

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

**Distribuição e abundância de peixes de corredeiras e suas relações com características de hábitat local, bacia de drenagem e posição espacial em riachos de Mata Atlântica (bacia do rio Maquiné, RS, Brasil).**

FERNANDO GERTUM BECKER

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências (Ciências Biológicas), área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientação: Dra. NELSY FENERICH VERANI

Maio de 2002

## FICHA CATALOGRÁFICA

Becker, Fernando Gertum

Distribuição e abundância de peixes de corredeiras e suas relações com características de habitat local, bacia de drenagem e posição espacial em riachos de Mata Atlântica (bacia do rio Maquiné, RS, Brasil). / Fernando Gertum Becker.

-- São Carlos: UFSCar, 2002.

190 p.: 35 figuras, 17 tabelas, 4 anexos.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), 2002

1. Peixes; 2. Riachos; 3. Habitat; 4. bacias hidrográficas; 5. distribuição espacial  
I. Becker, F. G.; II. Título

À minha família.

## **AGRADECIMENTOS**

Este trabalho só foi possível graças à contribuição e participação de um grande número de pessoas e instituições.

Gostaria de agradecer:

À Dra. Nelsy Fenerich Verani pela orientação, amizade e confiança na realização deste trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais e à Universidade Federal de São Carlos pela oportunidade de realizar o curso.

À CAPES pela concessão da bolsa de doutorado durante o período do curso.

A USAID e WWF pela financiamento dos custos do projeto.

Ao Centro de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (CENECO) e ao Laboratório de Ecologia de Vertebrados pelo apoio logístico nos trabalhos de campo e laboratório.

Ao Dr. José Roberto Verani pelo auxílio, paciência na solução de questões administrativas ao longo do curso e pela sugestões dadas no exame de qualificação.

A Elisa Madi, Fernando Brutto, Rosana Garcia e Sidney Dornelles pela acolhida em todas oportunidades em que estive em São Carlos.

À Sandra Hartz, ao Fábio Vilella e aos colegas do Laboratório de Ecologia de Vertebrados, pelo apoio, companheirismo, críticas, discussões e ajuda de campo e laboratório durante todo o desenrolar do trabalho.

Ao prof. Heinrich Hasenack e aos colegas do Laboratório de Geoprocessamento do Centro de Ecologia UFRGS (Carlos Sarmiento, Eliseu Weber, Gustavo Irgang, William Wazlawik, Zé Cordeiro) pelo apoio, amizade e sobretudo pela disposição em me mostrar os caminhos do trabalho em SIG.

Ao Dr. Luiz R. Malabarba e também ao amigos do Museu de Ciências da PUCRS: Alexandre Cardoso, Edson Pereira, José Pezzi e Vinícius Bertaco pelo auxílio nas questões taxonômicas e nos trabalhos de campo.

Ao Dr. Valério P. Pillar pelo auxílio nas questões de análise estatística.

À Dra. Georgina Buckup pela identificação dos crustáceos.

Ao pessoal do Laboratório Ecotoxicologia/CENECO pelo auxílio com a calibragem dos equipamentos de campo.

Ao Dr. José Salatiel e à Dra. Odete Rocha pelas críticas e sugestões feitas no exame de qualificação.

À todos aqueles que em algum momento colaboraram para a realização deste trabalho, principalmente nos trabalhos de campo:

Alberto Carvalho Peret, Alexandre Cardoso, Ana Cristina Tomazzoni, Ana Paula Brandt, Ana Paula Dufech, Catarina Pedroso, Clarice Fialho, Cristiane Vilella, Cristiano Agra, Cristiano S. Machado, Cynthia Fleming, Daniela Gelain, Daniela M. Nunes, Edson Pereira, Ernesto Schmidt, Ezequiel Pedó, Eudimar Carvalho, Fábio Roque, Felipe Zílio, Flávio Dutra, Gustavo Irgang, Igor Pfeiffer Coelho, Josi Cerveira, Juan Anza, Leonardo Gubert, Leonardo Mohr, Lídia Tanaka, Lúcia C. Schiffino, Marcelo Saraiva (CENECO), Marco A. Azevedo, Marco A. B. Almeida, Marco Perotto, Mariana Correa, Marise Amaral, Mateus Pellanda, Miguel Vassiliou, Miriam Albrecht, Nelson Machado, Patrick Colombo, Paulo Brack, Régis Pinto, Roger Beleen, Silene Carvalho, Terezinha Guerra, Tiago Finkler, Vinícius Bertaco, Vinícius Lampert, Luís Carlos Zancan.

À comunidade de Barra do Ouro, particularmente a Matias e Leonira Dalpiaz, pela receptividade e amizade no vale do rio Forqueta.

À D. Rosa e Juarez Benício, que ajudaram até mesmo na preparação do material de campo.

Aos meus pais, Betinho e Roseli, que me deram as condições de chegar até aqui, pela compreensão e carinho.

À Mirinha, prometo retribuir em dobro.

## SUMÁRIO

<b>FICHA CATALOGRÁFICA</b>	<b>II</b>
<b>RESUMO</b>	<b>VI</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>VIII</b>
<b>ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO</b>	<b>IX</b>
<b>PARTE 1</b>	<b>1</b>
<b>Introdução e Área de Estudo</b>	<b>1</b>
<b>1.1 Introdução</b>	<b>2</b>
1.1.1 Relações peixe-hábitat no contexto da ecologia de riachos	2
1.1.2 Fatores de hábitat e características de assembléias de peixe	9
1.1.3 Objetivos do trabalho	11
<b>1.2 Área de Estudo</b>	<b>14</b>
<b>PARTE 2</b>	<b>23</b>
<b>Cobertura da terra e estado de conservação da bacia do rio Maquiné (RS).</b>	<b>23</b>
<b>2.1 Uso da terra e estado de conservação de uma região no limite meridional da Mata Atlântica (bacia do rio Maquiné, Rio Grande do Sul, Brasil).</b>	<b>24</b>
2.1.1 Introdução	24
2.1.2 Área de Estudo	26
2.1.3 Material e Métodos	27
2.1.4 Resultados	29
2.1.5 Discussão	33
<b>2.2 Classificação de pequenas sub-bacias hidrográficas do Nordeste do Rio Grande do Sul (Brasil) conforme o grau de antropização da cobertura da terra.</b>	<b>45</b>
2.2.1 Introdução	45
2.2.2 Material e Métodos	46
2.2.3 Resultados	48
2.2.4 Discussão	51
2.2.5 Conclusões	56
<b>PARTE 3</b>	<b>65</b>
<b>Distribuição e abundância de peixes de corredeira e suas relações com hábitat, fisiografia da bacia e posição espacial.</b>	<b>65</b>
<b>3.1 Metodologia</b>	<b>66</b>
3.1.1 Escolha dos hábitats e determinação dos locais de amostragem	67
3.1.2 Amostragens qualitativas de peixes	75
3.1.3 Amostragem quantitativa de peixes e dados de hábitat local	75
3.1.4 Variáveis de fisiografia e posição espacial	80
3.1.5 Análise de Dados	83
<b>3.2 Resultados</b>	<b>87</b>
3.2.1 Características gerais dos hábitats estudados	87
3.2.2 Características gerais da ictiofauna	90
3.2.3 Variáveis selecionadas	101
3.2.4 Resultado da Análise de Redundância	101
3.2.5 Características das assembléias de peixes	114
3.2.6 Variações sazonais das assembléias de peixes	119
3.2.7 Relação entre assembléias de peixes de corredeira e hábitat	129
3.2.8 Particionamento da variação explicada entre hábitat local, fisiografia da bacia e posição espacial	134
3.2.9 Características das assembléias e grau de antropização das sub-bacias	138
<b>3.3 Discussão</b>	<b>142</b>
3.3.1 Tipo de hábitat amostrado e método de coleta de peixes	142

3.3.2 Persistência e estabilidade sazonal das assembleias de corredeiras _____	144
3.3.3 Relações com hábitat, importância das diferentes escalas e posição espacial _____	150
3.3.4 Conclusões _____	167
<b>4. Referências bibliográficas _____</b>	<b>171</b>
<b>ANEXOS _____</b>	<b>184</b>
Anexo 1. Cartas planialtimétricas utilizadas (DSG – Ministério do Exército) _____	184
Anexo 2. Aspectos da cobertura da terra na bacia do rio Maquiné. (a) rio Encantado, próximo à foz; (b-d) heterogeneidade da cobertura da terra, mostrando agricultura e vegetação secundária em diversos estágios de desenvolvimento. Em (d), em segundo plano, no alto da Serra, situa-se a Reserva Biológica da Serra Geral _____	185
Anexo 3. (a) foz do rio Maquiné; (b) curso médio, logo à montante da cidade de Maquiné; (c) rio Garapiá, mostrando ponte arrastada por enxurrada; (d-f) vista geral dos ambientes amostrados; (g) rio Ligeiro (trecho Ligba), com leito seco cheio durante o verão de 2000; (h) rio Ligeiro (Ligba), com leito cheio no final do outono de 2000 _____	186
Anexo 4. Espécies utilizadas para o estudo das relações entre peixes e hábitat em corredeiras da bacia do rio Maquiné, RS. a) <i>Rineloricaria aequalicuspis</i> (Comprimento total = 16 cm); b) <i>Hemipsilichthys nudulus</i> (Ct = 3,2 cm); c) <i>Hemipsilichthys</i> sp. (Ct = 5,7cm); d) <i>Epactionotus bilineatus</i> (Ct = 5 cm); e) <i>Jenynsia unitaenia</i> (Ct= 6 cm); f) <i>Characidium pterostictum</i> (Ct=6,5 cm); g) <i>Ancistrus multispinis</i> (Ct ≈ 14 cm) ; h) <i>Ancistrus multispinis</i> (macho; Ct ≈10 cm); i) <i>Heptapterus mustelinus</i> (Ct≈15cm) _____	187

## Lista de Figuras

- Figura 1. (a) Período de persistência e escala espacial das unidades ambientais em sistemas lóticos (segundo FRISSELL *et al.*, 1986; extraída de BAYLEY & LI, 1992), (b) relação entre tempo de recuperação e sensibilidade a distúrbios em diferentes escalas espaciais (modificado de FRISSELL *et al.*, 1986 por NAIMAN *et al.* 1992). \_\_\_\_\_ 8
- Figura 2. Fatores que influenciam as características das assembleias de peixes num ponto qualquer de uma bacia hidrográfica. Os números 1 e 2 indicam as relações abordadas no presente estudo. \_\_\_\_\_ 13
- Figura 3. (a) Localização geográfica da bacia do rio Maquiné (RS); (b) principais rios da bacia do rio Maquiné; (c) perfil longitudinal do rio Maquiné. Em (b), o círculo representa a cidade de Maquiné e o triângulo representa o distrito de Barra do Ouro. \_\_\_\_\_ 20
- Figura 4. Bacia do rio Maquiné (RS) e suas principais sub-bacias. O conjunto de sub-bacias denominado "Maquiné" inclui as sub-bacias situadas ao longo da calha do rio Maquiné. Os rios Lajeado e Forqueta são considerados os principais formadores do rio Maquiné. Entre parênteses são indicadas as abreviaturas eventualmente utilizadas para os nomes das sub-bacias. \_\_\_\_\_ 21
- Figura 5. Perspectiva ortográfica tridimensional da bacia do rio Maquiné (RS) e região circundante, utilizando composição colorida em falsa cor das bandas 3, 4 e 5 (Landsat TM5). PB = Planalto Basáltico, ES = Encosta da Serra, PC = Planície Costeira, RBSG = Reserva Biológica da Serra Geral, CPCNPM = Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata. Escala variável. \_\_\_\_\_ 22
- Figura 6. Distribuição potencial dos principais tipos de vegetação na bacia do rio Maquiné (RS), baseada nos limites altimétricos descritos em TEIXEIRA *et al.* (1996). Coordenadas geográficas estão no sistema de projeção UTM. \_\_\_\_\_ 42
- Figura 7. (a) Área relativa (%) dos tipos de cobertura da terra na bacia do rio Maquiné (RS) obtidos a partir de imagem Landsat TM 5 (outubro de 1995); (b) Área relativa (%) dos tipos de uso da terra classificados conforme o grau de antropização. \_\_\_\_\_ 43
- Figura 8. Área relativa (%) ocupada por classes de cobertura da terra segundo o grau de antropização (bacia do rio Maquiné, RS): (a) em cada classe de declividade; (b) em cada zona de vegetação, (c) na faixa ripária de 90 m, por faixa de vegetação. \_\_\_\_\_ 44
- Figura 9. Fluxograma simplificado do processo de obtenção dos dados sobre grau de antropização da cobertura da terra na bacia do rio Maquiné (RS). \_\_\_\_\_ 61
- Figura 10. Proporção do grau de antropização da cobertura da terra em diferentes sub-bacias do rio Maquiné (RS) conforme interpretação de imagem Landsat TM 5 (outubro de 1995). Sequência de colunas em ordem crescente de alto grau de antropização. (a) sub-bacia total; (b) faixa ripária de 90 m; (c) por zona de declividade. \_\_\_\_\_ 62
- Figura 11. Análise de Componentes Principais sobre dados de cobertura da terra (10 de outubro de 1995) de 16 sub-bacias da bacia do rio Maquiné (RS). Pontos indicam localização das sub-bacias no espaço de ordenação dos componentes principais (a) PC1 x PC2 e (b) PC1 x PC3. Os grupos de sub-bacias estão delimitados conforme resultado da análise de agrupamentos. \_\_\_\_\_ 63
- Figura 12. Representação da bacia do rio Maquiné (RS) e suas principais sub-bacias conforme a classificação final em termos de grau de antropização e vulnerabilidade da cobertura da terra. \_\_\_\_\_ 64
- Figura 13. Localização dos trechos de corredeira amostrados na rede hidrográfica da bacia do rio Maquiné (RS). A região em cinza indica porção da bacia situada em fundos de vale (altitude <250 m). Observação: o identificador 24 foi atribuído a um local de amostragem não incluído nas análises e portanto não aparece na figura. \_\_\_\_\_ 66
- Figura 14 (página seguinte). Processo de seleção dos locais de amostragem, envolvendo a seleção dos rios a serem estudados (a, b), delimitação dos segmentos de fundo de vale (c) o sorteio dos trechos amostrais dentro de cada segmento (d) e a coleta local de peixes (e). Em 14c, a letra S indica o segmento cuja representação como seqüência de pixels aparece em 14d. \_\_\_\_\_ 72
- Figura 15. Perfis longitudinais dos riachos estudados na bacia do rio Maquiné (RS). PB = Planalto Basáltico, ES = encosta da Serra Geral, FV = fundos de vale, PC = Planície Costeira. \_\_\_\_\_ 74
- Figura 16. Representação gráfica da partição da variação nos dados das espécies em relação à contribuição de dois sub-conjuntos de variáveis. A = % variação explicada por hábitat local; B = % variação explicada por hábitat em escala de bacia; C = % da variação explicada que é compartilhado por ambos sub-conjuntos; D = % da variação não explicada pelo modelo de ordenação (variação residual). Figura adaptada de LEPS & SMILAUER (1999, p. 56). \_\_\_\_\_ 86
- Figura 17. (a) Número de espécies de peixe por família e (b) número de indivíduos por família, registrados no total das amostras de corredeiras da bacia do rio Maquiné (RS), através de coletas com puçá. \_\_\_\_\_ 97



- Figura 18. Distribuição de frequência dos comprimentos totais individuais das 8 espécies de peixe mais abundantes nas amostradas com puçá realizadas nas corredeiras do rio Maquiné (RS). \_\_\_\_\_ 98
- Figura 19. Diagrama de ordenação (RDA) mostrando dispersão das unidades amostrais baseada em dados de abundância de peixes de corredeiras e suas correlações com hábitat. Os números identificadores das unidades amostrais estão identificadas individualmente conforme a Tabela 17. \_\_\_\_\_ 107
- Figura 20. Diagramas de ordenação para os dois primeiros eixos (RDA1 e RDA2) resultantes da Análise de Redundância sobre espécies peixes de corredeira da bacia do rio Maquiné (RS) e características de hábitat. (a) Relações entre unidades amostrais e espécies, (b) relações entre unidades amostrais e variáveis ambientais. \_\_\_\_\_ 110
- Figura 21. Diagramas de ordenação para o primeiro e terceiro eixo (RDA1 e RDA3) resultantes da Análise de Redundância sobre espécies peixes de corredeira da bacia do rio Maquiné (RS) e características de hábitat. (a) Relações entre unidades amostrais e espécies, (b) relações entre unidades amostrais e variáveis ambientais. \_\_\_\_\_ 111
- Figura 22. Relações entre espécies (em preto) e variáveis ambientais (em azul) nos diagramas de ordenação resultantes da Análise de Redundância (bacia do rio Maquiné, RS). (a) Eixos RDA1 e RDA2, (b) Eixos RDA1 e RDA3. \_\_\_\_\_ 112
- Figura 23. Interpretação do diagrama de ordenação da Análise de Redundância. Quadrados cheios apontam exemplos de unidades amostrais onde a CPUE está acima da média, quadrado vazado indica CPUE próxima à média e círculo cheio indica CPUE abaixo da média. \_\_\_\_\_ 113
- Figura 24. (a) Ordenação das unidades amostrais segundo os dois primeiros eixos da RDA, indicando regiões diferenciadas em termos de CPUE de indivíduos. (b) símbolos das unidades amostrais escalonados para representação da CPUE total de peixes. Cores dos símbolos representam assembléias de peixes com diferentes características, conforme a Tabela 17 (verde = *Hemipsilichthys*; violeta = *Hemipsilichthys*-*Rineloricaria*-outras; laranja = *Rineloricaria*-outras; amarelo = *Rineloricaria*). \_\_\_\_ 116
- Figura 25. Variação sazonal das características das assembléias de peixes de corredeira da bacia do rio Maquiné (RS), em cada unidade amostral. Coluna da esquerda e direita indicam, respectivamente, representação percentual e CPUE de cada espécie na amostra. \_\_\_\_\_ 122
- Figura 26. Assembléias de peixes observadas ao longo das estações do ano em cada trecho amostral na bacia do rio Maquiné (RS). Os trechos estão ordenados de cima para baixo de forma a refletir o gradiente desde dominância de *Rineloricaria aequalicuspis* até dominância por espécies de *Hemipsilichthys*. INV = inverno, PRI = primavera; VER = verão; OUT = outono. Observa-se uma clara tendência de que, em cada trecho, o mesmo tipo de assembléia ocorra ao longo de todo ano. Asteriscos indicam amostras de verão obtidas após duas semanas após as enxurradas ocorridas em fevereiro de 2000. \_\_\_\_\_ 127
- Figura 27. Hidrografia da bacia do rio Maquiné (RS) indicando locais de coleta e respectivas características das assembléias de peixes ao longo do ano. Cores das colunas representam tipos de assembléia (conforme Tabela 17) e subdivisões indicam estação do ano. \_\_\_\_\_ 128
- Figura 28. Ordenação (Análise de Redundância) das unidades amostrais com base na composição e abundância de peixes de corredeiras na bacia do rio Maquiné (RS). As cores são utilizadas para diferenciar as unidades em função do segmento de fundo de vale delimitado no perfil longitudinal, conforme item 3.1.1. A posição dos segmentos intermediários foi determinada arbitrariamente e não por sorteio (item 3.1.1). \_\_\_\_\_ 135
- Figura 29. Representação gráfica do resultado da Análise de Redundância parcial indicando o percentual da variação das características das assembléias de peixe explicada por características de hábitat. Bacia do rio Maquiné (RS). \_\_\_\_\_ 136
- Figura 30. Representação gráfica do resultado da Análise de Redundância parcial indicando o percentual da variação das espécies de peixe explicada por características de hábitat. Bacia do rio Maquiné (RS). \_\_\_\_\_ 136
- Figura 31. Representação gráfica do resultado da Análise de Redundância parcial indicando o percentual da variação das características das assembléias de peixes que é explicada por características de posição espacial e fisiografia da sub-bacia independentemente das características de hábitat local. Bacia do rio Maquiné (RS). \_\_\_\_\_ 137
- Figura 32. Diagrama de ordenação resultante da Análise de Redundância, discriminando unidades amostrais conforme características principais das assembléias de peixes (Tabela 17) e grau de antropização da bacia. \_\_\_\_\_ 140
- Figura 33. Diagramas de ordenação resultante da Análise de Redundância, discriminando unidades amostrais conforme características principais das assembléias de peixe e grau de antropização da bacia. Os diagramas representam subconjuntos de unidades amostrais da Figura 32, sendo que cada subconjunto representa um tipo de assembléia (Tabela 17). \_\_\_\_\_ 141

Figura 34. Relação hipotética entre as amplitudes histórica e atual do grau de alteração da paisagem terrestre na bacia do rio Maquiné (RS). A = amplitude atual; H = amplitude histórica. Pontos representam sub-bacias. A alteração da cobertura vegetal foi ascendente até a segunda metade do século XX, quando a diminuição da atividade agrícola na região propiciou o início de um processo de recuperação da cobertura vegetal da região. A perda de vegetação natural chegou a cerca de 70% no passado (H = 70%, tomando período pré-colonização européia como 0%). Hoje, a proporção de área altamente antropizada varia entre 20% e 60% dependendo da sub-bacia (A = 40%). \_\_\_\_\_ 165

Figura 35. Representação hipotética da relação entre atributos de assembléia de peixes e antropização de bacias hidrográficas, documentada por diversos estudos. A = amplitude de variação conforme condições atuais de degradação de diversas sub-bacias do rio Maquiné. H = Amplitude de variação do grau de antropização histórico da bacia. A ausência de relação entre características das assembléias de peixe e grau de degradação atual das sub-bacias seria causada pelo efeito predominante da degradação histórica em relação à pequena amplitude do gradiente atual e por um tempo de recuperação maior para peixes do que para cobertura vegetal da bacia. (Figura adaptada de JACKSON *et al.*, 2001). \_\_\_\_\_ 166

## Lista de tabelas

- Tabela 1. Limites altimétricos utilizados para definir a distribuição espacial dos tipos de formação florestal na bacia do rio Maquiné (RS). FOM = Floresta Ombrófila Mista; FOD = Floresta Ombrófila Densa. \_\_\_\_\_ 39
- Tabela 2. Áreas estimadas (km<sup>2</sup>) para diferentes tipos de cobertura da terra na bacia do rio Maquiné, RS (16 de outubro de 1995). Os resultados são mostrados separadamente por zonas de declividade (%), por zonas de vegetação e para uma faixa ripária de 90 m de largura. MatCap = formações florestais em estágios sucessionais intermediários; Mata = formações florestais em estágios sucessionais avançados; Agr = agricultura; Capoeira = capoeira; FI = Floresta \_\_\_\_\_ 40
- Tabela 3. Áreas estimadas (km<sup>2</sup>) para diferentes tipos de cobertura da terra reclassificados conforme o grau de antropização que representam (bacia do rio Maquiné, RS). Os resultados são mostrados separadamente por zonas de declividade (%), por zonas de vegetação e para uma faixa ripária de 90 m de largura. Alto grau de antropização = agricultura, solo descoberto, capoeira e campos situados a menos de 800 m de altitude.; grau intermediário de antropização = formações florestais em estágios sucessionais intermediários; baixo grau de antropização = formações florestais em estágios sucessionais avançados; outros = sombra, água e campos situados acima de 800 m de altitude. \_\_\_\_\_ 41
- Tabela 4. Graus de antropização da cobertura da terra conforme a declividade do terreno. Assume-se que em declividades altas o efeito negativo da degradação da cobertura vegetal é maior. Cada classe na primeira coluna representa as categorias que constam na terceira e quarta coluna. \_\_\_\_\_ 58
- Tabela 5. Área total (km<sup>2</sup>) e relativa (%) coberta pelas diferentes classes de uso da terra nas principais sub-bacias do rio Maquiné (RS) conforme interpretação de imagem LANDSAT TM 5 (16 de outubro de 1995). Identificador (id) das sub-bacias corresponde à aos números na Figura 1. Abreviaturas: agr = agricultura; cam<800 = campos abaixo de 800 m; cam>800m = campos acima de 800m; cap = capoeira; mata = mata; matcap = mata/capoeira; solo = solo exposto; symb = sombra. Valores de Lajeado (global) e Forqueta (global) representam somatório global da área das classes de uso na superfície destas sub-bacias (Lajeado global = Lajeado + Pavão + Escang; Forqueta global = ForqAl + Forqcalha+Ligeiro+Encant+Gasev +Galeo). \_\_\_\_\_ 59
- Tabela 6. Contribuição (%) e coeficientes de correlação dos descritores nos 3 primeiros eixos (PC1, PC2 e PC3) resultantes da Análise de Componentes Principais, realizada sobre dados de cobertura da terra (outubro de 1995) de 16 sub-bacias da bacia do rio Maquiné, RS. Valores em negrito indicam principais descritores utilizados na interpretação da ordenação. Para abreviaturas, ver texto. \_\_\_\_\_ 60
- Tabela 7. Variáveis de hábitat local tomadas no momento da coleta de peixes em corredeiras na bacia do rio Maquiné (RS). \_\_\_\_\_ 79
- Tabela 8. Variáveis fisiográficas (FSG) e de posição espacial (PE) utilizadas para análise de relações com assembleias de peixes de corredeira na bacia do rio Maquiné (RS). \_\_\_\_\_ 82
- Tabela 9. Características gerais das riachos e trechos amostrais onde foram realizadas amostragens de peixes na bacia do rio Maquiné (RS). \_\_\_\_\_ 88
- Tabela 10. Resumo das principais características descritivas dos riachos estudados na bacia do rio Maquiné (RS) (inverno de 1999 a outono de 2000). Valores calculados para o conjunto dos trechos amostrais de cada época do ano. Abreviaturas: s = desvio padrão; cv = coeficiente de variação percentual. \_\_\_\_\_ 89
- Tabela 11. Espécies de peixe registradas na bacia do rio Maquiné (RS). A distribuição indica se as espécies foram registradas no Planalto Basáltico (PB), Encosta da Serra (ES), fundos de vale (FV) ou no trecho do rio Maquiné que percorre a Planície Costeira (PC). \_\_\_\_\_ 94
- Tabela 12. Espécies de peixes registradas para corredeiras da bacia do rio Maquiné (RS) através das capturas quantitativas com puçá. As espécies estão listadas em ordem decrescente de número de indivíduos capturados (N). S = Siluriformes, Ch = Characiformes, Cy = Cyprinodontiformes, P = Perciformes. \_\_\_\_\_ 96
- Tabela 13. Variáveis de hábitat incluídas na Análise de Redundância, após o processo de seleção *forward*. \_\_\_\_\_ 103
- Tabela 14. Análise de redundância (RDA) para assembleia de peixes de riachos da bacia do rio Maquiné (RS). Os eixos canônicos são significativos de acordo com o teste de permutação de Monte Carlo (F = 3,381, P = 0,001, 999 permutações) e o total da variação explicada foi 41,4%. \_\_\_\_\_ 104
- Tabela 15. Correlações intraset das variáveis de hábitat nos primeiros eixos da análise de redundância (RDA). Apenas variáveis com coeficientes de correlação > 0.3 foram consideradas na interpretação dos resultados. A porção inferior da Tabela indica os escores ajustados das espécies em cada eixo. \_\_\_\_\_ 104
- Tabela 16. Números identificadores das unidades amostrais (trechos de corredeira) na bacia do rio Maquiné (RS), com informações sobre o riacho em que estão localizadas e a época de coleta. \_\_\_\_\_ 108
- Tabela 17. Tipos gerais de assembleia de peixes associados ao substrato em corredeiras da bacia do rio Maquiné (RS), conforme interpretação da ordenação resultante da Análise de Redundância. \_\_\_\_\_ 118

## RESUMO

São analisadas as relações entre peixes de corredeiras, hábitat local, fisiografia da bacia e posição espacial. Os resultados foram discutidos diante dos contextos atual e histórico de conservação da bacia do rio Maquiné (RS), determinado com base em análise de imagens do satélite Landsat TM 5. Foram realizadas amostras qualitativas e quantitativas de peixes, sendo as quantitativas realizadas em 24 trechos de corredeiras, entre agosto/1999 e junho/2000. A bacia apresenta 72 espécies de peixe. Apenas 3 ocorrem nas cabeceiras, 1 na encosta, e sua distribuição não se sobrepõe com as 68 restantes, distribuídas dos fundos de vale até a foz. Vinte espécies ocorrem exclusivamente nos fundos de vale. Destas, 8 foram alvo das análises de relação com hábitat e características de bacia. Podem ser descritos quatro tipos de assembléia, relativamente persistentes e estáveis ao longo do ano: a) dominadas por *Hemipsilichthys* sp. e/ou *H. nudulus*; b) com abundância elevada *Hemipsilichthys* spp, mas também de algumas outras espécies, c) com mediana abundância total de indivíduos, principalmente *R. aequalicuspis*, *E. bilineatus* e *C. pterostictum*; d) com baixa abundância total de indivíduos, dominadas por *R. aequalicuspis*. Embora características de hábitat local tenham contribuído para a explicação dos padrões de variação, observou-se que os padrões refletem o controle primário de processos de bacia sobre hábitat local e assembléias de peixes. A influência da fisiografia se dá independentemente da posição espacial do riacho na bacia, estando as variações das assembléias associadas ao eixo longitudinal da bacia do rio Maquiné e também das sub-bacias, dependendo do tamanho do riacho. Não foi observada influência do grau de antropização atual das sub-bacias sobre as assembléias de peixes, e levanta-se hipóteses para explicar esse fato. O atual processo de recuperação da vegetação, número relativamente alto de espécies e a importância biogeográfica indicam que a bacia do rio Maquiné deve ser alvo de medidas de conservação e recuperação, além de investigações sobre como ecossistemas lóticos respondem à recuperação da vegetação da bacia.

## ABSTRACT

The relationship between fish, local habitat, catchment characteristics spatial position in riffles of the Maquiné river basin (RS, Brazil) was studied. Results were discussed considering present and historical states of conservation of the basin, which was determined from Landsat TM5 images. Fish data were obtained from qualitative sampling and quantitative sampling. The later involved standardized kick-sampling in 24 riffles. Sampling occurred seasonally from August 1999 to June 2000. A total of 72 fish species occur at the Maquiné river basin. Only 3 species occur at the headwaters, 1 at the slope of the Serra Geral and 68 from valley bottoms to the river mouth. Among the later, 20 occur exclusively in valley bottom stream sections and not in Coastal Plain habitats. From these, 8 benthic riffle species were investigated for relations with habitat and catchment characteristics. The spatial pattern of assemblage variation allowed the description of four assemblage types: a) assemblages dominated by *Hemipsilichthys* spp; b) with high relative abundance of *Hemipsilichthys* spp, but other species being also abundant, c) with intermediary total abundance, dominated by *R. aequalicuspis*, *E. bilineatus* and *C. pterostictum*; d) with low total abundance, dominated by *R. aequalicuspis*. Assemblages were seasonally persistent and proportional abundance was stable. Although local habitat characteristics have significantly contributed to explain variation in the data, the observed patterns reflected the control of catchment characteristics over local habitat and fish assemblages. Although spatial position was important both at the individual stream and basin scales, assemblage characteristics were also related to catchment area. The state of conservation at the catchment scale did not present evident relationships with fish assemblage characteristics and some hypothesis explaining this finding are discussed. The present process of vegetation recovery, the relatively high number of species and the biogeographic situation of the Maquiné basin indicate that it should be contemplated in conservation programs. The region is promising for investigating how lotic ecosystems respond to landscape recovery in their catchments.

## **ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO**

A apresentação do trabalho foi estruturada em 4 partes.

A Parte 1 inclui uma introdução teórica e revisão sobre os conhecimentos pré-existentes a respeito da distribuição e abundância de peixes, sua relação com hábitat e a influência das características em escala de bacia. São definidos os objetivos do trabalho e posteriormente apresentada uma descrição da área de estudo.

A Parte 2 trata da caracterização fisiográfica e estado de conservação da bacia do rio Maquiné e de suas principais sub-bacias com utilização de um Sistema de Informação Geográfica. Os resultados são apresentados na forma de dois artigos científicos, motivo pelo qual certas informações do texto são similares às contidas na Parte 1. As figuras foram deslocadas para situarem-se junto à primeira citação no corpo do trabalho e as referências bibliográficas foram transferidas para um único item juntamente com as demais referências do trabalho.

A Parte 3 trata das relações entre peixes e características de hábitat, fisiografia de bacia e posição espacial. Inclui a descrição da metodologia de seleção dos locais de amostragem, de coleta e análise de dados, os resultados e discussão.

Na Parte 4 são apresentadas as conclusões, perspectivas e referências bibliográficas.

## **PARTE 1**

### **Introdução e Área de Estudo**

## **1.1 Introdução**

### **1.1.1 Relações peixe-hábitat no contexto da ecologia de riachos**

A presença e abundância de peixes em assembléias locais é influenciada por numerosos fatores bióticos e abióticos que funcionam e interagem em escalas espaciais e temporais diversas (MATTHEWS, 1998). Em sistemas lóticos, os fatores abióticos são considerados particularmente importantes pois as características físicas do hábitat influenciam a composição, distribuição e abundância da biota e podem modelar para a organização e dinâmica ecológica dos riachos (MINSHALL, 1988; RESH *et al.*, 1988; POFF & WARD, 1989; TOWNSEND & HILDREW, 1994; RICHARDS *et al.*, 1996). Entretanto interações biológicas são também importantes em certos sistemas ou situações (GILLIAM *et al.*, 1993; JACKSON *et al.*, 2001), sendo progressivamente mais importantes à medida e que o tempo entre perturbações abióticas aumenta (STANFORD *et al.*, 1996).

Características de geomorfologia, clima, regime de distúrbios naturais e a dinâmica do corredor ripário têm reflexos sobre características dos sistemas lóticos, porém estas refletem também a interação entre fatores biológicos e físicos na bacia hidrográfica (JOHNSON & GAGE, 1997; NAIMAN *et al.*, 2000). Em regiões temperadas, um exemplo destes mecanismos é o aporte e deposição de grandes fragmentos de matéria vegetal nos rios correlacionados com o estabelecimento de vegetação florestal (NAIMAN *et al.*, 2000). Tais fragmentos (galhos, troncos, etc.) funcionam como estruturas físicas de hábitat para peixes e outros organismos e mesmo como componente dos processos de transformação de materiais e fluxo de energia em riachos (NAIMAN *et al.*, 1992; RALPH *et al.*, 1994), sendo que, em riachos tropicais, seu papel como hábitat para peixes foi especificamente observado em alguns estudos (KIROVSKI, 2000; SABINO & ZUANON, 1998).

A importância relativa da influência de fatores biológicos ou físicos sobre as comunidades biológicas é um tema debatido em ecologia (STRONG *et al.*, 1984; JACKSON *et al.*, 2001). Entretanto, autores como QUINN & DUNHAM (1983) e BORCARD *et al.* (1992) propõem que a investigação de fenômenos biológicos deve tratar hipóteses causais



alternativas de forma não mutuamente exclusiva, ou seja, no sentido de que podem haver contribuições relativas importantes de cada uma delas. Tais contribuições podem variar conforme a escala de observação, no espaço e no tempo. MATTHEWS (1998) recomenda que estudos sobre os fatores que controlam as características das assembléias de peixes de riachos sejam feitos mediante o pressuposto de que não há um único fator controlador primário e que a contribuição dos vários fatores ocorre em múltiplas escalas, conforme uma hierarquia espaço-temporal.

Segundo ALLAN & JOHNSON (1997), a utilização de uma concepção espacial de sistemas lóticos sugere uma organização hierárquica que foi claramente expressa por autores como FRISSEL *et al.* (1986) em seu sistema hábitat-trecho-segmen-to-sub-bacia-bacia hidrográfica, ou STRAHLER (1964, *apud* ALLAN & JOHNSON, 1997) em sua classificação hierárquica de ordens de riacho. Modelos hierárquicos são utilizados para entender a estrutura de ecossistemas para que se possa explicar padrões e processos simultaneamente. Cada nível hierárquico possui uma escala característica e a existência de uma organização hierárquica significa que os fatores de escala mais ampla influenciam e impõem limites aos padrões em escalas menores (O'NEILL *et al.*, 1986; PICKET *et al.*, 1989; WU & LEVIN, 1994). Um exemplo deste caso é a erosão excessiva das margens, que pode ser conseqüência de um fator local, como pisoteio pelo gado, de um fator em escala de segmento do rio, como as modificações do canal à montante que alteram o padrão meândrico do rio, ou em escala de bacia, como as alterações hidrológicas causadas por modificação da cobertura natural da bacia (IMHOF *et al.*, 1996). Estudos sobre química da água mostram que determinados parâmetros tendem a ser relacionados ao uso da terra na bacia e na zona ripária: fósforo total e sólidos suspensos seriam mais controlados pela zona ripária, enquanto amônia e sólidos totais dissolvidos seriam mais influenciados pelo uso da terra na bacia.

As classificações para sistemas lóticos geradas com base em uma visão hierárquica (LOTSPEICH & PLATTS, 1982; FRISSEL *et al.*, 1986; HAWKINS *et al.*, 1993; BRYCE & CLARKE, 1996; IMHOF *et al.*, 1996) revelam que riachos são sistemas heterogêneos em

diversos níveis. Estas hierarquias indicam que as escalas espaciais relacionadas aos ecossistemas lóticos variam desde extensões inferiores a  $10^{-1}$  m (i.e., centímetros) até  $10^6$  m (milhares de km), abrangendo desde o que se poderia chamar de micro-habitat até regiões biogeográficas.

Em escala regional, a bacia terrestre, definida pela extensão e distribuição de características geológicas (geologia superficial, topografia), pode influenciar a hidrologia e as entradas de sedimento e substâncias químicas nos riachos e a morfologia de canal (HUGHES *et al.*, 1994). Em escalas menos amplas, o uso da terra, através da interação com os habitats locais, pode exercer influências significativas sobre as assembléias de macroinvertebrados e peixes (BERKMAN *et al.*, 1986; HANCHET, 1990; MENEZES *et al.*, 1990; ALLAN *et al.*, 1997; TOWNSEND *et al.*, 1997). A cobertura vegetal, determinada em parte por fatores geomorfológicos, é moderadora da quantidade de água e de materiais orgânicos que os riachos recebem.

Separar os impactos do uso da terra do efeito de outras características em escala de bacia é uma tarefa complexa. As características físicas dos riachos são influenciadas por diversas características da paisagem, muitas das quais são correlacionadas entre si e com a posição espacial na rede de drenagem (NAIMAN *et al.*, 2000). Embora a importância da escala de bacia hidrográfica não tenha sido ignorada como importante para a compreensão da ecologia de rios (HYNES, 1975; ALLAN, 1995; ALLAN & JOHNSON, 1997), a pesquisa e manejo eram até recentemente realizados apenas em escalas espaciais e temporais restritas, em parte, porque os métodos e instrumentos para operar em escalas maiores não estavam bem desenvolvidos ou amplamente acessíveis (JOHNSON & GAGE, 1997).

É importante também considerar que riachos são sistemas de quatro dimensões (WARD, 1989), sendo três espaciais (longitudinal, lateral e vertical) e uma temporal. A dimensão longitudinal é bastante estudada em riachos (SHELDON, 1968; HUGHES & GAMMON, 1987; GELWICK, 1990; CORTES, 1992; BRANCO & NECCHI Jr., 1997; MAZZONI & LOBÓN-CERVIÁ, 2000), sendo o eixo básico das discussões referentes ao conceito de rio contínuo (VANNOTE *et al.*, 1980; MINSHALL *et al.*, 1983; BAPTISTA *et al.*,

1998). A dimensão lateral é um componente evidente de sistemas lóticos com planície de inundação (AGOSTINHO & ZALEWSKI, 1995; BÉNECH & PEÑAZ, 1995; WARD *et al.*, 1999; BARRELA *et al.*, 2000), mas tem sido menos explorada em outros tipos de sistema onde as zonas parafluvial e ripária são subsistemas mais característicos (FISHER *et al.*, 1998; BARRELA *et al.*, 2000). A dimensão vertical é estendida para zona hiporréica abaixo do canal e ao gradiente de substrato e solo saturados de água nas zonas ripária e parafluvial (WARD & WIENS, 2001).

A análise de sistemas ecológicos em mais de uma escala implica em um aumento de complexidade que pode levar a interpretações contraditórias (ALLAN & JOHNSON, 1997). Segundo ALLAN & JOHNSON (1997), em escalas espaciais amplas as comunidades parecem previsíveis e governadas por padrões hidrológicos e geológicos de larga escala. Por outro lado, estudos realizados com ênfase na escala local tendem a revelar alta variabilidade e destacam a importância de fatores biológicos e físicos nesta escala. Por exemplo, WILEY *et al.* (1997) verificaram que a partir de variáveis físicas em escala de bacia (geologia, temperatura e regime de vazão) extraídas de mapas, é possível estabelecer modelos adequados para prever a densidade de salmoniformes em riachos. Entretanto os estudos de campo em escala local, nos mesmos riachos, indicaram que as características da assembléia de peixes em um trecho de riacho específico são fortemente determinadas por características locais de hábitat e por interações bióticas, as quais sofrem grandes variações interanuais e mesmo sazonais. BAXTER & HAUER (2000) conseguiram estabelecer relações entre hábitat e local de desova de trutas em diversas escalas espaciais. Assim, na comparação entre riachos, a abundância de desovas aumenta com a área de segmentos de rio em vales aluviais confinados por discontinuidades geomorfológicas. Entre todos os tipos de segmento de um mesmo rio, a abundância de desovas era também maior nestes segmentos confinados, os quais apresentam complexos processos de troca vertical com água subterrânea, via zona hiporréica. Ou seja, a desova ocorre geralmente em segmentos de rio onde ocorre entrada de água subterrânea para o canal (fluxo de baixo para cima). Porém, dentro deste tipo de segmento de rio, as desovas

são encontradas justamente nos locais onde o fluxo de troca predominante é do canal para a zona hiporréica (de cima para baixo). Conforme a escala de observação, muda a relação entre local de desova e sentido das trocas verticais rio-zona hiporréica-água subterrânea.

A noção de hábitat como molde para padrões biológicos, referida anteriormente, induz a uma visão estática dos padrões espaciais. Entretanto, a heterogeneidade temporal e os distúrbios naturais (particularmente os relacionados à vazão) são elementos fundamentais de sistemas lóticos e influenciam a detecção de padrões espaciais e de relações entre organismos e hábitat. Além disso, sabe-se que as relações espécie-hábitat nem sempre são claras, particularmente para organismos dinâmicos, não-sésseis, como peixes, e que as variações temporais nas condições de hábitat e na ocorrência de perturbações naturais e antropogênicas podem causar alterações significativas na estrutura das populações e comunidades (ver FAUSCH *et al.*, 1990; MINNS *et al.*, 1996). Assim, o aspecto importante da dimensão temporal é que muitos padrões espaciais característicos de comunidades biológicas de riacho estão intimamente associados a padrões espaciais de variabilidade temporal do hábitat. POFF & WARD (1989) efetuaram uma classificação para rios norte-americanos com base em padrões de vazão e identificaram 9 tipos de rio. Num primeiro nível da classificação, discriminaram entre rios intermitentes e perenes. Num segundo nível discriminaram os rios perenes em 6 tipos com base na frequência e previsibilidade de cheias e na previsibilidade do nível de vazão. De acordo com o tipo de rio em questão, encontraram diferentes influências de fatores bióticos ou abióticos sobre as comunidades.

Apesar de as escalas espaciais e temporais serem inter-relacionadas e de muitas relações organismo-hábitat estarem associadas diretamente à heterogeneidade espacial de padrões temporais (particularmente em termos de regime de vazão), por questões operacionais e metodológicas freqüentemente é preciso dissociar tempo e espaço nos estudos científicos. A detecção de padrões espaciais e de relações entre biota e características de hábitat dependem das escalas de análise espacial e temporal, das variáveis utilizadas como indicadoras ("variáveis resposta") e também do momento de coleta

de dados em relação à ocorrência de distúrbios (MINNS *et al.*, 1996; RINCÓN, 1999; JACKSON *et al.*, 2001). Isto pode ser depreendido a partir das concepções hierárquicas de sistemas lóticos (FRISSELL *et al.*, 1986) onde se observa que a relação entre as escalas espacial e temporal pode ser expressa pelo período de persistência das condições ambientais e das características das comunidades (**Figura 1a**). Segundo estas classificações, quanto maior a escala espacial, maior o período de persistência das características ambientais, ou alternativamente, quanto menor a escala espacial, maior a variabilidade temporal das características ambientais. Segundo NAIMAN *et al.* (2000), a interação das escalas tem relação também com sensibilidade a perturbações e com o tempo de recuperação (**Figura 1b**).

Com base nos aspectos destacados acima, ao realizar-se estudos de relações entre peixes de riacho e seus habitats pode-se investigar mais claramente quais as variáveis ambientais e quais escalas espaciais e temporais são mais relevantes, sem desconsiderar a complexidade ecológica dos sistemas lóticos. Ainda que não se possa contemplar concomitantemente várias escalas espaço-temporais devido a limitações operacionais, estruturais e metodológicas, estes estudos podem propiciar o estabelecimento de cenários para comparação com padrões observados em diferentes tipos de riachos, organismos, habitats e regiões geográficas. A otimização do delineamento amostral baseada na estratificação da variação espacial talvez seja um dos principais benefícios práticos de uma classificação hierárquica dos sistemas lóticos, pois quanto maior a proporção da variação por ela explicada, maior a sua utilidade (HUGHES *et al.*, 1994) e menores os custos e incertezas nas amostragens.

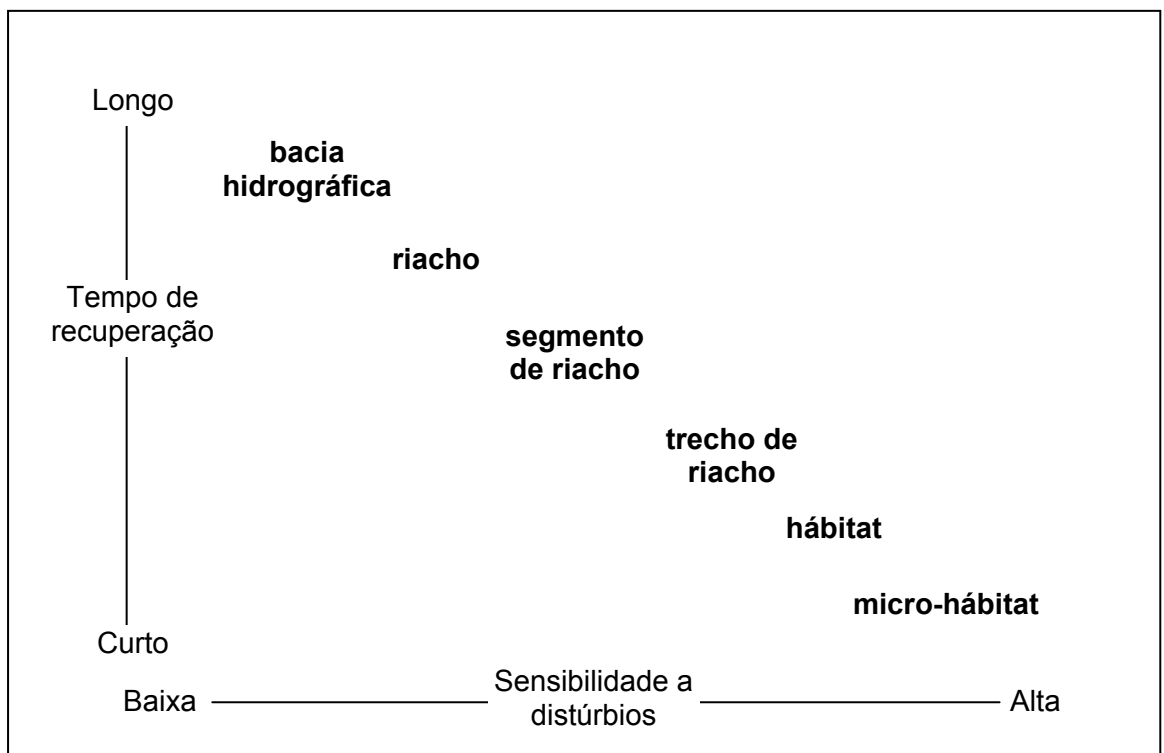
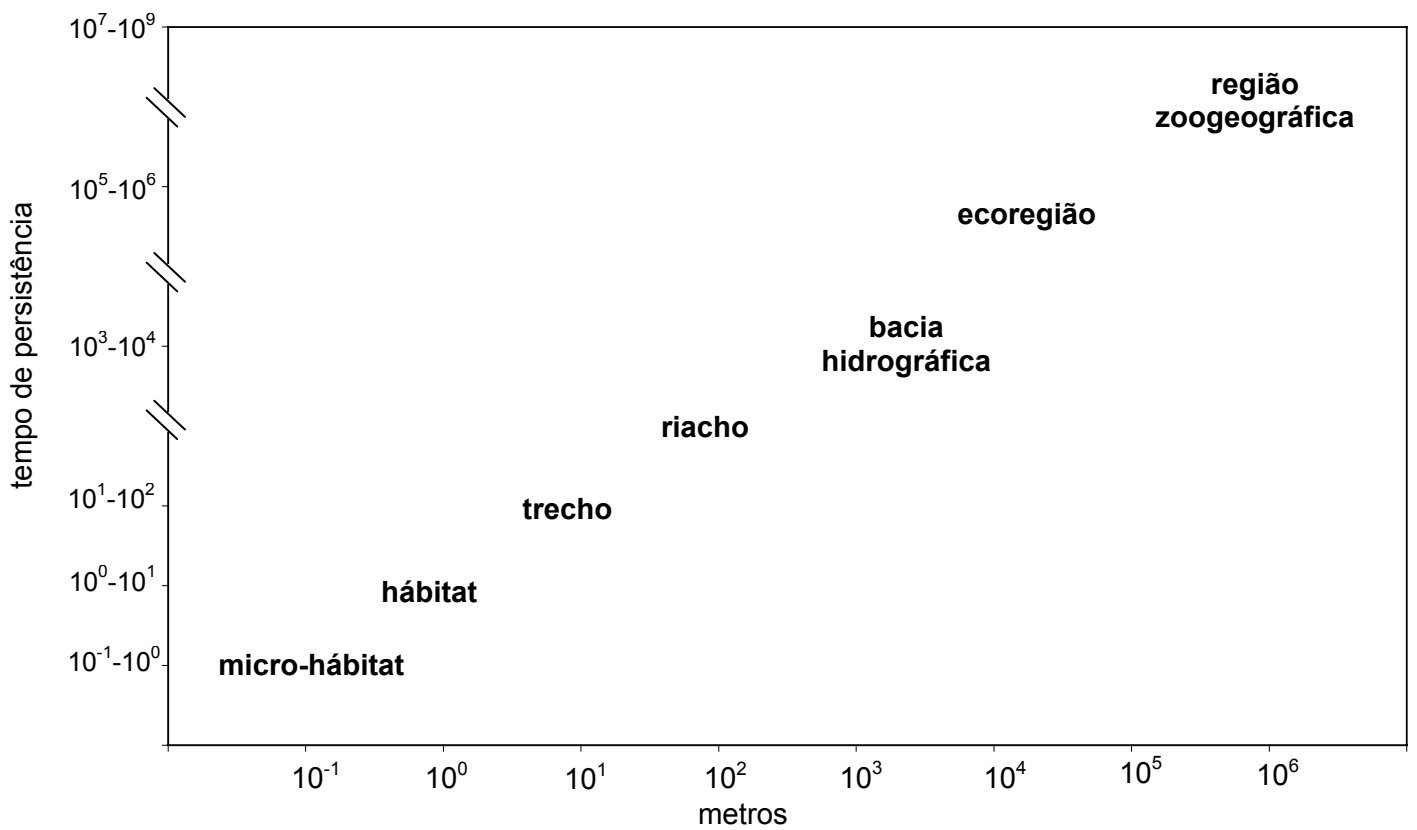


Figura 1. (a) Período de persistência e escala espacial das unidades ambientais em sistemas lóticos (segundo FRISSELL *et al.*, 1986; extraída de BAYLEY & LI, 1992), (b) relação entre tempo de recuperação e sensibilidade a distúrbios em diferentes escalas espaciais (modificado de FRISSELL *et al.*, 1986 por NAIMAN *et al.* 1992).

### 1.1.2 Fatores de hábitat e características de assembléias de peixe

Peixes são organismos muito móveis e utilizam diversos elementos do hábitat para suas atividades diárias (deslocamentos em escala local para alimentação, descanso, refúgio) (UIEDA, 1984; SABINO & CASTRO, 1998; SABINO & ZUANON, 1998). Muitas espécies possuem diferentes requisitos de hábitat conforme a etapa de desenvolvimento (por exemplo *Ancistrus*, POWER, 1984) ou do ciclo de vida (pequenos deslocamentos para reprodução em habitats específicos).

As relações entre peixes e hábitat foram bastante estudadas em riachos de regiões temperadas. Segundo RINCÓN (1999), quatro características de hábitat local ou micro-hábitat são geralmente reconhecidas como as mais relevantes para peixes: profundidade e velocidade da água, composição do substrato do leito e cobertura. Porém, atributos de hábitat fora do canal também são importantes, mesmo que indiretamente, como as características da vegetação ripária (PENCZAK, 1995; RABENI & SMALE, 1995; HETRICK *et al.*, 1998; AFONSO *et al.*, 2000; BARRELA *et al.*, 2000). Unidades geomorfológicas fluviais, como remansos e corredeiras, possuem características relativamente homogêneas em uma escala espacial um pouco mais ampla. São geralmente consideradas como hábitat local ou meso-hábitat, embora também sejam tratadas como macro-hábitat dependendo da perspectiva dos trabalhos (OMBREDANE *et al.*, 1995; AREND, 1999; RINCÓN, 1999).

Segundo BORCARD *et al.* (1992), a compreensão das variações nas comunidades naturais coloca-se claramente como um problema de análise da contribuição relativa de diferentes fatores, cuja interação freqüentemente resulta em um efeito sobreposto no espaço. Como mencionado anteriormente, entre os aspectos a serem compreendidos em sistemas lóticos estão as influências relativas das características em escala de bacia e da paisagem e das características de hábitat em menor escala sobre os padrões de distribuição e abundância dos organismos (JOHNSON & GAGE, 1997; RICHARDS *et al.*, 1996). Variáveis que operam em escalas espaciais amplas podem ser mais importantes que variáveis de escala local em termos de influência ou controle do hábitat e da biota de riachos

(DAVIES *et al.*, 2000), conforme foi constatado em alguns estudos (RICHARDS *et al.*, 1996; RICHARDS *et al.*, 1997, ROTH *et al.*, 1996; MARCHANT *et al.*, 1997; JEFFERS, 1998). Entre estas variáveis estão a área da bacia (DAVIES *et al.*, 2000), o uso da terra (BERKMAN *et al.*, 1986; HANCHET, 1990) e geologia (VONDRACEK *et al.*, 2001).

Em riachos neotropicais existem poucos estudos investigando relações quantitativas entre peixes e hábitat local, porém diversas informações importantes foram obtidas em estudos de observação sub-aquática. As características de hábitat consideradas importantes nos estudos existentes são similares às aquelas de ecossistemas temperados: exposição ao sol, velocidade de água, profundidade tipo de substrato e estruturas físicas como grandes rochas, troncos e macrófitas aquáticas e vegetação marginal (UIEDA, 1984; ANGERMEIER & KARR; POWER, 1984; CARAMASCHI, 1986; SABINO & CASTRO, 1990; SABINO & ZUANON, 1998; PENCZAK *et al.*, 1994; BARRETO & UIEDA, 1998; CASATTI & CASTRO, 1998; MÉRIGOUX *et al.*, 1998; BUCK & SAZIMA, 1995; BARRELA *et al.*, 2000).

No Brasil, o crescente interesse sobre ecologia de peixes de riachos (CARAMASCHI, 1999) vem resultando num significativo aumento no número de trabalhos publicados sobre assembleias em ambientes lóticos (entre outros, BURNHEIM, 1999; BIZERRIL; 1999; BURNHEIM, 2000; ABES & AGOSTINHO, 2001; ESTEVES & LOBÓN-CERVIÁ, 2001; MAZZONI & LOBÓN-CERVIÁ, 2000; PETRY & SCHULZ, 2001; ver CARAMASCHI *et al.*, 1999, para publicações de anos anteriores). Trabalhos que abordam a relação entre ictiofauna e hábitat ou posição espacial em escalas espaciais mais amplas que a local (e menos amplas que a biogeográfica) foram realizados praticamente a partir da década de 90. Após o trabalho de CARAMASCHI (1986) e GARUTTI (1988), outros estudos foram realizados por HAASE & SCHÄFER, 1992; BARRELA *et al.*, 1994; MOULTON & PARSLOW, 1994; PENCZAK *et al.*, 1994; BIZERRIL, 1995; PERES-NETO *et al.*, 1995; ARANHA & CARAMASCHI, 1997; BARRETO & UIEDA, 1998; MAZZONI, 1998; BURNHEIM, 1999; MALTCHIK, 1999; UIEDA & BARRETO, 1999; MAZZONI & LOBÓN-CERVIÁ, 2000; ABES & AGOSTINHO, 2001), porém são ainda pouco numerosos diante da diversidade de sistemas lóticos e de ictiofauna existentes no país. Nestes trabalhos, normalmente foram



analisadas as características de hábitat da escala local (p. ex.; profundidade, velocidade de corrente, física e química da água) e sua variabilidade entre riachos, ou no gradiente longitudinal, em relação às características das assembléias, sendo que características em escala de bacia (p. ex., uso da terra e área de drenagem) foram consideradas apenas indiretamente. A importância das características fisiográficas sobre padrões de distribuição espacial da ictiofauna e de suas relações com hábitat foi abordada comparativamente apenas por CARAMASCHI (1986), que associou diferenças de topografia entre bacias aos contrastes existentes na distribuição longitudinal das espécies, e PENCZAK et al. (1994), que consideraram que as diferenças nas assembléias de peixes observadas entre dois riachos adjacentes na bacia do Paraná podem estar associadas ‘as diferenças de uso da terra entre suas bacias.

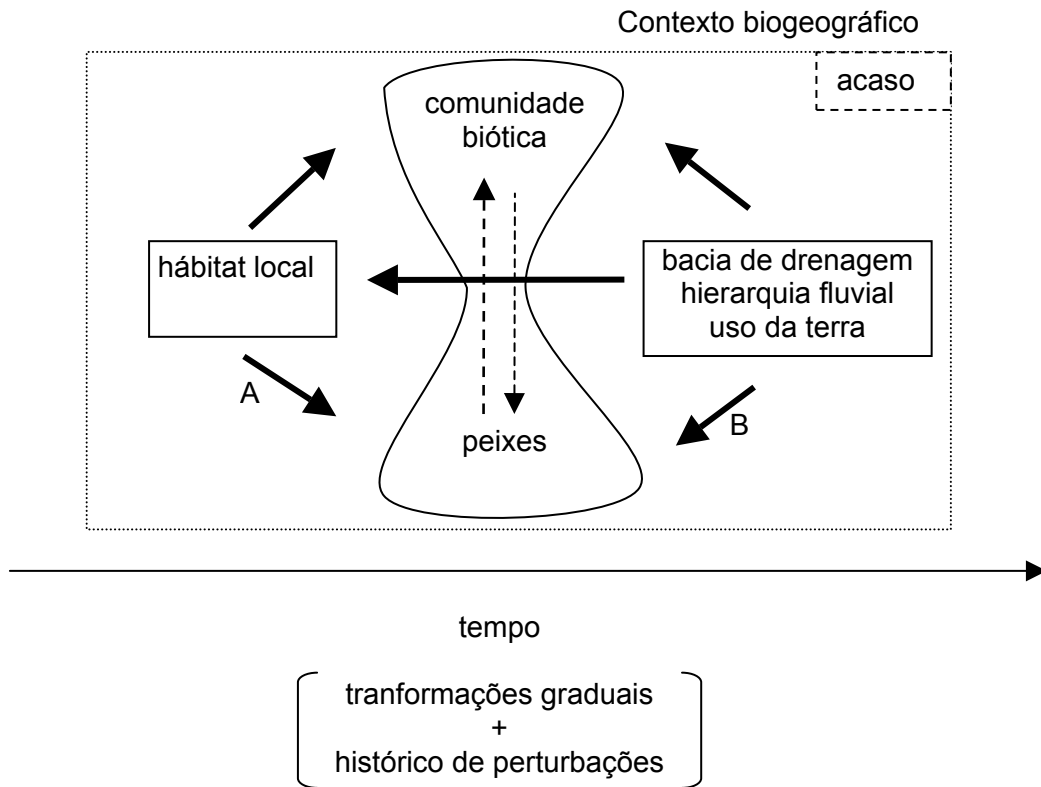
### **1.1.3 Objetivos do trabalho**

A **Figura 2** apresenta uma síntese dos fatores discutidos anteriormente e que influenciam a comunidade de peixes existente localmente num trecho de riacho. Dentro dos limites impostos pelo contexto biogeográfico e ecorregional, as características da assembléia serão influenciadas pelos atributos físicos e químicos de hábitat local, pelas interações intra e inter-específicas e pelas características da bacia. Estas, influenciam não só a assembléia de peixes, mas também o restante da biota e, principalmente, as características locais de hábitat. Mesmo reconhecendo a existência de fatores estocásticos, pode-se afirmar que estas relações variam espacialmente, sendo que, em escala de bacia, um dos eixos fundamentais desta variação é o gradiente longitudinal. As características da biota em um local qualquer da bacia serão tão mais previsíveis quanto mais forte for sua relação com as características de hábitat e quanto mais forte for a relação de ambas com um componente espacial subjacente. Porém, as características de hábitat e de biota são dinâmicas e se alteram ao longo do tempo, tanto em função de processos graduais quanto de processos que podem ser considerados como distúrbios, alterando o estados estruturais ou tendências de processos. Conseqüentemente, as relações existentes entre organismos e

hábitat e sua variação espacial são produto não só das condições atuais do sistema, mas também do seu histórico de perturbações.

O presente estudo enfoca as relações entre peixes e três categorias de variáveis (hábitat local, fisiografia da bacia e posição espacial (descritas pelas setas A e B da **Figura 2**). São também consideradas as influências relativas destas categorias entre si. Os resultados são discutidos em função do contexto atual e histórico de conservação da paisagem terrestre da bacia. Especificamente, os objetivos foram:

- Descrever as características fisiográficas e estado de conservação atual da bacia do rio Maquiné, e reconstituir indiretamente seu histórico de perturbação antropogênica.
- Comparar e ordenar as suas principais sub-bacias segundo um gradiente de antropização com base nas características atuais de uso e cobertura da terra.
- Descrever as características atuais de assembléias peixes de corredeiras na bacia do rio Maquiné e analisar seus padrões sazonais e espaciais de variação.
- Descrever as relações destas assembléias com características de hábitat local, fisiografia da bacia e posição espacial.
- Determinar a importância relativa de cada uma das categorias de variáveis (hábitat local, fisiografia e posição espacial) sobre o padrão de variação espacial das assembléias.
- Verificar se há relação entre o atual grau de antropização em escala de bacia e as características das assembléias e discutir a importância do histórico de alteração da bacia sobre os resultados encontrados.



**Figura 2. Fatores que influenciam as características das assembléias de peixes num ponto qualquer de uma bacia hidrográfica. Os números 1 e 2 indicam as relações abordadas no presente estudo.**

## 1.2 Área de Estudo

A bacia do rio Maquiné (550,5 km<sup>2</sup>) está localizada no Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul, distando cerca de 130 km de Porto Alegre e pouco menos de 70 km da fronteira com o Estado de Santa Catarina (**Figura 3**).

Fisiograficamente, situa-se na encosta da Serra Geral, tendo suas nascentes principais na região do Planalto Basáltico, em altitudes que variam de 800 m a cerca de 1000 metros acima do nível do mar (**Figura 3**). Possuindo cerca de 56 km de extensão, o rio Maquiné deságua na Lagoa dos Quadros, uma das maiores lagoas de água-doce da porção Norte da Planície Costeira do Rio Grande do Sul e conectada ao sistema estuarino de Tramandaí através de uma série de lagoas e canais. O sistema estuarino de Tramandaí constitui-se na única ligação permanente entre o Sistema Hidrográfico do rio Tramandaí e o oceano.

A maior parte da bacia do rio Maquiné formou-se em vales erodidos da formação Serra Geral, a qual se originou de uma ampla extrusão de rochas vulcânicas basálticas há cerca de 125-135 milhões de anos (HORBACH *et al.*, 1986). Exposições da Formação Botucatu (arenito) são comuns na região de Barra do Ouro e na margem esquerda do rio Maquiné, sob a Formação Serra Geral (HORBACH *et al.*, 1986; HORN FILHO *et al.*, 1984). Entretanto, a porção inferior da bacia flui sobre terrenos da Planície Costeira, formados por depósitos marinhos resultantes das transgressões do Quaternário ocorridas entre 5.000 e 60.000 anos atrás (SCHWARZBOLD & SCHÄFER, 1984).

De acordo com HORN-FILHO (1987), os canais de drenagem da bacia têm padrão retangular e seu traçado é desviado pelas fraturas e falhas de direção predominantemente NE-SW, resultando num conjunto de vales profundamente dissecados na forma de "V". O declive das vertentes oscila de aproximadamente 10° nas cercanias da Planície Costeira, até 20-25° ao se aproximar do Planalto Basáltico. No contato entre os arenitos e os basaltos, o declive da escarpa aumenta até o fundo do vale, com valores iniciais de 20°, atingindo até 90° e resultando em paredões abruptos, onde estão expostos os arenitos avermelhados. Ainda segundo HORN-FILHO (1987), "os rios e arroios que constituem as cabeceiras dos

cursos d'água da região (...) desenvolvem-se inicialmente como canais anostomosados, caracterizando os depósitos de leques aluviais, migrando por canais meandriformes, nas planícies de inundação, até constituírem-se em retilíneos, formando depósitos flúvio-deltáicos-lagunares" nas cercanias da desembocadura na lagoa dos Quadros.

As bacias dos rios Forqueta e Lajeado constituem-se nas duas principais drenagens formadoras do rio Maquiné, considerado a partir da região de Barra do Ouro (**Figura 4**). Outros riachos desembocam diretamente no rio Maquiné, à jusante da confluência entre os rios Forqueta e Lajeado, sendo mais importantes os arroios Água Parada, Pinheiro, Solidão e do Ouro.

A região de Maquiné, apresenta clima subtropical úmido (tipo Cfa pela classificação de Köppen, MORENO, 1961), com as temperaturas médias do mês mais quente acima de 22° C e as temperaturas médias do mês mais frio (julho) variando entre 13 e 15° C (NIMER, 1990). A temperatura média anual é superior a 18 °C. A região caracteriza-se também por ausência de um período característico de seca climática, possuindo elevados índices pluviométricos anuais (1400-1800 mm) e alta frequência de dias chuvosos em todos os meses (HASENACK & FERRARO, 1989; NIMER, 1990). Embora o litoral seja a região do RS com menor amplitude de variação térmica devido ao efeito da proximidade do mar (MORENO, 1961), as variações diárias podem ser bastante amplas.

Eventos de vazão catastrófica (enxurradas) e deslizamentos de encosta associados às chuvas são perturbações naturais freqüentes na história geológica dos riachos da região, afetando as cabeceiras e encostas íngremes (áreas fonte de materiais) e as áreas ripárias e canais de fundo de vale (áreas receptoras e de transição de materiais; PELLERIN *et al.*, 1996, PELLERIN *et al.*, 1997). A probabilidade de grandes deslizamentos é potencializada devido à forte amplitude altimétrica da região, onde, em poucos quilômetros, ocorre uma perda de altitude de 600-700m. Um destes eventos catastróficos, de alta magnitude e extensão geográfica, ocorreu em dezembro de 1995, quando fortes chuvas causaram inúmeros deslizamentos e picos de vazão extraordinários em toda região Nordeste do Rio

Grande do Sul e Sudeste de Santa Catarina. Os efeitos deste evento no Sul de Santa Catarina foram descritos por PELLERIN *et al.* (1995; 1997).

Embora a região apresente níveis altos de pluviosidade e ausência de um período caracteristicamente seco (HASENACK & FERRARO, 1989), em certas regiões já ocorrem deficiências temporárias de água em períodos menos chuvosos sendo que boa parte do leito de certos rios chega a secar, como os rios Água Parada, Pavão e Ligeiro (observação pessoal). O rio Ligeiro parece ser um caso particular, pois mesmo curtos períodos sem chuva levam ao rápido dessecação de seu leito no trecho inferior, próximo à confluência com o rio Forqueta. Segundo os moradores da região, o nome do rio deve-se a esta característica, o que indica que o fenômeno ocorre já há algum tempo, sendo necessário investigar se poderia estar relacionado à degradação de sua bacia ou se representa uma característica natural.

Quanto à vegetação, segundo SEVEGNANI (1995), diversos botânicos sugerem que a região Nordeste do Rio Grande do Sul situa-se no limite meridional de distribuição da Floresta Atlântica (Floresta Ombrófila Densa), sendo que a partir deste ponto para o Sul e para o Oeste, ao longo da encosta da Serra Geral, encontra-se a Floresta Estacional Semidecidual (TEIXEIRA *et al.*, 1986). A vegetação natural da bacia do rio Maquiné, embora constituída predominantemente por Floresta Ombrófila Densa, é portanto uma área de transição biogeográfica que apresenta também elementos da Floresta Estacional Semidecidual. Estes elementos são relativamente aparentes em diferentes áreas dentro da bacia do Maquiné. A bacia inclui também importantes áreas de Floresta Ombrófila Mista (Mata de Araucárias) e Campos de Altitude, características nas porções mais altas da bacia, no topo da Serra no e Planalto Basáltico.

Atualmente a cobertura da terra na região é extremamente heterogênea, fato já descrito por SEVEGNANI (1995) e JARENKOW (1994), representando um mosaico de vegetação primária, vegetação secundária em diversos estágios de desenvolvimento e agricultura. É importante notar que a própria vegetação primária é heterogênea estruturalmente devido às diferenças de orientação solar, de exposição às massas de ar

predominantes, ao terreno acidentado e ao gradiente altimétrico, os quais implicam em heterogeneidade na profundidade e constituição do solo e nas características microclimáticas. As manchas de vegetação remanescente tendem a ter pequena área total dadas as características fundiárias da região e do modo de exploração agrícola, baseadas em minifúndios e freqüente rotação dos locais de plantio.

Segundo informações locais, há cerca de 50 anos a maior parte da vegetação das encostas e fundos de vale era tomada por agricultura, tendo estas áreas sido abandonadas gradativamente a partir do final dos anos 70. Isto coincide com informações existentes sobre o histórico de destruição da Mata Atlântica no RS (MARCUIZZO *et al.*, 1998; SOS Mata Atlântica *et al.*, 1998), segundo as quais o período mais intenso de alteração teria ocorrido entre 1940 e 1970, com ápice na década de 1950.

Conforme GERHARDT *et al.* (2000), o histórico de alteração mais intensa da paisagem da região iniciou-se na segunda metade do século XIX com a chegada de imigrantes alemães (1886) e italianos (1891), produzindo um rápido crescimento populacional e relativa prosperidade econômica. Já a partir de 1920 os efeitos da degradação dos solos e do extrativismo de madeira começaram afetar as atividades agrícolas da região, o que refletiu-se em parte nos sucessivos ciclos (cana-de-açúcar, suínos, feijão, fumo, etc). Tais efeitos tiveram seu ápice nas décadas de 1960 e 1970, gerando êxodo rural e diminuição da população em muitas localidades, num processo semelhante ao ocorrido em outras regiões do estado do RS.

Hoje, os terrenos planos dos fundos dos vale, principalmente na porção médio-inferior e inferior da bacia, são intensamente utilizados para olericultura intensiva, além de fruticultura, fumo, feijão e milho, restando raras e pequenas áreas de vegetação secundária, geralmente em estágios iniciais de desenvolvimento. Nas encostas, predominam a vegetação secundária de diversos estágios e as culturas anuais, além de pastagens e extrativismo (samambaias, palmito, epífitas, etc.; GERHARDT *et al.*, 2000). No Planalto Basáltico e porções mais elevadas da encosta da Serra ocorrem a criação de gado e suínos, extração de produtos florestais (araucária e erva-mate) e silvicultura (principalmente *Pinus*).

GERHARDT *et al.* (2000) realizaram um amplo diagnóstico rural do município de Maquiné, avaliando a estrutura e interação entre diferentes fatores nas esferas econômica, social e ambiental. As informações resumidas a seguir provêm em sua maioria deste diagnóstico. O município de Maquiné possui 622 km<sup>2</sup> e abrange praticamente toda a bacia do rio Maquiné exceto pela região situada no Planalto Basáltico, pertencente ao município de São Francisco de Paula. Segundo dados do censo agropecuário de 1995/96, sua população é de cerca de 7.650 habitantes (IBGE, 1995/96 *apud* GERHARDT *et al.*, 2000). Além da cidade de Maquiné, o principal núcleo urbano em direção à subida da Serra é o distrito de Barra do Ouro, junto à foz do rio do Ouro (**Figura 4**).

A estrutura fundiária de Maquiné é caracterizada por pequenas propriedades familiares, sendo que 70% das propriedades têm menos de 20 ha, mas ocupam apenas 20% da área total do município (IBGE, 1995/96). Os sistemas de cultivo e criação de animais são bastante diversificados, sendo que a produção para consumo próprio é significativa. Esta estrutura sofreu considerável modificação entre as décadas de 80 e 90, quando ocorreu um esvaziamento do meio rural indicado por uma redução de quase 50% no número de propriedades ligados à agricultura. Boa parte das propriedades passaram a ser chácaras de lazer, encontrando-se sem uso agrícola ou sob posse de especuladores imobiliários. A população é predominantemente de origem européia, havendo também a população indígena do grupo Mbya-Guarani que vive na Área Indígena de Barra do Ouro (2.585 ha parcialmente situados na bacia do Maquiné).

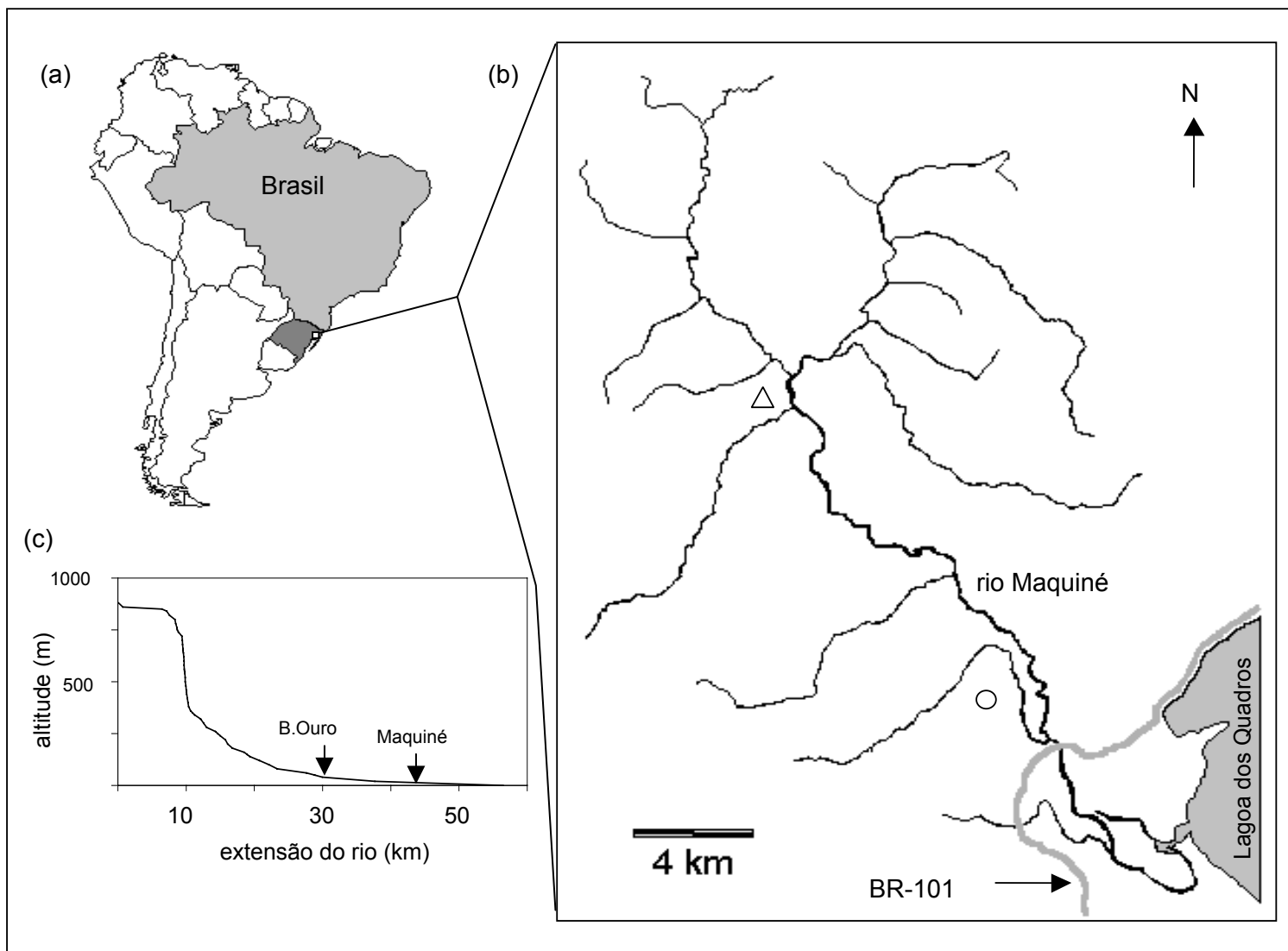
A bacia do rio Maquiné pertence ao domínio da Mata Atlântica e Ecossistemas Associados (*sensu* PINTO *et al.*, 1996) e corresponde a uma das regiões indicadas como prioritárias para conservação da Mata Atlântica no Brasil (MARCUIZZO *et al.*, 1998; CIB *et al.*, 2000). Duas unidades de conservação incluem parte da bacia em seu território, a Reserva Biológica da Serra Geral (1700 ha), sob responsabilidade da SEMA/RS e em fase de implantação, e o Centro de Pesquisas Pró-Mata (4.500 ha), pertencente à PUC/RS (**Figura 5**). Ambas situam-se no topo da Serra Geral, aproximadamente entre 600-980 m de



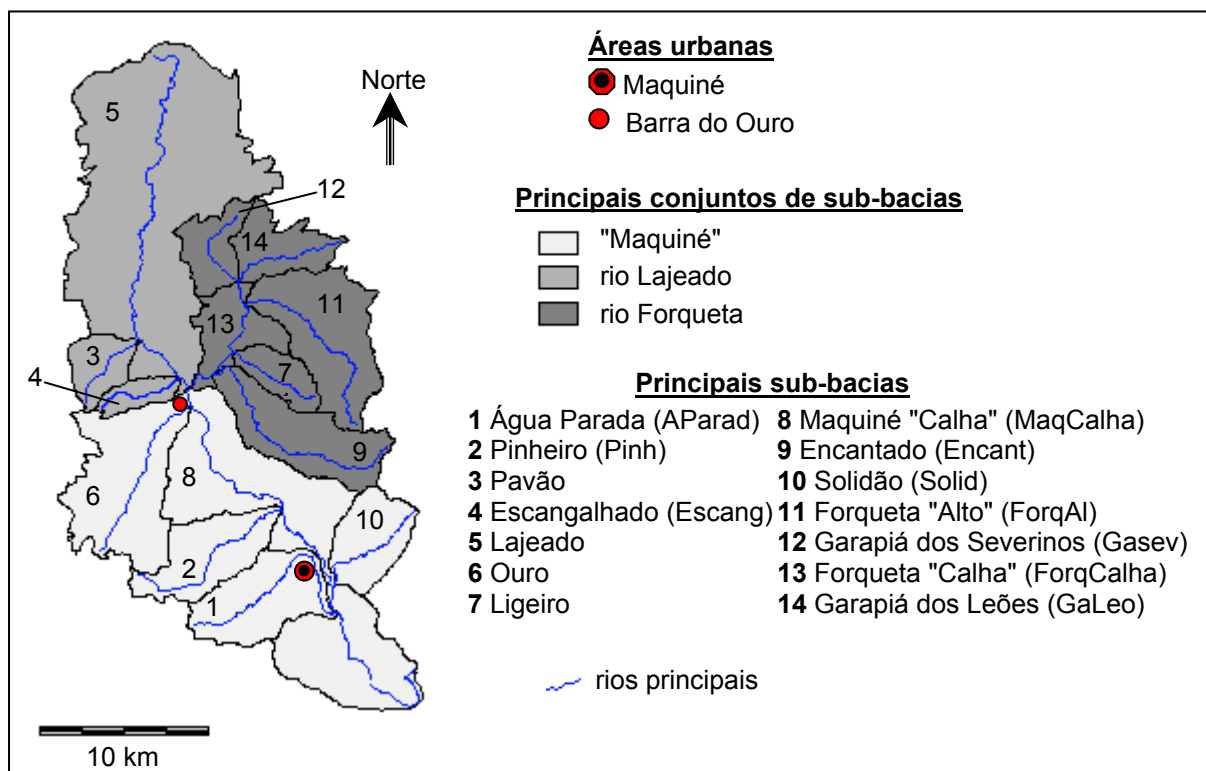
altitude e incluem predominantemente vegetação da Floresta Ombrófila Densa Alto Montana e Mata de Araucária (Floresta Ombrófila Mista).

Segundo CIB *et al.* (2000), a bacia do rio Maquiné pertence a uma região prioritária para conservação de espécies da Mata Atlântica, sendo nominalmente indicada como área prioritária para peixes. Observa-se também que a Serra Geral é considerada como de "extrema importância" (CIB *et al.*, 2000) para conservação de paisagens, sendo três os critérios utilizados para determinação do grau de importância: fragilidade frente à pressão antrópica; heterogeneidade como potencializadora de maior biodiversidade; função como corredores ecológicos e biogeográficos.

Além do impacto devido à conversão da vegetação florestal em área agrícola, a ocupação humana implicou em outras alterações importantes dos habitats da região. Estas alterações são representadas principalmente pela drenagem de áreas úmidas adjacentes aos rios nos terrenos planos de fundo de vale, pela retirada de água para irrigação das lavouras e abertura de estradas vicinais ao longo de muitos riachos. Há ainda o potencial impacto da contaminação por fertilizantes e pesticidas agrícolas e por dejetos orgânicos humanos e animais.



**Figura 3. (a) Localização geográfica da bacia do rio Maquiné (RS); (b) principais rios da bacia do rio Maquiné; (c) perfil longitudinal do rio Maquiné. Em (b), o círculo representa a cidade de Maquiné e o triângulo representa o distrito de Barra do Ouro.**



**Figura 4. Bacia do rio Maquiné (RS) e suas principais sub-bacias. O conjunto de sub-bacias denominado "Maquiné" inclui as sub-bacias situadas ao longo da calha do rio Maquiné. Os rios Lajeado e Forqueta são considerados os principais formadores do rio Maquiné. Entre parênteses são indicadas as abreviaturas eventualmente utilizadas para os nomes das sub-bacias.**

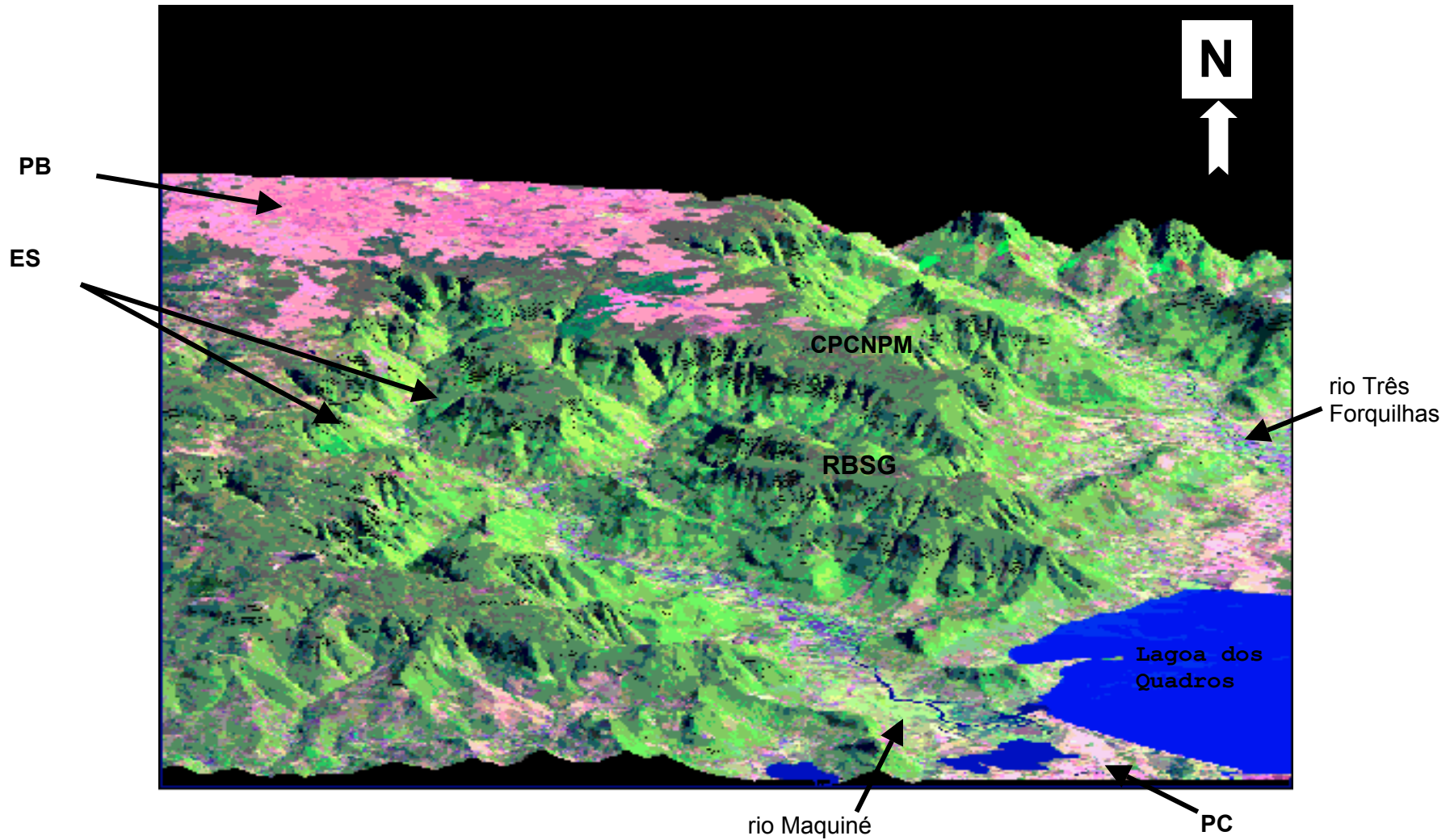


Figura 5. Perspectiva ortográfica tridimensional da bacia do rio Maquiné (RS) e região circundante, utilizando composição colorida em falsa cor das bandas 3, 4 e 5 (Landsat TM5). PB = Planalto Basáltico, ES = Encosta da Serra, PC = Planície Costeira, RBSG = Reserva Biológica da Serra Geral, CPCNPM = Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata. Escala variável.

## **PARTE 2**

**Cobertura da terra e estado de conservação da bacia do rio  
Maquiné (RS).**

## **2.1 Uso da terra e estado de conservação de uma região no limite meridional da Mata Atlântica (bacia do rio Maquiné, Rio Grande do Sul, Brasil).<sup>1</sup>**

### **2.1.1 Introdução**

A Mata Atlântica é um dos cinco ecossistemas de maior prioridade para conservação em escala mundial, apresentando elevada biodiversidade, alta taxa de endemismos e, ao mesmo tempo, grande perda de hábitat e intensa pressão antrópica (apenas 7,5% de sua área original subsistem nos dias de hoje; MYERS *et al.*, 2000; CIB *et al.*, 2000). Diversos esforços têm sido realizados objetivando definir estratégias e políticas para a conservação da Mata Atlântica e ecossistemas associados no Brasil (CÂMARA, 1991; PINTO *et al.*, 1996; SOS MATA ATLÂNTICA *et al.*, 1998; MARCUZZO *et al.*, 1998; CIB *et al.*, 2000). Entre as recomendações feitas por CIB *et al.* (2000) inclui-se a definição de áreas para conservação e recuperação de corredores ecológicos, zonas ripárias, mananciais, formações vegetais em regeneração e sistemas agroflorestais. Além disso, estes autores preconizam a integração da gestão das unidades de conservação e sua zona de amortecimento com sistemas de gestão biorregional (MILLER, 1997).

Diagnósticos do estado de conservação utilizando dados obtidos por sensoriamento remoto e analisados com apoio de sistemas de informação geográfica (SIG) são uma das principais formas de fornecer informações para as discussões e as decisões que levam à priorização de áreas e formulação de estratégias de conservação e manejo (JOHNSTON, 1998; EHLERS, 1996). Neste sentido, são particularmente importantes a identificação e quantificação de tipos de uso/cobertura da terra, assim como a localização e delimitação de sub-regiões em gradientes ecológicos ou físicos (por exemplo, tipos de vegetação, zonação altitudinal e pressão antrópica). Diagnósticos regionais fornecem importantes informações para planejamento e conservação, como mapas (permitindo a localização de áreas de interesse em contexto regional), estimativas quantitativas do número e tamanho de áreas,

---

<sup>1</sup> Submetido como artigo ao Brazilian Journal of Biology. A estrutura geral do artigo foi mantida, exceto pelo deslocamento das figuras conforme sua primeira citação no corpo da tese e da integração das referências

cenários de referência para o monitoramento de mudanças temporais; identificação de lacunas de conhecimento (orientando pesquisas em função das demandas de planejamento). Exemplos de trabalhos já realizados neste sentido na região de Mata Atlântica são, entre outros, SOS MATA ATLÂNTICA *et al* (1998) e SAATCHI *et al.*, 2001.

No Rio Grande do Sul, existem três regiões designadas como área piloto para implantação da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (MARCUIZZO *et al.*, 1998). Dentre elas, destaca-se a região do Litoral Norte, cuja importância para conservação no contexto geral da Mata Atlântica é bem caracterizada pelos resultados de CIB *et al.* (2000). Nesta região, a bacia do rio Maquiné tem importância destacada para conservação, particularmente em termos de recursos hídricos (FEPAM, 2000) e ictiofauna (CIB *et al.*, 2000), além de nos últimos anos ter sido alvo de diversos projetos de pesquisa científica e extensão (PEROTTO *et al.*, 2000). As formações florestais originais da região de Maquiné foram largamente substituídas por agricultura entre o final do século XIX e meados do século XX, porém atualmente existem grandes áreas cobertas por vegetação secundária em diferentes estágios sucessionais ( ver **Anexo**)

O objetivo geral deste trabalho é realizar um diagnóstico do estado de conservação da bacia do rio Maquiné com base em dados fisiográficos e de uso da terra em 1995, estabelecer um cenário referencial para o acompanhamento de futuras modificações e gerar discussões para definir prioridades de conservação. Especificamente, objetivou-se: (1) realizar uma estimativa do grau atual de alteração em relação à cobertura de vegetação da bacia anteriormente à colonização européia; (2) descrever o padrão espacial do uso/cobertura da terra considerando as classes de declividade, os principais tipos de vegetação e as faixas ripárias, (3) discutir aspectos referentes à conservação e recuperação na bacia e perspectivas de pesquisa para a bacia do rio Maquiné.

### 2.1.2 Área de Estudo

A bacia do rio Maquiné (**Figuras 3 e 4**) possui 550,5 km<sup>2</sup> e pertence ao sistema hidrográfico costeiro do rio Tramandaí, no Nordeste do Rio Grande do Sul. Suas nascentes estão situadas no Planalto Basáltico, em altitude entre 900 e 1.000 m acima do nível do mar, fluindo posteriormente pela encosta Leste da Serra Geral até a lagoa dos Quadros (<10 m acima do nível do mar). O clima regional é subtropical úmido, tipo Cfa pela classificação de Köppen (MORENO, 1961), com temperaturas médias do mês mais quente superando 22° C e as temperaturas do mês mais frio (julho) variando entre -3 e 18° C. A temperatura média anual fica em torno de 18 °C. A região caracteriza-se por ausência de um período típico de seca climática, possuindo elevados índices pluviométricos anuais (1.400-1.800 mm) e alta frequência de dias chuvosos em todos os meses (HASENACK & FERRARO, 1989; NIMER, 1990).

A região Nordeste do Rio Grande do Sul representa o limite meridional de distribuição da Floresta Atlântica (Floresta Ombrófila Densa), sendo que a partir daí para o Sul e para o Oeste, ao longo da encosta da Serra Geral, encontra-se a Floresta Estacional Semidecidual (TEIXEIRA *et al.*, 1986). A vegetação natural da bacia do rio Maquiné é constituída predominantemente por Floresta Ombrófila Densa, mas por situar-se em zona de transição fitogeográfica, apresenta também elementos da Floresta Estacional Semidecidual (SEVEGNANI & BAPTISTA, 1996). Estes elementos são mais ou menos aparentes em diferentes áreas dentro da bacia do Maquiné, que inclui também importantes áreas de Floresta Ombrófila Mista (Mata de Araucárias) e Campos de Altitude, situadas nas porções mais altas da bacia, na região do Planalto Basáltico. A Floresta Ombrófila Densa predominante pode ser subdividida nas Formações de Floresta das Terras Baixas, de Floresta Sub-Montana, Floresta Montana e Floresta Alto-Montana (SEVEGNANI, 1995, seguindo classificação de TEIXEIRA *et al.* 1986).



### 2.1.3 Material e Métodos

Primeiramente foi elaborado o cenário da vegetação provavelmente existente na bacia no período anterior à colonização européia. Para isso, foram calculados os limites potenciais de distribuição das diferentes formações de Floresta Ombrófila Densa com base em limites altimétricos descritos em TEIXEIRA *et al.* (1986). Foi também realizado uma classificação da bacia conforme classes de declividade do terreno e estabelecida uma faixa ripária para obtenção de dados de uso da terra nas adjacências dos riachos.

Em seguida, foi analisada a situação atual da cobertura da terra na bacia através da classificação de uma imagem Landsat TM 5, de outubro de 1995, tendo sido utilizadas 9 categorias de uso e cobertura da terra (descritas mais abaixo). As áreas (em km<sup>2</sup>) de cada classe de uso/cobertura da terra identificadas foram calculadas para cada classe de declividade, para cada zona de formação florestal potencial e na faixa ripária.

Finalmente, como forma de avaliar o estado relativo de conservação atual, as classes de cobertura da terra foram agrupadas em termos de grau de antropização (baixo, médio e alto). O detalhamento dos procedimentos realizados é feito a seguir.

O mapa de declividades (%) foi obtido a partir do Modelo Numérico de Terreno (MNT, produzido pelo CENECO/UFRGS) baseado nas curvas de nível de cartas planialtimétricas em escala 1:50.000 (distância de 20 metros entre as curvas de nível, DSG Ministério do Exército, 1<sup>a</sup> DL). A classificação de declividades foi realizada através de reclassificação, de acordo com seis classes de declividade mencionadas por LANI *et al.* (2000): 0 - 3%; 3 - 8%; 8 - 20%; 20 - 45%; 45 - 75% e > 75%.

A classificação da bacia do rio Maquiné conforme as diferentes formações vegetais originalmente existentes na região foi feita a partir de pequenas modificações da zonation altimétrica descrita em TEIXEIRA *et al.* (1986), KLEIN (1990) e também mencionadas por SEVEGNANI (1995) em estudo específico sobre a vegetação da bacia do rio Maquiné (Tabela 1). A altitude de 800 metros foi estabelecida como limite para a Floresta Montana porque é aproximadamente nesta faixa que encontra-se o limite entre a escarpas e o Planalto Basáltico na bacia do rio Maquiné. A vegetação típica no Planalto é constituída por

Floresta Ombrófila Mista (Floresta de Araucárias), por campos estépicos nativos e pela formação Alto Montana da Floresta Ombrófila Densa. As Florestas Alto Montana e Ombrófila Mista foram agrupadas em uma única categoria, aqui denominada "Florestas > 800 m". Esta categoria inclui qualquer formação florestal situada em regiões de altitude superior a 800 metros acima do nível do mar.

O mapa de uso da terra para 10 de outubro de 1995 foi obtido a partir da interpretação de imagem espectral tomada pelo satélite Landsat TM 5, realizando-se uma classificação não-supervisionada utilizando o Sistema de Informações Geográficas Idrisi (EASTMAN, 1998) e com base nas bandas 3, 4 e 5. O reagrupamento dos grupos de pixels gerados foi realizado em etapas progressivas, partindo-se de 26 agrupamentos iniciais e chegando-se finalmente a 8 classes de cobertura da terra (mata, mata/capoeirão, capoeira, campos, agricultura, solo exposto, água, sombra). Embora a classificação tenha sido não supervisionada, os resultados foram verificados em campo de forma expedita (isto é, não foi estabelecido um planejamento amostral para determinação da verdade de campo). Para isto, ao longo do processo de classificação, áreas de interpretação duvidosa na imagem e áreas bem caracterizadas de diversas partes da bacia foram localizadas em campo com apoio de um receptor GPS e suas características comparadas com resultados da classificação.

As áreas de campos nativos (Campos de Cima da Serra) foram acrescentadas à classificação de vegetação por serem formações naturais da região do Planalto Basáltico, nas cabeceiras da bacia. Para isto, as áreas de campo identificadas através de sensoriamento remoto, foram sobrepostas à classificação acima descrita. Foram consideradas como campo nativo somente as áreas de campo situadas em altitudes superiores a 800 m acima do nível do mar. Os campos situados em altitudes inferiores a 800 m foram considerados como sendo originados por ação humana (agricultura, desmatamento, criação de gado). Com a reclassificação das áreas de campo nestas duas categorias, passou-se a trabalhar com nove classes de cobertura da terra: mata,

mata/capoeirão, capoeira, agricultura, campos abaixo de 800 m de altitude, campos acima de 800 m de altitude, solo descoberto, água e sombra.

O padrão de uso da terra na faixa ripária foi analisado a partir da extração dos dados de uso da terra para uma faixa de 90 m adjacente aos riachos da bacia.

A análise dos padrões de cobertura e uso da terra foi realizada considerando-se todas as categorias identificadas na imagem de satélite em relação a:

- (a) zonas de vegetação natural potencial;
- (b) classes de declividade do terreno;
- (c) faixa ripária de 90 m.

Posteriormente, as classes iniciais de cobertura da terra foram reagrupadas e analisadas segundo o grau de antropização que representam: baixo (somente categoria "mata"), médio (somente categoria capoeirão/mata), alto (agricultura, solo exposto, campos abaixo de 800 m e capoeira) e outros (água, campos acima de 800 m e sombra). A classe água representou principalmente trechos do curso inferior do rio Maquiné.

#### **2.1.4 Resultados**

Os resultados da classificação de uso e cobertura da terra são apresentados na **Tabela 2**. Aproximadamente 30% da bacia do rio Maquiné possui declividades muito elevadas (>45%) e cerca de 60% possui declividades superiores a 20%. Estes valores, juntamente com o gradiente altitudinal abrupto entre a Planície Costeira e o topo da Serra Geral (ver perfil longitudinal na **Figura 3 c**), demonstram o grau de heterogeneidade do relevo na bacia. A grande proporção de terrenos de alta declividade implica também em um potencial de erosão relativamente elevado, dependendo das condições da terra e da cobertura vegetal (LANI *et al.*, 2000). Os terrenos de mais baixa declividade representam patamares das encostas e parte dos vales dos rios, principalmente em altitudes inferiores a cerca 250 m.

De acordo com as zonas de vegetação potencial, obtidas indiretamente a partir dos limites altimétricos (**Figura 6**), estima-se que aproximadamente 93% (511,8 km<sup>2</sup>) da bacia do rio Maquiné era coberta por florestas antes da colonização europeia, e apenas 7% era coberta por campos nativos (acima de 800 m altitude) (as percentagens foram calculadas a partir dos valores apresentados na **Tabela 2**). Calcula-se que, em relação à área total de florestas, as Florestas de Terras Baixas, Sub-Montana, Montana compreendiam, respectivamente, cerca de 6,5% (35 km<sup>2</sup>), 33,1% (182,1 km<sup>2</sup>) e 27,4% (150,9 km<sup>2</sup>). As formações florestais acima de 800 m de altitude representariam aproximadamente 26% (143 km<sup>2</sup>) (**Tabela 2**). A faixa ripária de 90 m corresponde a 20,4% da área de estudo.

Foram identificadas nove classes de cobertura da terra (**Tabela 2**), sendo 8 obtidas diretamente a partir da interpretação da imagem de satélite e uma (campos acima de 800 m) após a reclassificação das áreas de campo, conforme descrito na metodologia. A representação percentual das áreas de cada classe aparece na **Figura 7a**. A categoria "mata" inclui formações florestais relativamente bem desenvolvidas, primárias ou secundárias. A categoria "mata/capoeirão" compreende vegetação secundária em estágios sucessionais intermediários. A categoria "capoeira" inclui vegetação secundária em estágios sucessionais iniciais ("capoeira" e "capoeirinha") típicos de áreas agrícolas recentemente abandonadas (TEIXEIRA *et al.*, 1986). A categoria "sombra" representa áreas da imagem que não puderam ser classificadas devido ao sombreamento causado por encostas. As classes de cobertura da terra que representam categorias evidentemente afetadas pela atividade humana (agricultura, capoeira e mata/capoeira) abrangem a maior parte da bacia. Pode-se observar que a maior proporção (75%) da área total da bacia é coberta por vegetação secundária em diversos estágios sucessionais (mata, mata/capoeira, capoeira), mas particularmente por estágios iniciais e intermediários (54,8%). Apenas 20,2% é coberto por vegetação florestal em estágios sucessionais avançados (mata primária ou secundária). Destaca-se também que as áreas de agricultura diretamente identificadas na imagem de 1995 representam apenas 10,4% da bacia. Entretanto, boa parte da área ocupada por capoeira pode representar locais utilizados para agricultura dentro do sistema de corte-

queima-plantio-reposou ou que sejam áreas cultivadas não diferenciadas de capoeira na imagem de satélite. Por esta razão, a proporção da bacia do rio Maquiné que é manejada para agricultura pode chegar a até 32,4% (ou 33,9%, caso "solo descoberto" e "campos < 800 m altitude" forem incluídos no cálculo).

Para determinar o grau de antropização da cobertura vegetal original da bacia, as nove classes de cobertura da terra inicialmente determinadas foram reclassificadas em três categorias (**Tabela 3**). Estas classes indicam o quão diferente estava a cobertura da terra na bacia em 1995 em relação àquela que se esperaria na ausência da atividade antrópica. Com base nestas categorias, pode-se verificar que apenas 20,2% da área de estudo pode ser considerada como "pouco alterada", enquanto que 34,8% e 33,9% podem ser consideradas mediana e altamente alteradas (**Figura 7b**). É importante notar que as áreas de campo identificadas no Planalto Basáltico não necessariamente representam a distribuição e configuração original dos campos nativos da região. Isto ocorre porque não foram discriminadas neste trabalho as seguintes situações: áreas de campo natural em relação a áreas de campo geradas por desmatamento; campos em relação a certos tipos de agricultura e campos em diferentes estados de degradação. É também por este motivo que as áreas de campo do Planalto foram designadas à categoria "outros" e não para uma das categorias que expressam o grau de degradação antropogênica.

Pode-se observar na **Figura 8a**, que a maior proporção de cobertura da terra altamente alterada ocorre em terrenos mais planos (cerca de 50% destes terrenos apresentam alto grau de antropização da cobertura), os quais, por outro lado, apresentam a menor proporção de áreas pouco alteradas (menos de 10% da área é representada por vegetação florestal em estágios sucessionais avançados). As áreas altamente alteradas ocorrem principalmente nas porções inferiores do vale do rio Maquiné e seus principais tributários (rios Lajeado e Forqueta) onde o uso agrícola é intensivo (GERHARDT *et al.* 2000). A percentagem de áreas altamente antropizadas decresce à medida que os terrenos tornam-se mais íngremes (**Figura 8a**), entretanto a percentagem de áreas pouco antropizadas não aumenta proporcionalmente. O que se observa em vez disso é um aumento na área proporcional

ocupada por vegetação secundária em estágios sucessionais intermediários. Este padrão sugere que, ao longo dos anos, as atividades agrícolas vêm se concentrando nas terras baixas e nos terrenos menos íngremes ou patamares das encostas, enquanto áreas menos acessíveis e/ou manejáveis são gradualmente abandonadas, o que favorece o desenvolvimento progressivo da vegetação secundária.

A **Figura 8b** permite a comparação do padrão de cobertura da terra em 1995 com a cobertura estimada antes da colonização européia. Nesta figura, caso não houvesse ocorrido alteração da cobertura florestal, seria esperado que cada coluna (representando diferentes zonas de vegetação/formação florestal) fosse 100% ocupada pela categoria "pouco antropizada".

A formação Floresta de Terras Baixas é a mais alterada da bacia, com apenas 3% (1,1 km<sup>2</sup>, não contínuos) da área original estimada (35,7 km<sup>2</sup>) subsistindo na condição de "pouco antropizada" e cerca de 75% (26,9 km<sup>2</sup>) classificada como "altamente antropizada". As maiores proporções de vegetação florestal "pouco antropizada" (ou seja, em estágios sucessionais avançados) ocorre na região da "Floresta Montana" e das "Florestas >800 m de altitude" (respectivamente 26,7 e 32,3%). Os resultados também indicam que a Floresta Sub-Montana encontra-se com mais de 40% de sua cobertura original classificada como "altamente antropizada".

De modo similar ao que foi observado em relação às classes de declividade, evidencia-se que a vegetação está passando por um processo de recuperação em áreas menos acessíveis, o que é indicado pelo decréscimo na percentagem de áreas "altamente antropizadas", desde as Florestas de Terras Baixas até a região da Floresta Montana (**Figura 8b**). Este processo é caracterizado pela alta proporção de vegetação secundária em estágios sucessionais intermediários na região da Floresta Sub-Montana (altitudes entre 30 – 400 m) e Montana (altitudes entre 400 – 800 m), o que significa que estas áreas já se apresentaram em condições de maior degradação no passado.

O padrão de alteração antropogênica na faixa ripária de 90 m (**Figura 8c**) é muito semelhante ao padrão observado para a bacia como um todo (**Figura 8b**). Isto foi também

observado para uma faixa de 60 m (resultados não apresentados). Considerando-se o somatório das áreas altamente e medianamente antropizadas, deduz-se que cerca de 75% de toda área ripária da bacia já foi afetada.

Uma informação particularmente importante da **Figura 8** é fornecida pelo somatório das áreas percentuais altamente e medianamente antropizadas. Este somatório é um indicador da proporção da bacia que é, ou já foi, mais intensamente afetada por atividades humanas diretas. Examinando a **Figura 8b**, pode-se verificar que entre 64% (Florestas > 800m de altitude) e 90% (Floresta de Terras Baixas) é, ou já foi em algum momento, consideravelmente antropizada.

### **2.1.5 Discussão**

A produção de mapas e informações a partir da análise de dados remotos (como imagens de satélite) ou secundários (cartas planialtimétricas DSG-Ministério do Exército) envolve diversas etapas de processamento e decisões referentes à escala e métodos aplicáveis em cada escala, os quais inevitavelmente introduzem imprecisões e limites de aplicação ao resultado obtido. Neste sentido, são necessários comentários com relação a dois aspectos dos resultados aqui apresentados: o mapeamento da vegetação natural original e a determinação das classes de uso/cobertura da terra, principalmente àquelas relativas à vegetação. No primeiro caso, os limites altitudinais citados na literatura (TEIXEIRA *et al.*, 1986) foram utilizados como referência para delimitar a distribuição espacial das formações florestais na bacia. Este procedimento implica em um corte linear onde os limites entre os tipos de vegetação parecem bem definidos. Na realidade, tais limites não são precisos, ocorrendo em altitudes variáveis e geralmente de forma não abrupta. Destaca-se que os resultados são coerentes com os mapas de formação vegetal produzidos por IBGE (1986).

Com relação à classificação do uso/cobertura da terra, houve relativa dificuldade na diferenciação da vegetação quanto a seus estágios de desenvolvimento (por exemplo: mata x capoeirão, capoeirinha x cultivos anuais, tipos de cultivo). Esta dificuldade deveu-se provavelmente à topografia acidentada da bacia, que influencia a resposta espectral da

cobertura e também à grande heterogeneidade da própria vegetação. A atual cobertura da terra na região é extremamente heterogênea (JARENKOW, 1994; SEVEGNANI, 1995) representando um mosaico de agricultura, vegetação primária e vegetação secundária em diversos estágios de desenvolvimento. Mesmo a vegetação primária ou a secundária mais antiga apresentam razoável variabilidade de porte entre locais. Tais diferenças podem ser relacionadas principalmente ao gradiente altitudinal, às condições de solo e declividade em escala local (MANTOVANI, 1990; MANTOVANI *et al.*, 1990), às diferenças de exposição às massas de ar regionalmente predominantes (KLEIN, 1980) e às diferenças de orientação das encostas em relação ao Sol (o que foi observado tanto na imagem classificada quanto em campo). Segundo FORMAN (1995), a orientação em relação ao Sol é a principal razão pela qual as encostas Norte e Sul quase sempre diferem ecologicamente. As encostas voltadas para o Equador (e mais expostas ao Sol) recebem mais energia por unidade de área do que as encostas voltadas para os pólos. Esta é também a razão que leva a uma exploração agrícola maior das encostas voltadas para o Norte.

Outro fator que confere heterogeneidade à cobertura da terra é o fato de as manchas de vegetação remanescente e as áreas de plantio terem pequena área total em função das características fundiárias da região e do modo de exploração agrícola, baseados em minifúndios e sistema de pousio e rotação dos locais de plantio de culturas anuais, principalmente nas encostas (GERHARDT *et al.*, 2000). Isto indica também que há grande variabilidade na "idade" das manchas de vegetação secundária. Assim, no presente estudo optou-se por usar uma classificação simples da cobertura da terra e da vegetação, apoiada em visitas de campo expeditas. Uma avaliação formal, baseada em levantamentos de campo e determinação da precisão da alocação de unidades da terra às diferentes classes de cobertura é recomendada caso uma classificação mais detalhada seja necessária (ver SOS MATA ATLÂNTICA *et al.*, 1998).

A reclassificação de tipos de cobertura da terra de acordo com o grau de antropização é um procedimento comum quando se deseja avaliar o estado de degradação (ou conservação) de uma dada região. Isto é particularmente útil quando o objetivo é realizar



uma avaliação com relação a um estado de conservação histórico mais íntegro, porém não diretamente mensurável (por exemplo, EDGAR *et al.*, 2000). Porém, é preciso ficar claro que, neste trabalho, a condição de degradação da vegetação é dada exclusivamente pelo seu estado de desenvolvimento, tal como identificado por sensoriamento remoto e observações expeditas de campo. Assume-se que a vegetação florestal em estágios sucessionais tardios representa uma condição melhor em comparação com vegetação em estágios sucessionais intermediários. A integridade ecológica em escala mais detalhada não foi avaliada, uma vez que outros parâmetros seriam necessários para isso (composição de espécies, riqueza de espécies, presença de endemismos, avaliação de grupos funcionais, características fitossociológicas, dentre outras). A utilização do conceito de integridade ecológica (ou biológica) é uma das formas de estabelecer metas para conservação e recuperação ecológica (ANGERMEIER & KARR, 1994; CARROL & MEFFE, 1997). Conceitualmente, a integridade ecológica leva em conta a diversidade nativa completa (genes, populações, espécies, comunidades e ecossistemas) e também os padrões e processos que criam e suportam essa diversidade em uma determinada região (CARROL & MEFFE, 1997; KARR, 1997). Uma das formas de aplicar o conceito é definir condições referenciais de integridade, por exemplo com base em condições pretéritas, ou em áreas consideradas pouco alteradas local ou regionalmente (HUGHES, 1995).

Os resultados mostram que a bacia do rio Maquiné teve sua cobertura vegetal original bastante alterada no passado (cerca de 70% da bacia, considerando apenas as áreas classificadas como de alta e média antropização). Isto se justificou pela história de ocupação e exploração da região. A degradação da vegetação florestal na bacia do rio Maquiné ocorreu num processo rápido, iniciado no final do século XIX com a chegada dos primeiros colonos europeus. Este processo foi mais intenso até meados do século XX, chegando ao auge entre 1940 e 1960 (GERHARDT *et al.*, 2000; MARCUZZO *et al.*, 1998). Durante este período a proporção do Estado do Rio Grande do Sul coberta por formações florestais caiu de 35,08% para 9,57% (SOS MATA ATLÂNTICA *et al.*, 1998). A partir da década 60, a exaustão da exploração agrícola da região agravada pela modernização da

agricultura levou ao êxodo rural e à diminuição da população em muitas localidades (GERHARDT *et al.* 2000). O abandono de terras aparentemente ocorreu inicialmente nos locais menos acessíveis, manejáveis e/ou produtivos (de maior declividade e mais distantes), correspondendo principalmente às encostas da Serra Geral, enquanto as regiões mais baixas e planas dos vales permanecem ainda hoje sob uso intenso. Este processo pode ser depreendido a partir da **Figura 8**, a qual pode ser entendida como uma representação instantânea do padrão de cobertura vegetal no ano de 1995. Uma vez que no passado a maior parte da cobertura vegetal original da bacia foi substituída por agricultura, os diferentes graus de antropização podem ser também interpretados como indicadores do tempo transcorrido desde que as terras deixaram de ser exploradas pela agricultura. Assim, um baixo grau de antropização significa que a vegetação atual é primária ou secundária antiga, o que por sua vez indica um longo tempo (décadas?) transcorrido desde o encerramento do manejo agrícola. O raciocínio inverso é válido para os tipos de cobertura da terra que representam "alta antropização" (agricultura, capoeira, campos antrópicos e solo descoberto). Assim, a diminuição progressiva da proporção de área antropizada, que ocorre em direção às regiões de maior declividade (**Figura 8a**) e maior altitude (Florestas de Terras Baixas até Floresta Montana; **Figura 8b**), representaria também a progressão do processo histórico de abandono das lavouras e sua substituição por vegetação natural. Neste sentido, a cobertura de vegetação da bacia encontra-se em melhor situação hoje do que em meados do século XX, o que é corroborado por relatos de moradores antigos da região.

Considerando o conceito de integridade ecológica (ver DE LEO & LEVIN, 1997 para uma revisão) como pressuposto para avaliar o estado de conservação da Mata Atlântica na bacia do rio Maquiné, seria necessário definir que características, padrões ou processos são indicadores de integridade ecológica e em que escalas espaciais. Dado o grau de degradação ocorrido historicamente na bacia do rio Maquiné, é possível que certos elementos (espécies, p. ex.), padrões (formações ou associações vegetais) e processos (migrações, dispersão, regime hidrológico) característicos da Mata Atlântica regional tenham

sido perdidos ou alterados. Estas considerações são particularmente relevantes para as formações de Floresta Sub-Montana e de Floresta de Terras Baixas, que encontram-se também muito impactadas em sua área total de distribuição geográfica (TEIXEIRA *et al.*, 1986; WAECHTER, 1985), de modo que a conservação de seus remanescentes dedve ser considerada rioritária. A formação de Terras Baixas foi praticamente eliminada da bacia, bem como do restante do estado do Rio Grande do Sul (Teixeira et al, 1986), estando em situação crítica.

Os efeitos do desmatamento sobre o ambiente aquático e sua biota são bem conhecidos (HANCHET, 1990; ALLAN *et al.*, 1997; JOHNSON *et al.*, 1997; TUCCI & CLARKE, 1997; HARDING *et al.*, 1998; HARDING *et al.*, 1999) e as áreas ripárias são elementos particularmente importantes a serem considerados (Rodrigues & Leitão Filho, 2000). A faixa ripária pode ser entendida como um mosaico dinâmico de tipos de hábitat e biota associada, sendo portanto zonas de alta diversidade (GREGORY *et al.*, 1991; RODRIGUES, 2000). De forma geral, isto se explica por estas zonas, lateralmente, serem ecótonos entre o meio aquático e terrestre, mas também por suas características variarem conforme a posição longitudinal em que se encontram na bacia hidrográfica e seu contexto em relação às formações fitogeográficas dominantes. A heterogeneidade ambiental da zona ripária produz também dificuldades quanto a sua classificação e nomenclatura, considerando tanto enfoques vegetacionais (RODRIGUES & LEITÃO FILHO, 2000) quanto funcionais ou hidrológicos (WARD & WIENS, 2001). Obviamente, a heterogeneidade ambiental e as diferenças de enfoque (vegetacional; retenção de nutrientes e mitigação de processos erosivos; corredores de fauna, ecótono rio-terra, etc.) e de escala espacial de trabalho (local x bacia hidrográfica) implicam em diferentes delimitações espaciais da faixa ripária (LARGE & PETTS, 1992). LARGE & PETTS (1992) apresentam uma lista de valores de largura de zona ripária recomendados na literatura, que variam desde 2 metros, para controle do fluxo de nitrato, até 200 metros, para que funcione como corredor de fauna de vertebrados.

A faixa de 90 m utilizada no presente trabalho foi delimitada primariamente em função da limitação metodológica imposta pela resolução dos dados de uso/cobertura da terra (pixels de 30 m x 30 m). Mas também assumindo que as faixas ripárias possam servir para múltiplos objetivos, incluindo a provisão de habitats para fauna e flora específicas da zona ripária, incremento de diversidade de habitats da bacia, corredores ecológicos para manutenção de conectividade, regulação de funções ecossistêmicas (controle de fluxo superficial e sub-superficial de água, fornecimento de matéria orgânica para os riachos), estético e mesmo para utilização em sistemas agroflorestais (LARGE & PETTS, 1992; FORMAN, 1995).

A situação de conservação da região de Maquiné é afetada pelo fato de a zona ripária apresentar o mesmo padrão de cobertura da terra que a bacia como um todo. Isto é, a faixa ripária apresenta-se progressivamente menos antropizada no sentido dos fundos de vale para o alto das encostas, ao mesmo tempo que cerca de 70% de sua área foi historicamente afetada por agricultura desde o final do século XIX. Os ambientes ripários, particularmente ao longo das porções inferiores dos vales, devem portanto receber atenção especial para recuperação caso se pretenda que sirvam como elementos importantes na estratégia de conservação da bacia. Além de protegerem e interagirem com os habitats aquáticos, os ambientes ripários são importantes para a conectividade entre habitats terrestres. Na bacia do rio Maquiné, a maioria das manchas de vegetação florestal em estágio sucessional avançado não constitui fragmentos isolados, mas sim manchas de vegetação em estágios sucessionais mais avançados em meio a uma matriz de vegetação em estágios sucessionais iniciais e intermediários. Esta situação indica uma boa oportunidade para medidas de manejo que objetivem aumentar a conectividade florestal na bacia.

Outras perspectivas interessantes para pesquisa e conservação na bacia do rio Maquiné estão relacionadas à necessidade de localizar as áreas mais significativas de vegetação primária ou secundária avançada, à necessidade de definir parâmetros para avaliação da integridade ecológica das formações de Mata Atlântica da região, ao detalhamento e caracterização das zonas de distribuição natural das formações florestais da

Floresta Ombrófila Densa e à definição de estratégias a respeito da conectividade na escala ecorregional, tirando proveito das unidades de conservação atualmente existentes (Reserva Biológica da Serra Geral, Centro de Pesquisas Pró-Mata, APA Rota do Sol, Floresta Nacional de São Francisco de Paula, Parque Estadual de Tainhas, Reserva Biológica Estadual Mata Paludosa). Estas unidades de conservação são especialmente importantes para pesquisa, pois representam as áreas menos degradadas da região.

**Tabela 1. Limites altimétricos utilizados para definir a distribuição espacial dos tipos de formação florestal na bacia do rio Maquiné (RS). FOM = Floresta Ombrófila Mista; FOD = Floresta Ombrófila Densa.**

Formação	limites altimétricos (a.n.m.)
Floresta de Terras Baixas	5 a 30 m
Floresta Sub-Montana	30 a 400 m
Floresta Montana	400 a 800 m
Florestas > 800 m (FOM + FOD Alto Montana)	> 800 m
Campos nativos	> 800 m

**Tabela 2. Áreas estimadas (km<sup>2</sup>) para diferentes tipos de cobertura da terra na bacia do rio Maquiné, RS (16 de outubro de 1995). Os resultados são mostrados separadamente por zonas de declividade (%), por zonas de vegetação e para uma faixa ripária de 90 m de largura. MatCap = formações florestais em estágios sucessionais intermediários; Mata = formações florestais em estágios sucessionais avançados; Agr = agricultura; Capoeira = capoeira; FI = Floresta**

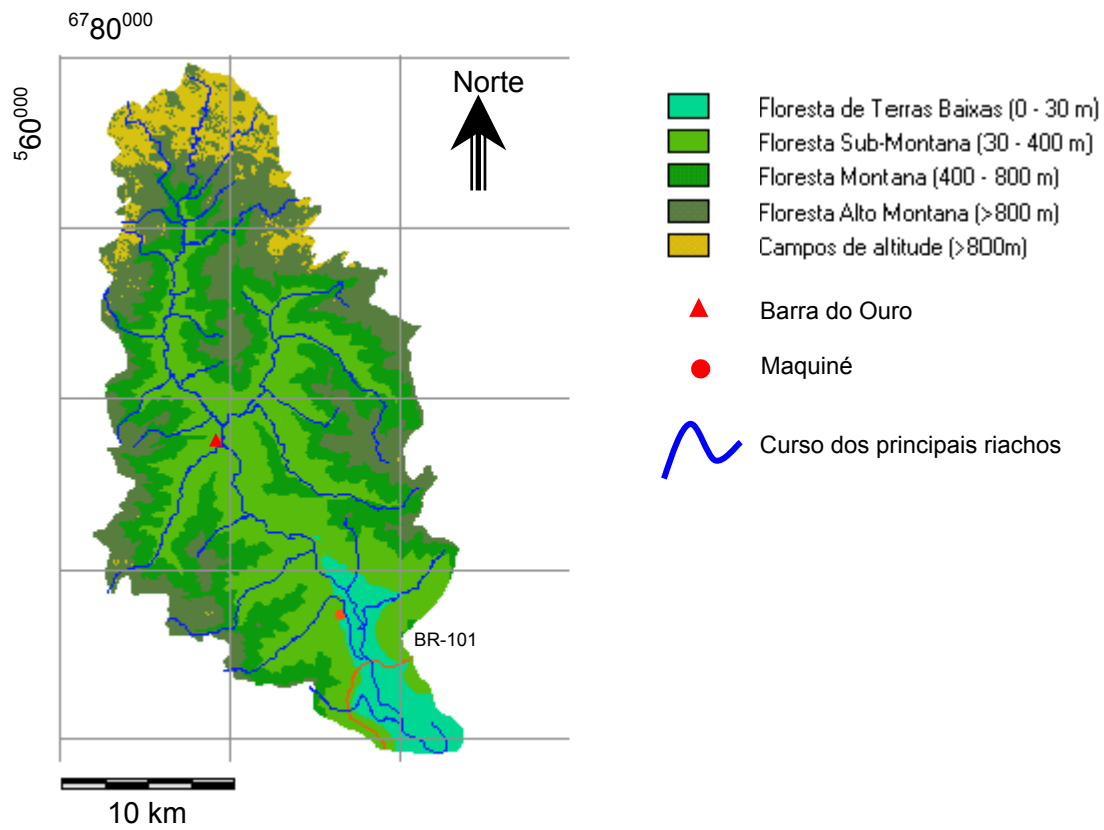
		MatCap	Capoeira	Mata	Agr	água	campo < 800 m*	solo descoberto	sombra	campo > 800 m**	total	
Total da bacia		191,5	121,2	111,4	57,0	1,2	5,0	3,7	20,8	38,7	550,5	
classes de declividade	0 - 3%	9,9	21,3	6,4	15,5	1,0	1,1	1,7	2,2	19,5	78,6	
	3 - 8 %	13,4	15,7	0,7	7,3	0,1	0,7	0,8	1,1	12,1	61,9	
	8 - 20%	31,5	23,6	18,9	8,8	0,0	1,4	0,5	1,6	6,3	92,6	
	20 - 45%	68,4	33,1	34,4	14,4	0,0	1,4	0,5	3,8	0,8	156,8	
	45 - 75%	53,7	21,1	31,4	8,5	0,0	0,4	0,1	6,7	0,0	121,9	
	> 75%	14,6	6,5	9,6	2,5	0,0	0,0	0,0	5,4	0,0	38,7	
Total		191,5	121,2	111,4	57,0	1,2	5,0	3,7	20,8	38,7	550,5	
zonas de vegetação	Fl. Terras Baixas	5,3	11,3	1,1	13,4	1,0	1,3	0,9	1,5		35,7	
	Fl. Sub-Montana	72,6	47,6	25,3	28,9	0,02	3,3	1,0	3,4		182,1	
	Fl. Montana	63,9	26,7	38,8	9,5	0,1	0,5	0,1	11,3		150,9	
	Florestas > 800 m	49,7	35,6	46,2	5,2	0,1		1,7	4,6		143,0	
	Campos nativos										38,7	38,7
	Total	191,5	121,2	111,4	57,0	1,2	5,0	3,7	20,8	38,7	550,5	
faixa ripária (90 m)	Fl. Terras Baixas	1,90	3,43	0,50	3,54	0,77	0,34	0,23	1,03		11,7	
	Fl. Sub-Montana	16,24	12,25	5,19	7,87	0,00	0,53	0,31	0,84		43,2	
	Fl. Montana	11,19	4,54	6,68	1,54	0,07	0,03	0,01	3,53		27,6	
	Florestas > 800 m	4,74	6,70	7,22	0,59	0,00	0,28		1,39		20,9	
	Campos nativos										8,88	8,9
	Total	34,08	26,93	19,58	13,54	0,84	0,89	0,84	6,79	8,88	112,4	

\* – Campos de origem antrópica

\* – Campos nativos

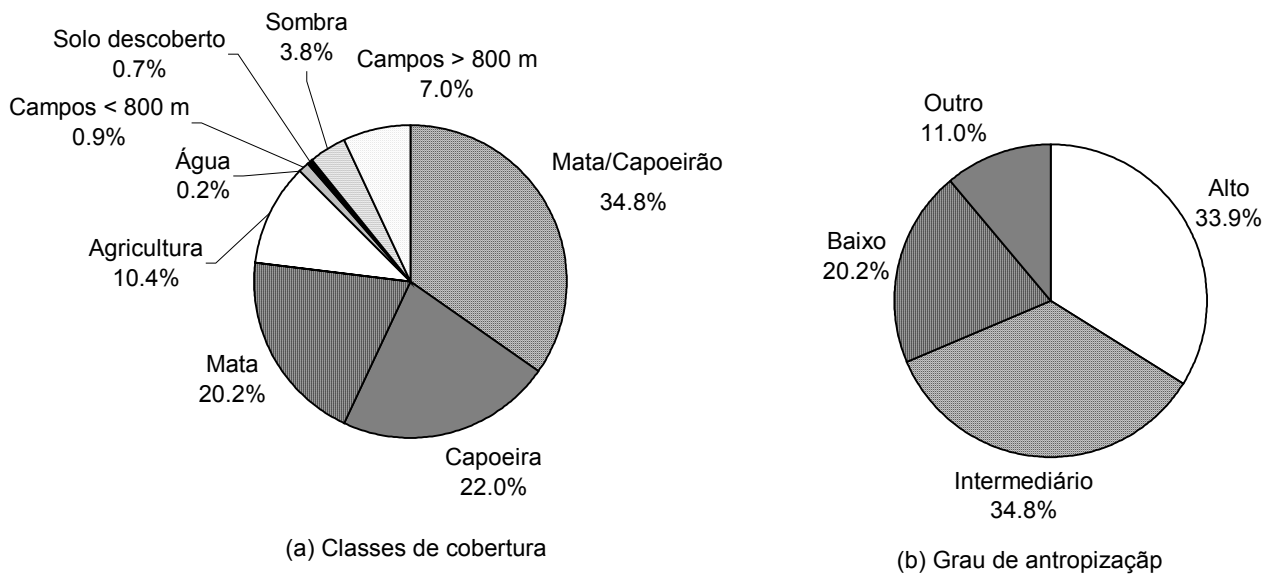
**Tabela 3. Áreas estimadas (km<sup>2</sup>) para diferentes tipos de cobertura da terra reclassificados conforme o grau de antropização que representam (bacia do rio Maquiné, RS). Os resultados são mostrados separadamente por zonas de declividade (%), por zonas de vegetação e para uma faixa ripária de 90 m de largura. Alto grau de antropização = agricultura, solo descoberto, capoeira e campos situados a menos de 800 m de altitude.; grau intermediário de antropização = formações florestais em estágios sucessionais intermediários; baixo grau de antropização = formações florestais em estágios sucessionais avançados; outros = sombra, água e campos situados acima de 800 m de altitude.**

		grau de antropização									
		área (km <sup>2</sup> )					área (%)				
		alto	intermediário	baixo	outro	total	alto	intermediário	baixo	outro	total
Total da Bacia		186,9	191,5	111,4	60,7	550,5	33,9	34,8	20,2	11,1	100
zonas de declividade	0 - 3%	39,6	9,9	6,4	22,7	78,6	50,4	12,6	8,1	28,9	100
	3 - 8 %	24,4	13,4	10,7	13,3	61,9	39,5	21,7	17,3	21,6	100
	8 - 20%	34,3	31,5	18,9	7,9	92,6	37,1	34,0	20,4	8,6	100
	20 - 45%	49,4	68,4	34,4	4,6	156,8	31,5	43,6	22,0	3,1	100
	45 - 75%	30,0	53,7	31,4	6,8	121,9	24,6	44,0	25,7	5,7	100
	> 75%	9,1	14,6	9,6	5,4	38,7	23,4	37,8	24,8	14,1	100
	Total	186,9	191,5	111,4	60,7	550,5	33,9	34,8	20,2	11,1	100
zonas de vegetação	Fl. Terras Baixas	26,9	5,3	1,1	2,5	35,7	75,2	14,8	3,0	7,1	100
	Fl. Sub-Montana	80,8	72,6	25,3	3,4	182,1	44,5	39,9	13,9	1,9	100
	Fl. Montana	36,7	63,9	38,8	11,4	150,9	24,3	42,4	25,7	7,7	100
	Florestas > 800 m	42,5	49,7	46,2	4,7	143,0	29,7	34,7	32,3	3,4	100
	Campos nativos	0,0	0,0	0,0	38,7	38,7	0,0	0,0	0,0	100,0	100
	Total	186,9	191,5	111,4	60,7	550,5	33,9	34,8	20,2	11,1	100
faixa ripária (90 m)	Fl. Terras Baixas	7,5	1,9	0,5	1,5	11,5	65,7	16,6	4,3	13,5	100
	Fl. Sub-Montana	21,0	16,2	5,2	0,5	42,9	48,9	37,9	12,1	1,3	100
	Fl. Montana	6,1	11,2	6,7	2,4	26,4	23,2	42,4	25,3	9,2	100
	Florestas > 800 m	7,6	4,7	7,2	0,9	20,5	37,0	23,2	35,3	4,7	100
	Campos nativos	0,0	0,0	0,0	5,8	5,8	0,0	0,0	0,0	100,0	100
	Total	42,2	34,1	19,6	16,5	112,4	37,5	30,3	17,4	14,8	100

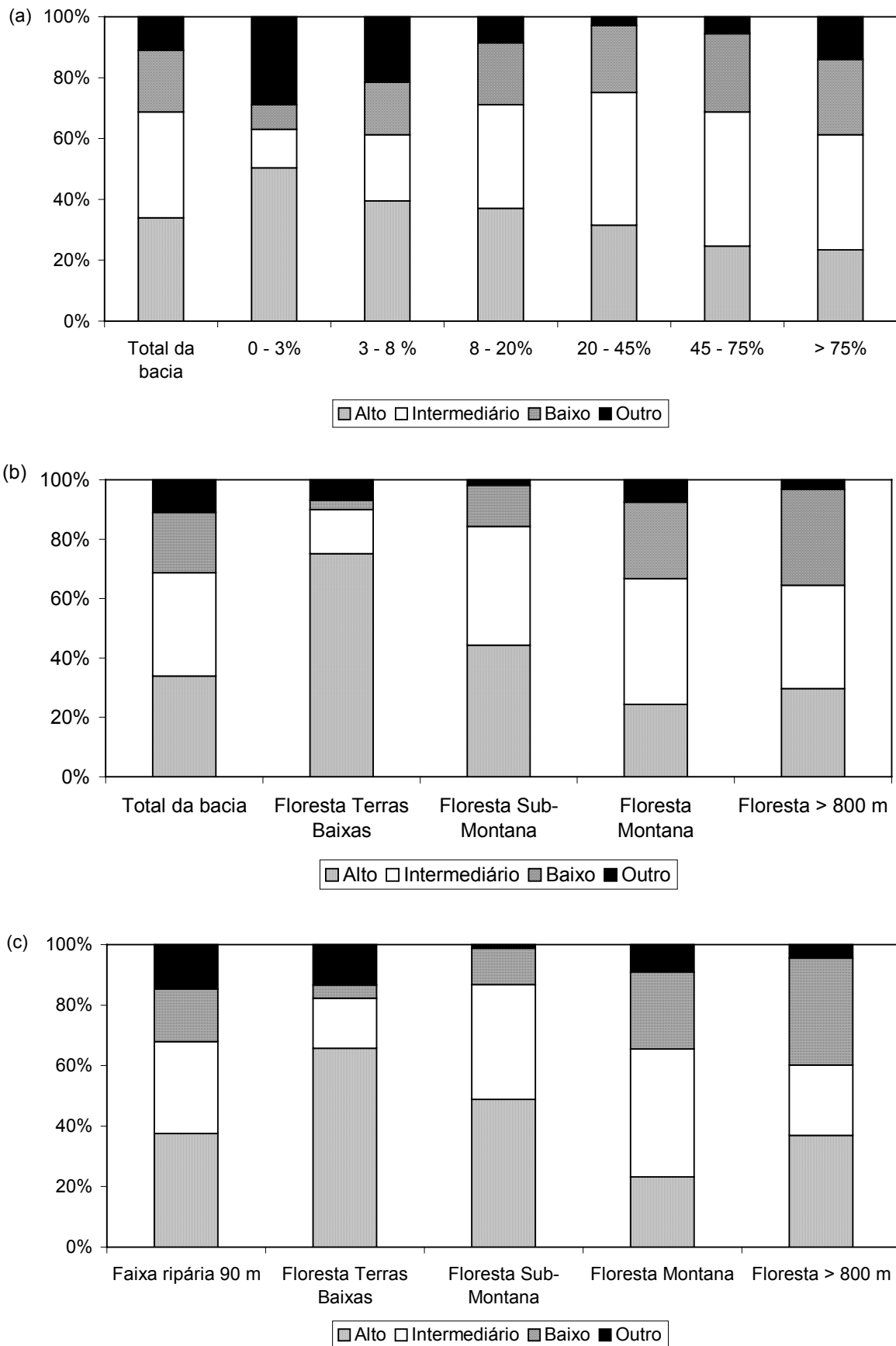


**Figura 6. Distribuição potencial dos principais tipos de vegetação na bacia do rio Maquiné (RS), baseada nos limites altimétricos descritos em TEIXEIRA *et al.* (1996). Coordenadas geográficas estão no sistema de projeção UTM.**





**Figura 7. (a) Área relativa (%) dos tipos de cobertura da terra na bacia do rio Maquiné (RS) obtidos a partir de imagem Landsat TM 5 (outubro de 1995); (b) Área relativa (%) dos tipos de uso da terra classificados conforme o grau de antropização.**



**Figura 8. Área relativa (%) ocupada por classes de cobertura da terra segundo o grau de antropização (bacia do rio Maquiné, RS): (a) em cada classe de declividade; (b) em cada zona de vegetação, (c) na faixa ripária de 90 m, por faixa de vegetação.**

## **2.2 Classificação de pequenas sub-bacias hidrográficas do Nordeste do Rio Grande do Sul (Brasil) conforme o grau de antropização da cobertura da terra.<sup>2</sup>**

### **2.2.1 Introdução**

A alteração da cobertura florestal original e sua substituição por atividades agrícolas têm diversos efeitos sobre os ecossistemas aquáticos (O'KEEFE *et al.*, 1989). Entre estes efeitos estão a modificação do balanço hídrico e suas conseqüências sobre o regime hidrológico, a disponibilidade e tipo de recursos alóctones para biota aquática, a modificação do potencial erosivo, afetando a quantidade de solo que entra nos rios, e os efeitos cumulativos que causam alteração da dinâmica de deposição e transporte de substrato (CUNHA & GUERRA, 1996; GORE, 1992; TUCCI & CLARKE, 1997; Faria & Marques, 1999; BRANNSTROM & OLIVEIRA, 2000). Em última instância, estas alterações significam mudanças na composição, distribuição e abundância de habitats e organismos (ALLAN *et al.*, 1997; JOHNSON *et al.*, 1997) além de, sob perspectiva antrópica, impactos sobre a qualidade e disponibilidade da água, integridade de propriedades ribeirinhas, estradas e pontes.

No Brasil, a região abrangida pelo domínio da Mata Atlântica teve sua cobertura vegetal natural drasticamente alterada e estima-se que atualmente restam apenas cerca de 7,5% da área original com vegetação primária e secundária em estado avançado de regeneração (SOS MATA ATLÂNTICA *et al.*, 1998). No Rio Grande do Sul, o percentual da cobertura florestal natural restante é de aproximadamente 2,7%, sendo que apenas 506,5 ha de formações de Mata Atlântica em estágio avançado de desenvolvimento (5,8% da área original no estado) restavam em 1995. A magnitude destes valores sugere que os impactos sobre o meio aquático nesta região foram provavelmente altos, embora não existam dados históricos comparativos.

Sob a perspectiva da biodiversidade aquática, as bacias costeiras do Sul-Sudeste do Brasil, no domínio da Mata Atlântica, são consideradas de alta importância. No que se refere à ictiofauna, a formação de diversas pequenas bacias ao longo da costa propiciou o contexto para a

---

<sup>2</sup> Estrutura do texto mantida conforme artigo a ser submetido para publicação, exceto pelo deslocamento das figuras conforme sua primeira citação no corpo da tese e da integração das referências bibliográficas ao item 4 da tese.

ocorrência de alto grau de endemismo (MALABARBA & ISAIA, 1992; BIZERRIL, 1994; REIS & SCHAFFER, 1998; REIS & CARDOSO, 2001). A perda da cobertura vegetal original é considerada um fator de pressão sobre diversas espécies de peixes de riachos associados aos ambientes florestados (MENEZES *et al.*, 1990; MENEZES, 1996; SABINO, 1996; BARRELLA & PETRERE Jr., 1996).

Na bacia do rio Maquiné, Nordeste do Rio Grande do Sul, a cobertura vegetal apresenta-se em um estágio de recuperação (**Item 2.1**). Embora pelo menos 70% da cobertura florestal original tenha sido removida e substituída por agricultura entre o final do século XIX e os dias de hoje, atualmente cerca de 50% da região é coberta por mata secundária em estágios intermediários ou avançados de desenvolvimento (**Item 2.1**).

O objetivo deste estudo é verificar como as sub-bacias do rio Maquiné distribuem-se segundo um gradiente de conservação baseado em padrões de cobertura da terra e classificá-las conforme o grau de antropização em que se encontram. A classificação obtida será utilizada como contexto para estudo das características da ictiofauna e suas relações com estado de conservação de bacia (**Parte 3**).

### **2.2.2 Material e Métodos**

Os dados utilizados provêm de imagens Landsat TM 5, do dia 10 de outubro de 1995, além de cartas planialtimétricas 1:50.000 (DSG, Ministério do Exército). O processamento foi realizado com o Sistema de Informações Geográficas Idrisi (Eastman, 1998), consistindo da classificação de cobertura da terra na bacia e delimitação das principais sub-bacias (**Item 2.1**). As características de uso da terra foram extraídas para cada uma das sub-bacias, sendo estas comparadas em termos do grau de antropização da cobertura da terra.

Foram analisadas neste estudo: (a) as 11 sub-bacias selecionadas para estudo da ictiofauna; (b) as áreas denominadas "Forcalha" e "Maqcalha", que correspondem as microbacias de drenagem e córregos intermitentes que drenam diretamente para os rios Forqueta e Maquiné; (c) as sub-bacias dos rios Lajeado ("Lajglob") e Forqueta ("Forglob") como um todo, por serem estes as principais formadores do rio Maquiné.

Para cada sub-bacia, a caracterização conforme grau de alteração ambiental foi feita considerando características de uso da terra na área total da sub-bacia, na faixa ripária e considerando terrenos de alta e baixa declividade:

- (a) *grau de antropização na área total da sub-bacia*, indicado pela proporção da área da sub-bacia ocupada por cobertura de solo em 3 classes: grau de antropização baixo (SubBaixo), intermediário (SubInter) e alto (SubAlto) (ver definição de grau de antropização no **Item 2.1**);
- (b) *grau de antropização na faixa ripária*, indicado pela proporção da faixa ripária de 90 m de largura que é ocupada por cobertura de solo em 3 classes: grau de antropização baixo (RipBaixo), intermediário (RipInter) e alto (RipAlto);
- (c) *grau de antropização considerando o efeito da declividade*, onde a declividade é considerada como fator potencializador do efeito negativo da antropização da cobertura da terra. Assume que os efeitos sobre o meio aquático resultantes da ocorrência de uma cobertura antropizada em declividades altas são diferentes daqueles causados por cobertura antropizada em declividade baixa. O efeito da declividade é analisado para cada sub-bacia (a faixa ripária não foi analisada em separado), com base na área percentual de cobertura da terra que ocorre em terrenos de declividade baixa (<45%) ou alta (>45%). A estimativa do efeito da declividade produz, num primeiro momento, 6 classes (3 classes de solo antropizado x 2 classes de declividade). Entretanto, as duas classes em que a cobertura da terra foi classificada como de baixo grau de antropização (SubBaixo+DecBai; SubBaixo+DecAlt) foram agrupadas, restando as 5 classes para análise final do grau de antropização segundo a declividade. As classes finais são apresentadas na **Tabela 4**.

A **Figura 9** representa o fluxograma simplificado do processo de obtenção dos dados acima descritos. A partir dos dados sobre grau de antropização da cobertura da terra foi preparada uma matriz da área percentual de cada classe por sub-bacia. Sobre esta matriz, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA), a fim de obter uma ordenação das sub-

bacias conforme o estado de conservação em que se encontram. A PCA foi realizada sobre uma matriz de correlação dos dados centralizados (Manly, 1994; ter Braak, 1995) e uma análise de agrupamento pelo método de UPGMA com distâncias Euclidianas utilizando o programa Multiv 2.0.3 (PILLAR, 2000). O programa permitiu também a análise da significância dos eixos de ordenação e dos agrupamentos produzidos, baseada em probabilidades calculadas por reamostragem *bootstrap*, como descrito em PILLAR (1999a) e PILLAR (1999b).

### 2.2.3 Resultados

A **Tabela 5** apresenta os resultados sobre a cobertura da terra para cada uma das sub-bacias estudadas. De forma geral, chama-se a atenção para a baixa proporção (9,8% a 31%) da área das sub-bacias ocupadas por vegetação primária ou secundária em estágio sucessional avançado (classe *mata*). Ao contrário do que se poderia esperar, as áreas ocupadas por agricultura são também pequenas (2,2 a 21,7%), sendo a maior proporção das sub-bacias geralmente ocupada por vegetação secundária em estágios sucessionais intermediários (21,8 a 47,5%).

A **Figura 10** representa a proporção da área de cada sub-bacia que é ocupada por classes de cobertura reclassificadas conforme o grau de antropização (baixo, intermediário ou alto). Considerando-se as duas principais sub-bacias de contribuição para o rio Maquiné (**Figura 4**), observa-se que a do rio Forqueta apresenta a maior proporção de áreas menos antropizadas, o que indica que em 1995 era a área em melhor estado de conservação. As sub-bacias em pior condição de cobertura da terra correspondem àquelas que drenam para o rio Lajeado e àquelas que drenam diretamente para o rio Maquiné (**Figura 4**).

Uma ordenação mais clara das sub-bacias deve considerar não só as áreas altamente antropizadas, mas também as áreas classificadas como de baixo e intermediário grau de antropização, além do estado de antropização na faixa ripária e o efeito da declividade. Com este objetivo, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (**Tabela 6** e **Figura 11**) utilizando os dados percentuais da **Tabela 5**.

Os 4 primeiros componentes principais foram considerados significativos ( $P_{\text{eixo } 4} = 0.034$ , após 1000 iterações). Isto significa que, utilizando o mesmo universo amostral, há uma

probabilidade significativa de que as tendências de variação observadas através da ordenação se repitam (Pillar, *no prelo*). Foram analisados apenas os 3 primeiros componentes, que respondem por 86,9% da variação total nos dados (PC1 = 47,6%; PC2 = 22,9 %; PC3 = 16,4%). Os descritores com maiores valores de contribuição percentual e coeficiente de correlação (**Tabela 6**) auxiliaram na interpretação dos padrões de ordenação das sub-bacias, representados nas **Figuras 11a e 11b**.

O primeiro componente principal (eixo PC1) representa o gradiente dominante na ordenação das sub-bacias em função do grau de antropização da cobertura da terra. Sub-bacias com escores positivos elevados (mais à direita nas **Figuras 11a e 11b**) são aquelas com maior influência de áreas com alto grau de antropização (descritores *SubAlt* e *RipAlt*). As sub-bacias com escores negativos elevados (mais à esquerda nas **Figuras 11a e 11b**), são aquelas mais influenciadas por áreas classificadas como pouco antropizadas (descritores *SubBai*, *RipBai* e *AndecBai*).

O segundo eixo (PC2) ordena as sub-bacias segundo a influência de áreas pouco antropizadas (ou seja, das áreas de mata primária ou secundária em estágio sucessional avançado; sub-bacias com escores positivos), e de áreas com grau intermediário de antropização (mata secundária em estágios sucessionais intermediários; sub-bacias com escores negativos). As áreas em grau intermediário de antropização podem ser interpretadas como estando "em recuperação", pois representam vegetação secundária em estágios sucessionais intermediários, desenvolvida após a interrupção de atividades agrícolas. Logo, PC2 permite observar não só as sub-bacias que tendem a apresentar maior proporção de áreas pouco antropizadas, mas também as sub-bacias que possuem áreas relativas consideráveis em recuperação.

Na **Figura 11a**, pode-se dizer, portanto, que há um gradiente indicando grau de antropização progressivo das sub-bacias conforme sua seqüência de distribuição no sentido de valores positivos de PC1 e de valores pouco elevados (quer positivos ou negativos) de PC2. As bacias mais alteradas são MaqCalha, Água Parada e Escangalhado, pois além de serem altamente correlacionadas com áreas mais antropizadas (PC1), as áreas pouco antropizadas não tiveram grande influência em sua distribuição em PC2. Estas bacias apresentam a) mais de 50%

de sua área constituída por cobertura altamente antropizada; b) as menores proporções de cobertura pouco antropizada e c) as menores proporções de cobertura medianamente antropizadas (não considerando a bacia do rio Lajeado). A sub-bacia menos alterada é a do rio Garapiá dos Leões, seguida da bacia do Ligeiro (a menos antropizada em termos da faixa ripária, **Figura 11b**) e das bacias do Encantado e Forqueta Alto (além da bacia do rio Forqueta, ForGlob, como um todo), com as maiores áreas percentuais de vegetação pouco antropizada, seguidas das sub-bacias do Encantado e Forqueta Alto, por apresentarem as menores áreas percentuais altamente antropizadas, além de áreas consideráveis em recuperação. As demais bacias situam-se em posições intermediárias no gradiente. A bacia do rio Lajeado (Lajeado e LajGlob) tem a particularidade de apresentar as menores áreas percentuais de vegetação em recuperação, ao mesmo tempo que possui percentuais intermediários e altos tanto de áreas altamente antropizadas como de áreas pouco antropizadas.

A ordenação das sub-bacias em PC3 reflete a influência da declividade sobre o grau de antropização da cobertura da terra. Sub-bacias com escores positivos elevados possuem maior proporção de áreas declivosas (>45%) coberta por vegetação altamente antropizada (atributos *AndecAlt* e *AndecMAIt*), enquanto escores negativos indicam a maior influência da vegetação secundária em estágio intermediário nas áreas declivosas (*AndecInAlt*).

Considerando-se as situações extremas para o conjunto das áreas analisadas, verifica-se que as sub-bacias em pior estado de conservação são as dos rios Escangalhado (Escang), Água Parada (Aparad) e Pavão, além da áreas que incluem as microdrenagens que fluem diretamente para a calha do rio Maquiné (MaqCalh). As sub-bacias em melhor estado de conservação são as do rio Ligeiro e do Garapiá dos Leões (GaLeo), estando as demais em situação intermediária de diferentes níveis, onde a alteração sobre áreas declivosas ou sobre a faixa ripária define as diferenças entre as sub-bacias. Embora a análise de agrupamento tenha indicado que uma classificação das sub-bacias em 6 grupos seria significativa ( $P=0,12$ ; ver PILLAR, 1999a e PILLAR, 1999b), julgou-se que uma interpretação mais clara é obtida com 5 agrupamentos. Estes agrupamentos estão assinalados na **Figura 11**.



A **Figura 12** sintetiza os resultados, representando no mapa da bacia a classificação das sub-bacias por grau de antropização.

#### **2.2.4 Discussão**

Bacias hidrográficas são áreas geográficas funcionais que integram diversos processos ambientais e impactos humanos sobre as paisagens, sendo que a busca de indicadores para avaliar o estado de conservação de bacias hidrográficas é tema de inúmeros estudos (HUNSACKER & LEVINE, 1995; ROTH *et al.*, 1996; ASPINALL & PEARSON, 2000). Tais indicadores, idealmente, devem ser medidas simples que representem componentes chave do sistema e que tenham significado além dos atributos que são diretamente medidos (ASPINALL & PEARSON, 2000). Entre os principais tipos de dados utilizados como indicadores de estado de conservação em Bacias Hidrográficas está o padrão de uso da terra, principalmente devido à relativa facilidade de obtenção, processamento e análise de dados através de sensoriamento remoto (SR) e sistemas de informação geográfica (SIG). Estes dados são utilizados para desenvolver indicadores de duas formas principais (HAINES-YOUNG, 1999 *apud* ASPINALL & PEARSON, 2000): considerando uma única data (para desenvolvimento de indicadores a partir da avaliação de "estado") ou considerando múltiplas datas (para desenvolver indicadores a partir da descrição e acompanhamento de mudanças temporais). No primeiro caso, existem dois tipos de indicadores:

a) medidas de quantidade e distribuição de um tipo particular de cobertura (por exemplo, a percentagem de área agrícola existente em diferentes sub-bacias);

b) medidas da organização espacial e estrutura dos tipos de cobertura (indicadores de ecologia de paisagem como índices de fragmentação, conectividade ou dominância).

Diversos indicadores da ecologia de paisagem (por exemplo, fragmentação, diversidade, conectividade) têm sido freqüentemente aplicados em ecologia e conservação (TURNER, 1990; RIPPLE *et al.*, 1991; OCHOA-GANEA, 2001). Porém, segundo ASPINALL & PEARSON (2000), apesar do cálculo de tais indicadores ser relativamente simples em termos operacionais, as tarefas mais complicadas são saber como utilizá-los (p. ex., é preciso saber o que exatamente os parâmetros estão medindo em termos ambientais ou ecológicos) e encontrar valores de

referência, limiares e indicadores de tendência. Além disso, muitos descritores são dependentes de escala, podendo apresentar relações diferentes com eventos ou características conforme a extensão ou grau de detalhe espacial abordados. No que se refere aos ecossistemas aquáticos, a compreensão da influência destes parâmetros sobre os habitats e biota, bem como de seu potencial para indicação do estado de conservação, representa uma área de pesquisa em intenso desenvolvimento (HUNSACKER & LEVINE, 1995; RICHARDS *et al.*, 1996; JOHNSON & GAGE, 1997; GUSTAFSON, 1998; DAVIES *et al.*, 2000; RIENMAN *et al.*, 2000). Por outro lado, descrições e comparações com base na composição e área relativa de diferentes usos da terra são comuns em estudos ambientais de bacias hidrográficas (HENRY & GOUVEIA, 1993; JOHNSON *et al.*, 1997; SCHLEIGER, 2000; OMETO *et al.*, 2000) e sua relação com características dos ecossistemas aquáticos é melhor conhecida, embora nem sempre seja simples (HUNSACKER & LEVIN, 1995; JOHNSON & GAGE, 1997).

Até meados do século XX, a bacia do rio Maquiné foi mais extensamente explorada pela agricultura do que atualmente (GERHARDT *et al.*, 2000), sendo que aproximadamente 70% de sua área de vegetação original foi em algum momento substituída por área agrícola (**Item 2.1**). O padrão de cobertura vegetal hoje existente caracteriza-se por um aumento das áreas de vegetação secundária sobre terras agrícolas abandonadas, implicando em um processo progressivo de recuperação da cobertura vegetal da bacia. As áreas onde a vegetação secundária encontra-se mais desenvolvida (ou menos alterada) parecem ser aquelas de mais difícil acesso e manejo ou de menor produtividade (mais íngremes e mais distantes das estradas da região), as quais portanto teriam sido abandonadas primeiramente.

As comparações realizadas indicam claramente que as sub-bacias que drenam para o rio Forqueta (**Figura 12**) encontram-se em melhor condição do que aquelas que drenam diretamente para os rios Maquiné e Lajeado (incluindo a própria bacia do rio Lajeado como um todo). Possivelmente, este contraste esteja relacionado a processos sociais, econômicos e históricos diversos (ver GERHARDT *et al.*, 2000) que determinaram diferentes trajetórias de exploração, e portanto diferentes graus de antropização, em cada região da bacia do rio Maquiné. Entretanto, a observação da configuração dos elementos antrópicos da paisagem da bacia, como a presença

de uma estrada estadual (RS-484) unindo a BR-101 à região da Serra, a proximidade da própria BR-101 e a proximidade em relação às áreas urbanas locais (Maquiné e Barra do Ouro) parecem ser fatores associados à maior persistência da ocupação humana e da agricultura em algumas sub-bacias (**Figuras 11 e 12**).

A área que engloba as pequenas drenagens diretas do rio Maquiné (sub-bacia 8, “MaqCalha”) é justificadamente uma das mais impactadas por possuir as principais terras agrícolas da região, seguindo um modelo agrícola de produção mecanizada e intensa, maior densidade populacional, maior densidade viária e nível de urbanização. As sub-bacias dos rios Água Parada, Escangalhado e Pavão são também bastante impactadas, embora a agricultura se dê em menor escala e seguindo modelos diferentes (GERHARDT *et al.*, 2000).

A bacia do Lajeado representa um caso diferenciado. Possui tanto áreas pouco antropizadas como regiões altamente antropizadas em percentuais intermediário a elevados quando comparada com as demais sub-bacias. Por outro lado, as regiões medianamente antropizadas ocupam menos proporção desta sub-bacia. Isto indica que a sub-bacia apresenta uma dinâmica de antropização que acarreta proporcionalmente menos área em recuperação e que, apesar de haver áreas antropizadas consideráveis, são também significativas as áreas de baixa antropização. Essa característica provavelmente deve-se ao fato de que a RS-484 e pequenas estradas vicinais atravessam a metade inferior da bacia (Sul-Sudoeste) e parte da região das cabeceiras (Norte), possibilitando maior acesso às terras, enquanto que o trecho intermediário (Leste) da bacia até a transição para o Planalto Basáltico é praticamente desprovido de estradas. Além disso, a vertente do vale voltada para o Sul e o divisor de águas com a bacia do rio Forqueta são áreas bastante acidentadas, de difícil acesso, e parecem ter sido significativamente menos exploradas pela agricultura. O melhor estado de conservação da vegetação na bacia do rio Forqueta e de suas sub-bacias parece espelhar em menor escala o processo histórico de colonização e abandono da região como um todo (**Item 2.1**). Nesta sub-bacia, o isolamento geográfico pode ter tido papel importante, apesar de existirem estradas vicinais e energia elétrica em todas as sub-bacias. Atualmente, muitas das estradas e pontilhões encontram-se em estado ruim e são freqüentemente destruídas por enxurradas. Uma das áreas

mais antropizadas corresponde às pequenas drenagens que fluem diretamente para a calha principal do rio Forqueta (sub-bacia "ForCalha") e onde se encontram as terras mais acessíveis e produtivas, ainda utilizadas para agricultura.

Os percentuais das classes "muito alta", "alta" e "intermediária alta" representam as áreas mais antropizadas atualmente. Por outro lado, as áreas classificadas como apresentando "grau intermediário de antropização" da cobertura da terra são aquelas que já teriam sofrido níveis maiores de antropização no passado, mas que atualmente estão cobertas por vegetação secundária em estágios sucessionais intermediários. Estas áreas representam portanto um registro indireto de condições passadas e a análise de seus percentuais permite estimar quais as sub-bacias teriam sido historicamente mais alteradas em termos de cobertura vegetal. Considerando o somatório destas categorias, temos que as sub-bacias mais antropizadas historicamente são "MaqCalha", Água Parada, Escangalhado, Pavão e "ForqCalha", pois apresentam as maiores proporções somadas de áreas altamente antropizadas e áreas medianamente antropizadas em solos declivosos (ver altura da coluna para o conjunto das classes "muito alta", "alta" e "mediana alta" na **Figura 10c**). Já as sub-bacias menos antropizadas são as dos rios Garapiá dos Leões, Ligeiro, Encantado e "Forqueta Alto", por apresentarem as maiores proporções de vegetação classificada como em baixo grau de antropização, quer seja em terrenos declivosos, quer seja em terrenos mais planos. Diante disto, pode-se inferir que também sob uma perspectiva histórica, as sub-bacias em pior situação de alteração da cobertura vegetal são as dos rios Água Parada, "MaqCalha", Escangalhado, "ForCalha", Pavão e Pinheiro. Estas são sub-bacias menores que drenam diretamente para o rio Maquiné, ou tributárias do rio Lajeado, todas possuindo 80% ou mais de sua área caracterizada como de alta ou média antropização. Correspondem também às áreas agrícolas mais produtivas e/ou às áreas mais próximas ao centros populacionais locais (Barra do Ouro e Maquiné) e servidas ou próximas a estradas mais importantes e mais bem conservadas (BR-101 e RS-484; **Figura 12**).

Além da área e composição de classes de uso da terra, são também importantes fatores como a declividade e os ambientes ripários (GREGORY *et al.*, 1991; RODRIGUES & LEITÃO FILHO, 2000) devido às influências que estes fatores tem sobre processos e padrões ecológicos.

A declividade é um fator relacionado a movimentos de massa, transporte de materiais e erosão (CUNHA & GUERRA, 1996), os quais podem ter magnitude, extensão, frequência e previsibilidade afetadas por alterações do uso da terra. Como mencionado na introdução deste estudo, a alteração destes fenômenos leva a modificações em diversas características físicas de hábitat dentro dos rios e na zona ripária, influenciando a biota associada. Na região no Sudeste de Santa Catarina e Nordeste do Rio Grande do Sul, é comum a ocorrência de enxurradas de grande magnitude e deslizamentos nas encostas. Estes eventos fazem parte da história geológica e ecológica dos riachos da região, afetando as cabeceiras e encostas mais íngremes da Serra Geral (áreas fonte de materiais) e os ambientes ripários e canais nas porções inferiores das bacias (áreas receptoras e de transição). A probabilidade de deslizamentos é favorecida pelo forte gradiente altimétrico da região. Casos exemplares de enxurradas e deslizamentos de magnitude catastrófica, e de extensão regional, ocorreram em dezembro de 1995, no Sudeste de Santa Catarina (documentados por PELLERIN *et al.*, 1996 e PELLERIN *et al.*, 1997) e Nordeste do Rio Grande do Sul, incluindo a bacia do rio Maquiné. A partir destas informações, pressupõe-se que as bacias com maior proporção de áreas altamente antropizadas em zonas declivosas sofram os maiores impactos. Pode-se ainda levantar a hipótese de que estes efeitos tenham reflexos correlacionados e mensuráveis na biota aquática. Na bacia do rio Maquiné, as sub-bacias do Pavão e do Escangalhado apresentaram a maior proporção de superfície altamente antropizada em zonas declivosas (16,4% e 15,5%, respectivamente; **Figura 10c**). As demais sub-bacias apresentaram proporções entre 8,5 e 10%, exceto pela do rio Solidão e de "MaqCalha". Nestas sub-bacias, os valores de 3,9% e 3,4% deve-se à menor disponibilidade absoluta de áreas declivosas e não a um melhor estado de conservação da vegetação. É importante também observar na **Figura 10** os valores de grau de antropização "mediano-alto" somados aos de grau "muito alto", pois eles indicam a proporção das sub-bacias que, no passado, correspondia a áreas declivosas antropizadas, mas que hoje se encontram em recuperação. Esta proporção ficou entre 20 e 30% na maioria dos casos, em comparação com os 8,5% a 10% atuais.

A importância da inclusão de dados sobre uso da terra na faixa ripária foi bem salientada por HUNSACKER & LEVIN (1995). Segundo estes autores, teoricamente pode-se esperar que

50% de uso agrícola e uma zona de mata ripária intacta representem uma situação melhor (menor turbidez e menos aporte de nutrientes de origem antrópica) do que a mesma bacia sem nenhuma zona ripária. Entretanto, ainda não é claro em que situações o uso da terra nas proximidades de um rio pode ser mais determinante para a qualidade de água do que o uso da terra em toda a bacia, já que os resultados podem ser dependentes de escala e resolução dos dados. Em pequenas bacias de drenagem, o uso da terra mais próximo aos riachos parece prever melhor a qualidade de água do que uso da terra da bacia inteira (OSBORNE & WILEY, 1988), porém em bacias maiores o uso da terra nas áreas mais altas da bacia parece ser tão importante quanto os usos próximos aos rios (HUNSACKER & LEVINE, 1995). Na bacia do rio Maquiné, a tendência foi de que o padrão de uso da terra na faixa ripária fosse muito semelhante ao padrão de sua respectiva sub-bacia como um todo (como pode ser verificado pela comparação das áreas percentuais de cada classe de antropização e respectiva seqüência de ordenação das sub-bacias nas **Figuras 10a e 10b**). Constatação semelhante havia sido feita no **Item 2.1**, para a bacia como um todo. Acredita-se que esta tendência seja resultado da ampla extensão de áreas florestais que foi substituída por outros usos e pelo fato de que as terras utilizadas para agricultura freqüentemente avançam até as margens dos rios.

### **2.2.5 Conclusões**

Na bacia do rio Maquiné, o grau de conversão da cobertura florestal para agricultura foi bastante elevado no passado, apesar de atualmente existirem diversas regiões onde a vegetação encontra-se em processo de recuperação. No presente estudo, foi possível verificar que existem diferenças entre as sub-bacias do rio Maquiné ao longo de um gradiente de antropização da cobertura da terra (**Figura 12**). De forma geral, as sub-bacias do rio Forqueta encontram-se atualmente menos antropizadas do que as do rio Lajeado e do que aquelas que drenam diretamente para o rio Maquiné. Um gradiente mais detalhado de distinção entre as sub-bacias reflete os níveis de antropização existentes em terrenos mais declivosos e também a proporção de áreas em recuperação (vegetação secundária em estágios sucessionais intermediários), permitindo distinguir 4 grupos de sub-bacias, além da situação diferenciada da bacia do rio

Lajeado, onde existe proporcionalmente menos área em recuperação, embora as áreas pouco antropizadas sejam ainda consideráveis.

A classificação resultante poderá auxiliar na orientação de estratégias de conservação, recuperação e desenvolvimento na região e para o delineamento de pesquisas sobre indicadores para diagnóstico e monitoramento de degradação ou recuperação de pequenas bacias hidrográficas.

**Tabela 4. Graus de antropização da cobertura da terra conforme a declividade do terreno. Assume-se que em declividades altas o efeito negativo da degradação da cobertura vegetal é maior. Cada classe na primeira coluna representa as categorias que constam na terceira e quarta coluna.**

Grau de antropização considerando efeito da declividade	Código	Descrição
Baixo	AndecBa	Cobertura da terra <b>pouco</b> antropizada em terrenos de <b>baixa ou alta</b> declividade
Intermediário	AndecIn	Cobertura da terra <b>medianamente</b> antropizada em terrenos de <b>baixa</b> declividade
Intermediário Alto	AndecInAlt	Cobertura da terra <b>medianamente</b> antropizada em terrenos de <b>alta</b> declividade
Alto	AndecAlt	Cobertura da terra medianamente antropizada em terrenos de <b>baixa</b> declividade
Muito Alto	AndecMAIt	Cobertura da terra <b>altamente</b> antropizada em terrenos de <b>alta</b> declividade



**Tabela 5. Área total (km<sup>2</sup>) e relativa (%) coberta pelas diferentes classes de uso da terra nas principais sub-bacias do rio Maquiné (RS) conforme interpretação de imagem LANDSAT TM 5 (16 de outubro de 1995). Identificador (id) das sub-bacias corresponde à aos números na Figura 1. Abreviaturas: agr = agricultura; cam<800 = campos abaixo de 800 m; cam>800m = campos acima de 800m; cap = capoeira; mata = mata; matcap = mata/capoeira; solo = solo exposto; somb = sombra. Valores de Lajeado (global) e Forqueta (global) representam somatório global da área das classes de uso na superfície destas sub-bacias (Lajeado global = Lajeado + Pavão + Escang; Forqueta global = ForqAl + ForqCalha+Ligeiro+Encant+Gasev +Galeo).**

id sub-bacia	Área (km <sup>2</sup> )										Área (%)								
	agr	água	cam<800	cam>800	cap	mat	matcap	solo	somb	Total	agr	água	cam<800	cam>800	cap	mat	matcap	solo	somb
1 Á.Parada	5,0		1,27		10,37	3,20	11,65	0,57	0,46	32,53	15,43	0,00	3,92	0,00	31,87	9,83	35,81	1,75	1,40
5 Lajeado	12,0	0,09	0,31	35,91	33,31	30,43	33,67	1,68	6,79	154,2	7,78	0,06	0,20	23,29	21,60	19,74	21,84	1,09	4,40
9 Encantado	2,1	0,00	0,04		5,31	10,65	15,73	0,02	1,75	35,62	5,92	0,01	0,12	0,00	14,90	29,90	44,17	0,06	4,92
4 Escang	1,2		0,09	0,01	2,41	0,83	2,74	0,00	0,06	7,33	16,17	0,00	1,21	0,18	32,92	11,26	37,36	0,05	0,83
11 ForqAl	2,1	0,00	0,06	0,04	5,57	13,59	20,79	0,01	2,00	44,10	4,64	0,01	0,13	0,09	12,63	30,81	47,15	0,01	4,53
13 ForqCalha	2,5	0,00	0,08	0,00	4,23	2,79	8,80	0,08	0,47	18,93	13,11	0,00	0,42	0,00	22,34	14,76	46,47	0,41	2,48
14 GaLeo	0,4	0,03		1,33	4,09	5,73	5,76	0,02	1,04	18,42	2,17	0,18	0,00	7,25	22,22	31,13	31,25	0,12	5,67
12 GaSev	1,1	0,00	0,00	1,27	2,70	3,66	5,66	0,16	0,63	15,20	7,34	0,02	0,02	8,33	17,79	24,10	37,22	1,03	4,15
7 Ligeiro	0,5	0,00	0,04		1,76	3,60	4,64	0,01	1,15	11,74	4,61	0,02	0,30	0,00	15,01	30,65	39,54	0,11	9,76
8 MaqCalha	21,4	0,98	2,36		25,86	12,44	31,90	0,98	2,93	98,87	21,66	0,99	2,39	0,00	26,15	12,59	32,27	0,99	2,97
6 Ouro	3,2	0,03	0,07	0,10	9,46	12,02	24,19	0,07	1,78	50,93	6,32	0,07	0,13	0,20	18,57	23,59	47,49	0,13	3,50
3 Pavão	1,4	0,01	0,02	0,01	3,35	2,18	5,49	0,01	0,20	12,64	10,85	0,08	0,13	0,10	26,52	17,24	43,42	0,04	1,61
2 Pinheiro	3,0	0,01	0,24	0,03	7,25	5,06	11,76	0,08	0,62	28,07	10,76	0,03	0,87	0,11	25,84	18,02	41,88	0,29	2,20
10 Solidão	1,1	0,00	0,38		5,51	5,17	8,74	0,03	0,96	21,90	5,00	0,01	1,75	0,00	25,17	23,61	39,91	0,16	4,39
<b>Total</b>	<b>57,0</b>	<b>1,17</b>	<b>4,97</b>	<b>38,71</b>	<b>121,2</b>	<b>111,4</b>	<b>191,52</b>	<b>3,72</b>	<b>20,84</b>	<b>550,5</b>	<b>10,36</b>	<b>0,21</b>	<b>0,90</b>	<b>7,03</b>	<b>22,02</b>	<b>20,23</b>	<b>34,79</b>	<b>0,68</b>	<b>3,79</b>
Lajeado (global)	14,6	0,10	0,41	35,94	39,07	33,43	41,90	1,69	7,05	174,1	8,35	0,06	0,24	20,64	22,44	19,20	24,06	0,97	4,05
Forqueta (global)	8,7	0,05	0,22	2,64	23,67	40,03	61,38	0,30	7,04	144,0	6,04	0,03	0,15	1,83	16,43	27,80	42,62	0,21	4,89

**Tabela 6. Contribuição (%) e coeficientes de correlação dos descritores nos 3 primeiros eixos (PC1, PC2 e PC3) resultantes da Análise de Componentes Principais, realizada sobre dados de cobertura da terra (outubro de 1995) de 16 sub-bacias da bacia do rio Maquiné, RS. Valores em negrito indicam principais descritores utilizados na interpretação da ordenação. Para abreviaturas, ver texto.**

descritores	Contribuição (%)			Coeficientes de correlação		
	PC1	PC2	PC3	PC1	PC2	PC3
SubBai	<b>14,485</b>	<b>8,534</b>	0,142	<b>-0,87058</b>	<b>0,46388</b>	0,05054
SubInt	7,910	<b>21,457</b>	0,738	-0,64333	<b>-0,73556</b>	0,11540
SubAlt	<b>18,627</b>	0,103	0,654	<b>0,98726</b>	0,05087	-0,10863
RipAlt	<b>18,213</b>	0,199	0,176	<b>0,97623</b>	-0,07088	-0,05629
RipInt	5,737	<b>25,705</b>	0,002	-0,54787	<b>-0,80508</b>	0,00636
RipBai	<b>12,919</b>	<b>10,861</b>	0,145	<b>-0,82218</b>	<b>0,52331</b>	0,05109
AndecBai	<b>14,485</b>	<b>8,534</b>	0,142	<b>-0,87058</b>	<b>0,46388</b>	0,05054
AndecInt	5,809	<b>22,043</b>	1,202	-0,55131	<b>-0,74554</b>	-0,14730
AndecIntAl	0,012	0,336	<b>47,557</b>	-0,02510	-0,09204	<b>-0,92661</b>
AndecAlt	0,841	0,527	<b>41,514</b>	0,20983	-0,11525	<b>0,86570</b>
AndecMAlt	0,963	1,703	7,731	0,22448	-0,20723	0,37360
Total	100	100	100			

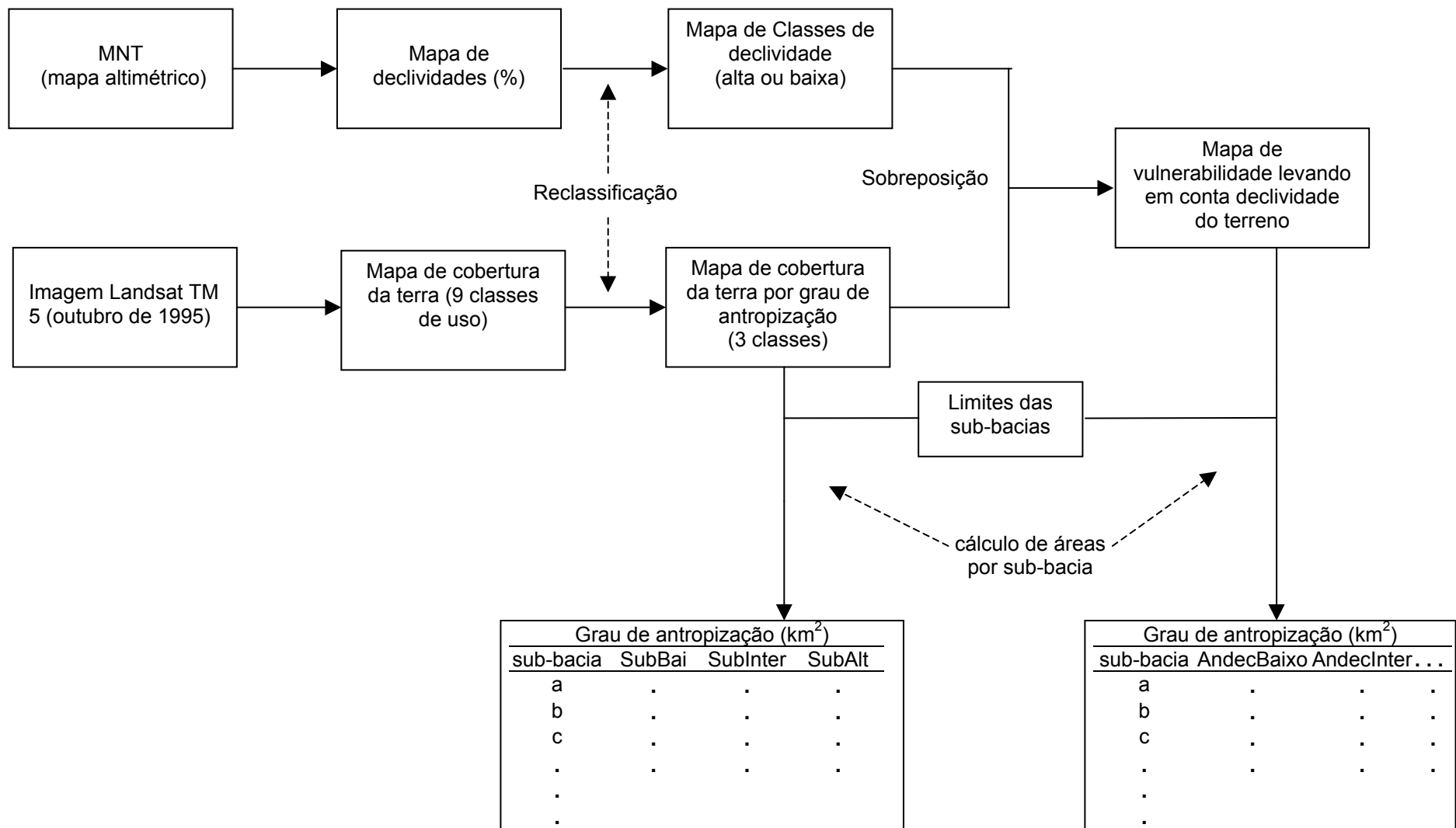
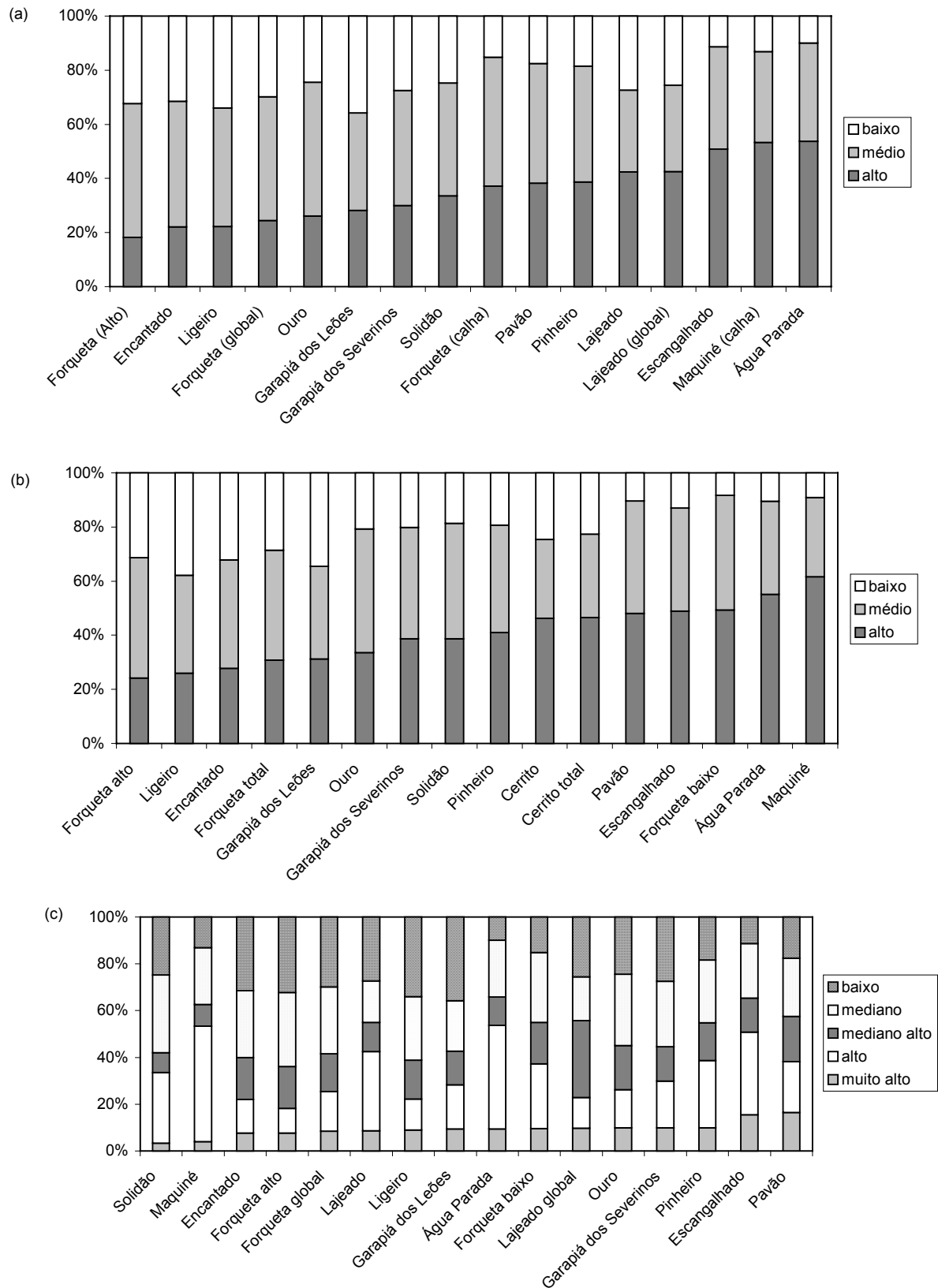


Figura 9. Fluxograma simplificado do processo de obtenção dos dados sobre grau de antropização da cobertura da terra na bacia do rio Maquiné (RS).



**Figura 10. Proporção do grau de antropização da cobertura da terra em diferentes sub-bacias do rio Maquiné (RS) conforme interpretação de imagem Landsat TM 5 (outubro de 1995). Seqüência de colunas em ordem crescente de alto grau de antropização. (a) sub-bacia total; (b) faixa ripária de 90 m; (c) por zona de declividade.**

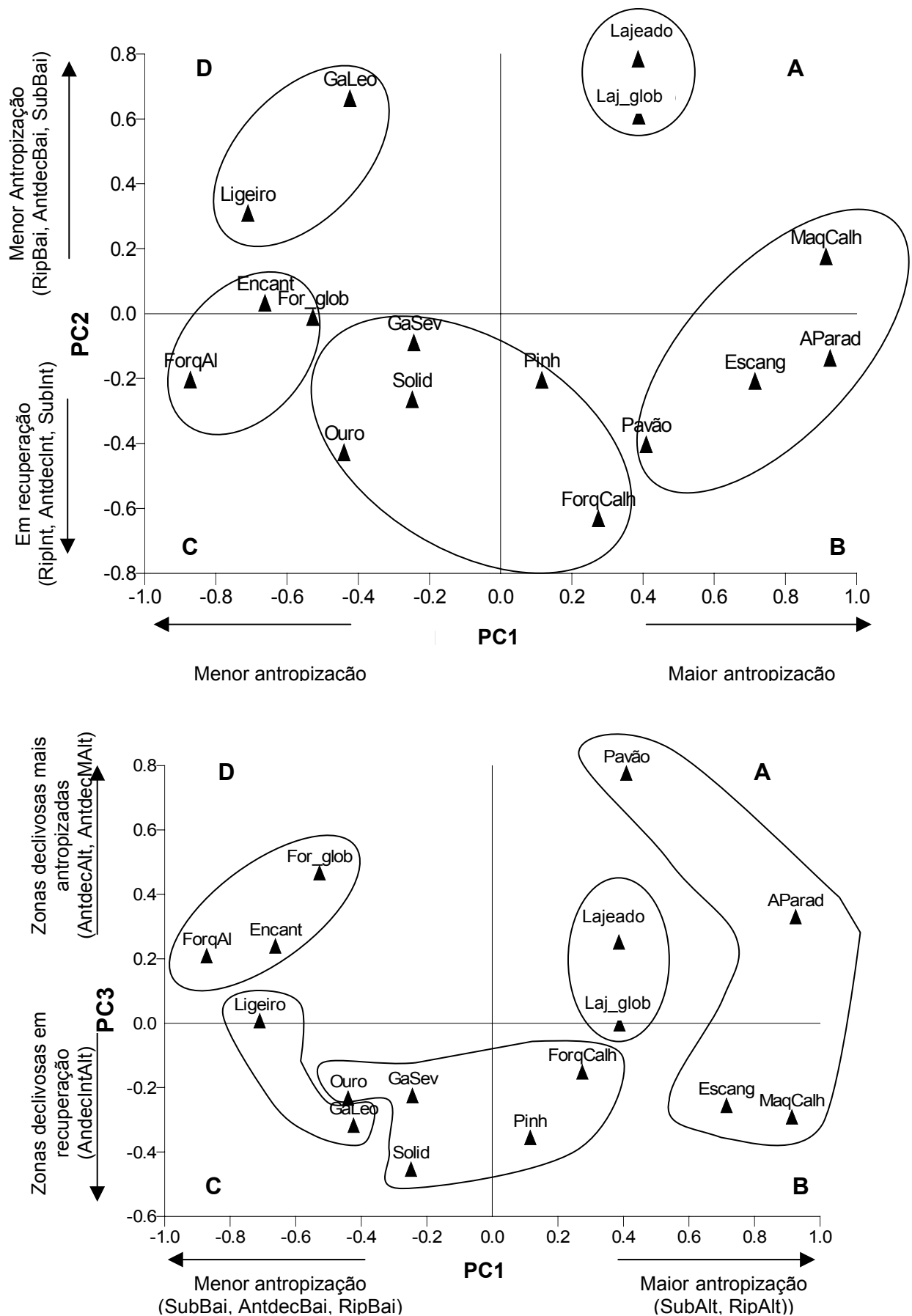
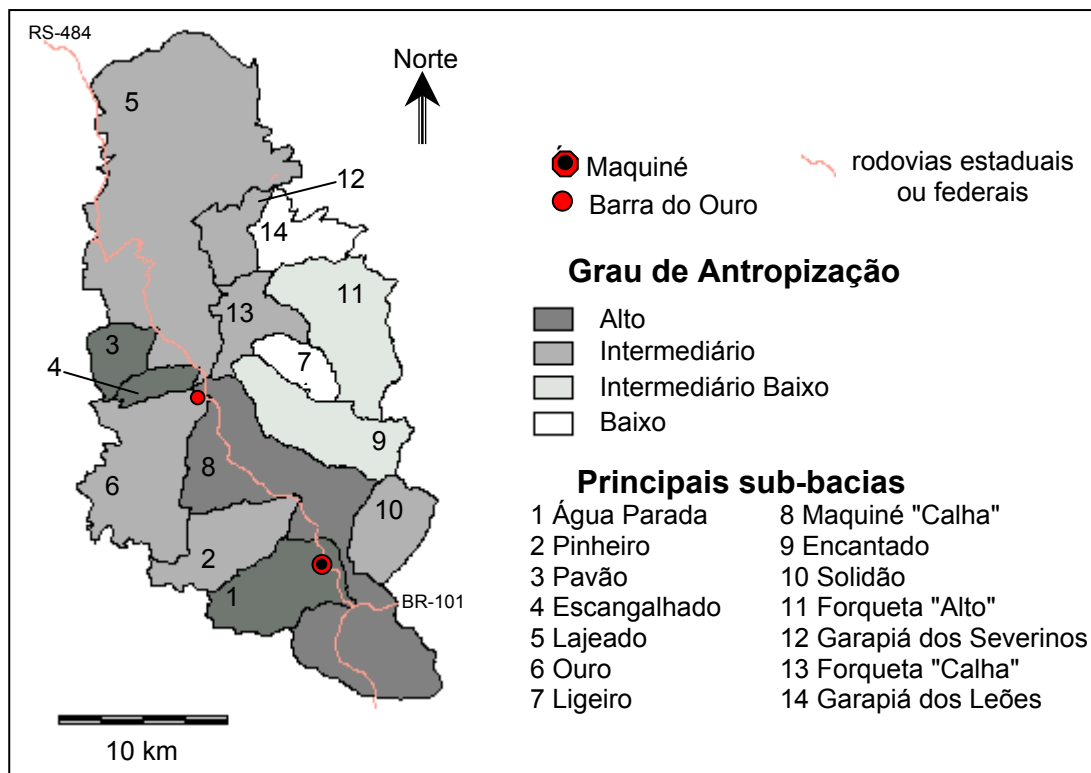


Figura 11. Análise de Componentes Principais sobre dados de cobertura da terra (10 de outubro de 1995) de 16 sub-bacias da bacia do rio Maquiné (RS). Pontos indicam localização das sub-bacias no espaço de ordenação dos componentes principais (a) PC1 x PC2 e (b) PC1 x PC3. Os grupos de sub-bacias estão delimitados conforme resultado da análise de agrupamentos.



**Figura 12. Representação da bacia do rio Maquiné (RS) e suas principais sub-bacias conforme a classificação final em termos de grau de antropização e vulnerabilidade da cobertura da terra.**

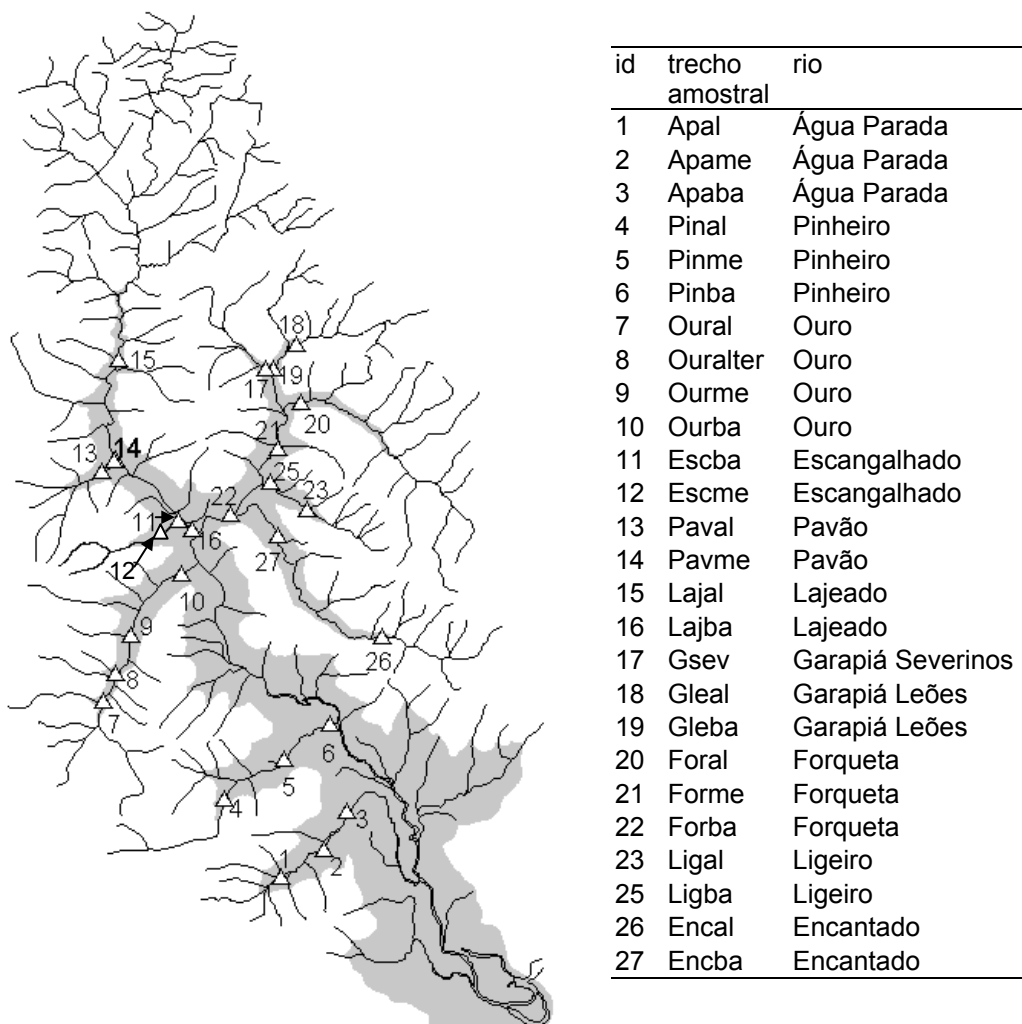
## PARTE 3

***Distribuição e abundância de peixes de corredeira e suas relações com hábitat, fisiografia da bacia e posição espacial.***

### 3.1 Metodologia

As amostragens para obtenção de dados quantitativos foram realizadas sazonalmente entre agosto de 1999 e maio de 2000. Neste período, foram amostrados entre 21 e 24 trechos de riacho por estação do ano, sendo que cada temporada de amostragem estendeu-se por 30 à 45 dias de campo. Os mesmos trechos foram amostrados em todas as estações do ano, exceto pelos casos mencionados adiante. A **Figura 13** indica a localização dos pontos de coleta.

Os itens a seguir descrevem em detalhe o processo de seleção dos trechos a serem amostrados e os procedimentos de campo para amostragem de peixes e de características de hábitat.



**Figura 13.** Localização dos trechos de corredeira amostrados na rede hidrográfica da bacia do rio Maquiné (RS). A região em cinza indica porção da bacia situada em fundos de vale (altitude <250 m). Observação: o identificador 24 foi atribuído a um local de amostragem não incluído nas análises e portanto não aparece na figura.



### 3.1.1 Escolha dos habitats e determinação dos locais de amostragem

A distribuição e localização dos locais a serem amostrados foram determinadas após a análise das características fisiográficas da bacia e da hidrografia dos rios com apoio de um Sistema de Informações Geográficas.

A **Figura 14** ilustra a seqüência geral de seleção dos trechos de corredeira a serem amostrados, desde a seleção das sub-bacias e riachos até a coleta pontual de peixes nas corredeiras.

Os onze rios estudados foram selecionados após reconhecimento prévio da bacia e caracterização de suas sub-bacias, tendo sido escolhidos os principais cursos d'água existentes e com porte suficiente para sustentação de diversas espécies da ictiofauna (coletas exploratórias foram realizadas durante o reconhecimento da bacia). Um segundo critério considerado foi o de que os riachos deveriam representar tipicamente porções da bacia mais associadas à Serra Geral do que à Planície Costeira, apresentando portanto características ritrais (SCHÄFER, 1985). Esta opção foi feita a fim que os dados fossem comparáveis em termos de habitat (maximização da homogeneidade de tipo de habitats entre unidades amostrais, RINCÓN, 1999; BAUER & RALPH, 2001). Por este motivo foram excluídos dois riachos mais característicos da zona de baixada na Planície Costeira (arroio Espreado e outro arroio sem denominação nas cartas do Exército em escala 1: 50.000).

A maior parte dos riachos não amostrados representam sistemas intermitentes, onde o fluxo superficial só aparece durante os períodos em que há maior pluviosidade (observação pessoal). Alguns destes riachos, foram amostrados exploratoriamente ao longo do período de estudo, revelando a total ausência de peixes e crustáceos, além de baixa riqueza e abundância de formas aquáticas de invertebrados. O riacho da Solidão não foi amostrado por apresentar-se excessivamente modificado pela presença de um grande açude e também por encontrar-se distante dos demais riachos, o que dificultaria operacionalmente a execução das amostragens.

Como mostra a **Figura 15**, os riachos da bacia do rio Maquiné apresentam perfil longitudinal composto geralmente por 3 zonas: as cabeceiras, situadas nos terrenos planos

do topo da Serra, a porção de alta declividade na encosta da Serra e os segmentos de fundo de vale. As exceções são os rios Ligeiro e Encantado, cujas cabeceiras situam-se na encosta da Serra que separa as bacias do rio Maquiné e do rio Três Forquilhas (**Figura 5**). O rio Maquiné, em seu curso inferior, situado em terrenos da Planície Costeira, possui ainda características que podem ser descritas como potamais (SCHÄFER, 1985) (ver **Anexo**).

As transições entre estas três zonas são relativamente evidentes e correspondem aos compartimentos geomorfológicos descritos por HORN-FILHO (1987). A região do Planalto Basáltico situa-se em altitudes acima de 750 m, a encosta da Serra situa-se aproximadamente entre 250 e 750 m e os fundos de vale estão situados em altitudes de aproximadamente 10 a 250 metros. A Planície Costeira, onde encontra-se a porção fluvio-deltaica do rio Maquiné, possui altitudes inferiores a 10 m. Para os objetivos do presente trabalho, estas zonas foram definidas com base no exame do perfil longitudinal dos riachos (**Figura 15**) e nas cartas digitais de altitude e declividade geradas através de técnicas de geoprocessamento no SIG-Idrisi (EASTMAN, 1998) (Parte 2). Além disso, com apoio de um receptor GPS e do mapeamento realizado, foram feitos reconhecimentos de campo em todas as sub-bacias estudadas para verificar as características da região de transição entre fundos de vale e encosta da Serra, e se estas alterações apresentavam significado do ponto de vista de presença de ictiofauna. Apenas 4 sub-bacias foram exploradas na região do Planalto Basáltico (sub-bacias dos rios Ouro, Garapiá dos Severinos, Ligeiro e Lajeado).

Apenas a porção dos riachos situadas em fundos de vale foi selecionada para as amostragens, pois é nelas que se verificou ocorrer uma riqueza e abundância de espécies em níveis adequados para que relações da hábitat-ictiofauna sejam estudadas. Nesta zona os hábitats são também relativamente homogêneos na escala da bacia, isto é, os diferentes riachos apresentam-se tipicamente como riachos com corredeiras rasas e remansos e água transparente. Esta homogeneidade de hábitat permite comparar hábitats entre regiões fisiográficas de características muito díspares em maior escala (por exemplo, fundos de vale x encosta da Serra ou Planalto Basáltico).

Os trechos específicos a serem amostrados nos segmentos de fundo de vale em cada riacho foram selecionados por amostragem aleatória estratificada. A estratificação foi efetuada em função de alterações na declividade dos segmentos de riacho situados em fundos de vale. Para isto, o perfil longitudinal de cada riacho foi analisado, sendo os segmentos delimitados com base na ocorrência de pontos de inflexão do perfil (**Figura 14 c**). Os perfis longitudinais (**Figura 15**) foram elaborados utilizando os dados espaciais sobre extensão dos riachos e as curvas altimétricas presentes em cartas do Exército (escala 1:50.000), seguindo o método descrito em CHRISTOFOLETTI (1981) e GORDON *et al.* (1993). O procedimento envolveu a digitalização manual de cada riacho em uma mesa digitalizadora e com apoio do programa CartaLinx (HAGEN *et al.*, 1998). Neste processo, cada riacho passou a ser digitalmente representado por uma série de segmentos cujos limites foram baseados nas interseções do riacho com as curvas altimétricas. Durante a digitalização, cada segmento recebeu automaticamente um número identificador e teve sua extensão calculada. Adicionalmente, os seguintes dados foram introduzidos ou calculados nas tabelas de dados do CartaLinx associadas aos segmentos vetoriais dos riachos: identificador do riacho, nome do riacho, nome do segmento (somente daqueles que seriam amostrados para peixes), extensão do riacho, altitude do segmento e ordem do trecho (**ver item 3.1.4**). Estes dados foram posteriormente exportados para uma planilha eletrônica para a geração dos gráficos de perfil longitudinal de cada riacho.

Uma vez gerada a representação gráfica dos perfis, estes foram inspecionados visualmente em busca de inflexões marcadas na região de fundo de vale, conforme procedimento descrito por BISSON & MONTGOMERY (1996) e BAIN & STEVENSON (2000). As inflexões observadas foram utilizadas para marcar os limites das principais seções, as quais tiveram sua declividade calculada. De forma geral, este procedimento gerou entre 2 e 4 seções de fundo de vale por riacho. Para o sorteio final dos segmentos a serem amostrados, foram escolhidas aquelas seções com maior extensão (indicando maior área de habitat disponível), procurando-se maximizar a diferença de declividade.

O procedimento para determinar aleatoriamente a localização geográfica dos trechos amostrais a serem amostrados envolveu a transformação dos arquivos em formato vetorial de cada seção de riacho para formato raster, onde os riachos passaram a ser representados por seqüências de pixels georreferenciados (isto é, cada pixel possui coordenadas geográficas próprias e únicas). Este procedimento foi realizado no Sistema de Informações Geográficas Idrisi (EASTMAN, 1998), também utilizado para extrair as coordenadas dos pixels para um arquivo de texto, juntamente com os identificadores numéricos de cada pixel. O arquivo de texto contendo as coordenadas de cada segmento foi exportado para uma planilha eletrônica, onde procedeu-se o sorteio de cada pixel de trecho amostral. As coordenadas dos pixels eram anotadas e o procedimento repetido para cada trecho de riacho a ser amostrado. De posse das coordenadas e com auxílio de um receptor GPS, os trechos amostrais potenciais foram localizados em campo.

A decisão final sobre o local exato a ser amostrado foi tomada em campo. O local escolhido foi sempre o trecho de corredeira mais próxima do ponto definido pelas coordenadas associadas, e à montante deste, caso fosse coincidente com um trecho de remanso. Modificações também foram feitas em função da capacidade de acesso local, utilizando o mesmo critério (trecho mais próximo e acessível à montante). Estas alterações finais de localização não acarretaram grandes deslocamentos em relação ao local inicialmente determinado por sorteio, a não ser para o trecho amostral 22 – Forba, devido a inacessibilidade do local sorteado. A localização dos trechos amostrais é apresentada na **Figura 13**. Os trechos de coleta 2, 5, 9 e 21 foram determinados arbitrariamente de forma a se localizarem aproximadamente à metade da distância entre os trechos mais à jusante e mais à montante de seus respectivos riachos. Estes trechos foram amostrados somente no inverno de 1999. Os trabalhos de coleta de peixes iniciaram somente depois que todos os trechos amostrais foram definidos e reconhecidos em campo.

Segundo MEADOR *et al.* (1993), um *trecho amostral* é definido como a seção do riacho que é designada como unidade amostral para descrição da comunidade de peixes. Dependendo das características dos riachos a serem estudados, o comprimento da seção

do riacho é determinada por um ou mais dos seguintes fatores: geomorfologia do riacho (determinante primário, refere-se a tipos de hábitat como remansos e corredeiras) comprimento de onda dos meandros e um critério de comprimento mínimo e máximo (geralmente baseado em limitações operacionais).

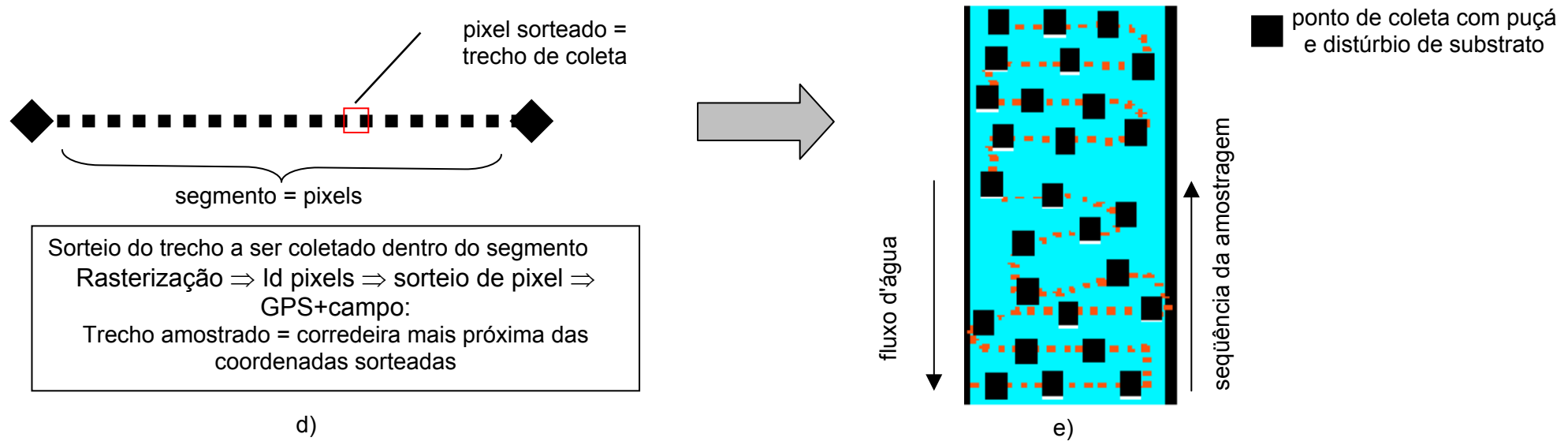
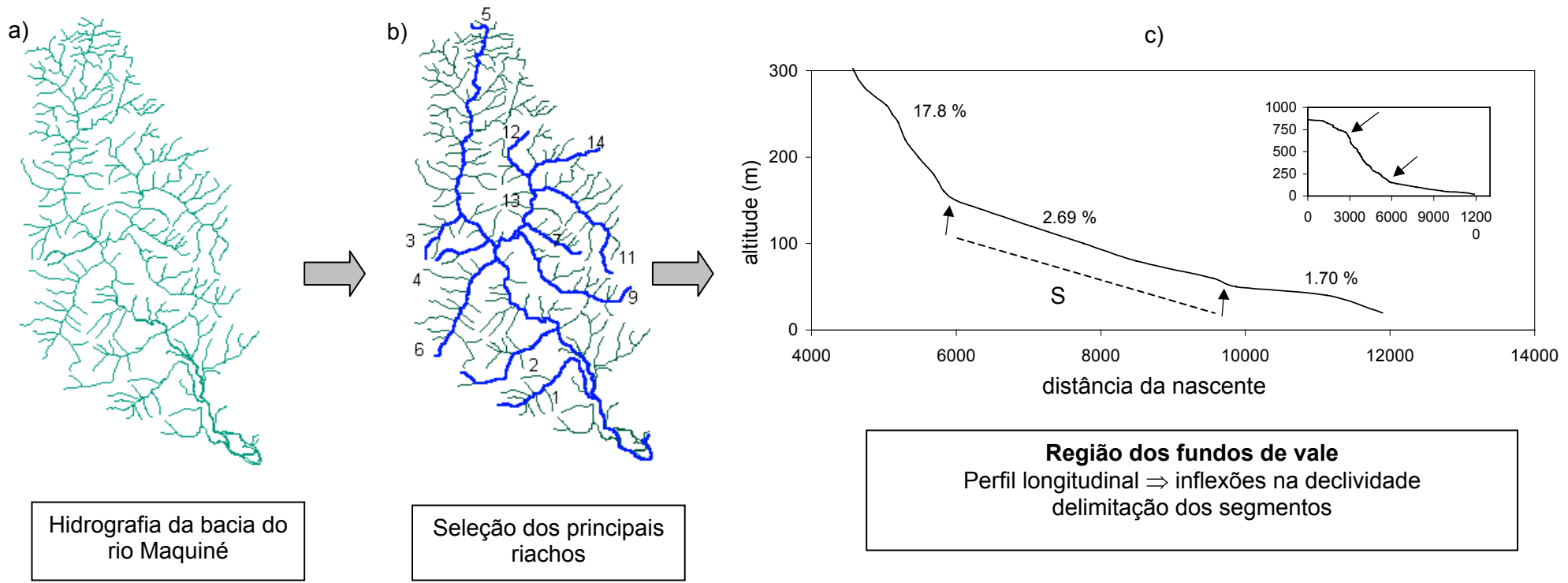
No presente estudo, as características dos riachos permitiram que o critério adotado para definir os trechos amostrais fosse o de tipo de hábitat (geomorfologia do riacho). Optou-se por trabalhar apenas com as assembléias de corredeiras por serem um hábitat bem distribuído e abundante na bacia do rio Maquiné e portanto representativo das condições dominantes de hábitat disponível para os peixes. Corredeiras são consideradas como unidades naturais de hábitat fluvial (MEADOR *et al.*, 1993; HAWKINS *et al.*, 1993), podendo ser facilmente delimitadas e distinguidas de remansos, os quais constituem o outro tipo geral de hábitat local nos riachos estudados. Assim, cada trecho amostrado consistiu de uma corredeira completa, delimitada por um remanso à montante e outro à jusante. Como critério de comprimento, estabeleceu-se que extensões mínimas de 60 m e máximas de 100 m seriam amostradas.

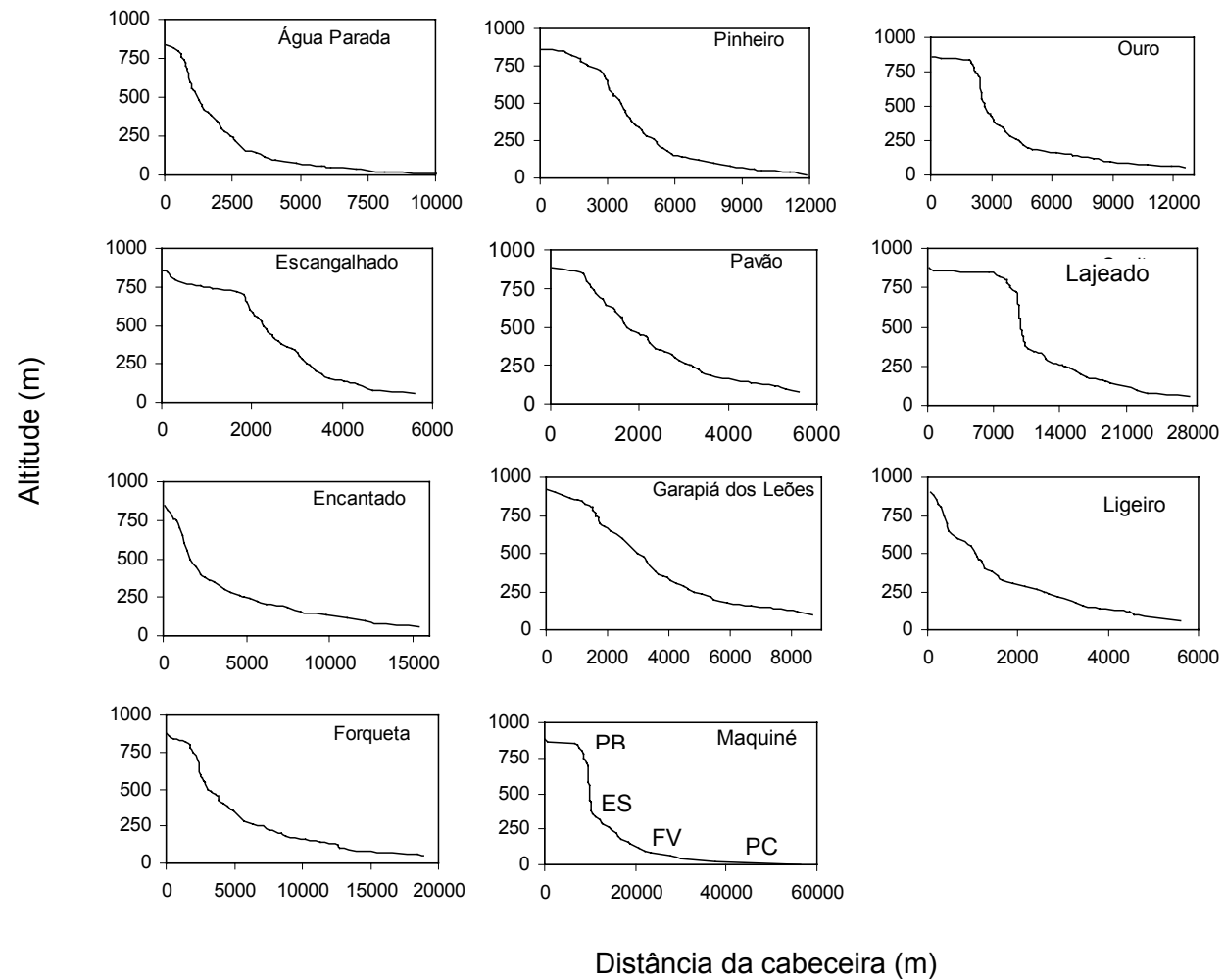
As amostragens foram realizadas sazonalmente, entre agosto de 1999 e junho de 2000, em 11 riachos da bacia. Na primeira estação de coleta foram amostrados 3 trechos na maioria dos riachos estudados, porém não foi possível manter todos estes trechos nas estações seguintes, optando-se assim por eliminar aqueles situados em posições intermediárias. Outras modificações foram o acréscimo, a partir da primavera de 1999, de um trecho amostral ao rio Garapiá dos Leões e a amostragem de um trecho alternativo (Ouralter) no setor mais à montante do rio do Ouro (Ouralt) devido à destruição da estrada de acesso por um deslizamento. Tanto o trecho original quanto o trecho deslocado foram amostrados no outono de 2000, após a recuperação da estrada.

Todas as amostras foram realizadas sob condições normais de vazão, tendo sido evitadas tanto situações de vazão excessivamente baixas (uma única oportunidade no trecho Ligba do arroio Ligeiro) quanto de vazões elevadas, após períodos chuvosos.

Neste trabalho, o termo *trecho amostral* refere-se a um local de amostragem, independentemente da época de amostragem, como por exemplo, o trecho amostral Lajal. O termo *unidade amostral* se refere a um trecho de riacho amostrado em uma época determinada do ano, como por exemplo, LajalNV (amostra de inverno em Lajal) ou LajalPRI (amostra de primavera em Lajal).

**Figura 14 (página seguinte). Processo de seleção dos locais de amostragem, envolvendo a seleção dos rios a serem estudados (a, b), delimitação dos segmentos de fundo de vale (c) o sorteio dos trechos amostrais dentro de cada segmento (d) e a coleta local de peixes (e). Em 14c, a letra S indica o segmento cuja representação como seqüência de pixels aparece em 14d.**





**Figura 15. Perfis longitudinais dos riachos estudados na bacia do rio Maquiné (RS). PB = Planalto Basáltico, ES = encosta da Serra Geral, FV = fundos de vale, PC = Planície Costeira.**



### **3.1.2 Amostragens qualitativas de peixes**

As amostragens qualitativas foram realizadas em diversos habitats distribuídos por toda a bacia desde suas cabeceiras. A maior parte dos locais foi amostrada entre uma e duas vezes entre dezembro de 1999 e agosto de 2000. Estas amostragens tiveram o objetivo de explorar outros habitats além das corredeiras, onde foram feitas as amostragens padronizadas e sazonais. Os habitats amostrados incluíram remansos e poções situados ao longo da calha principal dos riachos, pequenos córregos e braços laterais, alagados, banhados e um açude nas cabeceiras do rio do Ouro.

As amostragens qualitativas envolveram a utilização de picaré (malha 10 m x 2 m, malha 3 mm medidos entre nós adjacentes), redes-de-espera (3 panos de 1,5 m x 10 m, malhas 1,5, 2,0 e 2,5 medidas entre nós adjacentes), puçá, anzol (incluindo coletas noturnas), tarrafa (malhas 1,0 e 1,5, entre nós adjacentes) e observação sub-aquática. Estes métodos foram utilizados seletivamente conforme as características do local permitissem. Muitos dos locais amostrados com redes de espera eram remansos próximos às corredeiras selecionadas para amostragem quantitativa com puçá.

Além dos dados primários, foram utilizados dados secundários de BECKER *et al.* (1996), onde foram realizadas amostragens apenas na calha principal do rio Maquiné (não amostrada no presente trabalho) utilizando redes-de-espera, tarrafa e picaré. Nestas amostragens, realizadas a cada dois meses entre novembro 1995 e setembro de 1996, as redes-de-espera eram expostas por cerca de 18 horas, incluindo o período noturno.

A partir dos registros de presença e ausência de espécies deste conjunto de dados, foi estabelecida uma zonação da ictiofauna na bacia do rio Maquiné.

### **3.1.3 Amostragem quantitativa de peixes e dados de habitat local**

A seguir é feita a descrição do procedimento para amostragem quantitativa de peixes bentônicos e de variáveis de habitat em riachos rasos, de água clara e fundo pedregoso.

O procedimento geral é similar à coleta do tipo “kick-sampling”, freqüentemente utilizada para macroinvertebrados de riachos, mas também para coleta de peixes.

Em campo, antes do início da coleta de peixes, eram tomados dados de condutividade (condutivímetro portátil WTW LF320), temperatura da água e pH (pHmetro portátil WTW 320). Dados sobre Oxigênio dissolvido foram tomados inicialmente, mas descartados devido a problemas com a calibragem do aparelho durante o longo período de permanência no campo (30-45 dias). A velocidade da água foi obtida após o final da coleta em cada local, sendo medida como o tempo que um flutuador de plástico redondo levava para percorrer 10 m de riacho (trajeto desprovido de obstrução; média de 5 repetições). O mesmo flutuador foi utilizado em todas as coletas. Ainda antes do início da coleta, uma corda marcada a cada metro era estendida ao longo da corredeira, geralmente por uma das margens, servindo como referência para procedimentos de coleta de peixes e tomada de dados de hábitat, como explicado abaixo.

A captura dos peixes foi efetuada utilizando-se um puçá de estrutura metálica e rede com tamanho de malha de 1 mm, dimensões de abertura de 45 x 70 cm e profundidade do saco igual à 75 cm. No local de coleta, o puçá era posicionado com a abertura voltado para montante e seguro por uma pessoa, enquanto uma segunda pessoa efetuava o distúrbio a uma distância entre 1 e 1,5 m do puçá. Cada evento de distúrbio durava entre 15 e 30 segundos, dependendo das condições locais. O distúrbio era realizado utilizando pés e mãos para deslocamento das pedras do fundo do riacho, iniciando do ponto mais à montante da abertura do puçá e terminando somente ao chegar-se junto a ela, momento em que o puçá era erguido. Uma terceira pessoa era responsável por tomar nota de todos os dados sobre as espécies capturadas e características de hábitat, em uma ficha de campo padronizada (Anexo – ficha de campo).

Uma vez definido o local exato onde se posicionaria o puçá para a captura, eram previamente tomados os seguintes dados de hábitat: profundidade, presença e cobertura percentual de macrófitas aquáticas (podostemáceas), presença e cobertura percentual de partículas de substrato de diferentes classes de tamanho, posição na seqüência de coleta e ao longo da corredeira (em metros, conforme a corda marcada ao lado da corredeira).

Após cada lance de puçá foram registradas as espécies capturadas e respectivos números de indivíduos. Em cada trecho, este procedimento iniciava no limite de jusante da corredeira e era repetido seqüencialmente rio acima até o limite de montante da corredeira (exceto quando a extensão excedesse 80 m), seguindo um trajeto em forma de "Z" (**Figura 14e**). Os indivíduos capturados eram então armazenados vivos em baldes plásticos com água do riacho até que todo o trecho fosse amostrado. Antes de ser devolvido ao riacho, cada indivíduo foi medido (comprimento total em milímetros).

Além dos dados tomados em cada ponto de distúrbio, a cada 10 m de riacho percorridos eram medidas as larguras da lâmina da água e do canal e, em uma transecção transversal do riacho, estimava-se visualmente o percentual da transecção coberto por partículas de substrato maiores que 25 cm de diâmetro. Eram também medidas 5 profundidades: a menos de 1 metro de cada margem, à  $\frac{1}{4}$  da largura (lados direito e esquerdo) e na metade da largura (Anexo – ficha de campo).

A profundidade média calculada com base nos valores medidos nos pontos de distúrbio, as freqüências e superfícies percentuais do leito coberto por macrófitas aquáticas e as freqüências e áreas percentuais médias coberta por partículas de substrato de diferentes tamanhos expressam condições de micro-hábitat diretamente associadas à presença das espécies e não necessariamente correspondem aos valores médios do trecho amostral. As variáveis que representam melhor as condições médias do trecho amostral, são o percentual de partículas de substrato maiores que 25 cm (ped256me) e as médias das profundidades medidos na seção transversal do riacho (profmeccr).

Os valores de cobertura percentual por partículas de substrato e por macrófitas aquáticas foram visualmente estimados apenas na área a ser perturbada em cada evento de distúrbio-puçá (GORDON *et al.*, 1993). Foram consideradas 4 classes de cobertura: <10%; 10-25%; 25-50%, 50%-75% e 75 a 100%. As mesmas classes foram utilizadas para estimativa de cobertura por macrófitas aquáticas. Os tamanhos de partículas de substrato foram definidos com base na escala de Wentworth (GORDON *et al.*, 1993; BAIN &

STEVENSON, 1999), adaptada fim de facilitar a estimativa visual do tamanho das partículas em campo.

As variáveis de hábitat local que foram utilizadas são listadas na **Tabela 7**. Temperatura da água e velocidade de corrente foram utilizadas apenas como descritores gerais das corredeiras e para avaliação de variação sazonal, não tendo sido introduzidas nas análises de relações peixes-hábitat.

A heterogeneidade de substrato média foi calculada como a média do número de diferentes classes de tamanho de partícula com área de cobertura maior que 10% por ponto de distúrbio. A heterogeneidade de substrato média percentual, foi calculada dividindo-se o valor anterior pelo número total de classes de tamanho de partícula. Outra medida de heterogeneidade de substrato utilizada foi o número total de classes de tamanho de partícula presente por ponto de distúrbio.

**Tabela 7. Variáveis de hábitat local tomadas no momento da coleta de peixes em corredeiras na bacia do rio Maquiné (RS).**

variável	abreviatura
temperatura da Água (°C)	tágua
pH	pH
Velocidade da corrente (m/s)	vel
profundidade média no local do puçá (m)	profme
prof cv puçá (%)	profcv
freqüência de macrófitas aquáticas	macrofr
freqüência de partículas de substrato <2 cm	fr <2 cm
freqüência de partículas de substrato entre 2 e 7 cm	fr 2 a 7 cm
freqüência de partículas de substrato entre 7 e 25 cm	fr 7 a 25 cm
freqüência de partículas de substrato entre fr 25 e 50 cm	fr 25 a 50 cm
freqüência de partículas de substrato entre > 50 cm	fr > 50 cm
largura média	largme
coeficiente de variação da largura (%)	largcv
média do percentual de cobertura por partículas de substrato > 25 cm na seção transversal	ped256me
coeficiente de variação (%) de ped256me	ped256cv
profundidade média na seção transversal	profmecr
coeficiente de variação (%) de profmecr	ptofcvcr
média largura da lâmina d'água/largura do canal	lamcan
heterogeneidade de substrato média	heterme
heterogeneidade de substrato média %	heterme%
número médio de classes de tamanho de substrato de substrato	nmedsub
média do % de substrato coberto por macrófitas aquáticas	macrome
média do % de substrato coberto por partículas de substrato menores que 2cm	me2cm
média do % de substrato coberto por partículas de substrato entre 2 e 7 cm	me2a7
média do % de substrato coberto por partículas de substrato entre 7 e 25 cm	me7a25
média do % de substrato coberto por partículas de substrato entre 25 e 50 cm	me25a50
média do % de substrato coberto por partículas de substrato maiores que 50 cm	me50

### 3.1.4 Variáveis de fisiografia e posição espacial

As variáveis de fisiografia das sub-bacias e posição espacial foram obtidas a partir de dados espaciais provenientes das cartas planialtimétricas em escala 1:50.000 (DSG, Ministério do Exército, 1ª DL) e de imagens do satélite Landsat TM5 para 16 de outubro de 1995. A partir destes dados foram derivadas as variáveis descritoras de características fisiográficas das sub-bacias e da posição espacial dos trechos amostrais (**Tabela 8**).

A metodologia de obtenção dos dados sobre uso e ocupação da terra, de declividade de terreno, de limites e áreas das sub-bacias é descrita em detalhe nos itens 2.1 e 2.2.

As medidas lineares de extensão e distância utilizadas para o cálculo de declividade dos riachos, densidade de drenagem, razão de atenuação e sinuosidade, foram obtidas dos arquivos vetoriais da hidrografia no Sistema de Informações Geográficas ArcView.

As declividades dos riachos e segmentos de riacho foram calculadas a partir das planilhas de dados associadas aos perfis longitudinais (ver item 3.1.1) como a razão entre a diferença de altitude do limite de montante até limite de jusante.

A densidade de drenagem foi calculada como a extensão total de riachos sobre a área da bacia.

A razão de atenuação foi calculada como a diferença de altitude cabeceira-foz e o máximo comprimento da bacia.

A sinuosidade foi calculada como a razão entre extensão total do riacho e comprimento máximo da bacia. Detalhes sobre o cálculo das variáveis acima pode ser encontrados em GORDON *et al.* (1993).

A localização geográfica dos trechos de coleta, expressa no sistema de projeção UTM, foi tomada em campo com receptor GPS Garmin III e a altitude foi obtida no SIG-Idrisi a partir da localização dos trechos de coleta sobre o Modelo Numérico de Terreno (ver Parte 2).

Para expressar a posição dos trechos amostrais na hierarquia fluvial da bacia foram utilizados 3 diferentes métodos de hierarquização (STRAHLER, 1952; SCHEIDEGGER,

1965; SCHREVE, 1967) descritos em GORDON *et al.* (1993). A hierarquização pelo método de Strahler é a mais amplamente utilizada em trabalhos sobre peixes fluviais, porém implica em uma taxa conservadora de alteração da ordem dos riachos no gradiente da bacia, pois a contribuição de afluentes menores é desprezada. Os métodos de Shreve e Scheidegger são menos utilizados por envolverem um método mais trabalhoso de obtenção dos valores, porém oferecem um retrato mais refinado das modificações de tamanho dos rios dentro da hierarquia fluvial, uma vez que seus valores mudam a cada confluência de tributário. A diferença entre ambos é que o método de Scheidegger utiliza valores logaritmizados ( $\log_2$ ) para produzir uma menor magnitude de aumento da ordem a cada confluência adicional. Os valores de ordem dos riachos representam também uma medida indireta do porte de um curso d'água, sendo dependentes da escala de mapeamento da hidrografia e também das características geomorfológicas da bacia.

A variável LP25 foi estabelecida como uma medida da distância do trecho amostrado até o limite de distribuição à montante possível para as assembléias (riachos situados em fundos de vale, ver item 3.2.2). Este limite foi estabelecido arbitrariamente, após o exame dos perfis longitudinais e de inspeções de campo em todos os rios estudados, como sendo a quota de 250 m de altitude. Pode-se dizer, portanto, que LP25 é análoga à "distância das cabeceiras", sendo uma variável indicadora da posição do trecho amostral no gradiente longitudinal riacho (quanto maior LP25, mais à jusante está o trecho amostral).

O conjunto de variáveis utilizadas nas análises é apresentado na **Tabela 8**.

**Tabela 8. Variáveis fisiográficas (FSG) e de posição espacial (PE) utilizadas para análise de relações com assembléias de peixes de corredeira na bacia do rio Maquiné (RS).**

Variável	abreviatura	categoria
% Campos de Cima da Serra na sub-bacia do trecho	ssav	FSG
% de cobertura da terra de alta antropização na faixa ripária do trecho	rantrop	FSG
% de cobertura da terra de alta antropização na sub-bacia do trecho	santro	FSG
% de vegetação primária ou secundária em estágio sucessional avançado na sub-bacia do trecho	smat	FSG
% de vegetação primária ou secundária em estágio sucessional avançado na faixa ripária	rmat	FSG
% de vegetação secundária em estágio sucessional intermediário na sub-bacia do trecho	sint	FSG
% de vegetação secundária em estágio sucessional intermediário na faixa ripária	rint	FSG
Área de bacia do trecho amostral (km <sup>2</sup> )	Ctch	FSG
Área total da bacia (km <sup>2</sup> )	Area	FSG
declividade da bacia do trecho amostral	dmt	FSG
declividade média do riacho até 250 m (%)	dm25	FSG
declividade média da bacia (%)	dm	FSG
declividade média do riacho (%)	dmrio	FSG
declividade média do riacho no segmento (%)	dmseg	FSG
densidade de drenagem (m/m <sup>2</sup> )	Ddre	FSG
desvio padrão da declividade média do trecho amostral	dmdpt	FSG
desvio padrão da declividade na bacia (%)	dmdp	FSG
extensão cumulativa de riachos (m)	Lcum	FSG
extensão total (m) de rio em altitude < 250 (m)	L250	FSG
extensão total do riacho (m)	Lrio	FSG
Razão de atenuação	reli	FSG
sinuosidade (de cada riacho)	sinu	FSG
Meridiano UTM	long	PE
Paralelo UTM	lat	PE
altitude	alt	PE
Distância até rio de ordem ≥ 4	Drio	PE
Distância até rio Maquiné (m)	Dmaq	PE
distância da foz (Lagoa Quadros) (m)	Dquad	PE
extensão do ponto até a quota de 250 m (m)	LP25	PE
extensão total à montante do ponto (m)	Lmon	PE
ordem do riacho - Sheidegger	Shrio	PE
ordem do trecho - Sheidegger	Shtrt	PE
ordem do riacho - Shreve	Srrio	PE
ordem do trecho - Shreve	Srtr	PE
ordem do riacho - Strahler	Strio	PE
ordem do trecho - Strahler	Sttr	PE



### 3.1.5 Análise de Dados

Para analisar as relações entre a assembléia estudada e as características de hábitat foi utilizado um método de análise de direta de gradiente denominado Análise de Redundância (RDA; segundo TER BRAAK, 1995).

A RDA é uma extensão canônica da análise de componentes principais (PCA) e representa uma forma de análise direta de gradiente (TER BRAAK & PRENTICE, 1988) que descreve a variação entre dois conjuntos de dados. Na RDA, uma matriz de variáveis explicativas (variáveis de hábitat) é utilizada para quantificar a variação em uma matriz de variáveis resposta (composição e abundância de peixes), assumindo-se relações lineares entre as variáveis e as espécies (TER BRAAK, *op.cit.*). Realiza-se iterativamente uma regressão dos escores dos locais de amostragem de PCA sobre um conjunto de variáveis ambientais e os valores ajustados da regressão tornam-se os novos escores dos locais de amostragem (TER BRAAK, *op.cit.*). Desta forma a ordenação resultante da PCA é restringida pela variáveis ambientais. Cada eixo de ordenação é portanto uma combinação linear de variáveis resposta (espécies), restringidas pelas variáveis explicativas (variáveis ambientais).

Além dos resultados detalhados da ordenação, a RDA permite medir a quantidade de variação (soma dos autovalores canônicos) nos dados das espécies que pode ser explicada por um conjunto de variáveis ambientais. Em situações em que os gradientes ambientais determinam a maior parte da variação na comunidade biótica, como em riachos (RICHARDS *et al.*, 1996), esta quantidade de variação explicada pode ser relativamente alta (BORCARD *et al.*, 1992).

Diversas séries de RDAs foram realizadas utilizando o programa CANOCO (TER BRAAK & SMILAUER, 1998). Nestas análises, os dados de espécies foram utilizados na forma de captura por unidade de esforço (CPUE - número de indivíduos capturados por lance de puçá, abreviado como  $N_{ind}/puçá$ ). As abundâncias relativas das espécies e as variáveis ambientais foram transformadas pela função  $\log_{10}(x+1)$ , centralizadas e padronizadas (LEPS & SMILAUER, 1999; TER BRAAK, 1995).

Primeiramente realizou-se uma série de RDAs com seleção *forward* a fim de selecionar as variáveis de hábitat que mais influência exerciam sobre os dados de peixes. Este procedimento foi utilizado a fim de evitar a utilização de um número excessivo de variáveis, de modo que os modelos finais utilizassem apenas variáveis que contribuíssem significativamente para a explicação dos dados. O procedimento de seleção de variáveis foi realizado conforme HALL *et al.* (1999) e considerando separadamente as variáveis de hábitat local (escala local) e de características de bacia (fisiografia e posição espacial). Durante as seqüências de RDAs, foram eliminadas as variáveis que apresentaram valores do fator de inflação (VIF) maiores do que 20 (LEPS & SMILAUER, 1999), eliminando o problema da colinearidade entre variáveis (TER BRAAK, 1990, *apud* HALL *et al.*, 1999). Para avaliar se a contribuição individual de cada variável ao modelo de ordenação era significativa utilizou-se o teste de permutação parcial de Monte Carlo. Neste teste, cada variável é testada individualmente como variável explicativa do modelo, tendo as demais como covariáveis. Caso a hipótese nula (ausência de influência significativa da variável sobre os dados) fosse rejeitada, a variável era incluída no modelo.

A significância estatística dos eixos gerados pela RDA foi também testada através do teste de permutação de Monte Carlo, utilizando 999 permutações. Este teste é utilizado para avaliar as relações entre as espécies e as variáveis ambientais. A hipótese nula é que, dadas quaisquer covariáveis, não há relação entre espécies e ambiente. O teste compara a ordenação observada com um conjunto de ordenações baseadas em uma distribuição simulada, derivada das permutações aleatórias das variáveis ambientais. As variáveis ambientais (variáveis explicativas) são associadas aleatoriamente com os dados de abundância das espécies (variáveis resposta), sendo uma nova ordenação calculada a cada vez. Este procedimento é repetido 999 vezes para obter uma população de autovalores. Os valores da estatística F gerados pelas permutações são comparados com o valor de F para os dados originais. Se o valor original de F estiver entre os 5% maiores em relação ao número de conjuntos de dados aleatorizados, a ordenação é considerada significativa.

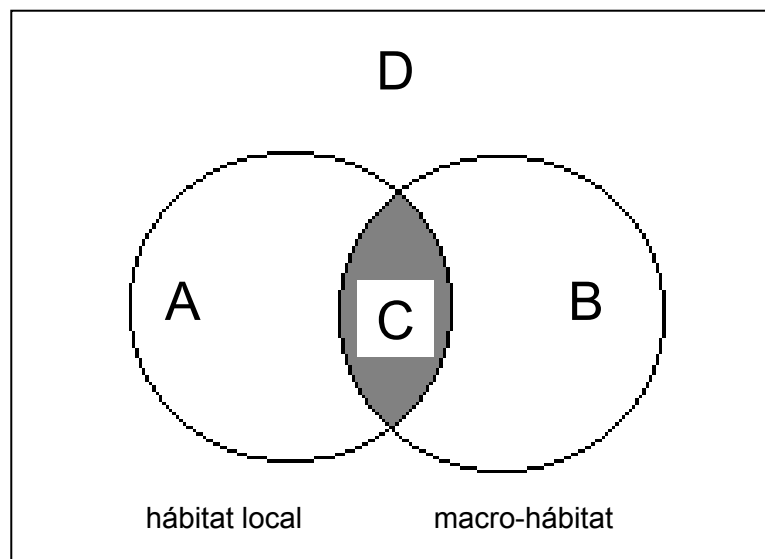
As variáveis de fatores em escala de bacia, após a seleção por *forward selection*, foram atribuídas a duas categorias: fisiografia e posição espacial (**Tabela 8**). Foram então realizadas RDAs parciais com o objetivo de determinar, primeiramente, a influência proporcional de hábitat local em relação a características em escala de bacia e, posteriormente, de fisiografia em relação a posição espacial. Na RDA parcial, um conjunto de variáveis é mantido constante a fim de remover os componentes da variação compartilhados entre as covariáveis e as variáveis explicativas em questão (BORCARD *et al.*, 1992). As análises parciais de ordenação permitem que se possa segregar a variabilidade dos dados que é explicada por um conjunto de variáveis explicativas (as covariáveis ambientais) e então analisar a variabilidade restante em relação a outras variáveis explicativas (LEPS & SMILAUER, 1999). Assim, através da realização de RDAs parciais, a variação dos dados no modelo de ordenação pode ser discriminada em quatro categorias:

- A) variação explicada pelas características de hábitat local independentemente das características de fisiografia da bacia e posição espacial;
- B) variação explicada pela fisiografia da bacia e posição espacial independentemente das características de hábitat local;
- C) variação explicada por ambos hábitat local e características de fisiografia da bacia e posição espacial, ou variação compartilhada (esta variação pode dever-se à dependência de um tipo de variável em relação à outro)
- D) variação não explicada nem por hábitat local nem por características de fisiografia da bacia e posição espacial.

A **Figura 16** (adaptada de LEPS & SMILAUER, 1999, p. 56) ilustra a partição teórica da variação total nos dados de espécies em função das influências relativas de dois conjuntos de dados ambientais (neste caso, as variáveis de hábitat local e as variáveis de características de bacia e posição espacial).

Para o cálculo dos percentuais de variação explicada em cada categoria acima, foram realizadas três RDAs. Primeiramente, foi realizada uma RDA sem covariáveis para medir a variação total (soma dos autovalores canônicos expressa em %, equivalente ao somatório A+B+C, referentes aos itens acima) nas assembléias de peixes que pode ser explicada por todos os tipos de variáveis de hábitat (hábitat local + fisiografia e posição espacial), assim como a quantidade de variação que não pode ser explicada [(100 – (hábitat local+fisiografia e posição espacial), ou  $D=100-(A+B+D)$ ].

Posteriormente, duas RDAs parciais foram efetuadas, uma para calcular a variação explicada apenas pelos efeitos das variáveis de hábitat local, tendo as de fisiografia e posição espacial como covariáveis (categoria A, acima), e a outra para calcular a variação explicada unicamente pelas variáveis de fisiografia e posição espacial tendo as de hábitat local como covariáveis (categoria B, acima). A variação percentual compartilhada por ambas as categorias de variáveis (C) foi calculada subtraindo-se da variação total explicada o somatório dos valores obtidos para A e B.



**Figura 16. Representação gráfica da partição da variação nos dados das espécies em relação à contribuição de dois sub-conjuntos de variáveis. A = % variação explicada por hábitat local; B = % variação explicada por hábitat em escala de bacia; C = % da variação explicada que é compartilhado por ambos sub-conjuntos; D = % da variação não explicado pelo modelo de ordenação (variação residual). Figura adaptada de LEPS & SMILAUER (1999, p. 56).**

## 3.2 Resultados

### 3.2.1 Características gerais dos habitats estudados

Um resumo das características básicas dos riachos e trechos de coleta estudados é apresentado nas **Tabela 9** e **10** e informações sobre uso da terra nas principais sub-bacias foram apresentadas no **Item 2.2**.

Conforme a hierarquização fluvial baseada em malha hidrográfica mapeada na escala 1:50.000, a bacia do rio Maquiné apresenta cursos d'água com valores de ordem (Strahler) entre 1 (pequenos, geralmente de cabeceira) e 5 (maior parte da calha do rio Maquiné). Os valores de Scheidegger variaram de 1 a 7,57, e os de Shreve entre 0,5 e 189.

Na região do Planalto Basáltico, riachos caracterizam-se por águas límpidas e substrato formado por rocha exposta (lajeados), intermitente e esparsamente intercalada por pedregulhos e acúmulos de areia. Nos campos, a vegetação marginal geralmente está presente sob forma arbustiva ou herbácea, enquanto nas áreas florestadas os riachos muitas vezes apresentam alta abundância de folhiço e substrato arenoso sobre a base rochosa.

A zona de encosta caracteriza-se por uma elevada declividade. A vegetação natural é constituída por Floresta Ombrófila Densa. Nesta região os riachos tem alto grau de sombreamento pela vegetação, ocorrem muitas cascatas verticais e diversos trechos do rio têm fluxo intermitente, dependendo do regime de chuvas. O substrato alterna-se progressivamente entre trechos dominados por afloramento rochoso e/ou pedregulhos de diversos tamanhos. A fauna é dominada por formas aquáticas de insetos, crustáceos (gêneros *Aegla* e *Trichodactylus*) e girinos, sendo que uma única espécie de peixe foi registrada, a qual aparentemente não ocorre nas demais zonas da bacia.

Os riachos amostrados nos fundos de vale apresentam um espectro relativamente amplo de largura (3 – 25,3 m), porém sempre com baixas profundidades (média de 20,6 cm). A temperatura da água variou significativamente ao longo das estações do ano, porém dentro de cada estação (e também dentro do período de 24 horas) foi observada grande amplitude de variação.

A comparação dos valores sazonais pelo teste de Kruskal-Wallis indicou que as temperaturas da água e do ar variaram sazonalmente sendo mais altas no verão e na primavera (**Tabela 10**). A profundidade média diferiu significativamente no verão, quando foi mais elevada que no restante do ano.

A zona de fundo de vale possui declividades intermediárias e baixas, sendo que os riachos apresentam uma alternância entre corredeiras e poções de diversos tamanhos. Nos fundos de vale os riachos intercalam trechos de água corrente e remansos, possuem águas claras e substrato geralmente formado por pedregulhos soltos.

Uma característica que se destaca na bacia é a baixa incidência de vegetação marginal, o que possivelmente é resultado da alta energia dos riachos impedindo a fixação das plantas. Por outro lado, certos trechos de riacho apresentam alta densidade de lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*), uma macrófita aquática exótica que possui rápida capacidade de recolonização e crescimento após a remoção mecânica tanto por manejo quanto por enxurradas (observação pessoal).

**Tabela 9. Características gerais das riachos e trechos amostrais onde foram realizadas amostragens de peixes na bacia do rio Maquiné (RS).**

		média	mínimo	máximo
riachos	área da bacia (km <sup>2</sup> )	48,3	7,3	154,2
	extensão do riacho (km)	13,7	1,7	27,5
	ordem (Strahler)*		2	4
trechos amostrais	área da bacia (km <sup>2</sup> )	36,9	6,9	173,3
	largura média (m)	8,7	2,5	25,3
	profundidade média (m)	20,6	9,1	39,2
	declividade do segmento (%)	2,8	0,9	7,6

\*o Maquiné é o único rio de 5<sup>a</sup> ordem da bacia.

**Tabela 10. Resumo das principais características descritivas dos riachos estudados na bacia do rio Maquiné (RS) (inverno de 1999 a outono de 2000). Valores calculados para o conjunto dos trechos amostrais de cada época do ano. Abreviaturas: s = desvio padrão; cv = coeficiente de variação percentual.**

		inverno	primavera	verão	outono
temperatura do ar (°C)	Média	18.7	24.5 <sup>a</sup>	24.6 <sup>a</sup>	15.6
	Máximo	24.0	33.0	32.0	26.0
	Mínimo	8.5	18.7	18.0	10.0
	s	3.5	3.8	4.1	3.9
	cv%	18.5	15.7	16.8	25.2
temperatura da água (°C)	Média	14.3	18.8 <sup>a</sup>	20.1 <sup>a</sup>	14.5
	Mínimo	9.6	14.3	18.0	11.4
	Máximo	17.6	25.2	22.2	17.6
	s	2.3	2.6	1.3	1.5
	cv%	16.0	13.8	6.6	10.7
pH	Média	6.9	6.8	6.6	6.7
	Mínimo	6.3	6.1	6.3	6.3
	Máximo	8.1	8.4	7.2	7.1
	s	0.4	0.5	0.2	0.2
	cv%	6,1	7,0	3,6	2,6
condutividade (ms/cm)	Média	42.2	36.6	35.4	36.9
	Mínimo	26.8	23.0	25.8	21.9
	Máximo	68.5	73.8	55.8	70.6
	s	10.6	10.6	7.2	10.8
	cv%	25.1	29.0	20.4	29.2
profundidade da seção transversal (cm)	Média	20.0	20.4	24.1 <sup>b</sup>	18.1
	Mínimo	9.7	9.1	12.5	10.5
	Máximo	31.5	38.6	39.2	31.0
	s	5.4	6.8	7.1	4.9
	cv%	27.2	33.4	29.5	27.2
velocidade da água (m/s)	Média	2,0	1,8	1,5	1,9
	Mínimo	1,0	1,1	0,9	1,1
	Máximo	3,0	3,2	2,3	3,9
	s	0,6	0,6	0,4	0,7
	cv%	31,0	30,1	30,2	34,9

<sup>a</sup> valores de primavera e verão significativamente diferentes dos de outono e inverno, teste de Kruskal-Wallis,  $P < 0.05$ . <sup>b</sup> verão significativamente diferentes das demais estações do ano, teste de Kruskal-Wallis,  $P < 0.05$ .

### 3.2.2 Características gerais da ictiofauna

Com base nos dados obtidos pelas coletas exploratórias e quantitativas, além de trabalhos anteriores (MALABARBA & ISAIA, 1992; BECKER *et al.*, 1996) são atualmente conhecidas 72 espécies de peixe na bacia do rio Maquiné (**Tabela 11**). Este número provavelmente aproxima-se do número total de espécies existentes, embora possa sofrer ainda modificações em função de revisões taxonômicas e de coletas mais intensas na região do Planalto Basáltico. Destaca-se que pelo menos 9 espécies são endêmicas do Sistema Hidrográfico do rio Tramandaí ou das bacias costeiras até o Sul de Santa Catarina, sendo que destas, 6 são ocorrem apenas nos riachos de fundo de vale e 1 ocorre apenas nas cabeceiras do rio Maquiné e do rio Jacuí (pertencente à bacia do Lago Guaíba).

Assim como ocorre na maioria dos estudos em riachos brasileiros, boa parte das espécies (cerca de 20%) ainda não possui descrições e denominações disponíveis, ou representam complexos de espécies cuja definição depende de revisão taxonômica (p. ex, *Characidium* gr. *zebra*, ou *Astyanax scabripinnis*). Entretanto, o número de trabalhos envolvendo sistemática das espécies da região vem aumentando nos últimos anos. As modificações na denominação das espécies ocorridas desde os trabalhos de MALABARBA & ISAIA (1992) e BECKER *et al.* (1996), além da identificação das espécies encontradas adicionalmente no presente trabalho, seguem LUCENA & LUCENA (1992), PEREIRA & REIS (1992), ROSA & COSTA (1993), GHEDOTTI & WEITZMANN (1995), BUCKUP & REIS, 1997; MALABARBA & MAHLER (1998), REIS & SCHAEFER (1998), BERTACO & MALABARBA (2001), REIS & CARDOSO (2001) e MALABARBA & DYER (no prelo). As informações sobre endemismos foram retiradas destes mesmos trabalhos.

A ictiofauna da bacia do rio Maquiné distribui-se diferentemente na bacia seguindo um padrão espacial em correspondência com o perfil longitudinal abrupto. São observadas diferenças marcadas em termos de composição e riqueza de espécies. A região das cabeceiras, no Planalto Basáltico, é pobre em espécies, ocorrendo apenas *Cnesterodon* sp., *C. brevirostratus* e *Astyanax cremnobates*, as quais não aparecem em outros setores da bacia. A região da encosta da Serra Geral possui uma única espécie de Loricariidae, a qual



também não ocorre nas outras regiões. A região dos fundos de vale, da base da Serra Geral, até Planície Costeira, comporta as 68 espécies restantes. Portanto, considerando-se a bacia desde as cabeceiras até a foz, o padrão geral de modificações da composição de espécies é de substituição. Porém, considerando somente a porção de fundos de vale até a foz, ocorrem ambos adição e substituição. Da base do talude da Serra até poucos quilômetros à montante da cidade de Maquiné ocorre a adição de espécies, seguida a partir de então pela substituição das espécies características de fundo de vale ( $n_{spp}=20$ , **Tabela 11**) pelas espécies típicas do curso de Planície Costeira (igualmente,  $n_{spp} = 20$ , **Tabela 11**). Um total de 28 espécies ocorreu tanto nos ambientes de fundo de vale como nos ambientes de Planície Costeira.

Destaca-se que as amostragens deste trabalho revelaram a existência de duas espécies anteriormente desconhecidas para a bacia, pertencentes aos gêneros *Hollandichthys* e *Astyanax* (L. R. MALABARBA & V. A. BERTACO, comunicação pessoal). Além destas, existe a possibilidade de que a única espécie registrada na encosta da Serra, coletada durante trabalhos de campo de F. S. VILLELA (PPG-ERN/UFSCar), seja uma espécie nova (E. H. PEREIRA, comunicação pessoal), tendo sido

O esquema de amostragens quantitativas resultou na obtenção de 88 unidades amostrais (4 épocas do ano, em cada uma sendo amostrados entre 21 e 24 trechos de corredeira distribuídos em 11 riachos). Considerando estas 88 unidades amostrais, foram capturadas 27 espécies de peixe e 16.424 indivíduos (**Tabela 12**) para um total de 7014 lances de puçá. Observa-se que cerca de 97% dos indivíduos capturados pertencem a apenas oito espécies (30% do total das espécies). Estas são espécies comuns em riachos rasos, de águas claras e leito pedregoso (BUCKUP, 1999), tipicamente associadas ao substrato e com extensão de deslocamento no ambiente relativamente pequena (p. ex. GERHARD, 1999). Estas espécies podem ser classificadas como "disponíveis ao método de captura". As quatro espécies mais abundantes pertencem à família Loricariidae, sendo *R. aequalicuspis* a mais abundante com 36,5% dos indivíduos capturados. Outras espécies capturadas nas amostras quantitativas e tipicamente associadas ao substrato foram

*Heptapterus sympterygium*, *Rineloricaria maquinensis*, *Trichomycterus* sp., *Rhamdella* sp., *Rhamdia* sp. e *Hemiancistrus* sp. Em termos de representatividade de espécies por família, as corredeiras do rio Maquiné caracterizam-se por um maior número de espécies de Characidae, seguida por Loricariidae e Pimelodidae (**Figura 17a**). Entretanto, em termos de abundância de indivíduos, a família Loricariidae é evidentemente a que melhor caracteriza a ictiofauna das corredeiras (**Figura 17b**). Com base em observações de campo sobre hábitat e comportamento além de amostragens exploratórias com outros métodos de coleta, considera-se que apenas 13 das 27 as espécies capturadas (marcadas com asterisco na **Tabela 13**) apresentam alta probabilidade de captura com puçá. Os valores de CPUE das espécies como *Astyanax scabripinnis*, Characidae Gen. nov., *Crenicichla* sp. ou *Hemiancistrus* sp. certamente não refletem sua abundância relativa no ambiente, pois estas espécies são melhor capturadas por outros métodos ou tendem a ser mais comuns em outros tipos de hábitat (remansos e transições corredeira-remanso). A discrepância de números em favor de Loricariidae deve-se em parte à metodologia de coleta empregada, mais eficiente para as espécies pouco móveis e associadas ao substrato do que para as espécies que se deslocam constantemente na coluna d'água. Ainda assim, a magnitude dos valores de abundância, as características gerais dos hábitats estudados e a ubiquidade deste padrão (Loricariidae tiveram maior CPUE em todas as 88 unidades amostrais) indica que a abundância de Loricariidae é uma característica marcante nas corredeiras na bacia do rio Maquiné. As espécies *Heptapterus* sp., *H. sympterygium*, *Rineloricaria maquinensis* e *Trichomycterus* sp. podem ser consideradas como tendo alta probabilidade de captura com puçá nas corredeiras e portanto os resultados obtidos indicam que são raras na bacia tanto em abundância quanto em frequência de ocorrência espaço-temporal (a frequência de ocorrência espaço-temporal destas espécies pode ser inferida indiretamente a partir da proporção entre número de indivíduos coletados e número total de unidades amostrais, na **Tabela 11**).

Nas análises sobre relações peixes-hábitat, foram empregados apenas os dados referentes às 8 espécies mais abundantes (espécies com mais de 1% das amostra total e

com mais de 200 indivíduos capturados) a fim de eliminar às incertezas relativas à eficiência do método de coleta para certas espécies e as relativas à utilização de baixo tamanho amostral.

A **Figura 18** mostra os histogramas de frequência de comprimento total das 8 espécies mais abundantes nas amostras, indicando que a metodologia empregada foi eficiente para captura de indivíduos abrangendo toda a amplitude de tamanhos conhecida para as espécies na região (BUCKUP & REIS, 1997; REIS & SCHAEFER, 1998; REIS & PEREIRA, 1999; REIS & CARDOSO, 2001). Todas as espécies com mais de 10 indivíduos capturados ocorreram nas quatro estações do ano. A comparação da CPUE ao longo do ciclo sazonal para as oito espécies mais abundantes revelou que apenas *H. mustelinus* e *J. unitaenia* apresentaram diferenças sazonais significativas ( $P_{Hmustel} = 0.01$  e  $P_{Junitae} = 0.04$ ; teste de Kruskal-Wallis), ambas tendo sido mais abundantes nas amostras do outono de 2000 do que nas demais épocas do ano.

**Tabela 11. Espécies de peixe registradas na bacia do rio Maquiné (RS). A distribuição indica se as espécies foram registradas no Planalto Basáltico (PB), Encosta da Serra (ES), fundos de vale (FV) ou no trecho do rio Maquiné que percorre a Planície Costeira (PC).**

espécie	família	ordem	distribuição
1 <i>Platanichthys platana</i>	Clupeidae	Clupeiformes	PC
2 <i>Lycengraulis grossidens</i>	Engraulidae	Clupeiformes	PC
3 <i>Cyphocharax saladensis</i>	Curimatidae	Characiformes	PC e FV
4 <i>Cyphocharax voga</i>	Curimatidae	Characiformes	PC e FV
5 <i>Steindachnerina biornata</i>	Curimatidae	Characiformes	PC e FV
6 <i>Characidium gr. zebra</i>	Crenuchidae	Characiformes	PC e FV
7 <i>Characidium pterostictum</i>	Crenuchidae	Characiformes	FV
8 <i>Astyanax aff. bimaculatus</i>	Characidae	Characiformes	PC e FV
9 <i>Astyanax aff. fasciatus</i>	Characidae	Characiformes	PC e FV
10 <i>Astyanax alburnus</i>	Characidae	Characiformes	PC e FV
11 <i>Astyanax cremnobates</i>	Characidae	Characiformes	PB**
12 <i>Astyanax scabripinnis</i>	Characidae	Characiformes	PC e FV
13 <i>Astyanax eigenmanniorum</i>	Characidae	Characiformes	PC e FV
14 <i>Astyanax sp.</i>	Characidae	Characiformes	PC e FV
15 <i>Charax stenopterus</i>	Characidae	Characiformes	PC
16 <i>Cheirodon ibicuhiensis</i>	Characidae	Characiformes	PC
17 <i>Deuterodon stigmaturus</i>	Characidae	Characiformes	FV*
18 <i>Hollandichthys sp.</i>	Characidae	Characiformes	FV
19 <i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	Characidae	Characiformes	PC
20 <i>Hyphessobrycon boulangeri</i>	Characidae	Characiformes	PC
21 <i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	Characidae	Characiformes	PC e FV
22 <i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	Characidae	Characiformes	PC
23 <i>Mimagoniates microlepis</i>	Characidae	Characiformes	PC e FV
24 <i>Mimagoniates rheocharis</i>	Characidae	Characiformes	FV*
25 <i>Odotostoechus lethostigmus</i>	Characidae	Characiformes	FV
26 <i>Oligosarcus jenynsii</i>	Characidae	Characiformes	PC
27 <i>Oligosarcus robustus</i>	Characidae	Characiformes	PC e FV
28 Characidae gen. nov.	Characidae	Characiformes	FV*
29 <i>Hoplias malabaricus</i>	Erythrinidae	Characiformes	PC e FV
30 <i>Pyrrhulina australis</i>	Lebiasinidae	Characiformes	PC
31 <i>Heptapterus mustelinus</i>	Pimelodidae	Siluriformes	FV
32 <i>Heptapterus sp.</i>	Pimelodidae	Siluriformes	FV
33 <i>Heptapterus sympterigyium</i>	Pimelodidae	Siluriformes	PC e FV
34 <i>Microglanis cibela</i>	Pimelodidae	Siluriformes	PC e FV
35 <i>Rhamdella sp.</i>	Pimelodidae	Siluriformes	FV
36 <i>Rhamdia aff. quelen</i>	Pimelodidae	Siluriformes	PC
37 <i>Rhamdia sp.</i>	Pimelodidae	Siluriformes	FV
38 <i>Homodiaetus vazferreirae</i>	Trichomycteridae	Siluriformes	PC
39 <i>Trichomycterus sp.</i>	Trichomycteridae	Siluriformes	FV
40 <i>Callichthys callichthys</i>	Callichthyidae	Siluriformes	PC e FV
41 <i>Corydoras paleatus</i>	Callichthyidae	Siluriformes	PC
42 <i>Hoplosternum litoralle</i>	Callichthyidae	Siluriformes	PC e FV
43 <i>Ancistrus multispinis</i>	Loricariidae	Siluriformes	FV
44 <i>Epactionotus bilineatus</i>	Loricariidae	Siluriformes	FV*
45 <i>Hemiancistrus sp.</i>	Loricariidae	Siluriformes	FV
46 <i>Hemipsilichthys nudulus</i>	Loricariidae	Siluriformes	FV
47 <i>Hemipsilichthys sp. 1</i>	Loricariidae	Siluriformes	FV
48 <i>Hemipsilichthys sp. 2</i>	Loricariidae	Siluriformes	ES
49 <i>Hisonotus sp.</i>	Loricariidae	Siluriformes	PC e FV

**Tabela 11 (continuação). Espécies de peixe registradas na bacia do rio Maquiné (RS), listadas alfabeticamente por ordem. A distribuição indica se as espécies foram registradas no Planalto Basáltico (PB), Encosta da Serra (ES), fundos de vale (FV) ou no trecho do rio Maquiné que percorre a Planície Costeira (PC).**

50	<i>Hypostomus commersonii</i>	Loricariidae	Siluriformes	PC e FV
51	<i>Loricariichthys anus</i>	Loricariidae	Siluriformes	PC e FV
52	<i>Rineloricaria aequalicuspis</i>	Loricariidae	Siluriformes	FV*
53	<i>Rineloricaria maquinensis</i>	Loricariidae	Siluriformes	FV*
54	<i>Rineloricaria quadrensensis</i>	Loricariidae	Siluriformes	PC e FV
56	<i>Eigenmannia virescens</i>	Sternopygidae	Gymnotiformes	PC
57	<i>Gymnotus</i> sp.	Gymnotidae	Gymnotiformes	PC e FV
58	<i>Odontesthes bonariensis</i>	Atherinopsidae	Atheriniformes	PC
59	<i>Odontesthes piquava</i>	Atherinopsidae	Atheriniformes	PC*
60	<i>Cnesterodon brevirostratus</i>	Poeciliidae	Cyprinodontiformes	PB
61	<i>Cnesterodon</i> sp.	Poeciliidae	Cyprinodontiformes	PB
62	<i>Phallocerus caudimaculatus</i>	Poeciliidae	Cyprinodontiformes	PC e FV
63	<i>Jenynsia multidentata</i>	Anablepidae	Cyprinodontiformes	PC
64	<i>Jenynsia unitaenia</i>	Anablepidae	Cyprinodontiformes	FV
65	<i>Synbranchus</i> aff. <i>marmoratus</i>	Synbranchidae	Synbranchiformes	PC e FV
66	<i>Cichlasoma facetum</i>	Cichlidae	Perciformes	PC e FV
67	<i>Cichlasoma portalegreense</i>	Cichlidae	Perciformes	PC
68	<i>Crenicichla lepidota</i>	Cichlidae	Perciformes	PC
69	<i>Crenicichla</i> sp.	Cichlidae	Perciformes	FV
70	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Cichlidae	Perciformes	PC e FV
71	<i>Gymnogeophagus labiatus</i>	Cichlidae	Perciformes	PC e FV
72	<i>Gymnogeophagus lacustris</i>	Cichlidae	Perciformes	PC*
73	<i>Gobionellus schufeldti</i>	Gobidae	Perciformes	PC

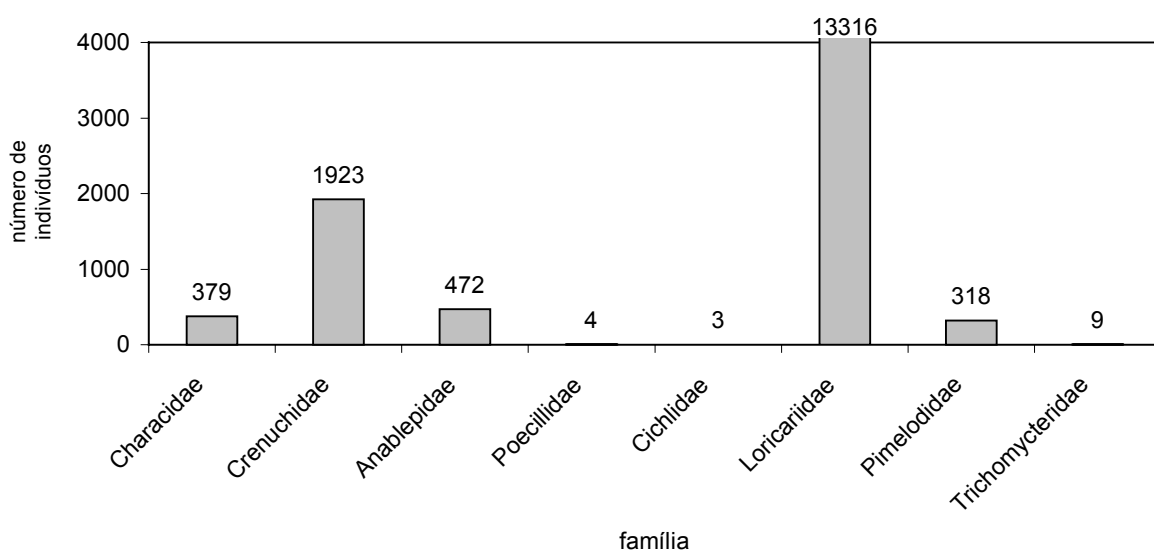
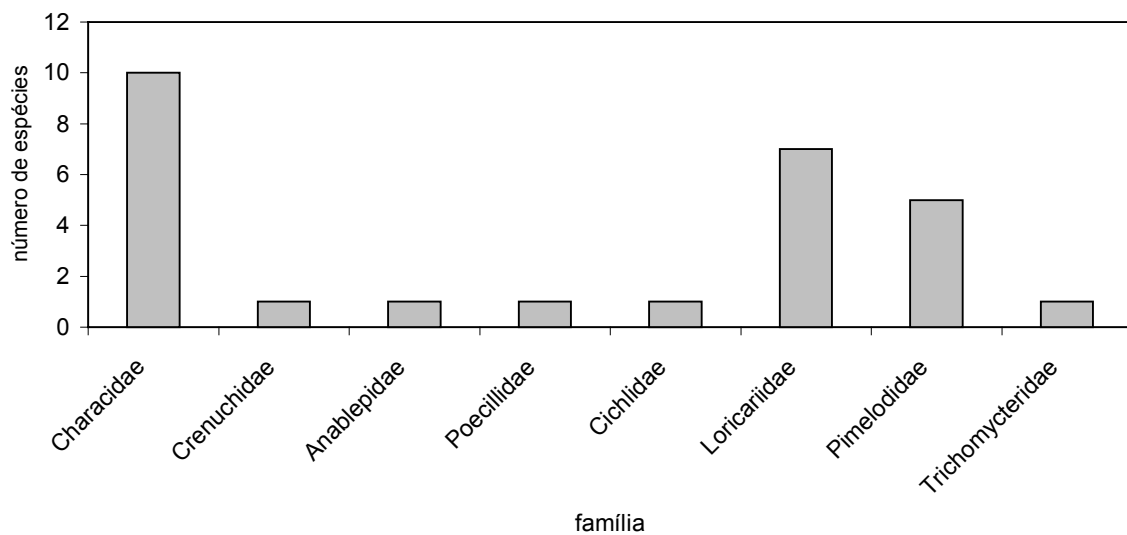
\*Endêmicas do sistema do rio Tramandaí e/ou sistemas costeiros até o Sudeste de Santa Catarina (ver texto para referências).

\*\* Endêmica das cabeceiras dos rio Maquiné e Jacuí (bacia do lago Guaíba).

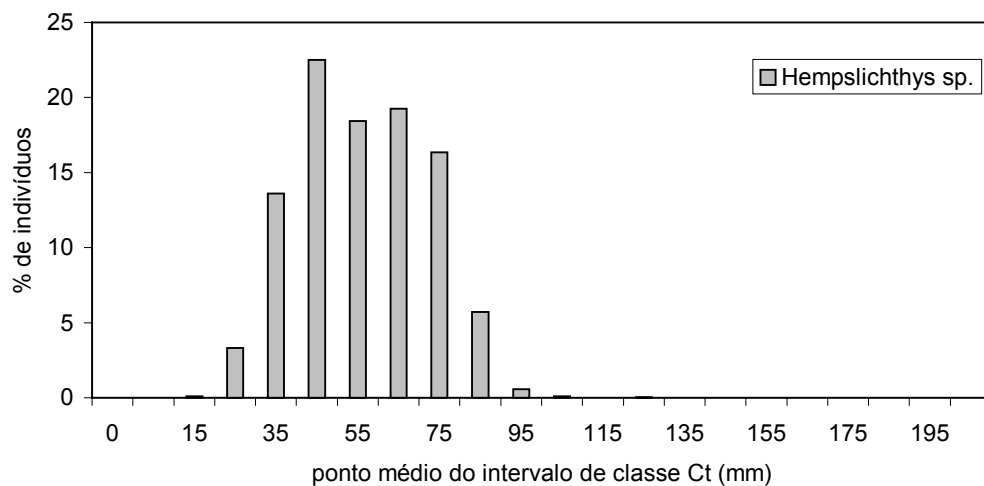
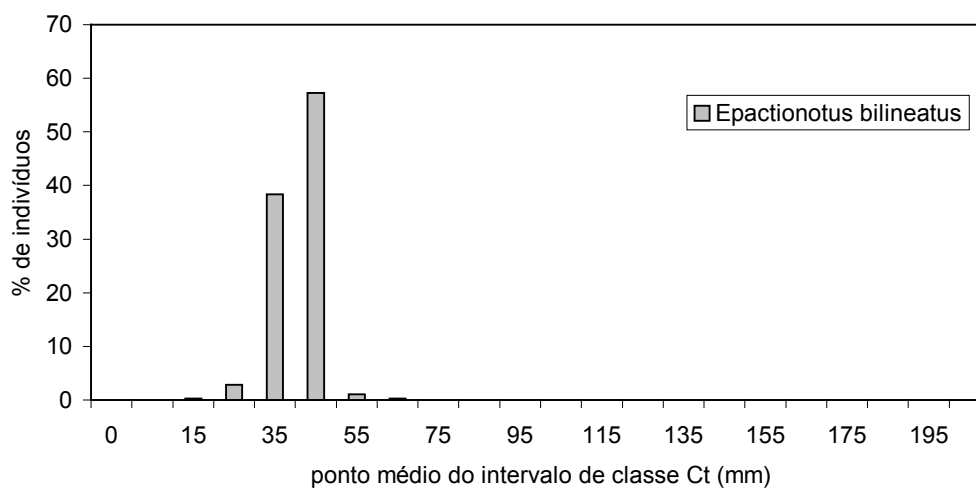
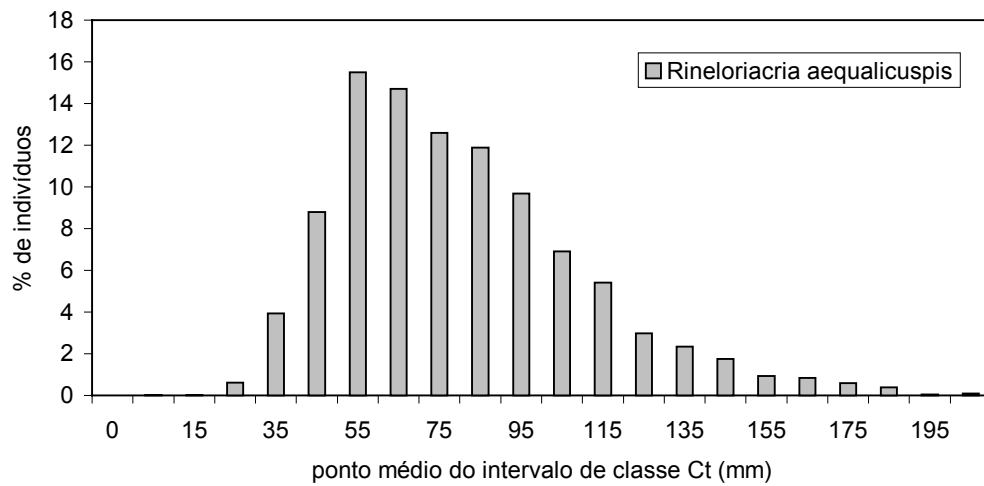
**Tabela 12. Espécies de peixes registradas para corredeiras da bacia do rio Maquiné (RS) através das capturas quantitativas com puçá. As espécies estão listadas em ordem decrescente de número de indivíduos capturados (N). S = Siluriformes, Ch = Characiformes, Cy = Cyprinodontiformes, P = Perciformes.**

	espécie	abreviatura	ordem	família	N	N %	% cumulativo
1	<i>Rineloricaria aequalicuspis</i> *	Risoc	S	Loricariidae	5989	36,465	36,46
2	<i>Epactionotus bilineatus</i> *	Epabil	S	Loricariidae	2660	16,196	52,66
3	<i>Hemipsilichthys</i> sp.*	Hmarrom	S	Loricariidae	2266	13,797	66,46
4	<i>Hemipsilichthys nudulus</i> *	Hnudus	S	Loricariidae	2027	12,342	78,80
5	<i>Characidium pterostictum</i> *	Cpteros	Ch	Crenuchidae	1923	11,708	90,51
6	<i>Jenynsia unitaenia</i> *	Junitae	Cy	Anablepidae	472	2,874	93,38
7	<i>Ancistrus multispinis</i> *	Anci	S	Loricariidae	351	2,137	95,52
8	<i>Heptapterus mustelinus</i> *	Hmustel	S	Pimelodidae	260	1,583	97,10
9	<i>Characidae</i> Gen. nov.	Tetra	Ch	Characidae	120	0,731	97,83
10	<i>Mimagoniates rheocharis</i>	Mimareo	Ch	Characidae	92	0,560	98,39
11	<i>Astyanax</i> sp.	Astysp	Ch	Characidae	85	0,518	98,91
12	<i>Heptapterus</i> sp.*	Heptsp	S	Pimelodidae	35	0,213	99,12
13	<i>Deuterodon stigmaturus</i>	Deuter	Ch	Characidae	30	0,183	99,31
14	<i>Astyanax scabripinnis</i>	Astyscab	Ch	Characidae	29	0,177	99,48
15	<i>Rineloricaria maquinensis</i> *	Rimaqui	S	Loricariidae	20	0,122	99,60
16	<i>Rhamdia</i> sp.	Rhamdia	S	Pimelodidae	17	0,104	99,71
17	<i>Trichomycterus</i> sp.*	Tricho	S	Trichomycteridae	9	0,055	99,76
18	<i>Mimagoniates microlepis</i>	Mimicro	Ch	Characidae	9	0,055	99,82
19	<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	Hluet	Ch	Characidae	8	0,049	99,87
20	<i>Heptapterus sympterygium</i> *	Hsynpter	S	Pimelodidae	4	0,024	99,89
21	<i>Phallocerus caudimaculatus</i> *	Phall	Cy	Poecillidae	4	0,024	99,91
22	<i>Hemiancistrus</i> sp.	Hemianc	S	Loricariidae	3	0,018	99,93
23	<i>Crenicichla</i> sp.	Creni	P	Cichlidae	3	0,018	99,95
24	<i>Astyanax bimaculatus</i>	Abima	Ch	Characidae	3	0,018	99,97
25	<i>Rhamdella</i> sp.	Rdella	S	Pimelodidae	2	0,012	99,98
26	<i>Astyanax alburnus</i>	Albur	Ch	Characidae	2	0,012	99,99
27	<i>Odontostoechus lethostigmus</i>	Othono	Ch	Characidae	1	0,006	100,00
					16424		

\* Espécies cuja captura pelo método do puçá com distúrbio é considerada eficiente.

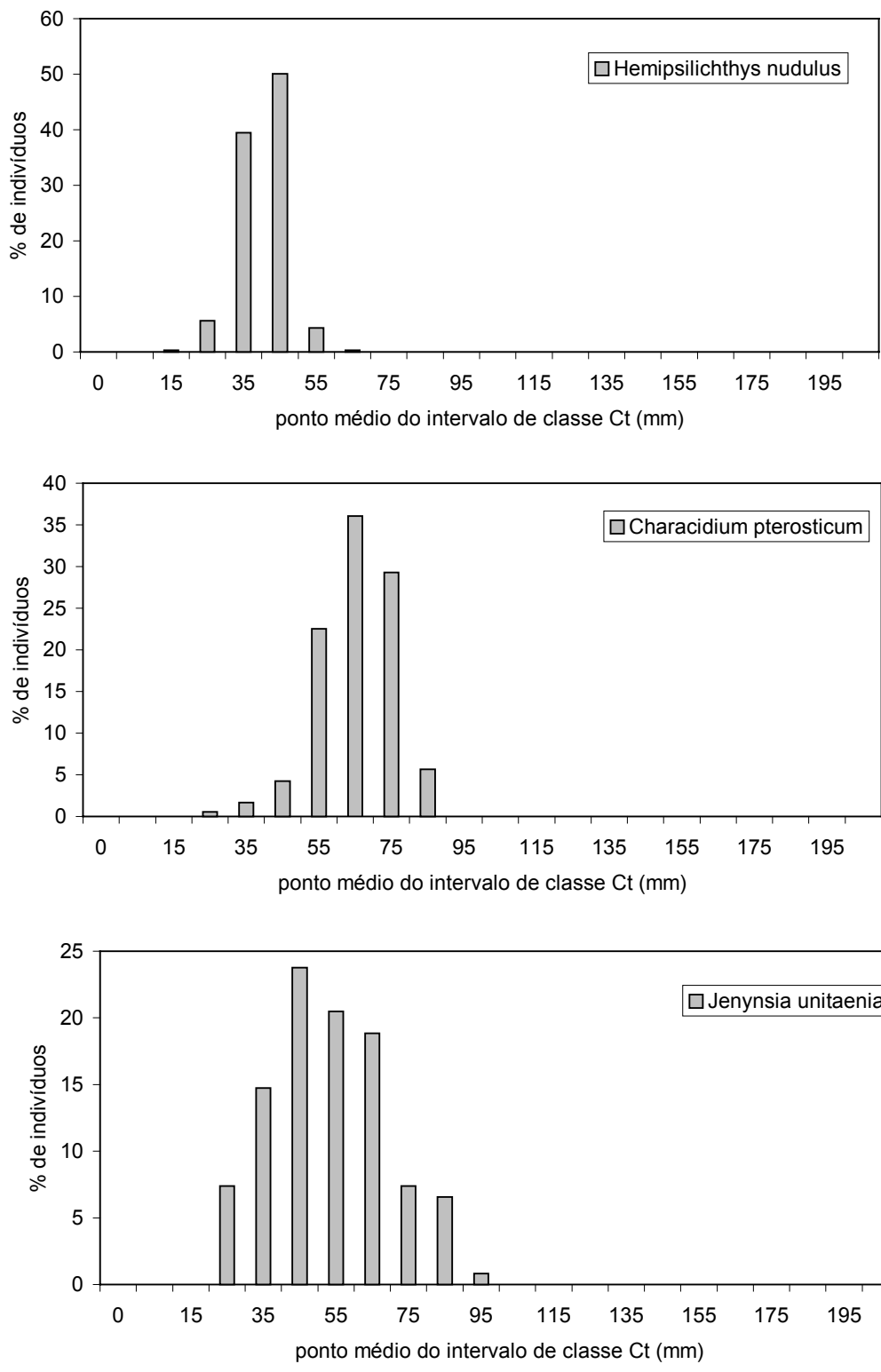


**Figura 17. (a) Número de espécies de peixe por família e (b) número de indivíduos por família, registrados no total das amostras de corredeiras da bacia do rio Maquiné (RS), através de coletas com puçá.**

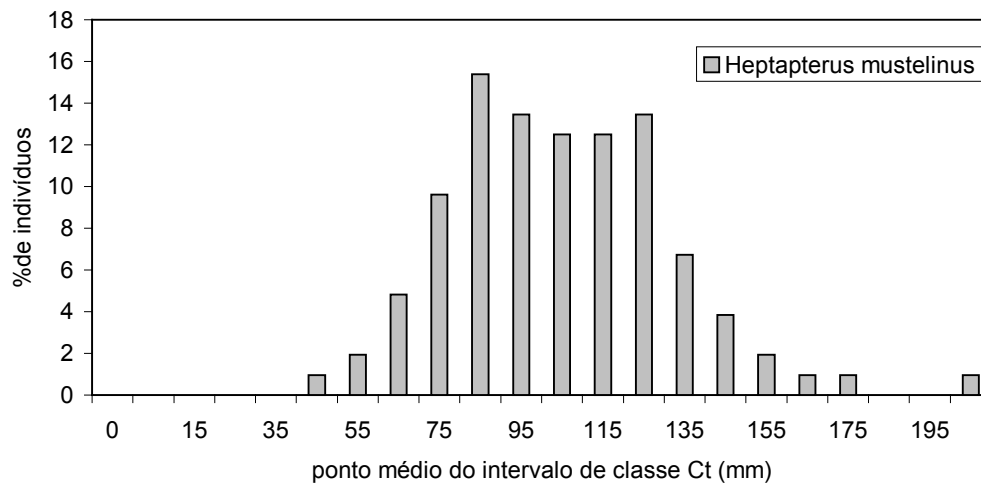
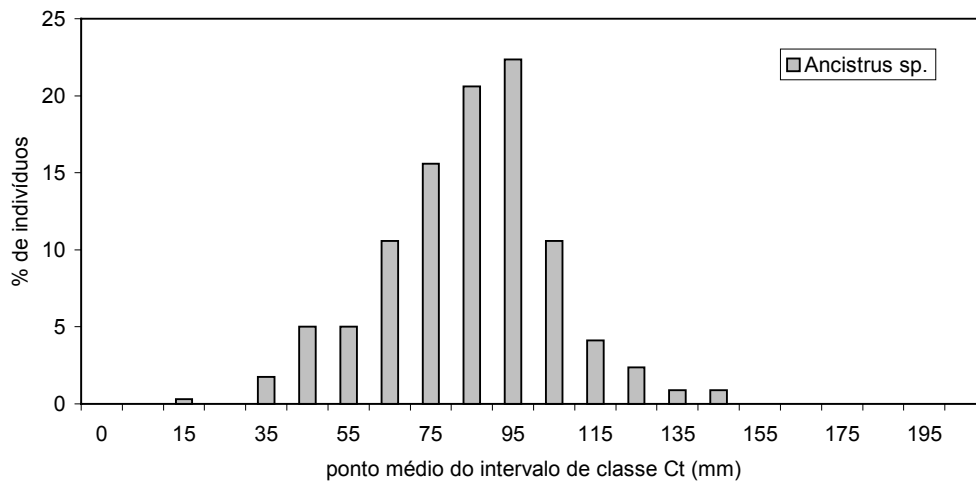


**Figura 18. Distribuição de frequência dos comprimentos totais individuais das 8 espécies de peixe mais abundantes nas amostras com puçá realizadas nas corredeiras do rio Maquiné (RS).**





**Figura 18 (continuação). Distribuição de freqüência dos comprimentos totais individuais das 8 espécies de peixe mais abundantes nas amostradas com puçá realizadas nas corredeiras do rio Maquiné, RS.**



**Figura 18 (continuação). Distribuição de frequência dos comprimentos totais individuais das 8 espécies de peixe mais abundantes nas amostradas com puçá realizadas nas corredeiras do rio Maquiné, RS.**

### 3.2.3 Variáveis selecionadas

Através do procedimento de seleção “forward” e da análise dos fatores de inflação foi possível reduzir de 25 para 6 o número de variáveis de hábitat local para explicação da variação dos dados de peixes (**Tabela 13**). As variáveis selecionadas foram: frequência de macrófitas (macrofr), frequência de partículas de substrato entre 2 e 7 cm de diâmetro (fr2a7cm), cobertura média de pedras maiores que 25 cm na seção transversal (ped256me) e seu coeficiente de variação (ped256CV), profundidade média na seção transversal (profmecn), cobertura média de partículas de substrato entre 25 e 50 cm (me25a50). A significância estatística da contribuição destas variáveis para explicação da variação dos dados foi indicada pelo teste de permutação de Monte Carlo (999 permutações,  $P < 0,05$ ). A temperatura da água não foi incluída na análise por apresentar uma larga amplitude de variação diária, de modo que os valores medidos foram utilizados apenas para descrever das condições gerais dos riachos em cada época do ano.

Para análise da influência da fisiografia (incluindo uso da terra) e posição espacial do trecho de riacho amostrado na bacia, o número de variáveis a ser utilizado foi reduzido, de 36 para 9 (**Tabela 13**). As variáveis selecionadas foram área da bacia à montante do trecho amostral (Ctch), condutividade (condu); paralelo UTM (lat), vegetação secundária de porte intermediário na faixa ripária (rint), desvio padrão da declividade da bacia (dmcv), distância do trecho amostral em relação à foz do rio Maquiné na lagoa dos Quadros (Dquad), longitude (long), distância do trecho amostral até o início da encosta da Serra Geral (LP25) e percentual de vegetação secundária de porte intermediário na bacia de drenagem à montante do trecho amostral (sint).

### 3.2.4 Resultado da Análise de Redundância

A **Tabela 14** apresenta os resultados gerais da RDA final relacionando dados de hábitat local, fisiografia da bacia posição espacial aos dados de composição e abundância da espécies de peixes nos trechos de riacho estudados. Observou-se que as variáveis de hábitat explicaram 41,4% da variação das assembléias, sendo que os 3 primeiros eixos de

ordenação (RDA1, RDA2 e RDA3) explicam 33,7% da variação nos dados (% cumulativa da variação explicada). Isto significa que, embora as variáveis de hábitat utilizadas tenham sido capazes de explicar uma proporção razoável (41,4%) da variação dos dados, a maior parte desta variação não foi explicada ( $100\% - 41,4\% = 58,6\%$ ). Ainda assim, em relação à porção da variação explicada (41,4%), os três primeiros eixos são responsáveis por 81,4% da explicação alcançada (% cumulativa da variação explicada pelas relações espécie-hábitat, na **Tabela 14**). Estes resultados foram considerados significativos de acordo com o teste de permutação de Monte Carlo ( $P < 0,001$ ; 999 permutações) e portanto permitem estabelecer correlações entre as características de hábitat e as espécies. O baixo valor observado para a variação explicada total nos dados de espécies é comum em estudos de comunidades e não prejudica a significância das relações entre espécies e hábitat (TER BRAAK, 1988, *apud* OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1998). Os estudos de relações entre peixes e hábitat feitos por MARET *et al.* (1997), VONDRACEK *et al.* (2001) e BROWN (2000) utilizaram análise direta de gradiente (análise de correspondência canônica e RDA) e obtiveram respectivamente 66%, 48% e 40% da variação dos dados de assembléia de peixes explicada por variáveis de hábitat. Valores entre 39 e 60% foram observados para macroinvertebrados (RICHARDS *et al.*, 1996) e de 39 a 60% para química da água (JOHNSON *et al.*, 1997).

**Tabela 13. Variáveis de hábitat incluídas na Análise de Redundância, após o processo de seleção *forward*.**

variável	classe	descrição	média (mínimo, máximo)
lat	posição espacial	latitude	*(6715129; 6735830)
long	posição espacial	longitude	*(566182; 577048)
Dmaq	posição espacial	distância do trecho amostrado até o rio Maquiné (principal rio da bacia)	5391,5 (302,4;10.280)
LP25	posição espacial	distância do trecho amostrado até a encosta da Serra	3461,5 (324,2; 12885,6)
sint	fisiografia	% de vegetação secundária em estágio sucessional intermediário na sub-bacia do trecho	41,1 (16,0; 47,8)
rint	fisiografia	% de vegetação secundária em estágio sucessional intermediário na faixa ripária	23,3 (1,5; 53,2)
Ctch	fisiografia	área de bacia do trecho amostral (km <sup>2</sup> )	36,9 (6,9;173,3)
dmdp**	fisiografia	desvio padrão declividade da bacia	
condut	fisiografia	condutividade elétrica na água	37,9 (21,9;73,8)
macrofr	hábitat local	freqüência de macrófitas no trecho	0,35 (0; 1)
fr2a7cm	hábitat local	freqüência de pedras entre 2 e 7 cm de diâmetro no trecho	0,76 (0,21; 1)
ped256me	hábitat local	cobertura média de pedras maiores que 256 mm no trecho	44,2 (11,7; 88)
ped256CV	hábitat local	coeficiente de variação da cobertura de pedras maiores que 256 mm no trecho	40,8 (10; 96,5)
profmecr	hábitat local	profundidade média do trecho	20,6 (9,1; 9,2)
me25a50	hábitat local	média da cobertura percentual de pedras entre 25 e 50 cm no local de coleta com distúrbio e puçá	27,5 (9,8; 54,8)

\*\* Valores de declividade média variaram entre 25,7% e 46,2%.

\* Médias não apresentadas

**Tabela 14. Análise de redundância (RDA) para assembléia de peixes de riachos da bacia do rio Maquiné (RS). Os eixos canônicos são significativos de acordo com o teste de permutação de Monte Carlo ( $F = 3,381$ ,  $P = 0,001$ , 999 permutações) e o total da variação explicada foi 41,4%.**

	RDA1	RDA2	RDA3
autovalores	0,146	0,127	0,064
correlações espécies-hábitat	0,819	0,706	0,795
% variação explicada (cumulativa)			
espécies	14,6	27,3	33,7
espécies-hábitat	35,2	66	81,4

**Tabela 15. Correlações intraset das variáveis de hábitat nos primeiros eixos da análise de redundância (RDA). Apenas variáveis com coeficientes de correlação > 0.3 foram consideradas na interpretação dos resultados. A porção inferior da Tabela indica os escores ajustados das espécies em cada eixo.**

		Correlações intraset		
	hábitat	RDA1	RDA2	RDA3
posição espacial	lat	0,25	0,28	0,15
	long	-0,01	0,03	-0,03
	Dquad	0,21	0,20	0,32
	LP25	0,44	-0,12	-0,29
fisiografia	sint	-0,10	-0,11	-0,01
	rint	-0,03	0,13	0,43
	Ctch	0,55	0,01	-0,20
	dmdp	0,11	-0,04	0,42
	condut	0,21	-0,34	-0,05
hábitat local	macrofr	0,49	-0,22	-0,20
	fr2a7cm	-0,18	-0,37	-0,21
	ped256me	-0,38	0,24	0,10
	ped256CV	-0,06	-0,07	0,16
	profmecn	0,34	0,29	-0,01
	me25a50	0,03	0,17	0,40
		Escores		
	espécies	RDA1	RDA2	RDA3
	<i>A. multispinis</i>	0,53	-0,06	-0,02
	<i>C. pterostictum</i>	-0,25	-0,52	-0,42
	<i>E. bilineatus</i>	-0,11	-0,46	0,46
	<i>Hemipsilichthys</i> sp.	-0,60	0,23	-0,21
	<i>H. nudulus</i>	-0,58	0,28	0,24
	<i>Heptapterus mustelinus</i>	-0,30	-0,17	0,13
	<i>J. unitaenia</i>	-0,09	-0,38	0,02
	<i>R. aequalicuspis</i>	-0,13	-0,48	0,00

Os resultados apresentados na **Tabela 15** e nos diagramas de ordenação por RDA (**Figuras 19 a 22**) foram interpretados para estabelecer os principais gradientes de variação das características das assembléias de peixes estudadas e suas relações com hábitat. Devido ao grande número de elementos a serem representados graficamente, os diagramas são apresentados de quatro formas diferentes: na **Figura 19** é destacada apenas a relação entre a dispersão das unidades amostrais no espaço de ordenação com seus números identificadores, na **Figura 20** são apresentadas as unidades amostrais e os eixos das espécies (a) e variáveis ambientais (b) para os dois primeiros eixos de ordenação; a **Figura 21** é idêntica à anterior, porém mostrando o primeiro e terceiro eixo de ordenação; e a **Figura 22** mostra conjuntamente os vetores representativos de espécies e variáveis de hábitat, sem a presença das unidades amostrais.

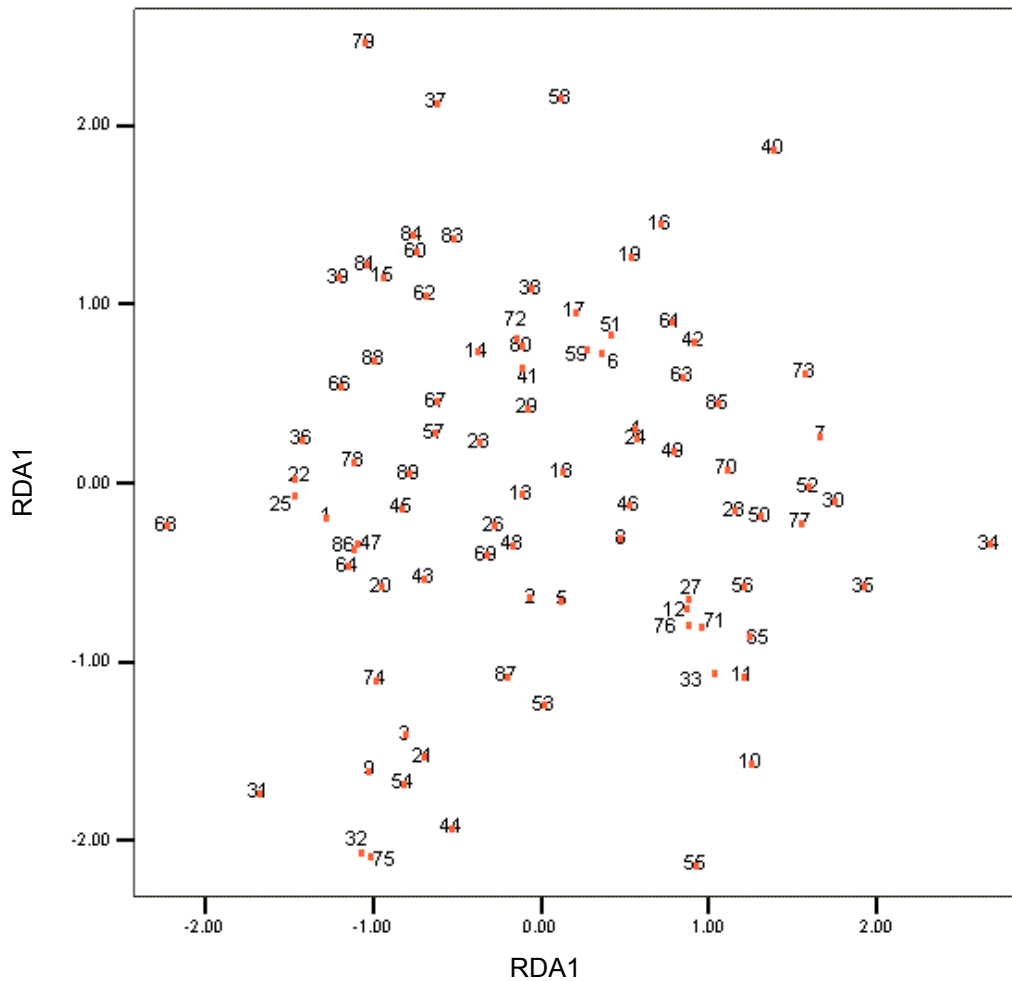
Conforme TER BRAAK (1995) e LEPS & SMILAUER (1999), nos diagramas de ordenação, os ângulos entre os vetores das espécies refletem a o grau de correlação entre elas. Quando os vetores apontam no mesmo sentido (tendendo a ângulos agudos), significa que a correlação é positiva, e quando os vetores apontam sentidos opostos (ângulos obtusos), a correlação linear é negativa. Ângulos retos indicam ausência de correlação na abundância das espécies. Além disso, representação da abundância da espécie pelo vetor é tanto melhor quanto mais longo (distância da origem) for o vetor que a representa, de modo que inferências a respeito das correlações das espécies próximas ao centro do diagrama freqüentemente são imprecisas (TER BRAAK, 1995). Interpretação semelhante pode ser feita para comparação entre vetores das variáveis ambientais e para a comparação de vetores destas com os vetores das espécies.

Com relação à interpretação das unidades amostrais distribuídas no diagrama de ordenação, quando a projeção de um ponto sobre o vetor de uma dada espécie se localiza sobre a origem dos eixos de ordenação, prevê-se que naquela unidade amostral a espécie em questão apresentará abundância próxima da média (TER BRAAK, 1995; LEPS & SMILAUER, 1999). Caso a projeção da unidade amostral se localize no sentido apontado pelo vetor da espécie e distante da origem dos eixos, a abundância prevista será acima da

média. Inversamente, a abundância da espécie será inferior à média caso a projeção ocorra distante da origem, mas em sentido oposto ao apontado pelo vetor da espécie. A **Figura 23** exemplifica este procedimento de interpretação para *Hemipsilichthys sp.* As unidades amostrais situadas à esquerda da linha perpendicular que cruza a origem do vetor da espécie tendem a apresentar abundâncias acima da média para *Hemipsilichthys sp.*, enquanto que aquelas situadas à direita da linha tendem a possuir abundâncias inferiores à média. Para fins de ilustração, algumas unidades amostrais foram colocadas em destaque, juntamente com os valores observados de CPUE para a espécie em questão. Os pontos representados por quadrados cheios representam trechos em que as abundâncias observadas estão acima da abundância média da espécie. No ponto representado por um quadrado vazado, a abundância foi próxima à média e no ponto representado por um círculo cheio a abundância observada foi inferior à média. Procedimento semelhante foi realizado a fim de interpretar as tendências quanto aos valores das variáveis de hábitat apresentados nos diferentes trechos amostrais.

A ordenação dos pontos e a formação dos grupos nos diagramas de RDA pode ser interpretada em função de três informações principais sobre a assembléia estudada, (a) a CPUE total (número total de indivíduos, independentemente da espécie, por lance de puçá) (b) a CPUE de cada espécie em relação a sua CPUE média e (c) as relações de abundância entre as espécies (a qual pode ser interpretada pelo exame da abundância percentual de cada uma das espécies em uma unidade amostral). A interpretação destes resultados é descrita nos itens subseqüentes, onde primeiramente é feita uma caracterização dos padrões de assembléia e posteriormente são discutidas suas relações com hábitat.





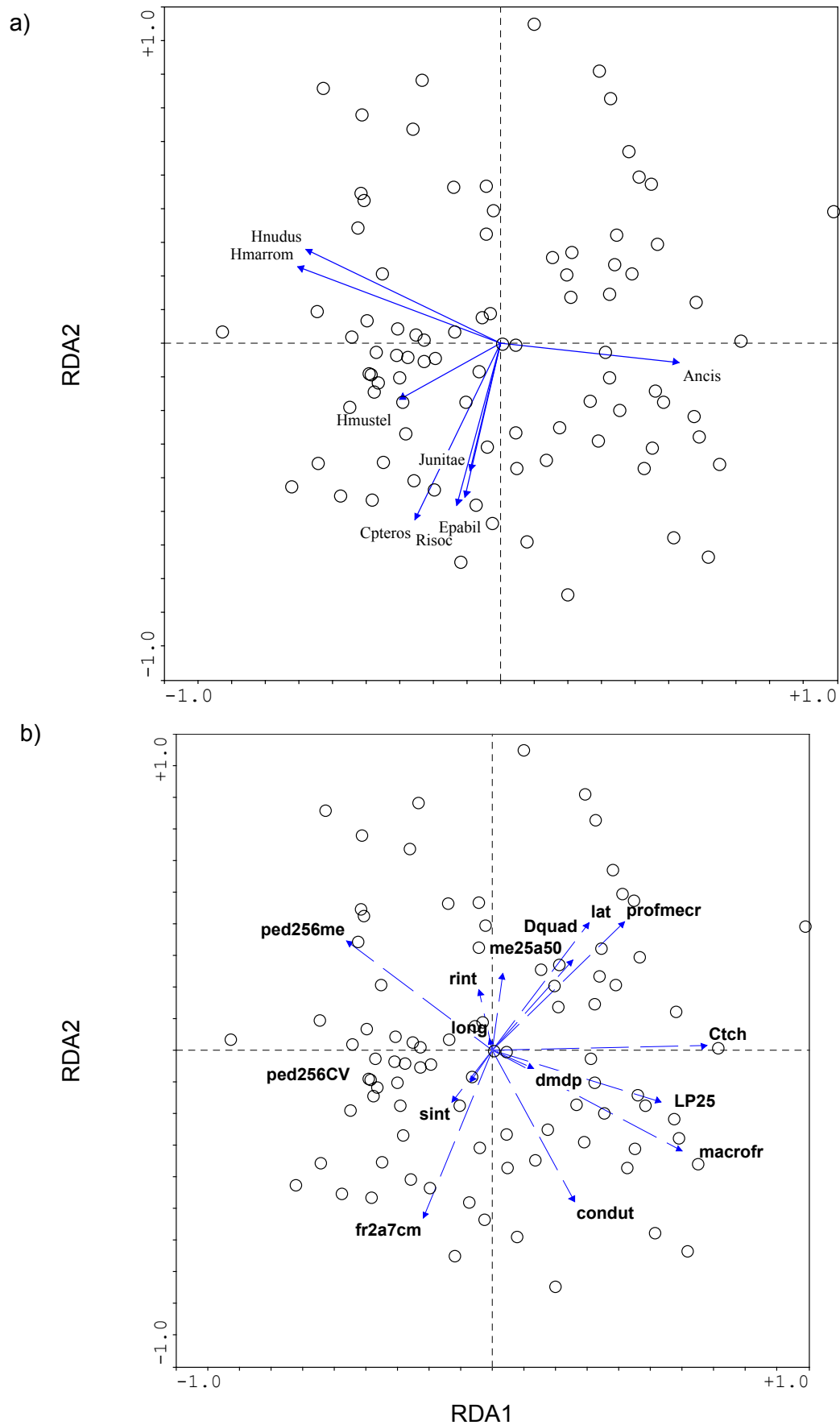
**Figura 19. Diagrama de ordenação (RDA) mostrando dispersão das unidades amostrais baseada em dados de abundância de peixes de corredeiras e suas correlações com hábitat. Os números identificadores das unidades amostrais estão identificadas individualmente conforme a Tabela 17.**

**Tabela 16. Números identificadores das unidades amostrais (trechos de corredeira) na bacia do rio Maquiné (RS), com informações sobre o riacho em que estão localizadas e a época de coleta.**

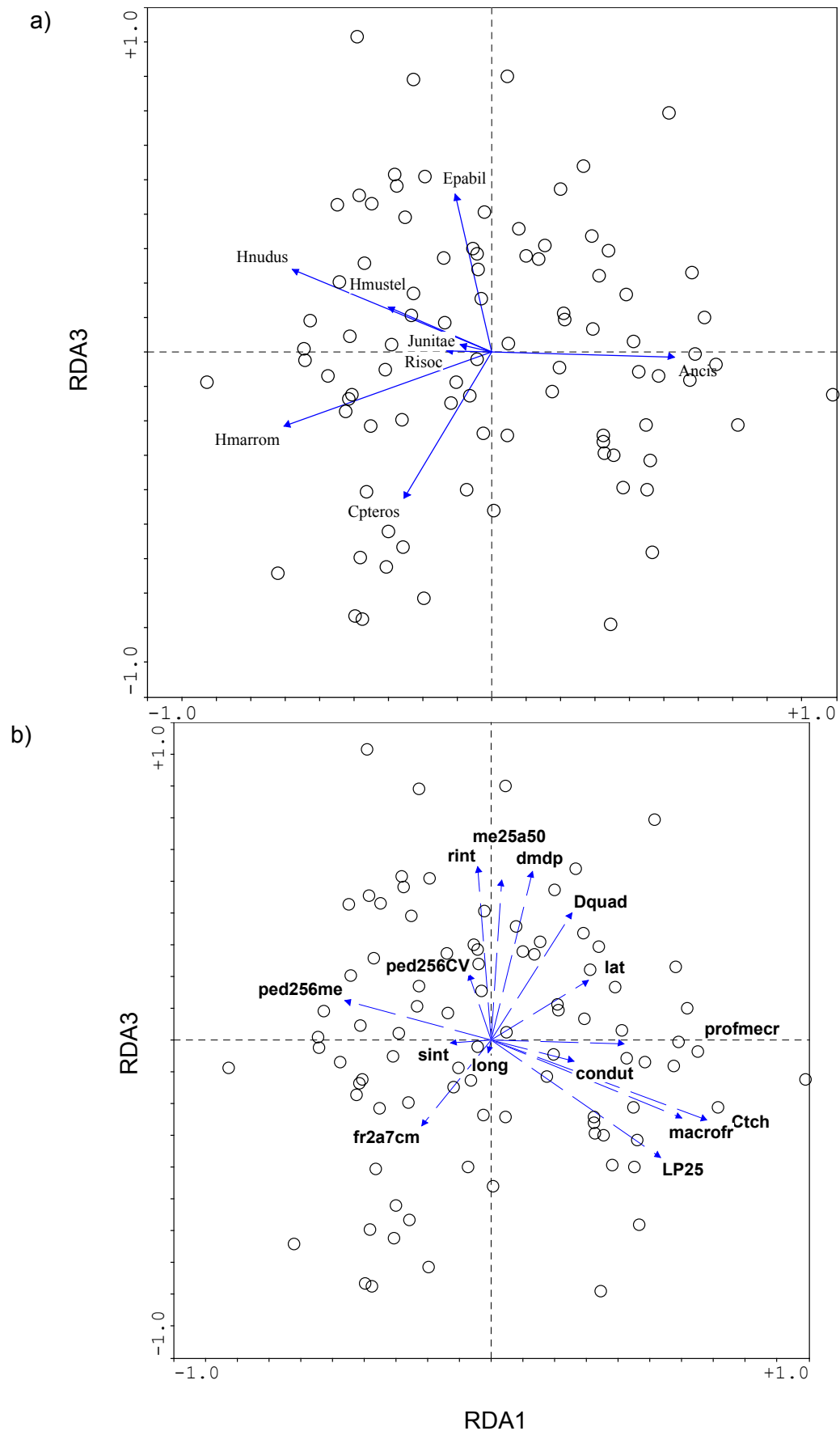
identificador da unidade amostral	unidade amostral	rio	época	identificador da unidade amostral	unidade amostral	rio	época
1	ApalINV	Água Parada	inverno	25	ApaAltPR	Água Parada	primavera
2	ApabaINV	Água Parada	inverno	26	ApaBaPR	Água Parada	primavera
3	ApameINV	Água Parada	inverno	27	LajAltPR	Lajeado	primavera
4	LajalINV	Lajeado	inverno	28	LajBaiPR	Lajeado	primavera
5	LajbaINV	Lajeado	inverno	29	EncAltPR	Encantado	primavera
6	EncalINV	Encantado	inverno	30	EncBaiPR	Encantado	primavera
7	EncbaINV	Encantado	inverno	31	EscBaiPR	Escangalhado	primavera
8	EscbaINV	Escangalhado	inverno	32	EscMedPR	Escangalhado	primavera
9	EscmeINV	Escangalhado	inverno	33	ForAltPR	Forqueta	primavera
10	ForalINV	Forqueta	inverno	34	ForBaiPR	Forqueta	primavera
11	ForbaINV	Forqueta	inverno	35	ForMedPR	Forqueta	primavera
12	FormeINV	Forqueta	inverno	36	GleAltPR	Garapiá Leões	primavera
13	GleAlINV	Garapiá Leões	inverno	37	GleBaiPR	Garapiá Leões	primavera
14	GseviINV	Garapiá Severinos	inverno	38	GsevPR	Garapiá Severinos	primavera
15	LigalINV	Ligeiro	inverno	39	LigAltPR	Ligeiro	primavera
16	LigbaINV	Ligeiro	inverno	40	LigBaiPR	Ligeiro	primavera
17	OuralINV	Ouro	inverno	41	OurAltPR	Ouro	primavera
18	OurbaINV	Ouro	inverno	42	OurBaiPR	Ouro	primavera
19	OurmeINV	Ouro	inverno	43	PinAltPR	Pinheiro	primavera
20	PinalINV	Pinheiro	inverno	44	PinBaiPR	Pinheiro	primavera
21	PinbaINV	Pinheiro	inverno	45	PavAltPR	Pavão	primavera
22	PinmeINV	Pinheiro	inverno	46	PavMedPR	Pavão	primavera
23	PavallINV	Pavão	inverno				
24	PavmeINV	Pavão	inverno				

**Tabela 16 (continuação). Números identificadores das unidades amostrais (trechos de corredeira) na bacia do rio Maquiné (RS), com informações sobre o riacho em que estão localizadas e a época de coleta.**

identificador da unidade amostral	unidade amostral	rio	época	identificador da unidade amostral	unidade amostral	rio	época
47	ApaAltVE	Água Parada	verão	68	ApaAltOU	Água Parada	outono
48	ApaBaVE	Água Parada	verão	69	ApaBaOU	Água Parada	outono
49	LajAltVE	Lajeado	verão	70	LajAltOU	Lajeado	outono
50	LajBaiVE	Lajeado	verão	71	LajBaiOU	Lajeado	outono
51	EncAltVE	Encantado	verão	72	EncAltOU	Encantado	outono
52	EncBaiVE	Encantado	verão	73	EncBaiOU	Encantado	outono
53	EscBaiVE	Escangalhado	verão	74	EscBaiOU	Escangalhado	outono
54	EscMedVE	Escangalhado	verão	75	EscMedOU	Escangalhado	outono
55	ForAltVE	Forqueta	verão	76	ForAltOU	Forqueta	outono
56	ForBaiVE	Forqueta	verão	77	ForBaiOU	Forqueta	outono
57	GleAltVE	Garapiá Leões	verão	78	GleAltOU	Garapiá Leões	outono
58	GleBaiVE	Garapiá Leões	verão	79	GleBaiOU	Garapiá Leões	outono
59	GsevVE	Garapiá Severinos	verão	80	GsevOU	Garapiá Severinos	outono
60	LigAltVE	Ligeiro	verão	81	LigAltOU	Ligeiro	outono
61	LigBaiVE	Ligeiro	verão	83	OuAltOU	Ouro	outono
62	OualteVE	Ouro	verão	84	OuAltrOU	Ouro	outono
63	OurBaiVE	Ouro	verão	85	OurBaiOU	Ouro	outono
64	PinAltVE	Pinheiro	verão	86	PinAltOU	Pinheiro	outono
65	PinBaiVE	Pinheiro	verão	87	PinBaiOU	Pinheiro	outono
66	PavAltPR	Pavão	verão	88	PavAltPR	Pavão	outono
67	PavMedPR	Pavão	verão	89	PavMedPR	Pavão	outono



**Figura 20. Diagramas de ordenação para os dois primeiros eixos (RDA1 e RDA2) resultantes da Análise de Redundância sobre espécies peixes de corredeira da bacia do rio Maquiné (RS) e características de hábitat. (a) Relações entre unidades amostrais e espécies, (b) relações entre unidades amostrais e variáveis ambientais.**



**Figura 21. Diagramas de ordenação para o primeiro e terceiro eixo (RDA1 e RDA3) resultantes da Análise de Redundância sobre espécies peixes de corredeira da bacia do rio Maquiné (RS) e características de hábitat. (a) Relações entre unidades amostrais e espécies, (b) relações entre unidades amostrais e variáveis ambientais.**

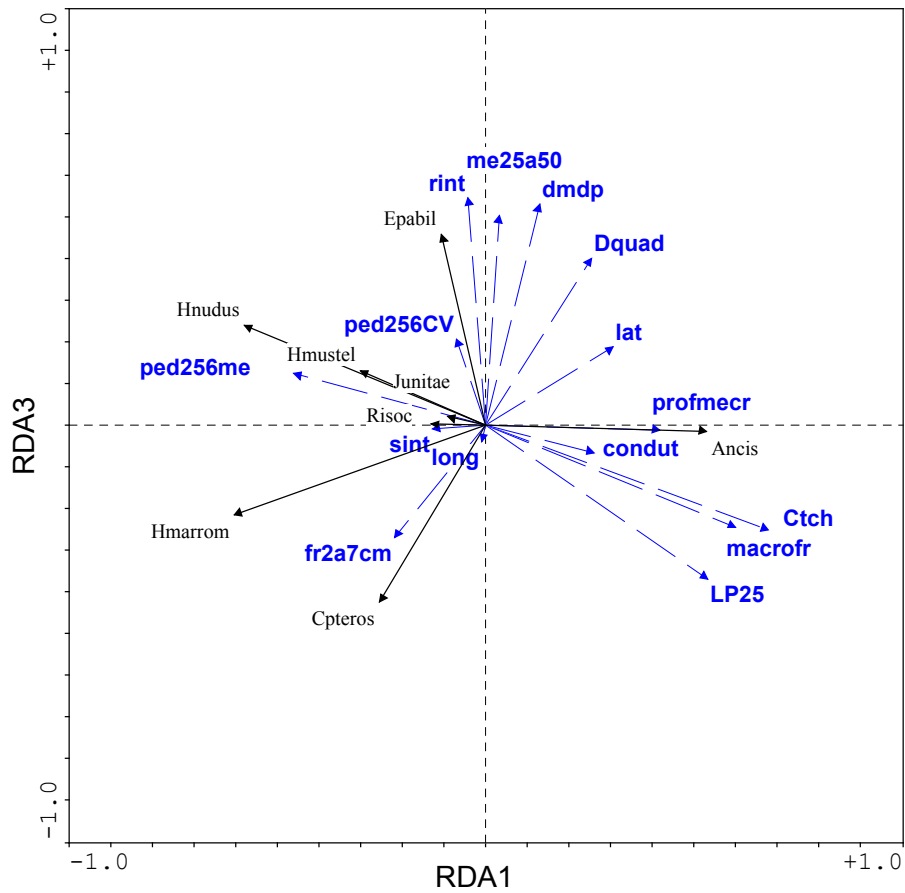
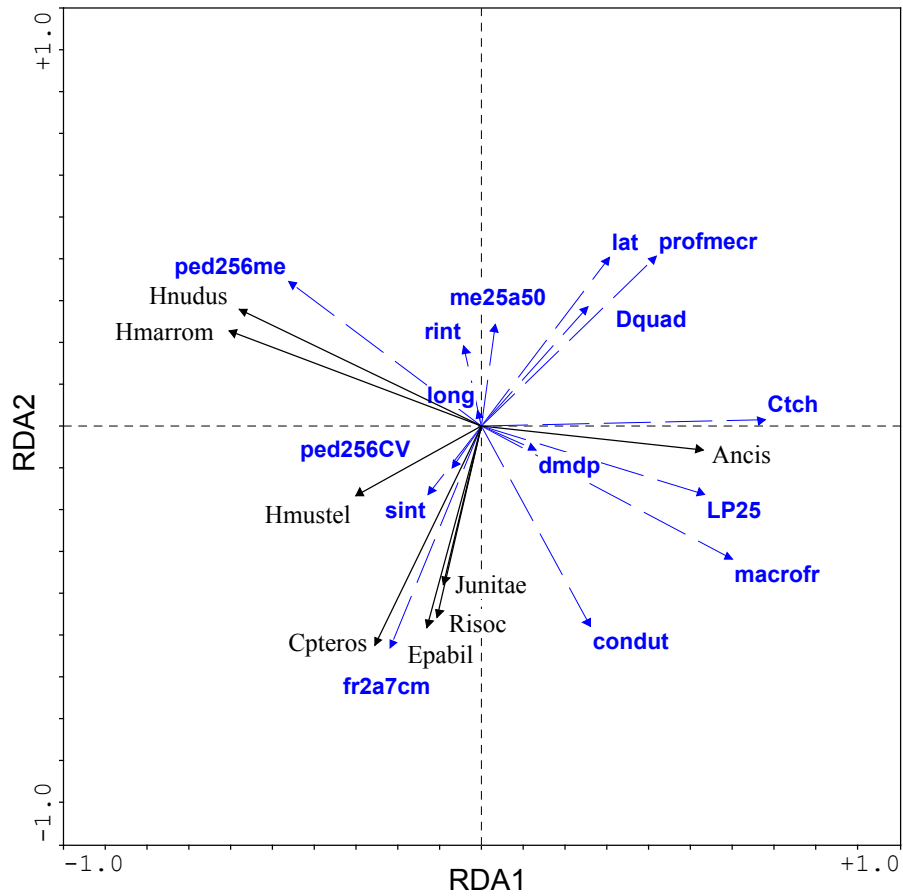
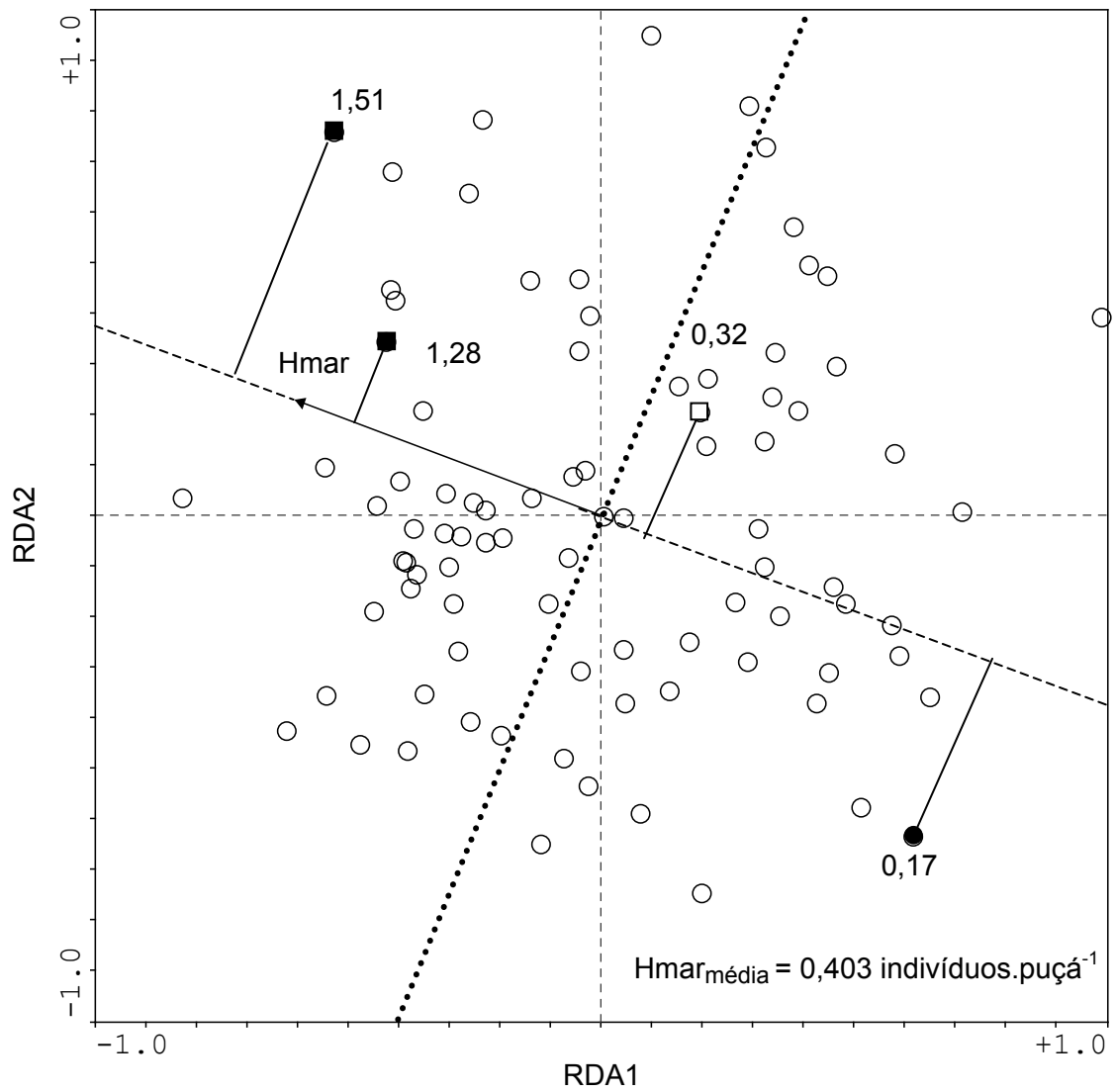


Figura 22. Relações entre espécies (em preto) e variáveis ambientais (em azul) nos diagramas de ordenação resultantes da Análise de Redundância (bacia do rio Maquiné, RS). (a) Eixos RDA1 e RDA2, (b) Eixos RDA1 e RDA3.



**Figura 23. Interpretação do diagrama de ordenação da Análise de Redundância. Quadrados cheios apontam exemplos de unidades amostrais onde a CPUE está acima da média, quadrado vazado indica CPUE próxima à média e círculo cheio indica CPUE abaixo da média.**

### 3.2.5 Características das assembléias de peixes

A **Figura 20** mostra o resultado da ordenação para os dois primeiros eixos da RDA e evidencia a correlação positiva entre as duas espécies de *Hemipsilichthys* e a correlação negativa entre estas e *A. multispinis*. Já as demais espécies foram bastante correlacionadas entre si, mas pouco com *Hemipsilichthys* spp e *A. multispinis*. O pimelodídeo *H. mustelinus* se apresenta em situação intermediária. Existem dois gradientes principais de variação das características da assembléia. O primeiro, representado por RDA1, é caracterizado pelas variações de abundância das duas espécies de *Hemipsilichthys*, onde num extremo (escores negativos de RDA1) encontram-se locais em que estas espécies tendem a apresentar abundâncias acima da média, enquanto que no outro extremo estão locais onde estas espécies são pouco abundantes. O segundo gradiente (RDA2) é representado pelas variações na abundância de *C. pterostictum*, *E. bilineatus*, *J. unitaenia* e *R. aequalicuspis*. Neste gradiente as unidades amostrais variam desde abundâncias baixas destas espécies (escores positivos de RDA2) até abundâncias altas (escores negativos de RDA2), independentemente das abundâncias de *Hemipsilichthys* spp e *A. multispinis*. O gradiente descrito pelo terceiro eixo de ordenação (RDA3), indica nuances do gradiente principal, mostrando que *Hemipsilichthys* sp. é secundariamente mais correlacionado com *C. pterostictum*, enquanto *H. nudulus* é secundariamente mais correlacionado com *E. bilineatus*.

A ordenação conforme o terceiro eixo de ordenação (RDA3, **Figura 21**) indica também que em certas unidades amostrais as abundâncias de *E. bilineatus* e *C. ptersotictum* tendem a ser negativamente correlacionadas.

Como mencionado anteriormente, na RDA os escores das unidades amostrais guardam relação com abundância média das espécies. Logo, a dispersão dos pontos no diagrama de ordenação pode ser interpretada não só como um gradiente de composição e abundância relativa das espécies em cada trecho, mas também como um gradiente de abundância total de indivíduos (somatório dos indivíduos de todas as espécies) entre os



trechos amostrados. Este gradiente é colocado em destaque na **Figura 24a**, onde as áreas hachuradas representam os opostos do gradiente de abundância de indivíduos. Segundo os princípios de interpretação dos diagramas (TER BRAAK, 1995; LEPS & SMILAUER, 1999, descritos no **item 3.2.4**), a área A deve incluir as unidades amostrais com menor abundância total de indivíduos, pois todas as unidades amostrais nela contidas, quando projetadas sobre o eixo de qualquer das espécies (exceto *A. multispinis*), indicam tendência a valores de abundância abaixo da média. Situação oposta ocorre na área C, que portanto inclui as unidades amostrais com maior abundância geral de indivíduos. As áreas B e D incluem trechos onde as abundâncias são intermediárias, sendo que em D as abundâncias maiores tendem a ser de *Hemipsilichthys* spp e em B as abundâncias maiores tendem a ser de *E. bilineatus*, *C. pterostictum*, *J. unitaenia* e/ou *R. aequalicuspis*. *Ancistrus* sp (e também *H. mustelinus*), devido à baixa magnitude de abundância em comparação com as demais espécies (ver magnitude dos valores de  $N_{ind}/puçá$  na **Figura 25**, série de gráficos à direita; esta figura será mais detalhadamente explicada no item 3.2.6), não contribui marcadamente para a caracterização deste gradiente.

Na **Figura 24b**, o tamanho dos símbolos que representam as unidades amostrais está escalonado para refletir a CPUE global em cada unidade amostral, representando assim a situação observada no presente estudo. Verifica-se que a relação entre a posição observada da unidade amostral e a CPUE total (representada pelo tamanho do símbolo) nem sempre se correspondem, embora haja uma consistência evidente. Isto ocorre porque a ordenação das unidades amostrais baseia-se em escores ajustados e não em valores observados, sendo ainda restringida pelas correlações com as variáveis de hábitat.

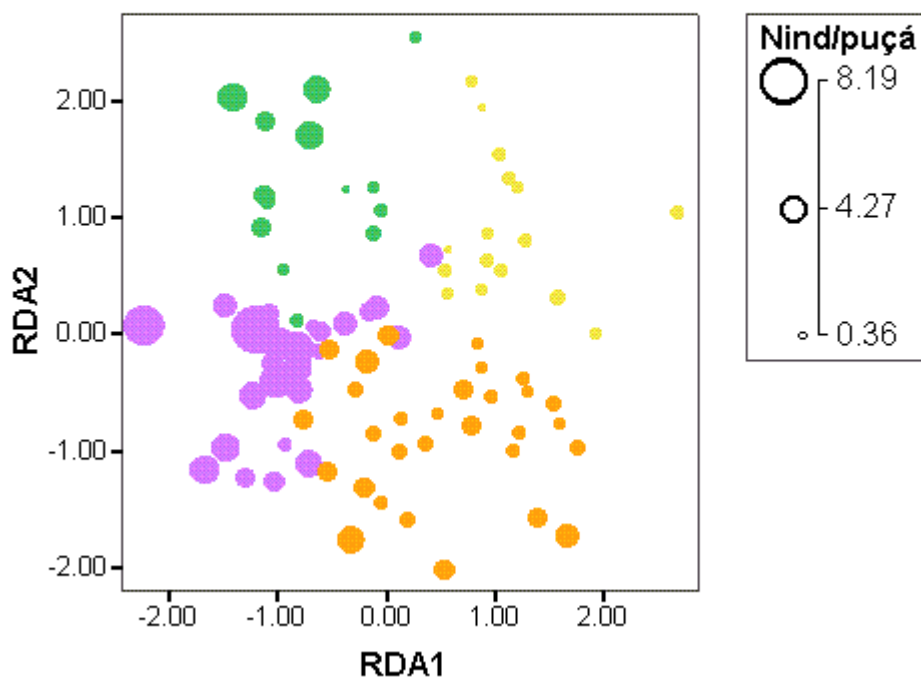
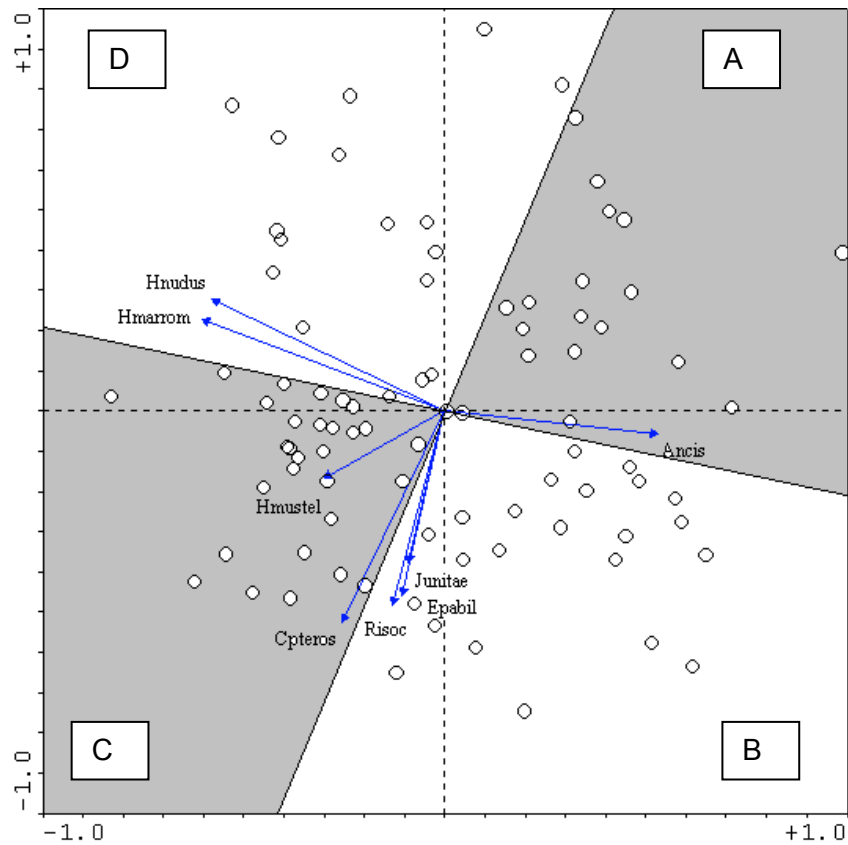


Figura 24. (a) Ordenação das unidades amostrais segundo os dois primeiros eixos da RDA, indicando regiões diferenciadas em termos de CPUE de indivíduos. (b) símbolos das unidades amostrais escalonados para representação da CPUE total de peixes. Cores dos símbolos representam assembléias de peixes com diferentes características, conforme a Tabela 17 (verde = *Hemipsilichthys*; violeta = *Hemipsilichthys-Rineloricaria*-outras; laranja = *Rineloricaria*-outras; amarelo = *Rineloricaria*).

Em síntese, as assembléias de peixes de corredeiras da bacia do rio Maquiné variam num gradiente desde assembléias onde há alta abundância de *Hemipsilichthys* sp e/ou *Hemipsilichthys nudulus*, até trechos em que a abundância destas espécies é muito baixa (escores negativos para positivos em RDA1). Nas assembléias onde *Hemipsilichthys* spp. são pouco abundantes, geralmente a espécie dominante é *R. aequalicuspis*. Esta espécie distribui-se por todos os riachos amostrados, tendendo a ser dominante ou sub-dominante na maioria dos trechos, mesmo onde *Hemipsilichthys* spp apresentam maior abundância (**Figura 25**, série de gráficos à direita), sendo portanto o componente mais característico das assembléias da bacia. Além do gradiente *Hemipsilichthys* ↔ *Rineloricaria*, há um segundo gradiente relacionado a outras três espécies, *E. bilineatus*, *C. pterostictum* e *J. unitaenia*, sendo que as duas primeiras são podem ser interpretadas mais consistentemente devido a sua distribuição ubíqua e maior abundância em geral (**Tabela 13; Figura 25**). Este gradiente é expresso pelo eixo RDA2 e permite distinguir as assembléias distribuídas ao longo gradiente primário (RDA1) conforme apresentem abundâncias de *C. pterostictum* e/ou *E. bilineatus* maiores (escores negativos de RDA2) ou menores (escores positivos de RDA2).

A partir destes resultados e com auxílio das informações sobre CPUE (Nind/puçá) e proporcional (% de cada espécie em relação ao somatório das espécies do trecho) em cada unidade amostral, foi possível alocar as unidades amostrais a um dentre 4 tipos gerais de assembléia, descritos na **Tabela 17**. Estes tipos são apenas uma simplificação do padrão observado, uma vez que não foram encontrados agrupamentos claramente separados, mas um verdadeiro gradiente de variação. A discriminação dos tipos de assembléia foi realizada apenas com o objetivo de facilitar a interpretação dos padrões e não com o intuito de sugerir a existência de uma "tipologia" de assembléias.

**Tabela 17. Tipos gerais de assembléia de peixes associados ao substrato em corredeiras da bacia do rio Maquiné (RS), conforme interpretação da ordenação resultante da Análise de Redundância.**

tipo de assembléia	características
<i>Hemipsilichthys</i>	<i>Hemipsilichthys</i> sp. e/ou <i>H. nudulus</i> em abundâncias acima da média e dominantes em relação às demais espécies. <i>R. aequalicuspis</i> pouco abundante, geralmente menos que <i>Hemipsilichthys</i> spp. <i>E. bilineatus</i> , <i>C. pterostictum</i> e <i>J. unitaenia</i> pouco abundantes. <i>Ancistrus</i> pouco abundante ou ausente.
<i>Hemipsilichthys</i> - <i>Rineloricaria</i> -outros	<i>Hemipsilichthys</i> sp e <i>H. nudulus</i> muito abundantes, geralmente em proporções similares ou pouco menores que <i>R. aequalicuspis</i> . <i>E. bilineatus</i> e <i>C. pterostictum</i> com abundâncias acima da média, podendo apresentar proporções semelhantes a <i>Hemipsilichthys</i> spp e <i>R. aequalicuspis</i> . Abundância total de indivíduos geralmente alta. <i>Ancistrus</i> pouco abundante em relação à média ou ausente.
<i>Rineloricaria</i> -outros	<i>R. aequalicuspis</i> mais abundante, dominante ou co-dominante com <i>E. bilineatus</i> e/ou <i>C. pterostictum</i> . <i>J. unitaenia</i> aparece em abundâncias acima da média da espécie. <i>Hemipsilichthys</i> spp presentes, mas pouco representativas percentualmente. <i>Ancistrus</i> geralmente presente.
<i>Rineloricaria</i>	Abundâncias totais de indivíduos tendem a ser as mais baixas de todos os trechos, geralmente inferiores às médias de cada espécie. Neste contexto, <i>R. aequalicuspis</i> é geralmente a espécie mais abundante, podendo ser co-dominante com <i>E. bilineatus</i> . <i>Hemipsilichthys</i> spp presentes, mas pouco representativas percentualmente.

### 3.2.6 Variações sazonais das assembléias de peixes

A análise da **Figura 25** revela que houve pouca variação sazonal, mesmo quando cada trecho amostral é observado individualmente. Nela, são apresentadas as características de abundância e composição das assembléias em cada trecho amostral e em cada época do ano. A seqüência vertical dos gráficos está disposta de forma idêntica à da **Figura 26**, de modo que se possa comparar os resultados entre os diferentes padrões de assembléia identificados nos riachos.

Cada gráfico na coluna da esquerda da **Figura 25** permite examinar como o padrão da estrutura da assembléia varia ao longo das estações. A inspeção visual destes gráficos para 23 trechos amostrais mostra que as relações de abundância entre as espécies mudam pouco sazonalmente em cada trecho, no sentido de que as mesmas espécies são dominantes ou sub-dominantes em qualquer época do ano. Observa-se também que esta relativa estabilidade ocorre nos 4 grupos de assembléia observados. Além disso, as modificações que se observam nos valores dos percentuais geralmente não são de magnitude suficiente para que se considere que o tipo de assembléia (conforme a **Tabela 17**) tenha se alterado. As exceções (trechos amostrais Pinba, Pavme, Escba, Ouralter e Encal) serão discutidas mais abaixo.

Na coluna da direita (**Figura 25**), cada gráfico indica como a CPUE das espécies varia sazonalmente nos diferentes trechos amostrais. Destaca-se que o eixo de CPUE apresenta o mesmo valor máximo para todos os gráficos, de modo que se possa também comparar as diferenças de magnitude na CPUE total entre os trechos amostrais. O exame destes gráficos indica que a magnitude dos valores de CPUE muda muito pouco sazonalmente em alguns trechos amostrais, enquanto que em outros a CPUE pode ser bastante variável de uma época para outra. Entretanto, a comparação do padrão de variação sazonal entre os trechos não mostra um padrão consistente de variação, isto é, ao longo das estações do ano a CPUE aumenta em alguns trechos amostrais, mas diminui em

outros ou permanece praticamente igual. Esta ausência de padrão sazonal ocorre mesmo na comparação de trechos amostrais que comportam o mesmo tipo de assembléia.

Não houveram portanto alterações sazonais importantes nas assembléias de peixes da maioria dos trechos amostrados, tanto em composição de espécies (como mencionado anteriormente) como em abundâncias relativas (**Figura 25** e **Figura 26**), indicando a existência de razoável persistência e estabilidade nas assembléias de peixes associados ao substrato de corredeiras. O termo persistência é aqui utilizado conforme CONNELL & SOUSA (1983) e WINEMILLER (1996), sendo definida como presença consistente de uma espécie ao longo do tempo. O termo estabilidade, entretanto, é considerado diferentemente destes autores, referindo-se aos padrões de variação da abundância percentual das espécies e não de suas abundâncias relativas (captura por unidade de esforço - CPUE).

Na **Figura 25** a persistência e estabilidade da assembléia de cada ponto ao longo das estações do ano é facilmente visível, principalmente em termos de abundância percentual das espécies. Esta persistência sazonal refletiu-se no resultado da RDA, onde as amostras sazonais de um mesmo trecho de riacho geralmente foram ordenadas na mesma região do diagrama (isto pode ser observado na **Figura 19**, localizando-se no espaço de ordenação as unidades amostrais da **Tabela 16**). Este padrão aparece também na **Figura 26**, mostrando que o mesmo tipo de assembléia tendeu a ocorrer ao longo do ano em cada trecho, isto é as características da assembléia em um dado local (composição de espécies e relações de abundância entre elas) tendem a ser persistentes sazonalmente. Em geral as modificações ocorridas representam apenas um curto deslocamento no gradiente observado, de forma que assembléias caracterizadas principalmente pela abundância de *Hemipsilichthys* (tipos *Hemipsilichthys* e *Hemipsilichthys-Rineloricaria*-outras) assim se mantêm ao longo de todo ano, o mesmo ocorrendo com assembléias caracteristicamente dominadas por *R. aequalicuspis*. Alterações maiores com relação ao tipo de assembléia (inversão da característica dominante de *Hemipsilichthys* para *Rineloricaria*, ou vice-versa) foram observadas em apenas 5 locais (**Figura 27**): Pinba, Pavme, Escba, Ouralter e Encal. Os três primeiros representam trechos de riachos pequenos relativamente próximos à

confluência com rios maiores, como o Maquiné (Pinba) e o Lajeado (Pavme e Escba). Os dois restantes são trechos de riachos medianos, distantes da confluência com rios maiores. A localização dos trechos e as alterações sazonais das assembléias neles ocorridas podem ser visualizadas na **Figura 27**.

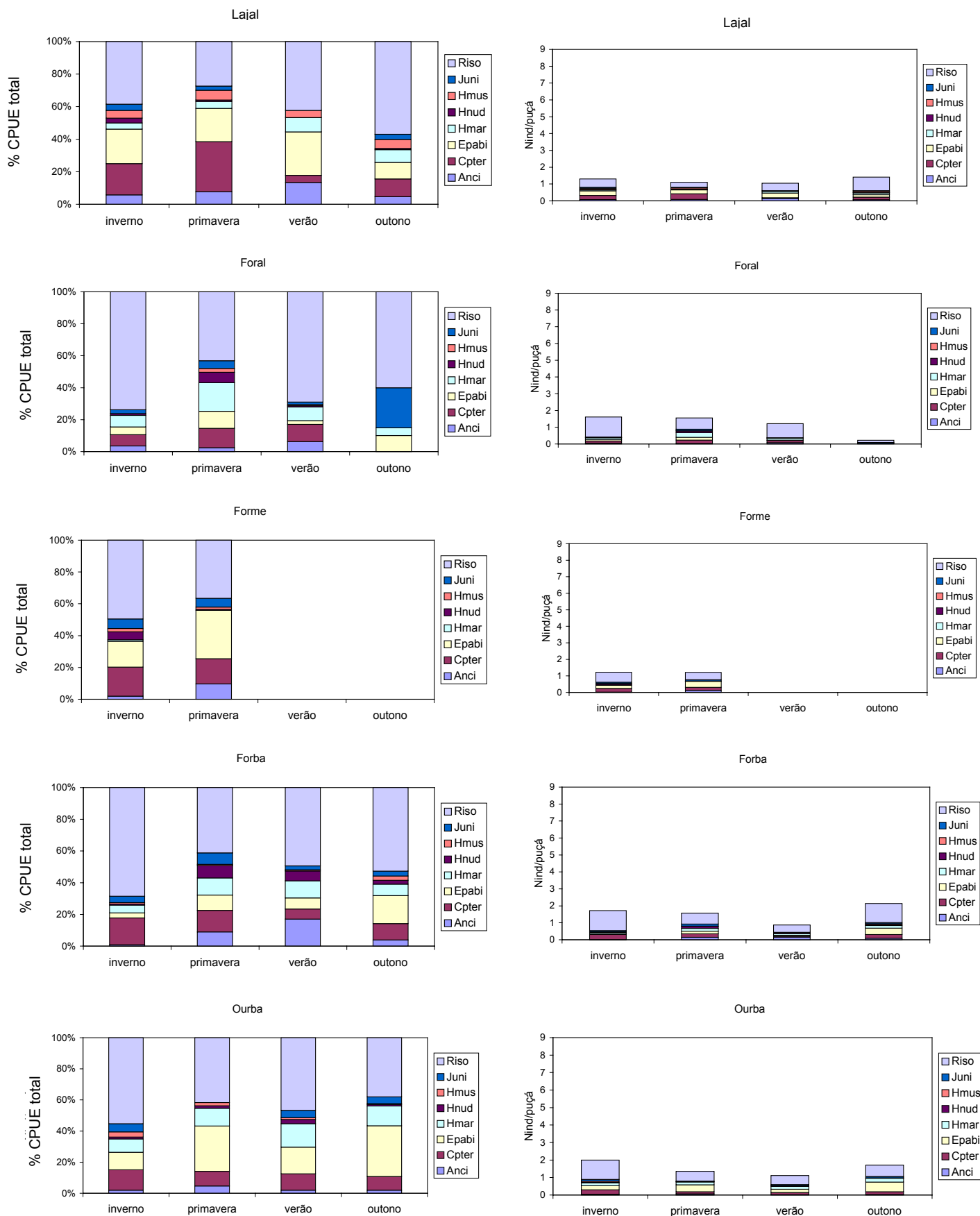
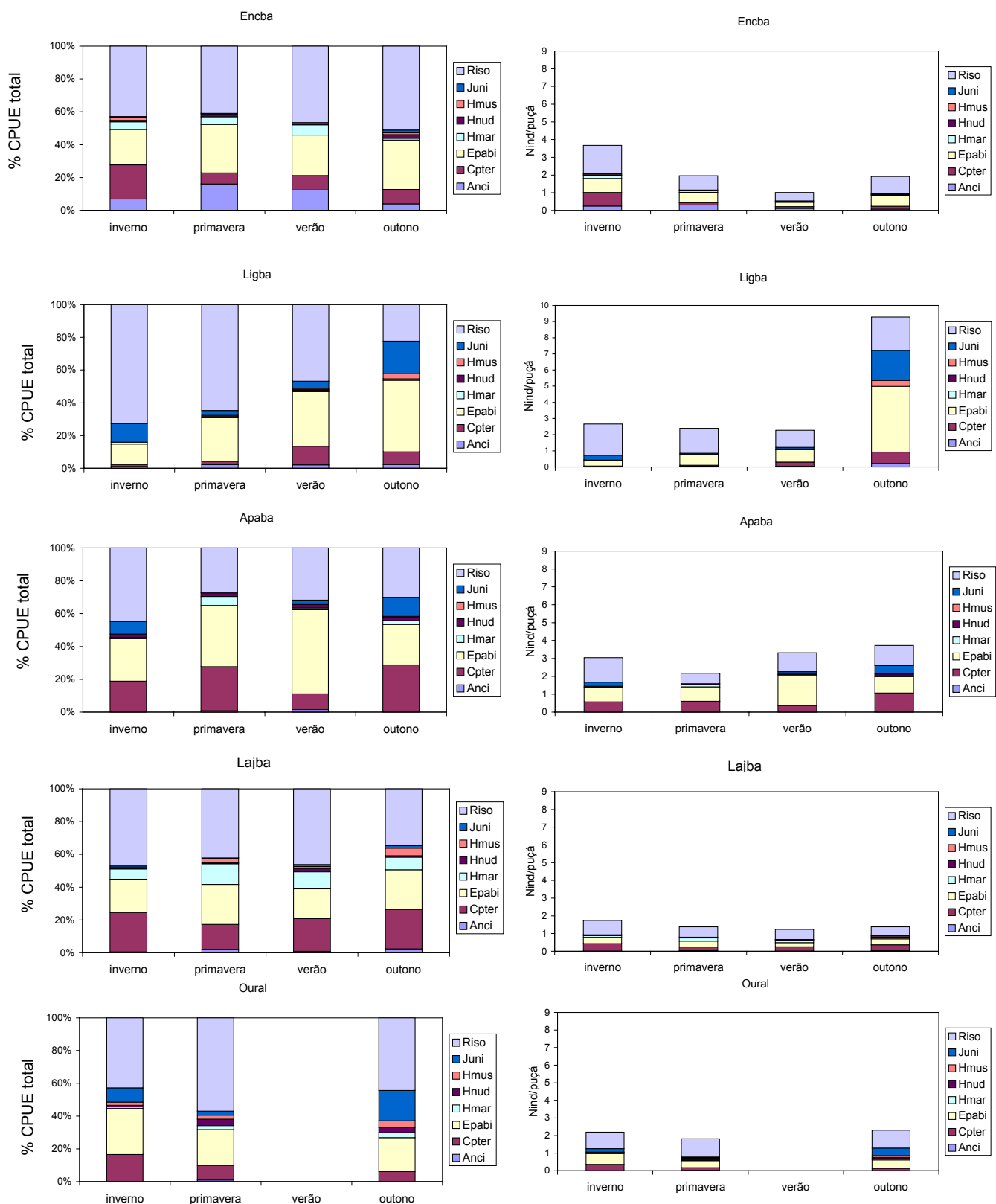
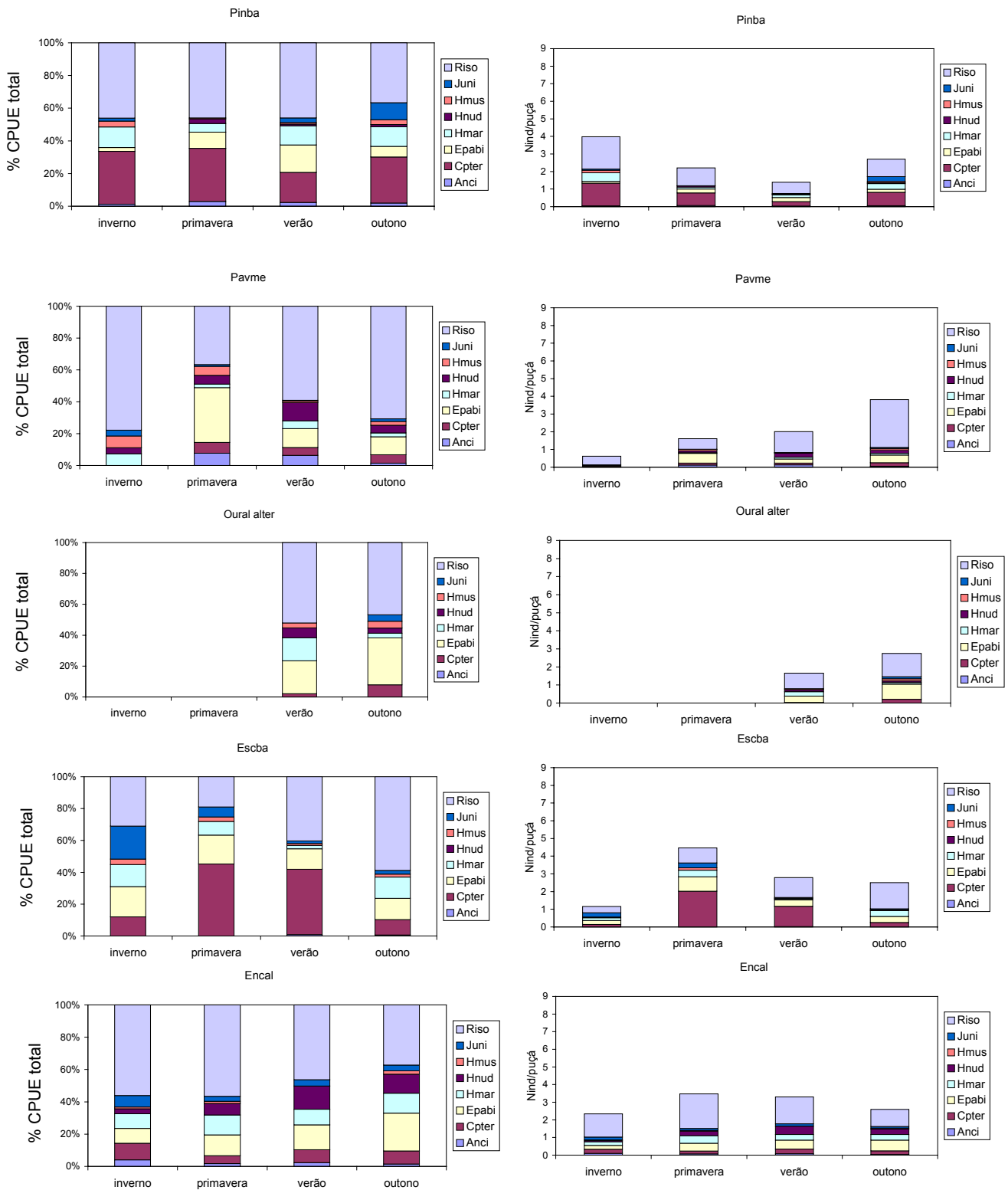


Figura 25. Variação sazonal das características das assembléias de peixes de corredeira da bacia do rio Maquiné (RS), em cada unidade amostral. Coluna da esquerda e direita indicam, respectivamente, representação percentual e CPUE de cada espécie na amostra.

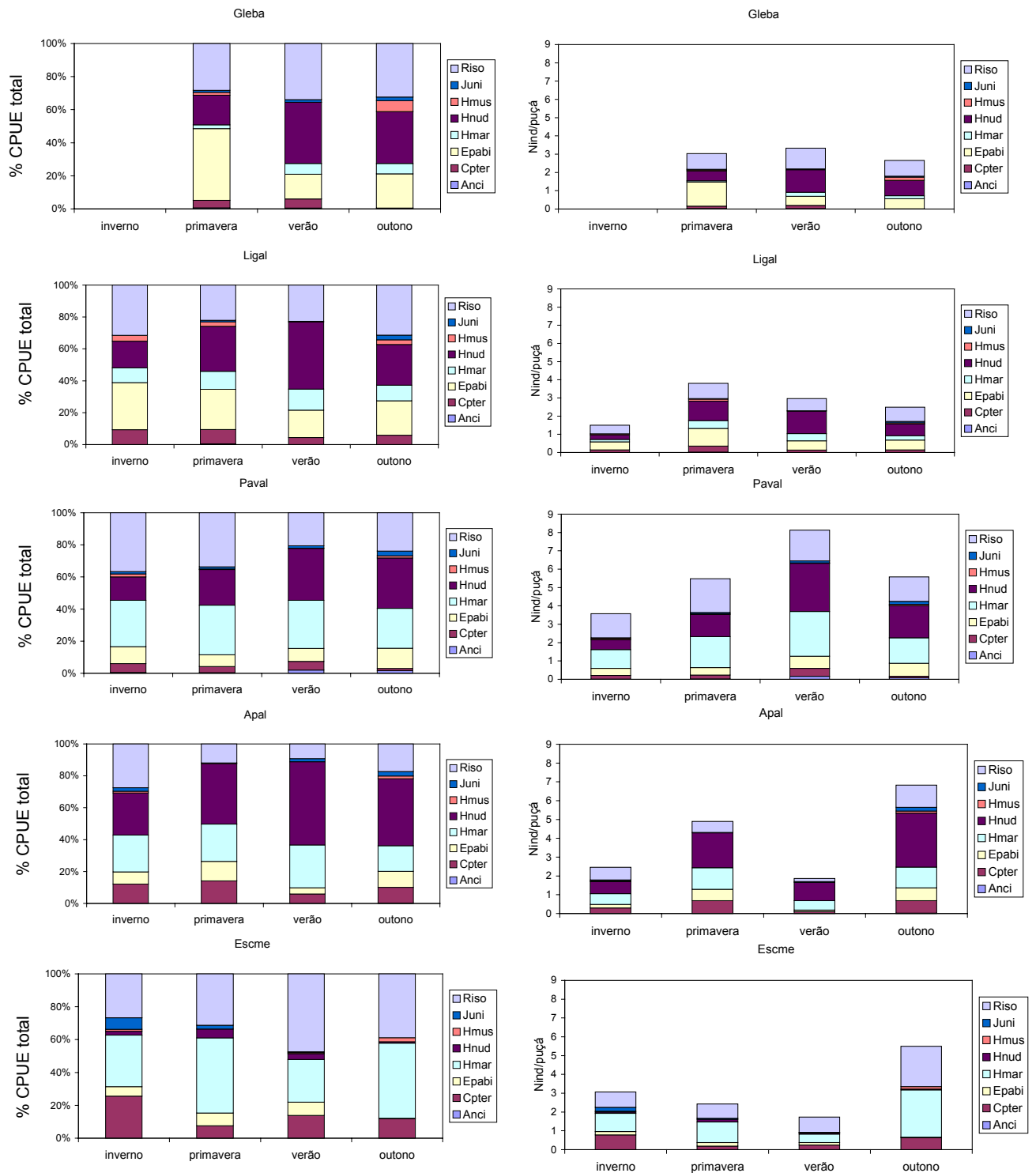




**Figura 19 (continuação). Variação sazonal das características das assembléias de peixes de corredeira da bacia do rio Maquiné (RS), em cada unidade amostral. Coluna da esquerda e direita indicam, respectivamente, representação percentual e CPUE de cada espécie na amostra.**



**Figura 19 (continuação). Variação sazonal das características das assembléias de peixes de corredeira da bacia do rio Maquiné (RS), em cada unidade amostral. Coluna da esquerda e direita indicam, respectivamente, representação percentual e CPUE de cada espécie na amostra.**



**Figura 19 (continuação). Variação sazonal das características das assembléias de peixes de corredeira da bacia do rio Maquiné (RS), em cada unidade amostral. Coluna da esquerda e direita indicam, respectivamente, representação percentual e CPUE de cada espécie na amostra.**

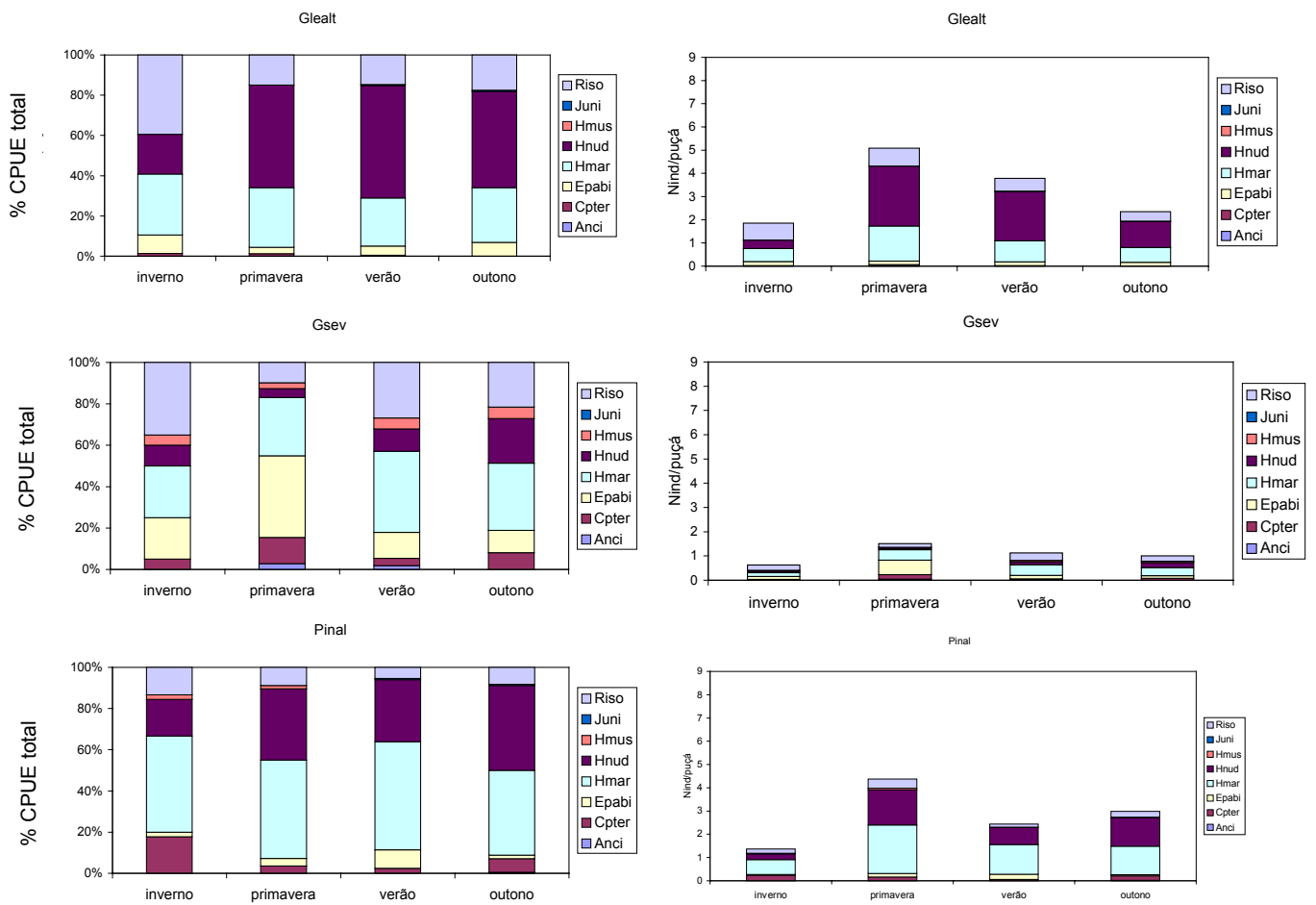
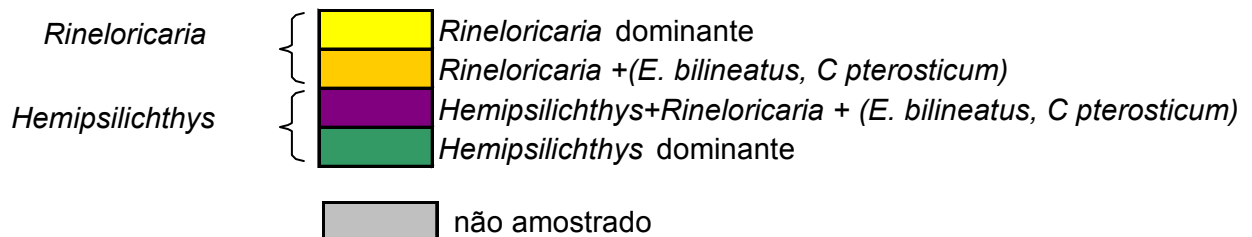
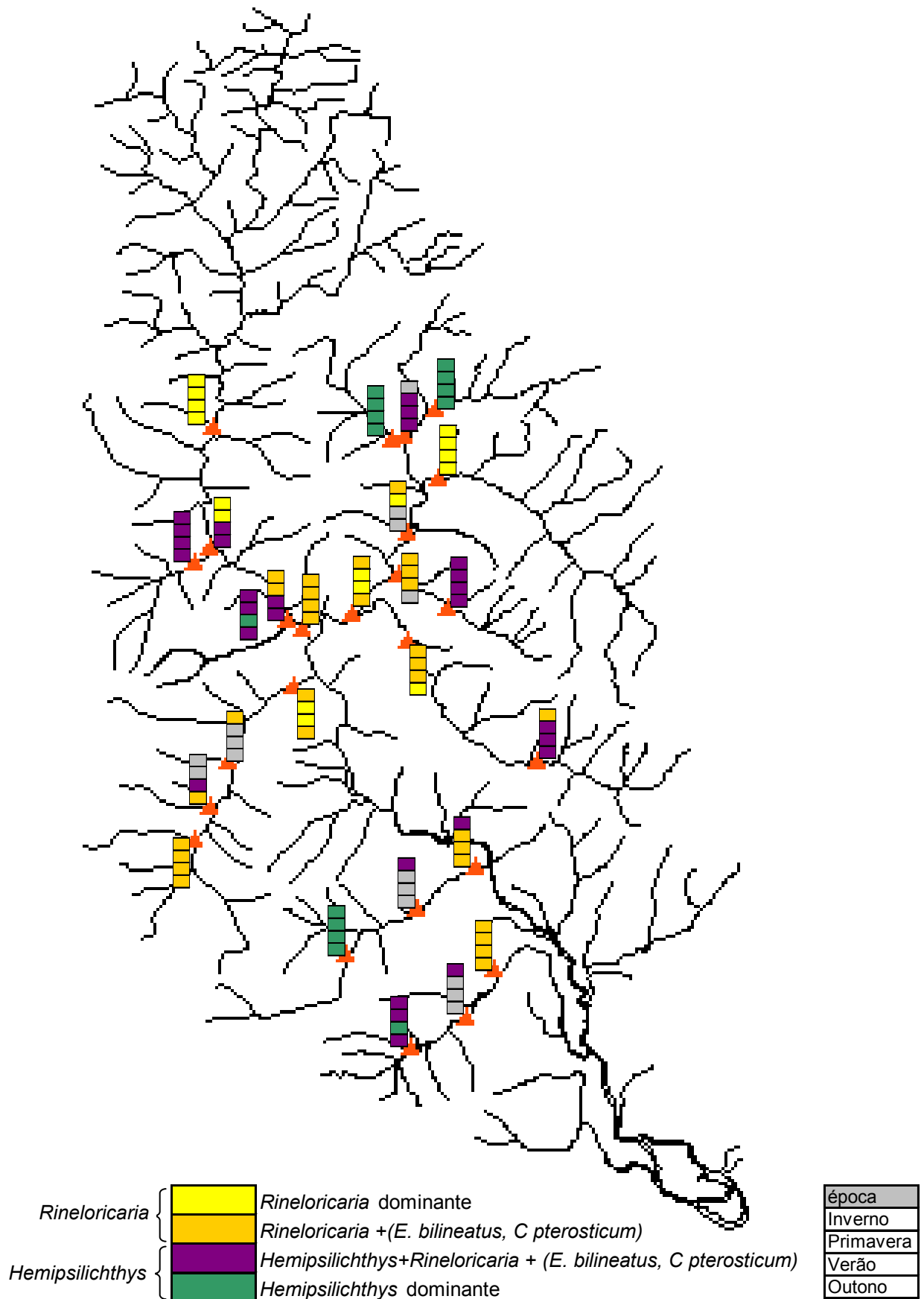


Figura 19 (continuação). Variação sazonal das características das assembléias de peixes de corredeira da bacia do rio Maquiné (RS), em cada unidade amostral. Coluna da esquerda e direita indicam, respectivamente, representação percentual e CPUE de cada espécie na amostra.

trecho de riacho	INV	PRI	VER	OUT
Lajal	Amarelo	Amarelo	Amarelo	Amarelo
Foral	Amarelo	Amarelo	Amarelo	Amarelo
Forme	Amarelo	Amarelo	cinza	cinza
Forba	Amarelo	Amarelo	Amarelo	Amarelo
Ourba	Amarelo	Amarelo	Amarelo	Amarelo
Encba	Amarelo	Amarelo	Amarelo	Amarelo
Ourme	Amarelo	cinza	cinza	cinza
Ligba	Amarelo	Amarelo	Amarelo	cinza
ApaBa	Amarelo	Amarelo	*	Amarelo
Lajba	Amarelo	Amarelo	Amarelo	Amarelo
Oural	Amarelo	Amarelo	Amarelo	Amarelo
Pinba	Roxo	Amarelo	Amarelo	Amarelo
Pavme	Amarelo	Amarelo	Roxo	Roxo
Ouralter	cinza	cinza	*	Amarelo
Escba	Amarelo	Amarelo	Roxo	Roxo
Encal	Amarelo	Roxo	Roxo	Roxo
Apame	Roxo	cinza	cinza	cinza
Pinme	Roxo	cinza	cinza	cinza
Glebai	cinza	Roxo	*	Roxo
Ligal	Roxo	Roxo	*	Roxo
Paval	Roxo	Roxo	Roxo	Roxo
Apal	Roxo	Roxo	Verde	Roxo
Escme	Roxo	Roxo	Verde	Roxo
Glealt	Verde	Verde	Verde	Verde
Gsev	Verde	Verde	Verde	Verde
Pinal	Verde	Verde	Verde	Verde



**Figura 26. Assembléias de peixes observadas ao longo das estações do ano em cada trecho amostral na bacia do rio Maquiné (RS). Os trechos estão ordenados de cima para baixo de forma a refletir o gradiente desde dominância de *Rineloricaria aequalicuspis* até dominância por espécies de *Hemipsilichthys*. INV = inverno, PRI = primavera; VER = verão; OUT = outono. Observa-se uma clara tendência de que, em cada trecho, o mesmo tipo de assembléia ocorra ao longo de todo ano. Asteriscos indicam amostras de verão obtidas após duas semanas após as enxurradas ocorridas em fevereiro de 2000.**



**Figura 27.** Hidrografia da bacia do rio Maquiné (RS) indicando locais de coleta e respectivas características das assembléias de peixes ao longo do ano. Cores das colunas representam tipos de assembléia (conforme Tabela 17) e subdivisões indicam estação do ano.

### 3.2.7 Relação entre assembléias de peixes de corredeira e hábitat

As variáveis de hábitat que melhor explicaram a variação dos dados em cada eixo da RDA estão indicadas na **Tabela 15**, juntamente com os escores das espécies de peixes analisadas nos eixos de ordenação. Os valores das correlações intra-set (correlações entre variáveis ambientais e os eixos de ordenação) foram utilizados como auxílio na interpretação dos diagramas de ordenação, sendo que apenas coeficientes de correlação maiores do que 0,3 foram considerados para a interpretação detalhada dos eixos e de suas relações com as espécies.

Observa-se inicialmente que os eixos resultantes da RDA representam a influência tanto de características locais, quanto de fisiografia da bacia e posição espacial (**Tabela 15**).

O primeiro eixo de ordenação (RDA1) representa gradientes de hábitat local para abundância de partículas de substrato de maior tamanho (ped256m), de macrófitas aquáticas (macrofr) e profundidade média do trecho (profmecr). As características fisiográficas são representadas pela área da bacia de drenagem (Ctch) e posição espacial pela distância em relação a encosta da Serra (LP25).

O segundo eixo (RDA2) apresenta principalmente um gradiente associado a partículas de substrato menores e à condutividade. Neste caso a condutividade é considerada como uma variável que reflete características de drenagem da bacia, mais do que com hábitat local, pois é improvável que nos níveis mensurados, seja um fator de escolha individual dos peixes (ver RINCÓN, 1999 para explicação sobre uso de hábitat). Secundariamente duas outras variáveis podem ser mencionadas: profundidade média do trecho e paralelo UTM (cuja variação dos valores no gradiente Norte-Sul é inversa à dos valores da latitude em graus). O paralelo UTM representa a posição da unidade amostral em relação ao eixo principal da bacia do rio Maquiné, o qual se dispõe ao longo do gradiente Norte-Sul, desde as cabeceiras do até a foz na lagoa dos Quadros (**Figura3**).

No terceiro eixo (RDA3) aparecem novamente as 3 categorias de variáveis: vegetação secundária na faixa ripária (rint), heterogeneidade topográfica da sub-bacia (dmdp), distância em relação à foz (Dquad) e cobertura média de pedras entre 25 e 50 cm.

Os valores dos escores das espécies indicam que a dispersão das unidades amostrais ao longo do gradiente RDA1 está associada à diferenças quanto à abundância de 3 espécies de Loricariidae morfologicamente bastante similares (*Hemipsilichthys* sp., *H. nudulus* e *A. multispinis*). A dispersão ao longo de RDA 2 indica diferenças em função da abundância de *C. pterostictum*, *E. bilineatus*, *J. unitaenia* e *R. aequalicuspis*, enquanto RDA3 reflete diferenças das unidades amostrais na abundância de *C. pterostictum* e *E. bilineatus*.

A comparação das **Figuras 19-22** com a **Figura 25** indica que as assembléias situadas em trechos mais declivosos tendem a posicionar-se próximas entre si, sendo dominadas pelas espécies de *Hemipsilichthys* e as situadas nos trechos menos declivosos tendem a ser aquelas dominadas por *Rineloricaria*. Esta diferenciação só não apareceu para os riachos maiores (Lajeado, Forqueta, Ouro) onde os trechos de alta e baixa declividade apareceram na mesma região do diagrama. Quanto aos riachos menores, as diferenças apareceram mesmo entre aqueles onde as assembléias tenderam a situar-se numa mesma posição do gradiente, sendo as diferenças relacionadas a abundâncias relativas de *C. pterostictum* e *E. bilineatus*.

A **Figura 28** mostra que a estratificação amostral realizada com base no perfil longitudinal dos riachos em fundo de vale permitiu a distinção de variações nas assembléias principalmente dentro dos riachos de sub-bacias menores. Dentro de um mesmo riacho, as assembléias dos locais situados em declividades maiores (vermelho) tendem a ser diferentes daquelas existentes em declividades menores (azul). Os trechos Gasev e Escbai representam segmentos de jusante (menor declividade), mas área de bacia pequena, onde as assembléias foram mais caracteristicamente do tipo *Hemipsilichthys*. As demais amostras em destaque representam exemplos de trechos com maior área de bacia e que geralmente não exibiram diferenças de tipo de assembléia no perfil longitudinal, conforme a estratificação por declividade.

Considerando as correlações entre as espécies e as características de hábitat foi observado o seguinte:



### ***Hemipsilichthys* sp. e *H. nudulus***

Estas espécies tendem a ser mais abundantes em trechos de riacho onde há maior abundância de pedras maiores que 256 mm (medida como cobertura percentual média na seção transversal do trecho). Apresentam correlação negativa com a frequência de macrófitas (podostemáceas) e tendem a ocorrer locais rasos. A condutividade e a área da bacia drenada até o local de coleta foram também correlacionadas às espécies de *Hemipsilichthys*. Estas espécies tendem a ser mais abundantes em bacias pequenas e nos trechos mais à montante dos riachos (correlação negativa com a distância em relação a encosta da Serra, LP25), principalmente em bacias pequenas (**Figura 27**).

As correlações com o eixo RDA3, embora fracas, indicam que a cobertura de vegetação secundária na faixa ripária apresenta relação com *H. nudulus*, mas não com *Hemipsilichthys* sp. Também mostram que *Hemipsilichthys* sp. parece secundariamente mais associado a frequência de pedras entre 2 e 7 cm do que *H. nudulus*.

*Hemipsilichthys* sp. e *H. nudulus* são portanto espécies características de sub-bacias menores e geralmente mais abundantes nas corredeiras de fundo de vale situadas mais próximas ao talude da Serra, onde as partículas de substrato apresentam maiores dimensões (ver **Figuras 13 e 27**).

### ***Ancistrus multispinis***

Apresenta correlações com hábitat inversas a *Hemipsilichthys* sp. e *H. nudulus*, isto é, tende a ser mais abundante em trechos com maior cobertura média por pedras >256 mm e onde a frequência de macrófitas e a profundidade média são relativamente maiores. Tende a ser mais abundante em trechos inferiores (LP25) de sub-bacias com maior área de bacia drenada (Ctch), o que implica também em maiores valores de condutividade.

### ***Rineloricaria aequalicuspis*, *E. bilineatus*, *C. pterostictum* e *J. unitaenia***

Estas espécies tendem a ser mais abundantes em trechos de onde a frequência de pedras entre 2 a 7 cm é alta e a profundidade média é menor. Ao contrário das espécies anteriores, a distribuição de suas abundâncias não apresenta correlação com o tamanho da

sub-bacia, mas com o eixo longitudinal da bacia principal do sistema (bacia do rio Maquiné), com tendência a maior abundância nas porções mais baixas da zona ripal da bacia e em todas as sub-bacias estudadas. As correlações com RDA3 são maiores que 0,3 apenas para *E. bilineatus* e *C. pterostictum*, o que permite interpretar a existência de um segundo gradiente no qual estas espécies apresentam correlações diferenciadas com certas características. Destaca-se que *E. bilineatus* é mais relacionada a locais onde há maior percentual de vegetação secundária em recuperação na faixa ripária (rint) e maior cobertura de pedras entre 25 e 50 cm de diâmetro no leito do rio (me25a50). Por outro lado, *C. pterostictum* tende a ser negativamente correlacionado com estas características, indicando uma tendência a maior abundância em locais com menor cobertura de pedras grandes no leito e com menor proporção de vegetação ripária em recuperação. Quanto a este último aspecto, é importante observar que os resultados da Parte 2 (ver **Figura 8**) indicam que na bacia do rio Maquiné, a área percentual de vegetação secundária em estágios intermediários de desenvolvimento tende a aumentar às custas das áreas de uso antrópico mais intenso, isto é, a vegetação secundária pode ser interpretada como estando em processo de recuperação. Conseqüentemente, o gradiente de ordenação de RDA3 é um indício de que certas espécies são de fato influenciadas pelo estado da vegetação ripária, embora isso só tenha aparecido de forma secundária em comparação a outras características de fisiografia e com variáveis de hábitat local e posição espacial.

A posição dos vetores das variáveis Dquad e dmdp em relação à variável me25a50 indica uma relação da fisiografia e da posição na bacia sobre o tamanho das pedras no leito dos rios que é coerente com os padrões previstos para rios (CHRISTOFOLETTI, 1981), isto é, partículas de substrato maiores estão associadas às posições mais à montante na bacia (maior Dquad) onde a heterogeneidade de terreno (dmdp) influencia o tamanho das partículas de substrato através dos processos erosivos causados pelos rios e pelo aporte de materiais através de deslizamentos.

### ***Heptapterus mustelinus***

Esta espécie foi a mais fracamente correlacionada com eixos de ordenação. Sua abundância está relacionada principalmente com locais rasos, partículas de substrato menores (fr2a7cm) e com heterogeneidade de substrato, inferida indiretamente a partir de sua correlação ambivalente em relação a ped256me e fr2a7cm. Assim como as espécies do item anterior, apresenta correlação com o eixo longitudinal da bacia principal do sistema (bacia do rio Maquiné), com tendência a maior abundância nas porções mais baixas da zona ritral, mas sendo mais comum em bacias menores.

A partir desta caracterização das relações espécie-habitat, pode-se também interpretar o gradiente de variação das assembléias descrito anteriormente. Assim, as assembléias dominadas por espécies do gênero *Hemipsilichthys* tendem a ocorrer em riachos com abundância de partículas de substrato maiores do que  $\approx 25$  cm (ped256me), e baixa frequência de macrófitas aquáticas, preferencialmente nas porções mais à montante nos rios de fundo de vale e em bacias pequenas. No extremo oposto deste gradiente aparecem as assembléias dominadas por *Rineloricaria*, situadas geralmente nas porções inferiores das pequenas bacias e ao longo da maior parte da extensão de bacias maiores. Como descrito anteriormente, as assembléias variam ainda conforme a abundância principalmente de *C. pterostictum* e *E. bilineatus*, de modo que tanto as assembléias dominadas por *Hemipsilichthys* quanto as dominadas por *Rineloricaria* podem ser discriminadas entre assembléias com alta ou baixa abundância de *C. pterostictum* e de *E. bilineatus*. Este nível de diferenciação está associado a um gradiente de partículas de substrato menores (fr2a7cm), à localização dos trechos no eixo principal bacia do sistema (rio Maquiné) e sua distância em relação ao curso inferior da bacia (sobre terrenos de Planície Costeira, aproximadamente a partir do cruzamento com a BR-101, **Figura 3**).

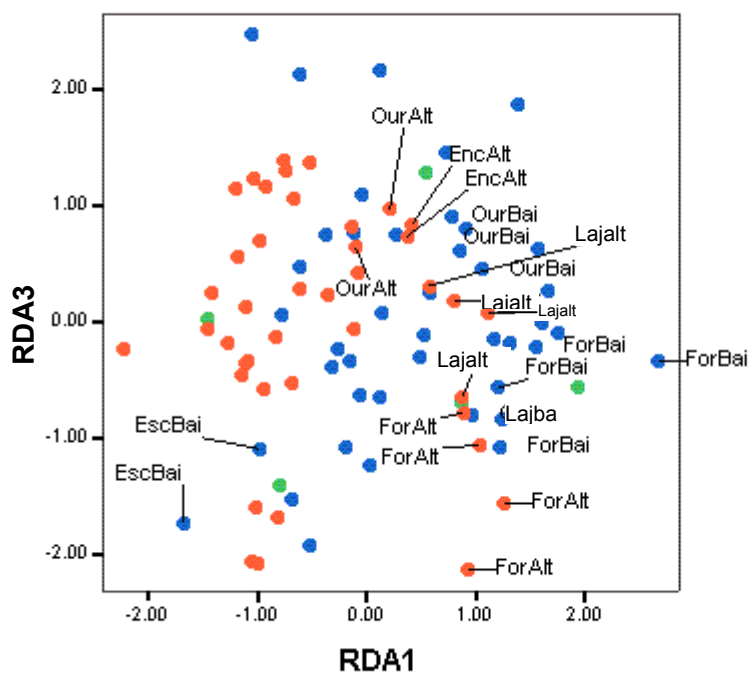
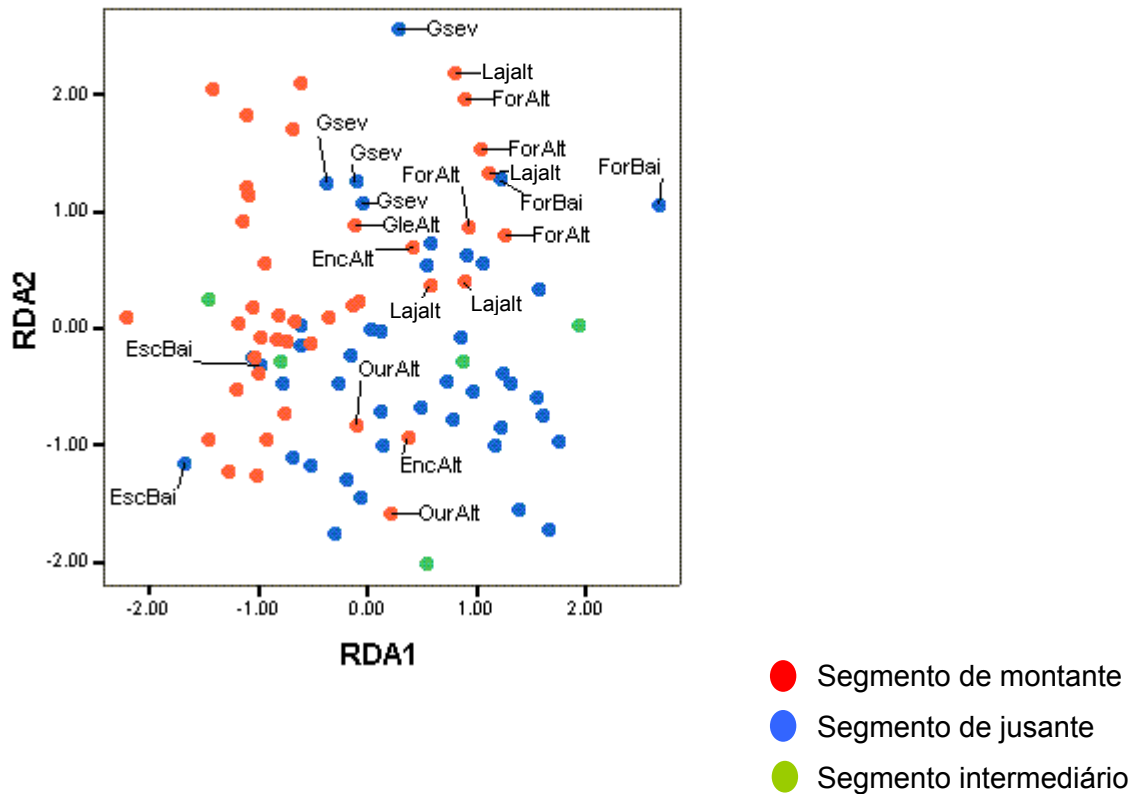
A comparação das características de habitat, fisiografia e posição espacial entre as unidades agrupadas conforme o tipo de assembléia indicou diferenças significativas (teste de Kruskal-Wallis,  $P < 0.05$ ) para paralelo UTM (lat), distância da encosta da Serra Geral (LP25), percentual de vegetação secundária na faixa ripária (rint), área da bacia (Ctch),

condutividade (condut), frequência de macrófitas aquáticas (macrofr) e cobertura média de pedras maiores do que 25 cm.

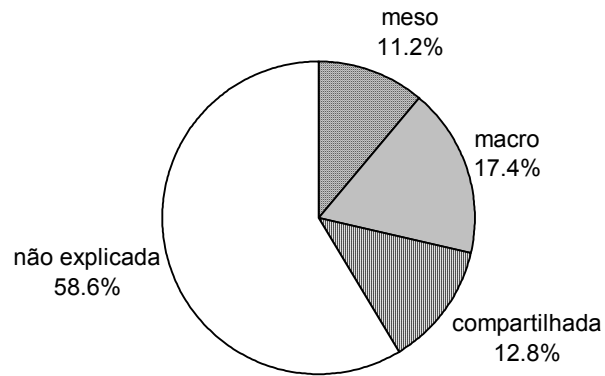
### **3.2.8 Particionamento da variação explicada entre hábitat local, fisiografia da bacia e posição espacial**

As variáveis explicativas utilizadas neste trabalho podem ser diferenciadas em três categorias conforme a escala espacial de abrangência, sendo uma categoria em escala local (variáveis de hábitat local) e duas categorias em escala mais ampla (variáveis de fisiografia de bacia e variáveis de posição espacial). O resultado da RDA descrito nos itens anteriores indica que fatores das duas escalas espaciais influenciam os padrões de composição e abundância das assembléias estudadas. Para identificar como a variação explicada pelo conjunto global das variáveis de hábitat (41,4%) está repartida entre estas duas categorias (escalas espaciais), procedeu-se uma RDA parcial, cujo resultado aparece na **Figura 29**.

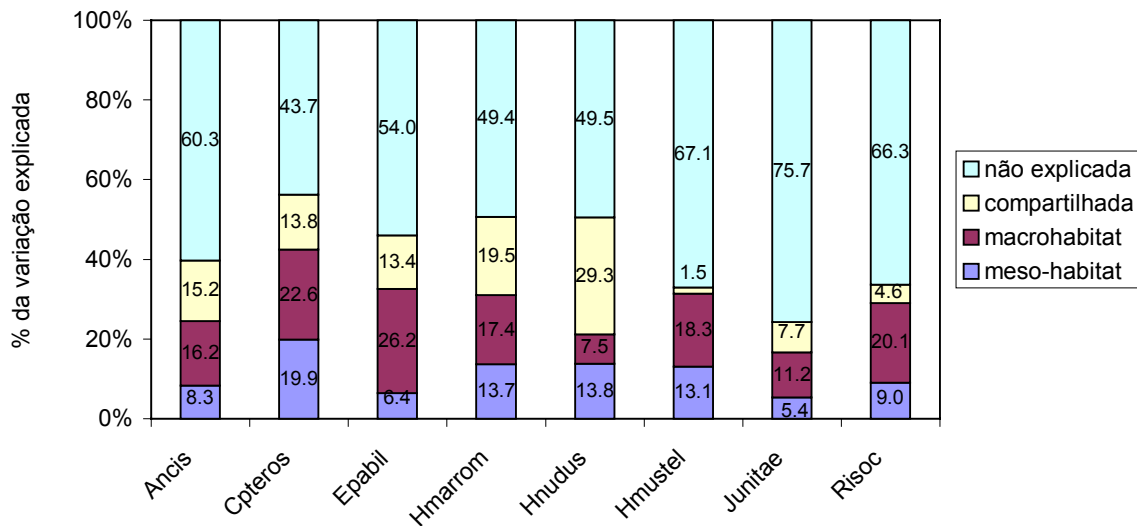
Observa-se que as variáveis de larga escala espacial explicam sozinhas a maior parte da variação (17,4% da variação total, ou 42% da variação explicada), enquanto que as variáveis de hábitat local explicam a menor parte (11,2% da variação total, ou 27% da variação explicada). Em ambos os casos as RDAs parciais foram significativas ( $P < 0.001$ ; teste de permutação de Monte Carlo com 999 permutações). Além disso, observa-se que a porção da explicação compartilhada por ambos hábitat local e características de larga escala foi de 12,8% da variação total (ou 30,9% de toda a variação explicada), sendo maior do que o percentual associado apenas ao hábitat local. Considerando a relação hierárquica entre estas escalas, segundo a qual as variáveis físicas e a estruturação espacial em escalas espaciais maiores (aqui denominados como “macro-escala”) são fatores controladores e limitantes das variáveis em escalas menores, pode-se assumir que 30,9% da explicação sobre os dados de peixes propiciada pelas variáveis locais está na verdade refletindo características subjacentes em macro-escala. Ou seja, dos 41,4% de variação explicada dentro do sistema analisado, 73% (42% macro-escala + 31% compartilhados) estão associados a variáveis em escala de bacia e 27% estão associados ao hábitat local.



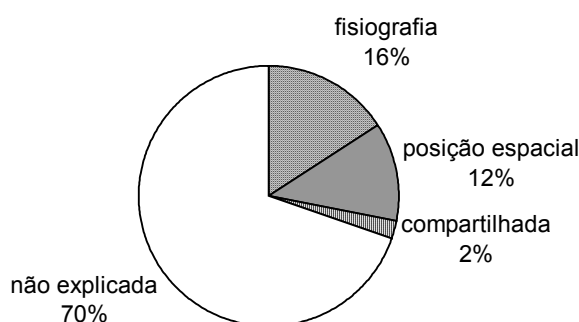
**Figura 28.** Ordenação (Análise de Redundância) das unidades amostrais com base na composição e abundância de peixes de corredeiras na bacia do rio Maquiné (RS). As cores são utilizadas para diferenciar as unidades em função do segmento de fundo de vale delimitado no perfil longitudinal, conforme item 3.1.1. A posição dos segmentos intermediários foi determinada arbitrariamente e não por sorteio (item 3.1.1).



**Figura 29. Representação gráfica do resultado da Análise de Redundância parcial indicando o percentual da variação das características as assembléias de peixe explicada por características de hábitat. Bacia do rio Maquiné (RS).**



**Figura 30. Representação gráfica do resultado da Análise de Redundância parcial indicando o percentual da variação das espécies de peixe explicada por características de hábitat. Bacia do rio Maquiné (RS).**



**Figura 31. Representação gráfica do resultado da Análise de Redundância parcial indicando o percentual da variação das características das assembleias de peixes que é explicada por características de posição espacial e fisiografia da sub-bacia independentemente das características de hábitat local. Bacia do rio Maquiné (RS).**

Na **Figura 30** pode-se observar que o percentual de variação explicada para cada espécie estudada varia aproximadamente entre 20% e 50%. As espécies com maior parcela de variação explicada pelas características de hábitat (*Hemipsilichthys* sp., *H. nudulus*, *C. pterostictum* e *E. bilineatus*) foram aquelas que mais contribuíram para a caracterização do gradiente de variação das características das assembleias de corredeira. Apenas *H. nudulus*, teve maior percentual de explicação associada ao hábitat local, entretanto, foi também a espécie com maior percentual de explicação compartilhada tanto por hábitat local como por características em escala de bacia. Com base na visão de organização hierárquica, isto implica que as características de hábitat local seriam controladas por fatores de maior escala. As demais espécies, apresentaram sempre uma parcela maior da variação explicada por características em escala de bacia, seguida pelo percentual de explicação compartilhada.

Uma segunda série de RDAs parciais foi realizada a fim de analisar como a explicação pode ser particionada entre variáveis associadas à fisiografia das sub-bacias ou variáveis associadas a posição espacial dos trechos de riacho amostrados. Esta análise excluiu portanto a participação das variáveis de hábitat local. Os resultados (**Figura 31**)

mostram que 30,2% variação da assembléia de peixes pode ser explicada pelos dados classificados como sendo de fisionomia da bacia e posição espacial (este valor equivale, na análise anterior, à soma do percentual explicado exclusivamente por fisionomia e posição espacial e do percentual compartilhado com hábitat local). As variáveis relativas à posição espacial responderam isoladamente por 12,2% da variação e as variáveis fisionômicas responderam por 15,8% da variação. A explicação da variação compartilhada por ambos os grupos de variáveis foi de 1,9% (variação compartilhada = variação explicada total – variação explicada pela posição espacial – variação explicada pela fisionomia de bacia), indicando que existe baixa redundância entre fisionomia e posição espacial na explicação dos padrões. Todas as RDAs parciais foram significativas ( $P < 0,05$ ).

Estes resultados indicam claramente que boa parte da variação explicada deve-se exclusivamente à posição espacial do trecho amostrado na bacia. Indica também que, além da posição espacial, as características fisionômicas da bacia são responsáveis por pelo menos 50% da variação dos dados. Desta forma, ao se proceder a comparação de dois trechos de rio, há uma grande chance das eventuais diferenças refletirem mais a influência da posição espacial destes locais na bacia e as características fisionômicas de sua bacia à montante.

### **3.2.9 Características das assembléias e grau de antropização das sub-bacias**

O resultado da ordenação por RDA é apresentado na **Figura 32**, com as unidades amostrais discriminadas conforme o tipo de assembléia e conforme o grau de antropização das sub-bacias em que se encontram. A inspeção visual desta figura indica que não há a correspondência entre o tipo de assembléia de peixes observado nas unidades amostrais e o grau de antropização das sub-bacias a que elas pertencem. O que se observa é uma ampla distribuição dos trechos de sub-bacias medianamente antropizadas tanto ao longo do gradiente de RDA1, quanto ao longo do gradiente de RDA2. As unidades amostrais situadas em sub-bacias com grau intermediário-baixo de antropização parecem estar mais relacionadas com escores positivos de RDA1, mas distribuem-se amplamente ao longo de



RDA2. Os trechos situados em bacias de baixa antropização distribuem-se de forma a estarem mais relacionados com locais onde a abundância geral de peixes é de intermediária a alta (regiões B, C e D da **Figura 24a**), entretanto o mesmo ocorre com os trechos situados em sub-bacias altamente antropizadas, indicando que na região estudada não é possível distinguir sub-bacias altamente antropizadas de sub-bacias pouco antropizadas a partir das características das assembléias de peixes de corredeira. A análise do padrão de ordenação em separado por tipo de assembléia (**Figura 33a-d**) tampouco sugere que exista um gradiente de variação interno a cada tipo de assembléia em relação ao grau de antropização.

Dois aspectos chamam a atenção na **Figura 32**. O primeiro é o agrupamento dos trechos de sub-bacias consideradas altamente antropizadas em uma região do espaço de ordenação associada com as assembléias do tipo *Hemipsilichthys*-outras (co-dominância de *Hemipsilichtys* e *Rineloricaria*, além de abundâncias relativas elevadas de *C. pterostictum*, *E. bilineatus* e/ou *J. unitaenia*; região C da **Figura 25a**). Este agrupamento é consequência de uma tendenciosidade amostral devida ao fato de as três sub-bacias classificadas como altamente antropizadas serem também sub-bacias pequenas. Logo, suas assembléias de peixes refletem mais a correlação de abundância e composição de espécies com um fator fisiográfico subjacente (tamanho da sub-bacia) do que com o grau de antropização. Também se observa que todas as assembléias do tipo *Rineloricaria* estão localizadas em sub-bacias com grau de antropização intermediário ou intermediário baixo (embora o inverso não aconteça), fato para o qual não se encontrou explicação aparente.

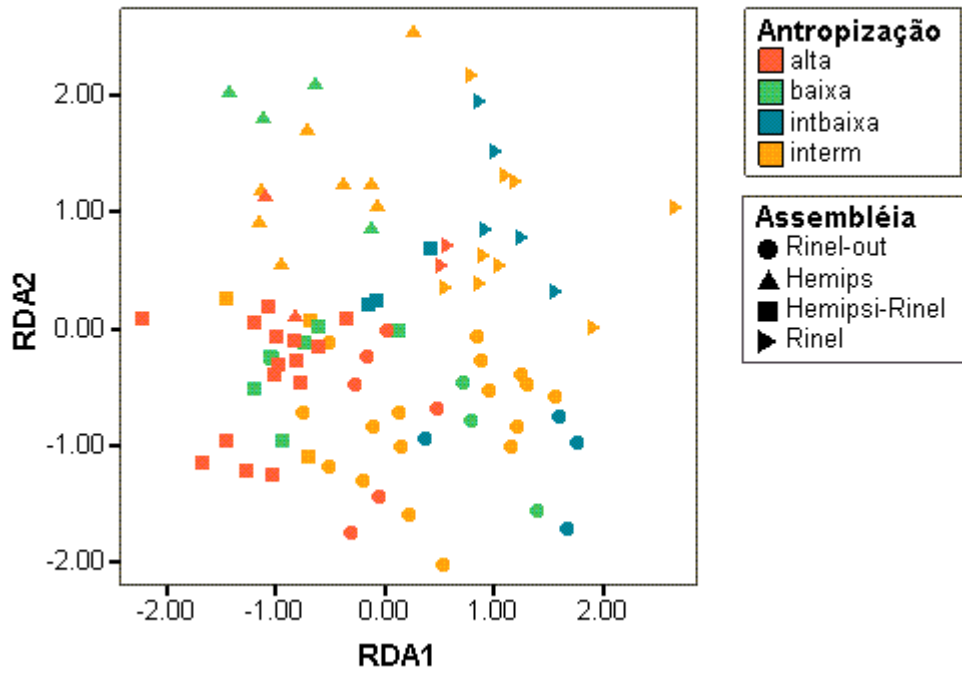


Figura 32. Diagrama de ordenação resultante da Análise de Redundância, discriminando unidades amostrais conforme características principais das assembléias de peixes (Tabela 17) e grau de antropização da bacia .

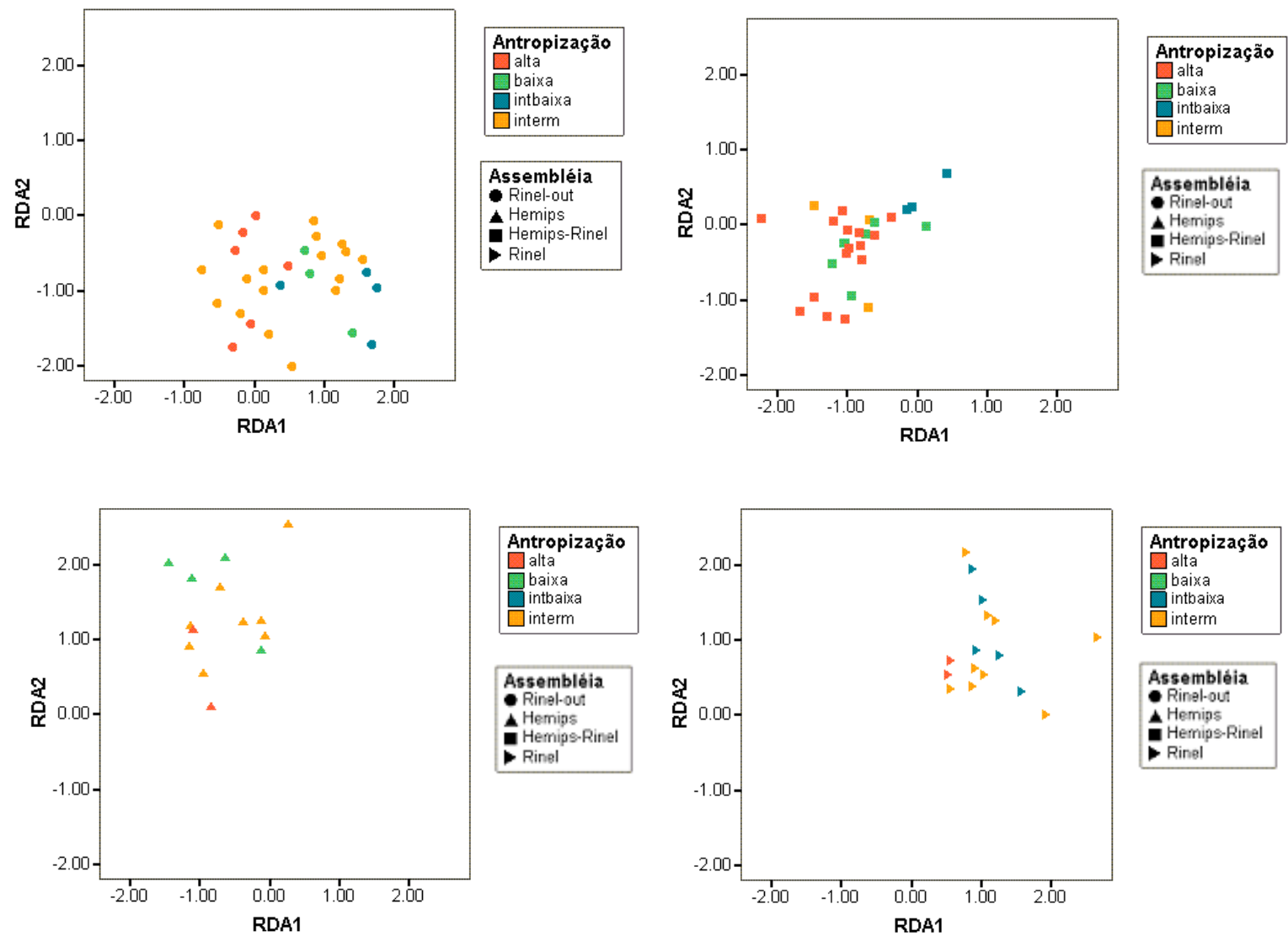


Figura 33. Diagramas de ordenação resultante da Análise de Redundância, discriminando unidades amostrais conforme características principais das assembléias de peixe e grau de antropização da bacia. Os diagramas representam subconjuntos de unidades amostrais da Figura 32, sendo que cada subconjunto representa um tipo de assembléia (Tabela 17).

### **3.3 Discussão**

#### **3.3.1 Tipo de hábitat amostrado e método de coleta de peixes**

O objetivo geral do presente trabalho é analisar a variação espacial de assembléias de peixes de riacho em uma bacia hidrográfica e suas relações com hábitat. A opção por limitar o escopo para a amostragem de apenas um tipo hábitat (corredeiras), utilizando um único aparelho coleta (seguindo um procedimento padrão) e, por conseguinte, restringir a análise a um grupo restrito de espécies, foi tomada após a consideração de alguns aspectos, discutidos abaixo.

Rios e riachos apresentam uma grande diversidade de hábitats (margens, centro do canal, remansos, corredeiras, substrato arenoso, substrato pedregoso). Além disso, há uma grande diversidade de comportamentos das espécies de peixe, desde espécies com hábitos mais sedentários, vivendo associadas ao substrato ou em tocas, até espécies que se deslocam constantemente pela coluna da água. Por estes motivos, estudos de assembléias de peixes de riachos geralmente envolvem a utilização de diversos métodos de coleta, a fim de obter amostras o mais representativas possível da ictiofauna. Efetuar satisfatoriamente uma amostragem não tendenciosa com objetivo descrever as relações de abundância entre as espécies ou estimar a riqueza é um problema metodológico não só em estudos sobre peixes (BAYLEY & DOWLING, 1993; ANGERMEIER & SMOGOR, 1994; PETERSON & RABENI, 1995; JACKSON & HARVEY, 1997; UIEDA & CASTRO, 1999), mas sobre diversos outros organismos (NORRIS *et al.*, 1992; SUTHERLAND, 1996). As dificuldades podem também ser operacionais, principalmente quando se deseja amostrar diversos locais a fim de efetuar comparações entre eles, pois a utilização de diversos equipamentos torna mais complexa e demorada a atividade de campo, sendo difícil a manutenção de um procedimento padrão entre todos os locais, particularmente se representarem hábitats diferentes. Além disso, os procedimentos para tratamento e análise de dados tornam-se bastante trabalhosos e complexos.

Quando se deseja comparar diversos locais, uma forma de evitar os problemas mencionados acima é restringir as coletas a um determinado tipo de hábitat (RINCÓN, 1999) e conseqüentemente a uma fração da assembléia de peixes. As vantagens deste procedimento estão na diminuição das incertezas quanto aos procedimentos e os dados obtidos, pois facilita-se a adoção de um procedimento padrão e evita-se os problemas quanto à comparação que dados obtidos com métodos diferentes e em tipos de hábitat diferentes. Entre as desvantagens, está a desconsideração da riqueza de hábitats existente e espécies associadas, os quais podem responder, isoladamente ou em conjunto, de forma diferente à questão em estudo.

Boa parte da extensão dos riachos de fundos de vale na Serra Geral do Rio Grande do Sul e Sudeste de Santa Catarina podem ser descritos genericamente como seqüências de remansos e corredeiras, embora estes hábitats possam ser mais refinadamente caracterizados utilizando classificações como a apresentada em BAIN & STEVENSON, (1999). Remansos e corredeiras constituem unidades naturais de hábitat fluvial (MEADOR *et al.*, 1993; HAWKINS *et al.*, 1993) e têm limites relativamente conspícuos, ainda que as zonas de transição entre um tipo e outro possam ser tanto bruscas como graduais. Corredeiras e remansos diferem entre si quanto à composição e abundância de espécies de peixe e invertebrados (LOBB & ORTH, 1991; CASTRO & CASATTI, 1993; KIKUCHI & UIEDA, 1998; MARTIN-SMITH, 1998; ROSENFELD, 2000), sendo portanto recomendáveis como unidades amostrais para estudos de peixes de riacho. A opção pela amostragem de corredeiras se deu em parte por poderem ser consideradas como um tipo de hábitat particular ao qual certas espécies estão mais associadas e por serem hábitats característicos na região de estudo, sendo portanto potencialmente úteis para comparações entre bacias ou sub-bacias. Além disso, as corredeiras são operacionalmente menos complicadas de amostrar quando se considera o custo-benefício dos métodos de coleta tradicionais disponíveis (pesca-elétrica não incluída) em função da qualidade dos dados (peixes e hábitat), tempo e esforço de campo necessários para amostrar 11 riachos (21-26 trechos por campanha de coleta) em um curto espaço de tempo (30-40 dias).

Com relação à seletividade do método utilizado, mesmo levando em consideração apenas aquelas espécies que podem ser tidas como eficientemente capturadas por um dado método, cada espécie possui diferentes probabilidades de captura. Estas diferenças estão muitas vezes relacionadas a diferenças comportamentais intra-específicas (como dimorfismo sexual) ou simplesmente com relação ao tamanho dos indivíduos. Quanto ao método de coleta utilizado no presente estudo, observou-se que os indivíduos de *R. aequalicuspis*, particularmente os maiores, tendem a fugir do ponto de distúrbio da coleta com puçá, refugiando-se a poucos metros do local de distúrbio. Uma provável consequência disto é que na distribuição de tamanhos nas capturas aparece uma tendenciosidade para tamanhos menores, embora não se saiba qual a real distribuição de frequência de tamanhos na população. Por outro lado, indivíduos de *Hemipsilichthys* sp., *H. nudulus*, *E. bilineatus* e *C. pterostictum* tendem a se esconder sob as pedras mais próximas, mesmo dentro da área de distúrbio, de forma que sua eficiência de escape é menor. Além disso, seu tamanho máximo é pequeno e não parece influenciar a eficiência de captura. Indivíduos de *H. mustelinus* são difíceis de observar e portanto não se tem idéia de seu comportamento frente ao método de captura. *J. unitaenia* costuma deslocar-se em pequenos grupos de indivíduos e, das espécies estudadas, é talvez a que tem hábitos menos sedentários, o que pode influenciar sua capturabilidade, embora não se tenha realizado observação a este respeito.

Considerando o conjunto de 8 espécies eficientemente capturadas por pelo método do puçá com distúrbio de substrato, pode haver uma sub-estimativa da abundância de *R. aequalicuspis* devido à menor eficiência de captura para indivíduos maiores. Ainda assim, esta espécie foi a mais abundante nas amostragens. *Hemipsilichthys* sp., *H. nudulus*, *E. bilineatus* e *C. pterostictum* seriam as espécies melhor capturadas por este método.

### **3.3.2 Persistência e estabilidade sazonal das assembléias de corredeiras**

Foi observada alta persistência e estabilidade sazonal nas características da assembléia de peixes corredeira dos riachos estudados. Isto é, localmente houve pouca

alteração da composição de espécies associadas ao substrato das corredeiras e das abundâncias proporcionais das espécies em cada corredeira. Adicionalmente, verificou-se que a persistência e estabilidade ocorrem nos diferentes tipos de assembléia encontrados, de modo que, analisando-se trecho a trecho, a maioria apresenta as mesmas características gerais de assembléia ao longo do ano (conforme **Tabela 17** e **Figuras 26 e 27**).

A existência desta estabilidade temporal em diferentes tipos de assembléia indica que as características locais de hábitat são mais influentes do que variações temporais no estado do hábitat (diferenças sazonais não foram significativas para as características de hábitat local utilizadas no modelo final de ordenação, conforme teste de Kruskal-Wallis,  $P > 0.05$ ). A correlação entre peixes e hábitat foi evidenciada pelo resultado da RDA, sendo que no diagrama de dispersão as amostras sazonais de um mesmo trecho de riacho mostraram tendência de situar-se próximas umas das outras. As exceções ao padrão de estabilidade sazonal foram apenas 5 trechos (Escme, Pavme, Encal, Ouralter e Pinba) dentre os 23 amostrados em mais de uma oportunidade. Nestes 5 locais, observou-se que as assembléias variaram entre os extremos do gradiente, desde dominadas por *Hempsilichthys* até dominadas por *Rineloricaria* (**Figura 27**). Entretanto, pode-se observar com base na localização dos trechos amostrais (**Tabela 16**) no diagrama de ordenação (**Figura 19**), que várias destas amostras sazonais aparentemente contrastantes, na verdade estão próximas entre si, situadas em uma região de transição onde a classificação das amostras em um ou outro tipo de assembléia é menos objetiva.

Neste sentido, é interessante relatar que a assembléia de peixes bentônicos de corredeiras da bacia do rio Maquiné parece ser persistente mesmo diante de eventos extremos como as fortes enxurradas que ocorrem em certos anos na região. Durante as amostragens realizadas no verão de 2000, ocorreu um período (17-18/02/2000) de enxurradas muito fortes. Estando a equipe de coleta na região, foi possível testemunhar em alguns locais o fenômeno em pleno andamento, assim como a magnitude de alterações por ele causadas nos riachos, pela inspeção realizada nos vários locais de amostragem imediatamente após o rebaixamento das águas. Estas conseqüências, em alguns casos,

implicaram na total alteração do local de estudo, como no trecho Forba, onde o trecho de corredeira que antes existia foi substituído por um remanso associado a um canal de maior profundidade. Em outros casos, ocorreram apenas alterações menores, como redistribuição das pedras do leito e pequenos deslocamentos em escala local do eixo principal do canal do rio.

No momento em que ocorreram as enxurradas, 4 trechos de riacho (Apaba, Ouralt, Glebai e Ligal) ainda não haviam sido amostrados para a campanha de verão. Três destes (Apaba, Glebai e Ligal, marcados com asterisco na **Figura 26**) foram amostrados cerca de duas semanas mais tarde, não tendo sido observadas modificações marcantes na assembléias destes trechos em relação ao que havia sido observado em meses anteriores. Isto pode ser observado na **Figura 25** e também a partir do resultado da ordenação (as amostras de verão situaram-se na mesma região do espaço de ordenação que as amostras das estações anteriores, indicando características semelhantes da assembléia).

Outra aspecto importante é que segmentos de certos riachos estão sujeitos a dessecação total em certos anos, quando o fluxo d'água passa a ocorrer apenas sub-superficialmente. Um exemplo extremo é o rio Ligeiro em seu segmento inferior (representado nas amostragens pelo trecho Ligba), o qual tem este nome justamente devido à frequência em que seu leito seca (ver **Anexo**). Durante o período de estudo este trecho esteve seco em mais de uma oportunidade, incluindo todo o período de outono. Ainda assim, em todas as 3 amostragens realizadas a assembléia manteve suas características, mesmo duas semanas após a enxurrada de grande magnitude ocorrida no verão. A ocorrência de dessecação em outros riachos também já foi observada (observação pessoal), de modo que a ocorrência de enxurradas ou dessacamentos de fato faz parte da dinâmica dos habitats lóticos da bacia, com descrito no **item 1.2**. A ictiofauna hoje existente pode responder bem a estes eventos desde que suas características de duração, frequência, magnitude, extensão espacial e momento de ocorrência estejam dentro daquelas normalmente experimentadas pelas espécies (POFF & WARD, 1989).



A questão da estabilidade temporal das comunidades de peixes de riacho é um tema bastante debatido (GROSSMAN *et al.*, 1982; GROSSMAN *et al.*, 1990; WINEMILLER, 1996; JACKSON *et al.*, 2001; OBERDORFF *et al.*, 2001), sendo que as evidências para estabilidade, flutuações ou estocasticidade são em boa parte dependentes da escala temporal de análise, da região de estudo, das variáveis utilizadas e da interpretação biológica dos padrões (DETENBECK *et al.*, 1992; WINEMILLER, 1996; JACKSON *et al.*, 2001).

Em riachos da América do Norte a tendência geral é que distúrbios naturais de vazão afetem as assembléias a curto prazo, mas não a longo prazo (inter-anualmente) (WINEMILLER, 1996). Em riachos tropicais, WINEMILLER (1996) verificou que a variabilidade sazonal é maior que a inter-anual. Martin-Smith (1998) observou que as assembléias de corredeiras (*riffles*) eram relativamente estáveis em comparação com as assembléias de remansos. Em riachos brasileiros existem apenas alguns estudos referindo-se à persistência temporal de assembléias de peixe de riacho. Segundo os resultados de UIEDA (1984) e ABES & AGOSTINHO (2001), as assembléias de peixes em alguns riachos da bacia do rio Paraná são sazonalmente variáveis. Porém, assim como observado nos riachos da bacia do rio Maquiné, MAZZONI (1998) observou persistência sazonal de assembléias em uma bacia costeira no estado do Rio de Janeiro e BURNHEIM (2000), observou assembléias de peixes pouco variáveis em alguns riachos amazônicos. Este fato é particularmente interessante devido à ampla sazonalidade existentes em ambos os sistemas, e implica que a boa parte das espécies que constituem as assembléias provavelmente apresentam mecanismos que permitem a manutenção ou rápida recuperação das populações locais diante das variações temporais do ambiente (quer sejam oscilações sazonais ou distúrbios de vazão aleatórios mas anualmente previsíveis). Deve-se observar que enquanto MAZZONI (1998) e BURNHEIM (2000) analisaram amostras representativas de toda a assembléia, no presente trabalho apenas uma parcela da assembléia foi analisada.

O conhecimento sobre assembléias de peixes em riachos de regiões temperadas permitiu que alguns autores levantassem hipóteses prevendo que espécies resilientes a distúrbios de pulso (como os de vazão) apresentam tamanho corporal pequeno, curto tempo de geração, maturação sexual precoce e ampla tolerância fisiológica para suportar o efeito de vazões extremas através de mecanismos fisiológicos e comportamentais, assembléias pobres em espécies, troficamente simples, fracas interações bióticas e alta persistência de espécies (POFF & WARD, 1989; SCHLOSSER, 1990).

Ao discutir a persistência e estabilidade das assembléias estudadas na bacia do rio Maquiné frente a outros trabalhos, deve-se considerar que apenas uma parcela bem definida da assembléia foi investigada (espécies associadas ao substrato), ao contrário da maioria dos estudos existentes riachos temperados ou neotropicais. Além disso, praticamente nada se sabe ainda sobre a história de vida das espécies da bacia. Ainda assim, é interessante notar que os resultados indicam assembléias constituídas por espécies de pequeno porte (provavelmente com curto tempo de geração) e alta persistência de espécies. A presença de espécies congênicas correlacionadas espacialmente (*Hemipsilichthys* sp. e *H. nudulus*) e de outras morfologicamente similares (*A. multispinis*, *Hemiancistrus* sp.) sugere que interações inter-específicas devem ser também investigadas.

Estudos sobre a mobilidade de Pimelodidae em riachos brasileiros (GERHARD, 1999; L. F. Duboc, comunicação pessoal) indicam que a extensão de deslocamento dos indivíduos ao longo de sua vida pode ser da ordem de apenas algumas dezenas de metros. Isto possivelmente é válido também para pequenos Loricariidae como *Hemipsilichthys* e *A. multispinis*. Logo, a recolonização e restabelecimento de abundância populacional em locais perturbados a curto prazo pode ser mais dependente da sobrevivência de indivíduos através da utilização de refúgios locais, da tolerância fisiológica e de mecanismos comportamentais do que da dispersão de indivíduos a partir de refúgios ou locais não perturbados em porções mais distantes do riacho ou da bacia. Contribui também para esta hipótese o fato de que pelo menos 4 das 8 espécies estudadas (*R. aequalicuspis*, *Hemipsilichthys* sp., *H. nudulus* e *A. multispinis*) desovarem junto as pedras do leito do rio e ainda assim serem persistentes

sazonalmente, mesmo após a ocorrência de grandes enxurradas. Isto contrasta com o que é observado em riachos norte-americanos onde, frente a distúrbios em regime de pulso, espécies que desovam junto ao substrato de pedras levam mais tempo para recolonizar locais e para restabelecer tamanhos populacionais pré-distúrbio (DETENBECK *et al.*, 1992). Este tipo de contraste deve-se certamente às diferenças marcantes de constituição taxonômica e história evolutiva entre ambas as faunas (Salmonidae x Loricariidae), mostrando que padrões observados em uma região biogeográfica nem sempre se aplicam a outras.

Os resultados indicam também que a persistência e a estabilidade independem da posição espacial na bacia, pelo menos dentro da amplitude de gradiente analisada. Alguns estudos indicam que a estabilidade local independe da posição espacial (TAYLOR *et al.*, 1996; OBERDORFF *et al.*, 2001), enquanto outros mostram que no gradiente longitudinal as assembléias são mais variáveis à montante e menos variáveis à jusante (SCHLOSSER, 1982; SCHLOSSER & EBEL, 1987, BIZERRIL, 1995). A comparação com estes trabalhos padece das mesmas limitações destacadas por DETENBECK *et al.* (1992) e WINEMILLER (1996) e citadas anteriormente, além do fato de que tais trabalhos analisaram um gradiente de variação espacial mais amplo do que o que foi analisado no presente estudo.

As enxurradas naturais características dos rios da encosta da Serra Geral no Sul do Brasil (ver **item 1.2**) podem ser consideradas como eventos sazonais estocásticos, isto é, sua ocorrência é mais provável em uma época particular do ano (verão, no Rio Grande do Sul) porém não se pode prever seu momento exato de ocorrência ou sua magnitude. O efeito destas enxurradas influencia o processo de recolonização não só por peixes, mas por diversos organismos como perifíton, podostemáceas e macroinvertebrados, e a retomada de processos ecológicos como produção primária autóctone. Isto foi observado em campo de forma mais evidente em locais onde a abundância de podostemáceas era alta antes das enxurradas do verão. Nestes locais, logo após as enxurradas, o substrato do leito apresentava-se completamente liso, desprovido de podostemáceas. Já nas amostragens do

outono seguinte, a abrangência da recolonização era alta, embora a biomassa (não medida, mas facilmente observável) não fosse a mesma.

Entretanto, um distúrbio de vazão pode não ser percebido como tal pela ictiofauna se estiver dentro do espectro de variação evolutivamente experimentado pelas espécies (MARGALEF, 1980 *apud* MAZZONI, 1998; SCHLOSSER, 1985; POFF & WARD, 1989). Isso explicaria em parte porque as assembléias são persistentes tanto em riachos da bacia do Ubatiba (MAZZONI, 1998), quanto nos da bacia do Maquiné, onde as eventos súbitos de vazão elevada parecem fazer parte da história natural da região (PELLERIN *et al.* 1996, PELLERIN *et al.* 1997; ver item 1.2). Possivelmente, o dessecamento ou enxurradas têm efeitos locais e de curto prazo e, uma vez cessado o distúrbio, há uma rápida capacidade de recuperação das assembléias dos trechos afetados. Evidentemente, certas espécies tem capacidade de dispersão, recolonização ou sobrevivência diferenciadas. A presença de refúgios locais e de barreiras à dispersão a partir de outras áreas pode influenciar grandemente a capacidade de recuperação frente a tais distúrbios (DETENBECK *et al.*, 1992; MARTIN-SMITH & LAIRD, 1998).

### **3.3.3 Relações com hábitat, importância das diferentes escalas e posição espacial**

A influência de relações entre composição, abundância e distribuição de peixes e características de hábitat têm sido documentadas em muitos estudos. Em escalas espaciais amplas, as diferenças entre riachos são determinadas pelo contexto fisiográfico (como geologia, geomorfologia e uso da terra), climático e biogeográfico (STANFORD *et al.*, 1996; HUGHES *et al.*, 1994). Este contexto de larga escala determina as variáveis controladoras primárias (vazão, geometria de canal e planície de inundação, temperatura, substrato, nutrientes e poluentes) que influenciam estrutura trófica e a relações bióticas.

Além da variabilidade explicada por variáveis ambientais, é importante identificar em que medida os dados de abundâncias das espécies apresentam-se espacialmente estruturados (BORCARD *et al.*, 1992). Ou seja, é interessante saber qual a influência da

localização espacial das amostras sobre a ordenação observada. É possível realizar-se duas ordenações restritivas para cada conjunto de dados (espécies x hábitat e espécies x posição espacial) e medir a importância total dos dados de hábitat e dos dados relativos à estrutura espacial separadamente. Entretanto, algumas espécies e variáveis ambientais podem compartilhar uma estruturação espacial comum (BORCARD *et al.*, 1992). Isto pode dever-se ao efeito da estruturação espacial de certas variáveis de hábitat sobre as variáveis bióticas delas dependentes, ou a algum efeito espúrio de uma variável não incluída no modelo e que determina que tanto as variáveis biológicas quanto de hábitat apresentem um padrão comum. Assim, uma análise em separado de cada conjunto de dados não permite discriminar a quantidade de variação explicada por cada tipo de variável.

No estudo das assembléias de peixes de corredeira da bacia do rio Maquiné, o emprego da RDA parcial permitiu discriminar a parcela da variação explicada exclusivamente por características de hábitat local, fisiográficas e de posição espacial, além de estimar o percentual de redundância na influência destas categorias de variáveis sobre as assembléias de peixes. O percentual de explicação compartilhada por características de hábitat e fisiografia com as de posição espacial é em parte uma consequência de existirem relações entre as espécies e as variáveis ambientais espacialmente estruturadas. Foi também possível estimar a fração da variabilidade dos dados que não é explicada nem pela estrutura espacial nem pelas variáveis de hábitat.

Segundo RICHARDS *et al.* (1996), a capacidade de repartir a variação das comunidades de invertebrados ou outros organismos com base em características da paisagem indica que estas comunidades podem efetivamente ser utilizadas para desenvolver assinaturas biológicas (*sensu* YODER & RANKIN, 1995, *apud* RICHARDS *et al.* 1996) das condições das bacias. Ao definir variáveis de taxa ou comunidades que respondam previsivelmente a diferentes usos da terra e padrões geológicos, assinaturas amarradas a fatores naturais e antropogênicos específicos podem ser desenvolvidas. Estas assinaturas aumentam a capacidade de indicadores biológicos ou critérios para identificar fatores causais que contribuam para a integridade ecológica do sistema. Além disso, estas

abordagens podem identificar características de paisagem que controlam os padrões de biodiversidade em sistemas lóticos em escala local e de paisagem, permitindo que as estratégias de manejo e conservação sejam direcionadas para os fatores chave do problema e para escala espacial e temporal adequada.

Na bacia do rio Maquiné, os resultados evidenciaram que as variáveis de hábitat permitem explicar uma parcela significativa (41,4%) da variabilidade espacial nas assembléias de peixes. Dentre estas relações, as variáveis de macro-escala tiveram uma contribuição relativa maior para a explicação da variação do que as variáveis de hábitat local, sendo que a parcela explicada redundantemente por ambos macro e hábitat local foi maior do que a parcela explicada exclusivamente por hábitat local. Isto não quer dizer que as características de fisiografia de bacia ou posição espacial sejam mais importantes que as de hábitat local, mas sim que há uma inter-relação entre elas que influencia a variação espacial das características locais do hábitat ao qual as espécies estão associadas. Em termos de hábitat local, as características de substrato (tamanho das partículas) ou a frequência de podostemáceas foram as que mais contribuíram para a explicação da variação, além da profundidade média dos trechos. Estas relações refletem em parte a escolha inicial dos tipos de variáveis a serem medidas, porém são coerentes com as características da assembléia estudada, constituída por 8 espécies bentônicas e, principalmente, são variáveis cuja distribuição em sistemas fluviais são espacialmente correlacionadas. As correlações entre características de substrato de rios, fisiografia e posição no gradiente longitudinal de rios são bem conhecidas (CHRISTOFOLETTI, 1981; CUNHA & GUERRA, 1996), de modo que a redundância observada entre a explicação de hábitat local e fatores em escala de bacia é previsível. A existência destas relações levou à formulação de modelos conceituais e classificações de sistemas lóticos sobre a relação hierárquica entre características de hábitat, desde a escala ecorregional e de bacia hidrográfica até a escala local, sendo as características de escala local determinadas pelas de escala mais abrangente (LOTSPEICH & PLATTS, 1982; FRISSEL *et al.*, 1986; HAWKINS *et al.*, 1993; IMHOF *et al.*, 1996 ).

A relação hierárquica entre características de hábitat transparece no presente estudo pela redundância observada entre as variáveis de hábitat local e características de bacia e posição espacial. Porém, fica também evidenciado que uma parcela da variação é explicada unicamente por características locais, ainda que dentro do contexto de maior escala. Em maior escala espacial, verificou-se que há uma nítida separação (indicada pelo baixo percentual de explicação compartilhada, ou redundância, **Figura 31**) entre a influência de características fisiográficas (principalmente área da bacia, mas também heterogeneidade topográfica) e a influência da posição espacial das assembléias no contexto da bacia (distância da foz) e das sub-bacias (distância do talude mais acentuado da encosta da Serra Geral).

É particularmente interessante que tanto meridianos UTM como paralelos UTM (análogos às coordenadas geográficas de longitude e latitude) apresentaram correlação estatisticamente significativa, ainda que fraca, com os eixos de ordenação das unidades amostrais, o que em si já indica a existência de correlação espacial no padrão de distribuição das assembléias na bacia. A latitude aparece correlacionada com *R. aequalicuspis*, *C. pterostictum*, *E. bilineatus*, *J. unitaenia* (como indicado pela relação entre os vetores específicos e o vetor de latitude na **Figura 22**). Na bacia do rio Maquiné, a variação da latitude coincide com o eixo longitudinal principal da bacia, isto é, com o gradiente desde as cabeceiras até a foz do rio principal enquanto que a longitude guarda certa relação com o gradiente longitudinal dos riachos estudados, de certa forma situados no eixo Leste-Oeste. A existência de um componente espacial foi entretanto melhor expressa pela distância em relação à foz do rio Maquiné (gradiente longitudinal global da bacia, DQuad) e pela distância em relação a encosta da Serra (gradiente longitudinal específico das sub-bacias, LP25). Logo, a influência da espacialidade sobre a ordenação das assembléias ocorre no sentido do eixo longitudinal dos riachos, ao longo do qual há um gradiente de distribuição de tamanhos das partículas do substrato.

A característica fisiográfica mais importante em relação as características das assembléias foi tamanho (área) da bacia de drenagem à montante do local amostrado. A

área de drenagem tem relação com diversas outras características e processos de bacias hidrográficas como as dimensões locais do canal e tamanho do riacho, sendo que sua significância para explicação de padrões de comunidades de riachos tem sido observada em diversos estudos (MARET *et al.* 1997, RICHARDS *et al.*, 1996; KUEHNE, 1962; HAWKES *et al.*, 1986; HUGHES & GAMMON, 1987; LYONS, 1989; PALLER, 1994; MARET, 1995; DAVIES *et al.*, 2000), permitindo que seja tomada com um indicador para os padrões biológicos.

A declividade apareceu indiretamente como fator importante uma vez que a estratificação amostral por declividade do segmento de riacho de fundo de vale produziu um padrão visível na análise de ordenação (**Figura 28**). A declividade é também um fator largamente associado a diferenças de comunidade de peixes (SCHLOSSER, 1982; LYONS, 1989; BARRELA & PETRERE, 1994; ISAAK & HUBERT, 2001), estando diretamente relacionada com as propriedades de transporte de substrato do leito do riacho e à velocidade da água.

Considerando o perfil longitudinal em fundo de vale (**Figura 15**), os riachos situados em bacias com mais de 40 km<sup>2</sup> de área (Lajeado, Forqueta-Forqueta Alto e Ouro) não demonstraram diferenças marcantes quanto a assembléia estudada, enquanto as demais mostraram um gradiente de assembléias dominadas por *Hemipsilichthys* até as assembléias dominadas por *Rineloricaria*.

Observou-se que assembléias de corredeiras de fundo de vale diferem entre segmentos de declividade diferente, mas que esta relação depende do tamanho dos riachos (conforme indicado pelo tamanho da bacia). Isto tem implicações em termos de metodologia de amostragem para monitoramento, pois indica que a distribuição dos pontos amostrais deve considerar as diferenças de declividade encontradas nos perfis longitudinais dos riachos, mas que o tamanho da bacia deve ser levado em conta. É importante ressaltar que os resultados obtidos na bacia do rio Maquiné indicam que diferenças entre assembléias podem aparecer mesmo na comparação de riachos cujas com bacias têm tamanhos e ordem (Strahler) relativamente próximos (ver **Figura 4, Tabela 9**; a área total de cada sub-



bacia aparece na **Tabela 5**). Particularmente em relação a ordem isto é relevante, pois o método de Strahler (ainda que contestado, HUGHES & OMERNIK, 1981) é um dos métodos mais utilizados para classificar rios *a priori* e planejar a distribuição dos pontos amostrais. Neste trabalho a ordenação pelo método de Sheidegger foi melhor correlacionada com os dados das assembléias, porém esta variável foi excluída da análise de ordenação em função de sua alta correlação com a área da bacia.

O presente estudo analisou as relações de um grupo restrito de oito espécies de peixe de riacho, as quais são características de habitats rasos, de água corrente e associadas ao substrato pedregoso. As razões para a delimitação deste escopo de trabalho foram expostas no item 3.1 e incluíram a conclusão de outros estudos já realizados indicando que peixes bentônicos podem ser bons indicadores de degradação em riachos (p. ex., DETENBECK *et al.*, 1992; HARDING *et al.*, 1998). Esta é uma hipótese lógica quando se considera que tais espécies apresentam correlação com características de substrato e que muitas destas características são afetadas pelas alterações em escala de bacia. Além disso, as espécies de Loricariidae de pequenos riachos possivelmente deslocam-se pouco em relação a membros da ordem Characiformes ou da família Cichlidae, permitindo levantar a hipótese de que estas famílias diferem quanto aos mecanismos que viabilizam sua sobrevivência e recuperação no ambiente: para Loricariidae refúgios e adaptações locais seriam o principal mecanismo, enquanto que para Characiformes o processo de dispersão e recolonização seria mais importante. Apesar disso, os resultados não mostraram uma relação clara entre as assembléias estudadas e a degradação das sub-bacias. Além disso, as relações entre cobertura da terra e as espécies de peixe apareceram apenas no terceiro eixo de ordenação, responsável por apenas 15,4% da variação explicada.

Estes resultados diferem do que tem sido verificado em inúmeros outros estudos (HANCHET, 1990; LENAT & CRAWFORD, 1994; FRENZEL & SWANSON, 1996; MENSING *et al.*, 1998; MARET *et al.*, 1997; GOLDSTEIN *et al.*, 1996; BROWN, 2000; VONDRACEK *et al.*, 2001; NERBONNE & VONDRACEK, 2001). A influência das características do uso e ocupação da terra na bacia sobre riachos está bem estabelecida também por estudos sobre

qualidade de água (JOHNSON *et al.*, 1997), algas (LELAND & PORTER, 2000), macroinvertebrados (CORKUM, 1990; RICHARDS *et al.*, 1996; RICHARDS *et al.*, 1997; HARDING *et al.*, 1999), processos ecológicos (BUNN *et al.*, 1999) e estrutura de hábitat (RICHARDS & HOST, 1994). O impacto das características de uso da terra sobre a comunidade aquática se dá basicamente através das alterações na forma dos canais fluviais, carga de sedimentos, vazão, aporte de matéria orgânica (detritos e organismos), poluentes e nutrientes, exposição dos canais à luz solar e de modificações nas características do regime de distúrbios de vazão (frequência, magnitude, extensão, recorrência) (TOWNSEND & RILEY, 1999).

Na bacia do rio Maquiné, a fraca relação encontrada para o uso da terra e grau de antropização das sub-bacias com as características da assembléia estudada não representa entretanto um contraponto ao conhecimento existente. Três aspectos inter-relacionados justificam esta afirmativa: (a) *histórico de degradação da região*, (b) *organismos e nível de organização ecológica estudados e sua resiliência às alterações ambientais*, (c) *amplitude do gradiente ecológico e de degradação analisados*.

É preciso considerar que não só o estado atual das bacias hidrográficas afeta as características dos habitats e da comunidade aquática, mas também o histórico de alterações ocorridas anteriormente incluindo atributos como tipo de alteração, magnitude, extensão, frequência e duração (HARDING *et al.*, 1998; BIERLEY *et al.*, 1999; TOWNSEND & RILEY, 1999). Durante o século XX a bacia do rio Maquiné passou por processo intenso de conversão da Floresta Atlântica em áreas agrícolas onde cerca de 75% da vegetação original foi bastante alterada em algum momento no passado (Parte 2 do presente estudo). O tipo, magnitude e extensão espacial da alteração ocorrida no passado, em escala de bacia, provavelmente acarretou modificações importantes sobre a estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Atualmente a região constitui um dos principais remanescentes da formação Floresta Ombrófila Densa de Mata Atlântica no Sul do país e apresenta uma considerável melhora em termos de recuperação da cobertura vegetal (parte 2 do presente estudo), havendo amplas áreas cobertas por vegetação secundária em estágios

intermediários e avançados de sucessão. Assim como a retirada da cobertura vegetal original e os usos e ocupações posteriormente dados à terra causam alterações nos rios e sua biota, pode-se assumir que a recuperação da cobertura florestal será também acompanhada por modificações do sistema aquático.

Em uma das bacias que estudaram, VONDRACEK *et al.* (2001) também não observaram relação entre uso da terra e os dados obtidos de peixes, tanto em escala de bacia quanto na escala da faixa ripária, atribuindo isto a uma falta de diferenciação consistente entre as características de uso da terra entre os locais estudados. Assim, o baixo poder discriminatório das variáveis utilizadas no presente trabalho pode ter resultado de uma resolução insuficiente ou dos dados (SIG, hábitat local e peixes). Mas a variação não explicada também pode ser resultado do uso da terra no passado (HARDING *et al.*, 1999; TOWNSEND & RILEY, 1999; VONDRACEK *et al.*, 2001).

Assim como ocorre na região de Maquiné, a recuperação das florestas em certas áreas dos EUA está ocorrendo em bacias anteriormente degradadas, à medida que a agricultura vai se tornando menos importante economicamente (HARDING *et al.*, 1998). A questão a ser investigada neste caso é a de quanto tempo demora o processo de recuperação em riachos após a ocorrência de distúrbios antropogênicos em escala de bacia. Como mostram os resultados da Parte 2, o processo de recuperação da cobertura vegetal em bacias hidrográficas é de mensuração relativamente simples, porém o grau em que a biota aquática se recupera de distúrbios de longo prazo é considerado ainda pouco conhecido (HARDING *et al.*, 1998). DETENBECK *et al.* (1992) observaram que assembléias de peixes temperados podem ter tempos de recuperação entre 0,08 e 6 anos frente a distúrbios em regime de pulso, porém que podem chegar a mais de 50 anos em relação a distúrbios de longo prazo e em escala de bacia hidrográfica. O estudo de HARDING (1998) é particularmente esclarecedor sobre a importância do histórico de perturbação sobre o estado atual da biota. Estes autores compararam peixes e invertebrados entre riachos que drenam terras agrícolas e terras florestadas. Examinaram também a história (1950-1996) de uso da terra nas sub-bacias de diferentes riachos a fim de procurar pistas que ajudasse a

explicar os padrões de diversidade de hoje. Embora tenham encontrado diferenças significativas entre bacias agrícolas e bacias florestadas, verificaram que o padrão de uso da terra em 1950 predizia melhor a diversidade nos riachos do que o uso da terra atual. Ou seja, os padrões históricos de uso da terra tiveram mais relação com a diversidade atual de peixes e invertebrados do que o uso da terra atual. Também verificaram que, diante de distúrbios de larga escala e de longa-duração nas bacias, o tempo de recuperação da diversidade biológica dos riachos era de várias décadas. O trabalho de HARDING et al. (1998) contrapõe a noção de que a recuperação da fauna de riachos pode ser relativamente rápida uma vez cessados os distúrbios antropogênicos e sugere que a recuperação leva décadas para ocorrer.

A falta de relações evidentes entre as assembléias estudadas na bacia do rio Maquiné pode dever-se a um tempo de recuperação mais lento em relação a melhoria das condições de outras características da bacia (como a cobertura vegetal). Peixes têm tempos de geração mais longos e taxas de renovação mais lentas que organismos como macroinvertebrados, portanto podem demonstrar os efeitos de distúrbios ambientais muito depois de outros taxa terem se recuperado (NIEMI et al., 1990), ou seja, as características de assembléias observadas na bacia do rio Maquiné podem representar o efeito residual de perturbações que ocorreram no passado. Os diferentes processos e elementos estruturais dos ecossistemas são afetados diferentemente pelas perturbações ambientais, sendo que respostas diversas surgem após à eliminação do distúrbio e início do processo de recuperação (NIEMI et al., 1990). Estas respostas às perturbações podem ser caracterizadas em termos de resistência e resiliência, as quais são definidas respectivamente como capacidade de evitar uma mudança de estado ecológico frente a uma perturbação e capacidade de retornar a um estado anterior após sofrer os efeitos de uma perturbação (BEGON et al., 1990). A utilização de outros elementos da ictiofauna, de macroinvertebrados aquáticos ou outros organismos pode ser investigada com o intuito de estabelecer relações com o estado de degradação das bacias e determinar indicadores para acompanhar tanto modificações no sentido da recuperação quanto da degradação.

Entretanto, será preciso também considerar qual a escala de tempo em que potencialmente ocorrem as respostas dos diferentes organismos em relação às transformações em escala de bacia. Além disso, outros níveis de organização ecológica podem ser também informativos, pois respostas podem ser encontradas em nível de estágios de vida, populacional, grupos funcionais e de processos ecológicos (FAUSH *et al.*, 1990; HENRY & GOUVEIA, 1993; MINNS *et al.*, 1996; BUNN *et al.*, 1999; OMETO *et al.*, 2000; VONDRACEK *et al.*, 2001; BALLESTER *et al.*, no prelo). Índices ecológicos (diversidade, riqueza) apresentam problemas analíticos e interpretativos (FAUSH *et al.* 1990) e parecem mais úteis como complemento a outras análises e em casos de gradientes amplos de variação. Outra alternativa são os índices bióticos, os quais utilizam combinações de diversos atributos como grupos funcionais, estágio de vida, grupos taxonômicos, abundância e diversidade e cuja utilização tem aumentado desde a década 80 (KARR, 1981; ARAÚJO, 1998; HUGHES *et al.*, 1998; HUGHES & OBERDORFF, 1999; BRUSCHI *et al.*, 2000).

É importante notar que os tempos de recuperação da biota frente a distúrbios em regiões tropicais ou subtropicais pode ser diferente daqueles observados em regiões temperadas. Particularmente quando os sistemas não estão sujeitos aos invernos rigorosos típicos de muitas regiões montanhosas no Hemisfério Norte. Além disso, ictiofauna de regiões temperadas setentrionais tem uma constituição taxonômica e história evolutiva completamente diferente daquela da região Neotropical. A ictiofauna de riachos neotropicais é dominada por espécies de pequeno porte (CASTRO, 1999) e provavelmente muitas espécies apresentam maturação precoce e períodos de desova prolongados (MENEZES & CARAMASCHI, 1994; MAZZONI, 1998; MAZZONI & PINTO, 1999; ALKINS-KOO, 2000), embora existam variações (RAMOS & KONRAD, 1998/99; GELAIN *et al.*, 1999; ALKINS-KOO, 2000; AZEVEDO *et al.*, 2000). Estas características são associadas a uma maior resiliência frente a distúrbios por diversos autores (POFF & WARD, 1989; DETENBECK *et al.*, 1992; MENEZES & CARAMASCHI, 1994) e sua seriam um indicativo de que a resiliência pode estar presente na espécies neotropicais em consequência da internalização

das incertezas temporais dos hábitat à história de vida da espécies ao longo do período evolutivo (MAZZONI, 1998; CASTRO, 1999).

A importância da amplitude de gradientes para a capacidade de detectar as correlações entre hábitat e assembléias foi ressaltada por TAYLOR *et al.* (1996) e JACKSON *et al.* (2001). Segundo TAYLOR *et al.* (1996), "tais correlações tenderão a aparecer quando uma variedade ampla de condições ambientais existir entre os locais amostrados, (...) conseqüentemente, o aumento da extensão da escala espacial de estudo provavelmente aumentará a amplitude de variabilidade entre locais e incrementará a capacidade de detectar correlações entre ambiente e estrutura da assembléia". A questão da amplitude do gradiente ambiental estudado influencia na análise das relações entre as assembléias e as características de hábitat, podendo até mesmo influenciar na escolha do método de análise de dados a ser empregado. Segundo TER BRAAK (1995), gradientes estreitos de variação do ambiente normalmente são melhor descritos por modelos baseados em relações lineares (como ordenações produzidas por Análise de Componentes Principais e RDA), caracterizam-se por uma baixa taxa substituição de espécies na transição de um extremo a outro, sendo as diferenças associadas principalmente a variações na abundância das espécies. Já os gradientes mais amplos geralmente são descritos por modelos não-lineares (por exemplo, os de resposta unimodal como a análise de correspondência e a análise canônica de correspondência) e caracterizam-se pela substituição de espécies entre um extremo e outro. No presente trabalho, um exemplo extremo de gradiente amplo é a distribuição da ictiofauna desde as cabeceiras até a foz do rio Maquiné, onde a similaridade de composição de espécies entre as 3 regiões (Planalto Basáltico, encosta da Serra Geral e fundos de vale até foz) é nula. Um gradiente não extremo, mas ainda amplo, é definido pela variação das assembléias desde os fundos de vale até à foz, segundo o qual 41,2% (28 espécies) das espécies ocorrem toda a extensão do gradiente, enquanto 48,8% ocorrem somente nos fundos de vale (20 espécies) ou somente na região da foz (igualmente, 20 espécies), resultando em uma similaridade de 0,4 medida pelo índice de Jaccard (Krebs, 1989). Já os dados resultantes das amostras quantitativas nas corredeiras representam um

gradiente estreito, onde as diferenças observadas refletiram principalmente as variações de CPUE de indivíduos e composição proporcional do que dissimilaridades de composição de espécies (as 8 espécies consideradas ocorrem em praticamente todos os trechos amostrais, índice de Jaccard  $\approx 1$ ).

As distribuições de peixes na escala de grandes bacias são fortemente relacionadas a características geológicas e gradientes climáticos (WHITTIER *et al.*, 1988; POFF & WARD, 1989; POFF & ALLAN, 1995) e em escalas menores (entre sub-bacias) apresentam associações mais fortes com uso da terra (STEEDMAN, 1988; TAYLOR *et al.*, 1993). De forma semelhante, as distribuições de macroinvertebrados seguem gradientes geográficos em escalas mais amplas (CORKUM, 1992), mas exibem relações distintas com uso da terra entre sub-bacias (CORKUM, 1989; TOWNSEND *et al.*, 1997; WHILES *et al.*, 2000). A maioria destes estudos porém analisa padrões de assembléias frente a gradientes amplos ou situações evidentemente contrastantes de uso da terra na bacia. O presente estudo avaliou variações em um gradiente menos amplo, embora bem definido. O gradiente de uso da terra atual analisado na bacia do Maquiné variou desde bacias com alto grau de antropização até baixo (conforme definidos na Parte 2), porém todas as sub-bacias apresentavam o mesmo espectro de uso e ocupação da terra (agricultura anual e vegetação secundária em diversos estágios sucessionais). MARET *et al.* (1997), por exemplo, estudaram um gradiente bem mais amplo condições ambientais. Compararam sub-bacias entre 4 ecorregiões, sendo que a variabilidade de uso da terra abrangeu desde agricultura irrigada e pastos em zonas áridas até florestas, desde altas montanhas até terras planas. Seus resultados revelaram similaridades (índice de Jaccard) menores do que 25% entre as assembléias de determinadas regiões. HAWKES *et al.* (1986), WHITTIER *et al.* (1988) e VONDRACEK *et al.* (2001) são outros exemplos onde o gradiente ambiental analisado foi amplo.

Em sistemas como o do rio Maquiné, a alteração da cobertura florestal pode ter afetado a magnitude, a época de ocorrência e a frequência intra e interanual dos eventos extremos, levando-os a padrões diferentes dos experimentados evolutivamente pelas

espécies de peixe e aumentando a probabilidade de extinção local de determinadas espécies. Segundo BAUER & RALPH (2001), alterações no regime de vazão alteram o padrão de deposição de sedimentos e escoamento, contribuindo para a mortalidade de ovos e larvas e reduzindo o espaço de hábitat disponível. HARDING *et al.* (1998), mencionam a existência de uma relação entre os níveis de sedimento aumentados em riachos de bacias agrícolas e a redução de abundância de peixes que desovam em reentrâncias de pedras. A desestabilização das margens dos riachos pode causar a perda direta de locais de refúgio e desova (p. ex., *Hypostomus* sp. desova junto às margens do trecho médio-inferior do rio Maquiné), o alargamento e diminuição da profundidade dos riachos (menor disponibilidade de remansos) e o aumento de temperatura local (pelo perda de profundidade e de sombreamento). O sedimento fino em excesso também pode levar à maior mortalidade ao depositar-se sobre desovas colocadas junto ao substrato (como fazem *R. aequalicuspis* e *Hemipsilichthys*; observação pessoal) e modificando as condições de micro-hábitat do desenvolvimento. Segundo MENEZES *et al.* (1990), a extinção de espécies da ictiofauna em riachos de Mata Atlântica pode ser associada à remoção da vegetação florestal e seus impactos sobre os habitats aquáticos.

Um aspecto de destaque no hábitat aquático e relacionado a cobertura vegetal da bacia é a entrada de material vegetal de grande porte nos riachos. A ocorrência e frequência de troncos e galhos é considerada uma das mais importantes características de hábitat para peixes de riachos do Hemisfério Norte e muito provavelmente desempenha papel semelhante em riachos Neotropicais (SABINO & ZUANON, 1998; BARRELA *et al.*, 2000). Na bacia do rio Maquiné, a ocorrência destas estruturas foi extremamente rara, mesmo em remansos e poções. Uma vez que o recrutamento de troncos e galhos se dá através eventos como tempestades, fortes ventanias, enxurradas e deslizamentos de encosta (BAUER & RALPH, 2001), talvez o histórico de desmatamento, particularmente da faixa ripária, tenha determinado a baixa frequência atual de material vegetal de grande porte na bacia do rio Maquiné). Porém, é necessário investigar se isto é realmente uma consequência da modificação da cobertura vegetal da bacia (praticamente sem espécimes



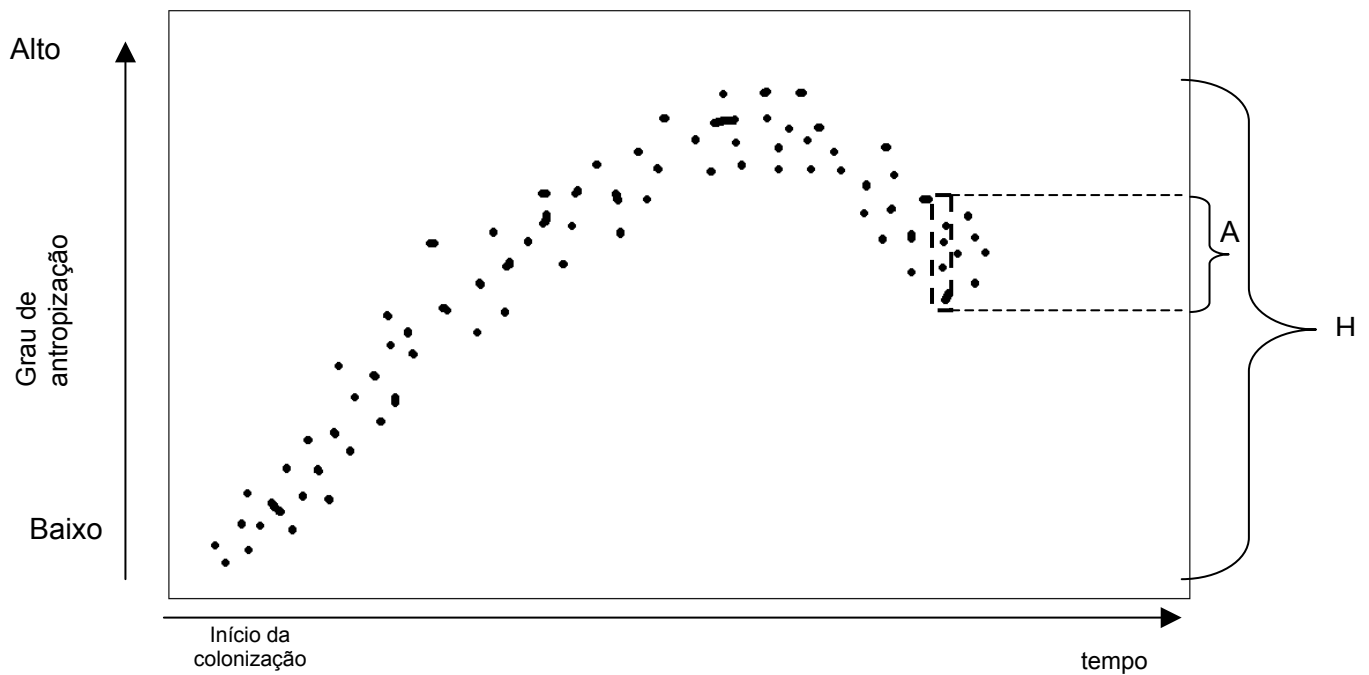
arbóreos de grande porte, principalmente na zona ripária) ou se é uma característica de rios da vertente Atlântica da Serra Geral. A investigação de como são as características de estrutura física de hábitat em riachos de áreas bem preservadas e com mata de grande porte pode ser considerada uma importante linha de trabalho, objetivando informações que orientem a conservação e recuperação de hábitats lóticos na região de Mata Atlântica.

Devido à falta de dados pretéritos sobre a ictiofauna da bacia do Maquiné, não se pode saber se já houveram extinções de espécies na bacia ou em que grau a distribuição espacial e abundância relativa atual difere daquelas existentes no passado. Entretanto, o fato da cobertura vegetal estar em recuperação (Parte 2) permite supor que os fenômenos hidrológicos da bacia estejam em processo de retorno a condições aproximadas aquelas experimentadas pelas espécies em sua história evolutiva, de modo que a probabilidade de extinção local estaria também diminuindo. Pelo mesmo motivo, podem estar havendo alterações nos padrões de distribuição espacial das espécies e em suas abundâncias. Esta hipótese reforça a necessidade de estudos de longo prazo nos quais se acompanhe a taxa de modificação de características ecológicas estruturais e dinâmicas em relação a taxa de recuperação da cobertura vegetal natural. Aspectos como o regime hidrológico, a dinâmica de população de certas espécies, a dinâmica de dispersão e recolonização dos locais perturbados e características de assembléias de diferentes tipos de hábitat seriam importantes para a compreensão da dinâmica ecológica de bacias hidrográficas cuja cobertura vegetal encontra-se em processo de recuperação.

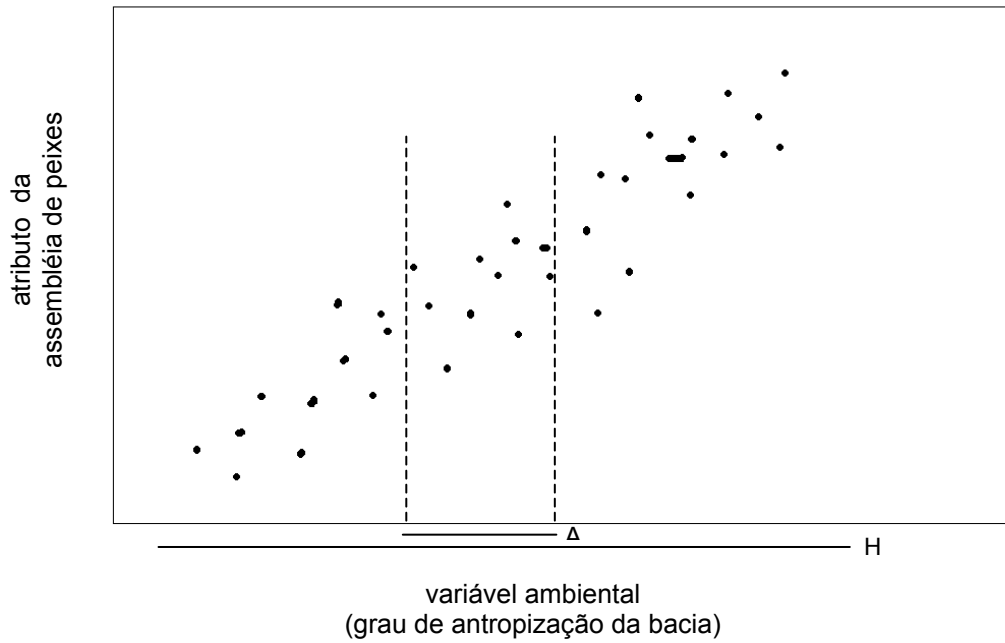
Em virtude do exposto acima, propõe-se que a fraca correlação entre as assembléias estudadas e características de uso da terra nas diferentes sub-bacias do rio Maquiné não significa que peixes sejam insensíveis à degradação ocorrida. Os resultados indicam apenas que as assembléias, definidas segundo o conjunto de espécies analisadas, não refletem o gradiente *atual* de degradação estabelecido entre as sub-bacias (definido a partir da cobertura vegetal). A condição atual das assembléias resulta provavelmente do gradiente histórico de alteração da bacia, porém não é possível saber que tipo ou qual magnitude de diferenças existem em relação às características das assembléias do período pré-

degradação. O espectro histórico de alteração da paisagem terrestre na bacia do rio Maquiné é mais amplo do que aquele que hoje se observa através da comparação entre as diferentes sub-bacias. Os percentuais atuais de área pouco antropizada entre as sub-bacias (Item 2.2) variam de 10% a 32% (ou de 46 a 71%, se um critério menos conservador for utilizado e as áreas de vegetação secundária de porte intermediário forem somadas às áreas de vegetação em estágio sucessional avançado). Já os percentuais históricos de área pouco antropizada variaram de 30% (auge da atividade antrópica na região) a 100% (pré-colonização de origem européia). Ou seja, a amplitude do gradiente atual de estado de antropização da bacia representa apenas uma fração da amplitude de condições observada em escala histórica (**Figura 34**).

Como discutido anteriormente, a relação entre modificação das características da bacia em função do uso e ocupação da terra já foi detectada por diversos estudos. Uma representação hipotética desta relação é apresentada na **Figura 35** (adaptada de JACKSON *et al.*, 2001). Nela, pode-se assumir a variável ambiental como sendo o grau de antropização da bacia do rio Maquiné, sendo que H indica sua amplitude de variação histórica (isto é, a dimensão temporal) e A, sua amplitude de variação atual (a dimensão espacial). Os pontos locados entre as barras tracejadas no gráfico corresponderiam as amostras das assembléias obtidas em diferentes sub-bacias ordenadas segundo seu estado atual de antropização. A **Figura 35**, portanto, ilustra conceitualmente o observação de diversos pesquisadores de que as assembléias de peixe respondem às modificações de bacia. Ilustra também a hipótese de que, na bacia do rio Maquiné, devido ao seu histórico de degradação, as características das assembléias seriam mais uma conseqüência de alterações ocorridas na dimensão temporal histórica do que de diferenças observadas espacialmente em um momento particular ao longo de tal dimensão.



**Figura 34. Relação hipotética entre as amplitudes histórica e atual do grau de alteração da paisagem terrestre na bacia do rio Maquiné (RS). A = amplitude atual; H = amplitude histórica. Pontos representam sub-bacias. A alteração da cobertura vegetal foi ascendente até a segunda metade do século XX, quando a diminuição da atividade agrícola na região propiciou o início de um processo de recuperação da cobertura vegetal da região. A perda de vegetação natural chegou a cerca de 70% no passado (H = 70%, tomando período pré-colonização européia como 0%). Hoje, a proporção de área altamente antropizada varia entre 20% e 60% dependendo da sub-bacia (A = 40%).**



**Figura 35. Representação hipotética da relação entre atributos de assembléia de peixes e antropização de bacias hidrográficas, documentada por diversos estudos. A = amplitude de variação conforme condições atuais de degradação de diversas sub-bacias do rio Maquiné. H = Amplitude de variação do grau de antropização histórico da bacia. A ausência de relação entre características das assembléias de peixe e grau de degradação atual das sub-bacias seria causada pelo efeito predominante da degradação histórica em relação à pequena amplitude do gradiente atual e por um tempo de recuperação maior para peixes do que para cobertura vegetal da bacia. (Figura adaptada de JACKSON *et al.*, 2001).**

### 3.3.4 Conclusões

As assembléias de peixes associados ao substrato de corredeiras da bacia do rio Maquiné foram caracterizadas com base nos dados de distribuição e abundância de 8 espécies. Há um padrão de variação onde o gradiente pode ser simplificado por quatro tipos gerais de assembléia: a) assembléias com abundância total de indivíduos intermediária, dominadas por *Hemipsilichthys* sp. e/ou *H. nudulus*; b) assembléias com abundância elevada de indivíduos da maioria das espécies, mas tipicamente de *Hemipsilichthys* spp; c) assembléias com abundância intermediária de indivíduos, principalmente *Rineloricaria aequalicuspis*, *Epactionotus bilineatus* e *Characidium pterostictum*; d) assembléias com baixa CPUE total de indivíduos, dominadas por *R. aequalicuspis*.

As assembléias estudadas apresentaram persistência e estabilidade sazonal na representatividade percentual das espécies em cada trecho amostral, sendo que a variabilidade observada se deu em função de padrões espaciais nas características de hábitat. Embora características de hábitat local (tamanho das partículas de substrato, profundidade média e abundância de podostemáceas) tenham contribuído significativamente para a explicação dos padrões de variação, a Análise de Redundância parcial revelou uma elevada sobreposição entre estas variáveis e as características de fisiografia e posição espacial em escala de bacia, indicando que os padrões observados refletem principalmente o controle primário de processos de bacia hierarquicamente estruturados sobre as características de hábitat local e sobre as assembléias. A comparação entre a influência da fisiografia e da posição espacial na bacia mostrou que a explicação associada a estas variáveis apresenta baixa sobreposição, indicando que a influência da fisiografia se dá independentemente da posição espacial do riacho na bacia. Neste sentido, observou-se que as variações das assembléias estão associadas ao eixo longitudinal na escala da bacia do rio Maquiné e também ao eixo longitudinal na escala dos riachos individuais (assembléias dominadas por *Hemipsilichthys* tendem a ocorrer nos trechos

superiores, enquanto que as dominadas por *Rineloricaria* ocorrem nos trechos inferiores). Entretanto, estas características dependem do tamanho do riacho (indicado pela área da bacia), pois em bacias maiores a dominância de *Rineloricaria* se estende até regiões que em bacias menores são caracterizadas por *Hemipsilichthys* sp e *Hemipsilichthys nudulus*.

Os resultados possuem implicações diretas em termos para estratégias de amostragem em riachos de bacias similares à do rio Maquiné e mostra que diferenças entre assembléias do mesmo tipo de hábitat podem ocorrer mesmo dentro uma extensão espacial relativamente pequena em escala de bacia. O planejamento da amostragem deve considerar estratificações por tamanho de bacia e posição longitudinal dentro das diferentes bacias, a qual deve ser definida mais em função de alterações nas características de declividade do perfil longitudinal do que da distância entre pontos ou ordem dos riachos. Sugere-se que mesmo estudos de caso comparando apenas dois locais, devem explicitamente considerar a posição das unidades amostrais no perfil longitudinal e o tamanho de bacia como elementos mínimos para seleção dos locais. Uma vez considerados estes fatores de variação, otimiza-se a possibilidade de que eventuais diferenças observadas possam ser associadas a outros fatores, como impactos locais ou diferenças de uso da terra. Especificamente quanto a este fator, o resgate do histórico ambiental da região de estudo é fundamental para a compreensão dos fenômenos observados, uma vez que as condições das assembléias podem estar mais associadas a alterações que ocorrem dentro da dinâmica temporal histórica do que às diferenças espaciais observadas atemporalmente (ou numa amplitude de tempo muito estreita).

Houve dificuldade em determinar a influência do grau de antropização atual das sub-bacias sobre as características das assembléias de peixes. Os diferentes tipos de assembléia observados ocorreram em sub-bacias de diversos graus de antropização. Entre as categorias de uso e ocupação da terra existentes na bacia, apenas a proporção (%) de mata secundária em recuperação na faixa ripária e na sub-bacia apresentaram correlação com algumas espécies, mas não com as características gerais das assembléias. Embora tenha sido possível ordenar as sub-bacias do rio Maquiné em função de um gradiente atual

de antropização do uso e ocupação da terra, verificou-se que este gradiente representa apenas uma fração do gradiente histórico de alteração da cobertura vegetal. Logo, as assembléias atuais poderiam estar refletindo efeitos residuais de condições historicamente mais degradadas da bacia, embora esta se encontre hoje em recuperação devido ao processo de regeneração da vegetação florestal. Neste sentido, o processo de recuperação da bacia seria ainda muito recente, além das diferenças no estado de conservação entre as sub-bacias serem de amplitude insuficiente, para resultar em diferenças nas assembléias de peixes estudadas. Alternativamente, é possível que as assembléias estudadas sejam pouco sensíveis às alterações ocorridas na bacia, sendo portanto pouco úteis como indicadoras para avaliações instantâneas do estado de degradação (ou recuperação) de bacias. Um delimitação mais ampla (ou alternativa) das assembléias, incluindo outras espécies de peixe (por exemplo, Characidae como *Mimagoniates*, *Othonocheirodus* e *Deuterodon*), poderia ser utilizada em futuros estudos.

A correlação entre vegetação em recuperação na faixa ripária e algumas das espécies pode ser um indício de respostas incipientes da ictiofauna à recuperação da bacia. Ao mesmo tempo, reforça a idéia de que a ictiofauna tem padrões temporais de resposta diferentes dos da vegetação frente a alterações em escala de bacia. Conseqüentemente, quaisquer decisões que envolvam o manejo de características da bacia diretamente associadas à ictiofauna devem ser realizadas com cautela, mesmo num cenário em que a paisagem terrestre encontra-se em recuperação.

A ausência de informações pretéritas sobre a ictiofauna da bacia impedem que se avalie seu real estado de conservação, porém o fato da cobertura vegetal da bacia estar em processo de recuperação, aliado a uma riqueza total de espécies relativamente elevada e à importância biogeográfica da bacia, demandam que se tenha especial atenção com sua conservação. Entre as bacias situadas entre o Nordeste do Rio Grande do Sul e Sudeste de Santa Catarina, consideradas como biogeograficamente relacionadas e comportando diversos endemismos (ver MALABARBA & ISAIA, 1992 e REIS & CARDOSO, 2001), a bacia do Rio Maquiné é uma das que se encontra em melhores condições ambientais. Além

disso, sua importância no contexto global da Mata Atlântica aparece claramente nas avaliações de CIB et al. (2000) e CAPOBIANCO (2001), destacando-se sua posição numa região considerada como limite meridional da Mata Atlântica.



#### 4. Referências bibliográficas

- ABES, S.S. & AGOSTINHO, A.A. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Agua Nanci stream, upper Parana River basin, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 445, n. 1-3, p. 217-227. 2001.
- AFONSO, A.A., HENRY, R. & MAIMONI, R. Allochthonous matter input in two different stretches of a headstream (Itatinga, Sao Paulo, Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 43, p. 335-343. 2000
- AGOSTINHO, A.A. & ZALEWSKI, M. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Paraná river, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 303, p. 141-148. 1995.
- ALKINS-KOO, M. Reproductive timing of fishes in a tropical intermittent stream. *Environmental Biology of Fishes*, v. 57, p. 49-66. 2000.
- ALLAN, J.D. *Stream ecology: structure and function of running waters*. Chapman & Hall (Ed.). London, 1995. 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.
- ALLAN, J.D. & JOHNSON, L.B. Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, v. 37, p. 107-111. 1997.
- ANGERMEIER, P.L. & KARR, J.R. Biological integrity versus biological diversity as policy directives: protecting biotic resources. *Bioscience*, v. 44, p. 690-697. 1994.
- ANGERMEIER, P.L. & SMOGOR, R.A. Estimating number of species and relative abundances in stream-fish communities: Effects of sampling effort and discontinuous spatial distributions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 52, p. 936-949. 1995.
- ARANHA, J.M.R. & CARAMASCHI, E.P. Distribuição longitudinal e ocupação espacial de quatro espécies de Cyprinodontiformes no rio Ubatiba, Maricá, RJ, Brasil. *Acta Biológica Paranaense*, v. 26, p. 125-140, 1997.
- ARAUJO, F.G. Uso da taxocenose de peixes como indicadores de degradação ambiental no rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 41, n. 3, p. 370-378. 1998.
- AREND, K.K. Macrohabitat identification. Cap. 8, p. 75-94. In: Bain, M.B. & Stevenson, N.J. (Ed.). *Aquatic habitat assessment: common methods*. American Fisheries Society, Bethesda. 216 p. 1999.
- ASPINALL, R.J. & PEARSON, D. Integrated geographical assessment of environmental condition in water catchments: linking landscape ecology, environmental modelling and GIS. *Journal of Environmental Management*, v. 59, p. 299-319. 2000.
- AZEVEDO, M.A.; MALABARBA, L.R. & FIALHO, C.B. Reproductive biology of the inseminating glandulocaudine *Diapoma speculiferum* Cope (Teleostei: Characidae). *Copeia*, v. 2000, n. 4, p. 983-989. 2000.
- BAIN, M.B. An evaluation of sampling methods and study designs for quantifying habitat utilization by stream fish. *Biological Report*, v. 88, n. 1, p. 58-70. 1988.
- BAIN, M. B. & KNIGHT, J. G. Classifying stream habitat using fish community analysis. In: Leclerc, M., Capra, H., Valentin, S., Boudreault, A., and Côté, Y. B, (eds) p. B107-B117. . *Proceedings of the Second IAHR Symposium on Habitat Hydraulics*, Ecohydraulics 2000, 1996.
- BAIN, M.B. & STEVENSON, N.J. Aquatic Habitat Assessment: Common Methods. *Bethesda: American Fisheries Society*. 1999. 216 p.
- BALLESTER, M.V.R.; KRUSCHE, A.V.; MARTINELLI, L.A.; FERRAZ, E.; VICTORIA, R.L.; BERNARDES, M.C.; OMETTO, J.P.B.; CERRI, C.E.P.; TOLEDO, A.M.A.; CAMARGO, P. & FRACASSI, F.C. Análise integrada de bacias de drenagem utilizando Sistemas de Informações Geográficas e biogeoquímica de águas superficiais: a bacia do rio Piracicaba (São Paulo). In: Schiavetti, A. & Camargo, A.F.M. (Org.) *O uso do conceito de bacias hidrográficas: teoria e aplicações*. UESC, Ilhéus (no prelo).
- BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; DORVILLÉ, L.F.M. & NESSIMIAN, J.L. O conceito de continuidade de rios é válido para os rios de Mata Atlântica no Sudeste do Brasil? *Oecologia Brasiliensis*, v. V, p. 209-222. 1998.

- BARRELA, W. & PETRERE Jr, M. The influence of environmental factors on a fish community structure in the Jacaré Pepira river, Brazil. p. 161-171. *In*: COWX, I.G., (ed.). *Rehabilitating freshwater fisheries*. Fishing News Books, London, 1994. 486 p.
- BARRELA, W. & PETRERE Jr., M. A biodiversidade da ictiofauna dos rios Tietê e Paranapanema e sua relação com a Floresta Atlântica. *In*: Conservation International do Brasil, Fundação Biodiversitas, Fundação S.O.S. Mata Atlântica & Fundação André Tosello, *Workshop sobre Padrões de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sudeste e Sul do Brasil*. Conservation International do Brasil, Fundação Biodiversitas, Fundação S.O.S. Mata Atlântica e Fundação André Tosello: Campinas, SP, maio de 1996. <http://www.bdt.fat.org.br/workshop/mata.atlantica/SE-S/1996>
- BARRELLA, W.; PETRERE Jr., M.; SMITH, W.S. & MONTAG, L.F.A. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. Cap. 12, p. 187-207. *In*: Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H.F. (Ed.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo/FAPESP, São Paulo. 2000.
- BARRETO, M.G. & UIEDA, V.S. Influence of abiotic factors on the ichthyofauna composition in different order stretches of Capivara River, São Paulo State, Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v. 26, p. 2180-2183. 1998.
- BAUER, S.B. & RALPH, S.C. Strengthening the use of aquatic habitat indicators in Clean Water Act programs. *Fisheries*, v. 26, n. 6, p. 14-24. 2001.
- BAXTER, C.V. & HAUER, F.R. Geomorphology, hyporheic exchange, and selection of spawning habitat by bull trout (*Salvelinus confluentus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 57, p. 1470-1481. 2000.
- BAYLEY, P.B. & DOWLING, D.C. The effect of habitat in biasing fish abundance and species richness estimates when using various sampling methods in streams. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, v. 40, p. 5-14. 1993.
- BAYLEY, P.B. & LI, H.W. Riverine fishes. Cap. 12, p. 251-281. *In*: Calow, P. & Petts, G.E. (Ed.). *The rivers handbook: hydrological and ecological principles*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 1992. 526 p.
- BECKER, F.G.; HARTZ, S.M. & MALABARBA, L.R. *Aspectos da composição e distribuição da ictiofauna ao longo do rio Maquiné, RS, Brasil*. III Congresso de Ecologia do Brasil, Universidade de Brasília, Brasília, p. 222. 1996.
- BEGON, M.; HARPER, J.L. & TOWNSEND, C.R. *Ecology: individuals, populations and communities*. Blackwell, Boston, 2<sup>a</sup>ed, 1990. 945 p.
- BÉNECH, V. & PEÑAZ, M. An outline on lateral fish migrations within the Central Delta of the Niger River, Mali. *Hydrobiologia*, v. 303, p. 149-157. 1995.
- BERKMAN, H.E.; RABENI, C.F. & BOYLE, T.P. Biomonitors of stream quality in agricultural areas: Fish versus invertebrates. *Environmental Management*, v. 10, n. 3, p. 413-419. 1986.
- BISSON, P.A. & MONTGOMERY, D.R. Valley segments, stream reaches, and channel units. Cap. 2, p. 23-42. *In*: Hauer, R.F. & Lambert, G.A. (Ed.). *Methods in stream ecology*. Academic Press, San Diego, 1996. 674 p.
- BIZERRIL, C.R.S.F. Análise taxonômica e biogeográfica da ictiofauna de água-doce do Leste brasileiro. *Acta Biologica Leopoldensia*, v. 16, p. 51-81. 1994.
- BIZERRIL, C.R.S.F. Análise da distribuição espacial da ictiofauna de uma bacia hidrográfica do Leste brasileiro. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, v. 38, p. 477-499. 1995.
- BIZERRIL, C.R.S.F. Levantamento da ictiofauna da bacia do rio Ribeira, Brasil. *Acta Biologica Leopoldensia*, v. 22, n. 1, p. 103-110. 2000.
- BORCARD, D.P.; LEGENDRE, P. & DRAPEAU, P. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, v. 73, p. 1045-1055. 1992.
- BRANCO, L.H.Z. & NECCHI Jr, O. Variação longitudinal de parâmetros físicos e químicos em três rios pertencentes a diferentes bacias de drenagem na região Noroeste do Estado de São Paulo. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 9, p. 165-177. 1997.
- BRANNSTROM, C. & OLIVEIRA, A.M.S. Human modification of stream valleys in the western plateau of São Paulo, Brazil: Implications for environmental narratives and management. *Land Degradation and Development*, v. 11, p. 535-548. 2000.

- BRIERLEY, G.J.; COHEN, T.; FRYIRS, K.; BROOKS, A. Post-European changes to the fluvial geomorphology of Bega catchment, Australia: Implications for river ecology. *Freshwater Biology*, v. 41, p. 839-848. 1999.
- BROWN, L.R. Fish communities and their associations with environmental variables, lower San Joaquin River drainage, California. *Environmental Biology of Fishes*, v. 57, p. 251-269. 2000.
- BRYCE, S.A. & CLARKE, S.E. Landscape-level ecological regions: linking state-level ecoregion frameworks with stream habitat classifications. *Environmental Management*, v. 20, n. 3, p. 297-311. 1996.
- BUCK, S. & SAZIMA, I. An assemblage of mailed catfishes (Loricariidae) in southeastern Brazil: distribution, activity, and feeding. *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, v. 6, n. 4, p. 325-332. 1995.
- BUCKUP, P.A. & REIS, R.E. Characidin Genus Characidium (Teleostei, Characiformes) in Southern Brazil, with description of three new species. *Copeia*, v. 1997, n. 3, p. 531-548. 1997.
- BUCKUP, P.A. Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. p. 91 - 138. In: Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P.R (Ed.) *Ecologia de peixes de riacho*. Série Oecologia Brasiliensis v. VI. Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRJ, Rio de Janeiro, 1999.
- BUNN, S.E.; DAVIES, P.M. & MOSISCH, T.D. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology*, v. 41, p. 333-345. 1999.
- BURNHEIM, C.M. & FERNANDES, C.C. Low seasonal variation on fish assemblages in Amazonian rain forest streams. *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, v. 11. 2000. No prelo.
- BURNHEIM, C.M. Habitat abundance patterns of fish communities in three Amazonian rainforest streams. p. 63-74. In: Val, A.L.; Almeida-Val, V.M.F., (Ed.). *Biology of Tropical Fishes*. INPA, Manaus, 1999.
- CÂMARA, I.G. (org.). *Mata Atlântica*. Editora Index / SOS Mata Atlântica / Fundação Banco do Brasil, Rio de Janeiro. 1991.
- CARAMASCHI, E.P. Distribuição da ictiofauna de riachos das bacias do Tietê e do Paranapanema, junto ao divisor de águas (Botucatu, SP). Tese de Doutorado, PPG-ERN UFSCar. 1986. 245 p.
- CARAMASCHI, E.P. Prefácio. p. ix-x. In: Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P.R (Ed.) *Ecologia de peixes de riacho*. Série Oecologia Brasiliensis v. VI. Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRJ, Rio de Janeiro, 1999. 260 p.
- CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R. & PERES-NETO, P.R (Ed.). *Ecologia de peixes de riacho*. Série Oecologia Brasiliensis v. VI. Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRJ, Rio de Janeiro, 1999. 260 p.
- CARROL, C.R. & MEFFE, G.K. Management to meet conservation goals: general principles. Cap. 4, p. 347-384. In: G.K. Meffe & C.R. Carrol (Ed.), *Principles of Conservation Biology*. 2 ed. Sunderland. Sinauer Assoc., Sunderland, 1997. 729 p.
- CASATTI, L. & CASTRO, R.M.C. A fish community of the São Francisco river headwaters riffles, southeastern Brazil. *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, v. 9, n. 3, p. 229-242. 1998.
- 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.
- CASTRO, R.M.C. Evolução da Ictiofauna de riachos Sul-Americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. p. 139-156. In: Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P.R (Eds.) *Ecologia de peixes de riacho*. Série Oecologia Brasiliensis v. VI. Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRJ, Rio de Janeiro, 1999. 260 p.
- CHRISTOFOLETTI, A. *Geomorfologia Fluvial*. V. 1. *O canal fluvial*. Edgar Blücher Ltda, São Paulo, 1981. 312 p.
- CIB - CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS, SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO & SEMAD/INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS-MG. *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*. Ministério do Meio Ambiente/SBF, Brasília. 2000. 40 p.
- CONNELL, J.H. & SOUSA, W.P. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *American Naturalist*, v. 121, p. 789-824. 1983.

- CORKUM, L.D. Patterns of benthic invertebrate assemblages in rivers of northwestern North America. *Freshwater Biology*, v. 21, p. 191-205. 1989.
- CORKUM, L.D. Spatial distributional patterns of macroinvertebrates along rivers within and among biomes. *Hydrobiologia*, v. 239, p. 101-114. 1992.
- CORTES, R.M.V. Seasonal pattern of benthic communities along the longitudinal axis of river systems and the influence of abiotic factors on the spatial structure of those communities. *Archives für Hydrobiologie*, v. 126, n. 1, p. 85-103. 1992.
- CUMMINS, K.W. Invertebrates. Cap. 11, p. 234-250. In: Calow, P. & Petts, G.E. (Ed.). *The rivers handbook: hydrological and ecological principles*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 1992. 526 p.
- CUNHA, S.B. & GUERRA, A.J.T. Degradação Ambiental. Cap 7, p. 337-379. In: Guerra, A.J.T. & Cunha, S.B. (org.). *Geomorfologia e Meio Ambiente*. Bertrand Brasil, São Paulo, 1996. 472 p.
- DAVIES, N.M.; NORRIS, R.H. & THOMS, M.C. Prediction and assessment of local stream habitat features using large-scale catchment characteristics. *Freshwater Biology*, v. 45, p. 343-369. 2000.
- DE LEO, G.A. & LEVIN, S. The multifaceted aspects of ecosystem integrity. *Conservation Ecology* [on line], 1(1). Disponível na internet. URL: <http://www.consecol.org/vol11/iss1/art3>. 1997.
- DETENBECK, N.E.; DEVORE, P.W.; NIOMI, G.J. & LIMA, A. Recovery of temperate stream fish communities from disturbance: a review of case studies and synthesis of theory. *Environmental Management*, v. 16, n. 1, p. 33-53. 1992.
- EASTMAN, J.R. *Idrisi for Windows, versão 2. Manual do Usuário: Introdução e Exercícios Tutorais*. Editores da versão em português: H. Hasenack & E. Weber. UFRGS/Centro de Recursos Idrisi, Porto Alegre. 1998. 235 p.
- EDGAR, G.J.; BARRET, N.S.; GRADDON, D.J. & LAST, P.R. The conservation significance of estuaries: a classification of Tasmanian estuaries using ecological, physical and demographic attributes as a case study. *Biological Conservation*, v. 92, p. 383-397. 2000.
- EHLERS, M. Remote Sensing and Geographic Information Systems: Advanced Technologies for Environmental Monitoring and Management. p. 17-25. In: V.H. Singroy, D.D. Nebert & A.I. Johnson (Ed.). *Remote Sensing and GIS for Site Characterization: Applications and Standards*, ASTM STP, West Conshohocken, 1996. 235 p.
- ESTEVES, K.E. & 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, n. 4, p. 429-440. 2001.
- FAUSCH, K.D.; LYONS, J.; KARR, J. & ANGERMEIER, P. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, n. 8, p. 123-144. 1990.
- FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental do Estado do Rio Grande do Sul. Diretrizes Ambientais para o Desenvolvimento dos Municípios do Litoral Norte. *Cadernos de Planejamento e Gestão Ambiental*, n.1. Sec. Estadual do Meio Ambiente, Governo do Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2000.
- FISHER, S.G.; GRIMM, N.; MARTÍ, E. & GÓMEZ, R. Hierarchy, spatial configuration, and nutrient cycling in a desert stream. *Australian Journal of Ecology*, v. 23, p. 41-52. 1998.
- FORMAN, R.T.T. *Landscape Mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, 1995. 632 p.
- FORMAN, R.T.T. & GODRON, M. *Landscape ecology*. John Wiley, New York, 1986.
- FRENZEL, S.A. & SWANSON, R.B. Relations of fish community composition to environmental variables in streams of Central Nebraska, USA. *Environmental Management*, v. 20, n. 5, p. 689-705. 1996.
- FRISSELL, C.A.; LISS, W.J.; WARREN, C.E. & HURLEY, M.D. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, v. 10, p. 199-214. 1986.
- GARUTTI, V. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do estado de São Paulo, Bacia do Paraná. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 48, n. 4, p. 747-759. 1988.
- GELAIN, D.; FIALHO, C.B. & MALABARBA, L.R. Biologia reprodutiva de *Serrapinus calliurus* (Boulenger, 1900) (Characidae, Cheirodontinae) do arroio do Ribeiro, Barra do Ribeiro, Rio

- Grande do Sul, Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS*, série Zoologia, v. 12, p. 71-82. 1999.
- GELWICK, F.P. Longitudinal and temporal comparisons of rifle and pool fish assemblages in a northeastern Oklahoma Ozark stream. *Copeia*, v. 1990, n. 4, p. 1072-1082. 1990.
- GERHARD, P. Aspectos da ecologia de populações de *Rhamdioglanis frenatus* e *Pimelodella transitoria* (Siluriformes: Pimelodidae) em um riacho de mata Atlântica do Estado de São Paulo. In: XIII Encontro Brasileiro de Biologia, 1999, São Carlos - SP. *Resumos do XIII Encontro Brasileiro de Ictiologia*, v. único, p.229. 1999.
- GERHARDT, C.H.; TROIAN, L.C.; GUTERREZ, L.M.; MAGALHÃES, R.G.; GUIMARÃES, L.A.; FERREIRA, L.O. & MIGUEL, L.A. *Caracterização do meio rural do município de Maquiné - RS: Subsídios para um desenvolvimento rural sustentável*. Relatório PROPESq/UFRGS, Porto Alegre, 2000. 57 p.
- GILLIAM, J.F.; FRASER, D.F. & ALKINS-KOO, M. Structure of a tropical stream fish community: A role for biotic interactions. *Ecology*, v. 74, n. 6, p. 1856-1870. 1993.
- GOLDSTEIN, R.M.; STAUFFER, J.C.; LARSON, P.R. & LORENZ, D.L. Relation of physical and chemical characteristics of streams to fish communities in the Red River of the North Basin, Minnesota and North Dakota, 1993-1995. *U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report*, v. 96-4227. 1996. 57 p.
- GORDON, N.D.; MCMAHON, T.A. & FINLAYSON, B.L. *Stream Hydrology – an introduction for ecologists*. J. Wiley Sons, Chichester, 1993. 526 p.
- GORE, J.A. Hydrological change. Cap. 4, p. 33-54. In: Callow, P. & Petts, G.E. (Ed.) *The Rivers Handbook*, v. 2, Blackwell Sci. Publ., Oxford, 1992. 523 p.
- GREGORY, S.V.; SWANSON, F.J.; MCKEE, W.A. & CUMMINS, K.W. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience*, v. 41, p. 540-551. 1991.
- GROSSMAN, G.D.; DOWD, J.F. & CRAWFORD, M. assemblage stability in stream fishes: a review. *Environmental Management*, v. 14, p. 661-671. 1990.
- GROSSMAN, G.D.; MOYLE, P.B. & WHITAKER Jr, J.O. Stochasticity in structural and functional characteristics of an Indiana stream fish assemblage: a test of community theory. *American Naturalist*, v. 120, n. 4, p. 423-454. 1982.
- GUSTAFSON, E.J. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems*, v. 1, p. 143-156. 1998.
- HAASE, J. & SCHÄFER, A. Avaliação ecológica do arroio Velhaco, RS. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 4, n. 95, p. 109. 1992.
- HAGAN, J.E.; EASTMAN, J.R. & AUBLE, J. *CartaLinx: the spatial data builder. User's guide*. Clark University, Worcester, 1998. 197 p.
- HALL, R.I. & LEAVITT, P.R. Effects of agriculture, urbanization, and climate on water quality in the northern Great Plains. *Limnology and Oceanography*, v. 44, p. 739-756. 1999.
- 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 Freshwater Research*, v. 24, n. 2, p. 159-171. 1990.
- HARDING, J.S.; BENFIELD, E.F.; BOLSTAD, P.V.; HELFMAN, G.S. & JONES, B.D. Stream biodiversity: the ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Science USA*, v. 95, p. 14843-14847. 1998.
- HARDING, J.S.; YOUNG, R.G.; HAYES, J.W.; SHEARER, K.A. & STARK, J.D. Changes in agricultural intensity and river health along a river continuum. *Freshwater Biology*, v. 42, p. 345-357. 1999.
- HASENACK, H. & FERRARO, L.W. Considerações sobre o clima da região de Tramandaí - RS. *Pesquisas*, v. 22, p. 53-70. 1989.
- HAWKES, C.L.; MILLER, D.L. & LAYHER, W.G. Fish ecoregions of Kansas: stream fish assemblage patterns and associated environmental correlates. *Environmental Biology of Fishes*, v. 17, p. 267-279. 1986.
- HAWKINS, C.P.; KERSHNER, J.L.; BISSON, P.A.; BRYANT, M.D.; DECKER, L.M.; GREGORY, S.V.; MCCULLOGH, D.A.; OVERTON, C.K.; REEVES, G.H.; STEEDMAN, R.J., et al. A hierarchical approach to classifying stream habitat features. *Fisheries*, v. 18, n. 6, p. 3-12. 1993.

- HENRY, R. & GOUVEIA, L. Os fluxos de nutrientes e seston em cursos de água do Alto Paranapanema (São Paulo) – sua relação com usos do solo e morfologia das bacias de drenagem. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 65, n. 4, p. 439-451. 1993.
- HETRICK, N.J.; BRUSVEN, M.A.; BJORN, T.C.; KEITH, R.M. & MEEHAN, W.R. Effects of canopy removal on invertebrates and diet of juvenile coho salmon in a small stream in southeast Alaska. *Transactions of American Fisheries Society*, v. 127, p. 876-888. 1998.
- HORBACH, R.; KUCK, L.; MARIMON, R.G. *et alii*, 1986. Geologia. In: IBGE, *Levantamento de Recursos Naturais*. IBGE, Rio de Janeiro, v.33, p. 29-312.
- HORN FILHO, N.O. Geologia das folhas de Torres, Três Cachoeiras, Arroio Teixeira e Maquiné, Nordeste do Rio Grande do Sul. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências/UFRGS, Porto Alegre, 1987. 254 p.
- HUGHES, R.M. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. p. 31-47. In: W. S. Davis & T. P. Simon (Ed.), *Biological assessment and criteria. Tools for resource planning and decision making*. CRC Press, Boca Raton, 1995.
- HUGHES, R.M. & GAMMON, J.R. Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon. *Transaction of American Fisheries Society*, v. 116, p. 196-209. 1987.
- HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; HERLIHY, A.T.; KINCAID, T.M.; REYNOLDS, L. & LARSEN, D.P. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 55, p. 1618-1631. 1998.
- HUGHES, R.M. & OBERDORFF, T. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada. p. 79-93. In: SIMON, T.P. (Ed.), *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, 1999.
- HUGHES, R.M.; HEISKARY, S.A.; MATTHEWS, W.J. & YODER, C.O. Use of ecoregions in biological monitoring. In: Loeb, S.L. & Spacie, A. (Ed.). *Biological monitoring of aquatic systems*. Lewis Publishers, Boca Raton, 1994. 381 p.
- HUGHES, R.M. & OMERNICK, J.M. Use and misuse of the terms watershed and stream order. p. 320-326. In: Krumholz, L.A. (Ed). *The Warmwater Streams Symposium*. Southern Division American Fisheries Society, Lawrence, 1981.
- HUNSAKER, C.T. & LEVINE, D.A. Hierarchical approaches to the study of water quality in rivers. *Bioscience*, v. 45, p. 193-203. 1995.
- HYNES, H.B.N. The stream and its valley. *Verh. Int. Ver. Theor. Ang. Limnol.*, v. 17, p. 411-429. 1975.
- IBGE. *Levantamento de Recursos naturais*. v. 33. *Folha SH 22 – Porto Alegre*. IBGE: Rio de Janeiro. 1986.
- IMHOF, J.G.; FITZGIBBON, J. & ANNABBLE, W.K. A hierarchical evaluation system for characterizing watershed ecosystems for fish habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 53, n. Suppl. 1, p. 312-325. 1996.
- ISAAK, D.J. & HUBERT, W.A. Production of stream habitat gradients by montane watersheds: hypothesis tests based on spatially explicit path analyses. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 58, p. 1089-1103. 2001.
- JACKSON, D.A. & HARVEY, H.H. Qualitative and quantitative sampling of lake fish communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 54, n. 12, p. 2807-2813. 1997.
- JACKSON, D.A.; PERES-NETO, P.R. & OLDEN, J.D. What controls who is where in freshwater fish communities: The roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 58, p. 157-170. 2001.
- JARENKOW, J.A. *Estudo fitossociológico comparativo entre duas áreas com mata de encosta no Rio Grande do Sul*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1994. 125 p.
- JEFFERS, J.N.R. Characterization of river habitats and prediction of habitat features using ordination techniques aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystem*, v. 8, p. 529-540. 1998.
- JOHNSON, L.B. & GAGE, S.H. Landscape approaches to the analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, v. 37, p. 113-132. 1997.
- JOHNSON, L.B.; RICHARDS, C.; HOST, G.E. & ARTHUR, J.W. Landscape influences on water chemistry in mid-western stream ecosystems. *Freshwater Biology*, v. 37, p. 193-208. 1997.

- JOHNSTON, C. A. *Geographic Informations Systems in Ecology*. Blackwell Science Ltd., Oxford, 1998. 239 p.
- KARR, J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, v. 6, n. 6, p. 21-27. 1981.
- KARR, J.R. Measuring Biological Integrity. p. 483-485. In: Meffe, G.K. & Carrol, C.R. (Ed.) *Principles of Conservation Biology*. 2<sup>nd</sup> ed. Sinauer Assoc. Essay 14A, Sunderland, 1997.
- KIKUCHI, R.M. & UIEDA, V.S. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. *Oecologia Brasiliensis*, v. V, p. 157-173. 1998.
- KLEIN, R.M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. *Sellowia*, v. 32, p. 165-389. 1980.
- KLEIN, R.M. Estrutura, composição florística, dinamismo e manejo da "Mata Atlântica" (Floresta Ombrófila Densa) do Sul do Brasil. p. 259-286. In: ACIESP (ed) *Proceedings of the II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira. Estrutura, função e manejo*. Águas de Lindóia, 1990.
- KUEHNE, R.A. A classification of streams illustrated by fish distribution in an eastern Kentucky stream. *Ecology*, v. 43, p. 608-614. 1962.
- LANI, J.L.; RESENDE, M. & REZENDE, S.B. Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade dos Biomas Mata Atlântica e Campos Sulinos - fatores abióticos. In: Brasil - Ministério do Meio Ambiente, *Avaliação e Ações Prioritárias para Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Estudos prévios (fase preparatória)*. MMA, CIB do Brasil, Fund. SOS Mata Atlântica, Fund. Biodiversitas, IPE, SEMA-SP de São Paulo, SEMAD/IE F-MG, Brasília. Disponível na internet, URL: <http://conservation.org.br/ma/>. 2000.
- LARGE, A.R. & PETTS, G.E. Rehabilitation of river margins. Cap. 21, p. 401-418. In: P. Calow & G. E. Petts (Ed.), *The Rivers Handbook. Hydrological and ecological principles*. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 1992. 526 p.
- LELAND, H.V. & PORTER, S.D. Distribution of benthic algae in the upper Illinois River basin in relation to geology and land use. *Freshwater Biology*, v. 44, p. 279-301. 2000.
- LEPS, J. & SMILAUER, P. *Multivariate analysis of ecological data*. Faculty of Biological Sciences, University of South Bohemia, Ceske Budejovice, 1999. 110 p.
- LOBB III, M.D. & ORTH, D.J. Habitat use by an assemblage of fish in a large warmwater stream. *Transactions American Fisheries Society*, v. 120, p. 65-78. 1991.
- LOTSPEICH, F.B.; PLATTS, W.S. An integrated land-aquatic classification system. *North American Journal of Fisheries Management*, v. 2, n. 2, p. 138-149. 1982.
- LUCENA, Z.M.S. & LUCENA, C.A.S. Revisão das espécies do gênero *Deuterodon* Eigenmann, 1907 dos sistemas costeiros do sul do Brasil com a descrição de quatro espécies novas (Ostariophysi, Characiformes, Characidae). *Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS, Série Zoologia*, v. 5, p. 123-168. 1992.
- LYONS, J. Correspondence between the distribution of fish assemblages in Wisconsin streams and Omernik's ecoregions. *American Midl. Naturalist*, v. 122, p. 163-182. 1989.
- MALABARBA, L.R. & DYER, B. Description of three new species of the genus *Odontesthes* from the rio Tramandai drainage, Brazil (Atheriniformes: Atherinopsidae). *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, (no prelo).
- MALABARBA, L.R. & ISAIA, E.A. The fresh water fish fauna from the Rio Tramandaí drainage, Rio Grande do Sul, Brazil, with a discussion of its historical origin. *Comunicações do Museu de Ciências Tecnológicas da PUCRS*, v. 5, n. 12, p. 197-223. 1992.
- MALABARBA, L.R. & MAHLER Jr, J.K.F. Review of the Genus *Microglanis* in the rio Uruguay and coastal drainages os southern Brazil (Ostariophysi: Pimelodidae). *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, v. 9, n. 3, p. 243-254. 1998.
- MALTCHIK, L. Ecologia de rios intermitentes tropicais. p. 77-90. In: Pompêo, M.L.M. (Ed.). *Perspectivas da limnologia no Brasil*. Gráfica e Editora União, São Luiz, 1999.
- MANLY, B.F.J. *Multivariate atatistical methods: A primer*. Chapman and Hall Ltd., London, 2<sup>a</sup> ed, 1994. 215 p.
- MANTOVANI, W.; RODRIGUES, R.R.; ROSSI, L.; ROMANIUC-NETO, S.; CATHARINO, E.L.M. & CORDEIRO, I. A vegetação na Serra do Mar em Salesópolis - SP. In: ACIESP (ed), *Proceedings of the II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira. Estrutura, função e manejo*. Águas de Lindóia, 1990.

- MANTOVANI, W.A. Dinâmica nas florestas da encosta Atlântica. *In: ACIESP (ed) Proceedings of the II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira. Estrutura, função e manejo. Águas de Lindóia*, p. 304-313. 1990.
- MARCHANT, R.; HIRST, A.; NORRIST, R. & METZELING, L. Classification of macroinvertebrate communities across drainage basins in Victoria, Australia: consequences of sampling on a broad spatial scale for predictive modelling. *Freshwater Biology*, v. 41, p. 253-268. 1999.
- MARCUZZO, S.; PAGEL, S.M. & CHIAPPETTI, M.I. S. *A Reserva da Biosfera da Mata Atlântica no Rio Grande do Sul. Situação atual, ações e perspectivas*. Série Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, São Paulo, 1998. 60 p.
- MARET, T.R. Water-quality assessment of upper Snake River Basin, Idaho and western Wyoming – summary of aquatic biological data for surface water through 1992. *U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 95-4006*, Boise, Indao, 1995.
- MARET, T.R.; ROBINSON, C.T. & MINSHALL, G.W. Fish assemblages and environmental correlates in least-disturbed streams of the Ypper Snake River Basin. *Transaction of American Fisheries Society*, v. 126, p. 200-216. 1997.
- MARTIN-SMITH, K.M. & LAIRD, L.M. Depauperate freshwater fish communities in the Sabah: the role of barriers to movement and habitat quality. *Journal of Fish Biology*, v. 53, n. Supplement A, p. 331-344. 1998.
- MARTIN-SMITH, K.M. Effects of disturbance caused by selective timber extraction on fish communities in Sabah, Malaysia. *Environmental Biology of Fishes*, v. 53, p. 155-167. 1998.
- MARTIN-SMITH, K.M. Relationships between fishes and habitat in rainforest streams in Sabah, Malaysia. *Journal of Fish Biology*, v. 52, p. 458-482. 1998.
- MATTHEWS, W.J. *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman & Hall & International Thompson Publishing, 1998. 756 p.
- MAY, J.T & BROWN, L.R. Fish community structure in relation to environmental variables within the Sacramento River Basin and implications for the Greater Central Valley, California. *U.S. Geological Survey Open-File Report 00-247*, p. 1-19. 2000.
- MAZZONI, R. & LOBÓN-CERVIÁ, J. Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar, southeast Brazil. *Ecography*, v. 23, p. 588-602. 2000.
- MAZZONI, R. & PETITO, J. Reproductive biology of a Tetragonopterinae (Osteichthyes, Characidae) of the Ubatiba fluvial system, Maricá, RJ. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 42, n. 2, p. 455-461. 1999.
- MAZZONI, R. Estrutura das comunidades e produção de peixes de um sistema fluvial costeiro de Mata atlântica, Rio de Janeiro. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1998. 100 p.
- MEADOR, M.R.; HUPP, C.R.; CUFFNEY, T.F. & GURTZ, M.E. Methods for characterizing stream habitat as part of the national water quality assessment program. *US Geological Survey Open-File Report 93-408*, 1993. 48 p.
- MENEZES, M.S. & CARAMASCHI, E.P. Características reprodutivas de *Hypostomus* grupo *H. punctatus* no rio Ubatiba, Maricá, RJ (Osteichthyes, Siluriformes). *Revista Brasileira de Biologia*, v. 54, n. 3, p. 503-513. 1994.
- MENEZES, N.A. Padrões de distribuição da biodiversidade da Mata Atlântica do Sul e Sudeste brasileiro: peixes de água doce. *In: Conservation International do Brasil, Fundação Biodiversitas, Fundação S.O.S. Mata Atlântica & Fundação André Tosello, Workshop sobre Padrões de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sudeste e Sul do Brasil*. Conservation International do Brasil, Fundação Biodiversitas, Fundação S.O.S. Mata Atlântica e Fundação André Tosello: Campinas, SP, maio de 1996. <http://www.bdt.fat.org.br/workshop/mata.atlantica/SE-S/>
- MENEZES, N.A.; CASTRO, R.M.C.; WEITZMAN, S.H. & WEITZMAN, M.J. Peixes de riacho da Floresta costeira Atlântica brasileira: um conjunto pouco conhecido e ameaçado de vertebrados. *Anais: II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste do Brasil. Estrutura, função e manejo*. ACIESP, Águas de Lindóia, v. 1, p. 290-295. 1990.



- MENSING, D.M.; GALATOWITSCH, S.M. & TESTER, J.R. Anthropogenic effects on the biodiversity of riparian wetlands of a northern temperate landscape. *Journal of Environmental Management*, v. 53, p. 349-377. 1998.
- MÉRIGOUX, S.; PONTON, D. & MÉRONA, B. Fish richness and species-habitat relationships in two coastal streams of French Guiana, South America. *Environmental Biology of Fishes*, v. 51, p. 25-39. 1998.
- MILLER, K.R. *Em busca de um novo equilíbrio: diretrizes para aumentar as oportunidades de conservação da biodiversidade por meio do manejo biorregional*. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis, Brasília, 1997. 94 p.
- MINNS, C.K.; KELSO, J.R.M. & RANDALL, R.G. Detecting the response of fish to habitat alterations in freshwater ecosystems. *Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences*, v. 53, p. 403-414. 1996.
- MINSHALL, G.W. Stream ecosystem theory: a global perspective. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 7, p. 263-288. 1988.
- MINSHALL, G.W.; PETERSEN, R.C.; CUMMINGS, K.S.; BOTT, T.L.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. & VANNOTE, R.L. Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. *Ecological Monographs*, v. 53, n. 1, p. 1-25. 1983.
- MORENO, J.A. *Clima do Rio Grande do Sul*. Secretaria da Agricultura do Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 1961. 42 p.
- MOULTON, T.P. & PARSLow, N.J. Patterns of distribution of fauna in streams, rivers and standing water at Ilha do Cardoso, São Paulo, Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v. 25, p. 1876-1877. 1994.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B. & KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, p. 854-858. 2000.
- 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, E.A. Fundamental elements of ecologically healthy watersheds in the Pacific Northwest coastal ecoregion. p. 127-188. In: Naiman, R.J., (Ed.). *Watershed management: Balancing Sustainability with Environmental Change*. Springer-Verlag, New York, 1992.
- NAIMAN, R.J.; ELLIOT, S.R.; HELFIELD, J.M. & O'KEEFE, T.C. Biophysical interactions and the structure and dynamics of riverine ecosystems: the importance of biotic feedbacks. *Hydrobiologia*, v. 410, p. 79-86. 2000.
- NERBONNE, B.A. & VONDRACEK, B. Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrates, and fish in the Whitewater river, Minnesota, USA. *Environmental Management*, v. 28, n. 1, p. 87-99. 2001.
- NIEMI, G.J.; DE VORE, P.; DETENBECK, N.; TAYLOR, D.; YOUNT, J.D.; LIMA, A.; PASTOR, J. & NAIMAN, R.J. An overview of case studies on recovery of aquatic systems from disturbance. *Environmental Management*, v. 14, n. 5, p. 571-587. 1990.
- NIMER, E. Clima. p. 151-187. In: IBGE, *Geografia do Brasil: Região Sul*. IBGE, Rio de Janeiro, 1990.
- OBERDORFF, T.; HUGUENY, B.; VIGNERON, T. Is assemblage variability related to environmental variability? An answer for riverine fish. *Oikos*, v. 93, p. 419-428. 2001.
- OCHOA-GAONA, S. Traditional land-use systems and patterns of forest fragmentation in the highlands of Chiapas, Mexico. *Environmental Management*, v. 27, p. 571-586. 2001.
- O'KEEFE, J.H.; DAVIES, B.R.; KING, J.M. & SKELTON, P.H. The conservation status of southern African rivers. p. 267-289. In: Huntley, B. J. (Ed.) *Biotic Diversity in Southern Africa: concepts and conservation*. Oxford University Press, Cape Town, 1989.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; CURI, N.; VILELA, E.A. & CARVALHO, D.A. Effects of canopy gaps, topography, and soils on the distribution of woody species in a Central Brazilian deciduous dry forest. *Biotropica*, v. 30, n. 3, p. 362-375. 1998.
- OMBREDANE, D.; HAURY, J. & CHAPON, P.M. Heterogeneity and typology of fish habitat in the main stream of a Breton coastal river (Elorn-Finistère, France). *Hydrobiologia*, v. 300/301, p. 259-268. 1995.
- OMETO, J.P.H.B.; MARTINELLI, L.A.; BALLESTER, M.V.R.; GESSNER, A.S.; KRUSCHE, A.V.; VICTORIA R.L. & WILLIAMS, M. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates

- in streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater Biology*, v. 44, p. 327-337. 2000.
- OSBORNE, L.L. & WILEY, M.J. Empirical relationships between land use/cover and stream water quality in an agricultural watershed. *Journal of Environmental Management*, v. 26, p. 9-27. 1988.
- PALLER, M.H. Relationship between fish assemblage structure and stream order in South Carolina coastal plain streams. *Transaction of American Fisheries Society*, v. 123, n. 2, p. 162-172. 1994.
- PELLERIN, J.; DUARTE, G.M.; SCHEIBE, L.F.; MENDONÇA, M.; BUSS, M.D. & MONTEIRO, M.A. Timbé do Sul - Jacinto Machado: avaliação preliminar da extensão da catástrofe de 23-24/12/95. *Geosul*, v. 12, p. 71-86. 1997.
- PELLERIN, J.; GAMA, A.M.C.R.; NASCIMENTO, E.E.D.J.; VALDATI, J.; PAISANI, J.C. & PONTELLI, M.E. Zoneamento e efeitos morfodinâmicos da enxurrada do dia 23/12/1995 nas bacias dos rios Figueira e Pinheirinho, SC. *Sociedade e Natureza*, v. 15, p. 196-200. 1996.
- PENCZAK, T. Effects of removal and regeneration of bankside vegetation on fish population dynamics in the Warta River, Poland. *Hydrobiologia*, v. 303, p. 207-210. 1995.
- PENCZAK, T.; AGOSTINHO, A.A. & OKADA, E.K. Fish diversity and community structure in two small tributaries of the Paraná River, Paraná State, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 294, p. 243-251. 1994.
- PEREIRA, E.H.L. *Revisão taxonômica das espécies de Hemipsilichthys Eigenmann, 1889* (Teleostei, Siluriformes, Loricariidae). Dissertação de Mestrado, Zoologia, PUCRS, 1997. 161 p.
- PERES-NETO, P.R.; BIZERRIL, C.R.S.F. & IGLESIAS, R. An overview of some aspects of river ecology: a case study on fish assemblages distribution in an eastern Brazilian coastal river. *Oecologia Brasiliensis*, v. 1, p. 317-334. 1995.
- PEROTTO, M.A.; GUERRA, T. & LEMOS, C.A. (org). *Proceedings of the I Encontro de Pesquisadores do Vale do Rio Maquiné*. Anama, Departamento de Ecologia/UFRGS, Secretaria Estadual do Meio Ambiente/RS, Porto Alegre, 2000. 82 p.
- PETERSON, J.T. & RABENI, C.F. Optimizing sampling effort for sampling warmwater stream fish communities. *North American Journal of Fisheries Management*, v. 15, p. 528-541. 1995.
- PETRY, A.C. & SCHULTZ, U.H. Levantamento da comunidade de peixes do rio dos Sinos, RS. *Acta Biologica Leopoldensia*, v. 23, n. 1, p. 49-58. 2001.
- PILLAR, V.P. How sharp are classifications? *Ecology*, v. 80, p. 2508-2516. 1999a.
- PILLAR, V.P. *MULTIV: Multivariate Data Analysis, Randomization Testing and Bootstrap Resampling. User's Guide v.2.0*. Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre, 2000.
- PILLAR, V.P. Sampling sufficiency in ecological surveys. *Abstracta Botanica*, v. 22, p. 37-48. 1998.
- PILLAR, V.P. The bootstrapped ordination re-examined. *Journal of Vegetation Science*, v. 10, p. 895-902. 1999b.
- PINTO, L.P.S.; COSTA, J.P.O.; FONSECA, G.A.B. & COSTA, C.M.R. *Mata Atlântica: ciência, conservação e políticas. Workshop científico sobre a Mata Atlântica*. Série Documentos Ambientais, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo, 1996.
- POFF, N.L. & ALLAN, J.D. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology*, v. 76, p. 606-627. 1989.
- POFF, N.L. & WARD, J.V. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 46, p. 1805-1818. 1989.
- POWER, M.E. Depth distributions of armoured catfish: predator induced resource avoidance? *Ecology*, v. 65, n. 2, p. 523-528. 1984.
- QUINN, J.F. & DUNHAM, A.E. On hypothesis testing in ecology and evolution. *American Naturalist*, v. 122, p. 602-617. 1983.
- RABENI, C.F. & SMALE, M.A. Effects of siltation on stream fishes and the potential mitigating role of buffering riparian zone. *Hydrobiologia*, v. 303, p. 211-219. 1995.
- RAMOS, L.A. & KONRAD, H.G. Biologia reprodutiva de *Hemiancistrus* sp. (Osteichthyes, Loricariidae) do rio dos Sinos. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 25, n. único, p. 45-50. 1999.
- RALPH, S.; POOLE, G.; CONQUEST, L. & NAIMAN, R. 1994. Stream channel morphology and woody debris in logged and unlogged basins of western Washington. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* v. 51, p. 37-51.

- REIS, R.E. & CARDOSO, A.R. Two new species of *Rineloricaria* from southern Santa Catarina and northeastern Rio Grande do Sul, Brazil (Teleostei: Loricariidae). *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, v. 12, p. 319-332. 2001.
- REIS, R.E. & MALABARBA, L.R. Revision of the neotropical cichlid genus *Gymnogeophagus* Ribeiro, 1918, with descriptions of two new species (Pisces, Perciformes). *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 4, n. 4, p. 259-305. 1988.
- REIS, R.E. & PEREIRA, E.H.L. *Hemipsilichthys nudulus*, a new, uniquely-plated species of loricariid catfish from the rio Araranguá basin, Brazil (Teleostei: Siluriformes). *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, v. 10, n. 1, p. 45-51. 1999.
- REIS, R.E. & SCHAEFER, S.A. New cascudinhos from southern Brazil: Systematics, endemism and relationships (Siluriformes, Loricariidae, Hypoptopomatinae). *American Museum Novitates*, n. 3254, p. 1-25. 1998.
- RESH, V.H.; Brown, A.; Covich, A. P.; Gurtz, M. E.; Li, H. W.; Minshall, W.; Reice, S.; Sheldon, A. L.; Wallace, J. B. & Wissmar, R. The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 7, p. 433-455. 1988.
- RICHARDS, C.; HARO, R.J.; JOHNSON, L.B. & HOST, G.E. Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology*, v. 37, p. 219-230. 1997.
- RICHARDS, C. & HOST, G.E. Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrates communities within a large agricultural catchment. *Freshwater Biology*, v. 29, p. 285-294. 1993.
- RICHARDS, C.; JOHNSON, L.B. & HOST, G.E. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 53, n. Supl. 1, p. 295-311. 1996.
- RIEMAN, B.E.; LEE, D.C.; THUROW, R.F.; HESSBURG, P.F. & SEDELL, J.R. Toward an integrated classification of ecosystems: defining opportunities for managing fish and forest health. *Environmental Management*, v. 25, p. 425-444. 2000.
- RINCÓN, P.A. Uso do micro-habitat em peixes de riachos: métodos e perspectivas. p. 23-92. In: Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P.R. (Ed.). *Ecologia de peixes de riacho*. Série Oecologia Brasiliensis v. VI. Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRJ, Rio de Janeiro, 1999.
- RIPPLE, W.J.; BRADSHAW, G.A. & SPIES, T.A. Measuring forest landscape patterns in the cascade range of Oregon, USA. *Biological Conservation*, v. 57, p. 73-88. 1991.
- RODRIGUES, R.R. & LEITÃO FILHO, H.F. (Eds.). *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo/FAPESP, São Paulo, 2000. 320 p.
- ROSA, R.S. & COSTA, W.J.E.M. Systematic revision of the genus *Cnesterodon* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) with the description of two new species from Brazil. *Copeia*, v. 1993, p. 696-708. 1993.
- ROSENFELD, J. Effects of fish predation in erosional and depositional habitats in a temperate stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 57, p. 1369-1379. 2000.
- ROTH, N.E.; ALLAN, J.D. & ERICKSON, D.L. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology*, v. 11, p. 141-156. 1996.
- SAATCHI, S.; AGOSTI, D.; ALGER, K.; DELABIE, J. & MUSINSKI, J. Examining fragmentation and loss of primary forest in the southern Bahian Atlantic forest of Brasil with radar imagery. *Conservation Biology*, v. 15, p. 867-875. 2001.
- SABINO, J. & CORREA, E.C. Feeding biology, activity period and spatial distribution of fishes in an Atlantic forest stream in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 50, p. 23-36. 1990.
- 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.
- SABINO, J. Peixes de riachos da Floresta Atlântica: introdução à ecologia e conservação. In: Conservation International do Brasil, Fundação Biodiversitas, Fundação S.O.S. Mata Atlântica & Fundação André Tosello, *Workshop sobre Padrões de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sudeste e Sul do Brasil*. Conservation International do Brasil, Fundação Biodiversitas, Fundação S.O.S. Mata Atlântica e Fundação André Tosello: Campinas, SP, maio de 1996. <http://www.bdt.fat.org.br/workshop/mata.atlantica/SE-S/>

- SCHÄFER, A. *Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais*. Editora da Universidade, UFRGS, Porto Alegre, 1984. 532 p.
- SCHLEIGER, S.L. Use of an index of biotic integrity to detect effects of land uses on stream fish communities in west-central Georgia. *Transactions of the American Fisheries Society*, v. 129, p. 1118-1133. 2000.
- SCHLOSSER, I.J. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs*, v. 52, n. 4, p. 395-414. 1982.
- SCHLOSSER, I.J. Flow regime, juvenile abundance, and the assemblage structure of stream fishes. *Ecology*, v. 66, n. 5, p. 1484-1490. 1985.
- SCHLOSSER, I.J. Environmental variation, life history attributes, and community structure in stream fishes: implications for environmental management and assessment. *Environmental Management*, v.14, p. 621-628. 1990.
- SCHWARZBOLD, A. & SCHÄFER, A. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul - Brasil. *Amazoniana*, v. 9, n. 1, p. 87-104.1984.
- SEVEGNANI, L. & BAPTISTA, L.R.M. Composição florística de uma floresta secundária no âmbito da Floresta Atlântica, Maquiné, RS. *Sellowia*, v. 45-48, p. 47-71. 1996
- SEVEGNANI, L. *Fitosociologia de uma floresta secundária, Maquiné, RS*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Departamento de Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul., Porto Alegre, 1995. 148 p.
- SHELDON, A.L. Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. *Ecology*, v. 49, p. 193-198. 1968.
- SOS MATA ATLÂNTICA, INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAL & INSTITUTO SÓCIO AMBIENTAL. *Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica no período 1990-1995*. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo. 1998. 55 p.
- STANFORD, J.A.; WARD, J.V.; LISS, W.J.; FRISSELL, C.A.; WILLIAMS, R.N.; LICHTOWICH, J.A. & COUTANT, C.C. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated Rivers: Research and Management*, v. 12, p. 391-413. 1996.
- STEEDMAN, R.J. Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in Southern Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 45, p. 492-501. 1988.
- STRONG, D. R., SIMBERLOF, D.; ABELE, L. G. & THISTLE, A. B. (Eds.) *Ecological communities: conceptual issues and the evidence*. Princeton University Press, Princeton, 613 p. 1984.
- SUTHERLAND, W. (Ed.) *Ecological census techniques: a handbook*. Cambridge University Press, Cambridge, 1996. 336.
- TAYLOR, C.M. Abundance and distribution within a guild of benthic stream fishes: local processes and regional patterns. *Freshwater Biology*, v. 36, p. 385-396. 1996.
- TAYLOR, C.M.; WINSTON, M.R. & MATTHEWS, W.J. Species-environmental and abundance relationships in a Great Plains (U.S.A.) river system. *Ecography*, v. 16 p. 16-23. 1993.
- TEIXEIRA, M.B.; COURA NETO, A.B. & PASTORE, U. *et al.* Vegetação. p. 541-620. In: IBGE, *Levantamento de Recursos naturais*. v. 33. IBGE, Rio de Janeiro, 1986.
- TER BRAAK, C.J.F. Ordination. Cap. 5, p. 91-173. In: Jongman, R.H.G.; Ter Braak; C.J.F. & Van Tongeren, O.F.R. (Ed.), *Data Analysis in Community and landscape Ecology*. Cambridge University Press, New York, 1995. 299 p.
- TER BRAAK, C.J.F. & PRENTICE, I.C. A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research*, v. 18, p. 271-317. 1988.
- TER BRAAK, C.J.F. & SMILAUER, P. *Canoco for Windows v 4.0*. CPRO-DLO, Wageningen, Netherlands, 1998.
- TOWNSEND, C.R.; ARBUCKLE, C.J.; CROWL, T.A. & SCARSBROOK, M.R. The relationship between land use and physicochemistry, food resources and macroinvertebrate communities in tributaries of the Taieri River, New Zealand: a hierarchically scaled approach. *Freshwater Biology*, v. 37, p. 177-191. 1997.
- TOWNSEND, C. R. and HILDREW, A.G. Species traits in relation to a habitat template for river systems. *Freshwater Biology*, v.31, p. 265-275. 1994.

- TOWNSEND, C.R. & RILEY, R.H. Assessment of river health: Accounting for perturbation pathways in physical and ecological space. *Freshwater Biology*, v. 41, p. 393-405. 1999.
- TUCCI, C.E.M. & CLARKE, R.T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 2, p. 135-152. 1997.
- TURNER, M.G. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology*, v. 4, p. 21-30. 1990.
- UIEDA, V.S. & BARRETTO, M.G. Composição da Ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do rio Capivara, bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. *Revista Brasileira de Zoociências*, v. 1, n. 1, p. 55-67. 1999.
- UIEDA, V.S. Ocorrência e distribuição dos peixes em um riacho de água-doce. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 44, n. 2, p. 203-213. 1984.
- UIEDA, V.S. & CASTRO, R.M.C. Coleta e fixação de peixes de riacho. p. 1-22. In: Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P.R. (Ed.). *Ecologia de peixes de riacho*. Série Oecologia Brasiliensis v. VI, Rio de Janeiro: Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRJ. 1999.
- VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R. & CUSHING, C.E. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science*, v. 37, p. 130-137. 1980.
- VONDRACEK, B.; BLANN, K.L. & NERBONNE, B. Habitat-fish relationship across local to watershed scales. p. 7-22. In: Dubois, R.; Kale, K.; Ebbers, M. & Turner, S. (Ed.). *Trout and trout angler II*. American Fisheries Society, North Central Division, Salmonid Technical Committee, St. Paul, 2001. 104 p.
- WAECHTER, J.L. Aspectos ecológicos da vegetação de restinga no Rio Grande do Sul. *Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS, Sér. Bot.*, v. 33, p. 49-68. 1985.
- WARD, J.V. & WIENS, J. A. Ecotones of riverine ecosystems: role, typology, spatio-temporal dynamics, and river regulation. *Ecohydrology and Hydrobiology*, v. 1, p. 25-36. 2001.
- WARD, J.V. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 8, p. 2-8. 1989.
- WARD, J.V.; TOCKNER, K. & SCHIEMER, F. Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management*, v. 15, p. 125-139. 1999.
- WHILES, M.R.; BROCK, B.L.; FRANZEN, A.C. & NSMORE II, S.C. Stream invertebrate communities, water quality, and land-use patterns in an agricultural drainage basin of Northeastern Nebraska, USA. *Environmental Management*, v. 26, n. 5, p. 563-576. 2000.
- WILEY, M.J.; KOHLER, S.L. & SEELBACH, P.W. Reconciling landscape and local views of aquatic communities: Lessons from Michigan trout streams. *Freshwater Biology*, v. 37, p. 133-148. 1997.
- WINEMILLER, K.O. Dynamic diversity in fish assemblages of tropical rivers. p. 99-134. In: *Long-term studies of vertebrate communities*. Academic Press, 1996.

## **Anexos**

Anexo 1. Cartas planialtimétricas utilizadas (DSG – Ministério do Exército)

Maquiné 1:50.000 – SH 22-X-C-V-2 MI – 2972/2, 2ªed. Impressão 1979

Barra do Ouro 1:50.000 – SH 22-X-C-V-1 MI – 2972/1, 2ªed. Impressão 1979

Tramandaí 1:50.000 – SH 22-X-C-V-2 MI – 2972/4, 2ªed. Impressão 1979

Tainhas 1:50.000 – SH 22-X-C-V-2 MI – 2955/3, 2ªed. Impressão 1979

Aratinga 1:50.000 – SH 22-X-C-V-2 MI – 2955/2, 2ªed. Impressão 1979

(a)



(b)



(c)



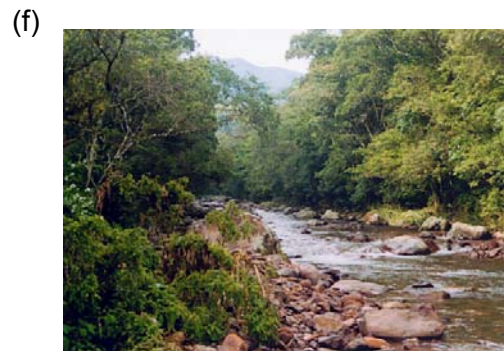
(d)



(e)



Anexo 2. Aspectos da cobertura da terra na bacia do rioMaquiné. (a) rio Encantado, próximo à foz; (b-d) heterogeneidade da cobertura da terra, mostrando agricultura e vegetação secundária em diversos estágios de desenvolvimento. Em (d), ao fundo, no alto da Serra, situa-se a Reserva Biológica da Serra Geral.



Anexo 3. (a) foz do rio Maquiné; (b) curso médio, logo à montante da cidade de Maquiné; (c) rio Garapiá, mostrando ponte arrastada por enxurrada; (d-f) vista geral dos ambientes amostrados; (g) rio Ligeiro (trecho Ligba), com leito seco cheio durante o verão de 2000; (h) rio Ligeiro (Ligba), com leito cheio no final do outono de 2000.





Anexo 4. Espécies utilizadas para o estudo das relações entre peixes e hábitat em corredeiras da bacia do rio Maquiné, RS. a) *Rineloricaria aequalicuspis* (Comprimento total = 16 cm); b) *Hemipsilichthys nudulus* (Ct = 3,2 cm); c) *Hemipsilichthys* sp. (Ct = 5,7cm); d) *Epactionotus bilineatus* (Ct = 5 cm); e) *Jenynsia unitaenia* (Ct= 6 cm); f) *Characidium pterostictum* (Ct=6,5 cm); g) *Ancistrus multispinis* (Ct ≈ 14 cm) ; h) *Ancistrus multispinis* (macho; Ct ≈10 cm); i) *Heptapterus mustelinus* (Ct≈15cm).