies. Foram observadas pelo menos 89,6% das espécies estimadas pelo método de *Jackknife* e no máximo 97,5% das espécies estimadas pela função assintótica mostrada na figura 19. Observa-se que o estimador *Jackknife* tende a produzir sobrestimativas do número total de espécies, especialmente quando o tamanho da amostra é pequeno. De acordo com Gerhard (2005), é possível afirmar com razoável confiabilidade que os riachos da bacia do rio Corumbataí abrigam no seu conjunto aproximadamente entre 52 a 54 espécies de peixes de riachos, considerando microbacias de 1ª a 4ª ordem.

3.3.5 Estrutura da cobertura florestal e diversidade das comunidades de peixes

3.3.5.1 COMPOSIÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL

Um resumo estatístico dos dados (média e desvio padrão) referentes aos grupos de composição da paisagem florestal nas três escalas espaciais avaliadas é apresentado na tabela 2.

Tabela 2 - Média e desvio padrão (\pm) dos índices de diversidade das comunidades para os grupos de composição da cobertura florestal nas três escalas espaciais. N – Número de indivíduos, S – Riqueza de espécies, SH – Índice de diversidade de Shannon, J – Índice de equabilidade de Shannon.

Escala	Descritores	Grupos de Composição Florestal			
		Porcentagem Alta		Porcentagem Baixa	
Microbacia	N	319,70	$\pm 248,01$	427,55	$\pm 394,74$
	S	9,75	$\pm 4,67$	12,15	$\pm 5,67$
	SH	1,49	$\pm 0,43$	1,65	$\pm 0,64$
	J	0,69	$\pm 0,13$	0,68	$\pm 0,21$
Rede	N	372,35	$\pm 257,12$	472,25	$\pm 433,92$
	S	10,70	$\pm 5,60$	13,35	$\pm 6,27$
	SH	1,55	$\pm 0,47$	1,75	$\pm 0,65$
	J	0,70	$\pm 0,11$	0,69	$\pm 0,21$
Trecho	N	332,70	$\pm 309,77$	502,75	$\pm 434,47$
	S	9,20	$\pm 4,12$	15,15	$\pm 5,91$
	SH	1,44	$\pm 0,48$	1,95	$\pm 0,44$
	J	0,67	$\pm 0,13$	0,74	$\pm 0,11$

Os gráficos *boxplots* das variáveis das comunidades entre os grupos de composição são apresentados nas figuras 20 a 22.

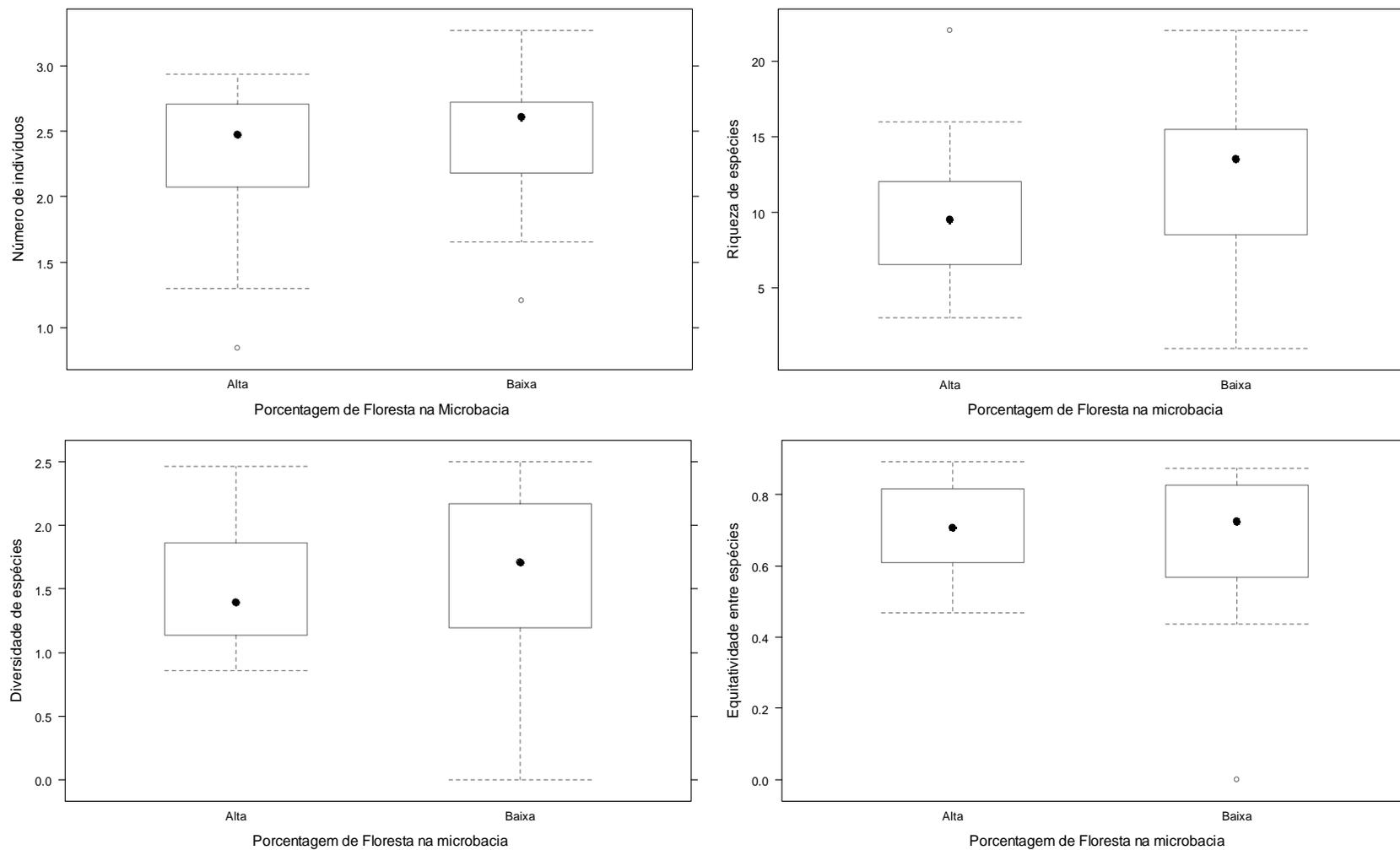


Figura 20 - Gráficos *boxplots* do número de indivíduos, riqueza, diversidade e equabilidade para os grupos de percentagem de floresta na escala de microbacia.

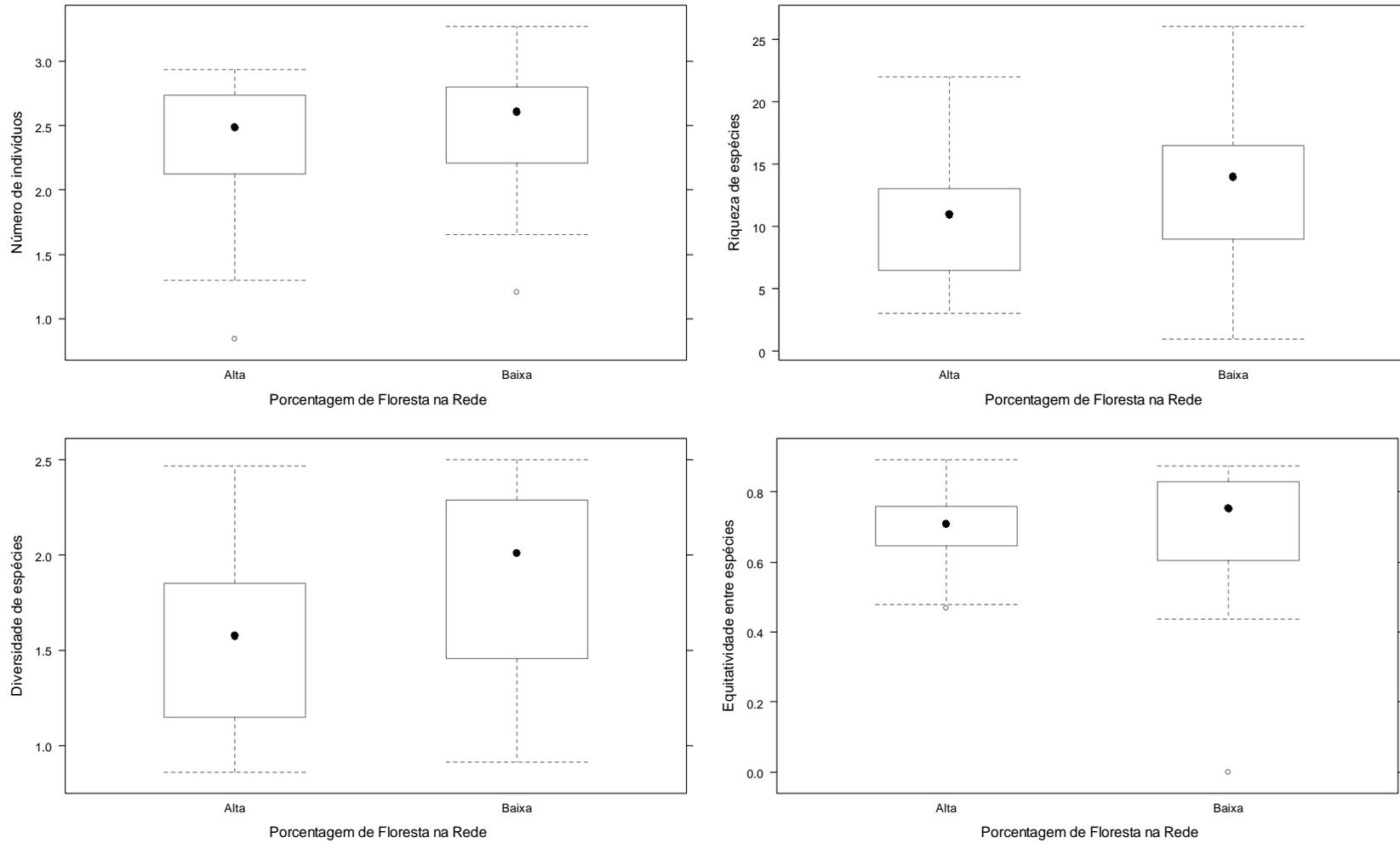


Figura 21 - Gráficos *boxplots* do número de indivíduos, riqueza, diversidade e equabilidade para os grupos de porcentagem de floresta na escala de rede de drenagem.

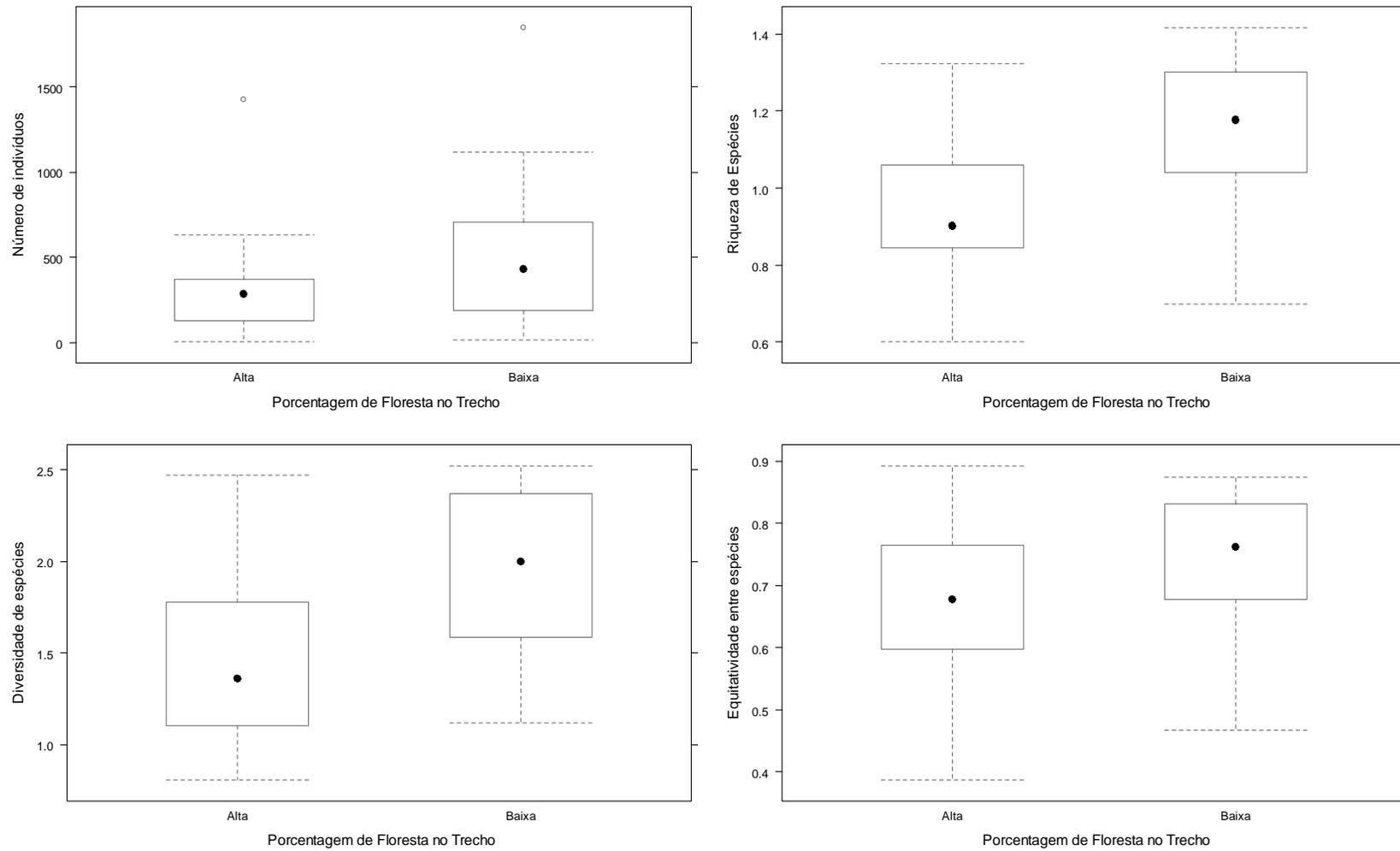


Figura 22 - Gráficos *boxplots* do número de indivíduos, riqueza, diversidade e equabilidade para os grupos de porcentagem de floresta na escala de trecho de coleta.

A análise preliminar dos gráficos dos índices de diversidade entre os grupos de composição de floresta mostrou que aparentemente existe diferença entre alguns índices avaliados (riqueza nas três escalas, diversidade na escala de rede e trecho, equabilidade na escala de trecho). Estes gráficos mostraram também que, de modo geral, as comunidades são menos diversas nos riachos com elevada porcentagem de cobertura florestal, enquanto maior diversidade é observada nas comunidades dos riachos com baixa porcentagem de cobertura florestal em todas em todas as escalas consideradas.

Os testes ANOVA (tipo 1) foram realizados na seqüência e os resultados são apresentados na tabela 3.

Tabela 3 - Resultados dos testes ANOVA entre os índices de diversidade das comunidades e a composição da cobertura florestal nas três escalas espaciais. N – Número de indivíduos, S – Riqueza de espécies, SH – Índice de diversidade de Shannon, J – Índice de equabilidade de Shannon.

	Escala	Variável Resposta	Quantidade Floresta			Erro			F	p
			gl	SQ	QM	gl	SQ	QM		
Composição florestal	Microbacia	N	1	0,256	0,256	38	9,9992	0,2631	0,97	0,33
		S	1	57,6	57,6	38	1024,3	26,96	2,13	0,15
		SH	1	0,2806	0,2806	38	11,4027	0,3001	0,93	0,33
		J	1	0,0029	0,0029	38	1,1296	0,0297	0,09	0,75
	Rede	N	1	0,0992	0,0992	38	10,3299	0,2718	0,36	0,54
		S	1	70,23	70,23	38	1342,75	35,34	1,98	0,16
		SH	1	0,8757	0,8757	37*	8,9257	0,2412	3,63	0,06
		J	1	0,0004	0,0004	38	1,0479	0,0275	0,01	0,90
	Trecho	N	1	2891	2891	38	5409	1423	2,03	0,16
		S	1	0,4734	0,4734	38	1,357	0,0357	13,25	0,0008
		SH	1	2,5402	2,5402	38	7,9965	0,2104	12,07	0,0012
		J	1	0,0495	0,0495	38	0,5704	0,015	3,29	0,07

*Remoção de um *outlier*

Observa-se a partir da tabela 3 que grande número dos testes foi não significativo, excetuando-se para os descritores de riqueza e diversidade de espécies para a escala de trecho de coleta. Para estes resultados, observou-se que tanto a riqueza quanto a diversidade apresentaram maiores valores no grupo de baixa porcentagem de floresta no trecho, enquanto para o grupo de alta porcentagem estes descritores apresentaram menores valores. Para a diversidade de espécies na escala de rede de drenagem e equabilidade na escala de trecho os resultados dos testes foram marginalmente significantes. Assim, estes resultados mostram que a diversidade é menor nos ambientes florestados devido ao menor número de espécies e

também a baixa equabilidade entre as espécies, ou seja, as comunidades de peixes nestes ambientes são menos diversas e apresentam maior dominância.

3.3.5.2 CONFIGURAÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL

Um resumo estatístico dos dados (média e desvio padrão) referentes aos grupos de configuração da paisagem florestal nas duas escalas espaciais avaliadas é apresentado na tabela 4.

Tabela 4 - Média e desvio padrão (\pm) dos índices de diversidade das comunidades para os grupos de configuração da cobertura florestal nas duas escalas espaciais. N – Número de indivíduos, S – Riqueza de espécies, SH – Índice de diversidade de Shannon, J – Índice de equabilidade de Shannon.

Escala	Descritores	Grupos de Configuração Florestal			
		Floresta Distante		Floresta Próxima	
Microbacia	N	461,67	$\pm 468,33$	416,20	$\pm 224,75$
	S	14,67	$\pm 6,68$	11,73	$\pm 5,80$
	SH	1,89	$\pm 0,52$	1,54	$\pm 0,64$
	J	0,75	$\pm 0,11$	0,63	$\pm 0,21$
Rede	N	527,33	$\pm 447,15$	430,47	$\pm 355,56$
	S	14,67	$\pm 6,49$	9,80	$\pm 4,71$
	SH	1,83	$\pm 0,52$	1,38	$\pm 0,61$
	J	0,72	$\pm 0,11$	0,61	$\pm 0,23$

Os gráficos *boxplots* das variáveis das comunidades entre os grupos de configuração são apresentados nas figuras 23 e 24.

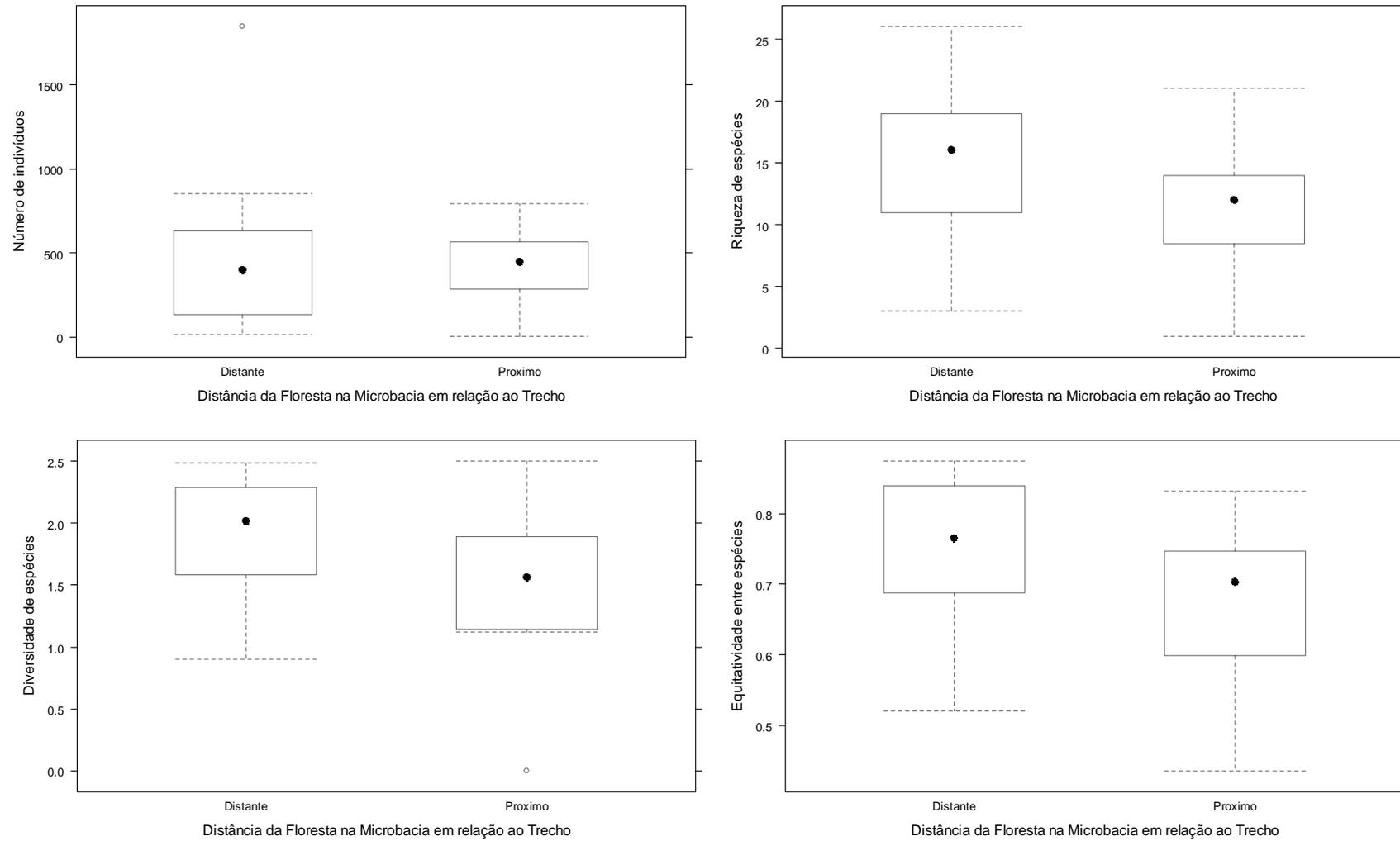


Figura 23 - Gráficos *boxplots* do número de indivíduos, riqueza, diversidade e equabilidade para os grupos de distância da floresta na escala de microbacia.

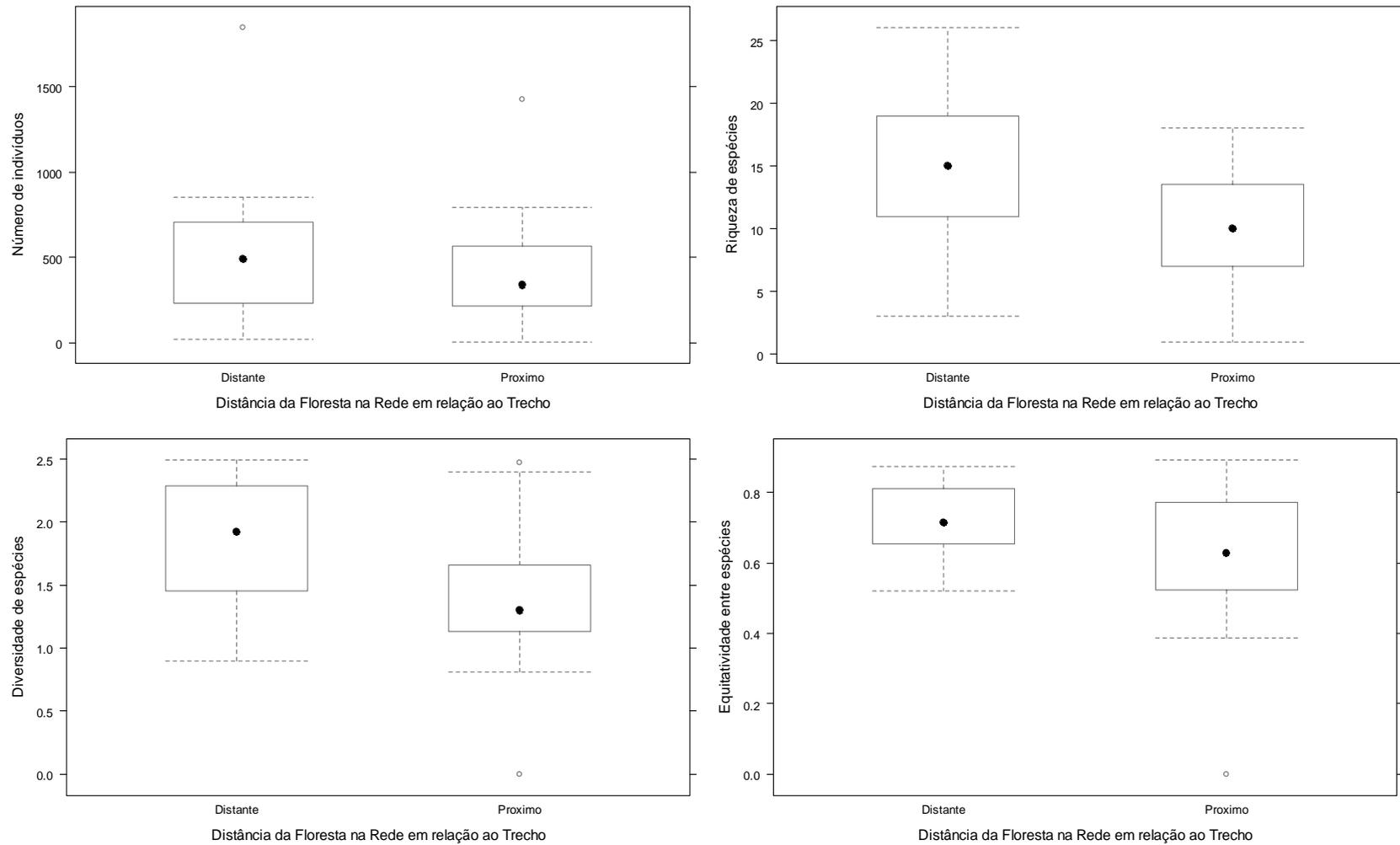


Figura 24 - Gráficos *boxplots* do número de indivíduos, riqueza, diversidade e equabilidade para os grupos de distância da floresta na escala de rede de drenagem.

A análise preliminar dos gráficos dos índices de diversidade entre os grupos de configuração da floresta mostrou que aparentemente existe diferença entre alguns índices avaliados (riqueza, diversidade e equabilidade nas duas escalas). Estes gráficos mostraram também que, de modo geral, as comunidades são menos diversas nos riachos com maior porcentagem de cobertura florestal próxima do trecho, enquanto maior diversidade é observada nas comunidades dos riachos com maior porcentagem de cobertura florestal distante do trecho.

Os testes ANOVA (tipo 1) foram realizados na seqüência e os resultados são apresentados na tabela 5.

Tabela 5 - Resultados dos testes ANOVA entre os índices de diversidade das comunidades e a configuração da cobertura florestal nas duas escalas espaciais. N – Número de indivíduos, S – Riqueza de espécies, SH – Índice de diversidade de Shannon, J – Índice de equabilidade de Shannon.

	Escala	Variável Resposta	Quantidade Floresta			Erro			F	p
			gl	SQ	QM	gl	SQ	QM		
Configuração florestal	Microbacia	N	1	15504	15504	28	377779	1349	0,11	0,73
		S	1	64,53	64,53	28	1096	39,15	1,64	0,20
		SH	1	0,9118	0,9118	28	9,5019	0,3394	2,68	0,11
		J	1	0,0335	0,0335	27*	0,3841	0,0142	2,35	0,13
	Rede	N	1	70374	70374	28	4569	1631	0,43	0,51
		S	1	177,63	177,63	28	899,73	32,12	5,52	0,02
		SH	1	1,5188	1,5188	28	9,1009	0,325	4,67	0,03
		J	1	0,0878	0,0878	28	0,8822	0,0315	2,78	0,10

*Remoção de um *outlier*

Observa-se a partir da tabela 5 que novamente a maioria dos testes foi não significativo, excetuando-se para os descritores de riqueza e diversidade de espécies para a escala de rede de drenagem. Estes resultados indicam que a diversidade é maior no grupo distante devido ao maior número de espécies nestes riachos, uma vez que a equabilidade mostra que a distribuição de abundâncias entre as espécies nos dois grupos não difere. Deste modo, não há uma grande dominância de espécies de um grupo para outro.

3.3.6 Relações entre a estrutura da cobertura florestal e características das microbacias com a diversidades das comunidades de peixes

Os resultados das análises de regressão linear múltipla são apresentados na tabela 6 (apenas as análises que apresentaram resultados significativos são mostradas).

Tabela 6 - Resultados das análises de regressão múltipla entre o índice de diversidade de Shannon e variáveis da paisagem. SH – Índice de diversidade de Shannon, ALTM – Altitude média da microbacia, OC – Ordem de canal, DL – Ligação-jusante, D3 – Porcentagem de floresta próxima em relação ao trecho de coleta, FT – Porcentagem de floresta no trecho de coleta.

	Variável Resposta	Escala	Regressão	R ² _{ajust}	p
Composição florestal	SH	Microbacia	1,5809 - ALTM + OC + DL	0,27	0,002
		Rede	1,6709 - D3 + DL	0,37	0,00006
		Trecho	1,6789 - FT - ALTM + OC	0,35	0,0003
Configuração florestal	SH	Microbacia	1,6225 + OC + DL	0,22	0,01
		Rede	1,6419 - D3 + DL	0,27	0,005

Observa-se a partir dos resultados que as características físicas das microbacias e a posição destas na rede de drenagem apresentaram grande influência na diversidade das comunidades nas três escalas espaciais consideradas. Avaliando a escala de microbacia, observa-se que apenas estes fatores exercem influência na diversidade das comunidades, enquanto a estrutura da cobertura florestal não apresentou efeito. No entanto, nas escalas de rede drenagem e trecho de coleta, a estrutura da cobertura florestal apresentou efeito na diversidade das comunidades, mostrando que na escala de rede a posição da cobertura florestal na rede de drenagem é mais importante enquanto na escala de trecho de coleta a porcentagem de floresta é mais importante. Além disto, das três escalas espaciais avaliadas, podemos observar que os maiores valores de R²_{ajustado} foram obtidos para as escalas de rede de drenagem e trecho de coleta, tanto para a composição quanto para a configuração. Deste modo, os resultados indicam que a diversidade das comunidades é afetada por alterações na cobertura florestal em escalas espaciais mais “locais”. Os resultados mostram que tanto a composição quanto a configuração da floresta em escalas espaciais locais afetam as comunidades.

3.4 DISCUSSÃO

3.4.1 Diversidade das comunidades de peixes em função das alterações na estrutura da paisagem florestal em diferentes escalas espaciais

Considerando o efeito da composição da paisagem florestal, muitos estudos na literatura encontraram influência da proporção de floresta em diferentes escalas espaciais na estrutura das comunidades de peixes de riachos (HANCHET, 1990; SUTHERLAND et al., 2002; ROY et al., 2007). No entanto, dentre as três escalas espaciais avaliadas neste estudo, encontramos apenas efeitos da composição na escala de trecho de coleta sobre as comunidades de peixes. Diferente de nossos resultados obtidos para a escala de microbacia, Hanchet (1990) encontrou que, conforme decrescia a quantidade de floresta na microbacia, a fauna de peixes tornava-se menos abundante e diversa e ocorria a dominância de algumas poucas espécies de peixes. Roy et al. (2007) encontraram que a riqueza e a abundância de algumas guildas de peixes apresentaram correlação com a porcentagem de floresta na microbacia. Sutherland et al. (2002) encontrou que a abundância relativa de peixes adultos pertencentes as guildas “nidificadores em crateras no substrato” (*benthic crevice excavators*) e “nidificadores em seixos” (*gravel spawners*) estava negativamente correlacionada com a baixa porcentagem de floresta na escala de microbacia.

Para a proporção de floresta na escala de rede de drenagem, Sutherland (2002) encontrou que a abundância relativa de peixes adultos pertencentes as guildas “nidificadores em crateras/orifícios no substrato” (*benthic crevice excavators*) e “nidificadores em seixos” (*gravel spawners*) também estava negativamente correlacionada com a baixa proporção de floresta na escala de rede de drenagem, enquanto para a abundância relativa da guilda “escavadores do substrato” (*benthic excavators*) foi encontrada correlação positiva com a baixa proporção de floresta na escala de rede de drenagem. Stauffer et al. (2000), avaliando trechos de zona ripária de aproximadamente 3 km de comprimento e 100m de largura, encontraram diferenças significativas entre ambientes mais florestados e menos florestados, sendo nos ambientes com maior composição florestal onde foi encontrada maior diversidade das comunidades de peixes, pois a cobertura florestal manteve a integridade do ambiente lótico e das comunidades aquáticas.

Considerando a composição de floresta na escala de trecho de coleta, Sutherland (2002), diferentemente de nossos resultados, não observou correlação entre a proporção de cobertura não florestal na escala de trecho de coleta com as variáveis da comunidade de

peixes. Roy et al. (2007) encontraram que a abundância das guildas “cosmopolita” e “tolerantes a habitats lênticos” estava negativamente correlacionada com a porcentagem de floresta na escala espacial de zona ripária de 200m, escala semelhante ao trecho de coleta de 150m adotada neste estudo. Cetra (2007), na mesma área de estudo, encontrou que os trechos florestados possuem maior diversidade de peixes devido a melhor integridade do habitat em função da proteção das florestas ripárias. Este resultado é o oposto ao de nosso estudo e se deve, principalmente, a maior ordem dos canais amostrados pelo autor, os quais possuem por natureza maior riqueza e diversidade de espécies comparados aos canais de menor ordem considerados neste estudo.

Em relação aos efeitos da configuração da paisagem florestal na diversidade das comunidades, os resultados da literatura mostram que a posição da floresta na escala de microbacia e de rede de drenagem afeta as comunidades de peixes de riachos. No entanto, nossos resultados foram significativos apenas para a escala de rede de drenagem. Eikaas et al. (2005) encontraram que a quantidade e a posição da floresta na microbacia, além da presença da floresta ripária, era um fator que afetava a ocorrência da espécie de peixe anádroma *Galaxias brevipinnis*. Segundo estes autores, na ausência de floresta ripária, a cobertura florestal da microbacia teve pouca influência na ocorrência da espécie, enquanto dois padrões foram observados na presença de floresta ripária em função da posição da floresta dentro da microbacia: 1) foi encontrada uma forte relação positiva entre a ocorrência da espécie e a porcentagem total de floresta quando esta se localizava predominantemente nas áreas mais baixas, 2) nas microbacias com predomínio de florestas nas áreas mais altas esta relação foi muito fraca.

Para a posição da floresta na rede de drenagem, Hanchet (1990) encontrou que trechos de riachos desflorestados seguidos de trechos florestados localizados imediatamente acima possuíam maiores densidades e continham mais espécies de peixes, inclusive espécies que habitavam os trechos florestados, em relação a trechos desflorestados distantes de trechos florestados. Jones et al. (1999) encontraram que o comprimento de trechos de zona ripária desflorestados localizados acima do local de coleta estava relacionado às alterações nas comunidades de peixes. Os autores avaliaram microbacias com predomínio de floresta na paisagem, mas que apresentavam diferentes comprimentos de trechos desflorestados da rede de drenagem acima do ponto de coleta, e encontraram que longos trechos de zona ripária desflorestados estavam diretamente associados com o decréscimo da abundância de espécies dependentes dos substratos, as quais foram substituídas por espécies tolerantes aos sedimentos e às vezes por espécies invasoras.

Sendo assim, os dados da literatura mostram que tanto a proporção quanto a posição da floresta, em escalas espaciais variadas, afetam a estrutura das comunidades de peixes de riachos. Isto se deve a maior proteção exercida pela cobertura florestal em função de sua maior proporção na paisagem ou então sua maior proximidade do trecho avaliado, o que garante a integridade do habitat e das comunidades aquáticas.

Apesar disto, porque encontramos em nosso estudo efeito das alterações da paisagem florestal em escalas espaciais locais e não na escala de microbacia? Qual seria a explicação para tal resultado? Segundo Roy et al. (2007), se os efeitos das alterações do uso e cobertura do solo na escala de microbacia forem muito intensos, eles superam o papel de proteção das florestas ripárias e afetarão o ecossistema e as comunidades aquáticas. Em nosso caso, como não foi encontrado efeitos das alterações da floresta nesta escala espacial, provavelmente os efeitos nesta escala são moderados e atenuados pelas florestas ripárias quando estas estão presentes em maior proporção e também mais próximas do ponto amostrado. Além disto, uma baixa taxa de mudanças no uso e cobertura do solo das microbacias durante o período de coleta das amostras pode colaborar para os resultados obtidos, pois isto representa poucas fontes de alterações (distúrbios) que afetariam o ecossistema de riacho e suas comunidades. No caso da bacia do rio Corumbataí, as mudanças radicais no uso e cobertura do solo, com o grande desmatamento da cobertura florestal da bacia, ocorreram há muito tempo atrás (VICTOR, 1975; CEAPLA, 2008). Atualmente, as mudanças ocorridas no uso e cobertura do solo são muito pequenas (VALENTE; VETTORAZZI, 2005), representando poucas fontes de distúrbios para o ecossistema aquático em comparação aos distúrbios ocorridos no passado. Schweizer e Matlach (2005) encontraram mudanças na composição e diversidade das comunidades em função de mudanças no uso e cobertura do solo ao longo do ano.

Entretanto, apesar das explicações acima serem condizentes com os resultados obtidos, é difícil afirmar que os efeitos da escala de microbacia não estejam afetando o ecossistema aquático, pois as mudanças radicais no uso e cobertura ocorridas no passado ainda possuem seus reflexos no presente, refletindo na existência de um tipo de uso do solo predominante na microbacia (em detrimento da quantidade da cobertura florestal). Isto pode ocasionar grandes impactos para o ecossistema aquático devido à existência de práticas intensivas ou inadequadas de produção agrícola que geralmente afetam a estrutura da paisagem florestal na microbacia. De acordo com Roy et al. (2007), em riachos com um tipo de uso dominante na microbacia é mais provável observar mudanças nas comunidades de peixes em função de alterações nas florestas ripárias.

Na bacia do rio Corumbataí, observa-se que a cobertura florestal encontra-se bastante degradada e fragmentada devido ao grande desmatamento ocorrido no passado para a implantação de atividades agrícolas (VALENTE; VETTORAZZI, 2005). Além disto, estas atividades são praticadas de maneira intensiva, com manejo inadequado e sob um tipo de solo muito susceptível à erosão (CAVALLI, 2001), o que contribui para uma grande quantidade de sedimentos finos (areia) serem carreados para o canal na época chuvosa (observações pessoais). Segundo Sutherland et al. (2002), a sedimentação é um impacto muito grande e de efeito prolongado para a estrutura do canal e para as comunidades aquáticas. Como em algumas microbacias a proporção de floresta é baixa e a floresta encontra-se distante do trecho, o resultado é uma grande quantidade de sedimentos finos (areia) que chegam ao canal na época chuvosa e ficam no canal por muitos meses (observações pessoais). Assim, é possível que espécies mais sensíveis à presença de substrato fino tenham sido muito prejudicadas e excluídas da comunidade há muito tempo atrás, restando apenas espécies tolerantes ou que utilizam esta característica do habitat. Com isso, as comunidades avaliadas não respondem aos efeitos dos distúrbios provenientes das alterações do uso e cobertura do solo na escala de microbacia no presente. Harding et al. (1998) encontraram que as comunidades de peixes não respondem ao uso do solo da microbacia no tempo presente, sendo a diversidade ou composição destas comunidades mais relacionada ao uso do solo no passado.

Considerando o efeito da escala espacial de trecho de coleta, é possível que as alterações na floresta ripária do trecho estejam gerando algum tipo de distúrbio sobre o ecossistema de riacho e as comunidades de peixes. Isto é bem provável de estar ocorrendo, pois observou-se no campo a ocorrência de alguns distúrbios na escala de trecho de coleta além do distúrbio oriundo da escala de microbacia (assoreamento do canal).

Distúrbio é definido como um evento relativamente discreto que rompe a estrutura de um ecossistema, comunidade ou população e altera a disponibilidade de recursos ou o ambiente físico (WHITE; PICKETT, 1985). De acordo com Denslow (1985), os distúrbios naturais ou induzidos pelo homem apresentam um papel importante na estrutura das comunidades, pois eles afetam a heterogeneidade espacial e temporal dos ecossistemas e das paisagens. Assim, um distúrbio pode tanto aumentar quanto reduzir a heterogeneidade do ambiente, o que dependerá da escala e das características do distúrbio, além da resposta do ecossistema ao distúrbio e de sua condição antes da ação deste (WHITE; PICKETT, 1985; DENSLOW, 1985).

Segundo a literatura (SOUSA, 1984; WHITE; PICKETT, 1985; ROMME et al., 1998; TURNER et al., 2003), os distúrbios ocorrem em diferentes escalas espaciais e temporais e seus efeitos sobre as populações, comunidades, ecossistemas ou paisagens dependem de algumas características destes, como extensão, intensidade, duração e frequência. Assim, distúrbios naturais em escalas espaciais maiores são menos frequentes e geralmente apresentam efeitos mais intensos (maiores forças disruptivas). Por outro lado, os distúrbios naturais em escalas espaciais menores são menos frequentes e geralmente apresentam efeitos menos intensos, gerando menores forças disruptivas (SOUSA 1984; ROMME et al., 1998).

A dinâmica dos ecossistemas de riachos é afetada por diferentes processos ecológicos, incluindo regimes de vazão, insolação, erosão de margens, entrada de sedimentos, dentre outros. Esses processos podem ser considerados distúrbios, pois rompem a estrutura do ecossistema, comunidade ou população dos riachos em alguma escala espacial e temporal. Como a maioria destes processos apresenta uma variação anual sobre o ecossistema e os organismos aquáticos, eles são designados como regime de distúrbio (refere-se a dinâmica espacial e temporal de um distúrbio em um longo período de tempo (TURNER et al., 2001)). No entanto, mesmo com suas atuações frequentes, as características destes distúrbios permitem a recuperação do ecossistema e das comunidades em suas condições originais antes do distúrbio.

Em nosso trabalho, observa-se que os distúrbios presentes na paisagem das microbacias em função das alterações na paisagem florestal na escala de microbacia e de trecho de coleta possuem frequência similar, pois estão constantemente atuando sobre o ecossistema e as comunidades de peixes, diferindo, no entanto, em sua duração e intensidade, gerando efeitos diferenciados na estrutura do habitat e nas comunidades de peixes de riachos. Neste contexto, podemos citar como exemplo de distúrbio em função da alteração da paisagem florestal na escala de trecho a invasão do canal pelas gramíneas (Figura 25a) no período de baixa vazão (estação seca), enquanto em períodos de vazões maiores ou extremas (estação chuvosa), grande parte do acúmulo das gramíneas é desfeito pela maior velocidade do fluxo d'água. Assim, a variação da vazão do canal entre as estações seca e chuvosa sobre as gramíneas geram uma heterogeneidade espacial e temporal do habitat, contribuindo para que diferentes espécies ocorram no riacho. Já na escala de microbacia, podemos citar o assoreamento dos riachos (Figura 25b), no qual grandes quantidades de sedimentos permanecem recobrando o leito do canal por longos períodos de tempo. Apesar da entrada de sedimentos ser comumente maior no período chuvoso, esses sedimentos são "lavados" do leito do riacho durante a estação seca, reduzindo a quantidade de sedimentos finos e

disponibilizando os demais tipos de substratos. No entanto, como a quantidade de sedimentos que entra no canal é muito grande devido às alterações na cobertura florestal, esses permanecem no canal por mais tempo, e antes mesmo de serem lavados, mais sedimentos são carregados para o canal no próximo período chuvoso. Assim, a variação da vazão do canal entre as estações seca e chuvosa não é capaz de remover a grande quantidade de sedimentos, tornando o habitat mais homogêneo temporal e espacialmente, contribuindo para que espécies sensíveis aos sedimentos sejam excluídas da comunidade, permanecendo apenas as espécies tolerantes.

Outro aspecto importante observado nos riachos estudados é que as alterações na paisagem florestal do trecho mantém a frequência de alguns distúrbios que já atuavam antes da remoção da floresta no trecho (ex: regimes de cheias e erosão das margens do canal), mas a intensidade destes é maior quando comparados aos canais florestados. Além disto, surgem outros distúrbios, como aumento da insolação do canal e o aumento na densidade de gramíneas. Possivelmente, os efeitos de alguns destes distúrbios na escala de trecho contribuem para a maior diversidade de habitat e manter uma elevada diversidade das comunidades de peixes, mas no entanto, com alterações na estrutura original da comunidade (invasão de espécies e aumento na abundância de algumas espécies), o que geralmente possui sérias implicações para os processos ecológicos do ecossistema de riacho.

Maiores ou menores taxas de distúrbios ou distúrbios de diferentes intensidades modificarão as taxas de formação de manchas de habitat no ambiente, o qual poderá não mais ser capaz de manter algumas espécies (DENSLOW, 1985). Assim, alterações nos regimes de distúrbios de grandes escalas, de modo que aumente sua frequência, podem impor uma homogeneidade no ambiente e reduzir a diversidade de espécies, enquanto distúrbios frequentes de escalas menores geram maior diversidade de habitat, aumentando ou mantendo uma elevada diversidade de espécies no ecossistema (DENSLOW, 1985).



Figura 25 - Exemplo de alterações no ecossistema lótico em função de alterações na estrutura da paisagem florestal. A. Invasão de gramíneas. B. Assoreamento do canal.

Sendo assim, é possível que grande parte dos riachos estudados encontram-se em um novo domínio ou próximos de alcançar um novo domínio devido aos impactos oriundos das alterações da estrutura da paisagem florestal na escala de microbacia, principalmente o assoreamento do canal. Se isto for verdade, provavelmente este novo domínio foi moldado por este regime de distúrbio, e assim, este sistema não responde aos distúrbios desta escala, já que as comunidades foram estruturadas na presença deste distúrbio. Por outro lado, apenas os riachos desflorestados são afetados por impactos oriundos das alterações da paisagem florestal na escala de trecho (invasão de gramíneas, erosão das margens do canal). Apesar destes riachos também sofrerem os impactos do assoreamento, os impactos da escala de trecho de coleta amenizam este efeito ao gerar diversificação do habitat, contribuindo para que as comunidades respondam a estes impactos e apresentem elevada biodiversidade. No entanto, estas modificações do habitat podem facilitar a invasão de espécies e aumento na abundância de algumas espécies, causando alterações na estrutura original da comunidade, o que possui sérias implicações para o ecossistema e suas comunidades.

Apesar destas discussões se basearem em observações pessoais destes distúrbios no campo e de informações das áreas estudadas (GERHARD, 2005), elas ajudam a entender os resultados obtidos, e a partir disto, podem fornecer informações importantes para estudos futuros sobre como os efeitos das alterações na estrutura da paisagem florestal podem gerar distúrbios e como estes afetam os ecossistemas de riachos e as comunidades de peixes em paisagens modificadas pelas atividades humanas.

3.4.2 Efeitos da paisagem física e de hierarquia hidrológica das microbacias na diversidade das comunidades

Além dos efeitos das alterações na estrutura da paisagem florestal em função das atividades humanas, aspectos naturais da paisagem, como a altitude, a declividade, a ordem dos canais e a posição destes na rede de drenagem, possuem um papel importante na estruturação das comunidades de peixes, pois estes modificam-se em função do gradiente longitudinal (montante-jusante). Essas mudanças em função do gradiente longitudinal ocasionam alterações físicas e estruturais do canal (VANNOTE et al., 1980), proporcionando aumento da complexidade estrutural e da estabilidade do ecossistema lótico, e com isso, proporcionam a criação de novos habitats e de condições ambientais menos rigorosas/inóspitas para os organismos aquáticos, resultando em aumento da riqueza e abundância de espécies nas áreas mais baixas da rede de drenagem (SHELDON, 1968;

MATTHEWS, 1998). Deste modo, nossos resultados estão de acordo com os trabalhos da literatura, pois encontramos que a altitude, a ordem de canal e a posição do canal na rede afetaram a diversidade de espécies das comunidades. Considerando a escala de microbacia, apenas variáveis referentes a aspectos físicos e de hierarquia hidrológica afetaram a diversidade das comunidades, evidenciando que alterações na estrutura da paisagem florestal nesta escala não afetam a diversidade das comunidades de peixes. Entretanto, para as escalas de rede de drenagem e de trecho de coleta, encontramos que as alterações na estrutura da paisagem florestal apresentaram efeitos na diversidade das comunidades além das variáveis referentes a aspectos físicos e de hierarquia hidrológica. Estes resultados evidenciam que a diversidade das comunidades de peixes da bacia segue um padrão natural de diversidade, porém, este padrão pode estar sendo intensificado pelas alterações na estrutura da paisagem florestal.

3.4.3 Alterações na estrutura da paisagem florestal e seus efeitos sobre a diversidade das comunidades de peixes

Foi encontrado que a diversidade das comunidades é afetada pelas alterações na paisagem florestal nas escalas espaciais de rede e trecho de coleta. Mas como estas alterações podem estar afetando a diversidade das comunidades?

Em nosso estudo, os ambientes mais florestados, e teoricamente mais conservados, localizam-se em regiões de elevada altitude e declividade, os quais por natureza, apresentam menor diversidade de espécies de peixes comparados aos ambientes localizados em áreas mais planas (devido, entre outros fatores, ao incremento da complexidade de habitat nas áreas a jusante (SHELDON, 1968; MATTHEWS, 1998)). Além disto, na realidade, muitos riachos florestados da bacia do rio Corumbataí apresentam-se muito degradados, apresentando seus leitos cobertos por substrato fino (areia) (observações pessoais), além da presença de troncos (LWD) de dimensões pequenas que atuam de maneira ineficaz na estruturação do habitat (PAULA et al., 2010). Deste modo, além da diversidade de espécies já ser baixa nos ambientes florestados devido às características naturais da paisagem no qual o riacho está inserido, os fatores citados podem estar afetando a diversidade das comunidades de peixes, pois estão reduzindo a complexidade estrutural do habitat (tipos de habitat disponíveis, sua quantidade e características), tornando o habitat mais homogêneo. Portanto, é possível que a redução da complexidade estrutural do habitat tenha afetado a ocorrência e a abundância de algumas espécies devido à ausência de nichos especializados nestes riachos, o que

consequentemente reduz a diversidade de espécies. Neste contexto, o assoreamento dos canais pode estar exercendo papel crucial neste processo de redução da complexidade de habitats e da diversidade das comunidades de peixes, pois possuem efeitos intensos e prolongados sobre a estrutura do canal e a biologia dos peixes (WOOD; ARMITAGE, 1997; SUTHERLAND et al., 2002).

No caso dos ambientes menos florestados, apesar de não possuírem a influência da floresta na estruturação do habitat, são afetados por outros fatores ambientais que favorecem a estruturação do habitat, como maior insolação e aumento da produtividade primária do ecossistema, invasão de gramíneas e presença de poços muito fundos, principalmente poços laterais (observações pessoais). Estes riachos geralmente encontram-se em áreas mais planas. Murphy et al. (1981) encontraram alterações na comunidade de peixes em riachos com elevada produtividade primária devido a ausência de floresta ripária. Avaliando a presença de gramíneas e de poços profundos, estes fatores facilitam o estabelecimento de espécies invasoras, as quais podem apresentar uma maior abundância de indivíduos e ocasionar aumento da diversidade local. Como exemplo disto, podemos citar o estudo de Casatti et al. (2009), no qual foi encontrado que a espécie *Poecilia reticulata* foi extremamente favorecida pela presença das gramíneas nos riachos desflorestados. No caso da bacia do rio Corumbataí, existe registro de espécies invasoras que se utilizam deste microhabitat, como *Poecilia reticulata* (GERHARD, 2005), evidenciando que esta espécie esteja sendo favorecida pela presença das gramíneas. No caso dos poços profundos, estes possivelmente são formados devido a maior taxa de erosão das margens arenosas desprovidas de floresta em épocas de maior fluxo do canal, e assim, a criação destes poços fornece maior disponibilidade de microhabitats devido a zonação vertical da coluna d'água. Matthews (1998) cita que riachos e poços profundos apresentam maior diversidade de espécies devido ao gradiente vertical da coluna d'água, pois cada faixa do gradiente é ocupado por espécies diferentes. Como já citado anteriormente, a presença destes poços profundos também favorece a invasão de espécies que se utilizam da coluna d'água (exóticas ou de corpos d'água de ordem maior). No estudo de Gerhard (2005), espécies como *Tilapia rendalli* e *Oreochromis niloticus* (espécies exóticas típica de corpos d'água de ordem maiores) e *Astyanax altiparanae* (espécie nativa mas típica de corpos d'água de ordem maiores) foram encontradas predominantemente nos riachos desflorestados, indicando que a profundidade do canal esteja favorecendo a invasão de espécies que se utilizam da coluna d'água. Resultados obtidos no capítulo seguinte deste estudo mostraram que a diversidade das comunidades de peixes está positivamente

relacionada com a profundidade média do canal, corroborando para a hipótese levantada acima.

Outro fator importante a ser considerado é a ordem do canal no qual o trecho estudado deságua, denominado ligação-jusante. Foi encontrado neste trabalho que a variável ligação-jusante está positivamente relacionada com a diversidade das comunidades de peixes. Gerhard et al. (2004) e Hitt e Angermeier (2006) também encontraram efeito da variável ligação-jusante nas comunidades de peixes. Deste modo, se o riacho deságua num rio de ordem maior (que por natureza é uma fonte de espécies que podem colonizar os demais corpos d'água da rede) e este riacho possua maior profundidade devido aos poços, as espécies do rio de ordem maior encontrarão condições ideais de habitat para habitar estes locais, ocasionando aumento da diversidade local. Assim, é possível que a proximidade a um rio de ordem maior, junto com a profundidade do canal, estejam favorecendo a colonização destes ambientes por espécies típicas de rios maiores, refletindo no aumento da diversidade local de espécies.

Portanto, é possível que na área estudada, as alterações na estrutura da paisagem florestal estejam contribuindo para intensificar os padrões naturais de diversidade das comunidades de peixes de riachos, ou seja, reduzir a diversidade de espécies (aumentando as taxas de extinções locais) em riachos de maior altitude e declividade (que naturalmente apresentam uma menor diversidade de espécies), e aumentar a diversidade de espécies (ocasionando invasões de espécies e homogeneização da fauna de peixes ao nível regional) em riachos de menor altitude e declividade (que naturalmente apresentam uma maior diversidade de espécies).

3.5 CONCLUSÃO

As alterações na estrutura da paisagem florestal afetaram principalmente a riqueza e a diversidade das espécies de peixes de riachos, aumentando a diversidade das comunidades em riachos inseridos em microbacias com menor porcentagem de floresta e em microbacias onde a cobertura florestal encontra-se distante do trecho de coleta. No entanto, efeitos das alterações na estrutura da paisagem florestal sobre a diversidade das comunidades somente foram observados em escalas espaciais locais (rede de drenagem e trecho de coleta). Além disto, observou-se que a diversidade das comunidades de peixes relaciona-se também com a altitude e a posição da microbacia na rede. É possível que os distúrbios oriundos das alterações na estrutura da paisagem florestal na escala de microbacia estejam reduzindo a heterogeneidade do habitat, enquanto distúrbios oriundos da escala de trecho de coleta estejam aumentando a heterogeneidade do habitat, facilitando o estabelecimento de espécies invasoras e aumentando a diversidade de espécies local.

4 INFLUÊNCIA DAS ALTERAÇÕES NA ESTRUTURA DA PAISAGEM FLORESTAL RIPÁRIA SOBRE AS CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS E ESTRUTURAIS DO CANAL E A DIVERSIDADE DAS COMUNIDADES DE PEIXES EM MICROBACIAS AGRÍCOLAS

4.1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas de riachos são extremamente dependentes das florestas ripárias para a sua estrutura e funcionamento (SWANSON et al., 1982; GREGORY et al., 1991; NAIMAN et al., 1992; HUNSAKER; HUGHES, 2002). As florestas ripárias fazem a conexão entre o ambiente terrestre e o ambiente aquático e desempenham funções ecológicas que promovem a proteção do habitat (estabilidade das margens, o controle do fluxo d'água que chega ao canal, a estruturação do habitat (criação de unidades de habitat e abrigos para os organismos aquáticos), a estabilidade do ecossistema lótico (temperatura, luminosidade, produtividade primária) e o fornecimento contínuo de recursos alimentares de origem vegetal e animal (GREGORY et al., 1991; NAIMAN; DÉCAMPS, 1997; BILBY; BISSON, 1998; ALLMENDINGER et al., 2005). Além disso, elas retêm, processam e controlam o fluxo de nutrientes, partículas e outros materiais provenientes do ambiente terrestre. Sendo assim, os “serviços ecológicos” oferecidos pelas florestas ripárias são extremamente importantes na estruturação dos riachos e de suas comunidades, uma vez que estas florestas são as principais fornecedoras de recursos estruturais e alimentares para a fauna destes ambientes, contribuindo para a complexidade estrutural do ecossistema lótico e promovendo a manutenção da biodiversidade aquática (SWANSON et al., 1982; GREGORY et al., 1991; NAIMAN et al., 1992; NAIMAN; DÉCAMPS, 1997).

As florestas ripárias possuem papel fundamental na proteção dos riachos e, devido a forte dependência dos riachos em relação às florestas ripárias, estes ambientes são também extremamente susceptíveis as alterações ocorridas nestas florestas (GREGORY et al., 1991; HUNSAKER; HUGHES, 2002; NAIMAN et al., 2005). Portanto, alterações na estrutura da paisagem florestal ripária modificam de forma significativa as condições físicas e estruturais dos riachos (redução da diversidade de habitats devido ao assoreamento e supressão da entrada de troncos, além de alterações nas características limnológicas da água) (HEARTSIL-SCALLEY; AIDE, 2003; SWEENEY et al., 2004; NAIMAN et al., 2005), ocasionando alterações na biologia das espécies aquáticas e na estrutura e diversidade das comunidades aquáticas, incluindo os peixes (HARDING et al., 1998; JONES et al., 1999; WALSER;

BART, 1999; STAUFFER et al., 2000; SUTHERLAND et al., 2002; THOMPSON; TOWNSEND, 2004; EIKAS et al., 2005; ROY et al., 2007).

Desde o desenvolvimento da agricultura, a vegetação natural que cobre todos os continentes tem sido extensivamente modificada (SAUNDERS et al., 1991; NOSS et al., 2006). Uma das conseqüências desta extensa remoção da cobertura vegetal nativa é a fragmentação da paisagem, de modo que a cobertura florestal remanescente apresenta-se distribuída em pequenas manchas de habitat (fragmentos) imersas em uma matriz geralmente de predomínio agrícola (SAUNDERS et al., 1991; FORMAN, 1995; TURNER et al., 2001). O processo de fragmentação da cobertura florestal ocasiona grandes alterações na estrutura da paisagem, ocasionando redução na quantidade de área florestal, aumento da complexidade das formas dos fragmentos, aumento de áreas de bordas, redução de áreas de núcleo dos fragmentos florestais e isolamento dos fragmentos (FORMAN, 1995; NOSS et al., 2006). Estas modificações na estrutura da paisagem florestal provavelmente afetarão a dinâmica dos ecossistemas e de suas comunidades (FORMAN, 1995; TURNER et al., 2001), ocasionando a diminuição da complexidade estrutural dos ecossistemas, a introdução de espécies exóticas e o aumento da susceptibilidade a distúrbios naturais e antrópicos, culminando com a perda de diversidade biológica (LORD; NORTON, 1990; SAUNDERS et al., 1991; FAHRIG; MERRIAM, 1994; TURNER et al., 2001). Por outro lado, o processo de fragmentação pode também ocasionar o aumento da diversidade de espécies devido as modificações ocasionadas no padrão da paisagem e na estrutura dos ecossistemas (FAHRIG, 2003).

Atualmente, as modificações na estrutura da paisagem vem aumentando significativamente em função das atividades antrópicas devido ao uso intensivo dos recursos naturais e, principalmente, pela conversão de áreas naturais em áreas agrícolas (SAUNDERS et al., 1991; FORMAN, 1995; TURNER et al., 2001).

Em todos os continentes, observa-se um grande processo de degradação dos ecossistemas lóticos devido aos impactos das atividades humanas sobre estes ecossistemas (HELFMAN et al., 1997; DUDGEON, 2000; AGOSTINHO et al., 2005). Dentre estes impactos, estão as alterações e destruição das florestas ripárias em função da implantação de atividades agrícolas (DUDGEON, 2000; NAIMAN et al., 2005). Portanto, é de extrema urgência a adoção de ações de manejo que promovam a conservação e proteção destes ecossistemas. Segundo Saunders et al. (2002), a criação de reservas naturais para a proteção dos ecossistemas aquáticos é fundamental para a conservação destes ambientes e da sua biodiversidade. Entretanto, este tipo de ação é de difícil implementação em áreas agrícolas, uma vez que as bacias de drenagem que drenam os ambientes lóticos ocupam grandes

extensões da paisagem, o que reduziria a área disponível para a produção agrícola. Deste modo, devem ser implementadas nestas áreas ações de manejo que conciliem a produtividade agrícola e a conservação da natureza, sendo necessária a adoção de ações que foquem os esforços de conservação em duas áreas chaves, as áreas ripárias e as áreas de cabeceiras (SAUNDERS et al., 2002). Sendo assim, o objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos das alterações na estrutura da paisagem florestal ripária sobre a estrutura do habitat aquático e a diversidade das comunidades de peixes de riachos, a fim de entender como as alterações nas florestas ripárias afetam o ecossistema e suas comunidades, e assim, subsidiar ações de manejo que promovam a proteção e conservação das florestas ripárias, do ecossistema aquático e das comunidades de peixes.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área de estudo

A descrição da área de estudo encontra-se no tópico 3.2.1 deste trabalho.

4.2.2 Variáveis da paisagem das microbacias

As variáveis consideradas neste capítulo são apresentadas na tabela 7. Neste capítulo, foi considerada apenas a escala espacial de zona ripária de 30 m da rede de drenagem para a quantificação da estrutura da paisagem florestal (Figura 13).

Tabela 7 - Variáveis de estrutura da paisagem florestal e variáveis físicas e de hierarquia hidrológica das microbacias.

CÓDIGO	NOME/UNIDADE	DESCRIÇÃO	REFERÊNCIA
PF	Proporção de floresta (%)	$PF = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} \cdot 100$ sendo: <i>a</i> : a área de floresta, <i>A</i> : a área da paisagem.	MCGARIGAL ET AL. (2002)
IF	Índice de fragmentação (adimensional)	$IF = \frac{NPb}{\sqrt{NPf} \sqrt{NPP}}$ sendo: <i>NPb</i> : o número de <i>pixels</i> de borda, <i>NPf</i> : o número de <i>pixels</i> de floresta, <i>NPP</i> : o número de <i>pixels</i> da paisagem.	MAYAUX ET AL. (1998)
DF	Densidade de fragmentos (n 100 ha)	$DF = \frac{ni}{A} (10000)(100)$ sendo: <i>ni</i> : o número de fragmentos de floresta, <i>A</i> : área total da paisagem (m ²)	MCGARIGAL ET AL. (2002)
PDHFT	Distância relativa média da floresta ao trecho (m)	$PDHFT = \frac{\sum_{i=0}^n DF_i}{MAX_{i=0}^n DF_i }$ sendo: <i>n</i> : número de <i>pixels</i> de floresta, <i>DF_i</i> : os valores de distância hidrológica dos <i>pixels</i> de floresta, <i>Max</i> : o <i>pixel</i> de floresta com o valor máximo de distância hidrológica.	elaborado pelo autor (ver detalhes no tópico 3.2.6)

CÓDIGO	NOME/UNIDADE	DESCRIÇÃO	REFERÊNCIA
D1	Proporção de floresta na categoria de distância distante (%)	$D1 = \frac{\sum AFd}{\sum AF}$ sendo: <i>AFd</i> : a área de floresta na classe de distância distante; <i>AF</i> : a área de floresta na paisagem	elaborado pelo autor (ver detalhes no tópico 3.2.6)
D2	Proporção de floresta na categoria de distância intermediária (%)	$D2 = \frac{\sum AFi}{\sum AF}$ sendo: <i>AFi</i> : a área de floresta na classe de distância intermediária; <i>AF</i> : a área de floresta na paisagem	elaborado pelo autor (ver detalhes no tópico 3.2.6)
D3	Proporção de floresta na categoria de distância próxima (%)	$D3 = \frac{\sum AFp}{\sum AF}$ sendo: <i>AFp</i> : a área de floresta na classe de distância próxima; <i>AF</i> a área de floresta na paisagem	elaborado pelo autor (ver detalhes no tópico 3.2.6)
DMFT	Distância do maior fragmento de floresta ao trecho de coleta (m)	É o comprimento (em metros) do trecho de hidrografia que liga o ponto jusante ao maior fragmento de floresta na zona ripária.	elaborado pelo autor
ALTM	Altitude média da microbacia (m)	$ALTM = \frac{\sum_{i=0}^n ALTi}{n}$ sendo: <i>ALTi</i> : valores dos <i>pixels</i> de altitude; <i>n</i> : número total de <i>pixels</i> de altitude.	ESRI, 2005
DECM	Declividade média da microbacia (%)	$DECM = \frac{\sum_{i=0}^n DECi}{n}$ sendo: <i>DECi</i> : valores dos <i>pixels</i> de declividade; <i>n</i> : número total de <i>pixels</i> de altitude.	ESRI, 2005
OC	Ordem do canal	Método de ordenamento de <i>Strahler</i> (ver detalhes no tópico 3.2.7.4)	FITZPATRICK ET AL. (1998)
DL	Ligação jusante (<i>Downstream linkage</i>)	Método de ordenamento de <i>Shreve</i> (ver detalhes no tópico 3.2.7.4)	FITZPATRICK ET AL. (1998)
DROM	Distância do ponto jusante a um tributário de quinta ordem (m)	É o comprimento (em metros) do trecho de hidrografia que liga o ponto jusante (início do trecho de coleta) até a junção deste a um rio de quinta ordem. Trecho de hidrografia traçado a partir de cartas topográficas 1:10000.	elaborado pelo autor

4.2.3 Variáveis do ambiente aquático

4.2.3.1 VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS

As variáveis físicas e químicas da água foram obtidas no trabalho de Gerhard (2005). A concentração de oxigênio dissolvido e a temperatura da água foram analisadas no local usando um oxímetro (marca YSI, modelo 95). As amostras de água foram recolhidas e armazenadas em frascos plásticos de dois litros e posteriormente analisadas em laboratório. As amostras foram analisadas no Laboratório de Ecologia Aplicada do Departamento de Ciências Florestais da ESALQ/USP segundo procedimentos de análise da *American Public Health Association* (1975). As variáveis limnológicas consideradas neste estudo são apresentadas na tabela 8.

Tabela 8 - Variáveis limnológicas consideradas no estudo.

Código	Nome da variável	Unidade
AT	alcalinidade total	mg.L ⁻¹
NN	N-NH ₃	mg.L ⁻¹
PT	fósforo total	mg.L ⁻¹
KA	potássio total	mg.L ⁻¹
CA	cálcio total	mg.L ⁻¹
MG	magnésio total	mg.L ⁻¹
SE	sedimentos em suspensão totais	mg.L ⁻¹
AA	acidez total	mg.L ⁻¹
DU	dureza	mg.L ⁻¹
CO	gás carbônico	mg.L ⁻¹
CR	cor aparente	PtCo
TU	turbidez	FTU
CN	condutividade	mS.cm ⁻¹
pH	potencial hidrogeniônico	-
OD	oxigênio dissolvido	mg.L ⁻¹
TG	temperatura em graus	graus Celsius

4.2.3.2 VARIÁVEIS DO CANAL (ESTRUTURA FÍSICA DO TRECHO)

Os dados do canal foram gerados no trabalho de Gerhard (2005). Neste estudo, serão considerados os dados coletados nos anos de 2003 e 2004 durante a estação chuvosa. Aqui, serão apresentadas informações resumidas sobre a coleta destes dados e informações mais detalhadas sobre os métodos de coleta empregados podem ser obtidas em Gerhard (2005).

A caracterização do habitat foi realizada em um trecho de 150 m de extensão utilizando-se três métodos distintos para a coleta das variáveis: observações diretas, transecções lineares e lançamento de quadrados. Para o início do trabalho, o trecho de 150 m

foi demarcado com três guias de 50 m (marcadas a cada metro) e fechado em seus extremos por rede de náilon.

As observações diretas sobre o habitat foram realizadas percorrendo-se o trecho de amostragem. Foi obtido o número de unidades de habitat presentes e em seguida estas unidades foram classificadas em poços, corredeiras ou *run* (HAWKINS et al., 1993; BISSON, MONTGOMERY 1996). Após a diferenciação da unidade, era estimada visualmente a sua área em metros quadrados. Também foi estimada a área (metros quadrados) dos troncos submersos. Para a caracterização geral da estrutura interna do canal, foram coletadas as variáveis largura e profundidade, tipo de substrato, velocidade e fluxo predominante por meio de transecções lineares ao longo do trecho de amostragem (FITZPATRICK et al., 1998). As transecções lineares foram feitas em intervalos regulares de quatro metros no sentido montante-jusante, totalizando aproximadamente 38 transecções ao longo do trecho de 150 metros.

O lançamento de quadrados foi utilizado para obter a composição percentual do substrato do trecho de coleta. Este procedimento foi realizado utilizando um quadrado de laterais de 50 cm construído de tubos de PVC perfurados. Foram realizados 30 lançamentos aleatórios ao longo do trecho. Após o lançamento, o amostrador determinava visualmente as porcentagens (aproximadas para 5%) de composição de medidas, utilizada a escala de tamanho de partículas de Wentworth (CUMMINS, 1962).

Grande parte das variáveis consideradas neste estudo foi obtida pelo cálculo de suas médias (ou outra medida estatística) a partir dos dados coletados no campo. Com os dados de porcentagem de substrato, foi calculado um índice de diversidade utilizando-se a recíproca do índice de Simpson (MAGURRAN, 1988).

As variáveis de estrutura do ambiente aquático consideradas neste estudo são apresentadas na tabela 9.

Tabela 9 - Variáveis de estrutura do canal consideradas no estudo.

Código	Nome da variável	Unidade
NU	número de unidades de habitat (P,R,C)	unidades
PC	relação poço/corredeira (unidade/unidade)	adimensional
RP	relação poço/corredeira (área/área)	adimensional
QT	área projetada de troncos	m ²
LM	largura média de canal	cm
PM	profundidade média do canal	cm
AC	área do canal	m ²
VC	volume do canal	m ³
DS	índice de diversidade de substrato	
MS	moda de substrato	adimensional
PA	porcentagem de areia	%
MV	média de velocidade	adimensional
PU	proporção de fluxos diferentes de 0	adimensional

4.2.3.3 VARIÁVEIS DAS COMUNIDADES DE PEIXES

As variáveis das comunidades de peixes consideradas neste estudo foram: número total de indivíduos (N), número total de espécies (S) e o índice de diversidade de *Shannon* (SH).

4.2.4 Análises estatísticas

Para avaliar os efeitos das alterações na estrutura da paisagem florestal ripária sobre a estrutura do canal e a diversidade das comunidades de peixes, foi utilizada a Análise de Redundância, que é uma extensão direta da regressão múltipla para a análise de múltiplas variáveis respostas (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). A análise de redundância (RDA, uma extensão canônica da análise de componentes principais) é uma forma de análise de gradientes direta (ver BRAAK, 1994) que descreve a variação entre dois conjuntos de dados multivariados. Especificamente, uma matriz de variáveis preditoras (ex. variáveis do habitat aquático) é utilizada para quantificar a variação em uma matriz de variáveis respostas (ex. uma matriz com dados da comunidade). Na RDA, os *scores* dos pontos amostrais resultantes de uma análise de componentes principais (PCA) são “regressados” iterativamente contra um conjunto de variáveis ambientais, e os valores ajustados da regressão tornam-se novos *scores* dos pontos amostrais (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). A RDA é, portanto, restrita pelas variáveis preditoras.

Antes da aplicação da análise, foi realizada uma análise exploratória dos dados para avaliar a normalidade, a natureza da relação entre as variáveis e a presença de valores

extremos (*outliers*). Estes diagnósticos foram realizados a partir da observação de histogramas e gráficos bivariados. Na seqüência, foram aplicadas as transformações necessárias com o objetivo de linearizar as relações e tornar as distribuições mais simétricas, reduzindo o efeito dos *outliers* (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). Foram aplicadas as transformações log na base 10 e raiz quadrada. Após as transformações necessárias, foram realizados testes de correlações univariados (análise de correlação de *Pearson*) para avaliar a existência de correlações fortes entre as variáveis predictoras (multicolinearidade). De acordo com McGarigal et al. (2000), como há uma distinção entre conjuntos de variáveis dependentes e independentes, o mais importante é avaliar a multicolinearidade dentro do conjunto das variáveis independentes, assim como na análise de regressão múltipla. Para as variáveis envolvidas em correlações elevadas (valores absolutos do coeficiente de correlação de *Pearson* $\geq 0,7$), foi adotada uma das soluções mais simples aplicáveis, que é a remoção da variável que carrega informações semelhantes a alguma outra variável do conjunto ou da variável que apresente menor significado ecológico em relação às demais (McGARIGAL et al., 2000).

A execução destas análises exploratórias a priori é importante para a realização da RDA, pois a presença de normalidade e de linearidade e a ausência de *outliers* e de multicolinearidade são as principais premissas que devem ser atendidas para a aplicação da Análise de Redundância, pois trata-se de um método linear de análise de dados (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998).

Após as transformações, as variáveis dependentes e independentes foram padronizadas em média zero e desvio padrão um para que todas fossem dimensionalmente homogêneas (mesma escala de medida), e com isso, fazer com que todas as variáveis tivessem a mesma importância na análise, independente de sua escala de medida (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998).

Na seqüência, foi empregada a Análise de Redundância para investigar as relações entre o conjunto de variáveis dependentes (as variáveis do ambiente aquático) e o conjunto de variáveis independentes (composição e configuração da floresta, aspectos físicos e de hierarquia hidrológica das microbacias). A significância geral da análise foi testada a partir de um teste de permutação (1000 permutações).

Como resultados da análise, foram gerados eixos de variação ou autovalores (*eigenvalues*), que representam a quantidade de variação original explicada pelas novas variáveis derivadas (eixos canônicos). Para a seleção dos eixos que deveriam ser retidos para interpretação, foi utilizado o critério *Latent Root*, o qual retém apenas os eixos com

autovalores acima de um, enquanto os demais eixos são excluídos (McGARIGAL et al., 2000). As contribuições de cada variável original para os eixos de ordenação da RDA foram avaliadas a partir de seus coeficientes canônicos (*eigenvectors*). Para determinar quais coeficientes contribuem para a interpretação ecológica de cada eixo, foi utilizada uma regra prática comumente empregada pelos pesquisadores (McGARIGAL et al., 2000). De acordo com esta regra, coeficientes acima de 0,30 ou menores que -0,30 são considerados significantes, e conforme o valor absoluto do coeficiente canônico aumenta, maior é a sua significância para a interpretação do eixo.

Após a seleção dos eixos para interpretação e a determinação da contribuição dos coeficientes canônicos para cada eixo, foram construídos gráficos *biplots* para visualizar as relações entre os conjuntos de variáveis. Como o objetivo principal deste trabalho é avaliar as relações entre as variáveis e não a distância entre os objetos (pontos amostrais), foram construídos *biplots* de correlação (*correlation biplots*) para a interpretação dos dados, os quais são construídos a partir das combinações lineares das variáveis “restritas” (*linear combinations of constraining variables* ou *LC scores*) geradas na análise (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). Segundo ter Braak (1994), em um *biplot* de correlação, a interpretação pelos ângulos formados entre as variáveis dependentes (ex: variáveis do ambiente aquático) e as variáveis independentes (ex: variáveis da paisagem) mostra o sentido correto da correlação, mas não a magnitude correta da correlação; portanto, a interpretação correta deste é por projeção. Deste modo, as variáveis do ambiente aquático foram projetadas no vetor que representa cada variável preditora retida para interpretação. A projeção das variáveis explanatórias no vetor da variável preditora gera um *ranking* de correlações entre as variáveis projetadas e a variável preditora considerada. Neste ordenamento, a origem do *biplot* indica correlação zero. Deste modo, quanto maior a distância da variável projetada em relação à origem do *biplot*, maior a correlação entre as variáveis; se as variáveis apontam para a mesma direção, a correlação é positiva, se as variáveis apontam para direções opostas, a correlação é negativa. Para mais detalhes na interpretação do *biplot* de correlação, consultar ter Braak (1994) e Legendre e Legendre (1998).

As análises foram conduzidas no *software* R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008) utilizando-se o pacote *Vegan* versão 1.11-2 (OKSANEN et al., 2008). Para a realização das análises, foram consultados os trabalhos de Legendre e Legendre (1998), Oksanen (2008) e MacGarigal et al., (2000).

Na seqüência, foi utilizada a análise de regressão linear múltipla para avaliar a resposta individual do descritor de diversidade SH em função das variáveis de paisagem e do

ambiente aquático. Nesta etapa, o objetivo principal foi avaliar se as alterações na estrutura do canal devido às alterações na estrutura da paisagem florestal ripária estão afetando a diversidade das comunidades. Para a condução destas análises, seguiram-se os mesmos procedimentos descritos no tópico 3.2.9.2 deste trabalho.

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Paisagem das microbacias

4.3.1.1 ESTRUTURA DA PAISAGEM FLORESTAL RIPÁRIA

Os valores das variáveis de estrutura da paisagem florestal ripária são apresentados nos gráficos das figuras 26 a 33.

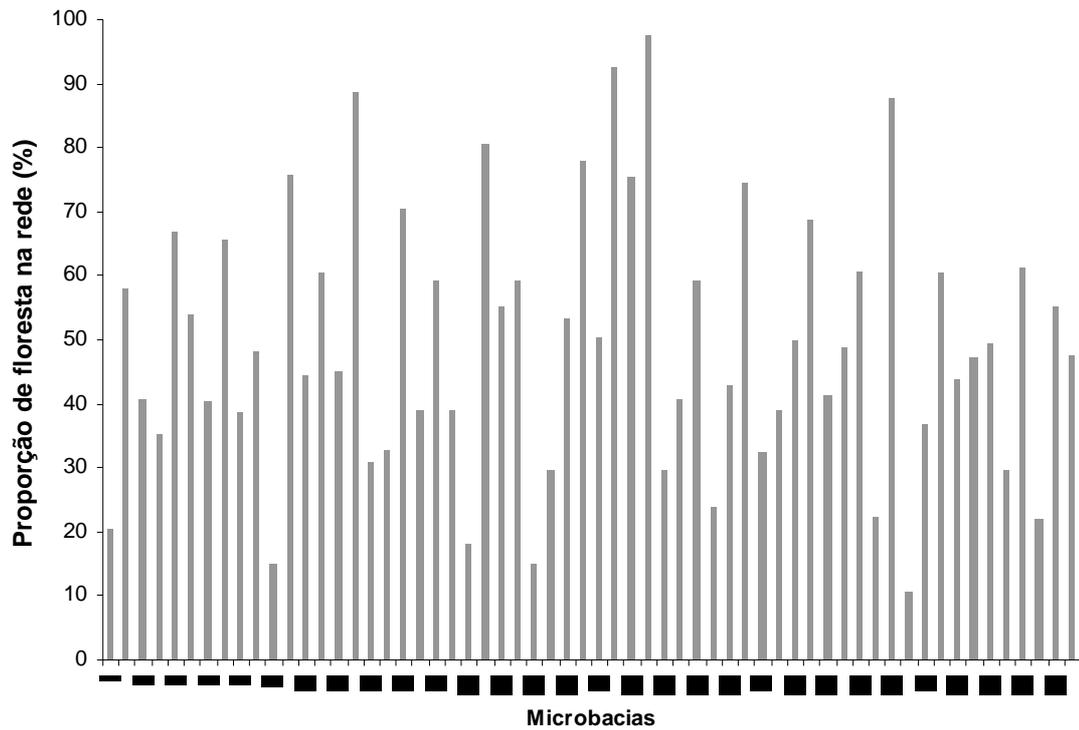


Figura 26 - Proporção de floresta na rede de drenagem (zona ripária de 30m).

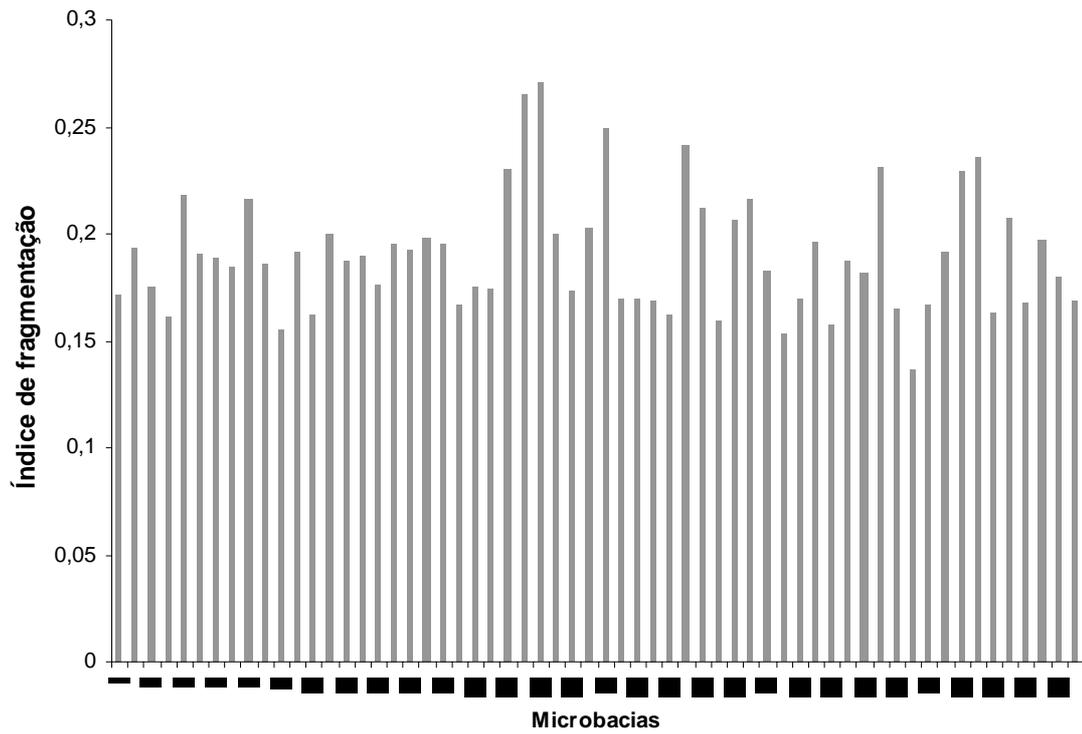


Figura 27 - Índice de fragmentação da floresta ripária.

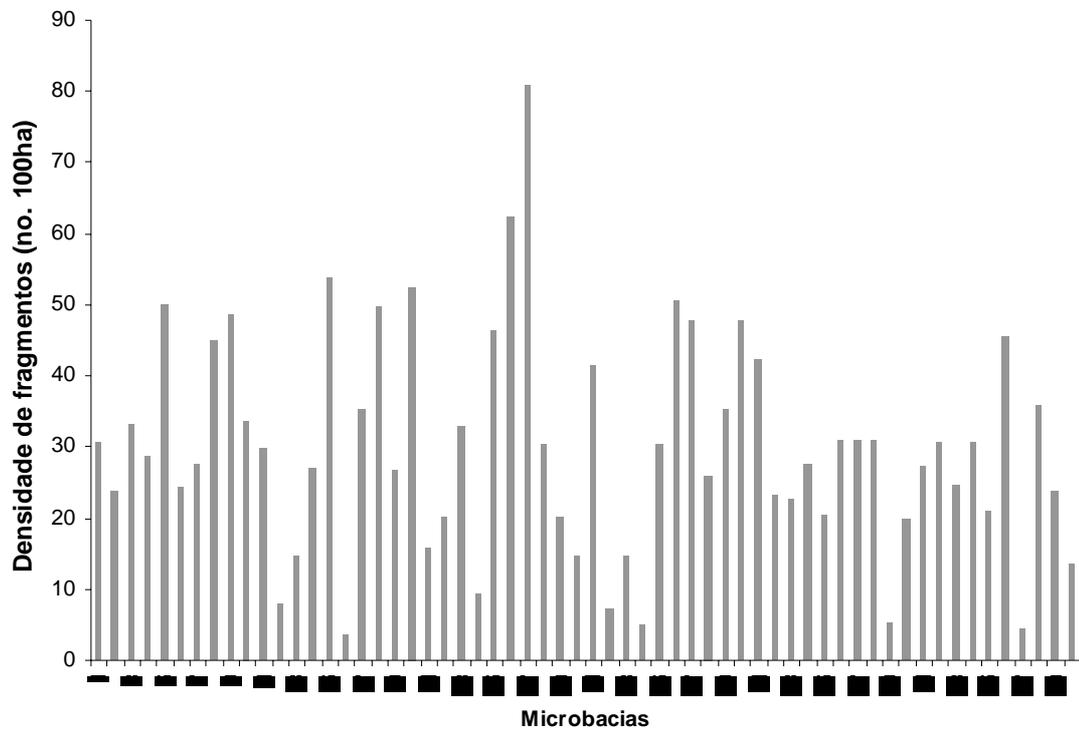


Figura 28 - Densidade de fragmentos na zona ripária de 30m da rede de drenagem.

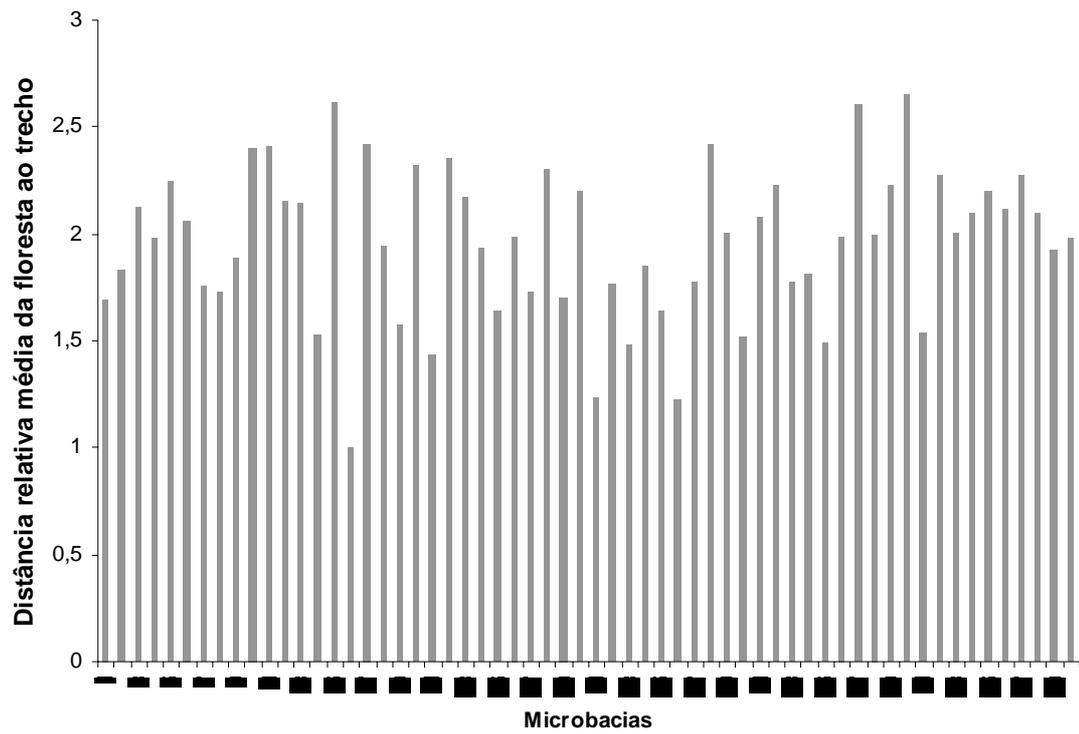


Figura 29 - Distância relativa média da floresta ao trecho de coleta.

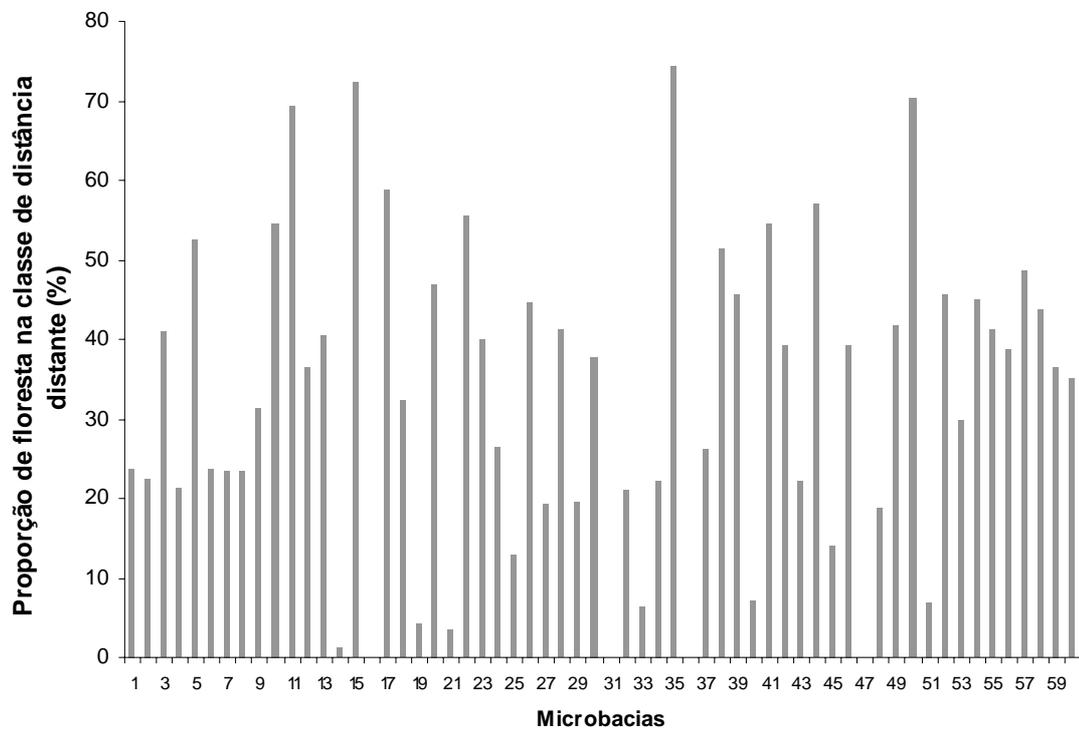


Figura 30 - Proporção de floresta na classe de distância distante.

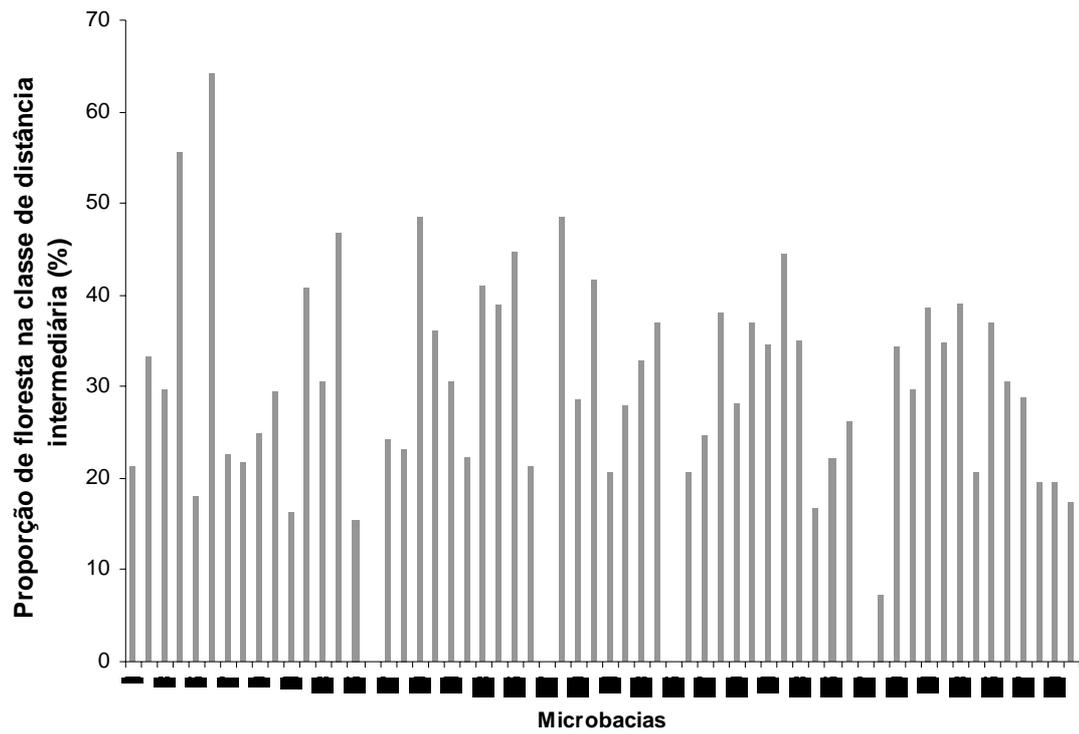


Figura 31 - Proporção de floresta na classe de distância intermediária.

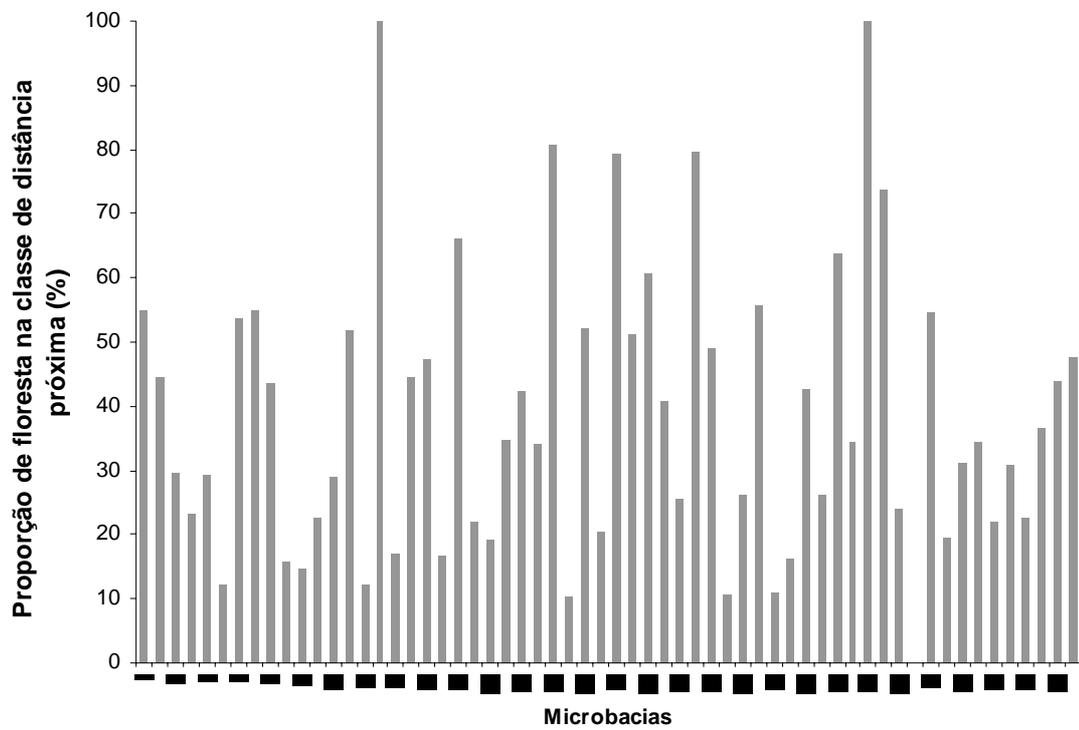


Figura 32 - Proporção de floresta na classe de distância próxima.

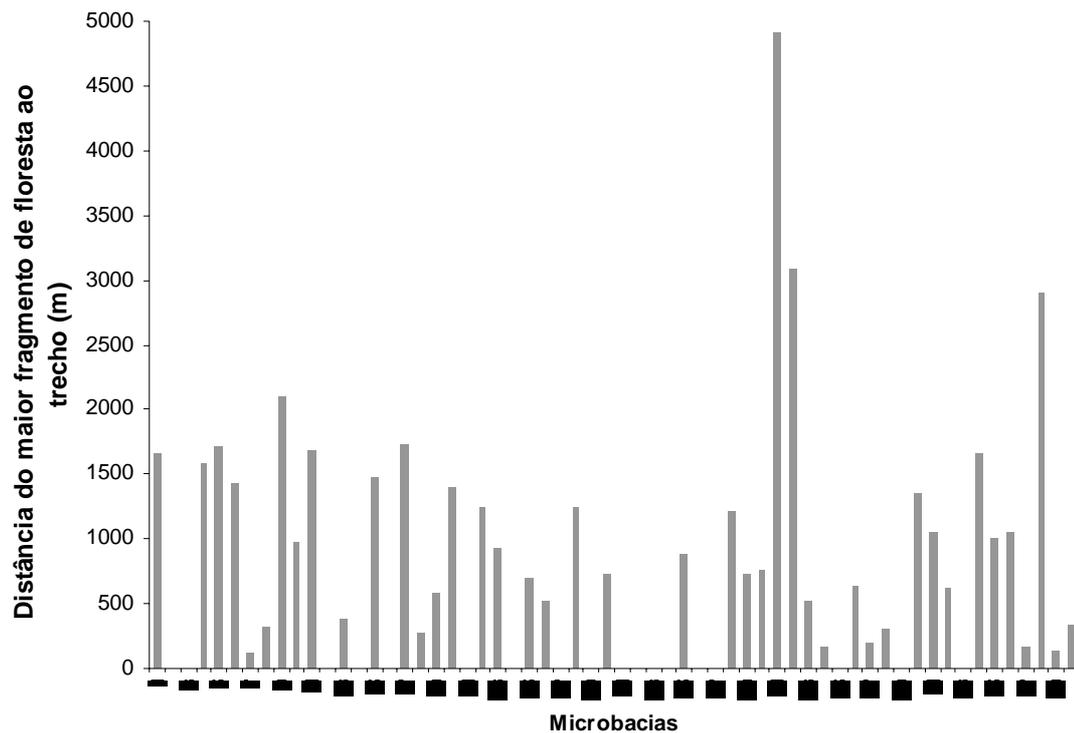


Figura 33 - Distância do maior fragmento de floresta ao trecho de coleta.

De modo geral, pode-se dizer que as microbacias estudadas apresentam valores baixos de porcentagem de floresta na rede (poucos valores acima de 70%, sendo a grande maioria dos valores entre 20 a 70% de floresta). Esta cobertura florestal apresenta-se distribuída em um grande número de fragmentos (maioria dos valores de densidade de fragmentos estão entre 20 a 50 fragmentos por 100ha), apresentando assim um grau elevado de fragmentação (grande número das amostras apresentam valores entre 0,15 e 0,20 para o índice de fragmentação, sendo nenhum valor próximo de zero, o qual significa menor fragmentação). Em relação à posição da floresta na rede, observa-se o predomínio da floresta em porções mais intermediárias e distantes do trecho de coleta (poucas microbacias apresentam uma porcentagem elevada de floresta (valores acima de 60%) localizada próxima ao trecho de coleta). No caso da posição do maior fragmento de floresta na rede, observa-se que estes não estão muito distantes do trecho de coleta (na maioria das amostras os maiores fragmentos encontram-se numa distância de 500 a 1500 m, com apenas três amostras possuindo maiores fragmentos localizados muito distantes do trecho de coleta). Portanto, as microbacias estudadas são caracterizadas por possuírem baixa porcentagem de floresta na zona ripária de 30 m da rede de drenagem, além da floresta encontrar-se fragmentada e localizar-se predominantemente distante do trecho avaliado.

4.3.2 Variáveis físicas e de hierarquia hidrológica

Os valores das variáveis físicas e de hierarquia hidrológica são apresentados em anexo (Apêndice B).

4.3.3. Influência da estrutura da paisagem florestal ripária sobre o ecossistema de riacho

Os resultados da análise de redundância mostraram que o conjunto de variáveis da paisagem possui influência sobre o conjunto de variáveis do ambiente aquático. A variação total (inércia) obtida na análise corresponde a 32, sendo 11,79 correspondente a análise “restrita” (RDA) e 20,21 correspondente a análise “não restrita” (PCA). Em proporções, estes valores correspondem a 0,36 e 0,65 da variação total, respectivamente. Estes valores são apresentados na tabela 10.

Tabela 10 - Partição da variação total (inércia) da análise de redundância.

	Inércia	Proporção
Total	32	1
Restrita (RDA)	11,79	0,3685
Não restrita (PCA)	20,21	0,6315

Foram gerados 13 eixos canônicos e 32 eixos não canônicos. De acordo com o critério *Latent Root*, foram selecionados apenas os eixos com autovalores maiores que um, e assim, apenas os quatro primeiros eixos canônicos e os seis primeiros eixos não canônicos são mostrados na tabela 11. Considerando apenas os quatro primeiros eixos canônicos para interpretação, estes explicam 13%, 6%, 5% e 4% da variação do conjunto das variáveis respostas, respectivamente. Estes quatro eixos juntos explicam 29,8% da variação do conjunto das variáveis do ambiente aquático.

Tabela 11 - Variação total, proporção da variação total e proporção acumulada para os quatro eixos canônicos e seis eixos não-canônicos da RDA .

	Eixos Canônicos			
	I	II	III	IV
Autovalor (<i>Eigenvalue</i>)	4,3294	2,0076	1,7900	1,4196
Proporção	0,135294	0,062738	0,055938	0,044363
Proporção acumulada	0,135294	0,198031	0,253969	0,298331

	Eixos Não Canônicos					
	I	II	III	IV	V	VI
Autovalor (<i>Eigenvalue</i>)	4,5177	3,4391	2,1013	1,5469	1,3804	1,0542
Proporção	0,141178	0,107472	0,065666	0,048341	0,043138	0,032944
Proporção acumulada	0,141178	0,24865	0,314316	0,362656	0,405794	0,438738

É recomendado pela literatura a seleção de no máximo até o terceiro eixo, pois geralmente são nestes primeiros eixos que se encontra a maior porcentagem de variação dos dados, e além disto, a seleção de um número menor de eixos facilita a interpretação da análise (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998; MCGARIGAL et al., 2000). No entanto, foi decidido manter o eixo quatro para interpretação (mesmo ele representando um percentual baixo de variação) pois este eixo é bem representado por algumas variáveis de estrutura da paisagem florestal (índice de fragmentação e porcentagem de floresta), e assim, pode-se perder informações úteis para este trabalho ao excluir este eixo.

Os resultados da RDA mostraram que o conjunto de variáveis da paisagem explica 36% da variação total dos dados do ambiente aquático, sendo que 29,8% dessa variação é explicada pelos quatro primeiros eixos canônicos. Estes valores podem ser considerados baixos se comparados aos 63% obtidos na soma dos eixos não canônicos. De acordo com Legendre e Legendre (1998), se o primeiro eixo não canônico possuir um autovalor maior do que qualquer autovalor dos primeiros eixos canônicos significa que as variáveis em X não são boas preditoras das variáveis em Y. Deste modo, observa-se a partir da tabela 11 que, a princípio, as variáveis da paisagem não são boas preditoras das variáveis do ambiente aquático. Entretanto, parte dessa baixa variação pode estar sendo afetada por “ruídos” (*noise*) da análise, e a eliminação destes ruídos pode significar uma porcentagem maior de variação do conjunto de variáveis do ambiente aquático em função do conjunto de variáveis da paisagem. Segundo ter Braak (1994), na interpretação do quanto das porcentagens de variação do conjunto y é explicada pelo conjunto x, deve-se ter em mente que o objetivo não é obter um valor muito alto (próximo de 100%), pois parte da variação é devido à “ruídos” nos dados ou erros na estimação dos coeficientes de correlação e valores ajustados. Assim, mesmo um

resultado que explique pouco da variação (uma baixa porcentagem) pode ainda nos fornecer informações importantes (ter BRAAK, 1994). Deste modo, apesar da variação obtida poder ser considerada baixa, a análise mostrou que as alterações na paisagem florestal afetam as características do ambiente aquático, evidenciando relações importantes entre as variáveis da paisagem e as variáveis do ambiente aquático.

O teste de significância da análise mostrou que a relação canônica entre os conjuntos de variáveis dependentes e independentes é muito significativa ($p < 0,001$ após 999 permutações).

Na tabela 12, são apresentados os coeficientes canônicos correspondentes ao conjunto de variáveis preditoras.

Tabela 12 - Contribuição das variáveis preditoras (a partir de seus coeficientes canônicos) para os eixos selecionados da RDA.

	RDA1	RDA2	RDA3	RDA4
PF	-0,3308	0,3469	-0,0036	-0,3239
IF	-0,3805	0,0751	-0,0922	-0,5707
DF	-0,1388	-0,2145	-0,2005	-0,2122
PDHFT	0,3023	-0,5406	-0,2896	-0,1655
D1	0,3998	-0,2964	-0,2848	-0,0457
D2	0,0885	0,0754	-0,5137	0,1051
D3	-0,4033	0,2162	0,5520	-0,0217
DMFT	0,3480	-0,4160	-0,4134	0,0844
ALTM	-0,6402	0,0391	-0,3958	0,5314
DECM	-0,1409	0,4702	-0,0967	0,1209
OC	0,4414	0,0677	-0,5489	0,2557
DL	0,2269	-0,1148	0,3877	0,1367
DROM	-0,3705	0,2741	-0,2567	0,2147

De acordo com os valores da tabela, as variáveis que mais contribuem para o eixo 1 são ALTM e OC, seguidas de D3, D1, IF, DROM, DMFT, PF e PDHFT. No eixo 2, a contribuição maior é de PDHFT e DECM, seguidas de DMFT e PF. No eixo 3, a contribuição maior é de D3, OC e D2, seguidas de DMFT, ALTM e DL. No eixo 4, a contribuição maior é de IF e ALTM, seguida de PF.

Os coeficientes canônicos das variáveis respostas para os eixos da RDA selecionados são apresentados na tabela 13.

Tabela 13 - Contribuição das variáveis respostas (a partir de seus coeficientes canônicos) para os eixos selecionados da RDA.

	RDA1	RDA2	RDA3	RDA4
AT	0,8296	0,1274	0,1559	-0,0659
NN	0,1939	-0,1687	-0,0257	-0,1409
PT	0,0845	0,3282	-0,0826	-0,1421
KA	0,6171	0,3140	-0,1303	-0,3114
CA	0,8654	0,1865	0,2180	-0,0008
MG	0,7709	0,1366	0,2607	0,0433
SE	-0,0475	0,4767	-0,0847	-0,2443
AA	-0,0698	-0,3778	-0,2861	-0,2658
DU	0,8506	0,1954	0,2319	0,0230
CO	0,2276	-0,4656	-0,3904	-0,4772
CR	-0,0068	0,3125	-0,1415	-0,1890
TU	-0,0160	0,3861	-0,2157	-0,2945
CN	0,6730	0,0338	0,2676	0,0359
pH	0,4391	0,3903	0,3560	0,2731
OD	-0,2790	0,2702	0,1882	0,3447
TG	0,1499	0,2099	-0,3995	-0,1962
NU	0,0989	-0,3060	0,5114	-0,2369
PC	0,1645	-0,3132	0,0063	0,1374
RP	0,4795	-0,2790	0,0172	-0,0733
QT	-0,2592	0,2189	0,4207	-0,3147
LM	0,1030	0,3983	-0,3951	0,3255
PM	0,4412	-0,4674	-0,3567	0,2148
AC	0,1036	0,4057	-0,3948	0,3255
VC	0,4527	-0,2102	-0,5368	0,3794
DS	0,1505	-0,2345	0,1740	0,0632
MS	0,1787	0,1016	-0,2387	-0,4237
PA	-0,0577	0,4071	-0,2466	-0,2707
MV	-0,4694	0,2963	-0,1256	0,3392
PU	-0,3504	-0,0608	0,3583	-0,0628
SH	0,6092	-0,0529	-0,1956	0,0441
N	0,0604	-0,1876	0,0320	0,3229
S	0,6018	-0,1240	-0,1168	0,0828

De acordo com os valores da tabela, as variáveis que contribuem para o eixo 1 são AT, KA, CA, MG, DU, CN, pH, RP, PM, VC, MV, PU, SH e S. No eixo 2, a contribuição é de PT, KA, SE, AA, CO, CR, TU, pH, NU, PC, LM, PM, AC e PA. No eixo 3, a contribuição é de CO, pH, TG, NU, QT, LM, PM, AC, VC e PU. No eixo 4, a contribuição é de KA, CO, OD, QT, LM, AC, VC, MS, MV e N.

A partir dos resultados da análise de redundância, foram gerados gráficos *biplots* considerando os eixos retidos para interpretação a fim de representar as relações entre as variáveis do ambiente aquático e as variáveis da paisagem (Figuras 34 e 35). Na seqüência, é apresentada apenas a interpretação de cada eixo representado, sendo que as relações consideradas mais significativas (não muito próximas do centro do *biplot*) são apresentadas nos Apêndices C e D.

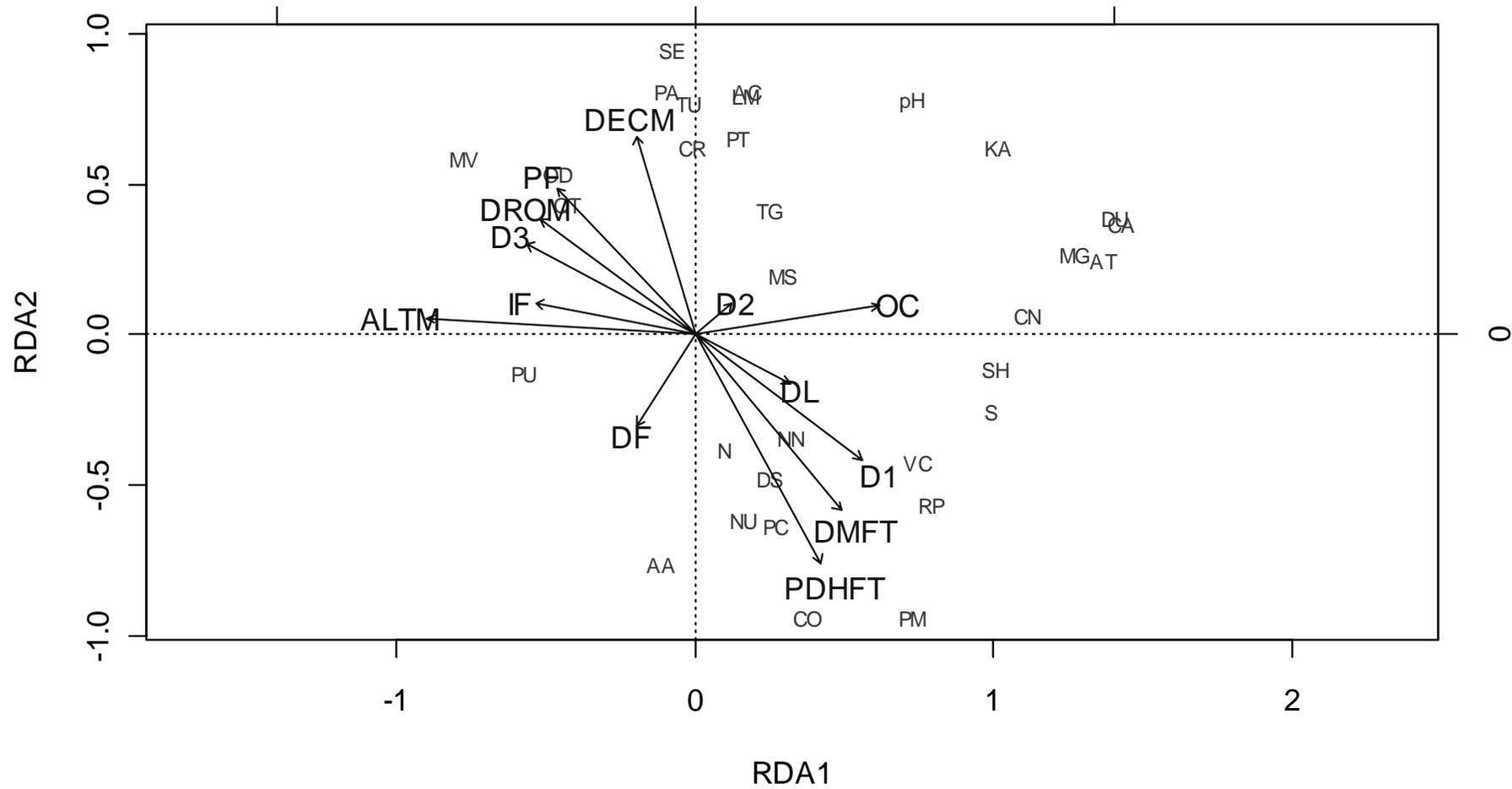


Figura 34- Gráfico *biplot* de correlação da análise de redundância dos dados de paisagem e do ambiente aquático. Eixos 1 e 2 da RDA explicam juntos 19,7% (13,5 + 6,2) da variação total nos dados do ambiente aquático.

O eixo 1 é representado pela altitude da microbacia, ordem do canal e índice de fragmentação. A ordem do canal relaciona-se a altitude e, além disto, a fragmentação da cobertura florestal também apresenta forte influência do relevo da microbacia, pois nas áreas mais baixas a cobertura florestal foi extensamente removida para a implantação de atividades agrícolas, enquanto nas áreas elevadas, foi mantida uma maior quantidade de floresta nas encostas de morros e nas margens declivosas dos canais, mas no entanto, muitas destas áreas são ocupadas por pastagens, de modo que a floresta encontra-se fragmentada. Deste modo, o eixo 1 é bem representado por um gradiente de altitude, que apresenta grande influência nos aspectos dos riachos, assim como nos padrões de uso e ocupação do solo.

O eixo 2 é representado pela distância média relativa da floresta ripária em relação ao trecho e pela declividade da microbacia. A distância da floresta em relação ao trecho relaciona-se a declividade, pois nas áreas menos declivosas a cobertura florestal foi extensamente removida para a implantação de atividades agrícolas, restando fragmentos florestais distantes dos trechos mais baixos da rede, enquanto nas áreas declivosas, foi mantida uma maior quantidade de floresta nas encostas de morros e nas margens declivosas dos canais e, assim, aumentando a proximidade das florestas aos trechos mais baixos da rede. Deste modo, o eixo 2 é bem representado por um gradiente de declividade, que também apresenta grande influência nos aspectos dos riachos, assim como nos padrões de uso e ocupação do solo das microbacias.

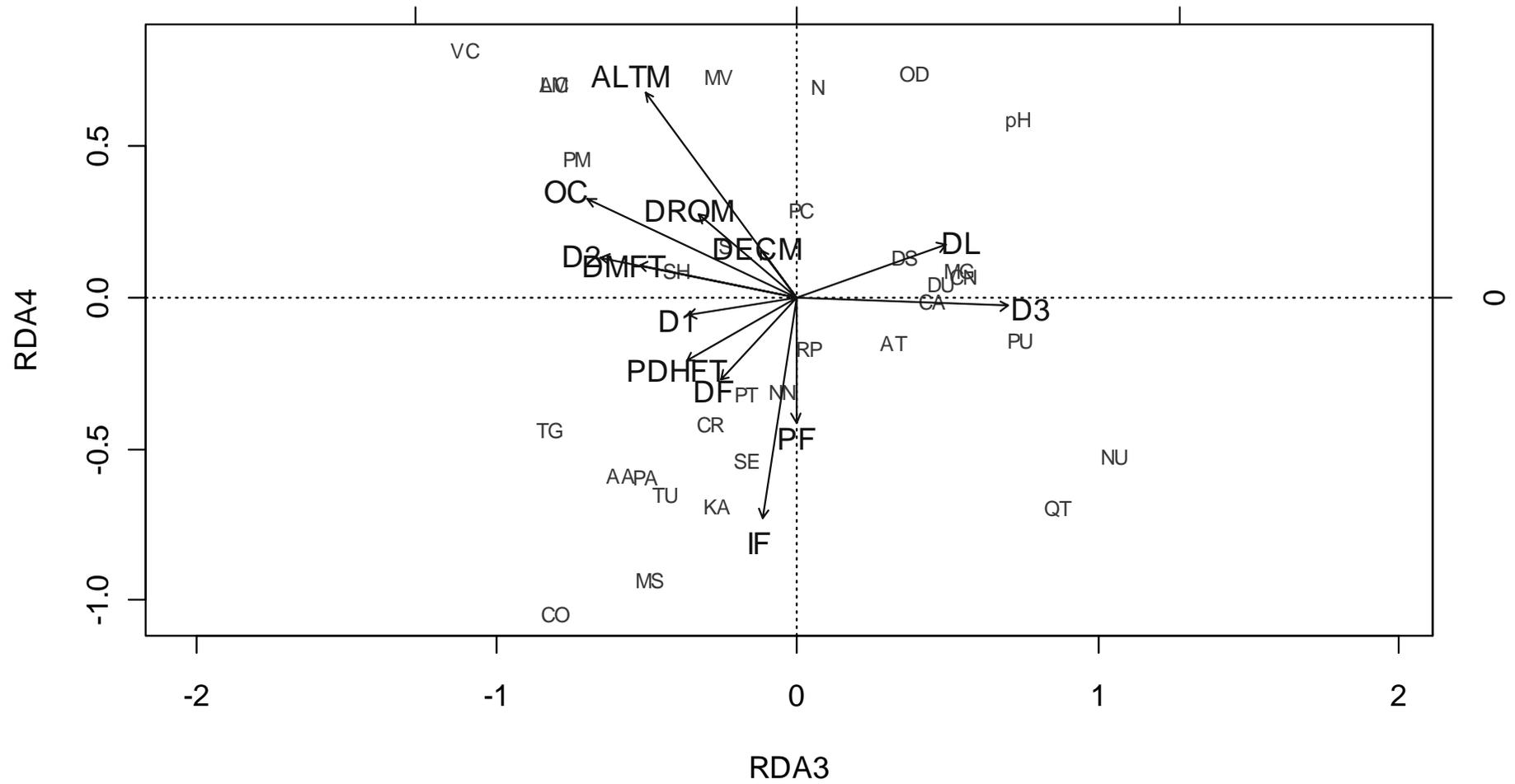


Figura 35 – Gráfico *biplot* de correlação da análise de redundância dos dados de paisagem e do ambiente aquático. Eixos 3 e 4 da RDA explicam juntos 9,9% (5,5 + 4,4) da variação total nos dados do ambiente aquático.

O eixo 3 é representado pela proporção da categoria de distância próxima ao trecho, pela proporção da categoria de distância distante ao trecho e pela distância do maior fragmento ao trecho. Assim, o eixo 3 é bem representado pela posição da floresta na rede de drenagem, a qual apresenta influência nos aspectos dos riachos, pois a posição da floresta em relação ao trecho significa uma maior ou menor proteção do canal.

O eixo 4 é representado pelo índice de fragmentação e pela porcentagem de floresta. A porcentagem de floresta relaciona-se ao índice de fragmentação, pois como a cobertura florestal das microbacias (e da bacia do Corumbataí como um todo) encontra-se bastante fragmentada, onde há uma maior porcentagem de floresta observa-se uma maior fragmentação da cobertura florestal. Assim, o eixo 4 representa a estrutura da paisagem florestal em termos de quantidade de floresta (composição) e grau de conservação da floresta.

Portanto, podemos dizer que os eixos 1 e 2 representam um gradiente natural de aspectos físicos da paisagem, enquanto os eixos 3 e 4 representam um gradiente antrópico de alterações na cobertura florestal. Ambos os gradientes apresentam grande influência sobre variáveis do ambiente aquático, mas como a porcentagem da variação total nos dados do ambiente aquático é maior para os eixos 1 e 2, o gradiente de aspectos físicos da paisagem apresenta maior influência sobre as variáveis do ambiente aquático em relação ao gradiente de alterações na estrutura da paisagem florestal representado pelos eixos 3 e 4. No entanto, observa-se que os padrões das variáveis do ambiente aquático ditados pelo gradiente físico podem estar sendo intensificados em função das alterações na estrutura da paisagem florestal ripária das microbacias.

Os resultados das análises de regressão linear múltipla são apresentados na tabela 14 (apenas as análises que apresentaram resultados significativos são mostradas).

Tabela 14 - Resultados das análises de regressão múltipla entre o índice de diversidade de Shannon e variáveis da paisagem e do ambiente aquático. SH – Índice de diversidade de Shannon, ALTM – Altitude média da microbacia, OC – Ordem de canal, NN – Amônia, KA - Potássio total, VC – Volume do canal, DS – Índice de diversidade do substrato.

Variável Resposta	Variáveis Preditoras	Regressão	R^2_{ajust}	p
SH	Paisagem	1,66 + OC - ALTM	0,20	0,0005
	Aquático	1,66 + NN + KA + VC - DS	0,40	0,000001

Observa-se a partir dos resultados da análise de regressão que as características físicas das microbacias e o contexto hidrológico destas na rede de drenagem apresentaram influência na diversidade das comunidades. Este resultado está de acordo com o resultado da RDA, pois

observa-se uma relação mais forte entre os vetores de ALTM e OC com a diversidade em relação aos demais vetores que contribuem para o eixo 1 da RDA, dentre eles, os vetores que representam as variáveis de alterações da floresta ripária.

Na análise considerando apenas as variáveis do ambiente aquático, as quatro variáveis que influenciam SH são afetadas por alterações na floresta. Dentre estas quatro variáveis, apenas KA e VC apresentaram maiores correlações com SH na análise de redundância, enquanto para NN e DS a correlação foi mais fraca comparada a KA e VC. Deste modo, estes resultados também estão de acordo com o resultado da RDA.

Portanto, estes resultados reforçam os resultados obtidos na análise de RDA, em que as variáveis da paisagem física e de hierarquia hidrológica da microbacia apresentam maior influência na diversidade das comunidades de peixes. Entretanto, é importante observar que as alterações na estrutura da paisagem florestal afetam principalmente a estrutura do canal, que conseqüentemente, afetam as comunidades de peixes.

4.4 DISCUSSÃO

4.4.1 Relações entre as variáveis da paisagem e do ambiente aquático (estruturais e limnológicas)

Aspectos físicos da paisagem, como a altitude e a declividade, possuem um papel importante na estrutura física dos riachos, pois estes aspectos modificam-se em função do gradiente longitudinal (montante-jusante) (VANNOTE et al., 1980). Essas mudanças em função do gradiente longitudinal ocasionam mudanças físicas do canal, ocasionando alterações na estrutura do canal, nas características limnológicas da água e também na estrutura das comunidades de peixes (VANNOTE et al., 1980). Riachos de cabeceiras localizados em áreas de maior altitude e declividade são geralmente corpos d'água pequenos (menor ordem), onde predominam substrato grosseiro (rocha matriz, blocos, matacões e seixos), maior velocidade e menor divergência do fluxo da água, transporte de materiais e nutrientes, maior abundância de troncos, menor largura, profundidade, área e volume do canal, menor número e diversidade de unidades de habitat (predomínio de corredeiras), menor alteração das características físicas, químicas e biológicas da água e menor diversidade de espécies de peixes. Por outro lado, nos riachos de cabeceiras localizados em áreas de menor altitude e declividade (maior ordem) são observadas características opostas as dos riachos em áreas de maior altitude e declividade (BISSON; MONTGOMERY, 1996; BILBY;BISSON, 1998; REEVES et al., 1998; WELCH et al., 1998).

Aspectos de hierarquia hidrológica dos riachos, mais especificamente a ordem dos canais, também são importantes para a estrutura física dos riachos, pois a ordem do canal é resultado das mudanças no gradiente longitudinal (conforme o gradiente modifica-se de montante a jusante o riacho aumenta sua ordem) e, com isso, a ordem do canal também reflete as mudanças ocasionadas em função do gradiente longitudinal (VANNOTE et al., 1980; MATTHEWS, 1998).

Os resultados deste trabalho mostram que grande número das características avaliadas dos riachos responde as mudanças na altitude, declividade e ordem dos canais de acordo com os padrões descritos na literatura, mas no entanto, algumas das características dos canais diferiram deste padrão natural imposto por estes aspectos da paisagem, provavelmente devido as alterações na estrutura da paisagem florestal ripária.

Assim como os aspectos físicos e de hierarquia hidrológica, as alterações na floresta ripária também possuem um papel importante na estrutura física dos riachos, pois também ocasionam mudanças na estrutura do canal, nas características limnológicas da água e na

estrutura das comunidades de peixes (SWANSON et al., 1982; GREGORY et al., 1991; NAIMAN et al., 1992; NAIMAN; DÉCAMPS, 1997). Riachos com maior porcentagem de floresta e com florestas mais próximas do ponto de amostragem possuem características do ecossistema menos alteradas devido a maior proteção exercida pelas florestas, enquanto riachos com menor porcentagem de floresta e com florestas mais distantes do ponto de amostragem terão suas características alteradas em função da ausência da proteção das florestas (JONES et al., 1999). No entanto, a magnitude das alterações nas características dos canais dependerá do nível das alterações ocasionadas nas florestas ripárias ao longo da rede de drenagem (SAUNDERS et al., 2002). Assim, espera-se que quanto maior as alterações na estrutura da paisagem florestal ripária, maiores serão as alterações ocasionadas nas características ambientais dos riachos e em suas comunidades (SAUNDERS et al., 2002).

Nossos resultados mostraram que a maioria das variáveis de estrutura dos canais e da limnologia da água mantiveram suas características naturais nos riachos florestados, devido principalmente à proteção da floresta. No entanto, observa-se que algumas variáveis do ambiente aquático (sedimento em suspensão, porcentagem de substrato arenoso, largura e área do canal) foram muito afetadas pelas alterações na estrutura da paisagem florestal ripária. Os resultados mostraram que os valores de sedimentos em suspensão, porcentagem de substrato arenoso e de turbidez estão relacionados com a elevada porcentagem de floresta e a porcentagem de floresta na categoria de distância próxima. Provavelmente, isso se deve as pastagens presentes nas microbacias e também à fragmentação das florestas ripárias. Na área de estudo, observa-se que as pastagens são praticadas em terrenos declivosos e com solos susceptíveis a erosão (CAVALLI et al., 2001). Como consequência disto, uma grande quantidade de sedimentos é produzida na época chuvosa, e como a cobertura florestal encontra-se fragmentada, estes locais fragmentados funcionam como pontos de entrada de sedimentos no canal. Isto é possível de estar ocorrendo nas microbacias estudadas, pois encontramos que as variáveis ligadas aos sedimentos (sedimentos em suspensão, porcentagem de substrato arenoso e turbidez) estão relacionadas ao índice de fragmentação, que por sua vez, encontra-se relacionado à elevada porcentagem de floresta. Deste modo, os resultados evidenciam que as áreas com bastante floresta possuem também florestas mais fragmentadas ao longo da rede de drenagem, e que estes locais fragmentados na rede funcionam como fontes de entrada de sedimentos no canal (fontes de poluição não pontuais).

Em relação à largura e área do canal, foi observado que nos riachos localizados em áreas com baixas declividades os valores de largura e área foram menores, quando geralmente estes canais apresentam largura e área maior (BISSON; MONTGOMERY; 1996). No entanto,

observa-se que estes riachos possuem pouca floresta na zona ripária e, assim, as alterações na largura e área do canal sejam possivelmente em função da ausência ou baixa porcentagem da floresta ripária e predomínio de pastagens (gramíneas) (FRIEDMAN et al., 1996; DAVIES-COLLEY, 1997; TRIMBLE, 1997; HESSION et al., 2003; SWEENEY et al. 2004; ALLMENDINGER et al., 2005). De acordo com Allmendinger et al. (2005), diferenças na largura do canal entre trechos florestados e não florestados estão relacionadas a um balanço entre taxas de erosão das margens e taxas de deposição de sedimentos na planície de inundação ativa (erodibilidade das margens (E) dividida pela efetividade das gramíneas em acumular sedimentos na planície de inundação ativa (α)). Assim, nos trechos florestados, a largura do canal é maior porque E é baixo (margens difíceis de erodir, provavelmente pelo emaranhado radicular das árvores) e α possui um valor muito pequeno (baixa densidade de gramíneas), enquanto nos trechos desflorestados, a largura do canal é menor (canais mais estreitos) porque E é alto (margens mais erodíveis devido à ausência do emaranhado radicular das árvores) e α possui um valor muito grande devido à alta densidade de gramíneas, e conseqüentemente, maior acúmulo de sedimentos na planície de inundação ativa. Ou seja, ocorre pouca erosão das margens e pouca deposição de sedimentos na planície de inundação ativa nos canais florestados e, assim, a largura do canal é pouco alterada, enquanto nos canais desflorestados, tanto a erosão das margens quanto a deposição de sedimentos na planície de inundação ativa são elevados, resultando na redução da largura do canal, pois todo o material erodido acaba sedimentando-se na planície de inundação ativa (ALLMENDINGER et al., 2005).

Do mesmo modo, canais em altitudes elevadas geralmente apresentam menor largura e área do canal, diferente do observado neste trabalho. Isto pode ser em função da elevada quantidade de sedimentos que entram nestes riachos e depositam-se sobre seu leito, tornando-o mais largo e menos profundo (SUTHERLAND et al., 2002). Isto pode ocorrer porque enquanto os sedimentos reduzem o volume do canal, o volume de água que continua fluindo no canal é pouco alterado, e assim, o canal “transborda” lateralmente, aumentando a largura da lâmina d’água.

Apesar de algumas variáveis do ambiente aquático estarem de acordo com os padrões impostos pelas mudanças nos aspectos físicos e de hierarquia hidrológicas das microbacias, é possível que estas características também estejam sendo afetadas pelas alterações na estrutura da paisagem florestal ripária. Por exemplo, foi observado que nos riachos com elevada porcentagem de floresta e maior proximidade da floresta ao ponto de amostragem os valores de profundidade e volume do canal e de proporção do número e área de poços são menores.

Como estes riachos mais florestados encontram-se em áreas de maior declividade, estas características dos canais tendem naturalmente a apresentar estas características descritas (BISSON; MONTGOMERY; 1996). No entanto, como também foram encontrados elevados valores de sedimentos em suspensão e proporção de substrato arenoso nestes riachos, é possível que além das características naturais da paisagem, a alta taxa de entrada de sedimentos no canal esteja reduzindo a profundidade do canal e a diversidade de substrato nestas áreas, tornando-o mais raso e homogêneo (SUTHERLAND et al., 2002)

Outro exemplo que ilustra esta situação são maiores valores de concentração de nutrientes nos riachos de terras mais baixas. A concentração de nutrientes nestes riachos geralmente é maior devido ao predomínio do processo de sedimentação dos materiais transportados das áreas acima, enquanto nos riachos com elevada altitude e declividade predomina o processo de transporte de materiais (WELCH et al., 1998, NAIMAN et al., 2005). No entanto, alterações na floresta ripária ocasionam aumento na entrada de sedimentos e nutrientes no canal por toda a rede de drenagem e, assim, aumentando a sedimentação destes materiais nos trechos mais baixos da rede (NAIMAN et al., 2005). Além disto, nas áreas baixas da bacia do rio Corumbataí é onde predominam as atividades agrícolas, pois nestas áreas as características topográficas do terreno são mais adequadas para as práticas agrícolas. Conseqüentemente, são nestas áreas onde encontram-se maiores alterações (principalmente na quantidade) da cobertura florestal ripária. Portanto, a presença das atividades agrícolas (com a aplicação de fertilizantes e pesticidas nas culturas), somada as alterações nas florestas ripárias, significam maior quantidade de nutrientes carregados para o canal, afetando as características limnológicas da água e também os aspectos biológicos e ecológicos do ecossistema e das comunidades aquáticas.

É importante observar também as relações entre as variáveis do ambiente aquático e a porcentagem de floresta na categoria de distância intermediária. De modo geral, estas relações são semelhantes às relações observadas para a porcentagem de floresta na categoria de distância distante, mostrando que mesmo havendo uma elevada quantidade de floresta em porções intermediárias da rede de drenagem, esta floresta não é capaz de manter as características dos trechos de riachos nas porções mais baixas da rede.

4.4.2 Relações entre as variáveis da paisagem e as comunidades de peixes

No caso das comunidades de peixes, as alterações do canal em função do gradiente longitudinal também afetam estas comunidades, pois proporcionam a criação de novos tipos de habitats e de condições ambientais menos inóspitas para os peixes. Deste modo, há um aumento da complexidade estrutural e da estabilidade do ecossistema lótico, resultando em aumento da riqueza e abundância de espécies nos riachos de cabeceiras localizados nas áreas mais baixas da rede de drenagem (SHELDON, 1968; VANNOTE et al., 1980; MATTHEWS, 1998). Além dos aspectos físicos da microbacia, a ordem dos canais e a posição destes na rede de drenagem também afetam as comunidades de peixes, pois a ordem do canal reflete também o seu tamanho, que por sua vez, é relacionado à largura, a profundidade e ao volume do riacho (BISSON; MONTGOMERY, 1996; MATTHEWS, 1998); enquanto a posição do riacho na rede significa maior ou menor proximidade a um corpo d'água de ordem maior, que por natureza, serve como fonte de espécies para os corpos d'água de ordem menores (MATTHEWS, 1998; GERHARD, 2004; HITT; ANGERMEIER, 2006). Assim, nossos resultados estão de acordo com os trabalhos da literatura, pois encontramos que a altitude, a ordem e a posição do canal na rede afetaram a diversidade de espécies das comunidades, e também que a declividade afetou o número de indivíduos. No entanto, é possível que as alterações na estrutura da paisagem florestal ripária também estejam afetando as comunidades de peixes, assim como observado para algumas variáveis do ambiente aquático.

Comumente, canais florestados localizados em áreas de maior altitude e declividade (ou seja, ordem 1 e 2) possuem comunidades de peixes menos diversas (menor número de indivíduos e espécies) (MATTHEWS, 1998; REEVES et al., 1998). Na área de estudo os canais mais florestados e aqueles com maior quantidade de floresta próxima ao trecho de coleta localizam-se em grande parte nas áreas de maior altitude e declividade e possuem a cobertura florestal mais fragmentada ao longo da rede de drenagem. Sendo assim, observa-se que muitos destes riachos florestados apresentam-se muito degradados devido ao uso do solo na microbacia e à fragmentação das florestas ripárias, apresentando seus leitos cobertos por substrato arenoso e baixa profundidade e volume do canal e proporção do número e área de poços. Estas observações são confirmadas pelas relações de PA, SE, TU, PM, VC, RP e PC com as variáveis PF, IF e D3 e também pelas relações de PA com PM, VC, RP e PC. Portanto, além da diversidade de espécies já ser baixa nestes riachos, o assoreamento do canal pode estar afetando indiretamente (variáveis dos sedimentos não estão diretamente relacionados com a diversidade) a diversidade das comunidades de peixes ao reduzir a

complexidade estrutural de habitat e a disponibilidade e quantidade de habitat para os peixes. Assim, é possível que a redução da complexidade estrutural do habitat tenha afetado a ocorrência e a abundância de espécies que possuem nichos especializados, o que conseqüentemente pode ter reduzido ainda mais a diversidade de espécies das comunidades de peixes.

Em canais florestados localizados em áreas de menor altitude e declividade (ou seja, ordem 3 a 4), as comunidades de peixes são mais diversas (maior número de indivíduos e espécies) (MATTHEWS, 1998; REEVES et al., 1998). Na área de estudo observa-se que os canais com elevada diversidade de espécies encontram-se em áreas mais baixas do terreno e possuem floresta ripária em baixa porcentagem e distante do ponto de amostragem. Nestes riachos, a cobertura florestal está menos fragmentada, mas isto não significa que a floresta esteja em melhores níveis de conservação; isto reflete apenas que há menos floresta, pois como a cobertura florestal encontra-se bastante fragmentada na bacia como um todo, onde há mais floresta observa-se maiores níveis de fragmentação da cobertura florestal e onde há menos observa-se o inverso. É muito provável que a baixa porcentagem de floresta no canal esteja afetando a diversidade das comunidades de peixes, pois os resultados mostram que a baixa porcentagem de floresta ripária devido à presença das pastagens (gramíneas) nas margens está afetando a morfologia do canal, reduzindo a sua largura e aumentando a sua profundidade, além de aumentar a profundidade e a área de poços. Além disto, a presença das gramíneas em altas densidades faz com que ocorra uma invasão destas no canal (Figura 36a), criando novos habitats que facilitam a colonização de espécies de peixes invasoras ou o aumento da abundância de espécies de peixes que são beneficiadas por estas alterações no ecossistema (CASATTI et al., 2009). Na bacia do rio Corumbataí existe registro de espécies invasoras que se utilizam deste microhabitat, como *Poecilia reticulata* (GERHARD, 2005), evidenciando que esta espécie esteja sendo favorecida pela presença das gramíneas. No caso da profundidade do canal, além desta ser alterada em função da maior taxa de erosão dos leitos devido à redução na largura do canal (FRIEDMAN et al., 1996), a profundidade dos canais pode estar sendo alterada também pela criação de poços profundos (poços laterais), formados possivelmente em épocas de maior fluxo do canal devido a maior taxa de erosão das margens arenosas desprovidas de floresta (Figura 36b) (ALLMENDINGER et al., 2005). Matthews (1998) cita que riachos e poços profundos apresentam maior diversidade de espécies devido ao gradiente vertical da coluna d'água, pois cada faixa do gradiente é ocupado por espécies diferentes. Além disto, o aumento na profundidade também favorece a invasão de espécies que se utilizam da coluna d'água (exóticas ou de corpos d'água de ordem

maior). No estudo de Gerhard (2005), espécies como *Tilapia rendalli* e *Oreochromis niloticus* (espécies exóticas típica de corpos d'água de ordem maiores) e *Astyanax altiparanae* (espécie nativa mas típica de corpos d'água de ordem maiores) foram encontradas predominantemente nos riachos desflorestados, indicando que a profundidade do canal esteja favorecendo a invasão de espécies que se utilizam da coluna d'água. Deste modo, tanto a alta densidade de gramíneas, quanto a maior profundidade do canal (ocasionada principalmente por poços profundos – observações de campo), facilitam o estabelecimento de espécies invasoras e o aumento da abundância de indivíduos, ocasionando o aumento da diversidade local.

Neste trabalho, foi encontrado também que a diversidade das comunidades está negativamente relacionada com a distância do trecho de coleta a um rio de quinta ordem. Deste modo, se o trecho de coleta está próximo a um tributário de quinta ordem (que por natureza é uma fonte de espécies que podem colonizar os demais corpos d'água da rede (MATTHEWS, 1998; GERHARD, 2004; HITT; ANGERMEIER, 2006)), e este riacho também possua maior profundidade do canal, as espécies do rio de ordem maior que se utilizam da coluna d'água encontrarão condições ideais de habitat para colonizar estes locais, ocasionando aumento da diversidade local. Assim, é possível que a proximidade a um rio de ordem maior, junto com as alterações na estrutura e morfologia do canal (principalmente a profundidade) devido às alterações na estrutura da paisagem florestal ripária, estejam favorecendo a colonização destes ambientes por espécies típicas de rios maiores, refletindo no aumento da diversidade local de espécies.



Figura 36 - Alterações na estrutura e morfologia do canal em função das alterações na estrutura da paisagem florestal ripária. A. Invasão do canal pelas gramíneas. B. Criação de poços profundos.

4.4.3 Alterações na estrutura do canal e seus efeitos sobre as comunidades de peixes

Do conjunto de variáveis do ambiente aquático que afetaram as comunidades de peixes, todas encontram-se relacionadas as alterações ocorridas na estrutura da paisagem florestal ripária. Estas variáveis referem-se tanto as características limnológicas da água quanto as características morfológicas e estruturais do canal.

Em áreas naturais, o embasamento rochoso da microbacia (a partir da dissolução das rochas pela água), constitui-se a principal fonte de nutrientes (K, Ca, Mg dentre outros) para o ecossistema aquático (ALLAN, 1996; WELCH et al., 1998). No entanto, em áreas agrícolas e urbanizadas, geralmente com baixa proporção de floresta ripária, a quantidade de nutrientes que alcança o ecossistema aquático é muito superior em relação às áreas naturais (ALLAN, 1996; JOHNSON et al., 1997b, WELCH et al., 1998,). Deste modo, o aumento das concentrações de nutrientes ocasionará aumento nas concentrações de íons dissolvidos (cátions e ânions), alterando diversas características limnológicas do riacho, como condutividade, alcalinidade e dureza. A condutividade é um preditor aproximado dos íons totais dissolvidos e pode prejudicar a fauna aquática se os níveis atingirem valores elevados, pois mudanças nas concentrações dos íons alteram o equilíbrio do pH da água (ALLAN, 1996). A alcalinidade e dureza possuem pouco ou nenhum efeito direto nos peixes, mas, no entanto, a alcalinidade atua contra mudanças no pH, o qual possui efeitos diretos nos peixes (WELCH et al., 1998,). As águas doces podem variar enormemente em acidez e alcalinidade devido a causas naturais assim como fontes de origem antrópicas (ALLAN, 1996). Valores extremos de pH (abaixo de 5 ou acima de 9) são prejudiciais a maioria dos organismos (ALLAN, 1996), mas segundo Matthews (1998), apenas valores de pH abaixo de 5 afetam os peixes, enquanto valores de pH entre 5,5 e 10,5 parecem não afetar os peixes (em ensaios de laboratório). Neste estudo, os valores de pH variaram entre 6 a 8,3, valores estes que segundo Matthews (1998) não afetam os peixes. Assim, parece que a concentração de nutrientes não está ocasionando grandes mudanças no pH que prejudiquem as comunidades. Entretanto, a maior concentração de nutrientes nestes riachos pode estar contribuindo para que ocorram alterações na diversidade de espécies, pois Murphy et al. (1981) encontraram alterações na comunidade de peixes em riachos com elevada produtividade primária. Apesar de neste trabalho não ter sido medida a produtividade primária do ecossistema de riacho, concentrações elevadas de nutrientes somadas a maior insolação do canal em função da ausência de florestas ripárias resultam em aumento da produtividade primária do ecossistema (MURPHY et al., 1981; ALLAN, 1996; WELCH et al., 1998).

A profundidade do canal tem papel importante nas comunidades de peixes de riachos, pois está relacionada à estabilidade do ambiente e propicia separação vertical dos microhabitats dos peixes (zonação vertical da coluna d'água) (MATTHEWS, 1998). O volume do canal propicia maior espaço para os peixes (maior volume, maior tamanho do habitat), enquanto a área do canal influencia mais os processos que ocorrem na superfície, como troca de gases e entrada de recursos do ambiente terrestre (folhas, insetos). Deste modo, o volume do canal prediz melhor a riqueza de espécies do que a área do canal (MATTHEWS, 1998). Gorman e Karr (1978) e Taylor et al. (1997) encontraram relação entre riqueza e diversidade de espécies com a profundidade e volume do canal, corroborando para os resultados obtidos neste trabalho.

Os tipos de unidades de habitat (poços, corredeiras e *runs*) e suas características (área e volume) apresentam grande influência na riqueza e diversidade de espécies, pois poços e corredeiras constituem-se diferentes habitats para espécies diferentes. Assim, quanto mais diversos forem os tipos e as características das unidades presentes, maior a riqueza e diversidade de espécies presentes no canal (MATTHEWS, 1998; GORMAN; KARR, 1978). No entanto, encontramos maior riqueza e diversidade em riachos onde há maior proporção de número e área de poços. Maior proporção de número e área de poços significa basicamente maior profundidade e volume do canal, o que influencia as comunidades de peixes de modo similar à profundidade e ao volume do canal. Apesar do predomínio de poços significar baixa heterogeneidade entre os tipos de habitats (predomínio de poços em relação a *runs* e corredeiras), significa maior heterogeneidade dentro da unidade (zonação vertical da coluna d'água), propiciando maior disponibilidade de microhabitats para as espécies e, assim, contribui também para o aumento na riqueza e diversidade de espécies de peixes (MATTHEWS, 1998). Além disto, foi observado que os poços muito profundos e grandes (área e volume) apresentavam também gramíneas invadindo porções destes poços, aumentando a diversidade de microhabitats dentro da unidade para as espécies que ocupam estes poços (Figura 36b). É possível ainda que nestes locais, apesar da elevada riqueza e diversidade de espécies, ocorra o predomínio de espécies que utilizem a coluna d'água, com poucas espécies bentônicas, representando assim baixa diversidade de grupos funcionais.

Apesar de termos observado que as alterações na estrutura da paisagem florestal afetaram a entrada de sedimentos no canal, não foi observado relação entre a diversidade das comunidades e as variáveis relacionadas aos sedimentos (SE, PA e TU). No entanto, foi observado que o número de indivíduos está negativamente relacionado a estas variáveis, indicando que possivelmente estas variáveis estejam afetando algumas espécies mais

sensíveis a sedimentação. Apesar da riqueza e diversidade de espécies não estarem diretamente relacionadas a SE e PA, é bem documentado que os sedimentos possuem efeitos deletérios sobre as comunidades de peixes (WOOD; ARMITAGE, 1997; SUTHERLAND et al., 2002; SUTHERLAND; MEYER, 2007). Deste modo, é possível que nos riachos estudados as espécies mais sensíveis a presença de substrato fino (areia) tenham sido muito prejudicadas e excluídas da comunidade no passado, restando apenas poucas espécies tolerantes ou que se beneficiam desta característica do habitat. Com isso, é possível que as comunidades avaliadas não respondam aos efeitos da grande quantidade de sedimentos presente no canal. Como já discutido no tópico 3.4.1 deste trabalho, é possível que grande parte dos riachos estudados encontrem-se em um novo domínio devido aos impactos oriundos das alterações da estrutura da paisagem florestal em escalas maiores (microbacia), principalmente o assoreamento do canal. Como este novo domínio foi moldado por este regime de distúrbio, as comunidades de peixes foram estruturadas na presença deste distúrbio, e assim, não respondem mais aos seus efeitos.

Por outro lado, encontramos que as comunidades de peixes encontram-se relacionadas às alterações na morfologia do canal (principalmente alterações na profundidade) causadas pelas alterações na estrutura da paisagem florestal ripária. Portanto, é possível que apesar destes riachos também terem sofrido os impactos do assoreamento, as alterações na morfologia do canal tenham amenizado o efeito da sedimentação (redução na heterogeneidade do habitat) ao gerar diversificação do habitat, contribuindo para que as comunidades respondam a estes impactos e apresentem elevada diversidade. No entanto, estas modificações do habitat podem facilitar a invasão de espécies e aumento na abundância de algumas espécies, causando alterações na estrutura original da comunidade, o que geralmente possui sérias implicações para os processos ecológicos do ecossistema de riacho.

Portanto, alterações na estrutura da paisagem florestal ripária podem afetar as características limnológicas e estruturais dos riachos. Estas alterações na limnologia, e principalmente na estrutura do riacho, causam alterações nos aspectos fisiológicos, comportamentais e ecológicos dos peixes, ocasionando assim aumento ou redução da riqueza e diversidade das comunidades de peixes de riachos.

4.5 CONCLUSÃO

As alterações na estrutura da paisagem florestal ripária alteraram a morfologia e estrutura dos riachos, enquanto outras características dos canais parecem apresentar o padrão natural intensificado por estas alterações na estrutura da paisagem florestal ripária. As alterações na paisagem florestal ripárias e as modificações do canal afetaram direta e indiretamente a diversidade das comunidades de peixes de riachos, e assim como algumas características dos canais, o padrão natural de diversidade destas comunidades parecem ser intensificados em função das alterações na estrutura da paisagem florestal ripária e também da estrutura e morfologia dos canais.

5 EFEITOS DE PEQUENOS REPRESAMENTOS E CRUZAMENTOS DE ESTRADAS NA REDE DE DRENAGEM SOBRE A DIVERSIDADE DAS COMUNIDADES DE PEIXES DE RIACHOS EM MICROBACIAS AGRÍCOLAS

5.1 INTRODUÇÃO

A conectividade hidrológica, no contexto ecológico, refere-se à transferência pela água de materiais, energia e organismos dentro ou entre elementos do ciclo hidrológico (PRINGLE, 2003a, b). No contexto da rede de drenagem (sistema composto por ecossistemas lóticos de rios e riachos), a conectividade hidrológica é um atributo importante do ecossistema devido ao fluxo unidirecional da água no interior da rede e, assim, este fluxo exerce forte influência nos processos ecológicos dos ecossistemas lóticos e na dinâmica das comunidades aquáticas (PRINGLE, 2003a, b; FREEMAN et al., 2007).

A dinâmica das comunidades aquáticas dos ecossistemas lóticos é profundamente afetada pela conectividade da rede de drenagem, principalmente as comunidades de peixes, pois estes organismos movimentam-se por extensões variadas da rede tanto no sentido montante quanto jusante. Segundo Schlosser (1991, 1995), os peixes apresentam complexos ciclos de vida e complexos padrões de uso do habitat, sendo estes padrões de uso mediados por processos migratórios ao longo do ecossistema fluvial. Para completarem seus ciclos de vida, os peixes utilizam diferentes tipos de habitat, sendo alguns desses habitats específicos para a desova e o desenvolvimento dos embriões, outros específicos para a alimentação e o desenvolvimento dos indivíduos e outros específicos para refúgios contra predadores ou de condições ambientais extremas (SCHLOSSER, 1991, 1995).

É bem documentado que algumas espécies de peixes, como as espécies de grandes peixes migradores, percorrem grandes distâncias na rede, principalmente na época da reprodução (AGOSTINHO et al., 2007). Já a ictiofauna de riachos é composta majoritariamente por espécies sedentárias (GERKING, 1959; AGOSTINHO et al., 2007), como no caso da ictiofauna de pequenos riachos da Mata Atlântica (CASTRO; CASATTI, 1997; ESTEVES; LOBÓN-CERVIÁ, 2001; GERHARD et al., 2004) e da Amazônia (SABINO; ZUANON, 1998). As espécies sedentárias (geralmente de pequeno e médio porte) são aquelas aptas a desenvolver todas as atividades vitais (alimentação, reprodução e crescimento) numa área restrita da bacia. Os deslocamentos, quando ocorrem, são de curta extensão (GERKING, 1959; AGOSTINHO et al., 2007). No entanto, estudos recentes (em sua maioria na região temperada abordando espécies de salmonídeos) mostram que os indivíduos adultos que habitam riachos possuem maior movimentação, locomovendo-se por distâncias

variadas a procura de locais de alimentação, reprodução e novos locais de colonização (RILEY et al., 1992; YOUNG, 1995; GOWAN; FAUSCH, 1996; SMITHSON; JOHNSTON, 1999; NAKAMURA et al., 2002; SCHMETTERLING; ADAMS, 2004). Portanto, a movimentação dos peixes pela rede de drenagem depende das conexões entre os diversos trechos de hidrografia que a compõem, e a presença de barreiras físicas na rede representam obstáculos para a sua movimentação, podendo afetar profundamente a biologia destes organismos e também suas populações e comunidades (PORTO et al., 1999; MORITA; YAMAMOTO, 2002; HAN et al., 2008; SLAWSKI et al., 2008).

Apesar da importância da conectividade hidrológica nos processos ecológicos dos ecossistemas lóticos e na dinâmica das comunidades aquáticas, esta tem sido profundamente alterada devido as grandes alterações na paisagem no qual a rede de drenagem se insere (PRINGLE, 2001, 2006). Estas alterações na paisagem se devem principalmente ao uso intensivo dos recursos naturais pelo homem, a partir da construção de represamentos (abastecimento público e aproveitamento do potencial hidrelétrico) (PRINGLE, 2001, 2003a, b, 2006; MARCH et al., 2003) e de estradas na rede de drenagem (FORMAN; ALEXANDER, 1998; JONES et al., 2000; TROMBULACK; FRISSEL, 2000).

Deste modo, as alterações na conectividade dos ambientes lóticos em função dos represamentos e das estradas contribuem para a descontinuidade entre os trechos de canais da rede hidrográfica, afetando os fluxos de matéria e organismos entre os trechos montante e jusante e reduzindo a conectividade de toda rede de drenagem (WARD; STANFORD, 1995; PRINGLE, 2003a, b). Segundo Pringle (2003a, b), a conectividade hidrológica é essencial para a integridade ecológica da paisagem e a redução desta propriedade pelas atividades antrópicas podem representar grandes prejuízos ambientais, incluindo perdas significativas da biodiversidade aquática e da integridade dos ecossistemas lóticos.

Em função dos efeitos negativos da perda da conectividade hidrológica e da importância deste atributo para a dinâmica dos ecossistemas lóticos, este assunto tem recebido maior atenção em trabalhos de restauração, proteção e conservação dos ecossistemas lóticos (PRINGLE, 2001, 2006; SAUNDERS et al., 2002). Diversos trabalhos na literatura já documentaram os efeitos da presença e da posição de grandes represamentos na estrutura das comunidades de peixes (HERBERT; GELWICK, 2003; QUINN; KWAK, 2003; PHILLIPS; JOHNSTON, 2004; SHEER; STEEL, 2006) e trabalhos abordando o efeito de pequenos represamentos em bacias menores também já existem, mostrando que os efeitos destes pequenos represamentos são semelhantes aos efeitos dos grandes represamentos quando avalia-se as comunidades de peixes (TIEMANN et al., 2004; SANTUCCI et al., 2005;

ALEXANDRE; ALMEIDA, 2010). Estudos avaliando o efeito dos cruzamentos de estradas sobre a movimentação das populações de peixes também já são bastante comuns na região temperada (WARREN; PARDEW, 1998; NORMAN et al., 2009; POPLAR-JEFFERS et al., 2009; BOUSKA; PAUKERT, 2010), enquanto na região tropical este tópico ainda é pouco explorado.

Portanto, sabendo-se que estes elementos possuem seus potenciais efeitos sobre as comunidades de peixes e que estas informações ainda são escassas no Brasil, o objetivo deste trabalho foi avaliar a diversidade das comunidades de peixes de riachos em função da presença de represamentos e cruzamentos de estradas e também da posição destes elementos na rede de drenagem de microbacias da bacia do rio Corumbataí, a fim de obter informações que possam ser utilizadas em ações de manejo da conectividade hidrológica e de conservação do ecossistema e das comunidades aquáticas.

5.2 MATERIAIS E MÉTODOS

5.2.1 Área de estudo

A descrição da área de estudo encontra-se no tópico 3.2.1 deste trabalho.

5.2.2 Identificação e mapeamento de elementos de quebra de conectividade da rede de drenagem

Os elementos de quebra de conectividade da rede de drenagem (represamentos e cruzamentos de estradas) foram digitalizados em tela a partir da fotointerpretação das fotografias aéreas utilizando-se as ferramentas de edição do *software* ArcView. A técnica da fotointerpretação foi aplicada de acordo com os procedimentos descritos em Jensen (2000). No caso dos represamentos, a principal informação utilizada para a identificação na fotografia aérea foi o padrão de forma e textura, enquanto os cruzamentos de estradas com a rede de drenagem foram identificados pela visualização do cruzamento com o canal. No caso de dúvidas durante a identificação e mapeamento destes elementos, consultava-se também a carta topográfica, uma vez que neste material estão mapeados os represamentos na rede de drenagem e os cruzamentos de estradas com o canal. Persistindo-se a dúvida, o elemento era visitado no campo para confirmação. A seguir segue a descrição das principais características destes elementos utilizadas para a sua identificação e mapeamento.

Represamentos: formas alongadas, geralmente mais largas a jusante (barragem) e afunilando-se no sentido montante, superfície homogênea e na maioria das vezes de coloração verde, textura lisa (Figura 37A).

Cruzamentos de estradas: elementos lineares na paisagem que cruzam o canal (Figura 37B).

Após o mapeamento destes elementos, foram obtidos dois arquivos finais de pontos (formato vetorial), que representam locais de quebra de conectividade da rede de drenagem em função dos represamentos e do cruzamento de estradas (Figura 38).

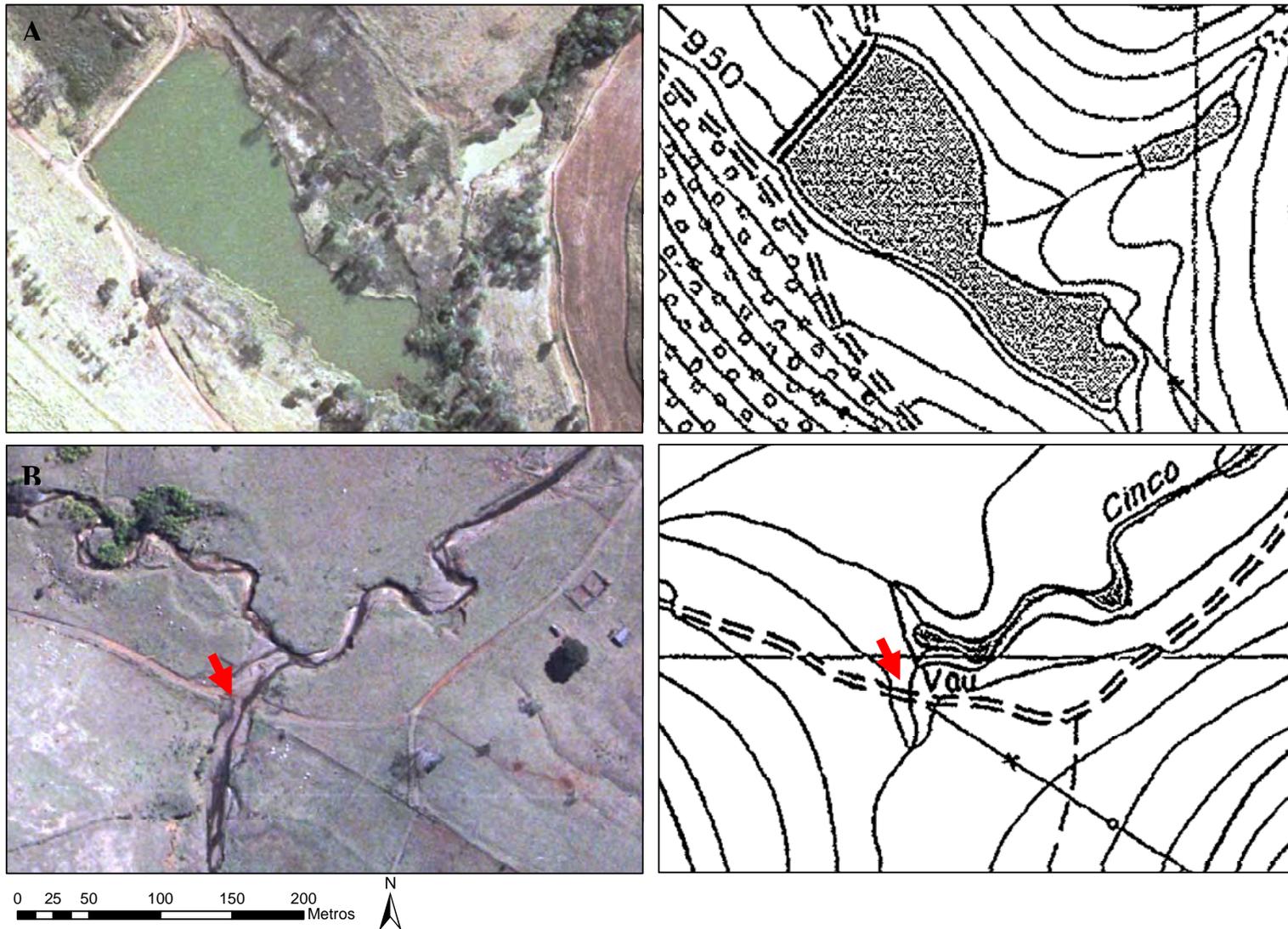


Figura 37 - Elementos de quebra de conectividade da rede hidrográfrica. A. Represamentos; B. Cruzamento de estrada com a rede (indicado pela seta). Direita: representação na fotografia aérea; Esquerda: representação na carta topográfica.

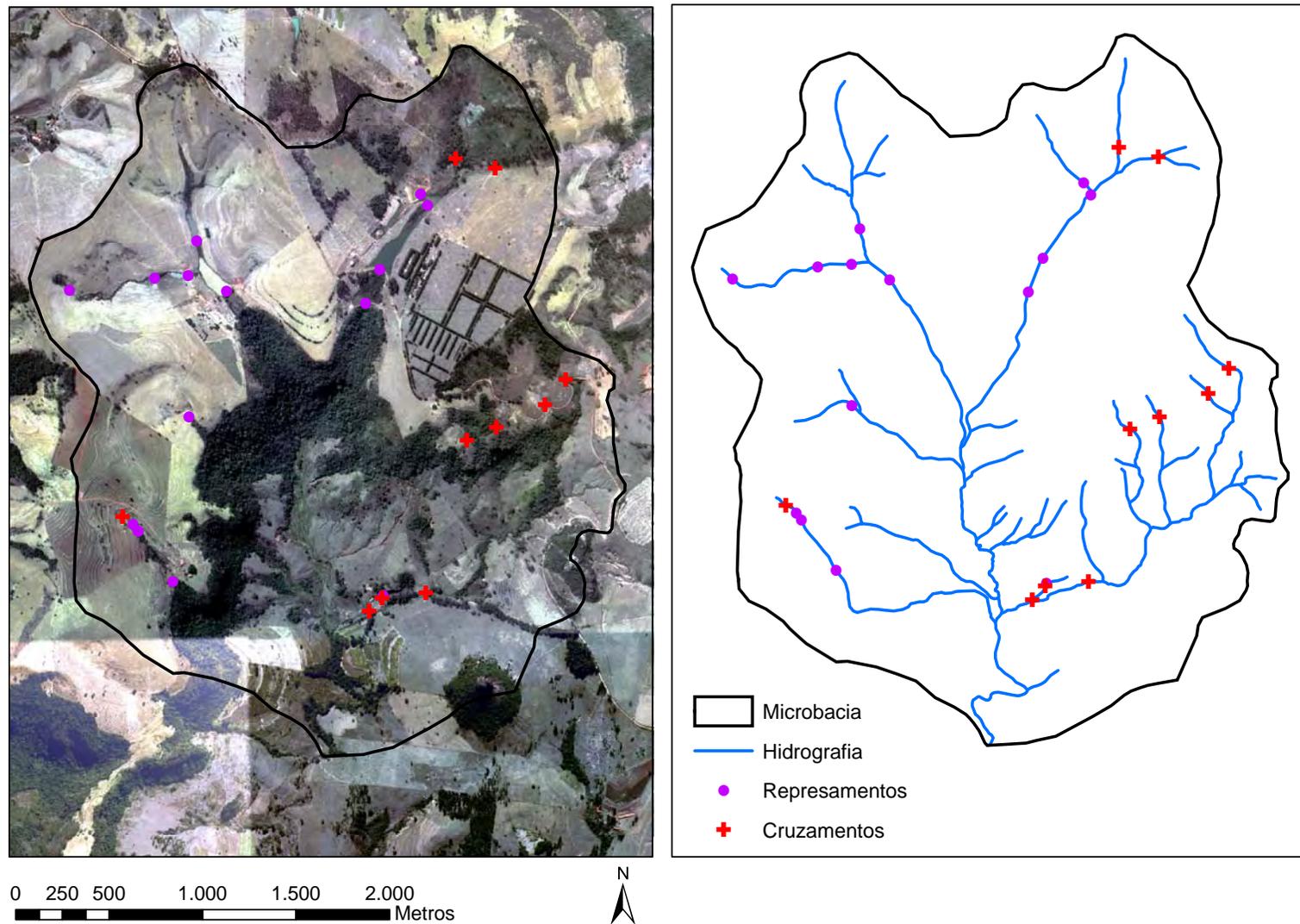


Figura 38 - Identificação e mapeamento dos elementos de quebra de conectividade a partir da fotografia aérea (direita) de uma microbacia do estudo. Arquivos vetoriais representando os elementos de quebra de conectividade da rede de drenagem (esquerda).

5.2.3 Reconhecimento de campo dos elementos de quebra de conectividade da rede de drenagem

Após o mapeamento dos elementos de quebra de conectividade nas redes de drenagem das microbacias, foi realizado um trabalho de campo para verificação e confirmação daqueles elementos que geraram dúvidas durante o processo de identificação a partir da fotografia aérea. Para a visita no campo, obteve-se as coordenadas geográficas dos elementos a partir do material georeferenciado no trabalho (cartas topográficas e fotografias aéreas). No campo, realizava-se a validação do elemento e obtiveram-se fotos para o registro dos elementos visitados.

5.2.4 Variáveis de conectividade da rede de drenagem

As variáveis de conectividade da rede de drenagem consideradas neste capítulo são apresentadas na tabela 15.

Tabela 15 - Variáveis de conectividade da rede de drenagem das microbacias.

Código	Nome/Unidade	Descrição	Referência
DR	Densidade de represamentos na rede ($n \text{ m}^{-1} 100$)	$DR = \frac{Nr}{CR} 100$ sendo: <i>Nr</i> : o número de represamentos na rede, <i>CR</i> : o comprimento, em metros, da rede de drenagem da microbacia.	Elaborado pelo autor
DC	Densidade de cruzamentos na rede ($n \text{ m}^{-1} 100$)	$DC = \frac{Nc}{CR} 100$ sendo: <i>Nc</i> : o número de cruzamentos de estradas na rede, <i>CR</i> : o comprimento, em metros, da rede de drenagem da microbacia.	Elaborado pelo autor
DRJ	Distância do trecho de coleta ao represamento mais próximo (m)	É o comprimento (m) do trecho de hidrografia que liga o trecho de coleta ao represamento mais próximo na rede.	Elaborado pelo autor
DCJ	Distância do trecho de coleta ao cruzamento mais próximo (m)	É o comprimento (m) do trecho de hidrografia que liga o trecho de coleta ao cruzamento mais próximo na rede.	Elaborado pelo autor

5.2.5 Variáveis da paisagem das microbacias

A descrição das variáveis de aspectos físicos e de hierarquia hidrológica das microbacias encontra-se nos tópicos 3.2.7.3 e 3.2.7.4 deste trabalho, respectivamente.

5.2.6 Variáveis das comunidades de peixes

As variáveis das comunidades de peixes consideradas neste estudo foram: número total de indivíduos (N), número total de espécies (S), o índice de diversidade de *Shannon* (SH) e o índice de equabilidade de *Shannon* (J).

5.2.7 Análises estatísticas

Para avaliar a diferença entre as variáveis das comunidades (número de indivíduos, riqueza, diversidade e equabilidade) em função da conectividade da rede de drenagem, as 60 microbacias foram separadas em dois grupos: rede de drenagem fragmentada (presença de represamentos, $n = 37$) e não fragmentada (ausência de represamentos $n = 23$). Uma análise exploratória dos índices das comunidades entre os grupos foi realizada através de gráficos *boxplots*. Na seqüência, os índices foram analisados entre os grupos de microbacias a partir de análise de variância (ANOVA tipo I). Após os testes, realizou-se o diagnóstico dos modelos a partir da análise de resíduos para avaliar a normalidade e a homogeneidade de variância dos resíduos. Procedimentos mais detalhados das análises conduzidas encontram-se no tópico 3.2.9.1 deste trabalho.

Para avaliar a relação entre os elementos de quebra de conectividade hidrológica e as variáveis das comunidades de peixes, foram realizadas análises de correlação simples. Foram correlacionadas as variáveis de conectividade da rede (densidade de represamentos e cruzamentos e distância do trecho ao represamento e cruzamento mais próximo) com os índices das comunidades. Para as análises das densidades, o número de observações foi igual a 60. Para as análises das distâncias, o número de observações foi $n = 37$ (represamentos) e $n = 50$ (cruzamentos), pois nem todas microbacias apresentaram represamentos e cruzamentos na rede. As variáveis de conectividade da rede também foram correlacionadas com as variáveis da microbacia (ordem de canal e área, altitude e declividade da microbacia) para entender o padrão de ocorrência destes elementos na paisagem e ajudar na interpretação das relações com os índices das comunidades. Antes da aplicação da análise, todas as variáveis foram testadas quanto à normalidade. Como a maioria das variáveis não apresentou distribuição normal (mesmo após as transformações), principalmente as variáveis de conectividade da rede, foi aplicada a análise de correlação de *Spearman* nos dados originais (não transformados). A significância dos valores do coeficiente de correlação de *Spearman* foi avaliada a partir de valores tabelados (ZAR, 1996).

As análises foram realizadas no *software R* (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008), adotando-se um nível de significância de 5% e consultando-se os trabalhos de Zar (1996), Daalgard (2002) e Quinn e Keough (2002).

5.3 RESULTADOS

5.3.1 Quebras de conectividade da rede de drenagem

Foram mapeados um total de 123 represamentos e 309 cruzamentos de estradas na rede de drenagem das microbacias. Deste total de represamentos, 65% encontram-se em canais de 1ª ordem, 27% em canais de 2ª ordem, 8% em canais de 3ª ordem e 0% em canais de 4ª ordem. Do total de cruzamentos, 73% encontram-se em canais de 1ª ordem, 17% em canais de 2ª ordem, 8% em canais de 3ª ordem e 1% em canais de 4ª ordem (Apêndice E). Estes resultados mostram que grande número dos elementos de quebra de conectividade encontra-se em canais pequenos, os quais provavelmente permanecem secos durante maior parte do ano e poucos utilizados pelos peixes.

Os gráficos das figuras 39 e 40 apresentam as densidades de represamentos e cruzamentos na rede hidrográfica das microbacias.

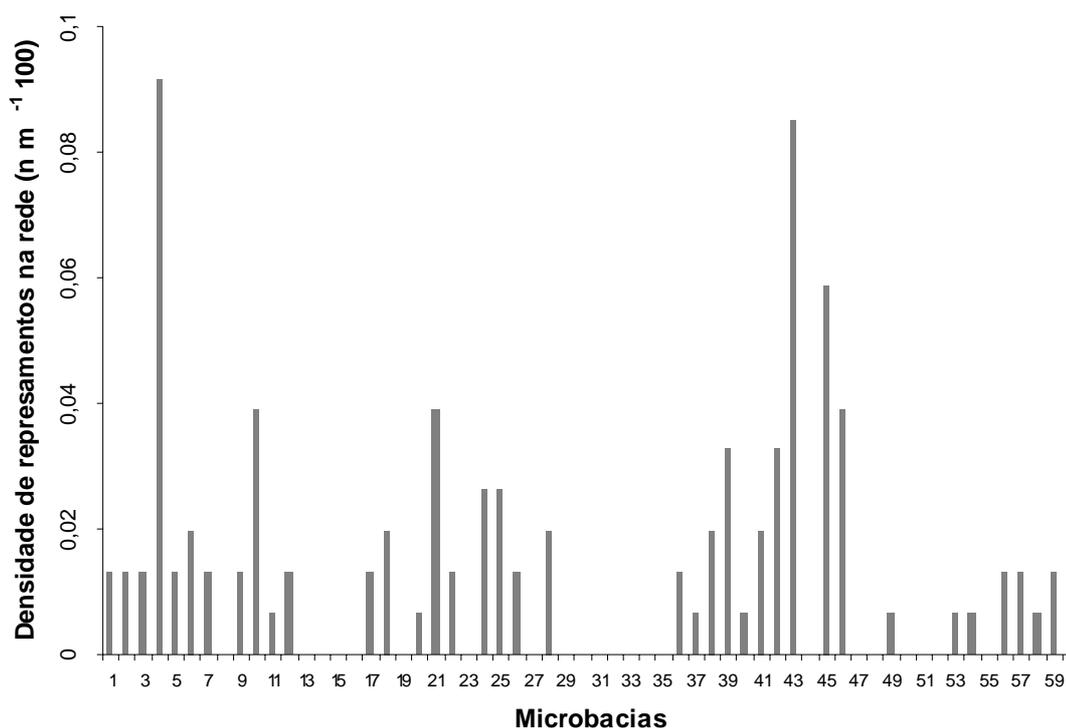


Figura 39 - Densidade de pequenos represamentos na rede de drenagem das microbacias.

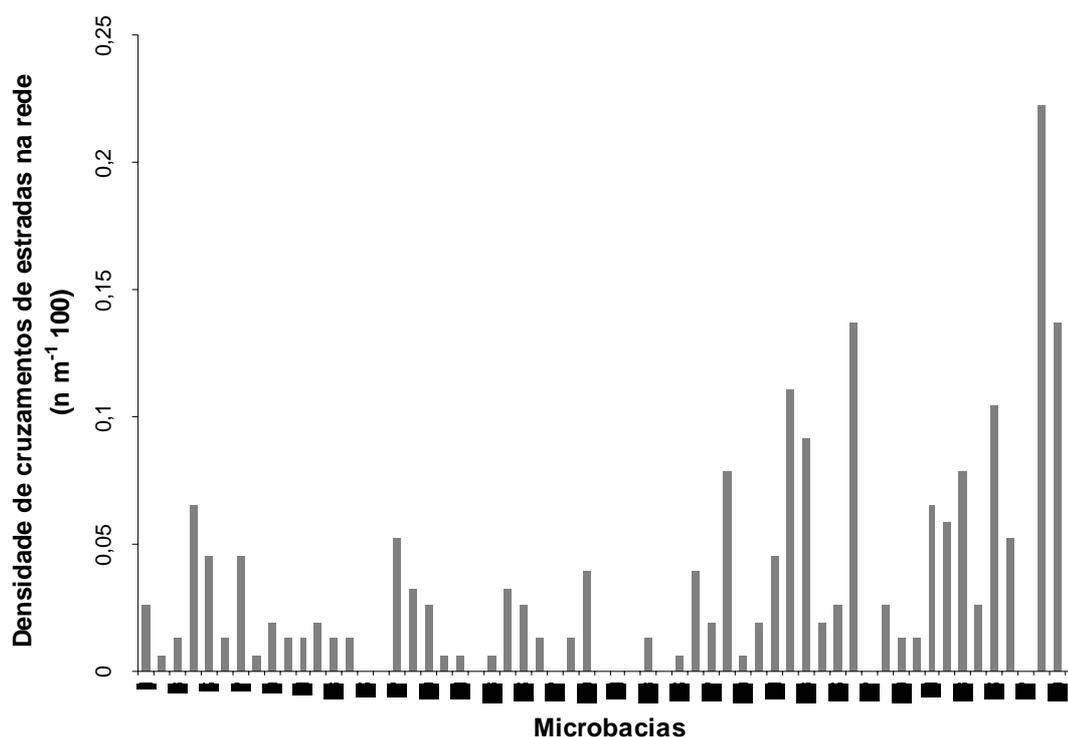


Figura 40 - Densidade de cruzamentos de estradas na rede de drenagem das microbaicas.

Observa-se a partir das figuras acima que grande número das microbacias apresenta baixa densidade de represamentos e cruzamentos na rede de drenagem, sendo poucas as microbacias que apresentam uma densidade elevada de elementos de quebra de conectividade em sua rede de drenagem. Estes valores, junto aos valores de porcentagem destes elementos nos canais de 1ª e 2ª ordem indicam que, apesar destes elementos afetarem a conectividade estrutural da rede, eles podem estar afetando pouco a movimentação dos peixes (ou seja, a conectividade funcional da paisagem).

Os gráficos das figuras 41 e 42 apresentam as distâncias dos represamentos e cruzamentos mais próximos ao trecho de coleta.

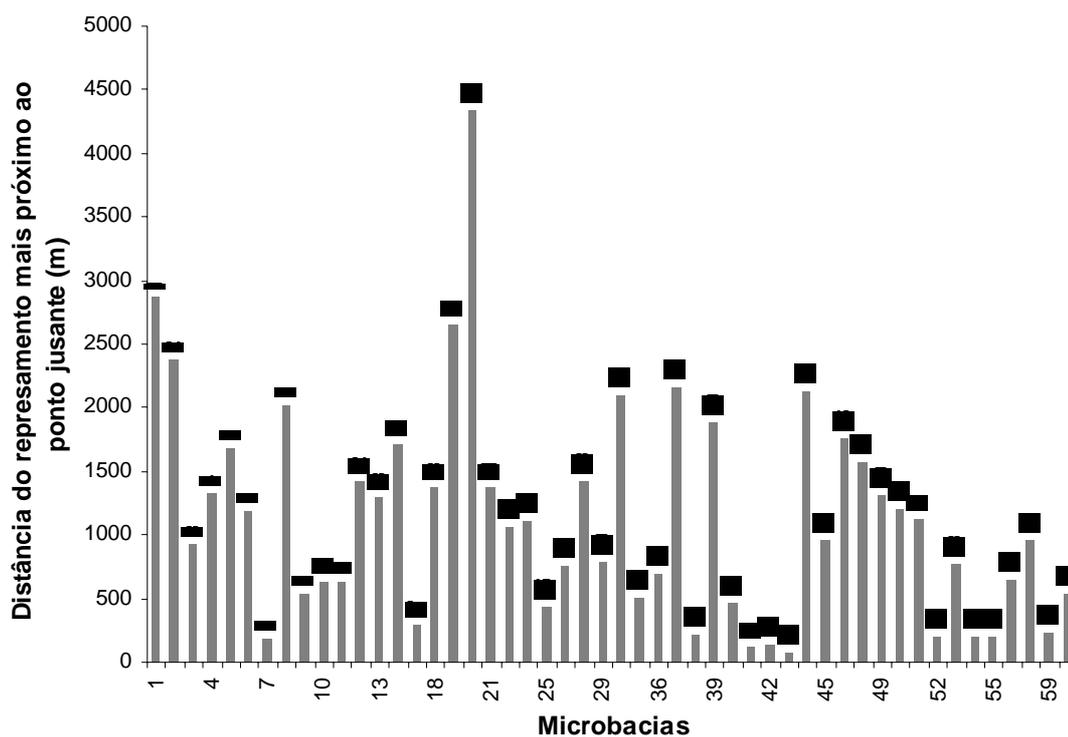


Figura 41 - Distância do ponto jusante (trecho de coleta) ao represamento mais próximo.

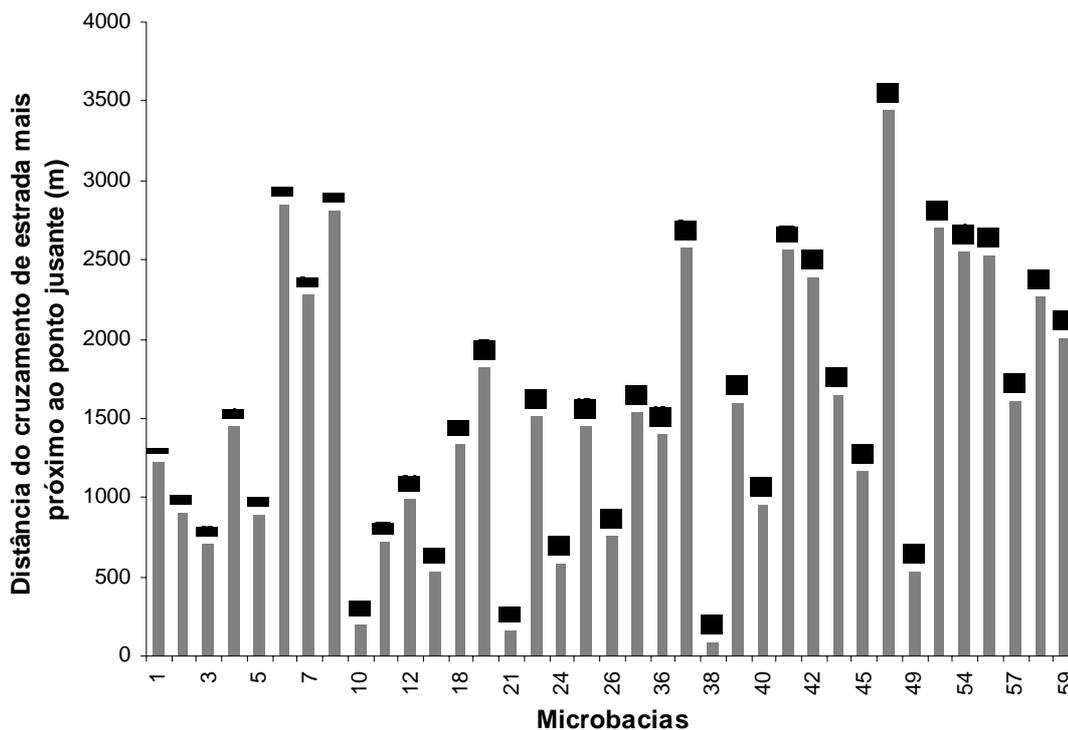


Figura 42 - Distância do ponto jusante (trecho de coleta) ao cruzamento de estrada mais próximo.

Observa-se a partir das figuras acima que em grande número das microbacias os represamentos localizados mais próximos não se encontram muito distantes aos trechos de coleta, assim como para os cruzamentos de estradas. No entanto, há um número maior de

microbacias onde os cruzamentos estão mais longes do trecho de coleta comparados ao número de microbacias em que o represamento mais próximo localiza-se mais distante do trecho. Estes valores, junto aos valores de densidade e de porcentagem destes elementos nos canais de 1ª a 2ª ordem indicam que, apesar da densidade destes elementos ser baixa e prejudicar principalmente a conectividade estrutural da rede, a maior proximidade destes elementos ao trecho avaliado pode significar um obstáculo para a movimentação dos peixes pela rede. Assim, dependendo da mobilidade das espécies, esta maior proximidade pode significar um impacto maior na movimentação dos peixes.

5.3.2 Diversidade das comunidades de peixes entre bacias fragmentadas e não fragmentadas

Um resumo estatístico dos dados (média e desvio padrão) referentes aos grupos de conectividade da rede de drenagem é apresentado na tabela 16.

Tabela 16 - Média e desvio padrão (\pm) dos índices de diversidade das comunidades para os grupos de conectividade da rede de drenagem. N – Número de indivíduos, S – Riqueza de espécies, SH – Índice de diversidade de Shannon, J – Índice de equabilidade de Shannon.

Descritores	Grupos de Conectividade da Rede			
	Fragmentada (n = 37)		Não Fragmentada (n = 23)	
N	432,46	$\pm 346,35$	413,00	$\pm 329,94$
S	12,57	$\pm 5,89$	11,22	$\pm 5,21$
SH	1,77	$\pm 0,51$	1,49	$\pm 0,56$
J	0,73	$\pm 0,10$	0,63	$\pm 0,19$

A análise preliminar dos gráficos *boxplots* (Figura 43) mostrou que aparentemente não existe diferença no número de indivíduos e na riqueza de espécies entre os grupos, enquanto para a diversidade e equabilidade parece haver diferenças entre os grupos.

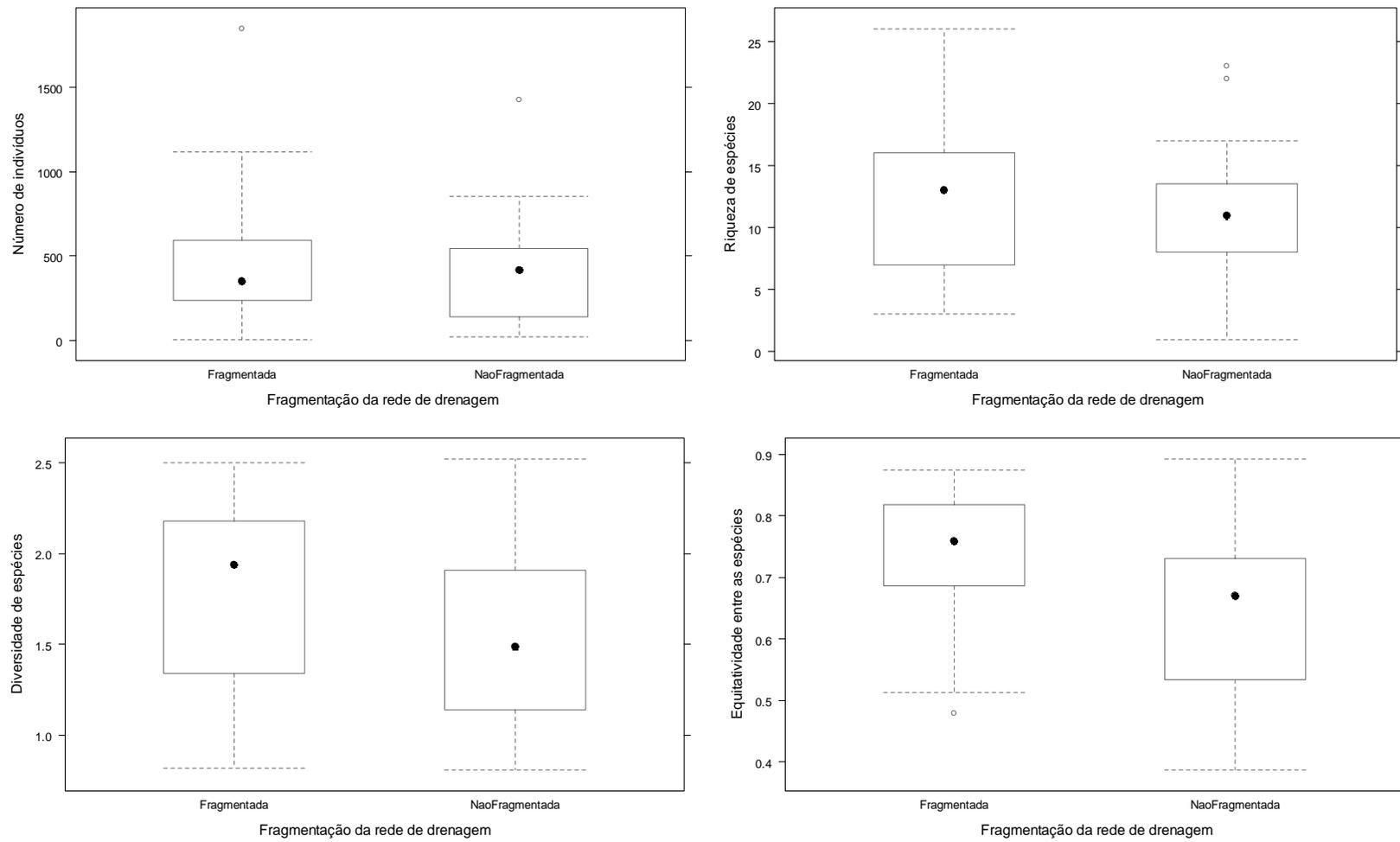


Figura 43 - Gráficos *boxplots* do número de indivíduos, riqueza, diversidade e equabilidade das comunidades de peixes para os grupos de fragmentação da rede de drenagem.

A seguir, são apresentados os resultados das Análises de Variância (Tabela 17).

Tabela 17 - Resultados dos testes ANOVA entre os índices de diversidade das comunidades e a conectividade da rede de drenagem. N – Número de indivíduos, S – Riqueza de espécies, SH – Índice de diversidade de Shannon, J – Índice de equabilidade de Shannon.

Variável Resposta	Conectividade da Rede			Erro			F	p
	gl	SQ	QM	gl	SQ	QM		
N	1	0,0204	0,0204	58	12,9547	0,2234	0,09	0,76
S	1	25,86	25,86	58	1844,99	31,81	0,81	0,37
SH	1	0,6544	0,6544	57*	13,861	0,2432	2,69	0,1
J	1	0,0815	0,0815	57*	0,7677	0,0134	6,05	0,01

* Remoção de um *outlier*.

Observa-se a partir da tabela 17 que apenas a equabilidade entre as espécies diferiu entre microbacias fragmentadas e não fragmentadas. Os resultados mostram que apesar de não haver diferença estatística significativa entre riqueza e diversidade, estes índices são menores para as bacias não fragmentadas e maiores para as bacias fragmentadas (Figura 43), contribuindo para que a equabilidade seja diferente entre os grupos, com o grupo fragmentado apresentando maior equabilidade (menor dominância) e o grupo não fragmentado apresentando menor equabilidade (maior dominância).

5.3.3 Efeitos dos elementos de quebra de conectividade sobre os índices das comunidades de peixes

Os resultados das análises de correlação são apresentados na tabela 18.

Tabela 18 - Valores dos coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis de conectividade da rede, os índices das comunidades e as variáveis da microbacia.

Variáveis	DR (n=60)	DC (n=60)	DRJ (n=37)	DCJ (n=50)
N	0,18	0,34	0,01	-0,36
S	0,16	0,27	-0,02	-0,29
SH	0,25	0,24	0,14	-0,23
AM	0,4	0,51	0,38	-0,12
ALTM	0,26	-0,1	-0,03	0,3
DECM	0,04	0,004	0,14	0,11
OC	0,28	0,39	0,06	-0,15

Nota: Valores destacados são significantes ao nível de 5%

Observa-se que a densidade de cruzamentos na rede é correlacionada ao número de indivíduos e a riqueza de espécies das comunidades, assim como a distância mínima destes elementos na rede, enquanto a densidade de represamentos e a distância mínima destes

elementos na rede não estão correlacionadas com as variáveis das comunidades, com exceção apenas da relação entre densidade de represamentos e o índice de diversidade. Apesar das relações descritas serem significantes, a força da correlação é fraca na maioria dos casos.

Considerando as correlações entre as variáveis de conectividade da rede e as variáveis da microbacia, observa-se que as variáveis de densidade apresentam-se positivamente correlacionadas com a área da microbacia e a ordem do canal. Estes resultados possuem implicações importantes para a interpretação das correlações observadas com as variáveis de comunidade, pois tratam-se de relações envolvendo variáveis ligadas ao tamanho do habitat aquático, que influencia diretamente as comunidades de peixes.

Também observa-se que a área da microbacia correlaciona-se com a distância mínima do represamento ao trecho, mostrando que em bacias maiores os represamentos mais próximos encontram-se mais distantes do trecho de coleta; e a altitude correlaciona-se com a densidade de represamentos e a distância mínima do cruzamento ao trecho. Estes resultados mostram que há maior densidade de represamentos em microbacias em áreas de maior altitude, onde predominam pequenas propriedades agrícolas de pastagens em que os proprietários represam a água dos canais para dessedentação do gado e criação de peixes para pesca recreativa. Em relação à distância do cruzamento de estrada mais próximo, os cruzamentos estão mais próximos nas microbacia em áreas de menor altitude, pois nestas áreas predominam os plantios de cana de açúcar, onde as estradas cruzam os canais pequenos por toda a área da microbacia, enquanto nas áreas de maior altitude os cruzamentos estão mais próximos aos divisores devido a declividade do terreno ser mais acentuada próximo aos canais.

5.4 DISCUSSÃO

5.4.1 Conectividade da rede de drenagem e diversidade de peixes

De acordo com o paradigma do movimento restrito (*restricted movement paradigm* (RMP)), peixes adultos em riachos são sedentários e passam a maior parte de suas vidas em pequenos trechos (20 – 50 m) de riachos (GERKING, 1959). No entanto, estudos recentes abordando espécies de salmonídeos nas regiões temperadas mostram que os indivíduos adultos possuem maior movimentação no riacho, movendo-se por distâncias variadas a procura de locais de alimentação, reprodução e novos locais de colonização (RILEY et al., 1992; GOWAN; FAUSCH, 1996; BURREL et al., 2000). Assim, a presença de represamentos e cruzamentos de estradas na rede pode representar um obstáculo para a movimentação dos peixes de riachos, podendo afetar profundamente a biologia destes organismos e também suas populações e comunidades.

A ictiofauna de pequenos riachos tropicais é composta majoritariamente por espécies sedentárias de pequeno e médio porte (CASTRO; CASATTI, 1997; SABINO; ZUANON, 1998; ESTEVES; LOBÓN-CERVIÁ, 2001; GERHARD et al., 2004), as quais geralmente desenvolvem todas as atividades vitais (alimentação, reprodução e crescimento) numa área restrita da bacia. Estas espécies também são capazes de realizarem deslocamentos no riacho, mas, no entanto, estes deslocamentos são de curta extensão. Assim, os pequenos represamentos localizados distantes dos trechos avaliados podem não significar um obstáculo para a movimentação destas espécies de peixes. No entanto, considerando uma escala temporal maior, em que os peixes vão colonizando novos trechos de habitat a partir de pequenos deslocamentos, estes represamentos podem vir a afetar as espécies e populações de peixes que se localizam mais distante, pois num determinado momento estes represamentos vão impedir a movimentação destes organismos durante a colonização de novos trechos de habitat.

Além disto, de acordo com a literatura, algumas espécies de peixes que apresentam hábitos sedentários possuem populações compostas por um grupo maior de indivíduos residentes e uma fração menor de indivíduos migrantes, sendo os indivíduos migrantes aqueles que realizam deslocamentos maiores em relação aos indivíduos residentes (FREEMAN, 1995; SMITHSON; JOHNSTON, 1999). Assim, as populações de pequenos peixes de riachos também são susceptíveis às quebras de conectividade da rede ocasionadas pelos represamentos na rede.

Diversos estudos encontraram influência de represamentos nas comunidades de peixes de grandes rios. Herbert e Gelwick (2003) encontraram alterações na estrutura da comunidade de peixes devido aos efeitos dos represamentos, pois os habitats lânticos dos trechos represados aparentemente reduziram o movimento das espécies fluviais especialistas entre riachos da bacia represada, e com isso, reduziu a oportunidade de recolonização dos trechos não alagados em comparação as populações dos riachos da bacia não represada. Além disto, as comunidades da bacia represada apresentaram mais espécies generalistas de macrohabitat, as quais eram abundantes na zona litoral dos represamentos e também eram capazes de recolonizar e tolerar as condições ambientais dos trechos intermitentes.

Outro fator importante que afeta as comunidades de peixes, além da presença de grandes represamentos, é a sua posição na rede, mais precisamente a sua distância em relação ao trecho de coleta. Phillips e Johnston (2004) encontraram relação positiva entre a riqueza de espécies de peixes e a distância do represamento em relação ao ponto de coleta no presente, enquanto esta relação não foi significativa para o período antes da instalação do represamento; também encontraram que as comunidades de peixes atuais são diferentes das comunidades históricas no ponto imediatamente abaixo do represamento, mas aumentaram a similaridade em distâncias de 10-20 km no sentido jusante do represamento.

Estudos realizados em pequenos represamentos construídos para abastecimento público ou geração de energia em canais de ordem menores (5ª ou 6ª ordem) mostraram que os efeitos destes pequenos represamentos são semelhantes aos efeitos ocasionados pelos grandes represamentos, tanto na fauna quanto nas características limnológicas, estruturais e morfológicas do canal (TIEMANN et al., 2004; SANTUCCI et al., 2005; ALEXANDRE; ALMEIDA, 2010).

Em nosso trabalho, não foram detectados grandes efeitos dos pequenos represamentos na diversidade das comunidades de peixes, pois apesar da equabilidade ter sido diferente entre os grupos (fragmentado e não fragmentado), acredita-se que este resultado seja mais influenciado por outros fatores da paisagem das microbacias (aspectos físicos da paisagem, de hierarquia hidrológica e de alterações na cobertura florestal), como encontrado nos capítulos anteriores deste trabalho para as relações entre as comunidades e estas variáveis. Possivelmente, a ausência de efeitos dos represamentos seja em função da dimensão dos canais nos quais os represamentos se localizam e também das dimensões destes represamentos. Nas microbacias estudadas, os represamentos localizam-se principalmente em canais de 1ª a 2ª ordem e sua finalidade principal é represar o fluxo da água para dessedentação do gado e criação de peixes para pesca recreativa em pequenas propriedades

agrícolas de pastagens. Estes canais represados geralmente encontram-se secos durante parte do ano (canais intermitentes), ou seja, apresentam-se parcialmente disponíveis para colonização durante o ano. Além disto, como os represamentos concentram-se em canais intermitentes não muito próximos ao trecho de coleta (pontos de coleta localizam-se em canais perenes), eles não dificultam a movimentação dos peixes nos canais perenes. Considerando as dimensões dos represamentos nestes canais, estes apresentam menores dimensões comparados aos represamentos construídos em canais de ordem maiores, de modo que seus efeitos não sejam profundamente sentidos em pontos localizados distantes destes elementos. Deste modo, é muito provável que os impactos na fauna aquática sejam muito localizados (muito próximos ao represamento), e assim, estes pequenos represamentos acabam não afetando o fluxo dos peixes na maior parte da rede de drenagem das microbacias e também não afetam a diversidade das comunidades de peixes nos pontos mais baixos da rede.

Apesar dos nossos resultados indicarem que os represamentos não estão afetando a movimentação dos peixes e que a diversidade das comunidades é mais afetada por aspectos físicos, de posição do canal na rede e por alterações na floresta (capítulos anteriores), eles mostraram que a diversidade é maior nas áreas com rede fragmentada. Deste modo, ainda é possível que os represamentos estejam contribuindo para esta maior diversidade, pois geralmente são criadas espécies de peixes exóticas nestes pequenos represamentos, as quais podem escapar destes locais e atingirem a rede em épocas de chuvas extremas que podem romper o represamento (observação pessoal). No entanto, não temos dados que suportam esta explicação.

A densidade de cruzamentos na rede e a distância do cruzamento mais próximo ao trecho de coleta encontram-se correlacionados ao número de indivíduos e a riqueza de espécies de peixes. Avaliando os efeitos dos cruzamentos de estradas na conectividade da rede, podemos dizer que estes elementos ocasionam ruptura da conectividade da rede de drenagem em diferentes níveis, dependendo principalmente do tamanho dos canais que eles cruzam. Por exemplo, em canais maiores (maior vazão), geralmente constroem-se pontes no ponto em que a estrada cruza o riacho, representando quase nenhuma quebra na conectividade da rede de drenagem (apesar de ocasionarem outros impactos para o ecossistema aquático (FORMAN; ALEXANDER, 1998; JONES et al., 2000; TROMBULACK; FRISSEL, 2000)).

Por outro lado, em canais menores (menor vazão), geralmente são colocados manilhas (tubos utilizados em canalizações) no ponto em que a estrada cruza o riacho para que o fluxo da água seja mantido (Figura 44). Apesar destes tubos manterem o fluxo da água, eles

restringem a movimentação dos peixes na rede, pois nem todas as espécies são capazes de atravessar este elemento artificial presente no canal (WARREN; PARDEW, 1998; NORMAN et al., 2009; POPLAR-JEFFERS et al., 2009; BOUSKA; PAUKERT, 2010).

Deste modo, a presença destes elementos no canal, apesar de não significarem quebras completas na conectividade da rede e não alterarem a sua conectividade estrutural, eles representam alterações na conectividade funcional da paisagem, pois a capacidade dos peixes de superar este obstáculo dependerá principalmente da habilidade de cada espécie ou até do indivíduo. Sendo assim, o impedimento na mobilidade de determinadas espécies de peixes pode afetar a ocorrência destas espécies na rede de drenagem, pois caso as condições ambientais do local onde a espécie vive tornem-se inadequadas, ou ocorra algum evento de extinção local da espécie, a colonização de novos habitats e a recolonização do antigo trecho será afetada pela presença dos cruzamentos de estradas (localizados imediatamente ou nas redondezas), alterando a diversidade das comunidades de peixes.

Apesar dos elementos de quebra de conectividade (represamentos e cruzamentos de estradas) possuírem efeitos sobre as comunidades de peixes, observamos neste trabalho que a densidade destes elementos encontram-se positivamente correlacionada com a área da microbacia e a ordem do canal. Ou seja, bacias maiores, que possuem redes de drenagem e canais maiores, possuem também um número maior destes elementos na rede de drenagem, o que é esperado, ainda mais em uma região com expressiva ocupação humana. Deste modo, se há mais destes elementos, e estes encontram-se próximos ao trecho avaliado, espera-se que seus efeitos sobre o ecossistema e as comunidades de peixes sejam maiores, como observado em algumas relações. No entanto, canais maiores abrigam naturalmente um número maior de indivíduos e de espécies de peixes, e também maior diversidade (SHELDON, 1968; MATTHEWS, 1998). Portanto, isto nos fornece grandes indícios de que uma maior diversidade de espécies nestes canais não seja uma resposta do efeito dos represamentos e cruzamentos na rede, e sim meramente um padrão natural das comunidades de peixes imposto pelo tamanho do habitat, como mencionado na literatura e também encontrado nos capítulos anteriores deste trabalho.



Figura 44 - Tubo de canalização (manilha) implantado no ponto em que a estrada cruza o canal para manter o fluxo de água.

Deste modo, os resultados aqui obtidos não nos permitem concluir que alterações na conectividade da rede em função dos represamentos e dos cruzamentos de estradas estejam de fato afetando as comunidades de peixes estudadas. No entanto, sabendo-se que estes elementos possuem seus potenciais efeitos sobre as comunidades de peixes, é provável que estes elementos estejam ocasionando impactos nas comunidades localizadas nas suas proximidades, e estudos mais detalhados sobre esta questão são necessários para avaliar os efeitos de pequenos represamentos e das estradas sobre as comunidades de peixes de riachos.

5.5 CONCLUSÃO

A conectividade da rede de drenagem é um aspecto importante na dinâmica dos ecossistemas lóticos, e a sua ruptura, através de represamentos na rede, possui implicações ecológicas importantes para o ecossistema lótico, principalmente para os organismos aquáticos que percorrem grandes distâncias da rede de drenagem, como os peixes. No entanto, os resultados aqui obtidos não nos permitem concluir que alterações na conectividade da rede em função dos represamentos e dos cruzamentos de estradas estejam de fato afetando as comunidades de peixes estudadas, pois apesar de observado algumas relações entre os índices de diversidade e os elementos de quebra de conectividade, estes também apresentaram-se relacionados as características da paisagem das microbacias, as quais possuem influência muito forte sobre a diversidade das comunidades de peixes.

6 IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO E CONSERVAÇÃO DA DIVERSIDADE DE PEIXES DE RIACHOS EM PAISAGENS AGRÍCOLAS

Riachos de cabeceiras são extremamente dependentes da paisagem florestal do entorno para a sua estrutura e funcionamento, e assim, são também extremamente susceptíveis as alterações ocorridas nesta paisagem terrestre (SWANSON et al., 1982; GREGORY et al., 1991; NAIMAN et al., 1992; HUNSAKER; HUGHES, 2002). Estes ambientes também são caracterizados por imporem condições ambientais extremas aos organismos aquáticos (como a maior velocidade do fluxo d'água e, principalmente, a variabilidade da descarga entre os períodos seco e chuvoso), o que permitiu as espécies adquirirem adaptações para sobreviverem a estas condições (ALLAN, 1996; MATTEWS, 1998), como por exemplo, estruturas para se fixarem ao substrato rochoso. Deste modo, as comunidades de peixes dos riachos de cabeceiras (assim como de outros organismos aquáticos nestes riachos) são compostas em sua maioria por espécies especialistas (MATTEWS, 1998).

De acordo com Denslow (1985), comunidades altamente especializadas, ou estáveis, são mais vulneráveis a distúrbios (menos resilientes), pois possuem espécies pouco adaptadas a grandes variações das condições ambientais. Dependendo da intensidade destes distúrbios, estas comunidades poderão ou não retornar à sua composição e estrutura original após a ação de um distúrbio (DENSLOW, 1985). Deste modo, alterações na estrutura da paisagem florestal do entorno ocasionarão mudanças drásticas nos riachos de cabeceiras, e conseqüentemente, em suas comunidades de peixes, que dependendo da intensidade destas alterações, poderão ou não retornar ao seu estado original. Para agravar a situação, as condições ambientais extremas destes riachos dificultam a recolonização destes ambientes, o que aumentará as taxas de extinções locais e dificultará a recuperação das comunidades de peixes.

No entanto, as taxas de recolonização podem variar em função da proximidade de uma fonte de espécies (corpos d'água vizinhos), pois quanto mais próximos estes riachos estiverem de uma fonte, mais rapidamente estes ambientes serão recolonizados e, conseqüentemente, a estrutura original da comunidade será recuperada. Apesar disto, os distúrbios na escala de trecho em função das alterações nas florestas ripárias podem alterar diversas características do habitat, tornando-as mais semelhantes às características de corpos d'água de ordem maiores, o que facilita a colonização destes ambientes por espécies invasoras (não nativas e também as nativas típicas de corpos d'água de ordens maiores). Estas invasões aumentam a diversidade local e ocasionam também uma homogeneização da fauna ao nível regional, pois a

composição e estrutura destas comunidades será semelhante à de comunidades de corpos d'águas de ordem maiores ao invés de comunidades de riachos de cabeceira (GERHARD, 2005).

Deste modo, alterações nas florestas ripárias podem contribuir para intensificar os padrões naturais de riqueza e diversidade das comunidades de peixes de riachos de cabeceiras, ou seja, reduzir a diversidade de espécies (aumentando as taxas de extinções locais) em riachos de maior altitude e declividade (que naturalmente apresentam uma menor diversidade de espécies), e aumentar a diversidade de espécies (ocasionando invasões de espécies e homogeneização da fauna de peixes ao nível regional) em riachos de menor altitude e declividade (que naturalmente apresentam uma maior diversidade de espécies) (Figura 45). Portanto, a proteção das florestas ripárias dos riachos de cabeceiras em áreas agrícolas é fundamental para a conservação do ecossistema aquático e da biodiversidade aquática, pois nestas áreas, as atividades agrícolas representam fontes de distúrbios para ecossistemas sensíveis que possuem comunidades aquáticas menos resilientes.

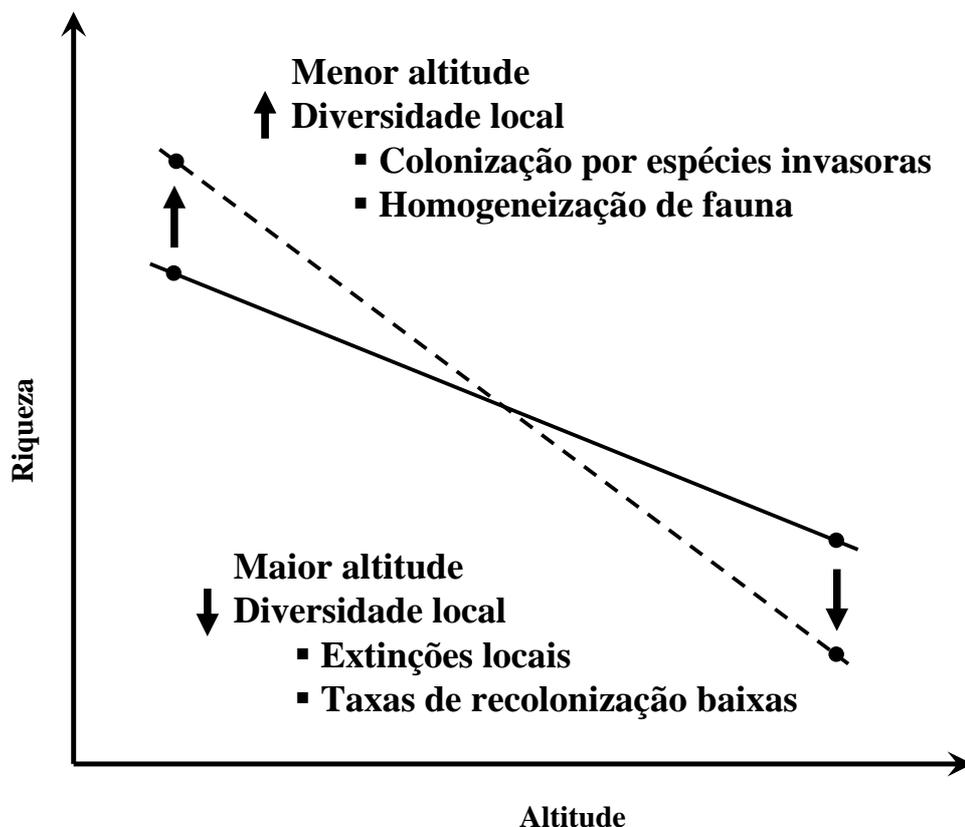


Figura 45 - Diagrama esquemático ilustrando as alterações na riqueza das comunidades de peixes de riachos de cabeceiras em função das alterações na estrutura da paisagem florestal do entorno. A linha contínua corresponde ao padrão natural e a linha pontilhada corresponde ao padrão alterado de riqueza das comunidades.

Esforços de conservação dos ecossistemas e das espécies de água doce devem basear-se no manejo de toda bacia de drenagem (WISSMAR; BESCHTA, 1998; SAUNDERS, 2002), envolvendo diferentes ações que promovam a proteção do ecossistema aquático de acordo com as características ambientais da área sob avaliação (Figura 46).

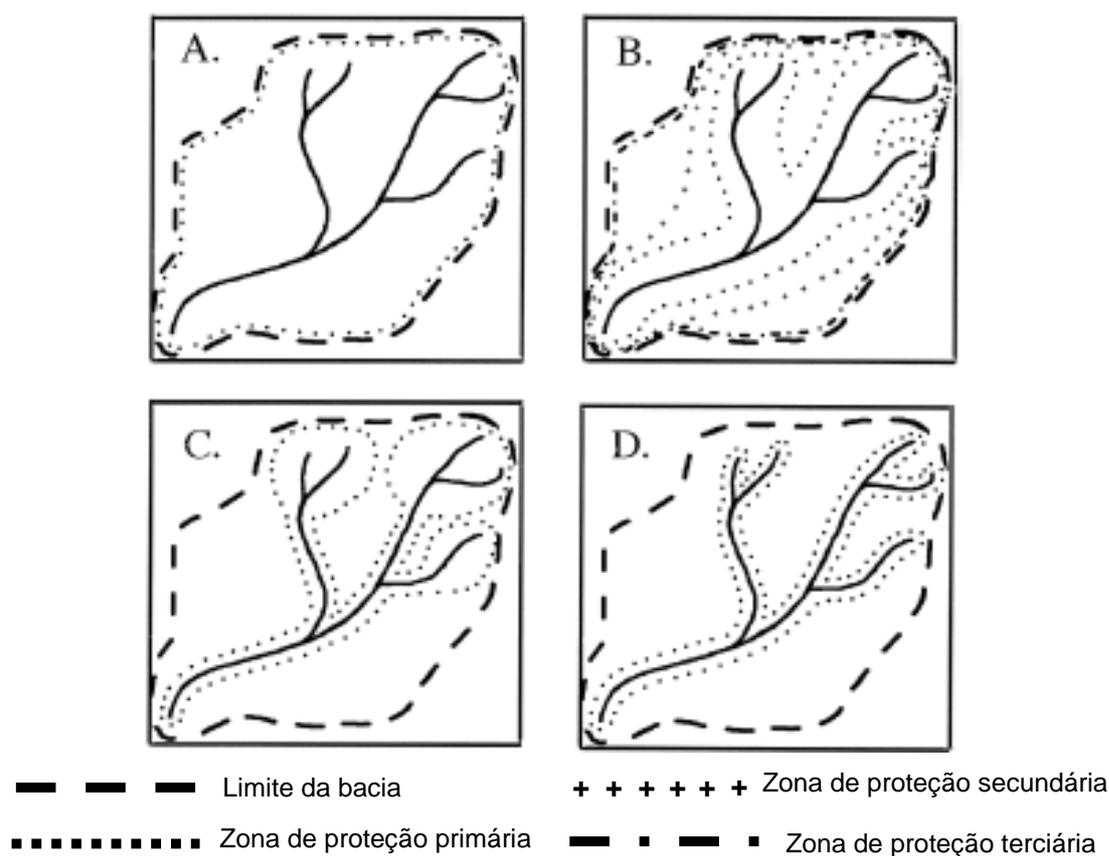


Figura 46 - Estratégias para conservação contra distúrbios do uso e cobertura do solo. A. Manejo de toda bacia; B. Módulos de usos múltiplos; C. Conceito do rio contínuo; e D. Faixas de floresta em torno da rede de drenagem. Fonte: Saunders et al. (2002).

Assim, a melhor forma de proteção destes ecossistemas seria a criação de áreas de proteção definidas pelos limites da microbacia (SAUNDERS et al., 2002). No entanto, trata-se de uma ação difícil de ser implementada em bacias grandes ou em bacias agrícolas (em função da necessidade da utilização das terras para produção agrícola). Dentre as opções de proteção citadas por Saunders et al. (2002), a presença da floresta por toda rede de drenagem (*vegetated buffer strips*) constitui-se a maneira eficaz mais simples de proteção dos ecossistemas de riachos, pois em muitos casos, elas são capazes de atenuar diversos efeitos do uso e cobertura do solo na escala de microbacia e, com isso, reduzir os impactos nos ecossistemas lóticos e nas comunidades de peixes. Além disto, deve-se considerar também

que para o papel das florestas ripárias ser mais efetivo, estas devem formar corredores contínuos na rede de drenagem (SAUNDERS et al., 2002; VONDRACEK et al., 2005).

As ações de manejo, conservação e restauração das florestas ripárias visando a proteção dos ecossistemas de riachos também devem ser elaboradas na perspectiva da bacia de drenagem, incorporando a dinâmica espacial e temporal dos processos ecológicos das florestas ripárias com a paisagem ao redor e os princípios atuais de conservação e restauração (WISSMAR; BESCHTA, 1998). Estas ações devem considerar, além da capacidade das florestas de atenuar os impactos gerados na microbacia, os efeitos destes impactos sobre a estrutura destas florestas, pois estes efeitos, dependendo de sua intensidade, podem ocasionar quebras na continuidade e na estrutura das florestas ripárias, ocasionando a geração de fontes não pontuais de poluição que afetariam o ecossistema aquático. Segundo Saunders et al. (2002), a efetividade da floresta ao redor da rede na redução dos impactos do uso do solo na microbacia depende da natureza e magnitude destes distúrbios e da localização e extensão das faixas de florestas. Em casos de distúrbios extremos, estas florestas podem fornecer um nível inadequado de proteção.

Portanto, em situações onde há um tipo de uso dominante na microbacia, apenas a existência de floresta contínua na rede de drenagem pode não ser suficiente para proteger os riachos, sendo necessário um manejo mais adequado das práticas agrícolas na microbacia e também ações mais efetivas de conservação das florestas ao longo da rede e em áreas específicas da microbacia, como nas áreas hidrologicamente sensíveis, nas áreas de declividade acentuada e nas áreas com solos susceptíveis a erosão.

Os impactos de um tipo de uso dominante se tornam mais agravantes quando as atividades agrícolas são praticadas de modo inadequado e em áreas de maior fragilidade ambiental. Este é o caso da bacia do rio Corumbataí, onde observa-se que as pastagens, com uma densidade elevada de gado, são praticadas em terrenos de declividade acentuada em solos com elevada suscetibilidade a erosão, gerando uma grande quantidade de sedimentos (areia) que são carregados para o canal na época chuvosa. Nestes casos, devem ser adotadas ações que minimizem ou eliminem os impactos gerados por estas atividades, como por exemplo, reduzir a densidade de gado por m² e manter as margens do canal, as encostas e as áreas hidrologicamente sensíveis florestadas e protegidas dos distúrbios da paisagem ao redor, como invasão do gado e do fogo colocado nas pastagens.

Neste contexto, uma alternativa interessante é alocar as áreas de reserva legal para estas áreas de fragilidade ambiental (áreas de declividade acentuada e nas áreas hidrologicamente sensíveis) ao invés de implementá-las em locais aleatórios da microbacia,

pois isto pode reduzir a produção de sedimentos. Uma outra alternativa proposta por Saunders et al. (2002) seria considerar o conceito do contínuo fluvial proposto por Vanotte et al. (1980) para determinar quais as regiões da microbacia que necessitam de mais proteção. Com este conceito, os esforços de proteção devem focar-se nas áreas de cabeceira, pois nestas áreas os processos ecológicos dependem primariamente do ambiente terrestre, enquanto nas áreas nos trechos abaixo da rede os processos dependem do que ocorre nas áreas de cabeceira. Assim, a rede de drenagem seria protegida pelas faixas de florestas contínuas e as áreas de cabeceira teriam áreas maiores de proteção além das faixas em torno dos corpos d'água (SAUNDERS et al., 2002).

Diversos estudos mostraram que o emprego de técnicas de manejo adequadas na microbacia e a manutenção de florestas bem conservadas na rede de drenagem e em áreas críticas da microbacia são capazes de manter uma grande diversidade de processos ecológicos dos ecossistemas ripário e aquático (WENGER, 1999). No entanto, em situações particulares em que seja observado que estas ações não são suficientes para proteger o ecossistema aquático, é necessária uma avaliação mais aprofundada da situação, de modo que ações específicas para o local sejam implementadas de acordo com as particularidades observadas (WISSMAR; BESCHTA, 1998; SAUNDERS et al., 2002). Nestes casos, ações mais restritivas ao uso do solo na microbacia devem ser exigidas, como a criação de módulos de usos múltiplos (SAUNDERS et al., 2002), semelhantes às unidades de conservação terrestres. Neste tipo de ação, uma área central bem protegida é rodeada por uma série de zonas de influência (*buffers*) nas quais diversos tipos de atividades humanas com intensidades variadas são permitidas. Próximo à área central seriam permitidas apenas atividades pouco impactantes, enquanto atividades potencialmente impactantes seriam proibidas ou reservadas para as áreas mais distantes da área central protegida. No caso de uma microbacia, as áreas de florestas ripárias mais próximas ao canal consistiriam na área central protegida, enquanto nas zonas de influência seriam permitidas as atividades menos impactantes, como pastagens bem manejadas ou mesmo áreas com sistemas agroflorestais.

Outro aspecto importante para a conservação dos ecossistemas lóticos, que tem despertado atenção apenas recentemente nas questões de conservação destes ecossistemas, é a manutenção da conectividade da rede de drenagem, atributo importante para os processos ecológicos dos ecossistemas lóticos e para a dinâmica das comunidades aquáticas, principalmente os peixes (PRINGLE, 2001, 2006). Atualmente, o uso intensivo dos recursos hídricos nas atividades humanas, principalmente a construção de represamentos para abastecimento público e aproveitamento do potencial hidrelétrico, alteram de forma

significativa a conectividade da rede de drenagem, afetando principalmente a fauna local e aquelas que se locomovem por grandes distâncias na rede de drenagem para completarem seus ciclos de vida, como o caso de muitos peixes migradores. No entanto, espécies de peixes sedentárias, ou com movimentos de menor extensão, também podem ser afetadas pelos represamentos.

No Brasil, a questão ambiental é um assunto recorrente nas discussões sobre os represamentos, recebendo crescente atenção no setor elétrico, sobressaindo as discussões relacionadas aos recursos aquáticos, especialmente os peixes (AGOSTINHO, 2007). A busca de alternativas para atenuar os impactos sobre a ictiofauna iniciou-se cedo nas construções dos represamentos hidrelétricos, tendo sido iniciada com a construção da escada de peixes do reservatório de Itaipava, no rio Pardo, concluído em 1911 (AGOSTINHO, 2007). Desde então, muitos esforços foram empregados para fornecer ao setor elementos para subsidiar diretrizes nacionais para a conservação da fauna em reservatórios, gerando avanços consideráveis a partir de diagnósticos da situação atual, sistematização do conhecimento e proposição de soluções. Com isso, muitos avanços foram alcançados na área ambiental, mas ainda muitas recomendações são ignoradas e erros continuam a ser cometidos (AGOSTINHO, 2007).

Apesar de existir uma preocupação em relação aos impactos dos represamentos sobre os peixes, é possível que esta seja restrita para as obras de aproveitamento do potencial hidrelétrico, não sendo avaliada a fundo a necessidade da aplicação de medidas de manejo em represamentos pequenos em riachos para abastecimento de água ou lazer (pesca), como é o caso dos represamentos estudados neste trabalho. É verdade que os impactos destes pequenos represamentos não se comparam aos impactos dos represamentos em rios maiores, o que necessariamente não exige a aplicação das mesmas medidas de manejo da conectividade ou da manutenção da movimentação dos peixes. Por exemplo, não é viável pensar em uma escada para peixe em um represamento pequeno localizado num riacho de 1ª ou 2ª ordem, pois apesar do custo elevado desta medida, muitos destes canais encontram-se secos durante o ano, e assim, pouco explorados pela maioria das espécies de peixes. No entanto, uma medida mais realista seria controlar o número de represamentos construídos, assim como sua localização na rede da microbacia, de modo que alguns destes canais fossem preservados e encontrar-se-iam disponíveis para as espécies que o utilizam. Como observado na figura 38 deste trabalho, observa-se que não há nenhum tipo de controle sobre a construção destes pequenos represamentos na área estudada, os quais são implementados de maneira desordenada, prejudicando não somente a conectividade da rede e a ecologia do ecossistema e

das comunidades aquáticas, como a disponibilidade de água para as regiões localizadas a jusante desta microbacia.

Independentemente de existirem informações suficientes a respeito da biologia das espécies de peixes de riachos que reforcem a necessidade de adotar tais medidas, deve ser lembrado que a principal estratégia de conservação da biodiversidade é alocar esforços na conservação de seus habitats naturais (HELFMAN et al., 1997; SAUNDERS et al., 2002). Deste modo, mesmo que as espécies não utilizem este habitat, ou utilizem por um período curto, deve ser considerado que uma medida desta natureza seria suficiente para garantir trechos mais conservados da rede, que garantiriam a manutenção dos processos ecológicos do ecossistema lótico e a sobrevivência das espécies aquáticas.

Um ponto importante em relação aos pequenos represamentos que merece atenção da legislação ambiental refere-se ao controle da fauna de peixes cultivadas nestes represamentos. Muitos destes pequenos represamentos são construídos para o cultivo de peixes para pesca recreativa e, com isso, muitas espécies exóticas são cultivadas nestes represamentos. Isto constitui-se um sério risco para a integridade do ecossistema lótico, pois o rompimento destes represamentos em épocas de chuvas intensas ocasionará a liberação destas espécies exóticas, que dependendo da sua biologia, poderão colonizar os habitats das espécies nativas e competir de maneira igual ou superior por recursos, podendo excluir as espécies nativas da comunidade.

Deste modo, a legislação deveria considerar os possíveis impactos destes represamentos, não apenas sobre a conectividade (estrutural e funcional) do ecossistema lótico, mas também sobre o funcionamento hidrológico da microbacia, ambos essenciais para a integridade dos ecossistemas lóticos.

Em relação aos cruzamentos de estradas com a rede de drenagem, podemos dizer que diferentemente dos represamentos, os cruzamentos podem gerar níveis diferenciados de quebra de conectividade da rede. Deste modo, os cruzamentos representam maiores impactos à conectividade da rede em canais pequenos, pois nos canais maiores geralmente são construídas pontes nos pontos em que a estrada cruza a rede, afetando pouco a conectividade. Nos canais pequenos, além da conectividade (principalmente a conectividade funcional) ser afetada devido a instalação de tubos de canalizações para manter o fluxo d'água (Figura 44), estes cruzamentos servem como ponto de entrada de sedimentos e nutrientes no canal, significando uma fonte de impactos adicionais para o ecossistema aquático, principalmente em estradas rurais (não pavimentadas) (FORMAN; ALEXANDER, 1998; JONES et al., 2000; TROMBULACK; FRISSEL, 2000).

Em áreas agrícolas, a localização das estradas rurais em locais adequados significa uma expressiva redução nos impactos ambientais, e assim, o ideal seria planejar as estradas rurais para áreas mais próximas dos divisores das microbacias, fora das zonas ripárias e sem cruzar os corpos d'água pequenos nas regiões de cabeceiras, pois são nestas áreas onde os processos hidrológicos são mais intensos (JONES et al., 2000). Deste modo, os cruzamentos, quando necessários, deveriam ser planejados para os trechos mais baixos da rede a partir da construção de pontes, o que afetaria pouco a conectividade da rede. Além disto, a existência destes cruzamentos planejados em um número menor de locais na rede facilitaria o emprego de medidas de manejo que reduzam a entrada de sedimentos nos canais, pois os esforços e os recursos financeiros seriam concentrados nestes poucos locais.

Em uma área tão impactada quanto a bacia do rio Corumbataí, ações de restauração da paisagem vão tornando-se cada vez mais necessárias e urgentes, visto que a demanda pelos recursos naturais da bacia, principalmente água, continua aumentando. Deste modo, apesar da legislação ambiental não contemplar todos os aspectos para redução dos problemas ambientais da área, os aspectos de conservação discutidos aqui deveriam ser contemplados, na medida do possível, em futuros planos de recuperação e conservação da área. Entretanto, apesar de todas as ações discutidas neste capítulo serem interessantes e potencialmente eficazes para a proteção dos ecossistemas ripários e de riachos, ações mais restritivas são de difícil implementação, principalmente em áreas agrícolas, onde as terras pertencem a propriedades privadas e a aplicação destas ações dependeria da iniciativa do proprietário em abrir mão de parte de suas terras usadas na agricultura para implementar estas ações. Neste contexto, o papel do governo é muito importante na elaboração de uma legislação que garanta a proteção das florestas ripárias e dos ecossistemas lóticos.

Atualmente, as florestas ripárias são protegidas pela legislação brasileira, a qual impõe que as florestas ripárias localizadas nas margens dos corpos d'água e no entorno de lagos e nascentes devem ser protegidas (BRASIL, 1965). Esta legislação também exige que uma determinada área da propriedade seja composta por floresta nativa, as chamadas reservas legais. No entanto, observa-se na prática que a legislação não é cumprida com rigor, de modo que as áreas nas margens do canal e entorno das nascentes são geralmente ocupadas por usos agrícolas, principalmente pastagens, e as áreas de reserva legal não são estabelecidas. Isto ocorre com grande frequência na área estudada, o que gera muitos impactos para os ecossistemas da área. Além da legislação não ser efetivamente cumprida, atuais tentativas de modificação na legislação de proteção das florestas ripárias prevêm a redução da faixa de proteção ao redor das margens dos corpos d'água, dentre outras. Estas modificações

significariam maiores impactos para o ecossistema aquático, pois é muito provável que os efeitos das práticas agrícolas adjacentes afetariam o ecossistema aquático com maior intensidade e frequência (CASATTI, 2010). Portanto, reduzir a largura da cobertura florestal ripária significaria uma perda significativa da sua capacidade de filtrar sedimentos e poluentes que chegariam ao canal, uma vez que a largura da vegetação é um dos fatores importantes para a atuação das florestas como filtros (WENGER, 1999). Considerando que o carreamento de sedimentos é um impacto de grande magnitude para o ecossistema aquático e para as comunidades de peixes, e sabendo-se que este impacto é freqüente na área estudada, modificações na legislação atual tornariam as florestas ripárias praticamente ineficazes para a proteção dos riachos, colocando em risco ainda maior as espécies aquáticas. Para tornar a situação ainda mais alarmante, está bem documentado na literatura que as espécies aquáticas estão entre as mais ameaçadas de risco de extinção devido ao uso intenso dos recursos hídricos nas atividades humanas (ALLAN; FLECKER, 1993; HELFMAN et al., 1997; AGOSTINHO et al., 2005). Deste modo, mudanças na legislação, em qualquer país, deveriam contemplar maior proteção as florestas ripárias, e não o contrário, pois isto significa aumentar o risco de extinção de espécies que já encontram-se em péssimas situações de conservação. Portanto, se estas modificações forem aprovadas, somente dificultarão os esforços de conservação do ecossistema e das comunidades aquáticas no Brasil.

7 CONCLUSÕES

Alterações na paisagem florestal em escalas espaciais locais estão relacionadas ao aumento na riqueza e diversidade de espécies nos riachos com baixa porcentagem de floresta e nos riachos onde a floresta encontra-se distante do trecho de coleta, e redução na riqueza e diversidade de espécies nos riachos com elevada porcentagem de floresta e nos riachos onde a floresta encontra-se próximo do trecho de coleta.

A riqueza e diversidade das comunidades de peixes apresentaram-se relacionadas principalmente aos aspectos físicos e de hierarquia hidrológica das microbacias, enquanto as alterações na estrutura da paisagem florestal das microbacias em escalas locais possuem menor influência na riqueza e diversidade. No entanto, as alterações na estrutura da paisagem florestal ripária ocasionaram modificações na estrutura e morfologia dos canais, as quais afetaram diretamente a riqueza e diversidade das comunidades de peixes (como no caso do volume e profundidade do canal), mostrando que as alterações na estrutura da paisagem florestal podem afetar as comunidades de peixes, mesmo de forma indireta.

As alterações na estrutura e morfologia do canal e na riqueza e diversidade das comunidades de peixes ocorrem devido a menor proteção exercida pelas florestas quando estas encontram-se em baixa porcentagem, distantes do trecho amostrado ou fragmentadas ao longo da rede de drenagem.

As alterações na estrutura da paisagem florestal e as modificações estruturais e morfológicas dos canais ocasionaram aumento da riqueza e diversidade em riachos onde estas são naturalmente maiores e redução da riqueza e diversidade em riachos onde estas são naturalmente menores. Apesar destas relações serem semelhantes ao padrão natural de riqueza e diversidade das comunidades de peixes, estas alterações podem estar intensificando estes padrões naturais, o que significa sérios riscos para a conservação das comunidades de peixes em riachos de cabeceiras.

Apesar dos efeitos dos represamentos e cruzamentos de estradas sobre a conectividade da rede de drenagem e a dinâmica das populações e comunidades de peixes, a riqueza e diversidade das comunidades não foram afetadas pela presença, quantidade ou posição destes elementos na rede de drenagem, provavelmente devido a dimensão destes represamentos e a dimensão dos canais nos quais estes elementos ocorrem.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C., PELICICE, F.M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: EDUEM, 2007. 501 p.
- AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; GOMES, L.C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, v.1, p.70-78, 2005.
- ALEXANDRE, C. M.; ALMEIDA, P. R. The impact of small physical obstacles on the structure of freshwater fish assemblages. **River Research and Applications**, v. 26, p. 977–994, 2010.
- ALLAN, J.D.; FLECKER, A.S. Biodiversity conservation in running waters. **Bioscience**, v. 43, n. 1, p. 32-12, 1993
- ALLAN, J.D. **Stream ecology**. London: Chapman & Hall, 1996. 388 p.
- ALLAN, J.D.; ERICKSON, D.L.; FAY, J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. **Freshwater Biology**, v. 37, p. 149–161, 1997.
- ALLMENDINGER, N.E.; PIZZUTO, J.E.; POTTER, N.J.; JOHNSON, T.E.; HESSION, W.C. The influence of riparian vegetation on stream width, eastern Pennsylvania, USA. **GSA Bulletin**, v.117, n.1/2; p. 229-243, 2005.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examinations of water and wastewater**. Washington: American Public Health Association, 1975. 1193 p.
- BERRA, T.M. **Freshwater fish distribution**. New York: Academic Press, 2001. 604 p.
- BILBY, R.E.; BISSON, P.A. Function and distribution of large woody debris. In: NAIMAN, R.J.; BILBY, R.E. (Ed.). **River ecology and management: lessons from the Pacific Coastal Ecoregion**. New York: Springer-Verlag, 1998. p.324-346.
- BISSON, P.A., MONTGOMERY, D.R. Valley segments, stream reaches, and channel units. In: HAUER, R.; LAMBERT, G.A. (Ed.). **Methods in stream ecology**. San Diego: Academic Press, 1996. p 23-52.
- BONETTO, A.A.; WAIS, I.R. Southern south american streams and rivers. In.: CUSHING, C.E.; CUMMINS, K.W.; MINSHALL, G.W. (Ed.). **Ecosystems of the world: river and stream ecosystems**. New York: Elsevier, 1995. p. 257-293.
- BOUSKA, W.W.; PAUKERT, C.P. Road crossing designs and their impact on fish assemblages of Great Plains streams. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 139, p. 214-222, 2010.
- BOUTIN, C.; JOBIN, B. Intensity of agricultural practices and effects on adjacent habitats. **Ecological Applications**, v.8, n.2, p. 544-557, 1998.

BRASIL. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Resolução n. 1, de 31 de janeiro de 1994. Dispõe sobre a definição de vegetação primária e secundária nos estágios pioneiro inicial, médio e avançado de regeneração de Mata Atlântica no estado de São Paulo, 1994.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**. Lei n. 4771, de 15 de setembro de 1965.

BUCKUP, P.A.; MENEZES, N.A.; GHAZZI, M.S. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2007. 195 p.

BURRELL, K.H.; ISELY, J.J.; BUNNELL JR., D.B.; VAN LEAR, D.H.; DOLLOFF, C.A. Seasonal Movement of Brown Trout in a Southern Appalachian River. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 129, p. 1373–1379, 2000.

CASATTI, L.; FERREIRA, C.P.; CARVALHO, F.R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, v. 632, p. 273-283, 2009.

CASATTI, L. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 1-5, 2010.

CASTRO, R.M.C.; CASATTI, L. The fish fauna from a small forest stream of the Upper Paraná River Basin, southeastern Brazil. **Ichthyological Explorations of Freshwaters**, v. 7, n. 4, p. 337-352, 1997.

CAVALLI, A.C.; PECHE FILHO, A.; LOMBARDI NETO, F., MORAES, J.F.L. Fragilidade das terras da bacia do rio Corumbataí ao uso de diferentes métodos de preparo do solo. **Acta Scientiarum**, v. 23, n. 5, p. 1077-1084, 2001.

CHANG, M. **Forest hydrology: an introduction to water and forests**. CRC Press. 2^a edição, 2006. 486 p.

CEAPLA. CENTRO DE ANÁLISE E PLANEJAMENTO AMBIENTAL. Atlas Ambiental da bacia do rio Corumbataí. 2008. Acessado em 10 de Agosto de 2009: <http://ns.rc.unesp.br/igce/ceapla/atlas/>

CETRA, M.; PETRERE Jr., M. Associations between fish assemblage and riparian vegetation in the Corumbataí River Basin (SP). **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 2, p. 191-195, 2007.

COLWELL, R.K. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.0. 2004. Disponível em <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates> Acessado em 18 de Janeiro de 2005.

CUMMINS, K.H. An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. **American Midland Naturalist**, v. 67, p. 477-504, 1962.

DALGAARD, P. **Introductory statistics with R**. New York: Springer, 2002. 267 p.

DAVIES-COLLEY, R.J. Stream channels are narrower in pasture than in forest. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 31, p. 599-608, 1997.

DENSLOW, J.S. Disturbance-mediated coexistence of species. In: PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. (Eds). **The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics**. New York: Academic Press. 1985. Pages 307–323.

DUDGEON, D. The ecology of tropical Asian rivers and streams in relation to biodiversity conservation. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 31, p. 239-63, 2000.

EIKAAS, H.S.; MCINTOSH, A.R.; KLISKEY, A.D. Catchment and site-scale influences of forest cover and longitudinal forest position on the distribution of a diadromus fish. **Freshwater Biology**, v. 50, p. 527-538, 2005.

ESRI. Environmental Systems Research Institute, Inc. 1992–2005

ESTEVEZ, K.A.; LOBÓN-CERVIÁ, J. Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 62, p. 429-440, 2001.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 234, p. 487-515, 2003.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**, v. 8, p. 50-59, 1994.

FITZPATRICK, F.A.; WAITE, I.R.; D'ARCONTE, P.J.; MEADOR, M.R.; MAUPIN, M.A.; GURTZ, M.E. **Revised methods for characterization of stream habitat in the national-quality assessment program**. Raleigh: US Geological Survey Water-Resources Investigations Report 98- 4052, 1998. 77 p.

FORMAN, R.T.T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 632 p.

FORMAN, R.T.T.; ALEXANDER, L.E. Roads and their major ecological effects. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 29, p. 207-231, 1998.

FREEMAN, M. C. Movements by two small fishes in a large stream. **Copeia**, v. 2, p. 361-367, 1995.

FREEMAN, M.C.; PRINGLE, C.M.; JACKSON, C.R. Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 43, p. 5-14, 2007.

FRIEDMAN, J.M.; OSTERKAMP, W.R.; LEWIS, W.M. Jr. The role of vegetation and bed-level fluctuations in the process of channel narrowing. **Geomorphology**, v. 14, p. 341-351, 1996.

GERHARD. P. **Comunidades de peixes de riachos em função da paisagem da bacia do Rio Corumbataí, estado de São Paulo**. 241 f. Tese (Doutorado em Ecologia de

Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

GERHARD, P.; MORAES, R.; MOLANDER, S. Stream fish communities and their associations to habitat variables in a rain forest reserve in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 71, p. 321-340, 2004.

GERKING, S.D. The restricted movement of fish populations. **Biological Review**, v. 34, p. 221-242, 1959.

GOMI, T.; SIDLE, R.C.; RICHARDSON, J.S. Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. **BioScience**, v. 52, n. 10, p. 905-916, 2002.

GORMAN, O.T.; KARR, J.R. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology**, v. 59, n. 3, p. 507-515, 1978.

GOWAN, C.; FAUSCH, K.D. Long-term demographic responses of trout populations to habitat manipulations in six Colorado streams. **Ecological Applications**, v. 6, p. 931-946, 1996.

GREGORY, S.V.; SWANSON, F.J.; McKEE, W.A.; CUMMINS, K.W. An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience**, v. 41, n. 8, p. 540-551, 1991.

HAN, M.; FUKUSHIMA, M.; KAMEYAMA, S.; FUKUSHIMA, T.; MATSUSHITA, B. How do dams affect freshwater fish distributions in Japan? Statistical analysis of native and nonnative species with various life histories. **Ecological Research**, v. 23, n. 4, p. 735-743, 2008.

HANCHET, S.M. Effect of land use on the distribution and abundance of native fish in tributaries of the Waikato River in the Hakarimata Range, North Island, New Zealand. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 24, p. 159-171, 1990.

HARDING, J.S.; BENFIELD, E.F.; BOLSTAD, P.V.; HELFMAN, G.S.; JONES, E.B.D. Stream biodiversity: The ghost of land use past. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 95, p. 14843-14847, 1998.

HAWKINS, C.P.; KERSHNER, J.L.; BISSON, P.A.; BRYANT, M.D.; DECKER, L.M.; GREGORY, S.V.; MCCULLOUGH, D.A.; OVERTON, C.K.; REEVES, G.H.; STEEDMAN, R.J.; YOUNG, M.K. A hierarchical approach to classifying stream habitats features. **Fisheries**, v. 18, p. 3-12, 1993.

HEARTSILL-SCALLEY, T.; AIDE, T.M. Riparian vegetation and stream condition in a tropical agriculture-secondary forest mosaic. **Ecological Applications**, v. 13, p. 225-234, 2003.

HELFMAN, G.S.; COLLETTE, B.B.; FACEY, D.E. **The diversity of fishes**. Malden: Blackwell Science, 1997. 528 p.

HERBERT, M.E.; GELWICK, F.P. Spatial variation of headwater fish assemblages explained by hydrologic variability and upstream effects of impoundment. **Copeia**, v. 2, p. 273-284, 2003.

HESSION, W.C.; PIZZUTO, J.E.; JOHNSON, T.E. HORWITZ, R.J. Influence of bank vegetation on channel morphology in rural and urban watersheds. **Geology**, v. 31, n. 2, p. 147-150, 2003.

HITT, N.P.; ANGERMEIER, P.L. Effects of adjacent streams on local fish assemblage structure in western Virginia: implications for biomonitoring. In: HUGHES, R.M.; WANG, L.; SEELBACH, P.W. (Ed.). **Landscape influences on stream habitats and biological assemblages**. Bethesda: American Fisheries Society, 2006. p. 75-86.

HUNSAKER, C.T.; HUGHES, R.M. Effects of landscape change on the physical and chemical components of aquatic ecosystems. In: GUTZWILLER, K.J. (Ed.). **Applying landscape ecology in biological conservation**. New York: Springer-Verlag, 2002. p. 286-308.

HUNTER, J.C.; WILLETT, K.B.; McCOY, M.C.; QUINN, J.F.; KELLER, K.E. Prospects for preservation and restoration of riparian forests in the Sacramento Valley, California, USA. **Environmental Management**, v. 24, p. 65-75, 1999.

HYAMS, D. Curve Expert 1.38, a curve fitting system for Windows. 2001. Disponível em <http://curveexpert.webhop.biz/> Acessado em 18 de Janeiro de 2005.

HYATT, T.L.; WALDO, T.Z.; BEECHIE, T.J. A watershed scale assessment of riparian forests, with implications for restoration. **Restoration Ecology**, v. 12, n. 2, p. 175-183, 2004.

IWATA, T.; NAKANO, S.; INOUE, M. Impacts of past riparian deforestation on stream communities in a tropical rain forest in Borneo. **Ecological Applications**, v. 13, p. 461-473, 2003.

JENSEN, J.R. **Remote sensing of the environment: an earth resource perspective**. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2000. 544 p.

JOHNSON, L.B.; GAGE, S.H. Landscape approaches to the analysis of aquatic ecosystems. **Freshwater Biology**, v. 37, p. 113-132, 1997a.

JOHNSON, L.B.; RICHARDS, C.; HOST, G.E.; ARTHUR, J.W. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. **Freshwater Biology**. v. 37, p. 193-208, 1997b.

JONES, E.B.D. III; HELFMAN, G.S.; HARPER, J.O.; BOLSTAD, P.V. Effects of riparian forest removal on fish assemblages in Southern Appalachian streams. **Conservation Biology**, v. 13, p. 1454-1465, 1999.

JONES, J.A., SWANSON, F.J.; WEMPLE, B.C.; SNYDER, K.U. Effects of roads on hydrology, geomorphology, and disturbance patches in stream networks. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 76-85, 2000.

KÖFFLER, N.F. Uso das terras da bacia do Rio Corumbataí em 1990. **Geografia**, v. 18, p. 135-150, 1993.

KREBS, C.J. **Ecological methodology**. New York: Benjamin Cummings, 1999. 620 p.

LATTIN, P.D.; WIGINGTON, P.J.; MOSER, T.J.; PENISTON, B.E.; LINDEMAN, D.R.; OETTER, D.R. Influence of remote sensing imagery source on quantification of riparian land cover/land use. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 40, p. 215-227, 2004.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. 2nd. ed. Amsterdam: Elsevier Scientific, 1998. 853 p.

LEWIS, W.M.; HAMILTON, S.K.; SAUNDERS, J.F. Rivers of northern south america. In.: CUSHING, C.E.; CUMMINS, K.W.; MINSHALL, G.W. (Ed.). **Ecosystems of the world: river and stream ecosystems**. New York: Elsevier, 1995. p. 219-256.

LORD, J.M.; NORTON, D.A. Scale and the spatial concept of fragmentation. **Conservation Biology**, v. 4, n. 2, p. 197-202, 1990.

LOWE-MCCONNELL, R.H. **Fish communities in tropical freshwaters: their distribution, ecology and evolution**. New York: Longman, 1975. 337 p.

LOWE, W.H.; LIKENS, G.E.; POWER, M.E. Linking scales in stream ecology. **BioScience**, v. 56, n. 7, p. 591-597, 2006.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. Cambridge: Chapman & Hall, 1998. 177 p.

MARCH, J.G.; BENSTEAD, J.P.; PRINGLE, C.M.; SCATENA, F.N. Damming tropical island streams: problems, solutions and alternatives. **BioScience**, v. 53, n. 11, p. 1069-1078, 2003.

MATTHEWS, W.J. **Patterns in freshwater fish ecology**. Norwell: Chapman & Hall, 1998.

MAYAUX, P., ACHARD, F., MALINGREAU, J.P. Global tropical forest area measurements derived from coarse resolution satellite imagery: a comparison with other approaches. **Environmental Conservation**, v. 25, p. 37-52, 1998.

McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; NEEL, M.C.; ENE, E. **Fragstats: spatial pattern analysis program for categorical maps**. Amherst: University of Massachusetts, 2002. Disponível em: <www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Acesso em: 27 nov. 2009.

McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; STAFFORD, S. **Multivariate statistics for wildlife and ecology research**. New York: Springer-Verlag, 2000. 283 p.

METZGER, J.P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, n. 3-I, p. 445-463, 1999.

MORITA, K.; YAMAMOTO, S. Effects of habitat fragmentation by damming on the persistence of stream-dwelling charr populations. **Conservation Biology**, v. 16, n. 5, p. 1318-1323, 2002.

MOYLE, P. B.; CECH, J. J. **Fishes: an introduction to ichthyology**. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 5^a edição, 2004. 726 p.

MURPHY, M.L.; HAWKINS, C.P.; ANDERSON, N.H. Effects of canopy modifications and accumulated sediment on stream communities. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 110, p. 469-478, 1981.

NAIMAN, R.J.; BEECHIE, T.J.; BENDA, L.E.; BERG, D.R.; BISSON, P.A.; MACDONALD, L.H.; O`CONNOR, M.D.; OLSON, P.L.; STEEL, A. Fundamental elements of ecologically healthy watersheds in the Pacific Northwest coastal ecoregion. In: NAIMAN, R.J. (Ed.). **Watershed management, balancing sustainability and environmental change**. New York: Springer, 1992. p. 127-188.

NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 621-658, 1997.

NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H.; McCLAIN, M.E.R. 2005. **Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities**. San Diego: Elsevier Academic Press, 2005. 430 p.

NAKAMURA, T.; MARUYAMA, S.W. Residency and movement of stream-dwelling Japanese charr, *Salvelinus leucomaenis*, in a central Japanese mountain stream. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 11, n. 3, p. 150-157, 2002.

NORMAN, J.R.; HAGLER, M.M.; FREEMAN, M.C.; FREEMAN, B.J. Application of a multistate model to estimate culvert effects on movement of small fishes. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 138, n. 4, p. 826-838, 2009.

NOSS, R.; CSUTI, B.; GROOM, M.J. 2006. Habitat fragmentation. In: GROOM, M.J.; MEFFE, G.K.; CARROLL, C. R. (Ed.). **Principles of conservation biology**. 3rd. ed. Sunderland: Sinauer Associates Inc., 2006. 793 p.

OKSANEN, J.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O`HARA, B.; SIMPSON, G.L.; STEVENS, M.H.H. **The Vegan package**, 2008. Disponível em: <<http://cran.r-project.org/>, <http://vegan.r-forge.r-project.org/>>. Acesso em: 3 abr. 2009. 159 p.

PAULA, F.R.; FERRAZ, S.F.B.; GERHARD, P.; VETTORAZZI, C.A.; FERREIRA, A. Riparian forest in agricultural landscapes: influence on large woody debris (LWD) input and habitat structure in streams of the Corumbataí river basin, southeast Brazil. **Environmental Management**. Submetido em fevereiro de 2010.

PHILLIPS, B.W.; JOHNSTON, C.E. Fish assemblage recovery and persistence. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 13, p. 145-153, 2004.

POPLAR-JEFFERS, I.O.; PETTY, J.T.; ANDERSON, J.T.; KITE, S.J.; STRAGER, M.P.; FORTNEY, R.H. Culvert replacement and stream habitat restoration: implications from brook

trout management in an Appalachian Watershed, U.S.A. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 3, p. 404-413, 2009.

PORTO, L.M.; MCLAUGHLIN, R.L.; NOAKES, D.L.G. Low-head barrier dams restrict the movements of fishes in two lake Ontario streams. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 19, p. 1028-1036, 1999.

PRINGLE, C.M. Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: a global perspective. **Ecological Applications**, v. 11, p. 981-998, 2001.

_____. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? **Hydrological Processes**, v. 17, p. 2685-2689, 2003a.

_____. The need for a more predictive understanding of hydrologic connectivity. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v.13, p. 467-471, 2003b.

_____. Hydrologic connectivity: a neglected dimension of conservation biology. In: CROOKS, K.; SANJAYAN, M. (Ed.). **Connectivity conservation**. New York: Cambridge University Press, 2006. p. 233-254.

PROJETO CORUMBATAÍ. **Plano Diretor**: Conservação dos recursos hídricos por meio da recuperação e da conservação da cobertura florestal da bacia do rio Corumbataí. Relatório Técnico do IPEF, Piracicaba, 2001. 301 p.

QUINN, G.P.; KEOUGH, M.J. **Experimental design and data analysis for biologists**. Cambridge: Cambridge University Press, 2002. 537 p.

QUINN, J.W.; KWAK, T.J. Fish assemblage changes in an Ozark river after impoundment: a long-term perspective. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 132, p. 110-119, 2003.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2008. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 23 mar. 2009.

REEVES, G.H.; BISSON, P.A.; DAMBACHER, J.M. Fish communities. In: NAIMAN, R.J.; BILBY, R.E. (Ed.). **River ecology and management**: lessons from the Pacific Coastal Ecoregion. New York: Springer-Verlag, 1998. p. 200-234.

RICHARDS, C.; HOST, G. Examining land use influences on stream habitats and macroinvertebrates: a GIS approach. **Water Resources Bulletin**, v. 30, n. 4, p. 729-738, 1994.

RILEY, S. C.; FAUSCH, K. D.; GOWAN C. Movement of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in four small subalpine streams in northern Colorado. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 1, p. 112-122, 1992.

RODRIGUES, R.R. A vegetação de Piracicaba e municípios de entorno. **Circular Técnica do IPEF**, v. 189, p. 1-18, 1999.

ROMME, W.H.; EVERHAM, E.H.; FRELICH, L.E.; MORITZ, M.A.; SPARKS, R.E. Are Large, Infrequent Disturbances Qualitatively Different from Small, Frequent Disturbances? **Ecosystems**, v. 1, p. 524-534, 1998.

ROTH, N.E.; ALLAN, J.D.; ERICKSON, D.L. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. **Landscape Ecology**, v. 11, n. 3, p. 141-156, 1996.

ROY, A.H.; FREEMAN, B.F.; FREEMAN, M.C. Riparian influences on stream fish assemblage structure in urbanizing streams. **Landscape Ecology**, v. 22, p. 385-402, 2007.

SABINO, J.; ZUANON, J. A stream fish assemblage in Central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. **Ichthyological Explorations of Freshwaters**, v. 8, n. 3, p. 201-210, 1998.

SANTUCCI, V.J. Jr.; GEPHARD, S.R.; PESCIPELLI, S.M. Effects of multiple low-head dams on fish, macroinvertebrates, habitat, and water quality in the Fox River, Illinois. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 25, p. 975-992, 2005.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, p. 18-32, 1991.

SAUNDERS, D.L.; MEEUWIG, J.J.; VINCENT, A.C.J. Freshwater protected areas: strategies for conservation. **Conservation Biology**, v. 16, p. 30-41, 2002.

SCHÄUBLE, H. **HydroTools 1.0 for ArcView 3.x**. 2004.

SCHLOSSER, I.J. Stream fish ecology: a landscape perspective. **BioScience**, v. 41, n. 10, p. 704-712, 1991.

_____. Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. **Hydrobiologia**, v. 303, p. 71-81, 1995.

SCHMETTERLING, D.A.; ADAMS, S.B. Summer movements within the fish community of a small montane stream. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 24, p. 1163-1172

SCHWEIZER, P.E.; MATLACK, G.R. Annual Variation in Fish Assemblages of Watersheds with Stable and Changing Land Use. **American Midland Naturalist**, v. 153, n. 2, p. 293-308, 2005.

SEBER, G.A.F., **The estimation of animal abundance and related parameters**. Caldwell: The Blackburn Press, 2002. 654 p.

SHEER, M.B.; STEEL, E.A. Lost watersheds: barriers, aquatic habitat connectivity, and salmon persistence in the Willamette and Lower Columbia River basins. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 135, p. 1654-1669, 2006.

SHELDON, A.S. Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. **Ecology**, v. 49, p. 193-198, 1968.

SLAWSKI, T.M.; VERALDI, F.M.; PESCIPELLI, S.M.; PAUERS, M.J. Effects of tributary spatial position, urbanization, and multiple low-head dams on warmwater fish community structure in a Midwestern stream. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 28, p. 1020-1035, 2008.

SMITHSON, E.B.; JOHNSTON, C.E. Movement patterns of stream fishes in a Ouachita Highlands stream: an examination of the restricted movement paradigm. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 128, p.847-853, 1999.

SOUSA, W.P. The role of disturbance in natural communities. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 15, p. 353-91, 1984.

STAUFFER, J.C.; GOLDSTEIN, R.M.; NEWMAN, R.M. Relationship of wooded riparian zones and runoff potential to fish community composition in agricultural streams. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 57, p. 307-316, 2000.

SUTHERLAND, A.B.; MEYER J.L.; GARDINER, E.P. Effects of land cover on sediment regime and fish assemblage structure in four southern Appalachian streams. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 1791-1805, 2002.

SUTHERLAND, A.B.; MEYER J.L. Effects of increased suspended sediment on growth rate and gill condition of two southern Appalachian minnows. **Environmental Biology of Fishes**, v. 80, p. 389-403, 2007.

SWANSON, F.J.; GREGORY, S.V.; SEDELL, J.R.; CAMPBELL, A.G. Land-water interactions: the riparian zone. In: EDMONDS, R.L. (Ed.). **Analysis of coniferous forest ecosystems in the western United States**. US/IBP Synthesis Series 14. Stroudsburg: Hutchinson Ross Publishing, 1982. p. 267-291.

SWEENEY, B.W.; BOTT, T.L.; JACKSON, J.K.; KAPLAN, L.A.; NEWBOLD, J.D.; STANDLEY, L.J.; HESSION, W.C.; HORWITZ, R.J. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 101, n. 39, p. 14132-14137, 2004.

TAYLOR, C.M. Fish species richness and incidence patterns in isolated and connected stream pools: effects of pool volume and spatial position. **Oecologia**, v. 110, p. 560-566, 1997.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, p. 571-572, 1993.

TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; WITH, K. A. Landscape connectivity: a return to the basics. In: CROOKS, K.R.; SANJAYAN, M.A. (Ed.). **Connectivity Conservation**. Cambridge University Press. 2006. p. 29-44.

THOMPSON, R.M.; TOWNSEND, C.R. Land-use influences on New Zealand stream communities: effects on species composition, functional organisation, and food-web structure. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 38, p. 595-608, 2004.

TIEMANN, J.S.; GILLETTE, D.P.; WILDHABER, M.L.; EDDS, D.R. Effects of lowhead dams on riffle-dwelling fishes and macroinvertebrates in a Midwestern River. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 133, p. 705-717, 2004.

ter BRAAK, C.J.F. Canonical community ordination. Part I: basic theory and linear methods. *Ecoscience*, v. 1, n. 2, p. 127-140, 1994.

TRIMBLE, S.W. Stream channel erosion and change resulting from riparian forests. **Geology**, v. 25, p. 467-469, 1997.

TROMBULACK, S.C.; FRISSEL, C.A. Review of ecological effects on terrestrial and aquatic communities. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 18-30, 2000.

TURNER, M.G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 20, p. 171-197, 1989.

TURNER, M.G.; GARDNER, R.H.; O'NEILL, R.V. **Landscape ecology in theory and practice: pattern and process**. New York: Springer-Verlag, 2001. 400 p.

TURNER, M.G.; COLLINS, S.L.; LUGO, A.L.; MAGNUSON, J.J.; RUPP, T.S., SWANSON, F.J. Disturbance dynamics and ecological response: the contribution of long-term ecological research. **BioScience**, v. 53, n. 1, p. 46-56, 2003.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Avaliação da estrutura florestal na Bacia do Rio Corumbatai, SP. **Scientia Forestalis**, v. 68, p. 45-57, 2005.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, W. G.; CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E.. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v.37, p.130–137. 1980.

VICTOR, M.A.M. **A devastação florestal**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 1975. 48 p.

VONDRACEK, B.; BLANN, K.L.; NERBONNE, J.F.; MUMFORD, K.G.; NERBONNE, B.A.; SOVELL, L.A.; ZIMMERMAN, J.K.H. Land use, spatial scale, and stream systems: lessons from an agricultural region. **Environmental Management**, v. 36, n. 6, p. 775-791, 2005.

WALSER, C.A.; BART, H.L. Influence of agriculture on in-stream habitat and fish community structure in Piedmont watersheds of the Chattahoochee River System. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 8, p. 237-246, 1999.

WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P.; GATTI, R. Influences of Watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. **Fisheries**, v.22, n. 6, p. 6-12, 1997.

WARD, J.V. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 8, p. 2-8, 1989.

_____. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. **Biological Conservation**, v. 83, n. 3, p. 269-278, 1998.

WARD, J.V.; STANFORD, J.A. The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. **Regulated Rivers: Research and Management**, v. 10, p. 159-168, 1995.

WARREN, M.L. Jr.; PARDEW, M.G. Road crossings as barriers to small-stream fish movement. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 127, p. 637-644, 1998.

WELCH, E.B.; JACOBY, J.M.; MAY, C.W. Stream quality. In: NAIMAN, R.J.; BILBY, R.E. (Ed.). **River ecology and management: lessons from the Pacific Coastal Ecoregion**. New York: Springer-Verlag, 1998. p. 69-94.

WENGER, S. A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation. Office of Public Service & Outreach, Institute of Ecology, University of Georgia. 1999, 59p.

WHITE, P.S.; PICKETT, S.T.A. Natural disturbance and patch dynamics: An introduction. In: PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. (Eds). **The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics**. New York: Academic Press. 1985. Pages 3–13.

WISSMAR, R.C.; BESCHTA, R.L. Restoration and management of riparian ecosystems: a catchment perspective. **Freshwater Biology**, v. 40, p. 571-585, 1998.

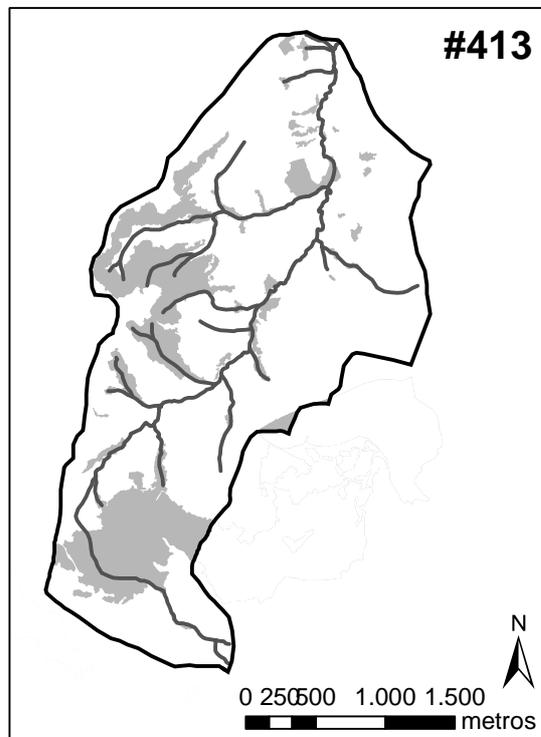
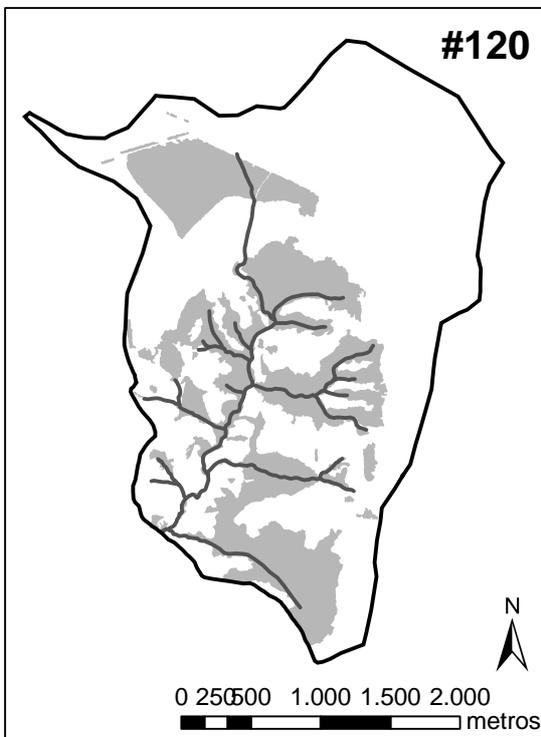
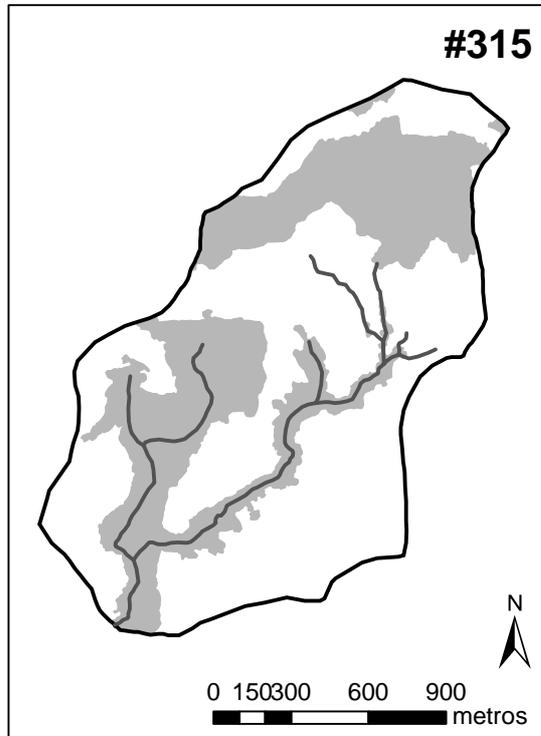
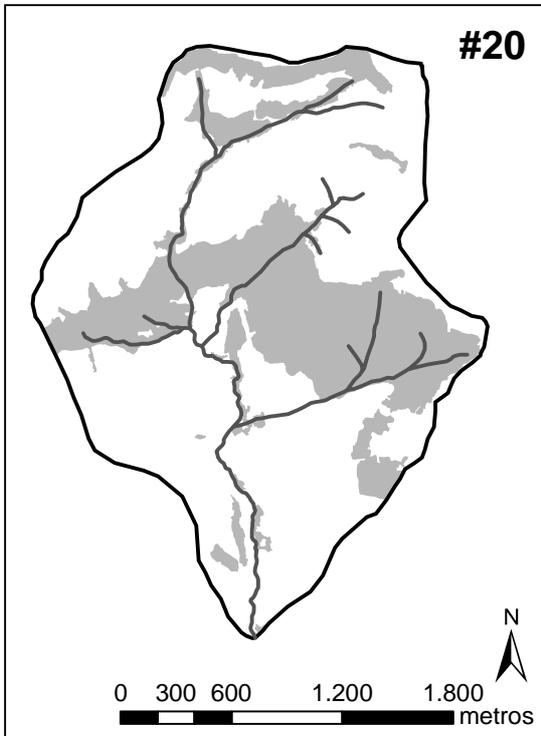
WOOD, P.J.; ARMITAGE, P.D. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. **Environmental Management**, v. 21, n. 2, p. 203-217, 1997.

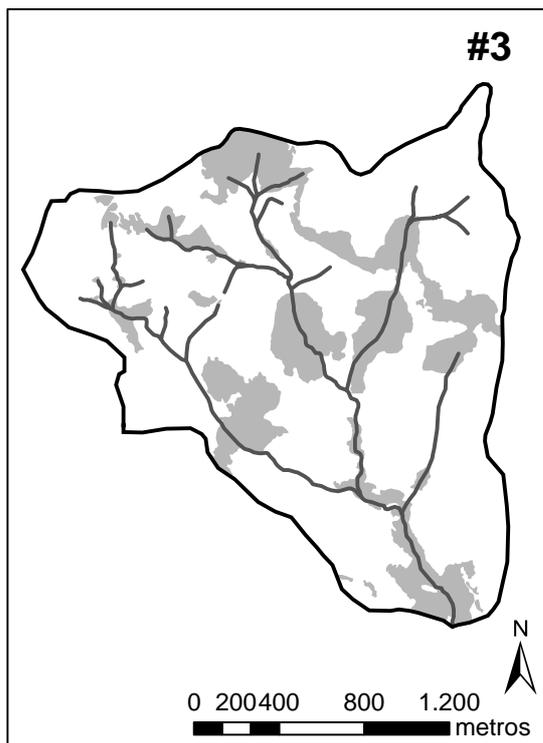
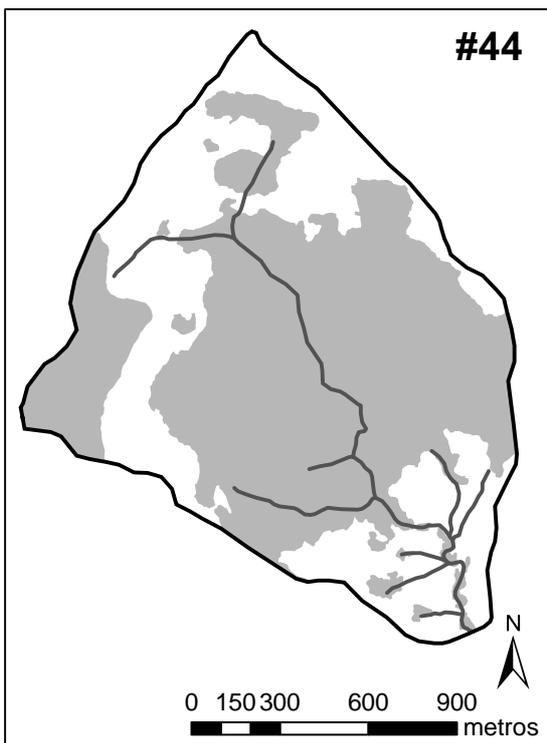
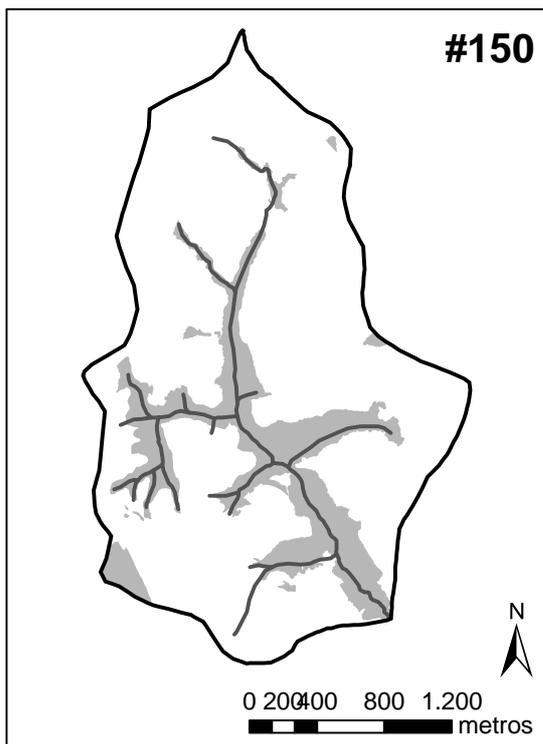
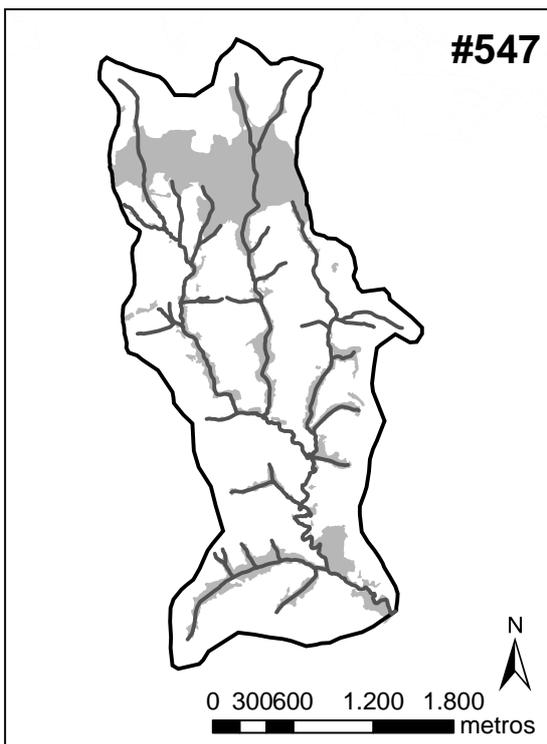
YOUNG, M.K. Resident trout and movement: consequences of a new paradigm. **Fish Habitat Relationships Technical Bulletin**, n. 18, p. 1-5, 1995.

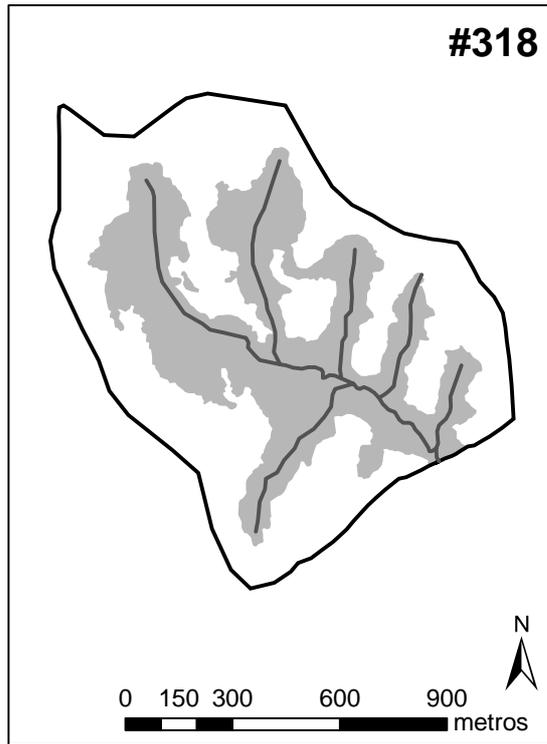
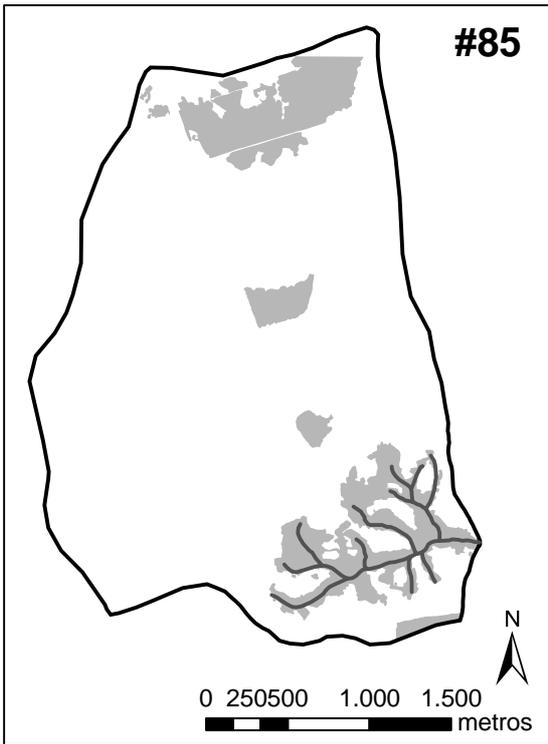
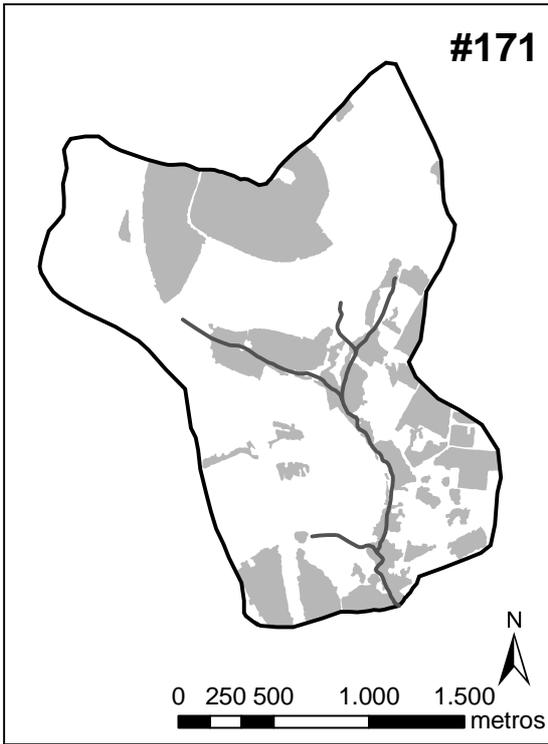
ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1996. 662 p.

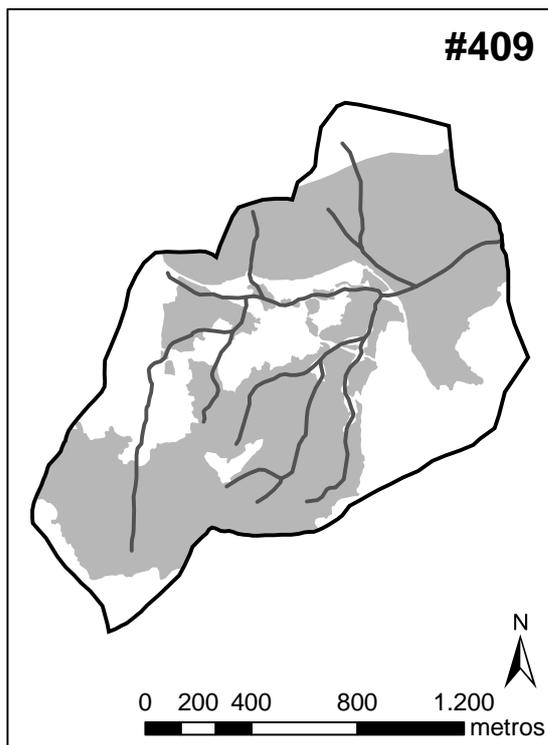
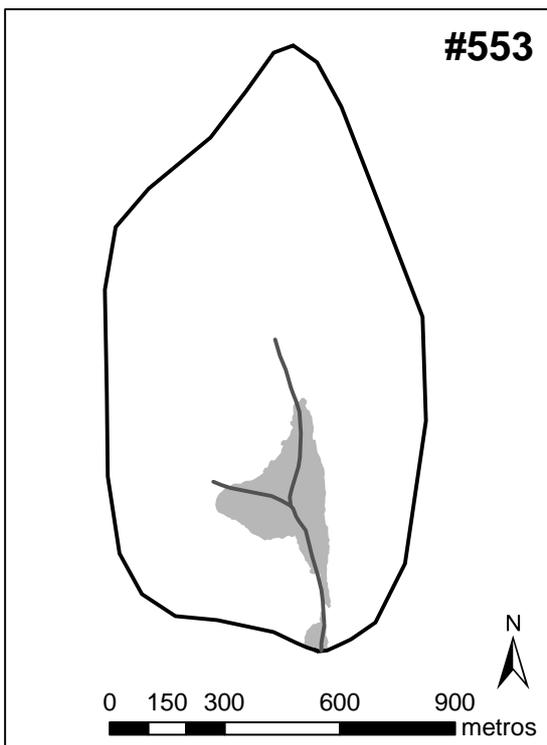
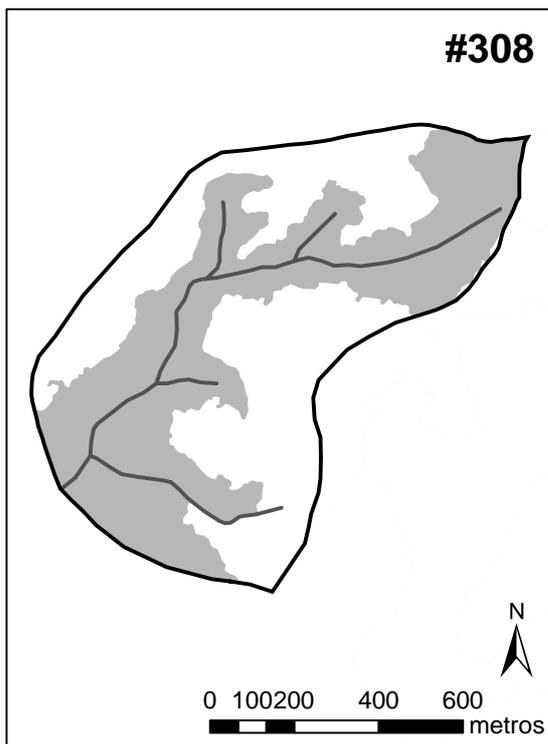
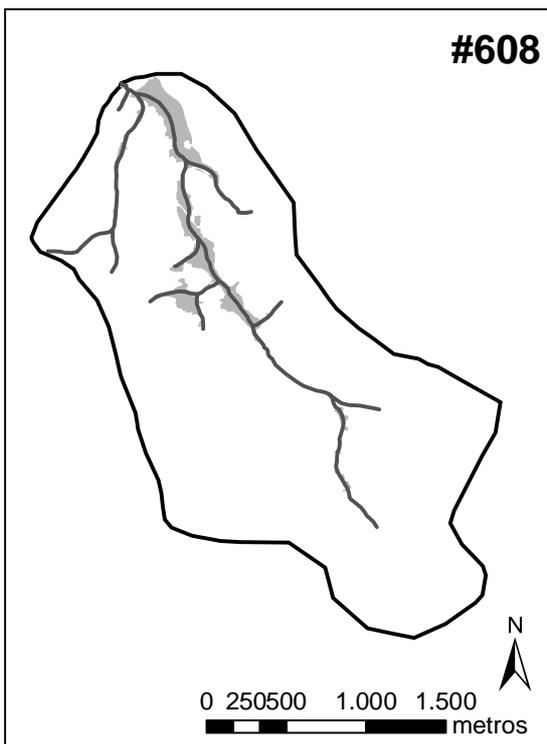
ZIEMER, R.R.; LISLE, T.E. Hydrology. In: NAIMAN, R.J.; BILBY, R.E. (Ed.). **River ecology and management: lessons from the Pacific Coastal Ecoregion**. New York: Springer-Verlag, 1998. p. 43-68.

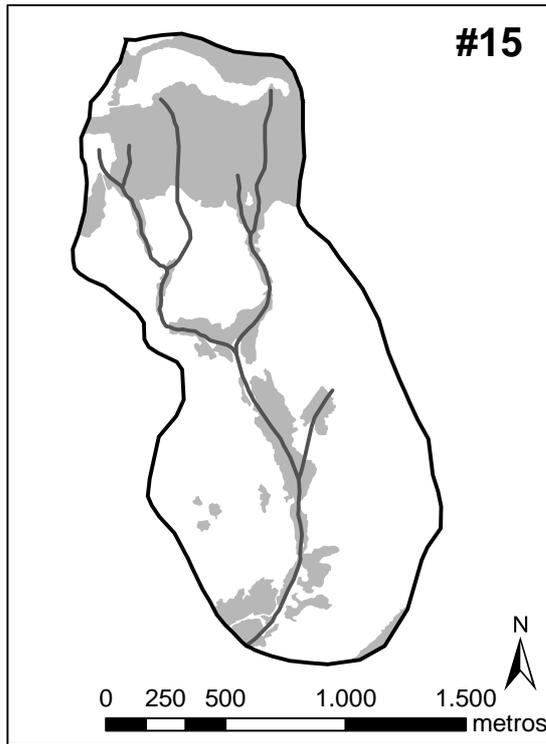
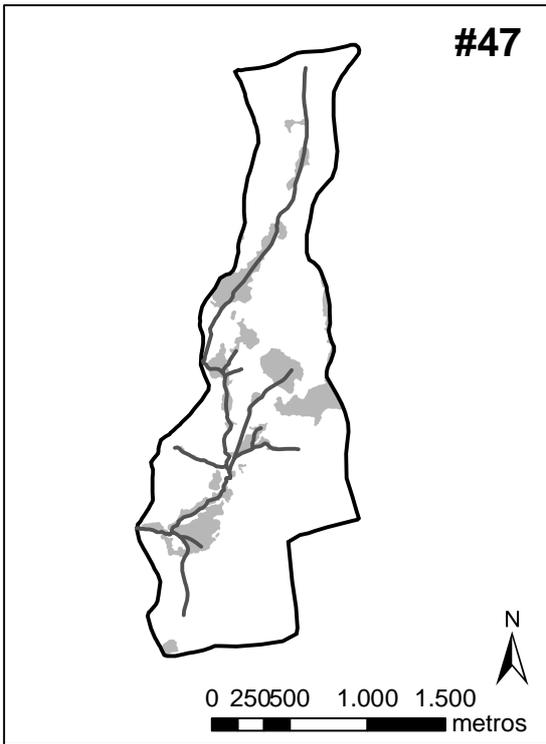
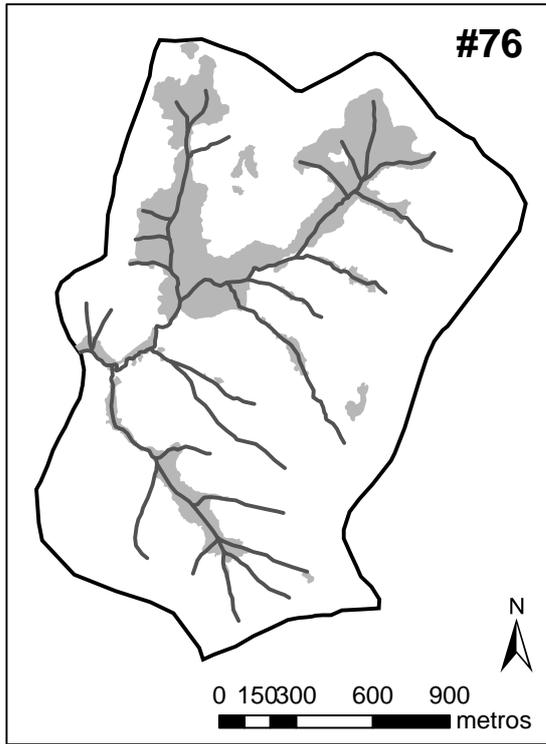
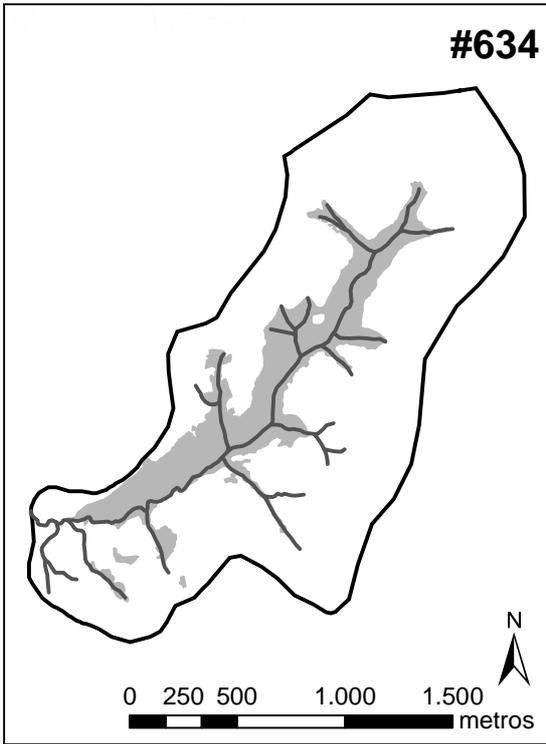
APÊNDICE A – Mapas de cobertura florestal das 60 microbacias do estudo obtidos pela técnica da fotointerpretação. Os códigos atuais das microbacias utilizados neste trabalho estão apresentados no campo ID da tabela do Apêndice B.

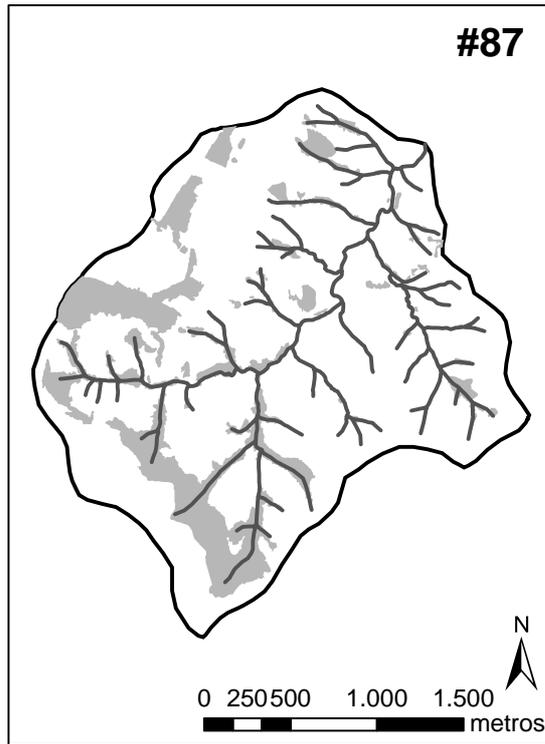
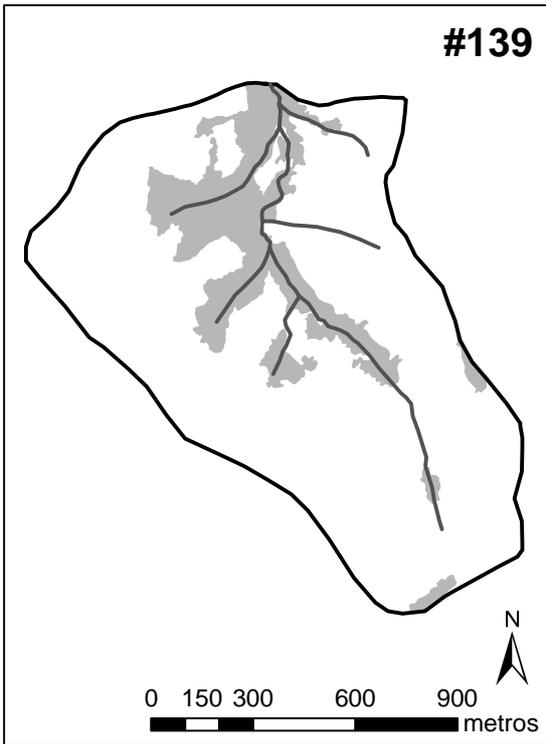
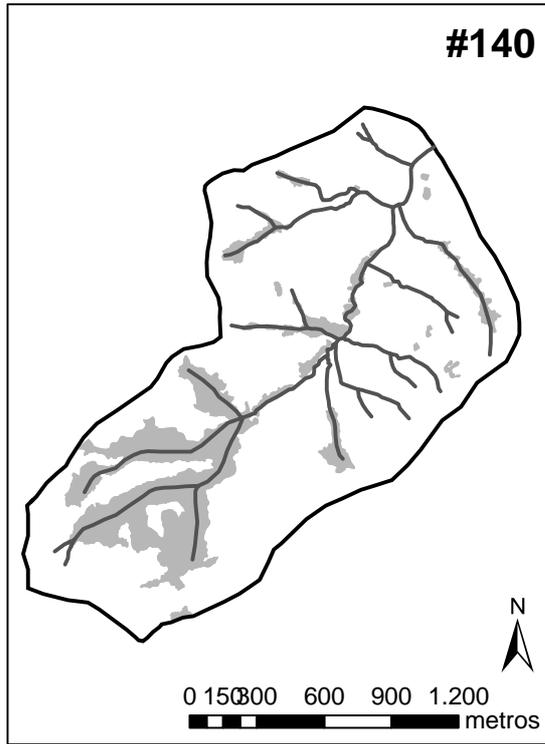
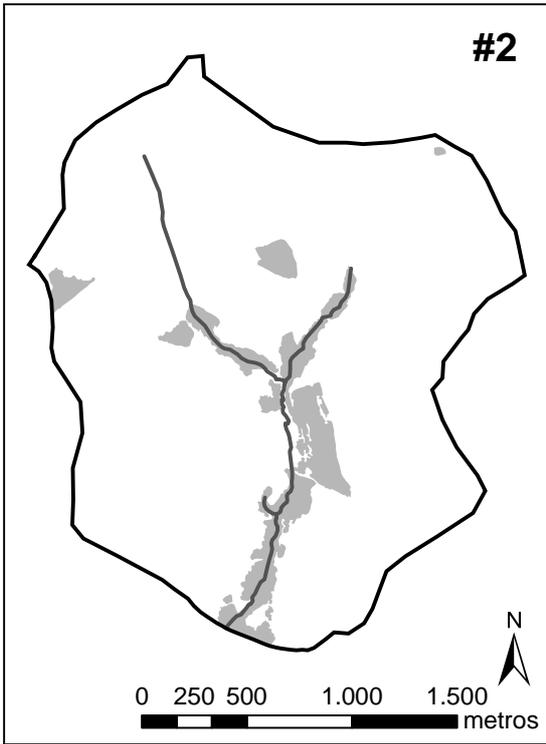


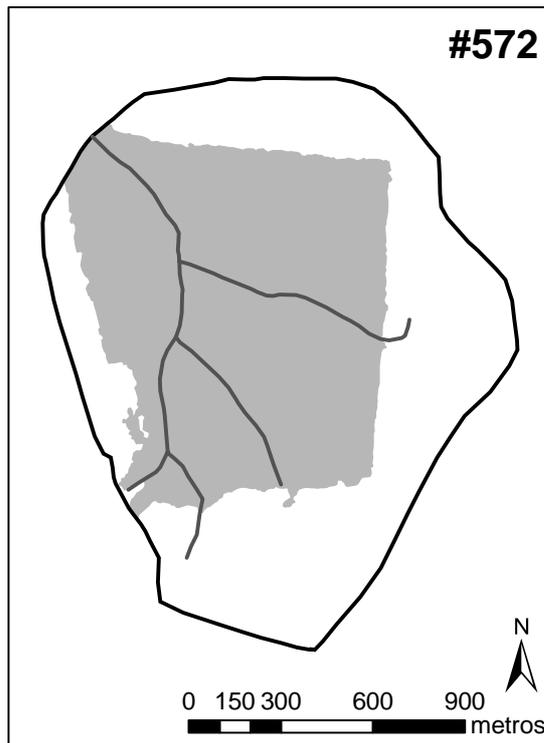
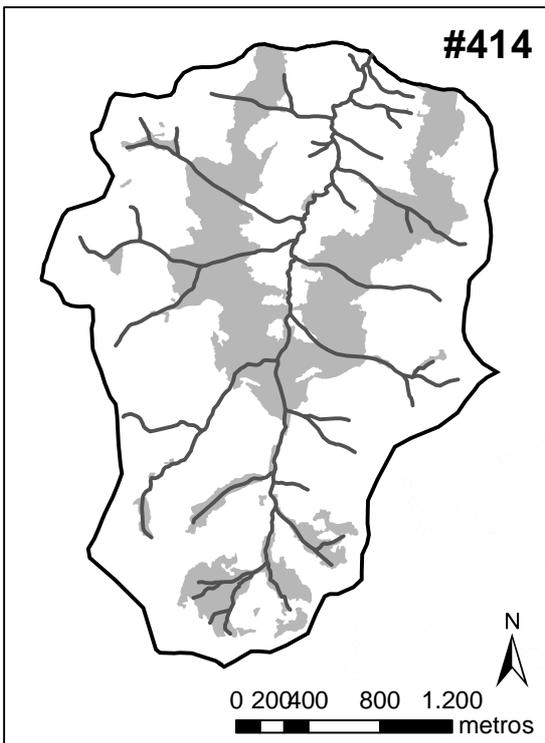
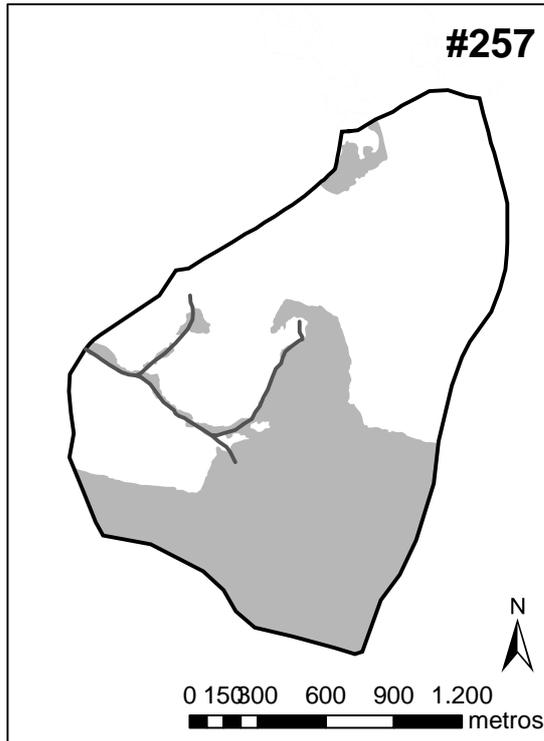
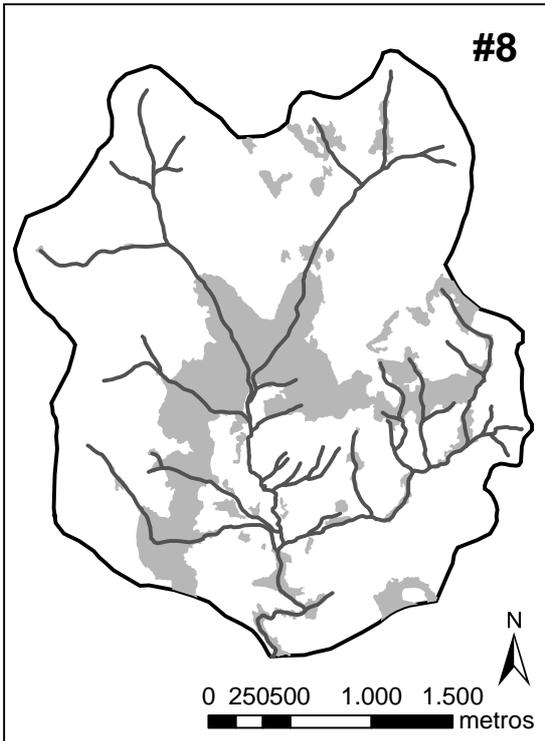


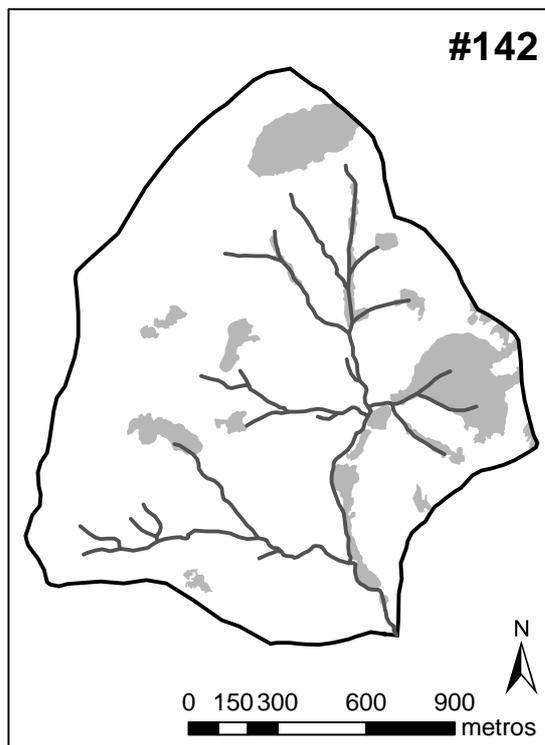
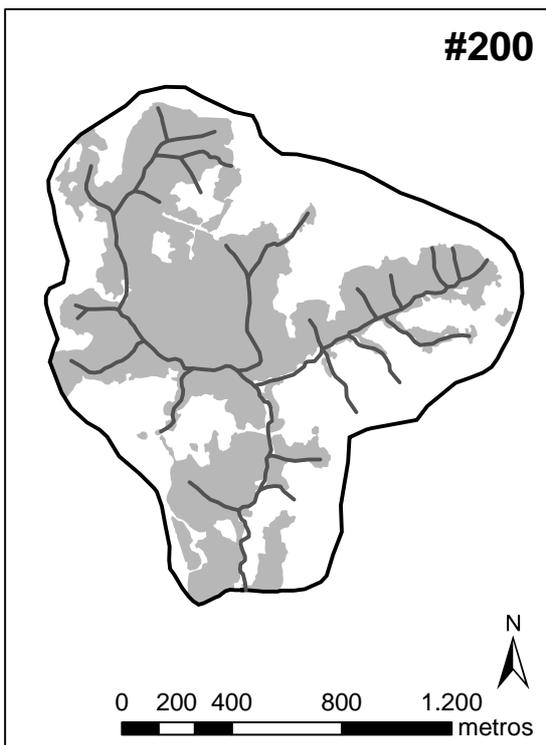
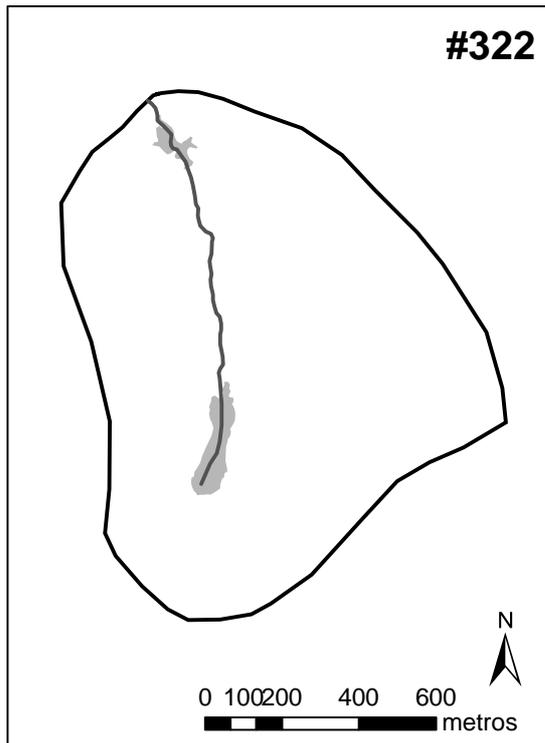
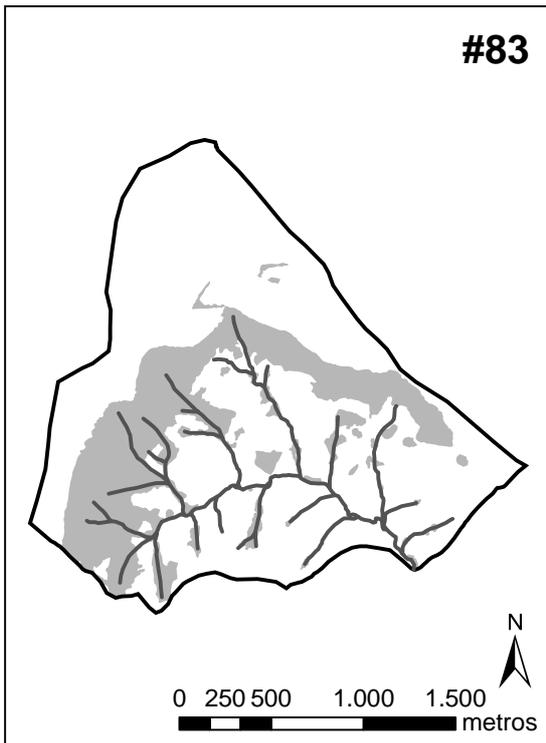


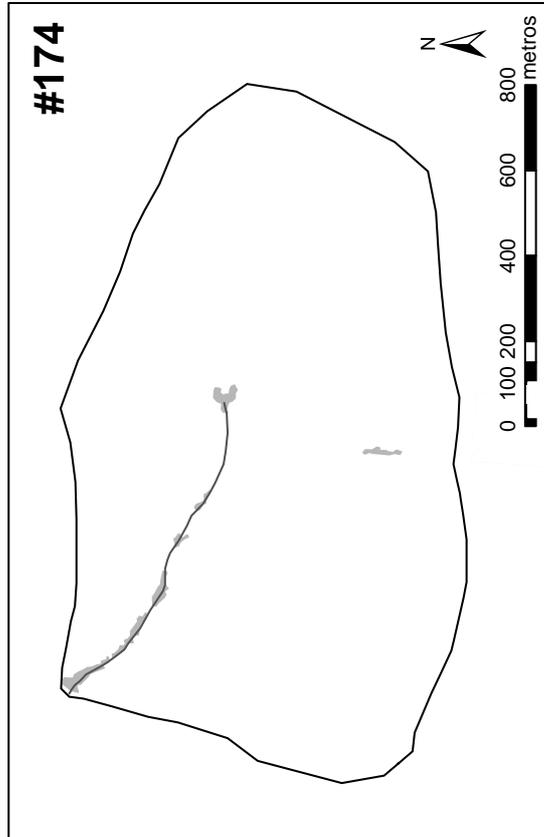
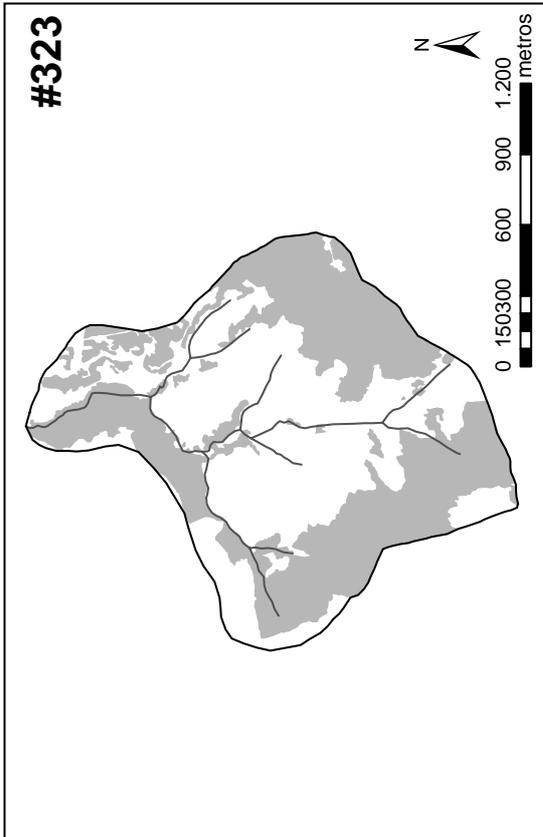
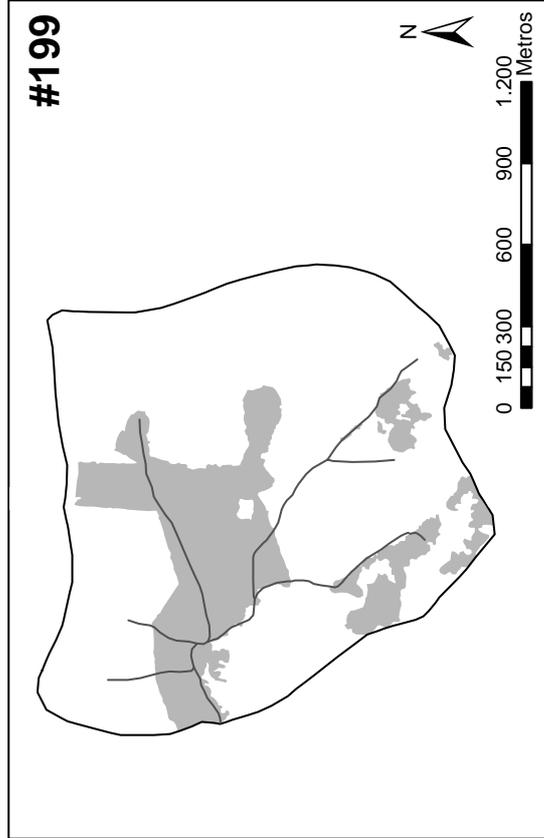
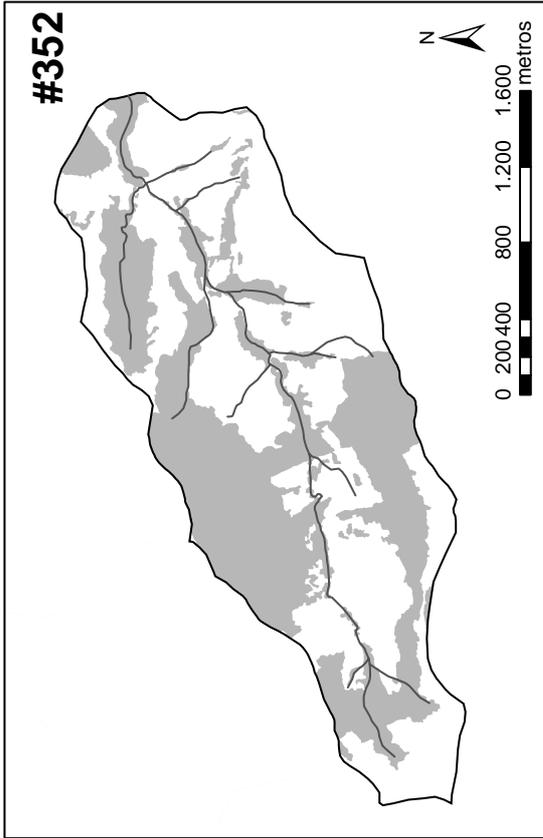


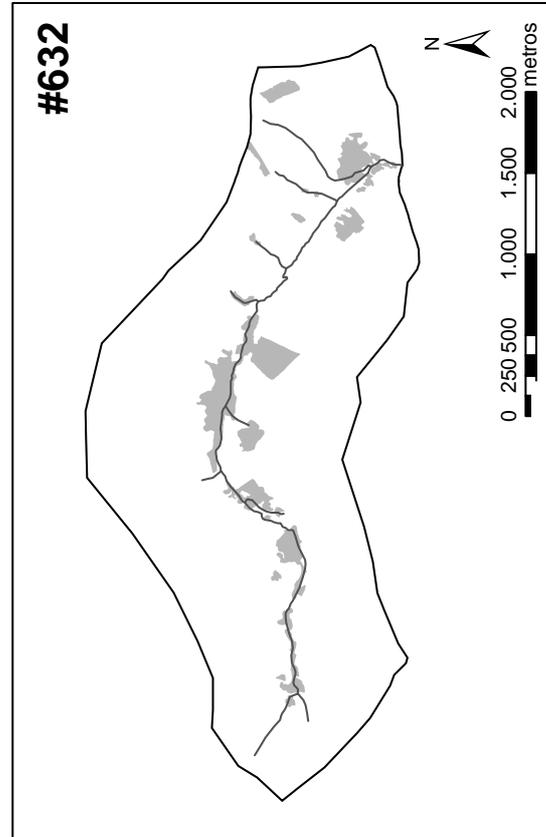
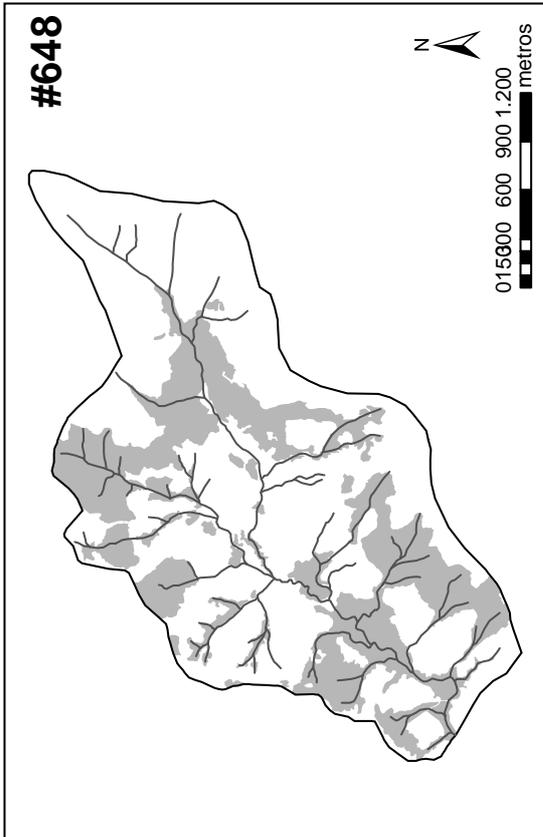
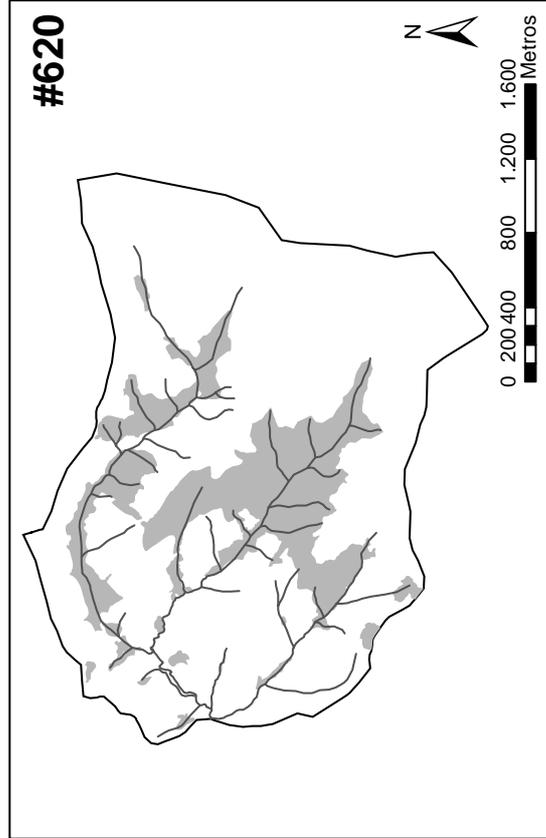
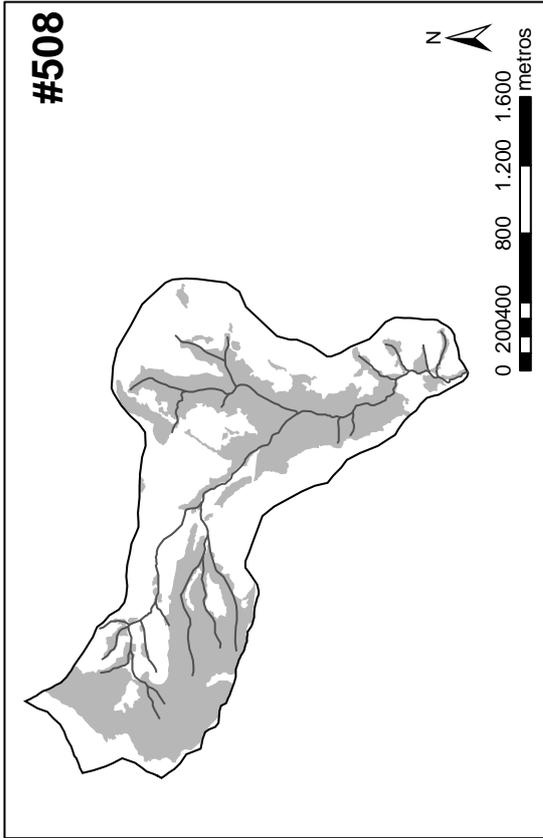


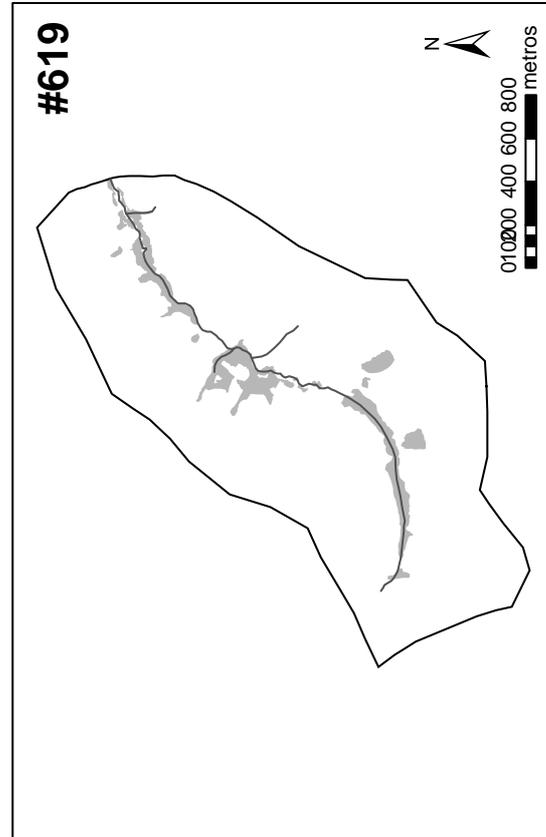
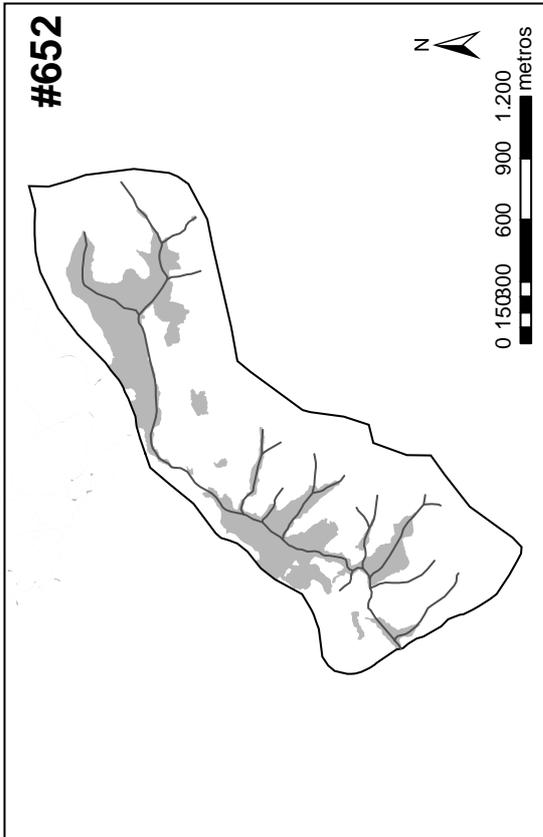
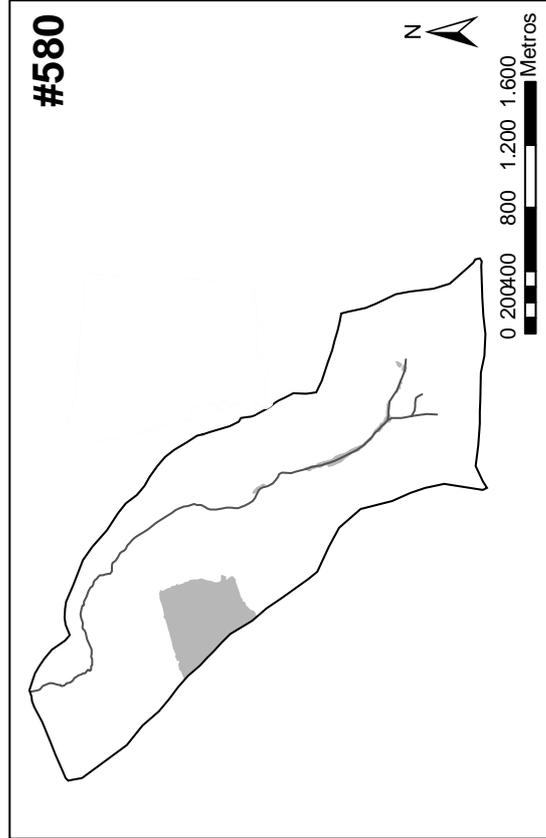
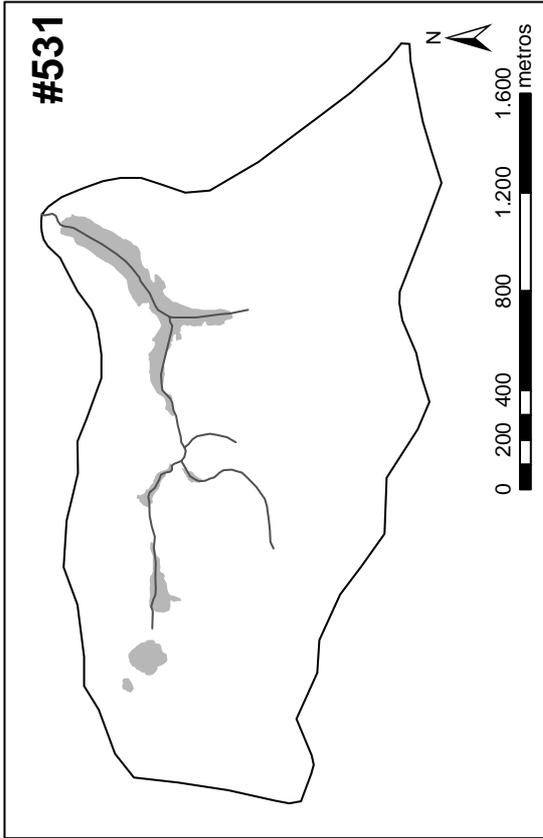


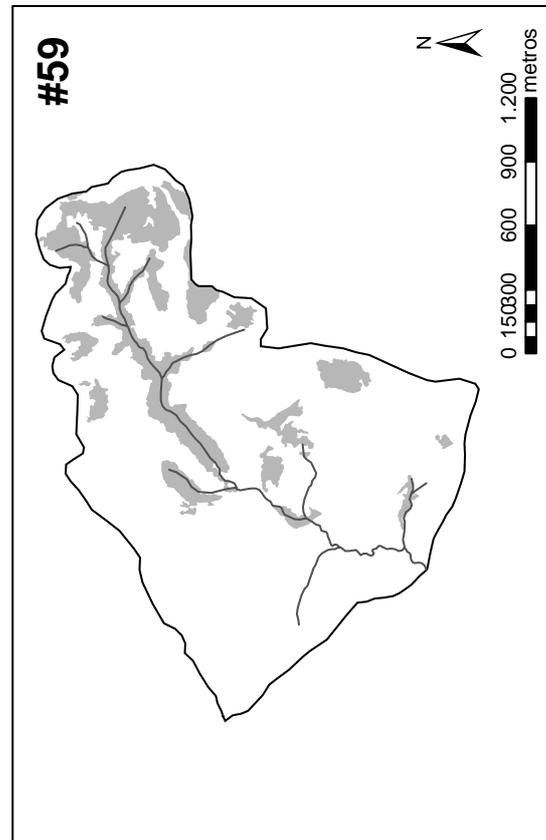
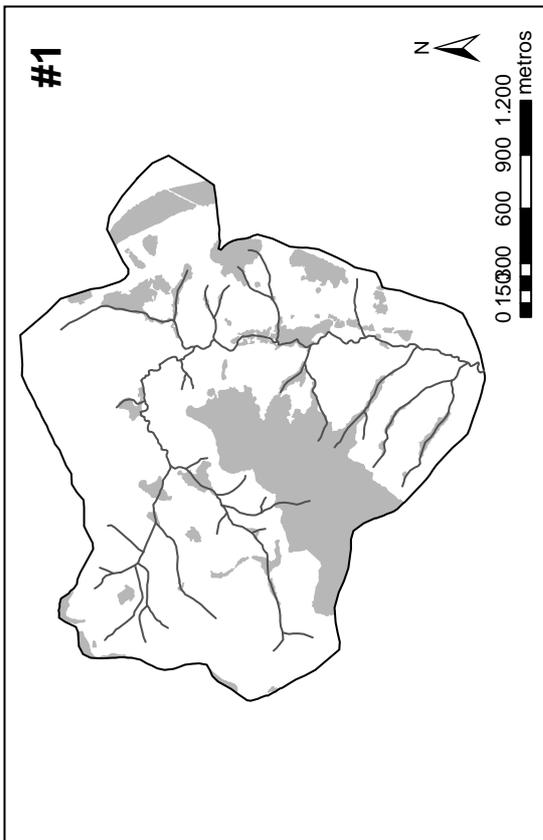
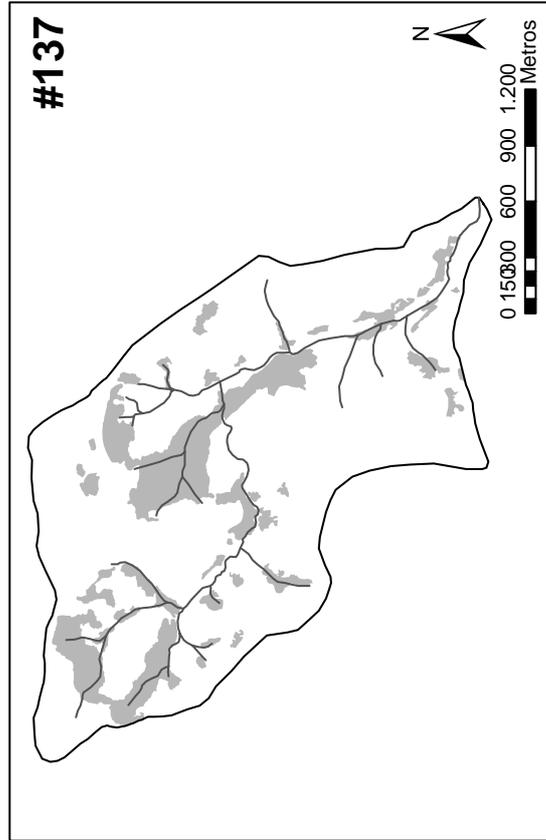
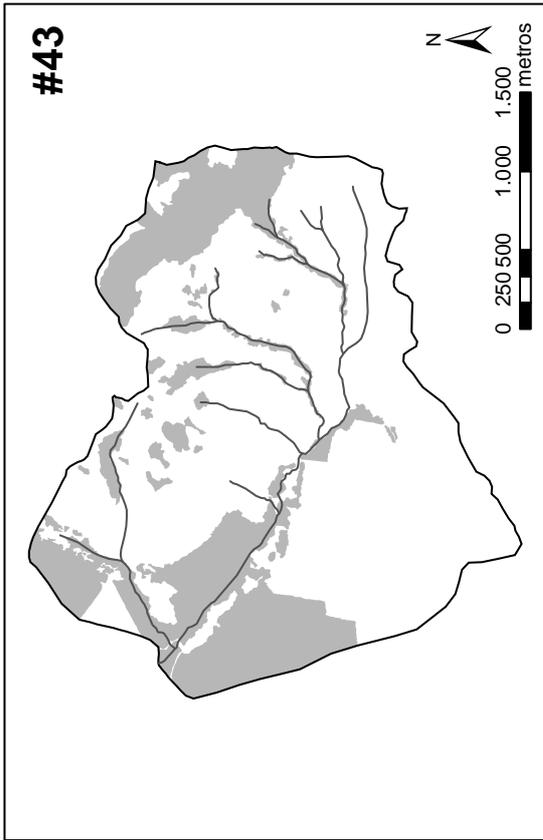


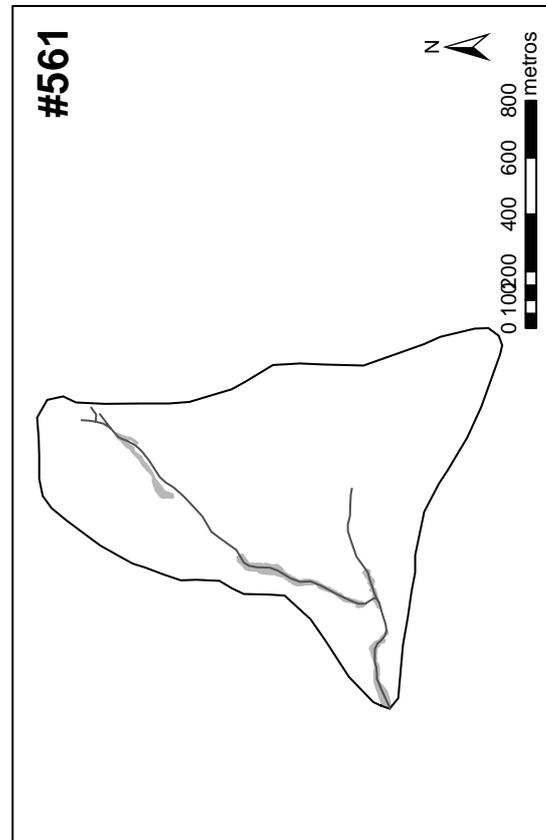
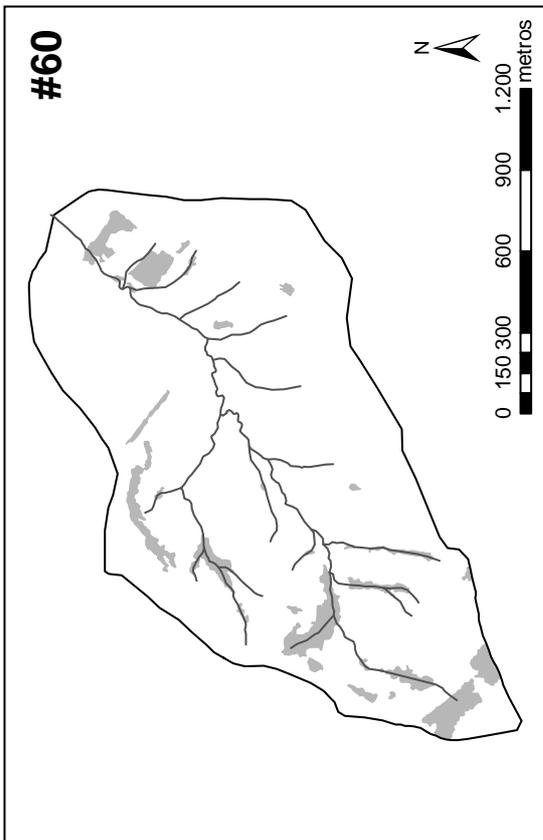
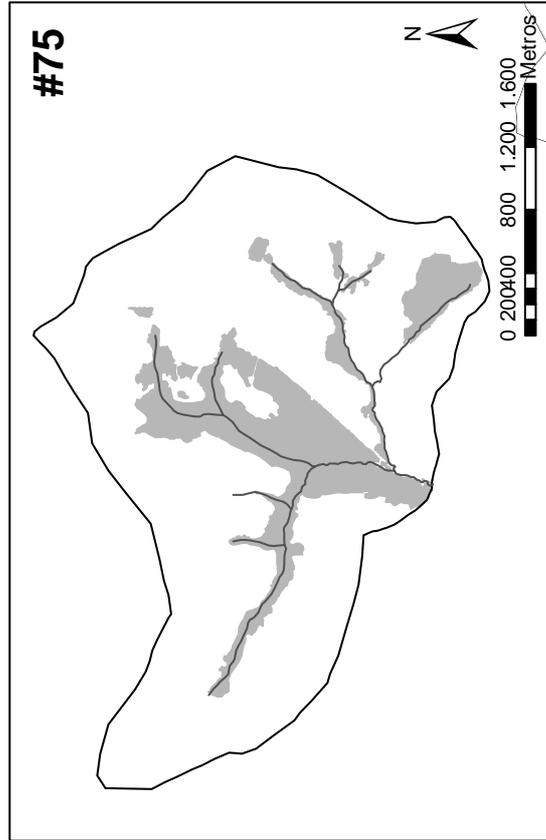
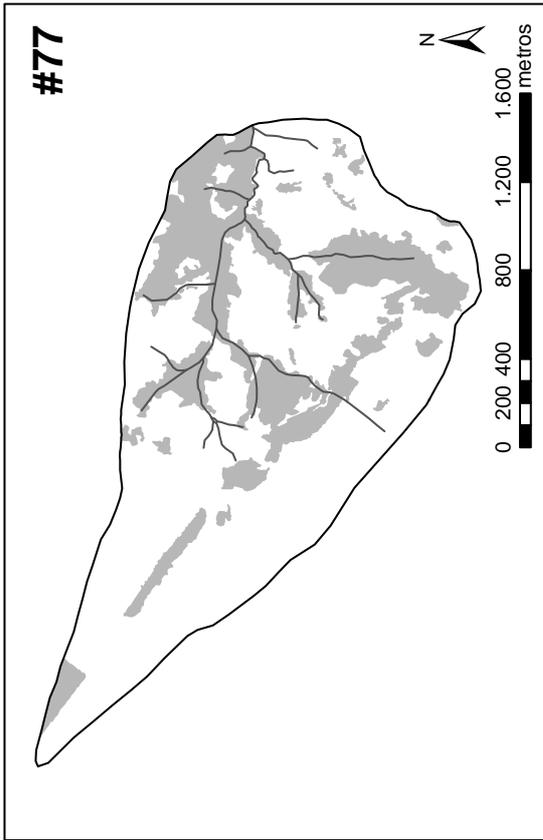


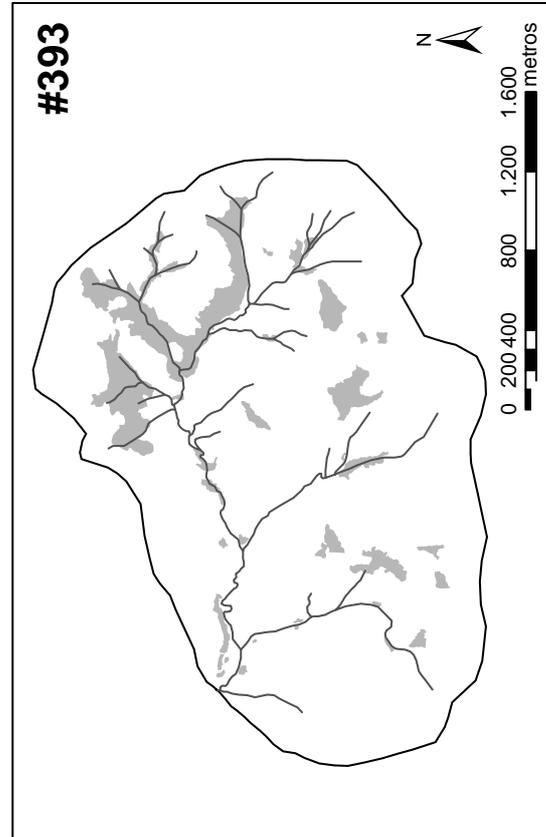
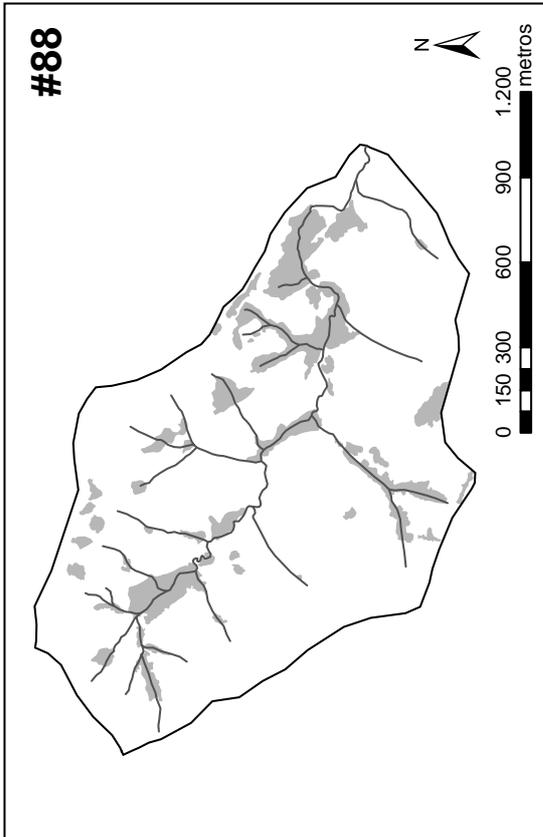
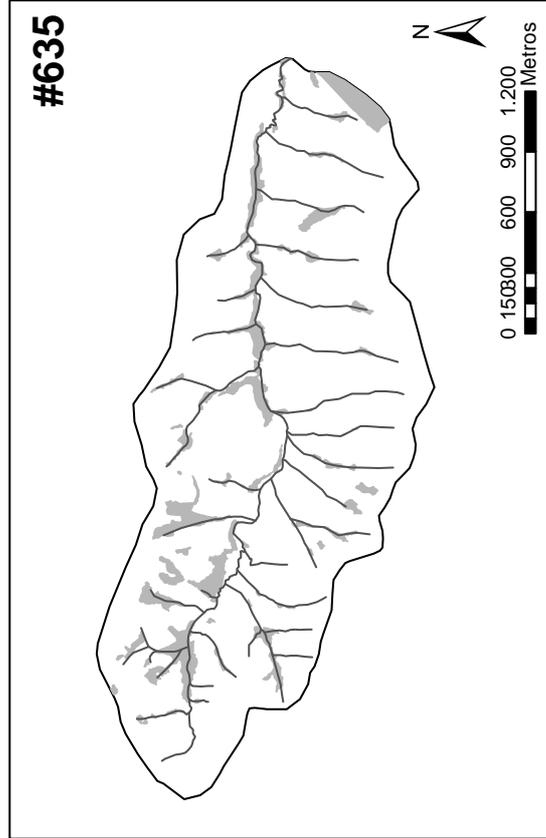
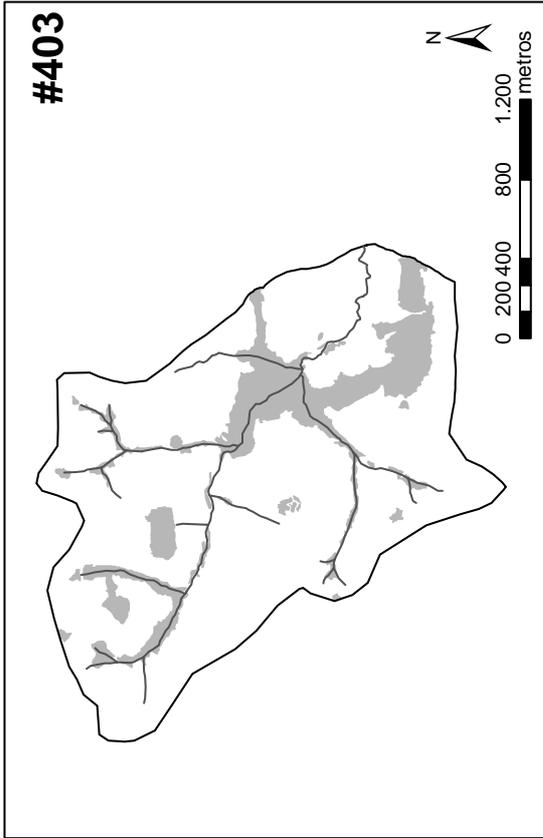


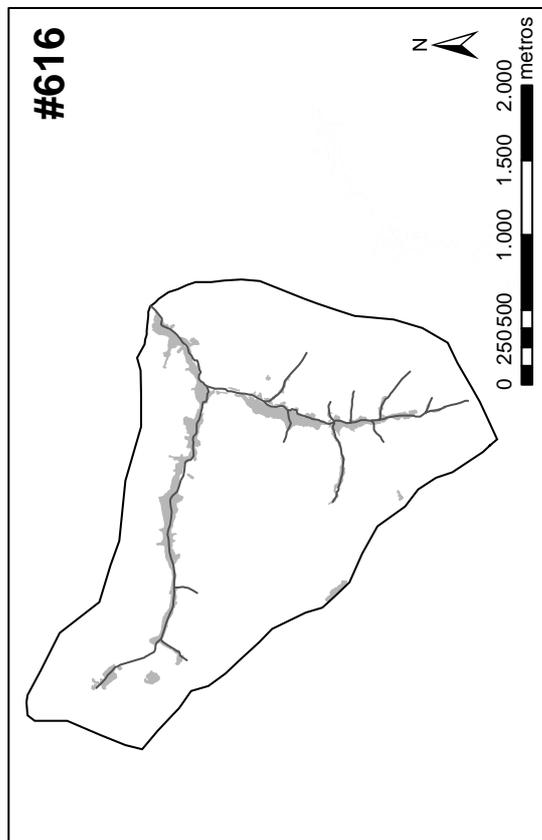
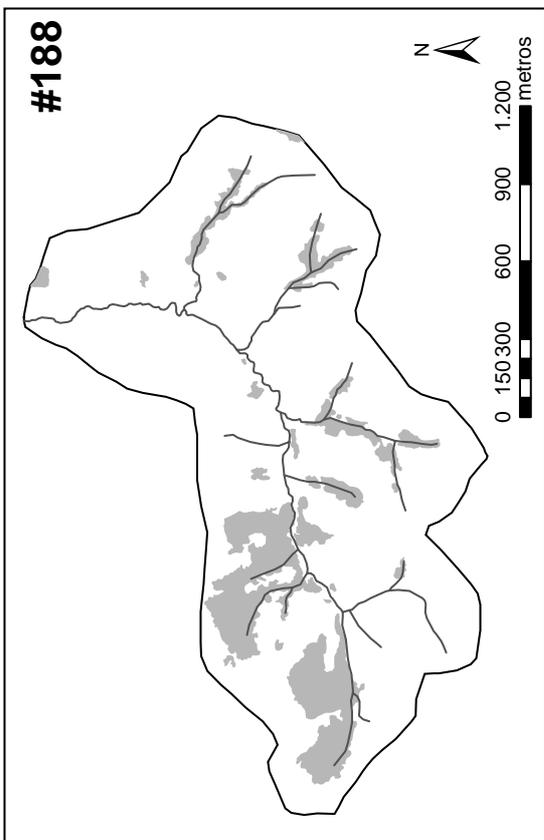
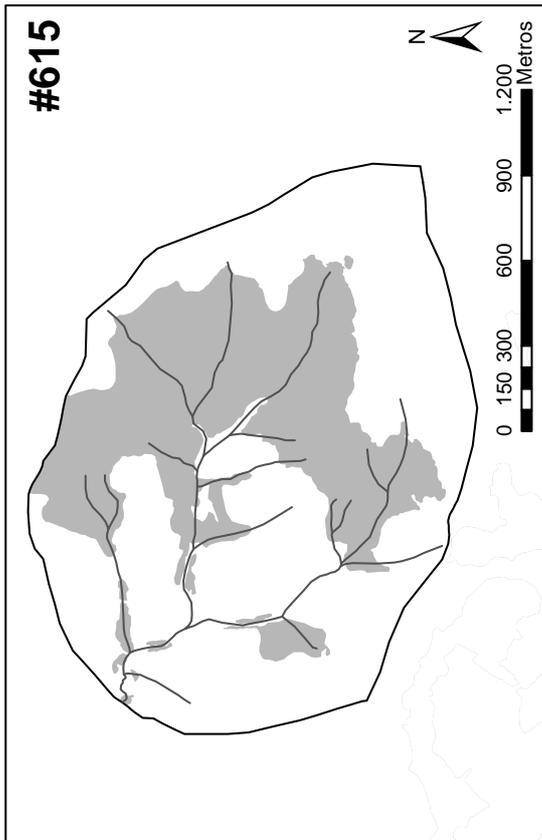
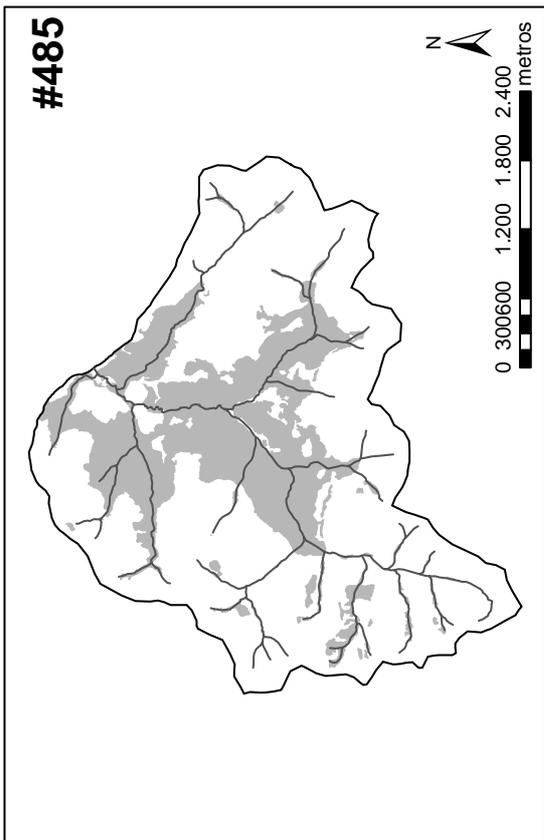












APÊNDICE B – Valores das variáveis físicas e de hierarquia hidrológica das microbacias. O campo ID_FIG corresponde aos códigos das microbacias indicados nos mapas de floresta apresentados no Apêndice A.

ID	ID_FIG	ALTM	DECM	OC	DROM	DL	ID	ID_FIG	ALTM	DECM	OC	DROM	DL
1	1	883,78	9,76	4	5212,54	9	31	257	656,07	5,15	2	577,7	141
2	2	814,98	4,08	2	5525,35	12	32	308	680,36	8,98	2	200,88	166
3	3	882,39	8,63	4	2652,41	9	33	315	713,56	9,9	3	101,05	174
4	8	920,8	6,53	4	1495,45	10	34	318	652,72	7,7	2	3666,86	7
5	15	795,88	7,72	3	1782,11	15	35	322	640,67	3,49	1	1389,45	3
6	20	870,78	8,42	4	2605,93	9	36	323	754,66	14,58	3	666,46	96
7	43	729,9	5,82	3	3552,84	26	37	352	738,24	11,35	3	477,7	4
8	44	860,45	14,33	2	10191,51	8	38	393	673,93	5,18	4	1097,69	7
9	47	784,43	10,55	3	8742,94	22	39	403	890,12	7,26	4	474,5	8
10	59	690,04	6,75	3	2866,85	9	40	409	696,04	11,17	3	4541,46	3
11	60	644,58	6,98	3	116,76	204	41	413	697,13	8,38	4	533,62	215
12	75	723,36	4,38	3	5675,56	11	42	414	930,89	10,18	3	4785,55	8
13	76	713,61	6,75	3	4739,74	9	43	485	949,52	8,46	4	6338,1	14
14	77	742,44	7,04	3	3590,28	13	44	508	697,83	10,36	4	2627,6	8
15	83	746,91	8,72	3	1686,07	11	45	531	605,75	1,81	2	9706,2	9
16	85	818,75	2,67	3	7441,34	14	46	547	715,55	7,71	3	10060,05	18
17	87	665,28	6,97	4	3464,2	15	47	553	601,09	0,82	2	7239,16	5
18	88	630,51	4,15	3	5495,93	29	48	561	660,27	2,67	2	5655,4	4
19	120	790,87	6,34	3	4978,89	51	49	572	740,89	5,96	2	6602,23	4
20	137	675,37	6,99	3	334,99	44	50	580	722,79	3,82	2	5997,48	3
21	139	670,5	5,48	2	7812,5	4	51	608	605,36	3,32	3	3090,47	22
22	140	625,07	5,1	3	3199,72	35	52	615	576,97	5,98	4	341,06	4
23	142	695,06	7,85	4	233,89	47	53	616	578,84	3,97	3	1022,47	41
24	150	684,4	4,56	3	7053,01	14	54	619	582,72	2,23	2	2042,75	2
25	171	740,51	5,27	2	6375,13	12	55	620	588,58	6,36	4	381,48	4
26	173	731,21	3,06	3	9517,59	5	56	632	558,37	2,63	2	4741,64	5
27	174	663,42	3,69	1	1437,63	6	57	634	614,76	6,46	3	3937,81	8
28	188	665,61	3,89	3	2049,62	9	58	635	542,09	4,47	3	2237,86	96
29	199	671,82	7,07	2	855,4	139	59	648	557,39	5,74	4	1698,62	5
30	200	690,37	6,61	3	3683,91	19	60	652	546,29	4,85	3	261,02	1945

APÊNDICE E - Área, comprimento da rede de drenagem, número de represamentos e número de cruzamentos (total e por ordem de canal) na rede de drenagem das microbacias.

ID	Área da microbacia (ha)	Comp. total da rede (m)	No repres. na Rede	N cruz. na Rede	N repres. Canal Ordem 1	N repres. Canal Ordem 2	N repres. Canal Ordem 3	N repres. Canal Ordem 4	N cruz. Canal Ordem 1	N cruz. Canal Ordem 2	N cruz. Canal Ordem 3	N cruz. Canal Ordem 4
1	460,467	15306	2	4	0	2	0	0	3	1	0	0
2	447,495	3521	2	1	1	1	0	0	1	0	0	0
3	357,447	9968	2	2	1	0	1	0	2	0	0	0
4	837,285	22293	14	10	9	5	0	0	8	1	1	0
5	247,725	5383	2	7	1	0	1	0	4	3	0	0
6	488,428	9873	3	2	0	3	0	0	0	0	1	1
7	677,804	12254	2	7	0	0	2	0	3	2	2	0
8	207,890	4551	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
9	311,170	6668	2	3	2	0	0	0	3	0	0	0
10	281,107	5618	6	2	5	1	0	0	2	0	0	0
11	210,688	7638	1	2	1	0	0	0	1	0	1	0
12	663,274	8325	2	3	2	0	0	0	3	0	0	0
13	292,213	10789	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0
14	281,317	6415	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0
15	382,184	10428	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	740,039	4556	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	524,088	19618	2	8	2	0	0	0	7	1	0	0
18	193,273	8727	3	5	3	0	0	0	3	1	1	0
19	825,162	11453	0	4	0	0	0	0	4	0	0	0
20	401,777	10484	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0
21	132,657	3226	6	1	4	2	0	0	1	0	0	0
22	271,223	10271	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0
23	217,096	6976	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
24	522,846	9040	4	5	3	1	0	0	5	0	0	0
25	402,149	3631	4	4	4	0	0	0	3	1	0	0
26	238,511	3799	2	2	2	0	0	0	2	0	0	0
27	120,152	805	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28	239,024	8607	3	2	2	0	1	0	2	0	0	0
29	214,513	4190	0	6	0	0	0	0	4	2	0	0

ID	Área da microbacia (ha)	Comp total da Rede (m)	N repres. na Rede	N cruz. na Rede	N repres. Canal Ordem 1	N repres. Canal Ordem 2	N repres. Canal Ordem 3	N repres. Canal Ordem 4	N cruz. Canal Ordem 1	N cruz. Canal Ordem 2	N cruz. Canal Ordem 3	N cruz. Canal Ordem 4
30	203,482	8165	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
31	288,344	2021	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
32	73,143	2377	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
33	229,720	4622	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0
34	109,817	3467	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
35	105,608	1084	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
36	196,165	5006	2	6	1	1	0	0	4	2	0	0
37	409,242	9229	1	3	0	1	0	0	2	1	0	0
38	476,844	13436	3	12	3	0	0	0	9	2	1	0
39	326,131	8791	5	1	2	2	1	0	1	0	0	0
40	204,648	6748	1	3	1	0	0	0	1	1	1	0
41	687,193	16729	3	7	2	1	0	0	5	1	1	0
42	606,079	18603	5	17	3	1	1	0	11	4	2	0
43	1076,773	26443	13	14	9	4	0	0	9	3	2	0
44	303,744	10666	0	3	0	0	0	0	1	2	0	0
45	310,506	3262	9	4	7	2	0	0	4	0	0	0
46	657,385	21058	6	21	4	2	0	0	14	3	4	0
47	100,529	1067	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
48	109,977	2228	0	4	0	0	0	0	2	2	0	0
49	203,988	3221	1	2	0	1	0	0	2	0	0	0
50	366,709	4234	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0
51	522,989	7495	0	10	0	0	0	0	7	2	1	0
52	229,649	7821	0	9	0	0	0	0	6	1	1	1
53	505,891	7619	1	12	1	0	0	0	10	2	0	0
54	264,378	3301	1	4	1	0	0	0	3	1	0	0
55	490,905	16446	0	16	0	0	0	0	13	1	2	0
56	395,037	6035	2	8	1	1	0	0	6	2	0	0
57	288,596	7873	2	0	1	1	0	0	0	0	0	0
58	358,674	17260	1	34	0	0	1	0	29	3	2	0
59	562,545	23527	2	21	0	1	1	0	12	5	2	2
60	220,593	7486	0	6	0	0	0	0	5	1	0	0

Total	123	309	80	33	10	0	226	53	26	4
Proporção (%)	100	100	65,04	26,83	8,13	0,00	73,14	17,15	8,41	1,29

ANEXO A – Composição específica das amostras de peixes obtida no trabalho de Gerhard (2005). As espécies assinaladas com * necessitam de detalhamento em sua determinação. As espécies marcadas com # são exóticas, introduzidas ou invasoras.

Ordem: Characiformes

Família: Parodontidae

Apareiodon affinis (Steindachner, 1879) * - canivete

Apareiodon ibitiensis Campos, 1944 – canivete

Parodon nasus Kner, 1859 – canivete

Família: Curimatidae

Subfamília: Curimatinae

Cyphocarax vanderi (Britski, 1980) – saguirú

Cyphocarax sp. * - saguirú

Steindachnerina insculpta (Fernández-Yépez, 1948) – saguirú

Família: Crenuchidae

Subfamília: Characidiinae

Characidium gomesi Travassos, 1956 – canivete

Characidium cf. *zebra* Eigenmann, 1909 - canivete

Família: Characidae

Subfamília: *Incertae Sedis* (“Tetragonopterinae”)

Astyanax altiparanae Garutti & Britski, 2000 – tambiú

Astyanax paranae Eigenmann, 1914 - lambari

Astyanax aff. *bockmann* (Cope, 1894) - lambari

Astyanax cf. *fasciatus* (Cuvier, 1819) – lambari do rabo vermelho

Astyanax sp. 1 * - lambari

Astyanax sp. 2 * - lambari

Astyanax sp. 3 * - lambari

Bryconamericus sp. 1 * - lambari

Bryconamericus sp. 2 * - lambari

Hyphessobrycon eques (Steindachner, 1882) – lambari

Piabina argentea Reinhardt, 1867 – lambari

Oligosarcus pinto (Campos, 1945) * - lambari cachorro

Subfamília: Cheirodontinae

Serrapinnus heterodon Eigenmann, 1915 – lambari

Serrapinnus notomelas Eigenmann, 1915 – lambari

Serrapinnus sp. * - lambari

Subfamília: Glandulocaudinae

Planaltina sp. * - lambari

Família: Erythrinidae

Hoplias malabaricus (Bloch, 1974) – traíra

Ordem: Siluriformes

Família: Trichomycteridae

Subfamília: Trichomycterinae

Trichomycterus sp. – bagrinho

Família: Callichthyidae

Subfamília: Corydoradinae

Corydoras cf. *aeneus* (Gill, 1858) – ronquinho, sarro

Corydoras flaveolus Ihering, 1911 – ronquinho, sarro

Subfamília: Callichthyinae

Callichthys callichthys (Linnaeus, 1758) – tamboatá

Hoplosternum littorale (Hancock, 1828) – caborja

Família: Loricariidae

Subfamília: Neoplecostominae

Neoplecostomus paranensis Langeani, 1990 – cascudo

Subfamília: Hypoptopomatinae

Corumbataia cuestae Britski, 1997 – cascudinho

Hisonotus sp. * - cascudinho

Subfamília: Loricariinae

Rineloricaria latirostris (Boulenger, 1900) – cascudo lagartixa

Subfamília: Hypostominae

Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911) – cascudo

Hypostomus cf. *strigaticeps* (Regan, 1908) – cascudo

Loricariidae não identificado – cascudo

Família: Heptapteridae

Rhamdia cf. *quelen* (Quoy & Gaimard, 1824) – bagre

Cetopsorhamdia iheringi Schubart & Gomes, 1959 – bagrinho

Dolichorhamdia gen. n. sp. n. * - bagrinho

Pimelodella sp. * mandi

Imparfinis schubarti (Gomes, 1956) – bagrinho

Ordem: Gymnotiformes

Família: Gymnotidae

Gymnotus carapo (Linnaeus, 1758) – tuvira, sarapó

Família: Sternopygidae

Eigenmannia sp. – tuvira amarela

Ordem: Cyprinodontiformes

Família: Poeciliidae

Subfamília: Poeciliinae

Poecilia reticulata Peters, 1859 # - guarú

Phalloceros caudimaculatus (Hensel, 1868) – guarú

Ordem: Perciformes

Família: Cichlidae

Subfamília: Geophaginae

Geophagus brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1824) – cará

Subfamília: Cichlasomatinae

Australoherus facetus (Jenyns, 1842) – cará preto

Subfamília: Pseudocrenilabrinae

Oreochromis niloticus niloticus (Linnaeus, 1758) # - tilápia nilo

Tilapia rendalli (Boulenger, 1897) # - tilápia

Ordem: Synbranchiformes

Família: Synbranchidae

Synbranchus aff. *marmoratus* Bloch, 1795 – mussum