UFRRJ

INSTITUTO DE BIOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

TESE

Condicionantes Ambientais Estruturadoras das Assembléias de Peixes da Bacia do rio Paraíba do Sul: Condição do Uso da Terra, do Habitat Físico e Qualidade Físico-química da Água.

Benjamin Carvalho Teixeira Pinto

2008

Livros Grátis

http://www.livrosgratis.com.br

Milhares de livros grátis para download.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

CONDICIONANTES AMBIENTAIS ESTRUTURADORAS DAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES DA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL: CONDIÇÃO DO USO DA TERRA, DO HABITAT FÍSICO E QUALIDADE FÍSICO-QUÍMICA DA ÁGUA.

BENJAMIN CARVALHO TEIXEIRA PINTO

Sob a Orientação do Professor Ph. D.
Francisco Gerson Araújo

Tese Submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, como requisito parcial para obtenção do grau de *Doutor* em Ciências

Seropédica, RJ
Abril de 2008

xxxx
xxxx - Pinto, Benjamin Carvalho Teixeira.

Condicionantes ambientais estruturadoras das assembléias de peixes da bacia do rio Paraíba do Sul: Condição do uso da terra, do habitat físico e qualidade físico-química da água. / Benjamin Carvalho Teixeira Pinto - 2008.
200 p.

Tese de Doutorado em Biologia Animal apresentada a Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Orientador: Francisco Gerson Araújo

1. Assembléia de Peixes – Rio Paraíba do Sul, bacia do 2. Ecossistemas Aquáticos, 3. Biomonitoramento, 4. Variáveis ambientais I. Araújo, Francisco Gerson. II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia. III Título.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE BIOLOGIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

BENJAMIN CARVALHO TEIXEIRA PINTO

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal, área de concentração em ecologia.

TESE APROVADA EM ...../...../.....

BANCA EXAMINADORA:

Presidente: ----------
Francisco Gerson Araújo - UFRRJ
Orientador

Membro: ----------
Francisco Manoel de Souza Braga - Universidade Estadual Paulista

Membro: ----------
Lílian Casatti - Universidade Estadual Paulista

Membro: ----------
Francisco Leonardo Tejerina-Garro - Universidade Católica de Goiás

Membro:----------
Marcos Callisto de Farias Pereira - Universidade Federal de Minas Gerais

DEDICATÓRIA

À Keitilane pelo companheirismo e luta nestes últimos anos, aos meus pais Salvador T. Pinto e Hilda Carvalho e irmãos Flávia, Salvador e Suzana pelo apoio, confiança e incentivo.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Orientador Francisco Gerson Araújo pela dedicação profissional e contribuição para o meu processo de aprendizagem e grande progresso como pesquisador, sem a sua confiança, seus incentivos e valiosas sugestões não seria possível o desenvolvimento do presente trabalho.

Aos meus pais e meus irmãos pela confiança e apoio para que pudesse concretizar meus objetivos ao longo desses dez anos dedicados a estudos e à pesquisa desse trabalho.

A minha querida esposa Keitilane Sany da Silveira pela paciência e companheirismo ao longo desses anos dedicados à pesquisa e desenvolvimento deste trabalho.

Ao pesquisador Robert M. Hughes pelas sugestões no aprimoramento do Índice de Integridade Biótica e suas relações com as variáveis ambientais na bacia do rio Paraíba do Sul, e sugestões no Capítulo 3 desta Tese.

Aos colegas do Laboratório que formam uma grande família: Alex, Ana Paula, André Pessanha, André (Santos), Antônio, Bianca, Claúdio Nona Morado, Eduardo, Fernanda, Hamilton, Iracema, Joaquim, Leonardo, Márcia, Márcio Araújo, Marcus Costa, Rafael Albiere, Renata, Ruan, Silvana, Tatiana e Wagner pelo apoio e amizade.

Aos antigos colegas do Laboratório de Ecologia de Peixes: Alejandra, Aline, Carla de Brito, Cristiane, Daniel, Fabiano, Francisco Guimarães, Gisely Sobrinho, Ilana, José Fernando, Luciano, Magna Galvão Peixoto, Pablo, Peterson, Rafaela, Rodrigo, Rosana os quais contribuíram de alguma forma no final deste trabalho.

Aos funcionários do Laboratório de Ecologia de Peixes: Deca, Paulo, Ulisses, Roberto e Jorge pelo apoio e contribuições nos trabalhos de campo e laboratório.

Aos amigos José Dias, Charles e Vitor pelo empenho, disposição e colaboração nos trabalhos com Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento Ambiental. Especialmente a Vitor Dantas Rodrigues – Engenheiro Agrimensor que confeccionou os mapas da bacia do rio Paraíba do Sul e os "buffers" apresentados no presente trabalho.

A família do Cederj-Pólo Paracambi: Maria Emília, Robson, Marcela, Lidiane, Érica, dona Dada, Luis, Tião e a todos os tutores e alunos pela troca de idéia proporcionada pela amizade adquirida ao longo dos últimos anos.

Ao curso de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e a todos os professores deste curso.

A CAPES, pela bolsa concedida durante os quatro anos de pesquisa na realização do presente trabalho.

Em especial a Deus pela realização de mais uma etapa na minha vida.

BIOGRAFIA

Benjamin Carvalho Teixeira Pinto, filho de Salvador Teixeira Pinto e Hilda Carvalho Pinto, nasceu em Campos dos Goytacazes-RJ, em 02/08/1973. Ingressou no curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, no período de 1997 a 2000. Iniciou sua experiência científica com ecologia de peixes em 1998, como estagiário do Laboratório de Ecologia de Peixes da UFRRJ. Bolsista de Iniciação Cientifica durante 3 anos (1998, 1999 e 2000). Em 2001 iniciou o Curso de Mestrado em Biologia Animal, no Instituto de Biologia da UFRRJ, onde foi bolsista da Capes, desenvolvendo sua dissertação intitulada "Aplicação do Índice de Integridade Biótica, baseado em assembléias de peixes, para avaliação de qualidade ambiental do trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul e relação com indicadores de habitats e de uso da terra.", concluída em agosto de 2003. Durante este período de mestrado e durante o ano de 2003 submeteu trabalhos de pesquisa em revistas científicas nacionais e internacionais, e participou de congressos e simpósios. Em 2003, 2004 e 2005 coordenou os trabalhos de campo, com amostragens de peixes ao longo da bacia do Rio Paraíba do Sul - Projeto rio Paraíba do Sul: "Avaliação da qualidade ambiental do Rio Paraíba do Sul através de métodos bióticos e complementação com métodos físicos e químicos: sugestões de recuperação, monitoramento e manejo.", financiado pelo CT-HIDRO & FAPERJ. No ano de 2004 iniciou o Doutorado no curso de Pós-Graduação em Biologia Animal, no Instituto de Biologia da UFRRJ.

RESUMO

PINTO, Benjamin Carvalho Teixeira. **Condicionantes ambientais estruturadoras das assembléias de peixes da bacia do rio Paraíba do Sul: Condição do uso da terra, do habitat físico e qualidade físico-química da água.** Seropédica: UFRRJ 2008. 200 p. (Tese, doutorado em Biologia Animal)

A estrutura e dinâmica das assembléias de peixes do rio Paraíba do Sul e suas relações com condicionantes ambientais, tanto em escala regional (e.g. altitude, área de drenagem, vazão, uso da terra), como em escala local (variáveis do microhabitat e físico-químicos) foram estudadas. Para isso foram feitas amostragens em todo canal principal (1100 km) e em seis dos maiores tributários (> 4ª ordem), em dois períodos do ano: verão/úmido e inverno/seco. Também foram feitas amostragens em 42 locais distribuídos em 26 tributários de 1ª – 3ª ordem. Os tributários foram amostrados em quatro diferentes ecoregiões, apenas no período seco. As amostragens dos peixes e tomadas das variáveis ambientais foram realizadas no período de 2001 a 2006. O presente estudo foi dividido em 4 Capítulos. No primeiro capítulo foi feito uma introdução geral, apresentando os principais problemas provocados pelo homem sobre o rio Paraíba do Sul e suas conseqüências na qualidade da água e ambiental, e influências na biota aquática. Nos três capítulos seguintes foram descritos os processos e padrões das assembléias ao longo do canal principal e dos tributários, cada um dos quais versando sobre temas que se complementam e visam a abordagem dos sub-sistemas (rios vs. riachos) em separado. No segundo capítulo são avaliados os padrões espaciais e temporais da distribuição das assembléias de peixes do canal principal e dos maiores tributários (maiores 4ª ordem) ao longo da bacia do rio Paraíba do Sul. Neste capítulo, foi encontrado que as assembléias de peixes apresentam uma distribuição contínua, com um aumento gradual da riqueza do trecho superior para o trecho inferior, e que quatro assembléias de peixes foram discriminadas ao longo do eixo longitudinal, correspondendo aproximadamente aos barramentos. Foi detectada uma diferença sazonal apenas para o trecho inferior, que foi associada a uma possível influencia da maior conectividade lateral nesta parte do rio. As condicionantes ambientais de natureza regional foram determiantes de condicionantes locais. As maiores áreas de drenagem e vazão, e menores altitudes foram associadas com maiores larguras do rio, presença de remansos, margens cobertas por gramíneas e maiores temperatura. As espécies típicas do trecho médio-superior foram *C. natareri, P. caudimaculatus, P. reticulata* e *T. rendalli,* as quais foram associadas com substrato lamoso, provavelmente associado a áreas com degradação ambiental. As espécies típicas do trecho médio-inferior foram *P. fur, A. giton, G. albescens, H. aurogutatus* e *H. affinis*, as quais foram mais associadas a substrato rochoso e margem ocupada por arbustos. Já no trecho inferior as espécies *P. vivipara* e *C. gilbert* foram associadas às margens ocupadas por gramíneas e maiores temperaturas da água, enquanto *C. lacustris* e *P. lineatus* foram associadas com áreas de remanso. O terceiro capítulo teve como objetivo principal aferir a qualidade ambiental, através do Índice de Integridade Biótica - IBI, e seus resultados foram comparados com variáveis ambientais regionais e locais visando sua validação. Os valores do IBI diminuíram em trechos com intenso efeito antropogênico, e aumentaram em trechos com menor uso da terra pelo homem. Usos da terra por área urbana influenciaram em condicionantes locais de condutividade, oxigênio dissolvido e tipo de substrato (lamoso) com o IBI tendo se apresentado sensível a tais variações. Por outro lado, os maiores valores do IBI foram associados a ambientes de corredeiras e maiores concentrações de oxigênio dissolvido. A existência de impedimentos do fluxo como represas e barragens, também influenciaram os valores do IBI. No quarto capítulo foram determinadas as estruturas das assembléias de peixes

em tributários de 1ª – 4ª ordem, a partir de diferenças nas características regionais (ecoregiões, altitude, clima, geomorfologia, distância do canal principal), e das características locais (variáveis dos microhabitats e físico-químicas) e quais destas características mais influenciam as assembléias de peixes. As assembléias de peixes nos riachos diferiram entre as 4 ecoregiões porque elas diferem em altitude e, em menor instância, em distância do canal principal. As assembléias de planalto foram representadas por espécies bem adaptadas aos riachos de altos gradientes, enquanto as assembléias dos vales incluíram espécies bem adaptadas aos riachos de baixo gradiente. As assembléias de riachos em locais situados a menos que 2 km de distância do canal principal tiveram grande influência da fauna do rio Paraíba do Sul e diferiram marcadamente daquelas de locais distanciados a mais de 8 km do canal principal. A hipótese de que condicionantes regionais influenciam nas condicionantes locais (hábitats e parâmetros físico-químicos), e que estes últimos são determinantes das assembléias de peixes, foi corroborada no presente estudo. Também foi feito o refinamento de um indicador biótico (Índice de Integridade Biótica) para ser aplicado nos três trechos (médio-superior, médio-inferior e inferior) e com modificações das métricas, no trecho superior, uma ferramenta de monitoramento que deve ser aplicado preferencialmente no período de menor fluxo do rio (inverno).

Palavras-chaves: Assembléias de peixes, qualidade ambiental, rio, riachos, variáveis regionais, microhabitat, físico-químicas.

ABSTRACT

PINTO, Benjamin Carvalho Teixeira. **Environmental constraints structuring fish assemblages in the river Paraíba do Sul watershed: Land use condition, habitat and physico-chemical water quality.** Seropédica: UFRRJ 2008. 200 p. (Tese, doutorado em Biologia Animal)

Structure and dynamic of the Paraíba do Sul fish assemblages and their relationship with environmental constraints in both regional (e.g. altitude, area of drainage, flow and land use) and local (microhabitat and physico-chemical) scales were studied. A fish sampling programme was carried out in the whole extension of the main channel (1100 km) and in the six main tributaries (> 4th. order), in two season: summer/wet versus winter/dry. Additionally, samplings were performed in 42 sites distributed in 26 streams 1st to 3rd order in four ecoregions during the winter/dry season. Fish sampling and environmental variables were carried out between 2001 and 2006. The present study was divided in four Chapters. In the first chapter a general introduction was shown reporting the main problems that the Paraíba do Sul watershed underwent due to anthropogenic activities and their consequences to water and environmental quality, and influences on aquatic biota. In the following three chapters pattern and process of fish assemblages in the main channel and tributaries were described, reporting on themes that complement each other aiming to assess the subsystems (river vs. streams) in separated chapters. In the second chapter spatial and temporal patterns of fish assemblages distribution in the main channel and main tributaries (larger than 4th. order) were assessed along the Paraíba do Sul watershed. It was found that fish assemblages show a continuum distribution, increasing gradually in richness from the upper to the lower reaches, and four assemblages were discriminated along the longitudinal extent, corresponding close to the river dams which obliterate the lotic system. Seasonal difference in fish assemblages were detected for the lower reaches only, possibly related to higher lateral conductivity in this part of the system. Regional environmental constraints determine locals constraints with large area of drainage and flow and lower altitude being associated to larger river width, presence of pools, margins covered by grass and higher temperatures. Species typical of middle-upper reaches were *C. natareri, P. caudimaculatus, P. reticulata* and *T. rendalli*, that were associated to muddy substrate, probably associated to environmental degradation. Species typical of the middle-lower reaches were *P. fur, A. giton, G. albescens, H. aurogutatus* and *H. affinis*, that were associated to rocky substrate and margin occupied by shrubs. In the lower reaches, species such as *P. vivipara* and *C. gilbert* were associated to margins occupied by grass and higher water temperature, while *C. lacustris* and *P. lineatus* were associated to pools. The third chapter aimed to evaluate environmental quality by using the Index of Biotic integrity – IBI, and their results were compared with the local and regional environmental constraints to validate IBI. Scores of IBI decreased in near to sites of intense anthropogenic influence, and increased in sites near to low land use. Land use by urban area influence local constraints such as conductivity, dissolved oxygen and type of substrate (muddy) with IBI showing sensible to such variation. On the other hand, higher IBI scores higher IBI were associated to riffles and higher dissolved oxygen concentration. Flow impairment by dams also influenced IBI scores. In the fourth Chapter fish assemblages of stream (1st. to 4th. order) were studied, and regional (ecoregion, altitude, climate, geomorphology, distance form the main channel) and local (microhabitats and physico-chemical) constraints were investigated. Stream fish assemblages differed among the 4 ecoregion determined by altitude and, to a lesser extent, distance from the main channel. Plateau assemblages were comprised by species well adapted to high gradient streams, while valley assemblages included species

well adapted to low gradient streams. Furthermore, stream assemblages changed according to distance from the main channel, with assemblages from sites located near to 2 km from the main river differing significantly from assemblages in sites located more than 8 km from the main channel. The hypothesis that regional constraints influence local (hábitats and physico-chemical parameters), and this later are determinants of fish assemblages was corroborated in the present study. Furthermore, the Index of Biotic Integrity was refined for the Paraíba do Sul whole system, and can be applied for the three main river reaches (middle-upper, middle-lower and lower) with minor modifications to the upper reaches. This tool can be used to monitor the whole system and should be preferably applied during low river flow (winter).

Key words: Fish assemblages, environmental quality, river, streams, regional constraints, microhabitat, physicochemical.

LISTA DE TABELAS

INTRODUÇÃO GERAL

Tabela 1. Atributos da comunidade de peixes para avaliação da qualidade ambiental e programas de biomonitoramento. 2

CAPÍTULO I

Tabela 1. Locais de amostragem nas quatro unidades geográficas e por período do ano (verão/úmido e inverno/seco) no rio Paraíba do Sul, 2001/2006. 42
Tabela 2. Lista de espécies agrupadas por ordem e família, coletadas no canal principal e maiores tributários do rio Paraíba do Sul, 2001/2006. 46
Tabela 3. Número total, peso (em gramas), freqüências de ocorrência e amplitude de tamanho de peixes (mm) no canal principal e maiores tributários do rio Paraíba do Sul, 2001/2006... 49
Tabela 4. Lista de espécies de peixes amostradas ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul e maiores tributários (> 4 ordem), agrupadas de acordo com a % de abundância e freqüência de ocorrência. As espécies em todos os grupos são listadas em ordem decrescente da percentagem da abundância relativa. Período: 2001-2006. 52
Tabela 5. Número de espécies de peixes por unidade geográfica durante os períodos úmido e seco, no rio Paraíba do Sul, 2001-2006. 53
Tabela 6. Comparação do número das 20 espécies mais abundantes no canal principal e maiores tributários do rio Paraíba do Sul (2001/2006), entre os trechos (SU=superior, MS= médio superior, MI= médio inferior e IN= inferior) e períodos do ano (úmido/seca), através do teste não paramétrico de Kruskall-Wallis (H), e teste "a posteriori" de Mann-Whitney (U). 54
Tabela 7. Distribuição das espécies de peixes nos quatro trechos do rio Paraíba do Sul, 2002/2006. As vinte espécies mais abundantes estão em negrito; * Espécies introduzidas. ** Espécies marinhas. Guildas tróficas: Detritivoros, Onívoros, Carnívoros, Herbivoros, Invertivoros e Frugivoros. Trechos do rio: SU = Superior; MS = Médio-superior; MI = Médio-inferior; IN = Inferior. 57
Tabela 8. Número de espécies e indivíduos por guildas tróficas nos quatro trechos do rio Paraíba do Sul, 2002/2006. Trechos do rio: SU = Superior; MS = Médio-superior; MI = Médio-inferior; IN= Inferior. 60
Tabela 9. Valores R-estatístico e seus níveis de significância por comparações pair-wise entre a estrutura das assembléias de peixes entre os trechos para cada período usando o teste de ANOSIM. Trechos do rio: SU = Superior; MS = Médio-superior; MI = Médio-inferior; IN= Inferior. 61
Tabela 10. Diagnóstico das espécies (utilizando análise de SIMPER) para os quatro trechos e dois períodos (úmido e seco) do canal principal e maiores tributários do rio Paraíba do Sul, 2001/2006. Foram destacadas apenas as espécies que contribuem mais que 10% da média similaridade (Av. Sim.) dentro do grupo. Entre parênteses está indicada à percentagem (%) de contribuição média de similaridade / Abundancia média para cada espécie. 62
Tabela 11. Média de dissimilaridade (%) entre os trechos. Trechos do rio: SU = Superior; MS = Médio-superior; MI = Médio-inferior; IN= Inferior. Períodos: Úmido e seco. 63
Tabela 12. Resultados da análise de variância (ANOVA) para comparações das variáveis ambientais entre os trechos da bacia do rio Paraíba do Sul, que foram confirmados pela análise de ordenação. SU = Superior; MS = Médio-superior; MI = Médio-inferior; IN= Inferior. Ns = não significativo. 64

Tabela 13. Sumário da análise de correspondência canônica sobre abundância das espécies e variáveis ambientais ao longo do canal principal e nos maiores tributários da bacia do rio Paraíba do Sul, 2001-2006. Os valores significativos (valores acima de 0,3) estão em negrito. 66

CAPÍTULO II

Tabela 1. Atributos ecológicos usados por KARR (1981) na determinação do IBI para avaliação da assembléia de peixes.....89
Tabela 2: Atributos utilizados na aplicação do IBI contínuo para avaliar a qualidade ambiental da bacia do rio Paraíba do Sul, através das assembléias de peixes, suas respostas à alteração ambiental. Setas para baixo (↓) indicam uma diminuição do valor do atributo e setas para cima (↑) indicando um aumento com a degradação ambiental 92
Tabela 3. Atributos e escores usados para calcular o IBI ao longo de toda bacia (IBI – geral) do rio Paraíba do Sul, sem considerar os diferentes trechos da bacia. 95
Tabela 4. Atributos e escores usados para calcular o IBI ao longo dos 4 trechos (IBI trechos) da bacia do rio Paraíba do Sul. Trechos: SU = Superior, MS = Médio-Superior; MI = Médio-Inferior e IN = Inferior. M = melhor valor obtido; P = pior valor obtido. 95
Tabela 5. Variáveis ambientais (parâmetros regionais e do microhabitat local) para o canal principal do rio Paraíba do Sul. Os valores de uso da terra e das variáveis do microhabitat estão representados em percentagem. ÁREA DREN = Área de drenagem; ALT = Altitude; DREN = Drenagem do "*buffer*"; PAST = Pastagem do "*buffer*"; FLO = Floresta secundária do "*buffer*"; S. EX = Solo Exposto do "*buffer*"; URB = Área Urbana do "buffer"; CULT = Agricultura do "*buffer*"; RO = Rocha; PA = Pedras arredondadas; AR = Areia; LA = Lama; BA = Barro; GRAM = Gramínea; ARB = Arbusto; ARV = Árvore; REM = Remanso; RAP = Rápidos; COR = Corredeiras; LARG = Largura. 100
Tabela 6. Variáveis ambientais (parâmetros regionais e do microhabitat local) para os maiores tributários da bacia do rio Paraíba do Sul. Os valores de uso da terra e das variáveis do microhabitat estão representados em percentagem. ÁREA DREN = Área de drenagem; ALT = Altitude; DREN = Drenagem do "*buffer*"; PAST = Pastagem do "*buffer*"; FLO = Floresta secundária do "*buffer*"; S. EX = Solo Exposto do "*buffer*"; URB = Área Urbana do "buffer"; CULT = Agricultura do "*buffer*"; RO = Rocha; PA = Pedras arredondadas; AR = Areia; LA = Lama; BA = Barro; GRAM = Gramínea; ARB = Arbusto; ARV = Árvore; REM = Remanso; RAP = Rápidos; COR = Corredeiras; LARG = Largura.. 101
Tabela 7. Valores dos 10 atributos aplicados no IBI para os 18 locais ao longo do canal principal e 10 locais dos 6 maiores tributários da bacia do rio Paraíba do Sul, com os valores dos escores em negrito (úmido/seco). FAM. NAT = família nativa; SPP. NAT = espécies nativas; SPP. CHAR = espécies Characiformes; SPP. SIL = espécies Siluriformes; % CYP = percentagem de indivíduos Cyprinodontiformes; SPP. SENS = espécies sensíveis; SPP. DOM = espécies dominantes; % ONIV = percentagem de indivíduos onívoros; SPP. CARN = espécies carnívoras; SPP. INVER = espécies invertívoras. Classes de qualidade ambiental: A=aceitável; MI=moderadamente impactado; IMP=impactado.. 111
Tabela 8. Correlação (r-Pearson) entre as variáveis ambientais e o IBI no período úmido e seco. ** indicam correlações altamente significativas e * as correlações significativas. 121
Tabela 9. Correlação (r-Pearson) entre % área urbana x condutividade e % área urbana x substrato lama + barro. ** indicam correlações altamente significativas e * as correlações significativas.....122

APÊNDICE

Apêdice 1. Taxa, estrutura trófica, sensibilidade das espécies a degradação ambiental, microhabitat dos peixes amostrados ao longo do rio principal e dos maiores tributários da bacia do rio Paraíba do Sul, 2001/2006. Estrutura trófica: onívoros (O), carnívoros (C), invertívoros (INV), herbívoros (H), iliofagos (IL). Sensibilidade: tolerante (T), sensível (S). Micro habitat: coluna d'água (WC), sub-superfície (S), bentônicos (B). Espécies listadas conforme REIS et al. (2003). * espécies introduzidas ** espécies marinhas..... 141

CAPÍTULO III

Tabela 1. Características das quatro ecoregiões na bacia do rio Paraíba do Sul (adaptada do RADAMBRASIL 1983)..... 147
Tabela 2. Locais de amostragem (localização em coordenadas geográficas) dos riachos da bacia do rio Paraíba do Sul. Locais codificados por ecoregiões: PB: Planalto da Bocaina; PI: Planalto de Campos do Jordão/Itatiaia; VM: Vale do médio Rio Paraíba do Sul; VL: Vale do baixo Rio Paraíba do Sul. 150
Tabela 3. Espécies de peixes e respectivos códigos em pequenos tributários da bacia do rio Paraíba do Sul no período de 2002-2006. Espécies estão listadas segundo Reis et al. (2003); * = espécies não nativas. 151
Tabela 4. Valores de R-statistístico e seus níveis de significância para comparações pareadas da estrutura das assembléias de peixes entre ecoregiões (PB: planalto da Bocaina; PI: planalto de Campos do Jordão/Itatiaia; MV: Médio Vale Rio Paraíba do Sul; BV: Baixo Vale Rio Paraíba do Sul), altitudes, e distâncias do canal principal. GL = Gral de Liberdade. 154
Tabela 5. Análise de SIMPER para abundância das espécies de peixes por ecoregiões: PB = Planalto da Bocaina, PI = Planalto de Campos de Jordão/Itatiaia, MV= Médio Vale do Rio Paraíba do Sul; BV Baixo Vale do Rio Paraíba do Sul. Média de similaridade (%) por grupos e média de dissimilaridade (%) entre grupos. Apenas espécies com % de similaridades > 10 foram consideradas 157
Tabela 6. Análise de SIMPER para abundância das espécies de peixes por altitude: >800 m; 601-800 m; 301-600 m; <300 m. Média de similaridade (%) por grupos e média de dissimilaridade (%) entre grupos. Apenas espécies com % de similaridades > 10 foram consideradas..... 158
Tabela 7. Análise de SIMPER para abundância das espécies de peixes por altitude: >8 km; 4-8 km; 2- 3,9 km; < 2 km. Média de similaridade (%) por grupos e média de dissimilaridade (%) entre grupos Apenas espécies com % de similaridades > 10 foram consideradas. 159
Tabela 8. Análise de variância (ANOVA) seguida do teste Tukey para comparações das variáveis ambientais entre as ecoregiões formadas pelo MDS. PB: Bocaina plateau; PB = Planalto da Bocaina, PI = Planalto de Campos de Jordão/Itatiaia, MV= Médio Vale do Rio Paraíba do Sul; BV: Baixo Vale do Rio Paraíba do Sul. ns = não significativo. 160
Tabela 9. Sumário da análise de correspondência canônica sobre abundância das espécies e variáveis ambientais nos tributários da bacia do rio Paraíba do Sul, 2002/2006..... ...162

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1. Área da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, locais amostrados ao longo do canal principal, maiores tributários (> 4ª ordem) e riachos (1ª a 4ª ordem)..... 10
Figura 2. Os quatro trechos (superior, médio-superior, médio-inferior e inferior) da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul..... 11
Figura 3. Riacho da Serra – nascente do rio Paraitinga..... 12
Figura 4. Riacho do rio Paraitinga trecho médio-inferior..... 12
Figura 5. Riacho Bocaina – nascente..... 13
Figura 6, Riacho Itagaçaba..... 13
Figura 7. Riacho do Salto– trecho superior. 13
Figura 8. Riacho Passa Vinte – trecho inferior..... 13
Figura 9. Riacho do Sapé-trecho inferior..... 13
Figura 10. Riacho do Santana –próximo ao exutório Funil..... 13
Figura 11. Riacho do Peixe- trecho médio-inferior..... 14
Figura 12. Riacho Areia – trecho médio- inferior..... 14
Figura 13. Instalação de redes de espera..... 15
Figura 14. Coleta de peixes em tributário utilizando picaré..... 15
Figura 15. Coleta de peixes com peneira..... 15
Figura 16. Coleta de peixes com tarrafa..... 15
Figura 17. Coleta de peixes em riachos utilizando pesca elétrica..... 16
Figura 18. Tomada de variáveis físico-químicas da água com Horiba U-10..... 17
Figura 19. Observação visual nas características do mesohabitat, dos tipos de substrato e da condição da margem e composição da vegetação riparia..... 18
Figura 20. Vista do rio Paraitinga à jusante da cachoeira do Paraitinga, no município de Silveiras-SP. Observar o detalhe do substrato rochoso e abaixo um ambiente de remanso, e substrato arenoso..... 18
Figura 21. Rio Paraitinga em Campos novos de Cunha, município de Cunha-SP. Observar o detalhe da água barrenta formada por sedimentos carreados com as chuvas que caíram na região em dias anteriores..... 19
Figura 22. Rio Paraíba do Sul no município de Paraibuna-SP..... 19
Figura 23. Rio Paraíba do Sul no município de São José do Campos-SP. Observar o detalhe das margens sofrendo processo intenso de erosão..... 20
Figura 24. Rio Paraíba do Sul no município de Cachoeira Paulista-SP. Observar o detalhe das margens serem ocupadas predominantemente por gramíneas e área urbana..... 20
Figura 25. Rio Paraíba do Sul no município de Queluz-SP. Observar o detalhe no rio do leito formado por pedras e mesohabitat de corredeiras..... 21
Figura 26. Rio Paraíba do Sul no município de Resende-RJ..... 21
Figura 27. Rio Paraíba do Sul no município de Barra Mansa-RJ. Observar o detalhe do areal que retira areia do fundo do rio..... 22
Figura 28. Rio Paraíba do Sul no município de Volta Redonda-RJ, à jusante da CSN. Observar o detalhe da margem ocupada por área urbana..... 22
Figura 29. Rio Paraíba do Sul no município de Barra do Piraí-RJ. Detalhe do rio formado por substrato composto por pedras e rochas..... 23
Figura 30. Rio Paraíba do Sul no município de Três Rios-RJ. Detalhe da margem protegidas por arbustos e árvores..... 23
Figura 31. Rio Paraíba do Sul no município de Três Rios-RJ. Observar as ilhas formadas neste trecho do rio..... 24

Figura 32. Rio Paraíba do Sul no município de Anta-RJ.....24
Figura 33. Rio Paraíba do Sul no município de Sapucaia-RJ. Detalhe das aflorações rochosas, com as margens e fundo formado por rochas.....25
Figura 34. Rio Paraíba do Sul, no município de Além Paraíba-MG. Observar o detalhe do rio com água bem calma e clara devido à barragem instalada a aproximadamente 4 km a jusante. Margens desprotegidas e ocupadas por casas.....25
Figura 35. Rio Paraíba do Sul no município de São Fidélis-RJ. Observar aflorações rochosas e margens desprotegidas.....26
Figura 36. Rio Paraíba do Sul no município de Campos dos Goytacazes-RJ. Observar o detalhe da água barrenta.....26
Figura 37. Rio Paraíba do Sul no município de São João da Barra – RJ.....27
Figura 38. Rio Preto no município de Rio das Flores-RJ.....27
Figura 39. Rio Paraíba do Sul no município de Levi Gasparian – RJ. Detalhe das corredeiras no local.....28
Figura 40. Rio Paraíba do Sul no município de Levi Gasparian – RJ.....28
Figura 41 – Rio Piabanha em Itaipava-RJ.....29
Figura 42. Rio Piabanha (Foz).....29
Figura 43. Rio Pomba à montante de Santo Antônio de Pádua-RJ, as vésperas do acidente de 2003. Observar as margens mais protegidas por arbustos e árvores.....30
Figura 44. Rio Pomba no município de Santo Antonio de Pádua-RJ. Observar o detalhe das margens serem ocupadas por áreas de pastagem.....30
Figura 45. Rio Grande no município de São Fidélis-RJ.....31
Figura 46. Rio Muriaé no município de Italva-RJ. Observar o detalhe das margens desprotegidas e ocupadas por área urbana.....31

CAPÍTULO I

Figura 1. Área da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, locais de amostragem no canal principal e maiores tributários.....43
Figura 2. Espécies agrupadas de acordo com abundância numérica e a freqüência de ocorrência das espécies amostradas no canal principal do rio Paraíba do Sul e dos maiores tributários (>4 ordem), 2001-2006.....51
Figura 3. Médias e erros padrões (linhas verticais) da abundância das espécies que apresentaram diferenças significativas entre os trechos coletados (SU= superior, MS= médio superior, MI= médio inferior e IN= inferior) no canal principal e maiores tributários do rio Paraíba do Sul, 2001/2006.....55
Figura 4. Médias e erros padrões (linhas verticais) do número de indivíduos, número de espécies, riqueza de Margalef (D), Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), Dominância (SI) e Equitabilidade (J') por unidade geográfica e por período do ano (úmido/seco) no canal principal e maiores tributários rio Paraíba do Sul, 2001/2006.....56
Figura 5. Representação da ordenação MDS por trechos e períodos da estrutura das assembléias de peixes no rio Paraíba do Sul, 2001/2006. Símbolos: ♦ = Superior; ■ = Médio-superior; ▲= Médio-inferior; ● = Inferior. Períodos = Úmido representado por símbolos fechados e seco representado por símbolos abertos.....61
Figura 6. Representação da ordenação PCA por trechos e períodos da estrutura das assembléias de peixes no rio Paraíba do Sul, 2001/2006. Símbolos: ♦ = Superior; ■ = Médio-superior; ▲= Médio-inferior; ● = Inferior. Períodos = Úmido representado por símbolos fechados e seco representado por símbolos abertos.....65
Figura 7. Análise de correspondência canônica (CCA) sobre as assembléias de peixes e variáveis ambientais, com os locais de coleta codificados por trechos (SU = superior; MS =

Médio-superior; MI = Médio-inferior; I = Inferior). As setas indicam um fator e sua direção à ocorrência de espécies ao longo de um gradiente ambiental.....67

CAPÍTULO II

Figura 1. Área da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, locais de amostrados no canal principal e nos maiores tributários para aplicação do IBI..... 88
Figura 2. Etapas do IBI.....90
Figura 3. Diagrama da área total de buffer para avaliar o Uso da Terra (macrohabitat).....97
Figura 4. Classificação e delimitação do local "km 264" no rio Paraíba do Sul. O polígono indicado corresponde ao limite de 6 km a montante, 2 km a jusante do ponto e 2 km de área em cada margem do rio. A classe verde-escuro corresponde a áreas de floresta, verde-clara a áreas de pastagem, vermelho a áreas urbanas, e amarelo para solo exposto.....98
Figura 5. Valores de vazão de 10 anos ao longo dos meses (janeiro-dezembro) e a vazão média ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul..... 102
Figura 6. Valores de vazão de 10 anos dos seis principais tributários do rio Paraíba do Sul.....103
Figura 7. Vazões médias referentes aos últimos três anos ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul. Locais: km 1069 (rio Paraitinga), km 882 (jusante da cidade de São José dos Campos-SP), km 559 (Cachoeira Paulista-SP), km 404 (Volta Redonda-RJ), km 280 (jusante da cidade Barra do Piraí-RJ), km 243 (Anta-RJ), km 89 (São Fidélis-RJ), km 43 (Campos dos Goytacazes-RJ).....104
Figura 8. Valores de temperatura (acima) e oxigênio dissolvido (abaixo) no canal principal do rio Paraíba do Sul no período úmido e seco.....105
Figura 9. Valores de temperatura e oxigênio dissolvido dos tributários (> 4 ordem) da bacia do rio Paraíba do Sul no período úmido e seco..... 105
Figura 10. Valores de pH e condutividade ao longo do canal principal do rio Paraíba do Su no período úmido e seco.....106
Figura 11. Valores de pH e condutividade dos tributários (> 4 ordem) da bacia do rio Paraíba do Sul no período úmido e seco..... 107
Figura 12. Características do substrato entre os quatro trechos ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul RO = Rocha; PA = Pedras arredondadas; AR = Areia; LA = Lama; BA = Barro..... 108
Figura 13. Características da vegetação riparia entre os quatro trechos ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul. GRAM = Gramínea; ARB = Arbusto; ARV = Árvore..... .109
Figura 14. Características do mesohabitat entre os quatro trechos ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul REM = Remanso; RAP = Rápidos; COR = Corredeiras.....109
Figura 15. Diagrama de dispersão entre IBI e o número de famílias nativas.....113
Figura 16. Diagrama de dispersão entre IBI e o número de espécies (SPP. NAT). 113
Figura 17. Diagrama de dispersão entre IBI e o número de espécies da ordem Characiformes (CHAR)..... .114
Figura 18. Diagrama de dispersão entre IBI e o número de espécies da ordem Siluriformes (SILUR).....114
Figura 19. Diagrama de dispersão entre IBI e a percentagem do número de indivíduos Cyprinodontiformes (CYP)..... .115
Figura 20. Diagrama de dispersão entre IBI e o número de espécies sensíveis (SPP sensíveis)..... .115
Figura 21Diagrama de dispersão entre IBI e espécies dominantes (SPP. DOM)..... 116

Figura 22. Diagrama de dispersão entre IBI e a percentagem de indivíduos onívoros (ONIV)..... 116
Figura 23. Diagrama de dispersão entre IBI e espécie de carnívoros (CARN)..... 117
Figura 24. Diagrama de dispersão entre IBI e espécie de invertivoros (INVER)..... 117
Figura 25. Valores do IBI (período úmido) contínuo para os quatro trechos da bacia do rio Paraíba do Sul.....118
Figura 26. Valores do IBI (período seco) contínuo para os quatro trechos da bacia do rio Paraíba do Sul.....118
Figura 27. Valores do IBI contínuo ao longo do canal principal. A) IBI – geral (sem considerar os diferentes trechos da bacia). B) IBI – trechos (escores por trechos). Linha azul (estação seca), Linha vermelha (estação úmida). Locais: km 1084 (rio Paraitinga), km 1069 (rio Paraitinga), km 871 (Paraibuna-SP), km 742 (São José dos Campos-SP), km 559 (Cachoeira Paulista-SP), km 521 (Queluz-SP), km 473 (Resende-RJ), km 428 (Barra Mansa-RJ), km 404 (Volta Redonda-RJ), km 359 (Barra do Piraí-RJ), km 264 (Três Rios-RJ), km 254 (Três Rios-RJ), km 243 (Anta-RJ), km 215 (Sapucaia-RJ), km 200 (Além Paraíba-MG), km 89 (São Fidélis-RJ), km 43 (Campos dos Goytacazes-RJ) e km 22 (São João da Barra-RJ).....119
Figura 28. Valores do IBI (Índice de Integridade Biótica) contínuo para os grandes tributários da bacia do rio Paraíba do Sul. Coluna azul (estação seca), Coluna vermelha (estação úmida). Locais: 1 – Rio Preto; 2 – Rio Paraibuna (parte superior); 3 – Rio Paraibuna (parte inferior); 4 – Rio Piabanha (parte superior); 5 – Rio Piabanha (foz); 6 – Rio Pomba (antes Cidade); 7 – Rio Pomba (depois da cidade); 7'- Rio Pomba (depois da cidade); 8 – Rio Dois Rios; 9 – Rio Muriaé.....120
Figura 29. Relações do IBI e % área urbana ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul; * indicam diferenças estatísticas significativas; losango em vermelho indica o período úmido e quadrados em azul indicam o período seco..... 122
Figura 30. Relações do IBI e valores de condutividade ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul; * indicam diferenças estatísticas significativas; losango em vermelho indica o período úmido e quadrados em azul indicam o período seco.....123

CAPÍTULO III

Figura 1. Locais de amostragem em riachos ao longo de 4 ecoregiões da bacia do rio Paraíba do Sul. 149
Figure 2. Análise de ordenação (MDS) da abundância das espécies de peixes para os locais em tributários do rio Paraíba do Sul. A) Amostras codificadas por ecoregiões: PB: Planalto da Bocaina; PI: Planalto Campos do Jordão/Itatiaia; MV: Médio Vale do Rio Paraíba do Sul; BV: Baixo Vale do Rio Paraíba do Sul. B) Amostras codificadas pela altitude: + (>800 m); Δ (601-800 m) □ (301-600 m); ○ (<300 m); C) Amostras codificadas pela distância do canal principal: + (>8 km); Δ (4-8 km); □ (2- 3,9 km); ○ (< 2 km).....155
Figure 3. Análise de Componentes Principais (PCA) para as 17 variáveis ambientais, com os locais codificados por ecoregiões. PB: Planalto da Bocaina; PI: Planalto de Campos do Jordão/Itatiaia; MV: Médio Vale do Rio Paraíba do Sul; BV: Baixo Vale do Rio Paraíba do Sul.....161
Figure 4. Análise de correspondência canônica (CCA) sobre as espécies de peixes e variáveis ambientais com os locais de coleta codificados por ecoregiões (PB: Planalto Bocaina; PI: Planalto Campos do Jordão/Itatiaia; MV: Médio Vale do Rio Paraíba do Sul; BV: Baixo Vale do Rio Paraíba do Sul). As setas indicam os fatores e sua relativa direção para ocorrência das espécies ao longo do gradiente ambiental.....163

LISTA DE ABREVIAÇÕES E SÍMBOLOS

A – aceitável
ALT. – altitude
AR - areia
Área Dren – Área de drenagem
ARB - arbusto
BA – barro
COND - condutividade
COR - corredeiras
CULT – agricultura em "buffer"
DREN – drenagem em "buffer"
FAM. NAT – família nativa
FLO – floresta secundária em "buffer"
GRAM – gramínea
IBI – Índice de Integridade Biótica
IMP – impactado
KM - quilômetros
LA – lama
LARG – largura
MI – moderadamente impactado
PA - pedra arredondada
PAST – pastagem em "buffer"
RAP - rápidos
REM - remansos
RO - rocha
S. EX – solo exposto em "buffer"
SPP. CARN – espécies carnívoras
SPP. CHAR – espécies Characiformes
SPP. DOM – espécies dominantes
SPP. INVER – espécies invertívoras
SPP. NAT. – espécies nativas
SPP. SENS – espécies sensíveis
SPP. SILUR – espécies siluriformes
URB – área urbana em "buffer"
Vazão – vazão média
% CYP – percentagem de indivíduos Cyprinondontiformes
% ONIV – percentagem de indivíduos onívoros

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA v
AGRADECIMENTOS vi
BIOGRAFIA vii
RESUMO viii
ABSTRACT x
LISTA DE TABELAS xii
LISTA DE FIGURAS xv
LISTA DE ABREVIAÇÕES E SÍMBOLOS xix

1 INTRODUÇÃO GERAL 1
1.1 O problema 1
1.2 Histórico de ocupação da bacia do rio Paraíba do Sul 4
1.3 Legislação e estudos das assembléias de peixes na bacia do rio Paraíba do Sul 5
2 HIPÓTESE 7
3 OBJETIVOS GERAIS 7
4 ÁREA DE ESTUDO 8
4.1 Paleoparaíba 8
4.2 Bacia do rio Paraíba do Sul - atual 9
5. PROGRAMAS DE AMOSTRAGEM 14
6 VARIÁVEIS AMBIENTAIS 16
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 32

CAPÍTULO I
RESUMO 38
ABSTRACT 39
1 INTRODUÇÃO 40
2 MATERIAL E MÉTODOS 41
3 RESULTADOS 46
3.1 Composição das assembléias de peixes 46
3.2 Abundância relativa e freqüência de ocorrência 51
3.3 Variação espaço-temporal 53
3.4 Estrutura das assembléias de peixes 60
3.5 Variáveis ambientais 63
3.6 Assembléia de peixes e relações com as variáveis ambientais 65
4 DISCUSSÃO 68
5 CONCLUSÕES 73
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 74

CAPÍTULO II
RESUMO 82
ABSTRACT 83
1 INTRODUÇÃO 84
2 MATERIAIS E MÉTODOS 87
2.1 Área de estudos 87
2.2 Índice de Integridade Biótica (IBI) 87
2.2.1 Teste e seleção dos atributos para o IBI 90
2.2.2 Cálculos dos atributos do IBI. 93
2.3 Variáveis ambientais 96

3 RESULTADOS 98
3.1 Variáveis ambientais 98
3.1.1 Variáveis regionais 98
3.1.2 Variáveis locais 104
3.2 Índice de Integridade Biótica 110
3.2.1 Atribuições dos escores 110
3.2.2 Respostas dos atributos 110
3.2.3 Variações espaço-temporais do IBI. 118
3.2.4 Relações entre IBI e variáveis uso da terra, microhabitat e físico-químicas 121
4 DISCUSSÃO 123
4.1 Desenvolvimento do IBI 123
4.1.1 Ecoregiões 123
4.1.2 Atributos do IBI 124
4.2 Respostas do IBI 128
4.3 Sensibilidade do IBI 130
4.4 Considerações sobre o método de amostragem 131
5 CONCLUSÕES 132
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 133
7 APÊNDICE 141

CAPÍTULO III
RESUMO 144
ABSTRACT 145
1 INTRODUÇÃO 146
2 MATERIAL E MÉTODOS 147
2.1 Área de Estudos 147
2.2 Amostragem de peixes 148
2.3 Tratamento estatístico 148
3 RESULTADOS 151
3.1 Estrutura das assembléias de peixes 151
3.2 Variáveis ambientais 160
3.3 Assembléia de peixes e relações com as variáveis ambientais 161
4 DISCUSSÃO 164
5 CONCLUSÕES 166
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 167

CONSIDERAÇÕES E CONCLUSÕES FINAIS 171

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 172

ANEXO 173

1 INTRODUÇÃO GERAL

1.1 O problema

As bacias hidrográficas têm sofrido acentuado processo de degradação pela utilização de sua área de drenagem na maior parte das vezes de forma inadequada. Muitas das atividades do homem contribuem para a degradação da paisagem, tais como, a implantação e o crescimento urbano e industrial, os quais são responsáveis pelo lançamento de efluentes domésticos "in natura" e industriais nos sistemas aquáticos (WELCOMME et al. 1989; GORE & SHIELDS 1995); e as atividades agrícolas que contribuem para acidificação do solo, erosão, carreamento de materiais para o sistema aquático e sedimentação (KARR & SCHLOSSER 1978; STEEDMAN 1988; GREGORY et al. 1991). Outras atividades impactam diretamente os canais dos sistemas lóticos e em suas margens, tais como canalização para navegação, regulação do fluxo e fragmentação do sistema pela construção e operação de barragens e/ou represas (GORE & SHIELDS 1995; REYESGAVILAN et al. 1996; GILLETTE et al. 2005), para suprimento de água, irrigação e propósitos industriais. Além disso, acrescentam-se os impactos provocados pela poluição química (e.g. metais pesados, pesticidas, fertilizantes) e poluição orgânica (e.g. efluentes domésticos e pastagens) (KARR 1991; GANASAN & HUGHES 1998; TEJERINA-GARRO et al. 2005). Todas essas alterações têm levado os sistemas lóticos a uma extensiva degradação ecológica. Estudos recentes têm mostrado através da diversidade de peixes e outros aspectos da biota a influência das atividades do homem na degradação desses sistemas aquáticos (KLEIN 1979; GOLDSTEIN 1981; KARR et al. 1985a,b; SCOTT et al. 1986; POFF & WARD 1989; KOUAMÉLAN 2003; BHAT 2004).

As assembléias de peixes são estruturadas de acordo com os processos naturais dos sistemas aquáticos e também são sensíveis às alterações ambientais provocadas pelo homem, tais como poluição da água e deterioração na complexidade dos habitats (KARR 1981; HUGHES 1985; KARR et al., 1985; KARR et al. 1986; SCOTT et al. 1986; STEEDMAN 1988; SCOTT & HALL 1997; WAITE & CARPENTER 2000; JACKSON et al. 2001; PEGG & MCCLELLAND 2004; ALLAN 2004), e dos fatores bióticos, tais como exploração humana e adição de espécies (ROSS 1991; LOREAU et al. 2001; NILSSON et al. 2005). É importante considerar que os processos bióticos e abióticos envolvidos na degradação dos sistemas lóticos podem muitas vezes ser complexos e seus efeitos quando combinados difíceis de serem medidos, pois podem refletir a uma grande variedade de atividades desenvolvidas pelo homem (FAUSH et al. 1990; ALLAN 2004). Muitos estudos têm identificado respostas especificas da comunidade de peixes a tipos particulares de degradação. Contudo para compreender de fato os diversos impactos provocados pelo homem nos sistemas lóticos é importante entender os processos e padrões desses ecossistemas, e os efeitos cumulativos da degradação ambiental produzidos pelo homem. Além disso, apresentam vários atributos ecológicos que fazem dessa biota úteis indicadores da integridade biológica e da saúde de um ecossistema aquático (Tabela 1).

Tabela 1. Atributos da comunidade de peixes considerados na avaliação da qualidade ambiental e programas de biomonitoramento.

Objetivos/qualidade	**Atributos**
Avaliação da qualidade/saúde ambiental	Peixes estão presentes na maioria dos habitats aquáticos, possuindo representantes em todos os níveis tróficos e com isso exibem uma visão integrada do ecossistema.
	Assembléias de peixes são persistentes e se recuperam rapidamente das alterações naturais.
	Peixes possuem grande mobilidade e são menos afetados pelas diferenças naturais do microhabitat do que pequenos organismos. Isto faz com que os peixes sejam extremamente úteis para avaliação regional e diferenças no macrohabitat.
	A maioria das espécies de peixes possui longo período de vida (2-10+ anos) e isso pode refletir a qualidade do recurso aquático.
	Peixes vivem continuamente na água e integram a história química, física e biológica da água.
Visibilidade	Peixes são bem visíveis e seus estudos bem aceitos pela opinião publica, somado a isso, as assembléias de peixes é um valioso componente da comunidade aquática.
	Uso da vida aquática e legislações reguladoras são geralmente caracterizados em termos da saúde e para a sobrevivência das espécies de peixes em um determinado sistema aquático.
Facilidade de uso e interpretação dos dados	Estudos para avaliar a qualidade ambiental através das assembléias de peixes exigem menor freqüência de amostragens para avaliar tendências do que com outros organismos de vida curta.
	Taxonomia de peixes é bem mais conhecida do que outros organismos aquáticos e com isso as espécies podem ser mais rapidamente e facilmente identificadas em campo, reduzindo desta forma o tempo no laboratório.
	Distribuição, história de vida e tolerância a estresses ambientais de muitas espécies de peixes são documentadas em trabalhos científicos.

Modificado de SIMON, 1991; BARBOUR et. al. 1999.

Os estudos das características das assembléias de peixes iniciaram-se em 1900 e aceleraram-se muito nos últimos 30 anos. No inicio, os estudos dos sistemas lóticos foram guiados por conceitos de biologia de lagos. O foco era descrever a história de vida e padrões de distribuição da biota em riachos, porém por volta de 1950, a ênfase mudou para descrever e medir a produção biológica e fluxo de energia, e em 1960 iniciam-se os estudos experimentais para pesquisar relações entre ambiente e fatores biológicos (JOHNSON et al. 1995). No entanto, os estudos mais recentes em sistemas lóticos têm procurado entender as influencias regionais sobre as variáveis (microhabitat e físico químicas) locais e seus efeitos na estrutura e dinâmica das assembléias de peixes (MARSH-MATTHEWS & MATTHEWS 2000; WANG et al. 2001; WALTERS et al. 2003; MOERKE & LAMBERTI 2006), pois seguem a premissa de que diferentes ecoregiões apresentam consideráveis diferenças naturais que organizam as assembléias de peixes nestas diferentes áreas geográficas (HUGHES et al. 1986; 1987; OMERNIK 1987; WHITTIER et al. 1988; HUGHES & LARSEN 1988; MONTGOMERY 1999; SULLIVAN et al. 2006). JOHNSON et al (1995) discutem que os conceitos físicos e biológicos da organização de rios e riachos têm sido combinados em uma abordagem holística que vêem os sistemas lóticos como combinações interdependentes da paisagem aquática e terrestre.

Uma outra abordagem tem dado atenção aos efeitos cumulativos da degradação ambiental provocados pelo homem em diferentes escalas da paisagem (ALLAN & JOHNSON 1997; DAVIES et al. 2000; ALLAN 2004). e com isso os pesquisadores vêm desenvolvendo índices bióticos multimétricos (Ex. Índice de Integridade Biótica – IBI) que integram componentes ecológicos que direta ou indiretamente indiquem as condições das assembléias de peixes e de outros componentes bióticos. O IBI foi originalmente desenvolvido nos Estados Unidos por Karr (1981) para uso em pequenos riachos de Illinois e Indiana. O método do IBI tornou-se popular e diferentes adaptações foram desenvolvidos com sucesso para diferentes regiões e situações ecológicas (FAUSCH et al. 1990; OBERDORFF & HUGHES 1992; ANGERMEIER & DAVIDEANU 2004; TOHAM & TEUGELS 1999; LYONS et al. 2000; SCHLEIGER 2000; BELPAIRE et al. 2000; HUED & BISTONI 2005; RODRIGUES-OLARTE et al. 2006). No Brasil, o IBI foi adaptado pela primeira vez por ARAÚJO (1998), para um trecho de aproximadamente 80 km do rio Paraíba do Sul, que sofre o efeito da proximidade de um parque industrial localizado na cidade de Volta Redonda.

No entanto, a relação dos aspectos regionais sobre as características locais (microhabitat e físico-químicas), e suas influências sobre a estrutura das assembléias de peixes em sistemas lóticos é confundido com os impactados produzidos pelas ações antrópicas. Com isso, os pesquisadores atualmente vêm integrando métodos de estudos biológicos e abióticos em diversas escalas (regionais e locais), com atenção as alterações antrópicas para avaliar a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos (KARR et al. 1987; STEEDMAN 1988; PLAFKIN et al. 1989; LYONS et al. 1996; BARBOUR et al. 1999; WANG et al. 2001; MOERKE & LAMBERT 2006). No Brasil, um relacionamento preliminar dos efeitos das variáveis ambientais locais sobre os valores do IBI foi realizado por ARAÚJO et al. (2003). Quanto aos efeitos regionais (grande escala) sobre as variáveis locais (menor escala) uma primeira análise em seus ambientes de estudo foi feito por PINTO et al. (2006) e CASATTI et al. (2006), onde relacionaram padrões de uso da terra sobre os efeitos nas variáveis locais de microhabitat e físico-químicas, usando as assembléias de peixes e a metodologia do IBI para avaliar diferenças espaciais e temporais.

A complexidade de estudos em ambientes lóticos se faz necessários para melhor entender os processos e padrões desses ecossistemas alterados pelo homem. Apesar dos ecossistemas lóticos serem notadamente resilientes na sua habilidade para se restabelecer de alterações químicas e físicas naturais, se tais alterações forem contínuas podem levar a uma

perda completa dos elementos básicos estruturadores do habitat, bem como da qualidade da água, e ai a integridade ecológica e biológica desse ecossistema não será mantida.

1.2 Histórico de ocupação da bacia do rio Paraíba do Sul

A bacia do rio Paraíba do Sul teve sua ocupação iniciada pelo homem branco na região da foz, no norte do estado do Rio de Janeiro, na segunda metade do século XVI, na busca de índios que habitavam a região para trabalharem como escravos na lavoura de cana-de-açúcar. No século XVII e XVIII com a descoberta e exploração de metais e pedras preciosas em Minas Gerais, intensificou-se a ocupação da região, especialmente ao longo dos caminhos que, atravessando a bacia, estabeleceram a ligação da zona mineradora pelos estados de São Paulo e Rio de Janeiro, para escoamento da produção. Mas foi com a cultura do café, a partir do final do século XVIII e no decorrer do século XIX, que a ocupação da bacia do Paraíba do Sul, foi mais intensiva, acompanhando a expansão dos cafezais, quando as estradas de ferro percorriam todo o Vale do Paraíba do Sul. Assim, apesar da estagnação oriunda do declínio da economia cafeeira, viu-se a bacia provida de uma boa infra-estrutura de transportes que, aliada à posição geográfica, à disponibilidade de recursos hídricos e à facilidade de obtenção de energia elétrica, estabeleceram as bases para a implantação de um importante eixo industrial entre São Paulo e o Rio de Janeiro. Em 1946, com a implantação da Companhia Siderúrgica Nacional (CSN), na cidade de Volta Redonda, e a atividade industrial de São Paulo, em direção ao vale do Paraíba, se consolidou o eixo industrial, ligando os estados do Rio de Janeiro e de São Paulo. O processo de integração econômica destas duas grandes cidades brasileiras se acelerou com a implantação da indústria automobilística, no final da década de 1950, a qual levou o desenvolvimento de outras grandes cidades. Todas essas atividades econômicas foram desenvolvidas de forma predatória, contribuindo para que a bacia chegasse ao atual estado de degradação ambiental (BIZERRIL et al. 1998).

Atualmente a bacia do rio Paraíba do Sul é ainda um dos sistemas lóticos brasileiros mais intensamente utilizados, face sua proximidade com os grandes centros urbanos e industriais do país. Desempenha importante papel social e econômico nos estados do Rio de Janeiro, São Paulo e Minas Gerais, uma vez que atravessa importantes pólos industriais e urbanos. A população urbana total da bacia, segundo o Censo 2000, do IBGE (2000), é de cerca de 5,5 milhões de habitantes, os quais 2,4 milhões vivem no Estado do Rio de Janeiro, 1,3 milhões em Minas Gerais e 1,8 em São Paulo (IBGE 2000; MARENGO & ALVES 2005). Além desta população, depende das águas da bacia cerca de 8,7 milhões de habitantes da Região Metropolitana do Rio de Janeiro, abastecida pelas águas transpostas pelo Sistema Light/Cedae. Desta forma, o rio Paraíba do Sul toma especial importância por abastecer uma população urbana de aproximadamente 15 milhões de habitantes, sendo que 87% desta população habitam o município do Rio de Janeiro e adjacências. A área da bacia abrange 180 municípios, onde se localizam 7.000 indústrias (IBGE 1986). É importante destacar que, em geral, as vazões fluviais do rio Paraíba do Sul apresentam variabilidade sazonal. Contudo, no vale do Paraíba, região que usufrui os recursos do rio, as vazões apresentam certa regularidade, garantida principalmente pelos reservatórios (Paraibuna/Paraitinga – 86 MW; Santa Branca – 58 MW) localizados a jusante das nascentes dos rios Paraitinga e Paraibuna, e o reservatório localizado no rio Jaguari (27,6 MW), um dos afluentes do trecho médio superior da bacia. Esta situação é pouco alterada pelos afluentes localizados a jusante destes reservatórios (MARENGO & ALVES 2005). Apesar das represas regularem a vazão ao longo do rio Paraíba do Sul evitando enchentes para as populações ribeirinhas, os reservatórios vêm gerando retenção de sedimentos nesses compartimentos ocasionando, na foz, problemas de erosão (COSTA 1994 *apud* CUNHA & GUERRA 2003).

Neste contexto, os problemas ambientais mais importantes para os recursos hídricos da

bacia do rio Paraíba do Sul estão relacionados à precariedade em saneamento básico (esgotamento sanitário e resíduos sólidos, principalmente), à poluição industrial, à erosão, aos impedimentos de drenagem, à poluição por uso indiscriminado de insumos agrícolas e todas as conseqüências desses aspectos sobre a qualidade da água (PFEIFFER et al. 1986; BIZERRIL 1999; CARVALHO & TORRES 2002). Estes problemas, juntamente com as alterações físicas ao longo de toda a extensão do rio, tais como desmatamento das margens com conseqüentes processos erosivos, barragens com alterações hidráulicas e alteração de habitats associada à abstração de água e introdução de efluentes degradando a qualidade da água nos municípios ribeirinhos, até interferência na biota, pela introdução de espécies não nativas, têm contribuído para um elevado grau de alteração deste sistema.

Segundo a Agência Nacional de Águas-ANA (2003), o intenso uso urbano, industrial e energético que se faz dos recursos hídricos desta bacia contribuíram para o aumento da demanda de água, com sérios indícios de comprometimento da quantidade e da qualidade dos recursos hídricos hoje observados. A partir de tantos problemas causados por alterações antrópicas causados por inúmeros agentes de destruição deste importante ecossistema aquático, nos últimos anos vários e diferenciados estudos vem sendo realizados para entender a situação atual de alteração da bacia do rio Paraíba do Sul (ARAÚJO 1996; ARAÚJO et al. 2001; ARAÚJO et al. 2003; MARENGO & ALVES 2005; PEREIRA et al. 2006; PINTO et al. 2006; PINTO & ARAÚJO 2007; TERRA et al. 2008), entretanto, outros estudos futuros devem ser realizados nesta bacia para que possamos de fato entender o funcionamento e os complexos processos e padrões de alterações deste sistema. A partir de tais estudos o conhecimento de seu funcionamento poderá servir de base para tomadas de medidas de recuperação e uso racional deste ecossistema, e seu papel na ecologia da paisagem.

1.3 Legislação e estudos das assembléias de peixes na bacia do rio Paraíba do Sul

Desde o início da civilização do homem a água foi utilizada pela humanidade para a dessedentação do homem e dos animais, como via de transporte, irrigação, cultivo da terra e para subsistência através pesca. Na idade moderna, com a revolução industrial, a água passou a ter um uso mais amplo, tanto como receptora de esgotos domésticos, mas, sobretudo, como meio de diluição dos rejeitos industriais. Na atualidade, o uso da água é mais intensificado e as possibilidades de seu uso são ainda maiores, como a geração de energia elétrica. Mas como a água é um recurso natural limitado, tornou-se necessário a criação de critérios e padrões de qualidade da água para controlar a poluição da água e com isso a necessidade de uma legislação ambiental que possa conservar e/ou preservar os recursos hídricos.

A Constituição da República Federativa do Brasil dedica um capítulo específico ao Meio Ambiente. O “caput” do artigo 225 da Carta Política assegura a todos o direito a um ambiente ecologicamente equilibrado, definindo-o como bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida. Ao mesmo tempo, atribui ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações. Conseqüentemente, a proteção ambiental é uma obrigação constitucional, não apenas do estado, mas de toda a comunidade nacional. A classificação das águas interiores é regida pela atual resolução federal do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, nº 357 de 17 de março de 2005 (DOU 18.03.2005), que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, além de outras providências. Como a antiga resolução nº 20 de 1986, foi estabelecido classes de qualidade da água de acordo com o uso preponderante e criou-se padrões para abastecimento público, recreação de contato primário, preservação da fauna e flora aquáticas, etc. Foram estabelecidos também limites máximos permissíveis de lançamento na água de vários compostos que podem afetar não só a biota aquática, mas

principalmente a saúde humana. Contudo, na atual resolução foi estabelecido, na seção I, no inciso 3º - Das Condições e Padrões de Qualidade das Águas-, que a qualidade dos ambientes aquáticos poderá ser avaliada por indicadores biológicos, quando apropriado, utilizando-se organismos e/ou comunidades aquáticas.

As agências ambientais dos estados são encarregadas da fiscalização e controle das fontes poluidoras, através de programas de monitoramento das variáveis físico-químicas e biológicas, mas devido ao não aparelhamento, defasagem tecnológica, e a falta de conhecimento dos métodos biológicos, tais agências realizam programas de monitoramento da qualidade da água (e.g. variáveis físico-químicas) de forma precária, gerando apenas informações sobre a concentração de poluentes na água. Outra forma de controle são os comitês de bacias hidrográficas que têm sido implantados, com o intuito de cobrar pelo uso da água de domínio da União, como preconizado pela Lei Federal de Recursos Hídricos, a Lei 9.433/97. O comitê da Bacia do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP) foi um dos primeiros comitês implantado no cenário nacional como instrumento de cobrança pelo uso da água do rio Paraíba do Sul. São atribuições do CEIVAP: Definir as metas de qualidade (enquadramento) para as águas dos rios da bacia; Propor diretrizes para a outorga de direito de uso da água – permissão legal obrigatória para o uso - captação, consumo ou diluição - das águas da bacia concedida pelo poder público; Aprovar o Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Paraíba do Sul e acompanhar sua execução; Acompanhar e direcionar as ações da Agência da Bacia do Rio Paraíba do Sul (AGEVAP), que é a figura jurídica e o braço executivo do CEIVAP; Aprovar e acompanhar a execução da cobrança pelo uso da água, cujos critérios e valores a serem cobrados foram aprovados pelo plenário do CEIVAP. A cobrança da água tem como objetivo induzir o uso racional da água, reduzindo o desperdício e os índices de poluição (ANA 2006; CEIVAP 2006).

A incorporação dos fatores biológicos e ecológicos para avaliar a qualidade ambiental dos recursos hídricos foi uma evolução positiva da Resolução CONAMA-2005, pois garante o uso da biota como parâmetro avaliador. A biota representa através do ambiente físico e químico a qualidade d'água e do ambiente a longo prazo, evitando diagnósticos pouco confiáveis e pontuais quando baseados apenas em tomadas de variáveis físico-químicas da água. Além disso, a revisão da resolução CONAMA-1986 teve uma grande importância para os recursos hídricos brasileiros, pois garante um plano de gerenciamento de bacia, outorga, cobrança e novas diretrizes para o enquadramento do Conselho Nacional de Recurso Hídricos, garantindo novas demandas no licenciamento ambiental.

2 HIPÓTESE

Testar se as condicionantes ambientais de escala regional influenciam nas condicionantes de escala local (microhabitat e físico-químicas), que por sua vez determinam à composição, estrutura e dinâmica das assembléias de peixes.

3 OBJETIVOS GERAIS

O presente trabalho tem como objetivo geral avaliar e descrever a diversidade e estrutura das assembléias de peixes e suas variações espaço-temporais na bacia do rio Paraíba do Sul, e determinar o grau em que as características regionais e locais influenciam as assembléias de peixes.

Outro objetivo foi aplicar o Índice de Integridade Biótica para avaliar a qualidade ambiental ao longo da bacia e suas relações com o Uso da Terra (macrohabitat) e das variáveis locais (físico-químicas e do microhabitat).

Dois ambientes foram estudados na bacia do rio Paraíba do Sul: o canal principal e maiores tributários (rios acima da 4ª. Ordem) e os pequenos tributários (rios de 1ª. a 4ª. ordem), que por suas características geomorfológicas e de magnitude, necessitam de diferentes programas amostrais e equipamentos para amostragem dos peixes.

A tese é apresentada em quatro capítulos. O primeiro capítulo foi feito uma caracterização dos problemas provocados pelo homem sobre as bacias hidrográficas e suas conseqüências na qualidade da água e ambiental. Este capítulo (Caracterização do problema, descrição da bacia do rio Paraíba do Sul e objetivos do estudo). inclui também a hipótese e os objetivos gerais da tese, uma descrição da bacia do rio Paraíba do Sul e a metodologia de amostragem. Os três capítulos seguintes procuram descrever os processos e padrões das assembléias ao longo da bacia do rio Paraíba do Sul, cada um dos quais versando sobre temas que se complementam e visam a abordagem dos sub-sistemas (rios vs. riachos) em separado. No segundo capítulo (Influências ambientais e aplicação de conceitos ecológicos às assembléias de peixes do canal principal e maiores tributários do rio Paraíba do Sul) são avaliados os padrões espaciais e temporais da distribuição das assembléias de peixes do canal principal e dos maiores tributários (maiores 4ª ordem) ao longo da bacia do rio Paraíba do Sul, e a partir dos padrões encontrados busca comparar os resultados com alguns conceitos de sistemas lóticos. O terceiro capítulo (Aplicação do Índice de Integridade Biótica, utilizando as assembléias de peixes, para avaliar a qualidade ambiental do rio Paraíba do Sul e validação por condicionantes de escala regionais e locais) tem como objetivo principal identificar, através de uma ferramenta de monitoramento, a qualidade ambiental do sistema e quais dos impactos provocados pelo homem. Para isso, foi aplicado o Índice de Integridade Biótica – IBI e métodos independentes ambientais em escala regional (macrohabitat) e local (microhabitat). No quarto capítulo (Influências ecoregionais e locais sobre a estrutura das assembléias de peixes em riachos da bacia do rio Paraíba do Sul) busca-se determinar diferenças nas características regionais dos tributários (1ª – 4ª ordem) ao longo da bacia do rio Paraíba do Sul, e o grau em que as características regionais (ecoregiões, altitude, clima, geomorfologia, distância do canal principal) influenciam as características locais (microhabitats e físico-químicas) e quais destas características mais influenciam a estrutura das assembléias de peixes nestes tributários.

4 ÁREA DE ESTUDO

4.1 Paleo paraíba do Sul

Há um consenso comum de que o vale do Paraíba tenha origem tectônica. As discordâncias existentes dizem respeito tão somente à idade e à forma como se deram os falhamentos. Para PENALVA (1967) *apud* RADAMBRASIL (1983), esses foram conseqüência de falhamentos naturais ocorridos no terciário, ou seja, teria surgido a Serra do Mar, o vale de abatimento do Paraíba e a Serra da Mantiqueira. No que se refere ao ambiente pretérito, FREITAS (1957) *apud* RADAMBRASIL (1983), propôs uma sedimentação eminentemente fluvial, sem caráter fluviolacustre.

WASHBURNE (1930) foi o primeiro a citar a existência, em Guararema, de um cotovelo de captura, uma expressão utilizada por geomorfologistas para indicar um lugar onde ocorreu uma captura do rio. Recentes estudos geológicos nessa região (MELO et. al. 1985; RICCOMINI 1989; RICCOMINI et al. 1989; ALMEIDA & CARNEIRO 1998) confirmaram a continuidade dos sedimentos formadores das bacias de São Paulo e Taubaté, indicando uma história comum para essas duas bacias. Primitivamente, as atuais cabeceiras do Tietê e do Paraíba do Sul formavam uma bacia costeira, e o atual médio Paraíba do Sul um grande lago. Para AB'SABER & BERNARDES (1956) *apud* RADAMBRASIL (1983), não houve propriamente um lago na região mas o ciclo deposicional regional foi dominantemente de planícies de inundação, em canais fluviais largos e divergentes, com numerosos lagos de meandro. O movimento da placa continental da América do Sul para oeste, que se iniciou logo após o Cretáceo, e abertura do oceano Atlântico Sul provocou a compressão dessa placa e elevação da costa sudeste sul-americana entre Oligoceno tardio e o Mioceno recente (30-20 milhões de anos), mudando o sentido dos rios. Assim, as cabeceiras do Tietê e Paraíba do Sul passaram a ser tributárias do Paleo Paraíba do Sul, que se tornou um rio de meandros. Entre o Mioceno recente e médio (20-11,8 milhões de anos), o soerguimento da Soleira do Arujá provocou a separação definitiva das bacias do Tietê e Paraíba do Sul estabelecendo suas atuais configurações (LUNDBERG et al. 1998; RICCOMINI et al. 1991).

A maior parte do trecho fluminense da bacia é formada pelo Complexo Paraíba do Sul, uma entidade geológica submetida a eventos tectonotermais ao longo de todo o Pré-Cambriano. Constitui o embasamento do Cinturão Móvel Atlântico, ou seja, toda área compreendida entre a linha de costa e a base da Serra da Mantiqueira. Seu posicionamento de idade básica é arqueana. As rochas deste complexo, no Proterozóico Superior, foram submetidas à intensa deformação, oriunda de esforços compressivos de direção SE-NO e, certamente, de movimentos tangenciais, deles resultantes. No mesmo período sucederam-se também intrusões graníticas, granitização e potassificação generalizadas, eventos esses que transformaram quase que por completo as características anteriores das rochas. Já os grandes depósitos sedimentares da região do Delta do Paraíba do Sul são representados por sedimentos continentais do Grupo Barreiras (denominação dada devido sua disposição formando barreiras ao longo da costa, que se estendem descontinuamente por trás das formações arenosas Quaternários, desde o Rio de Janeiro até o Pará) e da Formação Macacu, atribuídos ao Terciário Superior e ao Quaternário, e por sedimentos de origem marinha, fluvial, fluviomarinha, lacustre, eólica e coluvionar acumulados durante o Quaternário (RADAMBRASIL 1983).

4.2 Bacia do rio Paraíba do Sul - atual

O rio Paraíba do Sul drena mais de 50% do território do estado do Rio de Janeiro e é, portanto, o mais importante recurso hídrico fluminense (Fig. 1). Tem suas nascentes na serra da Bocaina, no estado de São Paulo, quase na divisa com o estado do Rio de Janeiro, numa altitude aproximada de 1.800 m. Neste trecho de montante, recebe a denominação de rio Paraitinga. Após o recebimento do rio Paraibuna, passa a ser denominado rio Paraíba do Sul. A represa de Paraibuna foi construída logo após a junção dos dois rios. A área de drenagem da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul é de aproximadamente 57.000 km^2 (SIMÕES 1977; BIZERRIL 1998), situado entre os paralelos 20º26' e 23º38' sul e os meridianos 41º00' e 46º30' oeste. A extensão do curso d'água é de 1.100 km, drenando os estados de São Paulo, 13.500 km^2; Minas Gerais, 20.900 km^2 e Rio de Janeiro, 22.600 km^2.

A direção do canal principal sofre sensíveis variações ao longo de seu traçado, que corre inicialmente na direção sul-oeste, mudando abruptamente à direita, tomando direção nordeste, a qual é mantida na maior parte do percurso médio, exceto em um curto trecho compreendido entre Cachoeira Paulista e Barra do Piraí, onde o rio corre para leste (Fig. 1).

O divisor de água a oeste do Paraíba do Sul apresenta divisores de água com o rio Tietê (bacia do Paraná), do qual é separado por meio de diversas ramificações dos maciços da Serra do Mar e da Serra da Mantiqueira. Ao sul, a Serra do Mar separa a bacia do Paraíba do Sul em diversos pequenos rios que fluem diretamente para o Oceano Atlântico. Na região leste, o isolamento da bacia do Paraíba do Sul se faz por meio de relevos montanhosos localizados entre a Serra da Mantiqueira e a Serra do Mar que separa este sistema do rio Itabapoana. Ao norte da bacia do Paraíba do Sul, o divisor se faz por intermédio da Serra da Mantiqueira, entre o rio Grande (bacia do Paraná) e rio Doce (sistema do leste brasileiro). Nos últimos 80 km de curso inferior, o rio Paraíba do Sul, após receber carga do rio Pomba deixa as formações cristalinas e segue, em inúmeros meandros, para leste, atingindo a sua foz no Oceano Atlântico.

A Bacia do rio Paraíba do Sul tem sido dividida classicamente em quatro unidades geográficas e/ou ecoregiões (AB'SABER & BERNARDES (1958): **Trecho Superior** (nascentes), com extensão de rio de aproximadamente 280 km, limitado à jusante pela cidade de Guararema, abrangendo uma área de drenagem de 5.271 km^2. A altitude varia entre 1.800 e 572 m, acima do nível do mar, e correspondem as cabeceiras, tendo altas altitude e gradiente variável (gradiente médio = 4,9 $m.km^{-1}$). Nesta área ocorre à contribuição de tributários de 1ª a 3ª ordem; **Trecho Médio-Superior**, com extensão de aproximadamente 300 km, limitados à jusante pela cidade de Queluz, totalizando uma área de drenagem de 6.676 km^2. A altitude varia entre 572 e 515 m, neste trecho o canal principal encontra-se de 4ª a 5ª ordem, apresentando planícies aluviais e áreas com meandros e lagoas marginais, e tendo um suave gradiente (0,19 $m.km^{-1}$). O clima é mesotérmico com verões quentes e úmidos e invernos secos (BARBIERE & KRONEMBERG 1994). **Trecho Médio-Inferior**, com extensão de rio de aproximadamente 430 km, limitado à jusante pela cidade de Além Paraiba, tal trecho exibe uma maior variedade geomorfológica, abrangendo uma área de drenagem de 33.663 km^2. A altitude varia entre 515 e 20 m. O rio neste trecho encontra-se de 5ª a 7ª ordem e tem uma inclinação média de 1,0 $m.km^{-1}$. O substrato é caracterizada por areia não consolidada e semi consolidada, cascalho, silte e argila com basalto, com precipitação de 1000-3000 milímetros anuais, montanhas no formato de meias laranja, solo pobre em nutrientes, presença de fragmentos de floresta tropical sazonal semi-decidua e pobres áreas de cultivo. **Trecho Inferior**, com extensão de rio de aproximadamente 90 km, que vai de São Fidélis até a cidade de São João da Barra, desembocando no Oceano Atlântico, abrangendo uma área de drenagem de 9.690 km^2 (Fig.2).

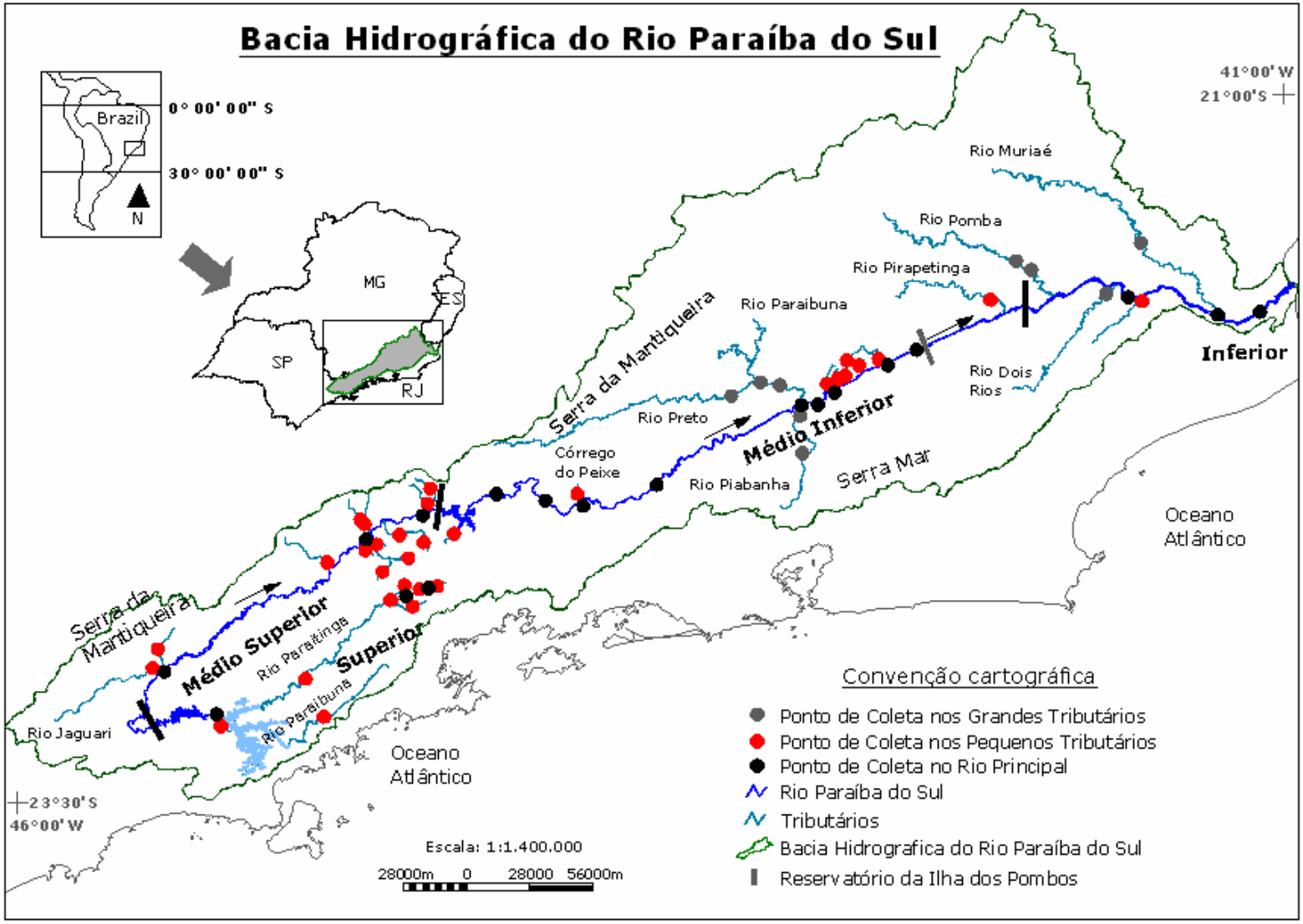


Figura 1. Área da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, locais amostrados ao longo do canal principal, maiores tributários (> 4ª ordem) e riachos(1ª.a.4ªordem).

É um trecho caracterizado por planícies aluviais (inclinação média = 0,22 metros km.$^{-1}$) que aumenta em extensão em direção a um delta na região de estuário, onde o rio chega a 8a ordem. Uma outra abordagem divide a bacia do rio Paraíba do Sul através de suas características geomorfológicas, onde a bacia apresenta sete ecoregiões (Planalto do Paraitinga-Paraibuna, Planalto da Bocaina, Serra dos Órgãos, Depressão do Médio Paraíba do Sul, Alinhamentos de Cristas do Paraíba do Sul e Depressão escalonada dos Rios Pomba-Muriaé, sendo essas duas localizadas na parte baixa da bacia do rio Paraíba do Sul, Planaltos de Campos de Jordão-Itatiaia) (RADAMBRASIL 1983).

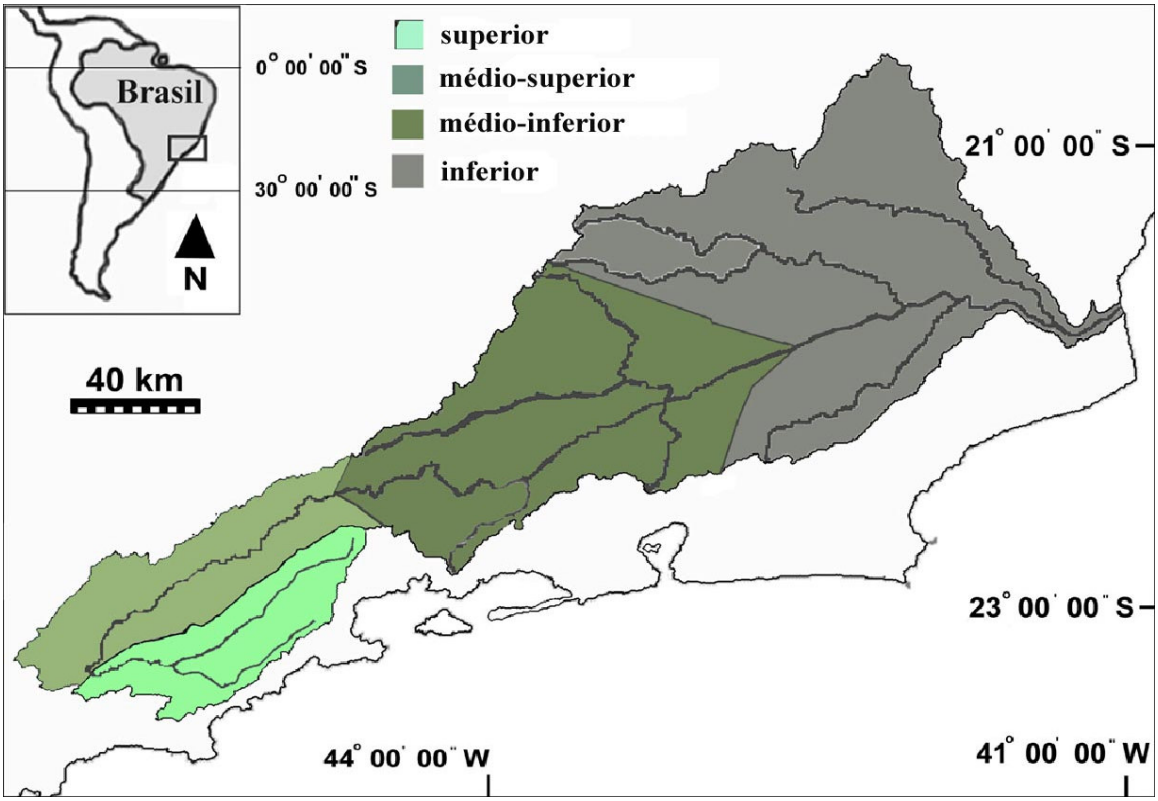


Figura 2. Os quatro trechos (superior, médio-superior, médio-inferior e inferior) da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul.

Tributários formadores

Os rios Paraitinga e Paraibuna são os formadores do rio Paraíba do Sul (Fig. 1). O rio Paraitinga que vem do Tupi Guarani Para-y-tinga ou Para-y-ba-tinga, rio ruim de águas claras, nasce no Planalto da Bocaína, à aproximadamente 1800 m de altitude. Conforme vai penetrando de forma meandrante no Planalto do Paraitinga e Paraibuna, o mesmo vai aumentando de volume, chegando a Cunha-SP, com uma vazão média de 70 m^3/s e 20 m^3/s no período de cheia e seca, respectivamente, e com largura média de 10 m. No município de Cunha-SP, nasce o rio Paraibuna, que vem do Tupi Guarani Para-y-ba-uma, rio ruim de águas escuras, cujas águas são escuras devido ao acúmulo de substancias húmicas depositada em camada fina sobre a areia do fundo de seu leito. Esse rio é mais preservado do que o rio Paraitinga, uma vez que grande parte de seu trajeto encontra-se em áreas protegidas do Parque Nacional da Serra da Bocaina. No município de Paraibuna os dois rios que se encontravam no passado, foram interrompidos e no local do antigo encontro é visto uma enorme barragem na paisagem.

Outros tributários: afluentes do canal principal

- Grandes tributários (> 4ª ordem)

O rio Paraibuna mineiro, após receber a contribuição do rio Preto seu mais importante tributário, contribuí com um volume de água significativo (Q média = 120 m^3/s no período de cheia e 50 m^3/s na seca) ao rio Paraíba do Sul, através de seu exutório no município de Três Rios-RJ, onde o rio Paraíba do Sul recebe também a contribuição do rio Piabanha, vindo de Petrópolis e mais a jusante do rio Paquequer, vindo de Teresópolis.

Os outros três importantes tributários são os rios Pomba, Grande e Muriaé. Os rios Pomba e Muriaé drenam a margem esquerda do trecho inferior, classificada de acordo com características geomorfológicas de Depressão Escalonada dos rios Pomba e Muriaé; suas águas são mais frias do que as do rio Paraíba do Sul. O rio Grande nasce na Serra dos Órgãos, no município de Friburgo-RJ e tem seu exutório no município de São Fidélis, um pouco a jusante do exutório do rio Pomba. O rio Muriaé tem seu exutório no município de Campos, onde o rio Paraíba do Sul possui uma vazão média em torno de 1.200 m^3/s no período de cheia e de 400 m^3/s no período de seca, com picos de vazão máxima de cheia podendo ultrapassar 2.000 m^3/s.

- Pequenos Tributários (1ª a 4ª ordem)

Os tributários estudados no Capítulo 3 fazem parte de quatro ecoregiões definidas por características geomorfológicas, geológicas e climáticas da bacia pelo projeto RADAMBRASIL (1983), as quatro ecoregiões estudadas neste capítulo compõem a maior parte da paisagem dos 57.000 km^2 da bacia do rio Paraíba do Sul (PB – Planalto da Bocaina; PI – Planalto de Campos do Jordão e Itatiaia; MV – Médio Vale Rio Paraíba do Sul; BV – Baixo Vale Rio Paraíba do Sul) (Fig. 6).

Planalto da Bocaina (PB) (Fig. 3-6) - Riachos localizados na Serra do Mar (3.696 km^2), em um bloco montanhoso saliente, com altitudes em torno de 1800 m acima do nível do mar. Clima superúmido e pluviosidade > 2000 mm.

Figura 3. Riacho da Serra – nascente do rio Paraitinga .

Figura 4. Riacho Paraitinga – trecho médio inferior.

Figura 5. Riacho Bocaina – nascente.

Figura 6. Riacho Itagaçaba – trecho superior.

Planalto Campos de Jordão/Itatiaia (PI) (Fig. 7-8) - Riachos localizados em Montanhas da Mantiqueira Meridional (13.176 km^2) ao longo da margem esquerda do rio Paraíba do Sul, em altitudes entre 900 a 2.787 m, e com pluviosidade média de 1750 mm.

Figura 7. Riacho do Salto– trecho superior.

Figura 8. Riacho Passa Vinte – trecho inferior.

Médio Vale Rio Paraíba do Sul (MV) (Fig. 9-10) - Riachos localizados em regiões de vale (7.364 km2) formadas por depressões tectônicas e sucessivos processos de erosão e de deposição, em altitudes na faixa de 500 a 600 m acima do nível do mar. Clima subúmido a úmido e com pluviosidade de 1500 mm.

Figura 9. Riacho do Sapé-trecho inferior

Figura 10. Riacho do Santana –próximo ao exutório no reservatório do Funil

Baixo Vale Rio Paraíba do Sul (BV) (Fig. 11-12) - Localizado na parte baixa da bacia hidrográfica (12.228 km^2), formadas por um conjunto de falhas, fraturas e processos erosivos, em altitudes de 0 a 400 m. Clima úmido a subúmido médio, e com pluviosidade média de 1500 mm.

Figura 11. Riacho do peixe – trecho médio-inferior.

Figura 12. Riacho Areia – trecho médio-inferior.

5. PROGRAMAS DE AMOSTRAGEM

As amostragens foram realizadas em 69 locais de coleta ao longo de toda bacia do rio Paraíba do Sul, onde 27 no canal principal e maiores tributários (rio Preto, rio Paraibuna, rio Piabanha, rio Pomba, rio Muriaé e rio Grande), e 42 em 26 pequenos tributários (riachos de 1ª a 4ª ordem) (Fig. 1). Os locais de coleta na calha principal do rio Paraíba do Sul e grandes tributários foram distribuídos de acordo com as unidades geográficas (trechos do rio) definidos por AB'SABER & BERNARDES (1958). Já os riachos foram amostrados em quatro ecoregiões: 19 locais no planalto da Bocaina, 3 locais no planalto de Itatiaia, 9 locais no vale do médio Paraíba do Sul e 11 locais no baixo Paraíba do Sul, tais ecoregiões foram definidas por características geomorfológicas, geológicas e climáticas da bacia (RADAMBRASIL 1983).

Para as amostragens de peixes no canal principal do rio Paraíba do Sul (trecho médio-superior, médio-inferior e inferior) e maiores tributários foram utilizados os seguintes equipamentos de pesca: tarrafa (3 m; malha 2-3 cm), 22 redes de espera com malha de 2,5 a 7,5 cm entre nós (25 m de comprimento e 2,5 m de altura) e peneira (80 cm de diametro e malha de 1 mm). As redes foram colocadas ao entardecer (a partir das 14:00 horas) e retiradas na manhã (a partir das 7 horas) do dia seguinte. As redes foram distribuídas ao longo de cada local de coleta (seção de 1000 m de extensão) procurando-se colocar um conjunto de 2 redes a cada 100 metros e em margens alteradas. Os locais de coleta foram escolhidos com base na acessibilidade, na semelhança nos tipos de habitat presentes, e na diversidade de tipos de habitat amostrados (remansos, corredeiras, rápidos e afluentes). O esforço amostral foi padronizado e a unidade de amostragem utilizada foi a CPUE (CPUE = Captura por Unidade de Esforço), a qual foi estabelecida como o número total de peixes capturados nas 22 redes de espera, acrescidos de 5 séries de 20 lances de tarrafas, e 5 séries de 20 peneiradas (Fig. 13–16) por 24 horas de permanência no local amostrado (Fig. 20–46).

As amostragens foram realizadas em dois períodos (verão/úmido e inverno/seco). A grande maioria dos locais de coleta foi amostrada em ambos os períodos, mas alguns deles foram substituídos ou eliminados quando não foi possível padronizar o esforço amostral.

Figura 13. Instalação de redes de espera.

Figura 14. Coleta de peixes em tributários utilizando o Picaré.

Figura 15. Coleta de peixes com peneira.

Figura 16. Coleta de peixes com tarrafa.

Para as amostragens nos riachos de 1ª a 4ª ordem, e no trecho superior do canal principal (Fig. 3–12) foram utilizadas tarrafas, peneiras, picares (uma série de 20 lances de tarrafa, 20 peneiradas e 2-3 passadas de arrastão com picarés) e a pesca elétrica, durante 1 hora, em uma seção de 100 metros de comprimento, com gerador de corrente alternada (2.500 W, 110/220 V), onde uma pessoa com uma rede acoplada a um gerador que é seguido por um assistente carregando outra rede (não acoplado a um gerador), e ambos vão coletando os peixes que são atingidos pelo campo elétrico (Fig. 17).

Os peixes coletados foram fixados em formalina 10% durante 48 horas, e posteriormente em laboratório transferidos para álcool 70%. Cada indivíduo foi identificado, medido o comprimento total (mm), e pesado (g). A identificação taxonômica dos peixes teve por literatura específica para peixes neotropicais e com base na compilação de REIS et al. (2003), para confirmar a presença da espécie na bacia, tendo incluído também a consulta a especialistas do laboratório de Ictiologia do Museu Nacional do Rio de Janeiro. As guildas tróficas foram definidas a partir a partir de literatura disponível. Além disso, o conteúdo do tubo digestivo de algumas espécies foi analisado para confirmar a alimentação e hábitos tróficos. Material-testemunho foi incorporado na coleção de peixes do Laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Figura 17. Coleta de peixes em riachos utilizando pesca elétrica.

6 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Em cada local de coleta e paralelamente às amostragem de peixes foram tomados os parâmetros físico-químicos de temperatura da água, condutividade, pH e oxigênio dissolvido. Para isto foi utilizado um multisensor Horiba U-10 (Fig. 18). Cada parâmetro ambiental foi medido na colocação e na retirada das redes de espera. Foram feitas observações visuais do microhabitat, tais como condição da margem (diversidade da vegetação riparia e processos de erosão), características e diversidade do substrato, diversidade do mesohabitat (características hidráulicas, do tipo remanso, rápidos e corredeiras), as quais foram registradas em percentagem em cada local amostrado (Fig. 19) (PLAFKIN et al. 1989; BARBOUR et al. 1999). As variáveis regionais de vazão média e área de drenagem foram obtidas a partir dos dados disponibilizados pela Agência Nacional de Águas – ANA (ANA, 2007). A altitude foi medida em cada local de coleta com um GPS (Garmin-12). A largura do rio foi obtida em cada local utilizando um distanciômetro digital Bushnell Laser Rangefinder Sport 450. Nos tributários, além das variáveis citadas acima foi medido também a distância (em km) do local de coleta em relação ao canal principal do rio Paraíba do Sul.

Microhabitat

Foram feitas as seguintes observações e estimativas da diversidade de microhabitat e/ou abrigos: condições das margens, tipo de substrato e do mesohabitat e proporção dos mesmos. Os três parâmetros escolhidos para estudo foram adaptados da versão de protocolos criados pelas agências de proteção e bio-avaliação rápidos - RBP (PLAFKIN et al. 1989; BARBOUR et al. 1999). Estes parâmetros foram avaliados em percentagem para inferir o grau de alteração dos habitats físicos em cada local amostrado.

Vegetação riparia

A presença de cobertura riparia impede a sedimentação a elevação da temperatura da água. A vegetação riparia garante a gualidade de habitat, a entrada de nutrientes alóctones, abrigo e substrato para microorganismos (BARBOUR et al. 1999). A presença da vegetação riparia é um indicador de boa qualidade ambiental, propiciando o aumento da diversidade e de alimentação para a biota (BARBOUR et al. 1999; CASATTI 2003). A legislação brasileira, segundo a resolução número 303 (CONAMA 2002) determina um mínimo de 30 metros, para curso d` água com menos de dez metros de largura, 50 metros, para o curso d`água com dez a cinqüenta metros de largura; 100 metros, para o curso d`água com cinqüenta a duzentos metros de largura; duzentos metros, para o curso d`água com duzentos a seiscentos metros de largura; e 500 metros, para o curso d`água com mais de seiscentos metros de largura. No presente estudo foi considerado como vegetação riparia, a cobertura vegetal formada por árvores, arbustos e gramíneas que se encontra na área de inundação. A quantificação da vegetação riparia foi feito baseado em estimativas (em percentagem) visuais de campo em um transect ao longo de toda a extensão da seção amostrada, a partir da margem do rio e 20 metros de largura para fora do rio.

Diversidade de substrato

Em um rio em boas condições ambientais é de se esperar que o substrato seja diverso. Um rio com substrato uniforme suporta poucos tipos de organismos, já um rio com uma variedade de tipos de substratos prove abrigos por estruturas naturais, tais como, pedras arredondadas, grandes rochas e pedras, cascalho, tipos de areia e etc, e quando tais substratos estão disponíveis, juntamente com troncos e raízes geram diferentes circulações da água e serve como esconderijos, alimentação para espécies de pequeno porte e formas jovens, ou locais de desova e viveiro favorecendo a maior diversidade de peixes (BARBOUR et al. 1999). Foram feitas observações e estimativas percentuais em campo dos tipos de substratos ao longo do rio Paraíba do Sul.

Mesohabitat

A combinação de ambientes com remansos, corredeiras e rápidos (mesohabitat) em um local de amostragem é um indicativo de maior qualidade ambiental, ao invés da predominância de um desses tipos de mesohabitats (ex. trechos canalizados) (ROTH et al. 1996).

Figura 18. Tomada de variáveis físico-químicas da água com Horiba U-10.

Figura 19. Observação visual nas características do mesohabitat, dos tipos de substrato e da condição da margem e composição da vegetação riparia.

Locais de coleta ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul:

LOCAL 1 - Rio Paraitinga localizado no município de Silveiras-SP, no bairro dos Macacos. O rio Paraitinga nesse local é bastante meandrante, rápido e raso, de águas claras e frias.

Figura 20. Vista do rio Paraitinga à jusante da cachoeira do Paraitinga, no município de Silveiras-SP. Observar o detalhe do substrato rochoso e abaixo um ambiente de remanso, e substrato arenoso.

LOCAL 2 – Rio Paraitinga localizado no município de Campos Novos de Cunha. O rio Paraitinga nesse local também é bastante meandrante, rápido e raso, salvo nas esparsas piscinas, que podem ser um pouco mais profundas, porém não ultrapassando dois metros de profundidade. Trecho com margens ocupadas predominantemente por gramíneas e encostas utilizadas para pasto.

Figura 21. Rio Paraitinga em Campos novos de Cunha, município de Cunha-SP. Observar o detalhe da água barrenta formada por sedimentos carreados com as chuvas que caíram na região em dias anteriores.

LOCAL 3. Rio Paraíba do Sul localizado no município Paraibuna-SP - Esse local de coleta fica situado a jusante do antigo encontro dos rios Paraitinga e Paraibuna, nesse ponto o rio encontra-se entre a represa de Paraibuna a montante e a represa de Santa Branca a jusante, com largura média de 40 m.

Figura 22. Rio Paraíba do Sul no município de Paraibuna-SP.

LOCAL 4. Rio Paraíba do Sul localizado no município de São José dos Campos-SP - Nesse local o rio encontra-se numa região muito urbanizada e industrializada, sua largura média é de 50 m e sua vazão média é de 122 m^3/s no período de seca/inverno e 157 m^3/s no período úmido/verão.

Figura 23. Rio Paraíba do Sul no município de São José do Campos-SP. Observar o detalhe das margens sofrendo processo intenso de erosão.

LOCAL 5. Rio Paraíba do Sul em Cachoeira Paulista – Trecho do rio localizado em uma região muito urbanizada e industrializada, sua largura média é de 50 m e sua vazão média é de 168 m^3/s no período de seca/inverno e 186 m^3/s no período úmido/verão. O rio neste trecho do rio é bem ocupado por plantas enraizadas, que alguns pontos quase ocupam toda sua largura.

Figura 24. Rio Paraíba do Sul no município de Cachoeira Paulista-SP. Observar o detalhe das margens serem ocupadas predominantemente por gramíneas e área urbana.

LOCAL 6. Rio Paraíba do Sul em Queluz-SP - Trecho do rio localizado em uma região bem urbanizada, o local de coleta encontra-se a aproximadamente 11 km a montante da represa de Funil. Trecho com largura média de 80 m e sua vazão média é de 190 m^3/s no período de seca/inverno e 220 m^3/s no período úmido/verão.

Figura 25. Rio Paraíba do Sul no município de Queluz-SP. Observar o detalhe no rio do leito formado por pedras e mesohabitat de corredeiras.

LOCAL 7. Rio Paraíba do Sul localizado no município de Resende-RJ - Nesse local o rio encontra-se numa região muito urbanizada e industrializada, o local de coleta encontra-se aproximadamente 15 km a jusante da represa de Funil. Apresenta o trecho com largura média de 100 m, e sua vazão média é de 196 m^3/s no período de seca/inverno e 230 m^3/s no período úmido/verão.

Figura 26. Rio Paraíba do Sul no município de Resende-RJ

LOCAL 8. Rio Paraíba do Sul localizado no município de Barra Mansa-RJ - O local de coleta encontra-se à montante do município de Barra Mansa-RJ, na região de Pombal, logo a jusante do pólo industrial de Resende, sendo muito semelhante ao site anterior. Apresenta o trecho com largura média de 80 m, e sua vazão média é de 178 m^3/s no período de seca/inverno e 208 m^3/s no período úmido/verão.

Figura 27. Rio Paraíba do Sul no município de Barra Mansa-RJ. Observar o detalhe do areal que retira areia do fundo do rio.

LOCAL 9. Rio Paraíba do Sul localizado no município de Volta Redonda-RJ - O município de Volta Redonda é conhecido mundialmente por sediar as instalações da Companhia Siderúrgica Nacional (CSN). Nesse ponto o rio Paraíba do Sul possui uma vazão média de 151 m^3/s no período de seca/inverno e 328 m^3/s no período úmido/verão. Trecho com largura média de 80 m.

Figura 28. Rio Paraíba do Sul no município de Volta Redonda-RJ, à jusante da CSN. Observar o detalhe da margem ocupada por área urbana.

LOCAL 10. Rio Paraíba do Sul localizado no município de Barra do Piraí-RJ – O local encontra-se a montante da barragem de Santa Cecília, onde ocorre o bombeamento de 160 m^3/s do rio Paraíba do Sul para o sistema Light-Cedae. Nesse ponto o rio Paraíba do Sul possui uma vazão média de 222 m^3/s no período de seca/inverno e 312 m^3/s no período úmido/verão. Trecho com largura média de 100 m.

Figura 29. Rio Paraíba do Sul no município de Barra do Piraí-RJ. Detalhe do rio formado por substrato composto por pedras e rochas.

LOCAL 11. Rio Paraíba do Sul localizado no município de Três Rios-RJ: O rio Paraíba do Sul nesse local encontra-se a montante dos rios Paraibuna e Piabanha, com uma largura de 150 m, e uma vazão média de 180 m^3/s no período de seca/inverno e 265m^3/s no período úmido/verão.

Figura 30. Rio Paraíba do Sul no município de Três Rios-RJ. Detalhe da margem protegidas por arbustos e árvores.

LOCAL 12. Rio Paraíba do Sul localizado no município de Três Rios-RJ – O ponto encontra-se a jusante dos rios Paraibuna e Piabanha, aumentando consideravelmente seu volume, passando a uma vazão média de 320 m^3/s no período de seca/inverno e 649 m^3/s no período úmido/verão. Largura média de 350 m.

Figura 31. Rio Paraíba do Sul no município de Três Rios-RJ. Observar as ilhas formadas neste trecho do rio.

LOCAL 13. Rio Paraíba do Sul em Anta-RJ - O rio nesse local apresenta-se retilíneo, com condicionamento estrutural de seu leito, com grandes trechos de corredeiras e algumas pequenas ilhas. O trecho encontra-se com vazão média de 350 m^3/s no período de seca/inverno e 680 m^3/s no período úmido/verão. Largura média de 150 m.

Figura 32. Rio Paraíba do Sul no município de Anta-RJ.

LOCAL 14. Rio Paraíba do Sul em Sapucaia-RJ - O rio nesse local é muito semelhante ao local anterior, canal com intenso condicionamento estrutural e grandes trechos de corredeiras. Largura média de 150 m.

Figura 33. Rio Paraíba do Sul no município de Sapucaia-RJ. Detalhe das aflorações rochosas, com as margens e fundo formado por rochas.

LOCAL 15. Rio Paraíba do Sul em Além Paraíba-MG - Nesse local o rio sofre a influencia direta do reservatório de Ilha dos Pombos, apresentando variações diárias no seu nível de água. Possuí uma largura média de 240 m e uma vazão média de 422 m^3/s no período de seca/inverno e 800 m^3/s no período úmido/verão. Encostas com processos de ocupação urbana e processos erosivos avançados.

Figura 34. Rio Paraíba do Sul, no município de Além Paraíba-MG. Observar o detalhe do rio com água bem calma e clara devido à barragem instalada a aproximadamente 4 km a jusante. Margens desprotegidas e ocupadas por casas.

LOCAL 16. Rio Paraíba do Sul em São Fidélis: O rio Paraíba do Sul em São Fidélis, após receber a contribuição de dos rios Pomba e rio Grande, encontra-se com uma vazão média de 400 m^3/s no período de seca/inverno e 780 m^3/s no período úmido/verão. Largura média de 300 m.

Figura 35. Rio Paraíba do Sul no município de São Fidélis-RJ. Observar aflorações rochosas e margens desprotegidas.

LOCAL 17. Rio Paraíba do Sul localizado no município de Campos-RJ - O rio Paraíba do Sul nesse local possui uma largura média de 350 m e uma vazão média de 500 m^3/s no período de seca/inverno e 800 m^3/s no período úmido/verão.

Figura 36. Rio Paraíba do Sul no município de Campos dos Goytacazes-RJ. Observar o detalhe da água barrenta.

LOCAL 18. Rio Paraíba do Sul localizado no município de São João da Barra-RJ - O rio nesse local apresenta-se extremamente largo e raso, repleto de ilhas e bancos de areia, logo mais a jusante, no distrito de Atafona, o rio atinge seu exutório. O rio no ponto de coleta possui uma vazão média de 550 m^3/s no período de seca/inverno e 900 m^3/s no período úmido/verão. Largura média de 700 metros.

Figura 37. Rio Paraíba do Sul no município de São João da Barra - RJ

Locais de coleta em grandes tributários ao longo da bacia do rio Paraíba do Sul:

LOCAL 1. Rio Preto em Rio das Flores-RJ - O rio Preto no município de Rio das Flores-RJ, apresenta uma largura média de 50 m e uma vazão média de 40 m^3/s no período de seca/inverno e 104 m^3/s no período úmido/verão. Distante 53 quilômetros do canal principal do rio Paraíba do Sul.

Figura 38. Rio Preto no município de Rio das Flores-RJ.

LOCAL 2. Rio Paraibuna localizado no município de Levi Gasparian-RJ: O rio Paraibuna vindo de juiz de fora chega ao município de Comendador Levi Gasparian-MG com muita força, formando longos trechos de corredeiras e muitas cachoeiras. Trecho com largura média de 90 m e uma vazão média de 80 m^3/s no período de seca/inverno e 90 m^3/s no período úmido/verão. Distante 38 quilômetros do canal principal do rio Paraíba do Sul.

Figura 39. Rio Paraíba do Sul no município de Levi Gasparian – RJ. Detalhe das corredeiras no local.

LOCAL 3. Rio Paraibuna localizado no município de Levi Gasparian-RJ: O local encontra-se bem mais próximo do canal principal do rio Paraíba do Sul. Trecho com largura média de 90 m e uma vazão média de 80 m^3/s no período de seca/inverno e 90 m^3/s no período úmido/verão. Distante 26 quilômetros do canal principal do rio Paraíba do Sul.

Figura 40. Rio Paraíba do Sul no município de Levi Gasparian – RJ.

LOCAL 4 - Rio Piabanha localizado no município de Itaipava-RJ: O rio Piabanha nesse local encontra-se muito raso e muito poluído por esgoto doméstico, com uma largura média de 30 m e uma vazão média de 15 m^3/s no período de seca/inverno e 40 m^3/s no período úmido/verão. Distante 36 quilômetros do canal principal do rio Paraíba do Sul.

Figura 41 – Rio Piabanha em Itaipava-RJ.

LOCAL 5. Rio Piabanha (Foz) localizado no município de Três Rios – RJ: O rio Piabanha nesse local encontra-se bem fundo e muito poluído por esgoto doméstico, com uma largura média de 50 m e uma vazão média de 15 m^3/s no período de seca/inverno e 40 m^3/s no período úmido/verão. Distante 0,16 quilômetros do canal principal do rio Paraíba do Sul.

Figura 42. Rio Piabanha (Foz)

LOCAL 6. Rio Pomba à montante do município de Santo Antônio de Pádua: Trecho com vazão média de 40 m^3/s no período de seca/inverno e 133 m^3/s no período úmido/verão. Largura média de 60 m. Distante 32 quilômetros do canal principal do rio Paraíba do Sul.

Figura 43. Rio Pomba à montante de Santo Antônio de Pádua-RJ, as vésperas do acidente de 2003. Observar as margens mais protegidas por arbustos e árvores.

LOCAL 7. Rio Pomba em Santo Antônio de Pádua: O rio Pomba nesse local apresenta-se bem retilíneo, com uma largura média de 130 m e uma vazão média de 70 m^3/s no período de seca/inverno e 150 m^3/s no período úmido/verão. Distância de 21 quilômetros do canal principal do rio Paraíba do Sul.

Figura 44. Rio Pomba no município de Santo Antonio de Pádua-RJ. Observar o detalhe das margens serem ocupadas por áreas de pastagem.

LOCAL 8. Rio Grande localizado no município de São Fidélis: O rio Grande nesse local apresenta uma largura média de 50 metros e uma vazão média de 20 m^3/s no período de seca/inverno e 40 m^3/s no período úmido/verão. Distância de 7 quilômetros do canal principal do rio Paraíba do Sul.

Figura 45. Rio Grande no município de São Fidélis-RJ.

LOCAL 9. Rio Muriaé, com o local de coleta localizado no município de Italva-RJ - O rio Muriaé nesse local possui uma largura média de 140 m e uma vazão média de 40 m^3/s no período de seca/inverno e 60 m^3/s no período úmido/verão. Distância de 73 quilômetros do canal principal do rio Paraíba do Sul.

Figura 46. Rio Muriaé no município de Italva-RJ. Observar o detalhe das margens desprotegidas e ocupadas por área urbana.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS

AB' SABER, A. N. & BERNARDES, N. 1958. Vale do Paraíba, Serra da Mantiqueira e arredores de São Paulo. Rio de Janeiro. Conselho Nacional de Geografia. 303 p.

ALLAN, J. D. & JOHNSON, L. B. 1997. Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology* 37: 107-111.

ALLAN, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Ecology* 35: 257–84.

ALMEIDA, F. F. M. & CARNEIRO, C. D. R. 1998. Origem e Evolução da Serra do Mar. *Revista Brasileira de Geociências* 28: 135-150.

ANA, 2003. Projeto Paraíba do Sul (on line: http://pbs.ana.gov.br).

ANA, 2006. A cobrança pelo uso da água nas bacias dos rios Paraíba do Sul e Piracicaba, Capivari e Jundiaí em 2006 – Avaliação e propostas de aperfeiçoamento. (disponível em: http://www.ana.gov.br)

ANGERMEIER, P.L. & DAVIDEANU, G. 2004. Using fish communities to assess streams in Romania: initial development of an index biotic integrity. *Hydrobiologia* 511: 65-78.

ARAÚJO, F. G., 1996. Composição e estrutura da comunidade de peixes do médio e baixo rio Paraíba do Sul, RJ. *Revista Brasileira de Biologia* 56: 111-126.

ARAÚJO, F. G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira Biologia* 58: 547-558.

ARAÚJO, F. G., FICHBERG, I., PINTO, B. C. T. & PEIXOTO, M. G. 2001. Variações espaciais na assembléia de peixes no Rio Paraíba do Sul (Barra Mansa-Barra do Piraí), Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 18: 483-492.

ARAÚJO, F. G.; I. FICHBERG; B. C. T. PINTO & M. G. PEIXOTO. 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the rio Paraíba do Sul, Southeast. *Environmental Management* 32: 516-526.

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D. & STRIBLING, J. B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Second edition. EPA 841-B-99-002. U. S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington, D. C.

BELPAIRE, C.; SMOLDERS, R.; VANDEN AUWEELE, I.; ERCKEN, D.; BREINE, J.; VAN THUYNE G. & OLLEVIER, F. 2000. The index of biotic integrity characterising fish populations and ecological quality of Flandrian water bodies. *Hydrobiologia* 434: 17-33.

BIZERRIL, C. R. S. F.; TOSIN, P. C.; ARAUJO, M. N. 1998. Contribuição ao conhecimento da bacia do rio Paraíba do Sul: coletânea de estudos. Rio de Janeiro: ANEEL: CPRM.

BIZERRIL, C.R.S.F. 1999. A Ictiofauna da Bacia do Rio Paraíba do Sul. Biodiversidade e Padrões Biogeográficos. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 42: 233-250.

BRAT, A. 2004. Patterns in the distribution of freshwater fishes in rivers of Central Western Ghats, India and their associations with environmental gradients. *Hydrobiologia* 529: 83-97.

BRITSKI, H. A., 1972. Peixes de água doce do estado de São Paulo. Sistemática. In: Com. Interes. da Bacia do Paraná-Uruguai. Pol. e piscicultura. São Paulo, pp. 79-108.

CASATTI, L. 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal Biology* 66: 681-696.

CEIVAP (Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul). 2006. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul. Relatório Contratual R7 Elaboração: Fundação COPPETEC Laboratório de Hidrologia e Estudos de Meio Ambiente. 200 pp. (disponível em: http://www.ceivap.org.br).

CONAMA, 2002. Resolução nº 303 - Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. (disponível em: http://www.mma.gov.br/port/conama).

CUNHA, S. B. & GUERRA, A. J. T. 2003. Geomorfologia do Brasil. 3ª ed. – Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 392 p.

DAVIES, N. M.; NORRIS, R. H. & THOMS, M. C. 2000. Prediction and assessment of local stream habitat features using large scale catchment characteristics. *Freshwater Biology* 45: 343-369.

FAUSCH, K. D.; LYONS, J.; KARR, J. R. & ANGERMEIER, P. L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. In: S. M. ADAMS (ed.) *Biological Indicators of Stress in Fish*, Vol. 8. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society Symposium, pp. 123-144.

GANASAN, V. & HUGHES, R. M. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Klan and Kshipra (Madhya Pradesh), India, *Freshwater Biology* 40: 367-383.

GILLETTE D. P.; TIEMANN, J. S.; EDDS, D. R.; WILDHABER, M. L. 2005. Spatiotemporal patterns of fish assemblage structure in a river impounded by low-head dams. *Copeia* 2005: 339-549.

GOLDSTEIN, R. M. 1981. Longitudinal succession in impact assessment of river system fish communities. *Water Resources Bulletin* 17: 75-81.

GORE, J. A. & SHIELDS, F. D. 1995. Can large rivers be restored? *Bioscience* 45: 142-152.

GREGORY, S. V., F. J. SWANSON, W. A. MCKEE & K. W. CUMMINS, 1991. An ecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land and water. *BioScience* 41: 540-551.

HUED, A. C. & BISTONI, M. 2005. Development and validation of a biotic index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiologia* 543: 279-298.

HUGHES, R. M. & LARSEN, D. P. 1988. Ecoregions – an approach to surface water protection. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 60: 486-493.

HUGHES, R. M.; LARSEN, D. P. & OMERNIK, J. M. 1986. Regional reference sites: a method for assessing stream potential. *Environmental Management* 10: 629-635.

HUGHES, R. M.; REXSTAD, E. & BOND, C. E. 1987. The relationship of aquatic ecoregions, river basins, and physiographic provinces to the ichthyogeographic regions of Oregon. *Copeia* 1987: 423-432.

HUGHES, R. M. & GAMMON, J. R. 1987. Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon, *Transactions of the American Fisheries Society* 116: 196-209.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1986. Levantamento dos Recursos Naturais. Rio de Janeiro 33: 541-620.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2000. Censo Demográfico 2000. (disponível em: http://www.ibge.gov.br).

JACKSON, D. A.; PERES-NETO, P. R. & OLDEN, J. D. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 157-170.

KARR, J. R & I. J. SCHLOSSER, 1978. Water resources and the land-water interface. *Science* 201: 229-234.

KARR, J. R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.

KARR, J. R.; TOTH, L. A. & DUDLEY, D. R. 1985. Fish communities of midwestern rivers: a history of degradation. *BioScience* 35: 90-95.

KARR, J. R.; HEIDINGER, R. C. & HELMER, E. H. 1985. Effects of chlorine and ammonia from wastewater treatment facilities on biotic integrity. *Journal Water Polluted Control Fed.* 57: 912-915.

KARR, J. R., K. D. FAUSCH, P. L. ANGERMEIER, P. R. YANT & I. J. SCHLOSSER. 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. *Illinois Natural History Survey Special Publication* 5, 28 pp.

KARR, J. R.; YANT, P. R.; FAUSCH, K. D. & SCHLOSSER, I. J. 1987. Spatial and temporal variability of the index of biotic integrity in three midwestern streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 116: 1-11.

KLEIN, R. D. 1979. Urbanization and stream quality impairment. *Water Resources Bulletin* 15: 948-963.

KOUAMÉLAN, E. P.; TEUGELS, G. G.; N'DOUBA, V.; BI, G. G. & KON, T. 2003. Fish diversity and its relationships with environmental variables in a West African basin. *Hydrobiologia* 505: 139–146.

LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P.; BENGTSSON, J.; GRIME, J. P.; HECTOR, A.; HOOPER, D. U.; HUSTON, M. A.; RAFFAELLI, D.; SCHMID, B.;. TILMAN, D. & WARDLE, D. A. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 26: 804 – 808.

LUNDBERG, J. G.; MARSHALL, L. G.; GERRERO, J.; HORTON, B.; MALABARBA, M. C. S. L. & WESSELING, F. 1998. The stage for neotropical fish diversification: a history of tropical South America rivers. In: Malabarba, L. R.; Reis, R. E.; Vari, R. P.; Lucena, Z. M. S.; Lucena, C. A. S. (eds.). Phylogeny and classification of neotropicval fishes. Edipucrs: Porto Alegre. p. 13-48.

LYONS, J.; WANG, L. & SIMONSON, T. D. 1996. Development and validation of an index of biotic integrity for coldwater streams in Wisconsin. *North American Journal of fisheries Management* 16: 241-256.

LYONS, J.; GUTIERREZ-HERNANDEZ, A.; DIAZ-PARDO, E.; SOTO-GALERA, E.; MEDINA-NAVA, M. & PINEDA-LOPEZ, R. 2000. Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico. *Hydrobiologia* 418: 57-72.

MARENGO, J. A. & ALVES, L. M. 2005. Tendências hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Meteorologia* 20: 215-226.

MARSH-MATTHEWS, E. & MATTHEWS, W. J. 2000. Geographic, terrestrial and aquatic factors: which most influence the structure of stream fish assemblages in the midwestern United States? *Ecology of Freshwater Fish* 9: 9-21.

MELO, M. S.; RICCOMINI, C.; HASUI, Y. & ALMEIDA, F. F. M. 1985. Geologia e evolução do Sistema de bacias tafrogênicas continentais do sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Geociêcias* 15: 193-201.

MOERKE, A. H. & LAMBERTI, G. A. 2006. Scale-dependent influences on water quality, habitat, and fish communities in streams of the Kalamazoo River Basin, Michigan (USA). *Aquatic Sciences* 68: 193-205.

MONTGOMERY, D. R. 1999 Process domains and the river continuum, *Journal of the American Water Resources Association* 35: 397-410.

NILSSON, C.; REIDY, C. A.; DYNESIUS, M. & REVENGA, C. 2001. Fragmentation and flow regulation of the World's large river systems. *Science* 308: 405 – 408.

OBERDORFF, T. & HUGHES, R.M. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia* 228: 117-30.

OMERNIK, J.J. 1987. Ecoregions of the conterminous United States, *Annals of the Association of American Geographers.* 77: 118 – 125.

PEGG, M. A. & McCLELLAND, M. A. 2004. Spatial and temporal patterns in fish communities along the Illinois River. *Ecology of Freshwater Fish* 13: 125-135.

PEREIRA, M. O.; CALZA, C.; ANJOS, M. J.; LOPES, R. T. & ARAUJO, F. G. 2006. Metal concentrations in surface sediments of Paraíba do Sul River (Brazil). *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 269: 707-709.

PINTO, B. C. T.; ARAÚJO, F. G. & HUGHES, R. M. 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia* 556: 69-83.

PINTO, B. C. T.; PEIXOTO, M. G. & ARAÚJO, F. G. 2006. Effects of the proximity from an industrial plant in fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyological* 4: 269-278.

PINTO, B. C. T. & ARAÚJO, F. G. 2007. Assessing of biotic integrity of the fish communities in a heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 50: 489-502.

POFF, N. L. & WARD, J. V. 1989. Implication of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Canadian Journal Fish aquatic Sci.* 46: 1805–1818.

PLAFKIN, J. L.; BARBOUR, M. T.; PORTER, K. D.; GROSS, S. K. & HUGHES, R. M. 1989. Rapid Biossessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish. EPA/444/4-89-001. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

RADAM - PROJETO RADAMBRASIL. 1983. Ministério das Minas e Energia. Levantamento dos recursos Naturais. Rio de Janeiro, Vol 32. 780 p.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O. & FERRARIS, C. J. 2003. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre, Edipucrs, 742p.

REYESGAVILAN, F. G.; GARRIDO, R.; NICIENZA, A. G.; TOLEDO, M.; BRANA, F. 1996. Fish community variation along physical gradients in short streams of northern Spain and the disruptive effect of dams. *Hydrobiologia* 321: 155-163.

RICCOMINI, C. 1989. *O Rift continental do sudeste do Brasil.* São Paulo: Instituto de Geociências Universidade de São Paulo. (Tese de Doutoramento).

RICCOMINI, C.; PELLOGIA, A.U.G.; SALONI, J.C.L.; KOHNKE, M.W. & FIGUEIRA, R.M. 1989. Neotectonic activity in the Serra do Mar rift system (southeastern Brazil). *Journal of South American Earth Sciences* 2: 191-197.

RICCOMINI, C. 1991. Estratigrafia e ambientes de sedimentação da porção central da bacia de Taubaté. Congr. Bras. Paleont., 12, Roteiro de Excursões, 29 p.

RODRÍGUEZ-OLARTE, D.; AMARO, A.; CORONEL, J. & TAPHORN, D. C. 2006. Integrity of fluvial fish communities is subject to environmental gradients in mountain streams, Sierra de Aroa, north Caribbean coast, Venezuela. *Neotropical Ichthyology* 4: 319-328.

ROSS, S. T. 1991. Mechanisms structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species? *Environmental Biology of Fishes* 30: 359-368.

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

SCHLEIGER, S. L., 2000. 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* 129: 1118-1133.

SCOTT, J. B.; STEWARD, C. R. & STOBER, Q. J. 1986. Effects of urban development on fish population dynamics in Kelsey Creek, *Washington. Transactions of the American Fisheries Society* 115: 555-567.

SCOTT, M. C., & HALL, L. W. JR. 1997. Fish Assemblages as Indicators of Environmental Degradation in Maryland Coastal Plain Streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 126: 349-359.

SIMÕES, D. F. 1977. Paraíba - rio da sobrevivência. Saneamento, Rio de Janeiro, 51: 8-18.

SIMON, T. P. 1991. Development of ecoregion expectations for the index of biotic integrity. I. Central corn belt plain. US. Environmental Protection Agency, EPA 905/9-91/025, Chicago, Illinois, 242 pp.

STEEDMAN, R. J., 1988. Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 492-501.

SULLIVAN S.M.P.; WATZIN, M.C. & HESSION, W.C. 2006. Influence of stream geomorphic condition on fish communities in Vermont, U.S.A. *Freshwater Biology* 51: 1811-1826.

TERRA, B. F.; ARAUJO, F. G.; CALZA, C. F.; LOPES, R. T. & TEIXEIRA, T. P. 2008. Heavy metal in tissues of three fish species from different trophic levels in a tropical Brazilianr river. Water, *Air and Soil Pollution* 187: 275-284.

TOHAM, A. K. & G. G. TEUGELS. 1999. First data on an Index of Biotic Integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. *Hydrobiologia* 397: 29-38.

WAITE, I. R. & CARPENTER, K. D. 2000. Associations among Fish Assemblage Structure and Environmental Variables in Willamette Basin Streams, Oregon. *Transactions of the American Fisheries Society* 129: 754-770.

WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P & BANNERMAN, R. 2001.Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environmental Management* 28: 255-266.

WALTERS, D. M.; LEIGHT, D. S.; FREEMAN, D. S. & PRINGLE, C. M. 2003. Geomorphology and fish assemblages in a Piedmont river basin, U.S.A. *Freshwater Biology* 48: 1950-1970.

WELCOMME, R. L.; RYDER, R. A. & SEDELL, J. A. 1989. Dynamics of fish assemblages in river systems – a synthesis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 569-577.

WHITTIER, T. R.; HUGHES, R. M. & LARSEN, D. P. 1988. Correspondence between ecoregions and spatial patterns in stream ecosystems in Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 1264-1278.

CAPÍTULO I

Influências ambientais e aplicação de conceitos ecológicos às assembléias de peixes do canal principal e maiores tributários do rio Paraíba do Sul

RESUMO

Variáveis ambientais foram medidas juntamente com uma série de amostras padronizadas de peixes ao longo de um rio tropical com extensão de 1.100 km para avaliar as influências ambientais regionais e locais sobre as assembléias de peixes, e para avaliar a extensão em que conceitos de ecologia de rios acomodam níveis de heterogeneidade espacial e temporal das assembléias de peixes. Um total de 27 locais foi amostrado entre 2001 e 2006 em dois períodos (verão/úmido *versus* inverno/seco). Os peixes foram capturados com esforço padronizado, utilizando redes de espera, tarrafas e peneiras. Um total de 89 espécies foram coletadas, distribuídas em 9 ordens, 30 famílias e 58 gêneros. O grupo de Siluriformes apresentou o maior número de espécies (30), seguido pelos Characiformes (29). O grupo dos Perciformes foi representado principalmente pela espécie *Tilapia rendalli* (Boulenger, 1896) e *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824), o grupo dos Cyprinodontiformes, foi representado principalmente por *Poecilia vivipara* Block & Schneider, 1801 e *Poecilia reticulata* (Peters, 1859). Os grupos que apresentaram maior biomassa foi o grupo dos Siluriformes, representado principalmente pela espécie *Hypostomus aurogutatus* (Steindachner, 1876), e o grupo dos Perciformes, representado principalmente pela espécie *G. brasiliensis*. As assembléias de peixes diferiram entre os trechos do rio obliterados pelas barragens, e tais diferenças parecem ser parcialmente explicadas pelo conceito de descontinuidade serial (SDC) que prediz que as barragens e/ou represas provocam a descontinuidade do sistema. Apenas o trecho inferior do rio apresentou diferenças significativas na estrutura das assembléias de peixes entre os períodos úmido e seco, uma provável influência da conectividade lateral do sistema em sua parte mais baixa. Embora algumas significantes associações tenham sido registradas entre as espécies mais abundantes e as variáveis ambientais, as espécies mais abundantes (*Tilapia rendalli*, *Geophagus brasiliensis* e *Oligosarcus hepsetus*) ocorreram na maioria dos locais de coleta, não indicando preferência por nenhuma das variáveis ambientais. Espacialmente, *Hoplosternum littorale, Pimelodus maculates, A. bimaculatus* e *A parahybae* predominaram no trecho médio-superior, *Hypostomus aurogutatus, Oligosarcus hepsetus* e *Glanidium albescens* no trecho médio-inferior, e *Loricariichtys castaneus, Prochilodus lineatus* e *Poecilia vivipara*, no trecho inferior. O número de espécies apresentou uma tendência de aumento do trecho superior para o trecho inferior somente no período úmido. As espécies amplamente distribuídas ao longo de toda a extensão do rio (*G. brasiliensis, O. hepsetus* e *P. reticulata*) foram oportunistas utilizando os recursos disponíveis, apesar da pobre condição ambiental, refletindo o estado de alteração do rio. Condicionantes regionais (maiores escalas) tais como altitude, drenagem e vazão podem estar moldando as características geomorfológicas nos micro habitats locais (pequena escala) e tendo desta forma um reflexo nos processos da estrutura e dinâmica das assembléias de peixes em cada um desses trechos do rio Paraíba do Sul. As espécies *Loricariichthys castaneus*, *Prochilodus lineatus*, *Poecilia vivipara* e *Cyphocharax gilberti* foram típicas do trecho inferior, as quais foram associadas com maiores áreas de drenagem, maiores vazões da água, maiores percentagens de remanso e margem ocupada por gramínea. As alterações temporais ocorridas nas assembléias de peixes no trecho inferior podem ser explicadas pela maior heterogeneidade de habitats promovida pela conectividade lateral durante o período de inundações.

Palavras chave: Assembléias de peixe, padrões espaciais, distribuição das espécies, ecologia de rio, rios tropicais.

ABSTRACT

Environmental variables were measured in conjunction with a series of standardized fish samples in a 1,100 km long tropical river to evaluate environmental influences on fish assemblages and to assess the extent to which concepts in river ecology accommodate levels of spatio-temporal heterogeneity of fish assemblages. A total of 27 sites was sampled between 2001 and 2006 in two seasons (summer/wet *versus* winter/dry). Fish were caught by a standardized effort, using gill nets, casting nets and mesh trays. A total of 89 species were recorded comprised in 9 orders, 30 families and 58 genera. Siluriformes showed the highest number of species (30) followed by Characiformes (29). Perciformes, mainly *Tilapia rendalli* (Boulenger, 1896) and *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824), and Cyprinodontiformes, mainly *Poecilia vivipara* Block & Schneider, 1801 and *Poecilia reticulata* (Peters, 1859), were the most numerical abundant group, while Siluriformes, mainly *Hypostomus aurogutatus* (Steindachner, 1876), and Perciformes, mainly *Geophagus brasiliensis* showed the highest biomass. Fish assemblages differed among the longitudinal river sections obliterated by the dams, and these changes seem to be partially explained by the Serial Discontinuity Concept which views dams as discontinuities within the river continuum. Only the lower river reaches showed seasonal difference in fish structure between dry and wet seasons. Although some significant associations were found between fish abundance and environmental variables, the most numerous species (*Tilapia rendalli*, *Geophagus brasiliensis* and *Oligosarcus hepsetus*) occurred in most sites, showing no preference for any environmental variable. Spatially, *Hoplosternum littorale, Pimelodus maculates, A. bimaculatus* and *A parahybae* predominated in the middle-upper reaches, *Hypostomus aurogutatus, Oligosarcus hepsetu* and*, Glanidium albescens* in the middle-lower, and *Loricariichtys castaneus, Prochilodus lineatus* and *Poecilia vivipara*, in the lower reach. Number of species and Margalef´s richness showed an increased trend from the upper to the lower river reaches, mainly during the wet period. Species widely distributed along all over the river extent (*G. brasiliensis, O. hepsetus* and *P. reticulata*) were opportunistic ones which can use the available resources despite poor environmental conditions, reflecting the state alteration of the river. Regional constraints (large scale) such us altitude, drainage area and flow may be molding the geomorphic characteristics in the local microhabitat (small scale), reflecting in the structure and dynamics of fish assemblages at each Paraíba do Sul river reaches. *Loricariichthys castaneus*, *Prochilodus lineatus*, *Poecilia vivipara* and *Cyphocharax gilberti* were typical of lower reaches, being associated to large drainage area, higher flow, higher percentage of pools and margins occupied by grass. Temporal changes in fish assemblages in the lower reaches may explain by the larger habitat heterogeneity due to lateral connectivity during the flooding period.

Key words: Fish assemblages, spatial patterns, fish distribution, ichthyofauna, tropical rivers.

1 INTRODUÇÃO

Normalmente a riqueza e abundância das espécies de peixes nos sistemas lóticos apresentam um padrão de zonação (no sentido cabeceira-foz) (HUGHES & GAMMON 1987; BHAT 2004; HABIT et al. 2006). LOWE-MCCONNELL (1975) reporta que o padrão de organização das espécies nos sistemas lóticos está relacionado com o aumento da diversidade de habitats ao longo do rio. A maior diversidade de habitats, riqueza de detritos, e plâncton nas partes mais baixas do rio resultam na maior diversidade de níveis tróficos. FAUSCH et al. (1984) sugerem que as assembléias de peixes mudam gradualmente com a ordem. Por outro lado, MATTHEWS (1986) sugere que as assembléias de peixes mudam abruptamente ou gradualmente devido a mudanças bruscas ou graduais na estrutura física do rio.

Os habitats de um rio desempenham importante papel na integridade ecológica (KARR & DUDLEY 1981; KARR 1999), com os peixes utilizando as dimensões espaciais e temporais do nicho de várias maneiras. Algumas espécies são altamente dependentes da integridade dos habitats, pois são residentes em todo o ciclo de vida e ocorrendo em uma área limitada, e assim apresentando movimentos restritos para desova e alimentação; outras espécies são migratórias, e utilizam diferentes partes do curso do rio durante o ciclo de vida (FREIRE & AGOSTINHO 2000). Outras espécies ocorrem principalmente no canal principal e outras são adaptadas aos pequenos tributários.

É esperado que as assembléias de peixes se modifique longitudinalmente, como resultado dos processos evolutivos e históricos de adaptações peculiares de cada espécie, modulados por influências ambientais, condições de habitats e alteradas por influências de origem antrópica (MARTIN-SMITH 1998; MEADOR & GOLDESTEIN 2003). Tais alterações podem dividir o sistema lótico em regiões discretas nas quais a estrutura e a dinâmica nas comunidades dos organismos respondem as diferentes perturbações. Trechos de rios cujo contínuo longitudinal é artificialmente fragmentado, mas que são ricos em estruturas físicas, podem suportar populações viáveis por fornecerem alimento e áreas de reprodução (JUNGWIRTH et al. 2000). No entanto, alterações dos habitats, introduções de espécies não nativas e a deterioração da qualidade físico-química da água exercem uma influência negativa no ecossistema, podendo causar variações na distribuição espaço-temporal nas assembléias de peixes (WAITE & CARPENTER 2000). Tais modificações precisam, portanto, serem avaliadas e monitoradas, diagnosticando os possíveis padrões estruturadores destas assembléias. De acordo com o conceito de rio contínuo (VANNOTE et al. 1980), as características como diversidade, produtividade, relações bióticas, etc., se modificam a partir das alterações ao longo do curso do rio. Por outro lado, o Conceito de Descontinuidade Serial - SDC (STANFORD & WARD 2001) estabelece que um rio interrompido por barragens ou outros impactos antrópicos (a poluição, erosão,…) perturbam o fluxo contínuo do rio e causam alterações dos parâmetros e processos bióticos e abióticos no sentido montante-jusante. O Conceito de Rio Continuo (RCC) dedicou pouca atenção aos efeitos da dimensão lateral e as funções associadas à conectividade lateral em regiões planas do rio, que atualmente são considerados elementos essenciais dos sistemas lóticos (WARD et al. 2001). WOTTOON (1990) discutiu que a variação sazonal desempenha um importante papel na distribuição das assembléias de peixes nos sistemas lóticos. A variabilidade nos fluxos de vazão (altos e baixos) e suas influencias sobre a estrutura das comunidades de organismos podem ser fortemente influenciadas pela disponibilidade de abrigos (SCHLOSSER & ANGERMEIER 1990). As inundações são consideradas como um componente essencial na interação entre o canal principal e seus canais associados pela conectividade lateral (JUNK et al. 1989). Desta maneira as variações hidrológicas permitem uma maior diversidade da estrutura física de habitats que podem ser mais heterogênea nas regiões de alagamento do que no canal principal, criando desta forma, a base para a maior diversidade da flora e fauna nesta

área. Neste contexto, é importante considerar à extensão na qual as alterações dos processos numa escala regional acomodam níveis de heterogeneidade espacial e temporal de processos numa escala local e de como esses processos estruturam os padrões das assembléias de peixes, pois os padrões e estrutura em sistemas lóticos, principalmente em grandes rios, é o resultado de processos que operam em diferentes escalas (JOHNSON et al. 1995; WARD et al. 2001).

O rio Paraíba do Sul é interrompido por quatro sistemas de represas ou barragens hidrelétricas que praticamente coincidem com os limites naturais de suas unidades ambientais definidas para a bacia por (AB'SABER & BERNARDES 1958). A presença de barragens interrompendo esse sistema lótico, bem como alterações nas variáveis químicas e físicas locais são fatores a serem investigados em relação à distribuição, estrutura e dinâmica das espécies. Portanto, amostragens ao longo de toda extensão (1100 km) do rio Paraíba do Sul, onde ocorrem grandes alterações na paisagem das cabeceiras até o estuário são propicias para investigar os processos e padrões estruturadores das assembléias de peixes e testar qual dos modelos ecológicos descreve melhor a distribuição, estrutura e dinâmica das assembléias de peixes nesse sistema lótico.

Os objetivos deste estudo são: avaliar os padrões espaciais e temporais da distribuição das assembléias de peixes ao longo da bacia do rio Paraíba do Sul, e a influência das variáveis ambientais sobre as espécies de peixes mais abundantes e dominantes. Também foram avaliadas se as assembléias de peixes diferem entre os trechos do rio, e testado se os resultados se ajustam a alguns dos conceitos teóricos de sistemas lóticos, tais como o Conceito de Descontinuidade Serial - SDC. As questões abordadas aqui são as seguintes: 1) Como a estrutura das assembléias de peixes muda ao longo de um gradiente longitudinal e temporal do rio? 2) As barragens perturbam longitudinalmente a estrutura das assembléias de peixes? 3) As variáveis que operam em grande escala (regionais) influenciam as variáveis locais (microhabitat e físico-químicas)? 4) Qual é a relação entre a distribuição dos peixes e as variáveis ambientais?

2 MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo foi realizado ao longo do rio Paraíba do Sul, desde as nascentes formadas pela confluência dos rios Paraitinga e Paraibuna na serra da Bocaina, estado de São Paulo, até as proximidades do estuário, estado do Rio de Janeiro (Fig. 1). Um total de 27 locais foi amostrado compreendendo 18 locais ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul, seis tributários de grande porte. (rio Preto, rio Paraibuna-MG, rio Piabanha, rio Pomba, rio Grande e o rio Muriaé). Vinte e seis locais foram amostrados no período de verão/úmido (3 no trecho superior, 3 no trecho médio-superior, 12 no trecho médio-inferior e 8 no trecho inferior), e 25 no inverno/seco (3 no trecho superior, 3 no trecho médio-superior, 13 no trecho médio-inferior e 6 no trecho inferior) (Fig. 1; Tabela 1).

As coletas de peixes foram realizadas através do uso dos equipamentos de pesca rede de espera, tarrafas e peneiras, com o esforço sendo padronizado, conforme descrito na Seção 5 (Programa de Amostragem). As variáveis ambientais foram medidas através de amostragens nos locais distribuídos ao longo do canal. Quatro trechos do rio tem sido utilizados, com base em características geomorfológicas e ambientais, e referidas como unidades geográficas por AB'SABER & BERNARDES (1958): trecho superior, médio-superior, médio-inferior e inferior.

Tabela 1. Locais de amostragem nas quatro unidades geográficas e por período do ano (verão/úmido e inverno/seco) no rio Paraíba do Sul, 2001/2006.

Locais	km	Período	Município	Rio	Latitude	Longitude
Canal Principal						
Trecho superior						
1	1084	Úmido/seco	Silveiras – SP	Rio Paraitinga	22° 52' 13.55"	44° 51' 03.77"
2	1069	Úmido/seco	Campos Novos Cunha –SP	Rio Paraitinga	22º 54' 57.54"	44º 49' 03.00"
3	871	Úmido/seco	Paraibuna –SP	Paraíba do Sul	23º 21' 52.96"	45º 40' 06.11"
Trecho médio-superior						
4	742	Úmido/seco	São José dos Campos – SP	Paraíba do Sul	23º 10' 19.17"	45º 54' 38.20"
5	559	Úmido/seco	Cachoeira Paulista – SP	Paraíba do Sul	22º 39' 35.34"	45º 00' 33.13"
6	521	Úmido/seco	Queluz - SP	Paraíba do Sul	22º 32' 19.66"	44º 46' 00.84"
Trecho médio-inferior						
7	473	Úmido/seco	Resende - RJ	Paraíba do Sul	22º 27' 36.33"	44º 27' 34.62"
8	428	Úmido/seco	Barra Mansa – RJ	Paraíba do Sul	22° 29' 07.22"	44° 14' 36.98"
9	404	Úmido/seco	Volta Redonda – RJ	Paraíba do Sul	22º 30' 06.30"	44º 05' 54.42"
10	359	Úmido/seco	Barra do Piraí - RJ	Paraíba do Sul	22º 25' 08.08"	43º 45' 32.95"
11	264	Úmido/seco	Três Rios – RJ	Paraíba do Sul	22º 06' 35.70"	43º 09' 22.56"
12	254	Seco	Três Rios - RJ	Paraíba do Sul	22º 05' 09.36"	43º 03' 37.62"
13	243	Úmido/seco	Anta-RJ	Paraíba do Sul	22º 02' 02.97"	43º 00' 00.22"
14	215	Úmido/seco	Sapucaia-RJ	Paraíba do Sul	21º 55' 20.82"	42º 46' 23.34"
15	200	Úmido/seco	Além Paraíba –MG	Paraíba do Sul	21° 51' 49.08"	42° 38' 12.12"
Trecho inferior						
16	89	Úmido/seco	São Fidelis – RJ	Paraíba do Sul	21º 38' 52.26"	41º 44' 18.86"
17	43	Úmido/seco	Campos dos Goytacases – RJ	Paraíba do Sul	21º 43' 28.20"	41º 21' 30.24"
18	22	Úmido/seco	São João da Barra – RJ	Paraíba do Sul	21º 43' 00.90"	41º 10' 12.30"
Grandes Tributários (> 4 ordem)						
1	53 km	Úmido/seco	Rio das Flores – RJ	Rio Preto	22º 03' 36.30"	43º 26' 16.07"
2	38 km	Úmido/seco	Levi Gasparian –RJ	Rio Paraibuna	22° 00' 36.96"	43° 19' 09.42"
3	26 km	Seco	Rio das Flores –RJ	Rio Paraibuna	22° 00’57.98	43° 14' 05.23"
4	36 km	Úmido	Itaipava – RJ	Rio Piabanha	22º 17' 26.34"	43º 07' 35.04"
5	0,16 km	Seco	Três Rios – RJ	Rio Piabanha	22° 06' 56.89"	43° 08' 40.90"
6	32 km	Úmido	Santo Antônio de Pádua – RJ	Rio Pomba	21º 32' 17.10"	42º 09' 31.44"
7	21 km	Úmido/seco	Santo Antônio de Pádua – RJ	Rio Pomba	21º 29' 59.42"	42º 13' 38.43"
8	7 km	Úmido/seco	São Fidelis – RJ	Rio Grande	21º 37' 22.98"	41º 49' 51.54"
9	73 km	Úmido/seco	Italva – RJ	Rio Muriaé	21º 25' 04.50"	41º 41' 39.78"

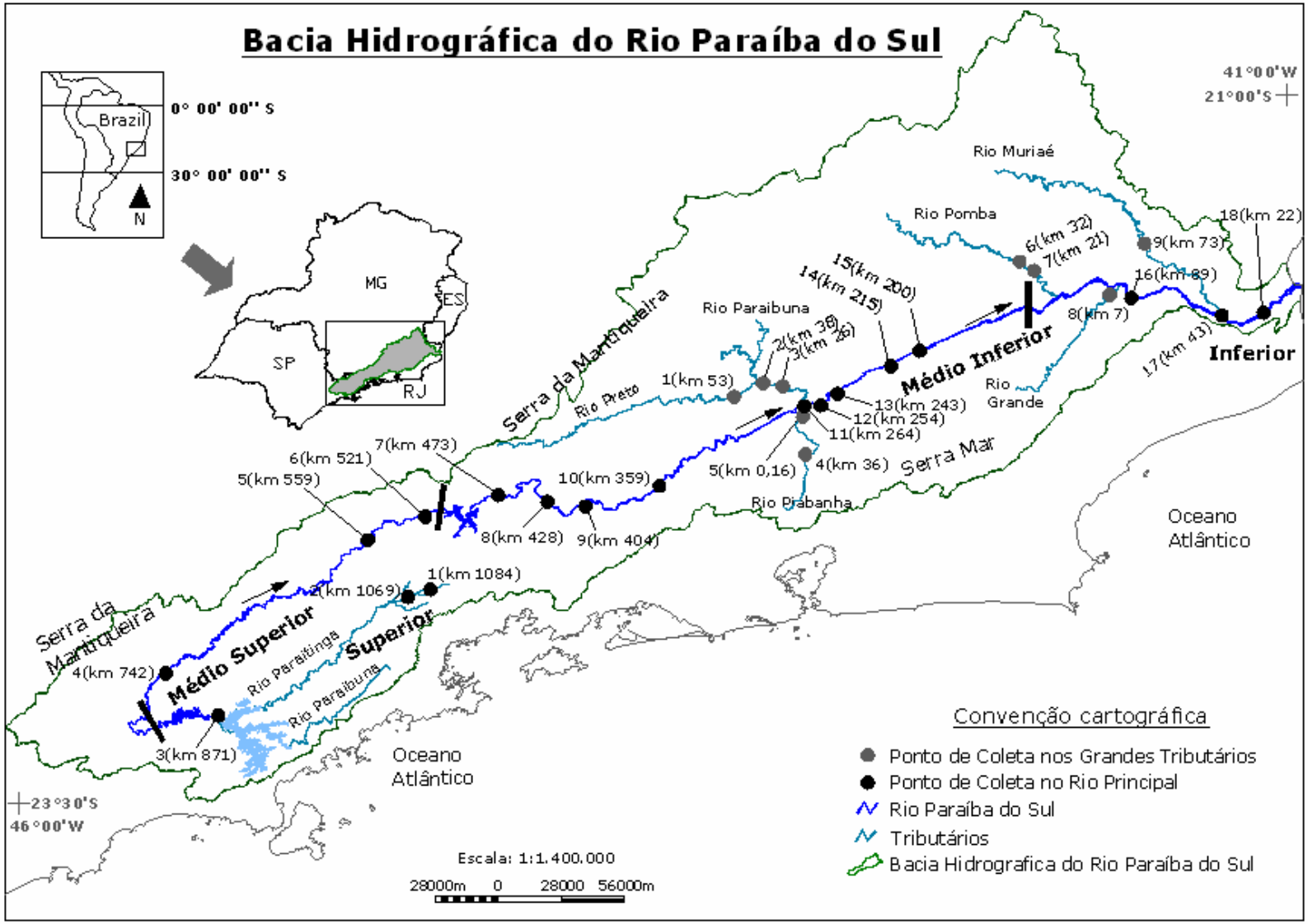


Figura 1. Área da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, locais de amostragem no canal principal e maiores tributários.

Além das unidades geográficas estabelecidas por Ab'saber & Bernardes foi também levado em conta os limites (barragens e represas) construídos pelo homem. Duas barragens (reservatórios de Paraibuna e Santa Branca) estão localizadas no limite entre o trecho superior e o trecho médio-superior, uma barragem (reservatório de Funil), entre os trechos médio-superior e médio-inferior, e uma barragem (reservatório de Ilha dos Pombos) entre o trecho médio-inferior e inferior (Fig. 1). Apenas esta última barragem tem uma escada para a subida dos peixes que é aberto durante o período úmido; todas as outras barragens interrompem completamente o fluxo do rio.

Sazonalmente, foram investigados os dois períodos de maior diferenciação na pluviosidade em ambientes tropicais, e por conseqüência, do fluxo da água: 1) período úmido/chuvoso, entre novembro e março dos anos de 2001, 2002 e 2003, e 2) período de seca, entre maio e setembro dos anos 2002, 2003 e 2006.

Tratamento dos dados

A partir dos dados de número de espécies, espécies por amostras, número de indivíduos foram avaliados diversos aspectos da estrutura e dinâmica das assembléias de peixes. Comparações espaciais foram feitas considerando os quatro trechos da bacia. Com a finalidade de avaliar a estrutura da comunidade de peixes, as espécies foram classificadas em ordem de importância de acordo com suas abundâncias relativas e freqüências de ocorrência. Cada espécie foi classificada em um dos quatro grupos a seguir: espécies dominantes (Grupo A), espécies freqüentes (Grupo B), espécies comuns (Grupo C) e espécies raras (Grupo D).

Posteriormente foram determinados os seguintes índices de diversidade: 1) Riqueza de espécies de Margalef (D), 2) Diversidade de Shannon (H'), 3) Dominância de Simpson (SI) e 4) Equitabilidade (J). A riqueza de Margalef foi calculada como $D = (S - 1) / \ln (N)$, onde S = número de espécies na amostra; N = número de indivíduos na amostra. O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') foi calculado como: $H' = - pi * Ln (pi)$, onde pi = proporção numérica da espécie i na amostra total, e s = número de espécies, e o i variando de 1 a s. A dominância das espécies foi calculada utilizando-se o índice proposto por Simpson: $Si = \Sigma \{ni (ni -1)/N (N -1)]$, onde ni é o número de indivíduos da espécie "i" em uma amostra e N é o número total de indivíduos na amostra. A equitabilidade foi calculada como: J = H' / H' Max.. Os índices acima encontram-se descritos em MAGURRAN (1988).

Em seguida, comparações entre as médias do número de indivíduos e de espécies por unidade amostral, bem como dos índices de diversidade e da abundância das espécies dominantes (>1% do total capturado) foram feitas entre os quatro trechos do rio (unidades geográficas) e entre os períodos úmidos e de seca, utilizando o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Quando diferenças significativas foram encontradas, foi utilizado o teste de Mann-Whitney ($P < 0,05$) para comparações caso a caso. Estes testes não-paramétricos foram utilizados em substituição a ANOVA (Análise de Variância), uma vez que os dados não atenderam os requisitos de homocedasticidade e normalidade (ZAR 1999).

Estrutura das assembléias de peixes

Para determinar se ocorreram ou não mudanças na estrutura das assembléias de peixes entre os trechos e/ou entre os períodos (úmido/seca) foi aplicado a análise não paramétrica de similaridade monofatorial baseada em permutações - ANOSIM (CLARKE 1993). Inicialmente, os valores da matriz de dados foi transformada pela raiz quarta ($\sqrt[4]{dado}$) para satisfazer os pressupostos de normalidade e moderar a influência das espécies mais abundantes (CPUE). Os dados transformados foram então submetidos a uma análise de similaridade de Bray-Curtis. Sendo que a matriz de resultados gerada foi analisada por uma

ANOSIM. A análise de similaridade é análoga a uma Análise de Variância monofatorial ANOVA, que testa as diferenças significativas entre os grupos. Diferentemente da ANOVA, a análise de ANOSIM baseia-se em uma matriz de similaridade ao invés dos dados brutos, e a significância é baseada em comparações desta matriz em permutações aleatórias (CLARKE & WARWICK 1994). A análise de ANOSIM fornece um R estatístico (variação de -1 a 1) que reflete a quantidade de dissimilaridade associados com cada fator (comparável ao F estatístico de ANOVA). O nível de significância para ANOSIM (P = % de significância) foi significativo para os valores menores que 5% (HOURSTON 2004).

Uma análise de ordenação não paramétrica (MDS) foi usada para identificar os grupos de assembléias de peixes no canal principal e nos maiores tributários da bacia do rio Paraíba do Sul. A ordenação MDS é uma técnica multivariada que requer uma matriz de similaridade gerada a partir de uma matriz original de dados, e que tem como resultado um diagrama onde são plotados os pontos num espaço bi ou tridimensional. O grau de correspondência entre os pontos é dado por um valor denominado de *stress,* que facilita na interpretação do diagrama da ordenação (*stress* > 0,2 = ordenação aleatória; s*tress* < 0,2 = ordenação aceitável; *stress* < 0,1 = boa ordenação) (CLARKE 1993). Para a construção da matriz de similaridade, requisito da ordenação do MDS, primeiramente foi realizado a transformação pela raiz quarta dos dados da matriz original (dados brutos), e posteriormente, o cálculo de similaridade de Bray-Curtis entre tais amostras. Em seguida foi realizada uma análise de similaridade pormenorizada (SIMPER, PRIMER-E Ltd 2001) objetivando identificar as espécies típicas que contribuem mais com a percentagem de similaridade para cada trecho do rio. Através do procedimento de similaridade de SIMPER, as espécies que em média contribuíram fortemente para a assembléia de peixes de cada trecho foram quantificadas e classificadas (CLARKE 1993). Este procedimento usa o desvio-padrão da matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis, atribuída a uma espécie, para todas as espécies pares e compara com a média de contribuição de uma espécie para a dissimilaridade. Além disso, essa análise permite quantificar a contribuição média para cada espécie, à medida da dissimilaridade das assembléias de peixes entre os trechos e entre os períodos.

Variáveis ambientais

As variáveis ambientais foram comparadas entre os trechos e períodos através da análise de variância – ANOVA, seguido pelo teste Tukey "a posteriori". O relacionamento entre as espécies e o ambiente foi feito para as 20 espécies mais abundantes, que contribuíram com mais de 1% do número total. Foram selecionadas as espécies mais abundantes para avaliar a relação espécie ambiente porque elas tendem a ocorrer mais frequentemente nas amostras e também permitem detectar mais robusta relação nas análises.

A análise de componentes principais (PCA) foi realizada sobre as variáveis ambientais para detectar eventuais padrões espaciais e temporais. A PCA foi aplicada sobre os dados transformados, os dados abióticos representados em percentagens foram transformados em arcseno e os dados físico-químicos (temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido e pH) em log (x) e os componentes loads > 0,5 foram utilizados para identificar padrões latentes. Em seguida, o teste de Mantel (MANTEL 1967) foi aplicado para determinar se a matriz de dados das espécies (tanto para a matriz com 89 espécies, como para a matriz das 20 espécies mais abundantes) por amostras é correlacionada com os dados das variáveis ambientais, e com isso posteriormente avaliar algum tipo de relação espécie-ambiente. Foi aplicado o coeficiente de Sørensen (coeficiente de Bray-Curtis) como medida de distância, pois é a medida mais útil em dados de ecologia de comunidade (ROBERTS 1986).

Relações das assembléias de peixes com as variáveis ambientais

A Análise de Correspondência Canônica (CCA; TER BRAAK 1986) foi utilizada para detectar padrões na distribuição das espécies e suas relações com os parâmetros ambientais. As setas representam um determinado fator e determina a direção do diagrama, obtida pelo prolongamento das mesmas. A projeção das espécies nos eixos indica sua relação por maiores ou menores valores de uma determinada condição ambiental (TER BRAAK 1986; 1991). A significância estatística de cada variável ambiental foi avaliada pelo teste de Monte Carlo (1000 permutações). A ordenação CCA foi obtida utilizando o software CANOCO for Windows, versão 4,5 sobre os dados bióticos transformados pelo log (x + 1) e os dados abióticos representados em percentagens foram transformados em arcseno e os dados físico-químicos (temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido e pH) em log (x). Este método de ordenação constitui uma poderosa técnica multivariada, podendo revelar como múltiplas espécies respondem simultaneamente aos fatores ambientais e também podem tornar visível algumas sínteses sobre possíveis gradientes ambientais dos dados ecológicos (TER BRAAK, 1991).

3 RESULTADOS

3.1 Composição das assembléias de peixes

Foram coletados 11.019 indivíduos, pertencentes a 9 ordens, 30 famílias, 58 gêneros e 89 espécies (Tabela 2). Ambos os Siluriformes e Characiformes predominaram em número de espécies, com 30 (33,7%) espécies e 29 (32,6%), respectivamente. Os Perciformes foram representadas por 19 espécies, sendo 8 marinhas, enquanto os grupos menos representados foram os Clupeiformes, Elopiformes, Gymnotiformes, Cyprinodontiformes, Synbranchiformes e Pleuronectiformes. Characidae foi a familia de maior diversidade com 16 espécies seguida de Loricariidae com 13 espécies.

Tabela 2. Lista de espécies agrupadas por ordem e família, coletadas no canal principal e maiores tributários do rio Paraíba do Sul, 2001/2006.

Ordem	Família	Espécie
Elopiformes	Elopidae	*Elops saurus* Linnaeus, 1766
Clupeiformes	Engraulidae	*Anchoviella lepidentostole* (Fowler,1911)
		Lycengraulis grossidens (Agassiz, 1829)
Characiformes	Anostomidae	*Abramites hypselenotus* (Gunther, 1868)
		Leporinus conirostris (Steindachner, 1875)
		Leporinus copelandii (Steindachner, 1875)
		Leporinus mormyrops (Steindachner, 1875)
		Leporinus sp
	Serrasalmidae	*Metynnis maculatus* (Kner, 1858)
	Characidae	*Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758)
		Astyanax paraybae Eigenmann, 1908
		Astyanax giton (Eigenmann, 1908)
		Astyanax scabripinnis (Jenyns, 1842)
		Astyanax sp1
		Astyanax sp2
		Deuterodon sp1
		Deuterodon sp2

Tabela 2. Continuação.

Ordem	Família	Espécie
		Brycon insignis Steindachner, 1877
		Brycon sp
		Hyphessobrycon bifasciatus (Ellis, 1991)
		Hyphessobrycon eques (Boulenger,1900)
		Hyphessobrycon reticulatus Ellis, 1911
		Oligosarcus hepsetus (Cuvier, 1829)
		Probolodus heterostomus Eigenmann,1911
		Salminus brasiliensis (Valenciennes, 1840)
	Crenuchidae	*Characidium* sp
		Characidium alipioi Travassos, 1955
	Erythrinidae	*Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794)
		Hoplieritrynus unitaeniatus (Agassiz,1829)
	Prochilodontidae	*Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836)
		Prochilodus vimboides Kner, 1859
	Curimatidae	*Cyphocharax gilberti* (Quoy e Gaimard, 1824)
Siluriformes	Auchenipteridae	*Glanidium albescens* Reinhardt, 1824
		Trachelyopterus stricatulus (Steindachner, 1877)
	Ariidae	*Genidens genidens* (Valenciennes,1839)
	Pimelodidae	*Pimelodus maculatus* (Lacépède, 1803)
		Pimelodus fur (Reinhardt,1874)
		Pimelodus sp
	Heptapteridae	*Pimelodella eigenmanni* (Boulenger, 1891)
		Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)
		Rhamdia sp1
		Rhamdia sp2
		Taunayia bifasciata (Eigenmann & Norris, 1900)
	Callichthyidae	*Callichthys callichthys* (Linnaeus, 1758)
		Corydoras nattereri (Steindachner,1876)
		Hoplosternum littorale (Hancock, 1828)
	Clariidae	*Clarias gariepinus* (Burchell, 1822)
	Loricariidae	*Hemipsilichthys gobio* Ihering, 1911
		Hypostomus affinis (Steindachner,1876)
		Hypostomus aurogutatus (Steindachner,1876)
		Hypostomus punctatus Valenciennes, 1840
		Hypostomus sp1
		Hypostomus sp2
		Loricariichthys castaneus (Steindachner,1877)
		Harttia loricariformes (Steindachner, 1876)
		Pogonopoma parahybae (Steindachner,1877)
		Rineloricaria cf. *lima* (Kner, 1953)
		Rineloricaria steidachneri (Regan, 1904)
		Rineloricaria sp
		Neoplecostomus variipictus Bizerril, 1995
	Trichomycteridae	*Trichomycterus* sp1
		Trichomycterus sp2
Gymnotiformes	Gymnotidae	*Gymnotus* cf. *carapo* Linnaeus, 1758
	Sternopygidae	*Eigenmannia virescens* (Valenciennes,1847)
Cyprinodontiformes	Poecilidae	*Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868)

Tabela 2. Continuação.

Ordem	Família	Espécie
		Poecilia reticulata (Peters, 1859)
		Poecilia vivipara Block & Schneider, 1801
Synbranchiformes	Synbranchidae	*Synbranchus marmoratus* Bloch, 1795
Perciformes	Cichlidae	*Aequidens* sp
		Cichla monoculus Spix & Agassiz, 1831
		Crenicichla lacustris (Castelnau, 1855)
		Australoheros cf. *facetum* Jenys, 1842
		Australoheros sp
		Geophagus brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1824)
		Tilapia rendalli (Boulenger, 1896)
		Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758)
		Tilápia hibrida – *T. rendalli vs. O. niloticus*
	Centropomidae	*Centropomus parallelus* (Poey, 1860)
		Centropomus undesimalis (Bloch, 1792)
	Mugilidae	*Mugil curema* (Valenciennes, 1836)
		Mugil liza (Valenciennes, 1836)
	Polycentridae	*Polycentrus schomburgkii* Muller & Troschel, 1849
	Scianidae	*Pachiurus adspersus* Steindachner,1879
		Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840)
	Carangidae	*Caranx latus* (Agassiz, 1831)
		Caranx crysos (Mitchill, 1815)
	Gobidae	*Awaous tajasica* (Lichtenstein, 1822)
Pleuronectiformes	Achiridae	*Trinectes paulistanus* (Miranda-Ribeiro, 1915)
	Paralichthyidae	*Citharichthys spilopterus* Gunther, 1862

Vinte espécies (*T. rendalli, G. brasiliensis, P. vivipara, P. reticulata, O. hepsetus, A. bimaculatus, P. maculatus, P. lineatus, P. fur, A. parahybae, H. aurogutatus, H. litoralle, G. albescens, A. giton, H. affinis, C. gilbert, P. caudimaculatus, C. lacustris, C. nattereri* e *L. castaneus*) apresentaram contribuição numérica acima de 1% e contribuíram com 85,8% da captura do número de indivíduos e 73,3% do peso total, tendo sido utilizadas para comparações espaço-temporais. As cinco espécies mais abundantes contribuíram com 43% do número total de indivíduos e 17% do peso total. Quarenta espécies apresentaram número de indivíduos inferior a 0,1% do total capturado e 31 apresentaram peso inferior a 0,1% do total de peixes (Tabela 3). As espécies de maior participação em peso foram *H. aurogutatus, G. brasiliensis, Prochilodus lineatus, H. affinis e P. maculatus*.

Cichlidae foi a família mais abundante com 27% do número total de indivíduos, contribuindo com 10% em número de espécies e 18% do peso total capturado. Characidae contribuiu com 21% do número de indivíduos, e com 17% do peso total. As ordens que apresentaram maior contribuição numérica para o total de peixes capturados foram Characiformes (28,6%), Perciformes (27,9%), Siluriformes (27,1%) e Cyprinodontiformes (15%) (Tabela 2); este último é constituído por peixes de pequeno porte (do gênero *Poecilia* e *Phalloceros*), variando de 9 a 36 mm de comprimento total (Tabela 3). Os Elopiformes, Clupeiformes, Gymnotiformes, Synbranchiformes e Pleuronectiformes apresentaram menor contribuição, todas com menos de 1% do número de peixes coletados (Tabela 2).

Tabela 3. Número de indivíduos, percentagem de número de indivíduos (%N), peso (em gramas), percentagem do peso (%P), freqüências de ocorrência (%FO) e amplitude de tamanho de peixes (mm) (ACt) no canal principal e maiores tributários do rio Paraíba do Sul, 2001/2006.

Espécies	Número Indivíduos	%N	Peso	%P	%FO	ACt
T. rendalli	1516	13,8	5271,53	0,9	43,14	12-390
G. brasiliensis	1058	9,6	56755,26	9,8	88,24	10-430
P. vivipara	807	7,3	224,77	<0,1	29,41	10-36
P. reticulata	710	6,4	48,1	<0,1	33,33	11-35
O. hepsetus	649	5,9	36785,39	6,3	88,24	26-285
A.bimaculatus	575	5,2	12477,72	2,2	82,35	110-175
P. maculatus	531	4,8	38920,44	6,7	52,94	160-316
P. lineatus	515	4,7	53911	9,3	31,37	180-255
P. fur	496	4,5	26160,48	4,5	43,14	150-250
A. parahybae	430	3,9	10691,85	1,8	68,63	45-160
H.aurogutatus	356	3,2	64070,19	11,1	64,71	100-400
H. litoralle	340	3,1	25562	4,4	58,82	115-243
G. albescens	308	2,8	14495,88	2,5	37,25	111-151
A. giton	229	2,1	4049,15	0,7	35,29	9-35
H. affinis	203	1,8	39768,65	6,9	80,39	98-140
C. gilbert	199	1,8	14807,6	2,6	35,29	30-405
P. caudimaculatus	144	1,3	37,55	<0,1	29,41	110-188
C. lacustris	142	1,3	7427,26	1,3	49,02	145-280
C. nattereri	135	1,2	409,54	0,1	19,61	25-86
L. castaneus	121	1,1	12939,09	2,2	17,65	250-450
R. cf *lima*	115	1	1360,87	0,2	45,10	150-190
L. copelandii	94	0,8	28211,7	4,9	47,06	260-450
H. loricariforme	92	0,8	2216,11	0,4	23,53	150-160
H. egues	87	0,8	15,09	<0,1	25,49	28-39
T.híbrida	85	0,8	5407,26	0,9	21,57	10-40
E. virescens	80	0,7	3042,03	0,5	47,06	210-367
R. quelem	73	0,7	10827,67	1,9	35,29	20-700
H. malabaricus	71	0,6	24998,42	4,3	54,90	50-335
Astyanax sp1	70	0,6	867,1	0,1	17,65	100-110
T. striatulus	66	0,6	4925,6	0,8	33,33	150-190
N. variipictus	55	0,5	552,96	0,1	3,92	20-60
O. nilótica	53	0,5	24585,8	4,2	27,45	240-321
G. carapo	50	0,4	3110,04	0,5	50,98	196-300
P. adspersus	48	0,4	3246,1	0,6	19,61	160-205
Aequidens sp	45	0,4	350	0,1	7,84	100-150
Cichlassoma sp	39	0,3	71	<0,1	9,80	20-70
Deuterodon sp	38	0,3	377	0,1	17,65	80-120
L. mormyrops	36	0,3	1841	0,3	13,73	170-215
H. bifasciatus	29	0,3	12,29	<0,1	7,84	20-40
P. heterostomus	28	0,2	682,8	0,1	17,65	100-122
A.cf. facetum	23	0,2	1346,9	0,2	21,57	85-160
A. tajasica	23	0,2	366,22	0,1	7,84	30-145
C. alipioi	17	0,1	200,3	<0,1	1,96	30-60
C. callichtys	17	0,1	8073,3	1,4	3,92	110-230
C. parallelus	17	0,1	6518	1,1	13,73	290-500

Tabela 3. Continuação

Espécies	Número Indivíduos	%N	Peso	%P	%FO	ACt
C. monoculos	15	0,1	2591,5	0,4	15,69	270-320
Rhamdia sp	14	0,1	2273,07	0,4	9,80	20-30
Astyanax sp2	12	0,1	0,96	<0,1	7,84	100-120
A. hypselenotus	12	0,1	0,57	0,1	5,88	10-12
Trichomycterus sp1	11	<0,1	84,83	<0,1	3,92	111-130
Hypostomus sp1	10	<0,1	481	0,1	5,88	20-60
Leporinus sp1	9	<0,1	860	0,1	5,88	50-60
Tricomycterus sp2	9	<0,1	316	0,1	3,92	30-60
H. unitaeniatus	7	<0,1	1234	0,2	9,80	150-200
M. maculatus	7	<0,1	259	<0,1	5,88	20-60
P. vimboides	7	<0,1	1169	0,2	5,88	221-260
Rhamdia sp2	7	<0,1	0,33	0,1	9,80	124-135
H. gobio	7	<0,1	148,88	<0,1	3,92	150-195
L. grossidens	7	<0,1	621	0,1	3,92	10-50
A. scabripinnis	6	<0,1	108,4	<0,1	7,84	115-180
L. conirostris	6	<0,1	1775	0,3	9,80	220-250
P.eigenmanni	6	<0,1	188	<0,1	3,92	315-350
B. insignis	5	<0,1	706,81	0,1	5,88	100-150
S. marmoratus	5	<0,1	372,9	0,1	5,88	185
S. brasiliensis	3	<0,1	1187	0,2	3,92	150-200
Pimelodus sp	3	<0,1	164	<0,1	3,92	336-400
G. genidens	3	<0,1	496	0,1	3,92	150-200
M. curema	3	<0,1	299	0,1	5,88	280-322
M. liza	3	<0,1	2777	0,4	1,96	214-580
T. paulistanus	3	<0,1	39	<0,1	1,96	270-317
Characidium sp	3	<0,1	5,56	<0,1	3,92	84-91
Brycon sp	2	<0,1	455	0,1	1,96	150-173
P. parahybae	2	<0,1	1047	0,2	3,92	210-232
R. steindachneri	2	<0,1	0,79	<0,1	1,96	40-45
H. reticulatus	1	<0,1	0,96	<0,1	1,96	20
Deuterodon sp1	1	<0,1	59,4	<0,1	1,96	100-130
Hypostomus sp1	1	<0,1	118	<0,1	1,96	30
Rineloricaria sp	1	<0,1	48	<0,1	1,96	40-80
C. gariepinus	1	<0,1	1018	0,2	1,96	495
Centropomus sp	1	<0,1	150	<0,1	1,96	50
Caranx crysos	1	<0,1	145	<0,1	1,96	220
Caranx latus	1	<0,1	24	<0,1	1,96	112
P. squamosissimus	1	<0,1	164	<0,1	1,96	230
P. schomburgkii	1	<0,1	20	<0,1	1,96	27
C. spilopterus	1	<0,1	14,37	<0,1	1,96	125
A. lepidentostole	1	<0,1	31	<0,1	1,96	145
E. saurus	1	<0,1	135	<0,1	1,96	300
H. punctatos	1	<0,1	4	<0,1	1,96	30
T. bifasciatus	1	<0,1	1,3	<0,1	1,96	40
Total	**11.019**	**100**	**579593,6**	**100**		

3.2 Abundância relativa e freqüência de ocorrência

Com a finalidade de avaliar a estrutura das assembléias ao longo do canal principal e dos maiores tributários da bacia do rio Paraíba do Sul, as espécies foram classificadas em ordem de importância de acordo com suas abundâncias relativas e freqüências de ocorrência (Fig. 2, Tabela 4):

- Espécies dominantes (Grupo A) –Inclui 20 espécies, com abundância relativa > 1% e com freqüência de ocorrência variando de 17,75 a 88,24 e totalizando 85,89% da abundância em número de indivíduos capturados;
- Espécies freqüentes (Grupo B) – Constituída por 29 espécies com abundância relativa variando entre 0,1% a 1% e freqüência de ocorrência variando de 1,96 a 54,90%. Estas espécies contribuíram com 12,74% da abundância total;
- Espécies comuns (Grupo C) – Inclui 25 espécies com abundância relativa entre 0,01% a 0,1%, e freqüência de ocorrência variando entre 1,96 a 9,80. Estas espécies contribuíram com 1,23% da abundância total;
- Espécies raras (Grupo D) – Inclui 15 espécies com abundância relativa < 0,01%, e com uma freqüência de ocorrência de 1,96 para todas as espécies. Essas espécies contribuíram com 0,14% da abundância total dos indivíduos.

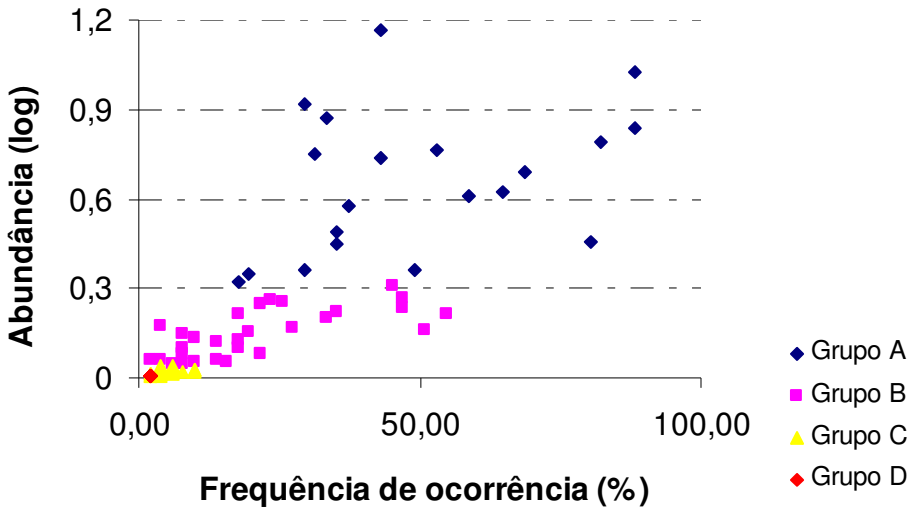


Figura 2. Espécies agrupadas de acordo com abundância numérica e a freqüência de ocorrência das espécies amostradas no canal principal do rio Paraíba do Sul e dos maiores tributários (>4 ordem), 2001-2006.

Tabela 4. Lista de espécies de peixes amostradas ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul e maiores tributários (> 4 ordem), agrupadas de acordo com a % de abundância e freqüência de ocorrência. As espécies em todos os grupos são listadas em ordem decrescente da percentagem da abundância relativa. Período: 2001-2006.

Grupo A ***Espécies dominantes***	***%***	***FO***	***Grupo B*** ***Espécies frequentes***	***%***	***FO***	***Grupo C*** ***Espécies comuns***	***%***	***FO***	***Grupo D*** ***Espécies raras***	***%***	FO
T. rendalli	13,76	43,14	*R. cf. lima*	1,00	45,10	*Trichomycterus* sp	0,10	3,92	*H. reticulatus*	0,01	1,96
G. brasiliensis	9,60	88,24	*L. copelandii*	0,85	47,06	*Hypostomus* sp	0,09	5,88	*Deuterodon* sp1	0,01	1,96
P. vivipara	7,32	29,41	*H. loricariformes*	0,83	23,53	*Leporinus* sp	0,08	5,88	*Hipostomus* sp1	0,01	1,96
P. reticulata	6,44	33,33	*H. egues*	0,79	25,49	*Tricomycterus* sp2	0,08	3,92	*Rineloricaria* sp	0,01	1,96
O. hepsetus	5,89	88,24	*T. híbrida*	0,77	21,57	*H. unitaeniatus*	0,06	9,80	*C. gariepinus*	0,01	1,96
A. bimaculatus	5,22	82,35	*E. virescens*	0,73	47,06	*M. maculatus*	0,06	5,88	*Centropomus* sp	0,01	1,96
P. maculatus	4,82	52,94	*R. quelem*	0,66	35,29	*P. vimboides*	0,06	5,88	*C. crysos*	0,01	1,96
P. lineatus	4,67	31,37	*H. malabaricus*	0,64	54,90	*Rhamdia* sp2	0,06	9,80	*C. latus*	0,01	1,96
P. fur	4,50	43,14	*Astyanax* sp	0,64	17,65	*H. gobio*	0,06	3,92	*P. squamosissimus*	0,01	1,96
A. parahybae	3,90	68,63	*T. striatulus*	0,60	33,33	*L. grossidens*	0,06	3,92	*P. schomburgkii*	0,01	1,96
H. aurogutatus	3,23	64,71	*N. variipictus*	0,50	3,92	*A. scabripinnis*	0,05	7,84	*C. spilopterus*	0,01	1,96
H. litoralle	3,09	58,82	*O. niloticus*	0,48	27,45	*L. conirostris*	0,05	9,80	*A. lepidentostole*	0,01	1,96
G. albescens	2,80	37,25	*G. cf. carapo*	0,45	50,98	*P. eigenmanni*	0,05	3,92	*E. saurus*	0,01	1,96
A. giton	2,08	35,29	*P. adspersus*	0,44	19,61	*B. insignis*	0,05	5,88	*H. punctatos*	0,01	1,96
H. affinis	1,84	80,39	*Aequidens* sp	0,41	7,84	*S. marmoratus*	0,05	5,88	*T. bifasciatus*	0,01	1,96
C. gilbert	1,81	35,29	*Australoheros* sp	0,35	9,80	*S. brasiliensis*	0,03	3,92			
P. caudimaculatus	1,31	29,41	*Deuterodon* sp	0,34	17,65	*Pimelodus* sp	0,03	3,92			
C. lacustris	1,29	49,02	*L. mormyrops*	0,33	13,73	*G. genidens*	0,03	3,92			
C. nattereri	1,23	19,61	*H. bifasciatus*	0,26	7,84	*M. curema*	0,03	5,88			
L. castaneus	1,10	17,65	*P. heterostomus*	0,25	17,65	*M. liza*	0,03	1,96			
			A. cf. facetum	0,21	21,57	*T. paulistanus*	0,03	1,96			
			A. tajasica	0,21	7,84	*Characidium* sp	0,03	3,92			
			C. alipioi	0,15	1,96	*Brycon* sp	0,02	1,96			
			C. callichtys	0,15	3,92	*R. aspera*	0,02	3,92			
			C. parallelus	0,15	13,73	*R. steindachneri*	0,02	1,96			
			C. monoculos	0,14	15,69						
			Rhamdia sp	0,13	9,80						
			Astyanax sp1	0,11	7,84						
			A. hypselenotus	0,11	5,88						

3.3 Variação espaço-temporal

Um maior número de espécies em todas as ordens foi observado durante o período úmido. Também se observou uma tendência de aumento da riqueza ao longo do trecho longitudinal do rio, com menores valores no trecho superior e maiores no trecho inferior. Characiformes e Siluriformes foram os grupos predominantes na maioria dos trechos. Perciformes foi predominante no trecho inferior e Cyprinodontiformes apresentou proporções aproximadamente iguais entre os trechos (Tabela 5).

Tabela 5. Número de espécies de peixes por unidade geográfica durante os períodos úmido e seco, no rio Paraíba do Sul, 2001-2006.

Ordem	Superior		Médio-Superior		Médio-Inferior		Inferior	
	Úmido	Seco	Úmido	Seco	Úmido	Seco	Úmido	Seco
Characiformes	13	11	12	10	21	19	17	11
Siluriformes	10	9	13	11	16	15	14	9
Perciformes	3	3	8	6	9	8	12	12
Cyprinodontiformes	2	2	3	3	3	3	2	2
Outras ordens	0	0	3	2	3	2	7	3
Total	28	25	39	32	52	47	52	37

As espécies mais comuns e abundantes amplamente distribuídas nos 4 trechos da bacia foram *G. brasiliensis, A. bimaculatus, A. parahybae* e *H. aurogutatus* (Tabela 7). Por outro lado, apresentaram diferenças significativas entre os trechos *P. maculatus*, *H. littorale* e *C. nattereri,* que foram significativamente mais abundante no trecho médior-superior; *O. hepsetus*, *P. fur e G. albescens,* no trecho médio-inferior e *P. vivípara*, *L. castaneus* e *P. lineatus,* no trecho inferior (Tabela 6; Fig. 3).

Tabela 6. Comparação do número das 20 espécies mais abundantes no canal principal e maiores tributários do rio Paraíba do Sul (2001/2006), entre os trechos (SU=superior, MS= médio superior, MI= médio inferior e IN= inferior) e períodos do ano (úmido/seca), através do teste não paramétrico de Kruskall-Wallis (H), e teste "a posteriori" de Mann-Whitney (U).

Espécies	Kruskall-Wallis (H)	Teste "a posteriori" de Mann-Whitney (U)
T. rendalli	n.s.	-
G. brasiliensis	n.s.	-
P. vivipara	21,15**	IN > MS; SU; MI
P. reticulata	n.s	-
O. hepsetus	22,14**	MI > I; MS; SU
A. bimaculatus	9,45*	MS; MI > SU; IN
P. maculatus	18,86**	MS > SU; MI; IN
P. lineatus	15,28**	IN > SU; MS; MI
P. fur	29,26**	MI > SU; MS; IN
A. paraybae	9,74*	SU; MS > MI; IN
H. aurogutatus	9,37*	SU; MS; MI > IN
H. littorale	12,63**	MS > SU; MI; IN
G. albescens	10,89*	MI > SU; MS; IN
A. giton	n.s.	-
H. affinis	n.s.	-
C. gilberti	n.s.	-
P. caudimaculatus	n.s.	-
C. lacustris	9,01*	-
C. nattereri	29,68**	MS > SU; MI; IN
L. castaneus	28,88**	IN > SU; MS; MI

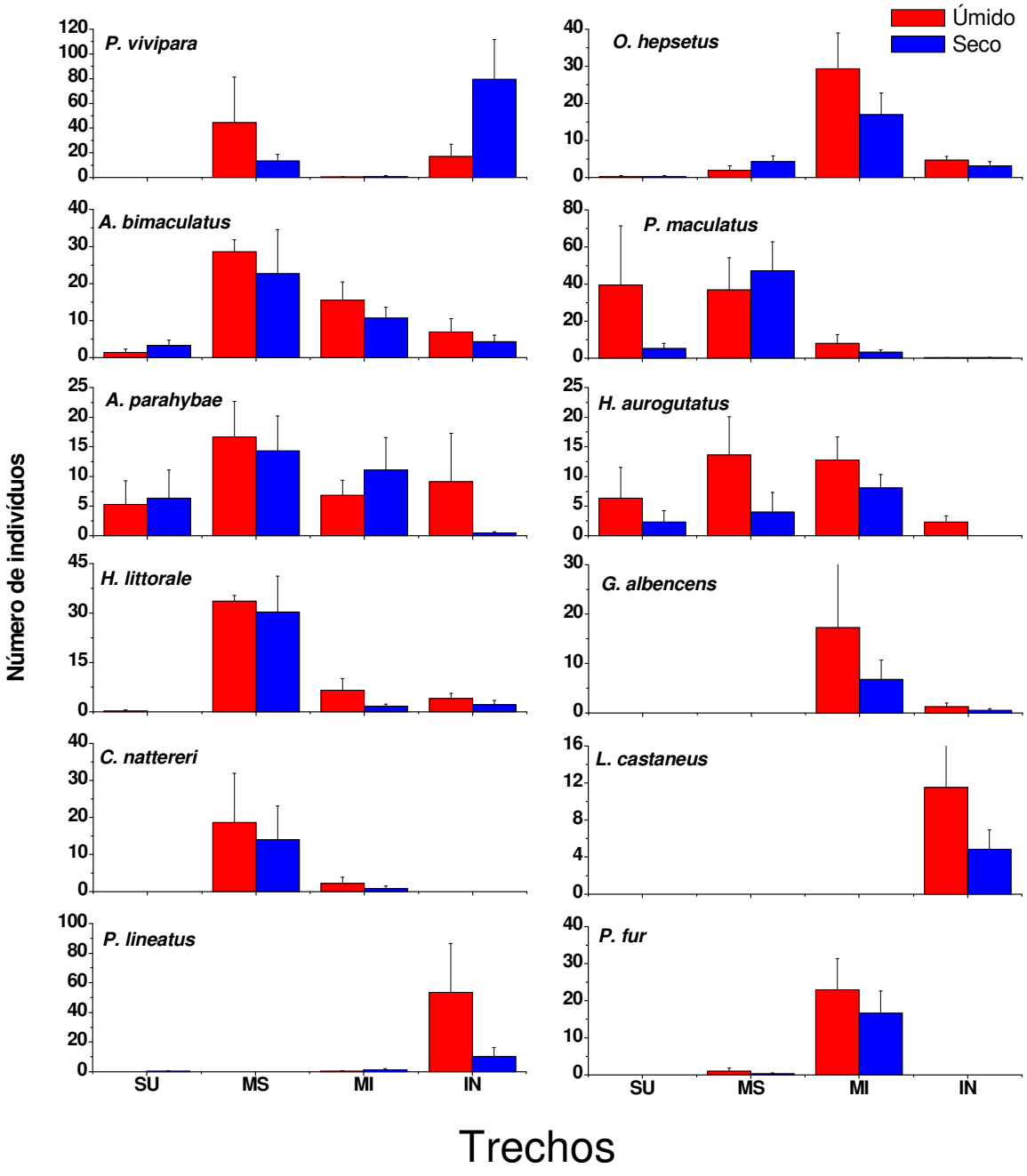


Figura 3. Média e erro padrão (linhas verticais) da abundância das espécies que apresentaram diferenças significativas entre os trechos coletados (SU= superior, MS= médio superior, MI= médio inferior e IN= inferior) no canal principal e maiores tributários do rio Paraíba do Sul, 2001/2006.

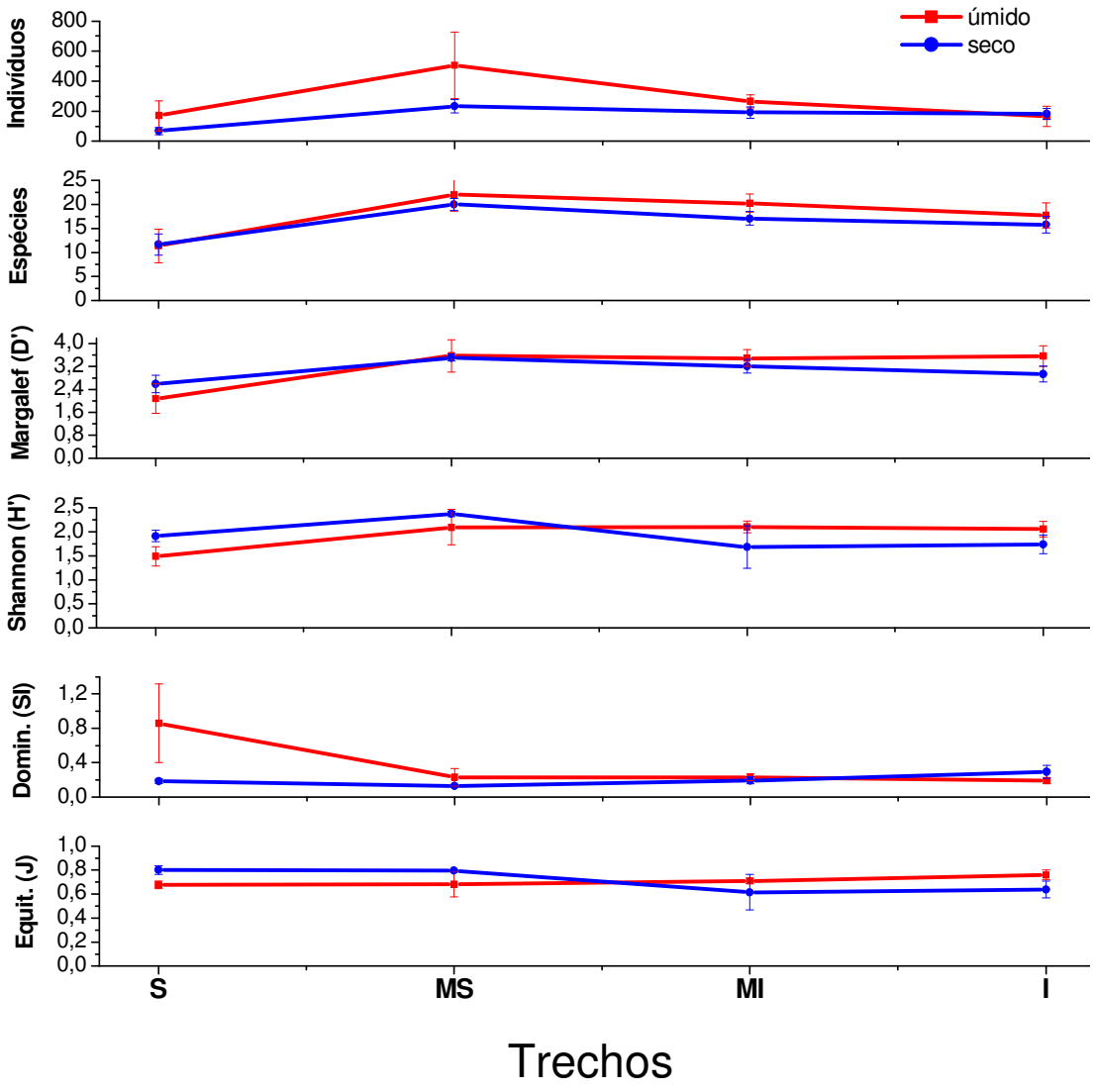


Figura 4. Médias e erros padrões (linhas verticais) do número total de indivíduos, número de espécies, riqueza de Margalef (D), Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), Dominância (SI) e Equitabilidade (J') por unidade geográfica e por período do ano (úmido/seco) no canal principal e maiores tributários rio Paraíba do Sul, 2001/2006.

O número total de indivíduos foi maior durante o período úmido, correspondendo a 59,3% do total de peixes coletados. *L. castaneus* foi à única espécie abundante a ocorrer somente no trecho inferior. O número de indivíduos e o número de espécies por amostra não apresentaram diferenças significativas (P>0,05) entre os períodos seca/úmido nem entre os trechos do rio, embora algumas tendências tenham sido observadas (Fig. 4). O trecho médio-superior apresentou o mais elevado número de indivíduos durante o período úmido, embora com erro padrão relativamente elevado devido à variabilidade numérica entre as amostras; as elevadas abundâncias de *T. rendalli* neste trecho foram responsáveis por este padrão. No período seco verificou-se uma tendência de aumento da abundancia de peixes do trecho superior para o trecho inferior; o número de espécies por amostra seguiu esta mesma tendência, sendo mais evidente no período úmido.

Os quatro índices de diversidade apresentaram diferentes tendências ao longo dos diferentes trechos do rio, mas também não apresentaram diferenças significativas (P>0,05). A

riqueza de Margalef seguiu o mesmo padrão do número de espécies/amostra, crescendo do trecho superior para o trecho inferior, principalmente no período úmido; no período de seca o índice tem uma leve queda a partir do trecho médio-superior até o trecho inferior. O índice de diversidade de Shannon-Wiener foi mais elevado no trecho médio-superior nos dois períodos, sendo que apresentaram maiores valores o trecho superior e médio-superior no período seco e os trechos médio-inferior e inferior apresentaram maiores valores no úmido. A dominância de Simpson apresentou maior valor no trecho superior, caindo os valores ao longo dos outros trechos do rio no período úmido e no período seco ocorre o contrário, com menores valores no trecho superior, aumentando levemente ao longo dos outros trechos. A equitabilidade no período de seca foi mais elevada no trecho superior e médio-superior, enquanto no período úmido foi mais elevada no trecho médio-inferior e inferior (Fig. 4).

Apenas cinco espécies (*P. vivipara, P, fur, G. albescens, C. nattereri* e *L. castaneus*) das 20 espécies mais abundantes foram ausentes no trecho superior, quatro espécies (*P. lineatus, G. albescens, A. giton*, e *L. castaneus*), foram ausentes no trecho médio-superior, *L. castaneus* foi ausente no trecho médio-inferior e as duas espécies (*P. fur* e *C. nattereri*), foram ausentes no trecho inferior (Tabela 7). Nove das 89 espécies registradas foram não-nativas e 14 foram marinhas com distribuição restrita ao trecho inferior (Tabela 7).

Tabela 7. Distribuição das espécies de peixes nos quatro trechos do rio Paraíba do Sul, 2002/2006. As vinte espécies mais abundantes estão em negrito; * Espécies introduzidas. ** Espécies marinhas. Guildas tróficas: Detritivoros, Onívoros, Carnívoros, Herbivoros, Invertivoros e Frugivoros. Trechos do rio: SU = Superior; MS = Médio-superior; MI = Médio-inferior; IN = Inferior.

Espécies	**Trechos**				**Guida Trófica**	**Referências**
	SU	**MS**	**MI**	**IN**		
T. rendalli*	3	753	662	98	Onívoros	BATCHELOR 1978.
G. brasiliensis	142	52	633	231	Onívoros	BARBIERI & SANTOS 1980; SABINO & CASTRO 1990.
P. vivipara		174	18	615	Onívoros	Observação pessoal
P. reticulata*	57	48	600	5	Onívoros	HARPAZ et al. 2005
O. hepsetus	2	19	571	57	Carnívoros	ARAÚJO et al. 2005.
A. bimaculatus	14	154	325	82	Onívoros	CASTRO & CASATTI 1997
P. maculatus	134	253	140	4	Onívoros	ANDRADE & BRAGA 2005; BASILE-MARTINS et al. 1983; LOLIS & ANDRIAN 1996.
P. lineatus	1		23	491	Detritivoros	ALMEIDA et al. 1993; ANDRADE & BRAGA 2005.
P. fur		4	492		Onívoros	Observação pessoal
A. parahybae	35	93	226	76	Onivoros	Observação pessoal
H. aurogutatus	26	53	258	19	Detritivoros	Observação pessoal
H. litoralle	1	192	101	46	Detritivoros	MOL 1995.
G. albescens			295	13	Onivoros	Observação pessoal
A. giton	6		206	17	Onivoros	HARTZ et al. 1996.
H. affinis	20	29	113	41	Detritivoros	Observação pessoal
C. gilbert	84	7	44	64	Detritivoros	Observação pessoal
P. caudimaculatus	8	16	117	3	Onivoros	SABINO & CASTRO 1990
C. lacustris	1	12	60	69	Carnivoros	Observação pessoal
C. nattereri		98	37		Detritivoros	OYAKAWA et al. 2006.

L. castaneus				121	Detritivoros	Observação pessoal
R. cf *lima*		21	90	4	Onívoros	Observação pessoal
L. copelandii	7	3	84		Herbivoros	NOMURA 1976.
H. loricariformes	25	36	27	4	Detritivoros	Observação pessoal
*H. egues**		38	35	14	Invertivoros	PELICICE & AGOSTINHO 2006
*T. híbrida**		9	64	12	Onívoro	Observação pessoal
E. virescens		7	48	25	Invertivoros	CASTRO & CASATTI 1997.
R. quelen	6	23	41	3	Carnivoros	CASTRO & CASATTI 1997
H. malabaricus	5	22	34	10	Carnivoros	MENIN & MIMURA 1991; CASTRO & CASATTI 1997.
Astyanax sp1	32	9	29		Onivoros	HARTZ et al. 1996.
T. striatulus			27	39	Invertivoros	Observação pessoal
N. variipictus	55				Invertivoros	BIZERRIL 1999
*O. niloticos**		24	26	3	Onivoros	WELIANGE & AMARASINGHE 2003; TALDE et al. 2004.
G. cf. *carapo*		11	31	8	Invertivoros	MENIN 1989; CASTRO & CASATTI 1997.
P. adspersus		1	30	17	Carnivoros	Observação pessoal
Aequidens sp				45	Onivoros	Observação pessoal
Australoheros sp		1	2	36	Onivoros	ANDRADE & BRAGA 2005.
Deuterodon sp			37	1	Invertivoros	Observação pessoal
L. mormyrops	1		34	1	Herbivoros	Observação pessoal
H. bifasciatus			4	25	Invertivoros	Coutinho et al., 2000
P. heterostomus	2	11	15		Onivoros	ROBERTS 1970; OYAKAWA et al. 2006.
A. facetum	8		4	11	Onivoros	ANDRADE & BRAGA 2005.
A. tajasica				23	Detritivoros	FIGUEIREDO & MENEZES 1985.
C. alipioi			17		Herbívoros	COSTA 1987; BRAGA 2005. OYAKAWA et al. 2006.
C. callichtys		14	3		Detritivoros	MOL 1995.
*C. parallelus***				17	Carnivoros	FIGUEIREDO & MENEZES 1980.
*C. monoculos**		7	6	2	Carnivoros	FONTENELE 1982; CÂMARA & CHELLAPPA 1996; ANDRADE & BRAGA 2005.
Rhamdia sp		6	7	1	Carnivoros	Observação pessoal
Astyanax sp2		1	11		Onivoros	HARTZ et al. 1996.
*A. hypselenotus**			10	2	Onivoros	SILVANO et al. 2001.
Trichomycterus sp1	11				Invertivoro	BIZERRIL 1999
Hypostomus sp1		2		8	Detritivoros	Observação pessoal
Leporinus sp1	1	1	7		Herbivoros	Observação pessoal
Tricomycterus sp2	9				Invertivoro	BIZERRIL 1999
H. unitaeniatus		4		3	Carnivoros	PONTON & MÉRIGOUX 2001
*M. maculatus**			5	2	Onivoros	SAZIMA 1986.

P. vimboides			7		Detritivoros	Observação pessoal
Rhamdia sp2			7		Carnivoros	Observação pessoal
H. gobio	7				Detritivoros	Observação pessoal
*L. grossidens***				7	Carnivoros	FIGUEIREDO & MENEZES 1978.
A. scabripinnis	1		5		Onivoros	CASTRO & CASATTI 1997
L. conirostris	3	1		2	Herbivoros	Observação pessoal
P. eigenmanni			5	1	Onivoros	Observação pessoal
B. insignis			4	1	Herbivoros	Observação pessoal
S. marmoratus		4	1		Carnivoros	ROJAS-BELTRAN 1989; MENEZES et al. 2007
*S. brasiliensis**				3	Carnivoros	RODRIGUES & MENIN 2006.
Pimelodus sp			3		Onívoros	Observação pessoal
*G. genidens***				3	Carnivoros	FIGUEIREDO & MENEZES 1978.
*M. curema***				3	Detritivoros	FIGUEIREDO & MENEZES 1985.
*M. liza **				3	Detritivoros	FIGUEIREDO & MENEZES 1985.
*T. paulistanus***				3	Invertivoros	FIGUEIREDO & MENEZES 2000.
Characidium sp	3				Herbívoros	COSTA 1987; BRAGA 2005. OYAKAWA et al. 2006.
Brycon sp			2		Frugivoros	Observação pessoal
P. parahybae		2			Detritivoros	Observação pessoal
R. steindachneri				2	Detritivoros	Observação pessoal
H. reticulatus			1		Invertivoros	Observação pessoal
Deuterodon sp1			1		Invertivoros	Observação pessoal
Hypostomus sp1			1		Detritivoros	Observação pessoal
Rineloricaria sp		1			Detritivoros	Observação pessoal
*C. gariepinus***				1	Carnívoro	SIERRA et al. 1994.
*C. undecimalis **				1	Carnívoros	SIERRA et al. 1994.
*Caranx crysos***				1	Carnívoros	RANDALL 1967; MENEZES & FIGUEIREDO 1980.
*Caranx latus***				1	Carnívoros	RANDALL 1967; MENEZES & FIGUEIREDO 1980.
P. squamosissimus		1			Invertivoros	WILLIAMS et al. 1998; ANDRADE & BRAGA 2005
*P. schomburgkii***				1	Carnívoros	MÉRIGOUX & PONTON 1998
*C. spilopterus***				1	Invertivoros	CASTILLO-RIVERA et al. 2000;
*A. lepidentostole***				1	Invertivoros	TEIXEIRA 1994.
*E. saurus***				1	Carnívoros	FIGUEIREDO & MENEZES 1978.
H. punctatus			1		Detritivoros	Observação pessoal
T. bifasciatus	1				Invertivoros	Observação pessoal
Total Espécies	**32**	**42**	**58**	**61**		

O trecho superior apresentou principalmente espécies onívoras e detritivoras. As espécies detritivoras ocorreram em maior número no trecho médio-inferior e inferior. Espécies onívoras, invertívoras e carnívoras foram maiores no trecho médio-inferior e inferior (Tabela 8). Espécies herbívoras foram maiores no trecho superior e frugívoras no trecho médio-inferior. O número de indivíduos também mudou longitudinal, com maiores números de indivíduos herbívoros, onívoros, carnívoros e invertívoros no trecho médio-inferior, e detritívoros no trecho inferior.

Tabela 8. Número de espécies e indivíduos por guildas tróficas nos quatro trechos do rio Paraíba do Sul, 2002/2006. Trechos do rio: SU = Superior; MS = Médio-superior; MI = Médio-inferior; IN= Inferior.

Guildas Tróficas	**Espécies**				**Indivíduos**			
	SU	MS	MI	IN	SU	MS	MI	IN
Detritívoros	7	10	11	12	164	434	615	825
Onívoros	17	24	34	29	455	1658	4109	1305
Carnívoros	4	9	9	17	14	98	757	197
Herbívoros	5	3	4	2	15	5	142	3
Invertívoros	4	4	8	9	76	57	184	117
Frugívoros	0	0	2	1	0	0	6	1

3.4 Estrutura das assembléias de peixes

As assembléias de peixes variaram significativamente entre os trechos do rio, e também entre os trechos durante ambos os períodos de verão/úmido e inverno/seco (Tabela 9), com exceção entre os trechos superior vs médio-superior no período úmido, médio-superior vs médio-inferior e médio-superior vs inferior no período úmido e entre os trechos superior vs médio-superior no período seco. Um R não-significativo (R = 0,009; p = 0,28) entre os períodos indicou que não existe qualquer alteração na estrutura das assembléias de peixes entre os períodos úmido e seco. Quando cada trecho foi considerado separadamente, diferenças significativas entre os períodos foram registradas apenas para o trecho inferior (R = 0,228; p = 0,03).

A análise de ordenação (MDS) revelou separação entre os trechos superior, médio-superior, médio-inferior e inferior, com uma pequena sobreposição entre os trechos médio-superior e médio-inferior. Quanto aos períodos, houve uma separação apenas para o trecho inferior. Os outros trechos apresentaram-se com considerável sobreposição entre os períodos (Fig. 5).

Tabela 9. Estatísticas do teste de ANOSIM resultantes de comparação entre as assembléias de peixes por trechos e por cada período. Trechos do rio: SU = Superior; MS = Médio-superior; MI = Médio-inferior; IN= Inferior. GL = Grau de liberdade.

Trechos (todos os períodos)	**(R Global: 0.58**)**	**GL**	***P***
SU vs. MS	0,36**	5	0,006
SU vs. MI	0,65**	5	0,002
SU vs. IN	0,65**	5	0,001
MS vs. MI	0,38**	5	0,004
MS vs. IN	0,42**	5	0,001
MI vs. IN	0,68**	5	0,001
Úmido	**(R Global: 0.54**)**	**GL**	***P***
SU vs. MS	0,41 ns	2	0,20
SU vs. MI	0,69**	2	0,007
SU vs. IN	0,76*	2	0,012
MS vs. MI	0,33 ns	2	0,08
MS vs. IN	0,38 ns	2	0,07
MI vs. IN	0,57**	7	0,001
Seco	**(R Global: 0.69**)**	**GL**	***P***
SU vs. MS	0,37 ns	2	0,10
SU vs. MI	0,59*	2	0,013
SU vs. IN	0,75*	2	0,012
MS vs. MI	0,42**	2	0,007
MS vs. IN	0,78*	2	0,012
MI vs. IN	0,88**	5	0,001

Ns = não-significante: ∗P < 0.05:∗∗P < 0.01

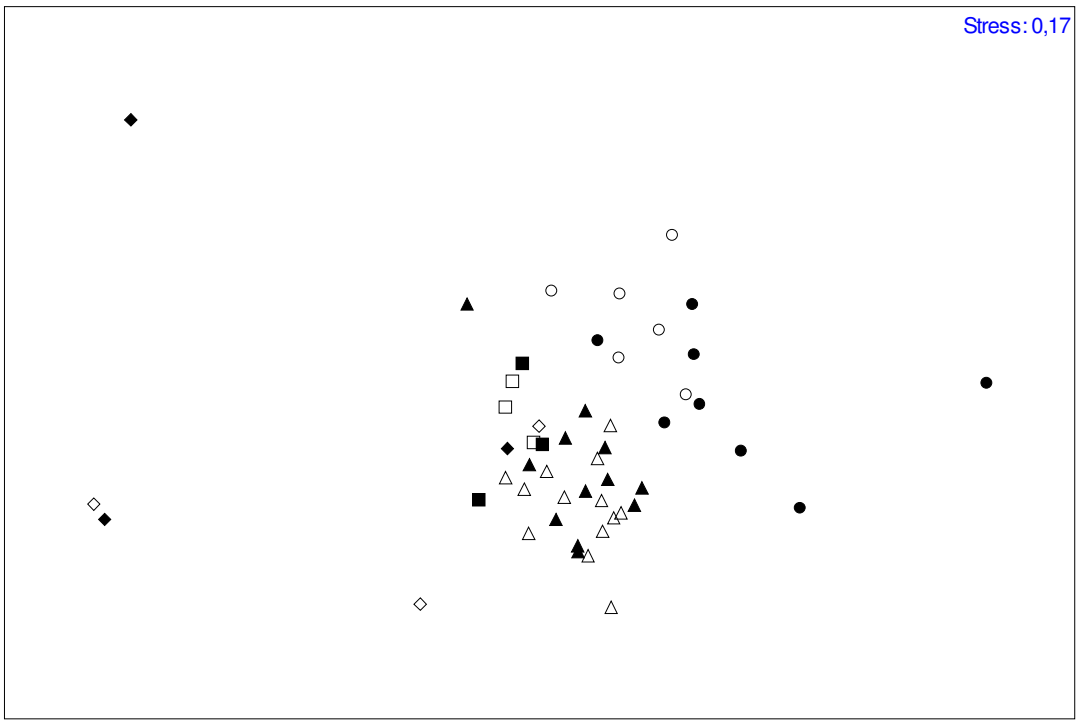


Figura 5. Representação da ordenação MDS por trechos e períodos da estrutura das assembléias de peixes no rio Paraíba do Sul, 2001/2006. Símbolos: ♦ = Superior; ■ = Médio-superior; ▲= Médio-inferior; ● = Inferior. Períodos = Úmido representado por símbolos fechados e seco representado por símbolos abertos.

Segundo a análise de SIMPER, as espécies mais representativas para o trecho superior foram *R. quelen* (11,6%) e *A. parahybae* (10,0%) (Tabela 10). As espécies *H. littorale* (11,8%), *P. maculatus* (11,7%) e *A. bimaculatus* (10,0%) representaram o trecho médio-superior. As espécies *G. brasiliensis* (12,4%) e *O. hepsetus* (12,3%) foram tipicas do trecho médio-inferior, e as especies *O. hepsetus* (12,4%) e *G. brasiliensis* (10,9%) foram típicas do trecho inferior. A maior dissimilaridade (83,52%) foi detectada entre os trechos superior e inferior, devido principalmente a altas dissimilaridades entre as espécies *P. vivipara* e *G. brasiliensis,* onde o período úmido apresentou 88,04% de dissimilaridade e o período seco 77,98%.

Tabela 10. Diagnóstico das espécies resultante da análise de SIMPER para os quatro trechos e dois períodos (úmido e seco) do canal principal e maiores tributários do rio Paraíba do Sul, 2001/2006. Foram destacadas apenas as espécies que contribuem mais que 10% da média similaridade dentro do grupo. Entre parênteses está indicada à percentagem (%) de contribuição média de similaridade/ Abundancia média para cada espécie.

Trechos	**Para todos os períodos**	**Úmido**	*Seco*
Superior	**Média. Similaridade: 23,28 %**	**Média Similaridade: 15,97 %**	**Média Similaridade: 26,64 %**
	R. quelen (11,6/1,0)	*A. facetum* (39,7/2,7)	*R. quelen* (19.8/8.7)
	A. parahybae (10,0/5,8)	*Astyanax* sp (20,9/10,7)	*H. gobio* (12,6/2,3)
		P. caudimaculatus (19,8/2,3)	*P. maculatus* (10,9/5,3)
		A. giton (10,7/2,0)	*A. bimaculatus* (10,9/3,3)
			H affinis (10,3/3,3)
Médio-superior	**Média. Similaridade: 54,91 %**	**Média. Similaridade: 47,01 %**	**Média. Similaridade: 57,76 %**
	H. littorale (11,8/32,0)	*H. littorale* (14,1/33,7)	*P. maculatus* (11,9/47,3)
	P. maculatus (11,8/42,2)	*A. bimaculatus* (13,2/28,7)	*H. littorale* (11,0/30,3)
	A. bimaculatus (10,0/25,7)	*P. maculatus* (11,9/37,0)	*P. reticulata* (10.1/14,7)
Médio-inferior	**Média. Similaridade: 49,28 %**	**Média. Similaridade: 48,51 %**	**Média. Similaridade: 49,98 %**
	G. brasiliensis (12,4/25,3)	*O. hepsetus* (12,3/29,3)	*G. brasiliensis* (12,6/20,9)
	O. hepsetus (12,3/22,8)	*G. brasiliensis* (11,9/30,2)	*O. hepsetus* (12.1/16,9)
			A. bimaculatus (11.2/10,7)
Inferior	**Média. Similaridade: 38,29 %**	**Média. Similaridade: 38,34 %**	**Média. Similaridade: 46,37 %**
	O. hepsetus (12,4/4,1)	*O. hepsetus* (15,2/4,8)	*P. vivipara* (19.7/79.7)
	G. brasiliensis (10,9/16.5)	*H. littorale* (13,5/4,1)	*G. brasiliensis* (14.9/24.8)
		P. lineatus (10,8/53,5)	

A menor dissimilaridade foi detectada entre os trechos do médio-superior e médio-inferior, com 57,24% de dissimilaridade média entre esses grupos (Tabela 11). Quanto aos períodos, as espécies *A. facetum, Astyanax sp, P. caudimaculatus* e *A. giton* foram típicas para o trecho superior no período úmido e *R. quelen, H. gobio, P. maculatus, A. bimaculatus* e *H. affinis* no período seco. O trecho médio-superior foi caracterizado pela presença de *H. littorale, A. bimaculatus* e *P. maculatus* no período úmido e *P. maculatus, H. littorale* e *P. reticulata* no período seco (Tabela 10). O trecho médio-inferior foi caracterizado pelas espécies *O. hepsetus* e *G. brasiliensis* no período úmido e no seco pelas duas anteriores mais a espécie *A. bimaculatus*. Já o trecho inferior foi caracterizado pelas espécies *O. hepsteus, H. littorale* e *P. lineatus* no período úmido e por *P. vivipara* e *G. brasiliensis* no seco (Tabela 10).

Tabela 11. Média de dissimilaridade (%) entre os trechos. Trechos do rio: SU = Superior; MS = Médio-superior; MI = Médio-inferior; IN= Inferior.

Trechos	Dissimilaridade (%)		
	Para os 2 períodos	Período	
		Úmido	Seco
SU & MS	73,52	78,28	67,60
SU & MI	74,77	79,29	68,73
MS & MI	57,24	57,56	57,43
SU & IN	83,52	88,04	77,98
MS & IN	68,52	70,94	64,65
MI & IN	67,71	67,71	67,90

3.5 Variáveis ambientais

Foram detectadas diferenças significativas para as variáveis ambientais entre os trechos e períodos (úmido/seco) de acordo com ANOVA. As variáveis físicas regionais de altitude e drenagem apresentaram diferenças significativas entre os trechos do rio. Com maiores altitudes das cabeceiras para a foz do rio. As maiores drenagens foram registradas no trecho inferior e os menores valores no trecho superior. A vazão não apresentou diferenças significativas entre os trechos do rio (Tabela 12), apresentando diferenças significativas apenas entre os períodos ($F = 4,57$; $p = 0,03$) úmido e seco. Quanto as variáveis físico-químicas, a temperatura da água apresentou um gradiente espacial, aumentando significativamente do trecho inferior para os trechos médio-inferior e superior e entre os períodos ($F = 13,04$; $p < 0,001$), com o úmido maior que o seco. O oxigênio dissolvido e o pH apresentaram diferenças espaciais significativas entre os trechos, mas não apresentaram diferenças entre os períodos. O oxigênio dissolvido apresentou valores mais baixos nos trechos inferior e médio-superior, em comparação com os outros trechos. Os valores mais elevados do pH foram encontrados no trecho inferior, e os valores mais baixos no trecho superior. Os valores de condutividade variaram significativamente entre os trechos, apresentando maiores valores no trecho médio superior, em comparação com os outros trechos, e os valores mais baixos no trecho superior, mas não foi encontrada diferença entre os períodos (Tabela 12).

Quanto as variáveis do habitat, os locais amostrados no trecho inferior apresentaram maiores larguras do rio, maiores percentagens de remanso e gramínea nas margens. Os locais do trecho médio-inferior apresentaram maiores percentagens de corredeiras, substrato formado por rochas e pedras, e margens com maiores percentagens de arbusto e árvores. Os locais do trecho médio-superior apresentaram substrato dominado por lama (Tabela 12). As variáveis do habitat não apresentaram diferenças significativas entre os dois períodos.

Tabela 12. Resultados da análise de variância (ANOVA) para comparações das variáveis ambientais entre os trechos da bacia do rio Paraíba do Sul. SU = Superior; MS = Médio-superior; MI = Médio-inferior; IN= Inferior. Ns = não significativo.

	F	***P***	**Tukey**
Variáveis regionais			
Altitude	117,30	< 0,001	SU > MS > MI > IN
Área de drenagem	4,09	0,011	IN > SU
Vazão	2,74	0,053	Ns
Variaveis locais			
Habitat			
Corredeiras	4,72	0,006	MI > IN
Rapidos	0,54	0,66	Ns
Remansos	8,18	< 0,001	IN; MI; MS > SU
Árvores	4,41	0,008	MI > IN
Arbustos	3,20	0,03	MI > SU
Gramínea	3,88	0,014	IN > MI
Rocha	7,96	< 0,001	MI > MS
Pedras	5,70	0,002	MI > IN
Areia	0,94	0,42	ns
Lama	5,84	0,001	MS > SU; MI
Barro	0,58	0,59	ns
Físico-químicas			
Temperatura	8,75	< 0,001	IN > SU; IN > MI
Oxigênio dissolvido	4,70	0,04	SU; MI > MS; IN
pH	4,09	0,01	IN > SU
Conductividade	8,3	< 0,001	MS; MI; IN > SU

Os dois primeiros eixos da PCA representam 42% (eixo 1 = 24% e Eixo 2 = 18%) da variância total entre os locais amostrados. O eixo 1 foi diretamente associado com altas percentagens de corredeiras e substrato formado por pedras, e maiores altitudes e inversamente relacionado com a drenagem, maiores médias de vazão, maiores larguras do rio, altas percentagens de remanso e maiores valores de temperatura (Fig. 6). O eixo 2 foi diretamente associado com as maiores drenagens e percentagem de arbusto, e inversamente associado com percentagens de gramínea e substrato formado por lama. Os locais de coleta estão distribuídos, principalmente pelo eixo 1, do trecho superior para o trecho inferior do lado esquerdo para o lado direito do gráfico. O trecho superior associado as maiores altitudes, maiores percentagens de corredeiras e substrato formado por pedras, e o trecho inferior associado as maiores drenagens, vazões médias, maiores larguras do rio, maiores percentagens de remanso e maiores valores de temperatura (Fig. 6).

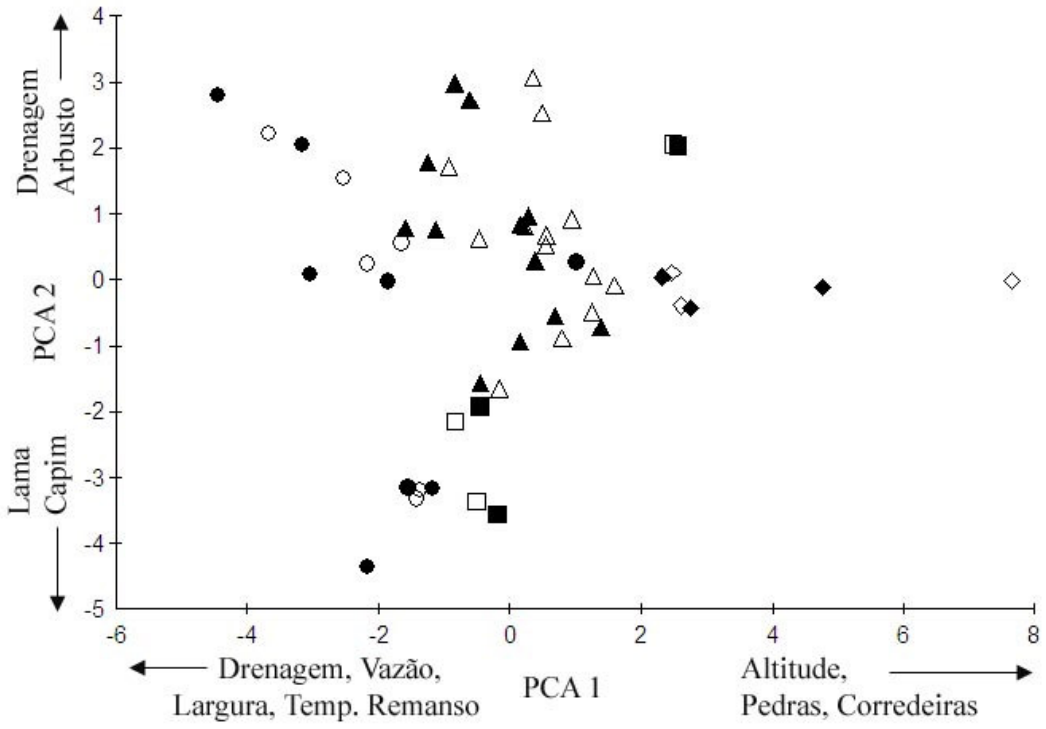


Figura 6. Representação da ordenação PCA por trechos e períodos da estrutura das assembléias de peixes no rio Paraíba do Sul, 2001/2006. Símbolos: ♦ = Superior; ■ = Médio-superior; ▲= Médio-inferior; ● = Inferior. Períodos = Úmido representado por símbolos fechados e seco representado por símbolos abertos.

3.6 Assembléia de peixes e relações com as variáveis ambientais

O teste de Mantel apontou uma correlação altamente significativa ($r = 0,36$, $p < 0,001$) entre os dados da matriz de espécies (89 espécies) por amostra e uma correlação altamente significativa ($r = 0,34$; $p < 0,001$) com a matriz das 20 espécies mais abundantes por amostra e o conjunto (matriz) de todas as variáveis ambientais. Quando as variáveis ambientais foram separadas por categorias (variáveis regionais, do habitat e físico-químicas locais) o teste de Mantel também apresentou correlação altamente significativa tanto para a matriz de 89 espécies como para a matriz das 20 espécies mais abundantes com as variáveis regionais ($r = 0,35$; $p < 0,001/r = 0,33$; $p < 0,001$), entre as variáveis do habitat ($r = 0,55$; $p < 0,001/r = 0,52$; $p < 0,001$) e as variáveis físico-químicas ($r = 0,38$; $p < 0,001/r = 0,38$; $p < 0,001$) respectivamente.

A análise de permutação de Monte Carlo, teste de significância das variáveis ambientais introduzidas no pacote do CCA apresentou uma avaliação da significância de cada variável testada, e selecionou apenas dez (altitude, drenagem, vazão média, largura do rio, arbusto, gramíneas, lama, remanso e temperatura da água) das dezenove variáveis ambientais, as quais apresentaram correlações significativas com as espécies e locais de coleta, e que foram incluídas no modelo $p<0,05$ (Tabela 13). Os dois primeiros eixos do CCA explicaram 65% da variância espécies-ambiente, com o primeiro eixo explicando 38% da variância total, e o segundo eixo explicando 27%. O coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis ambientais e a ordenação dos eixos (interset correlação) refletiu a importância relativa de cada variável ambiental em relação às assembléias de peixes. O eixo 1 foi diretamente correlacionado com elevadas altitudes e maiores percentagens de arbustos na margem, menores drenagens, menores larguras do canal, menores médias de vazão e menores valores de temperatura. O eixo 2 foi diretamente associado a maiores percentagens de substrato

rochoso e inversamente a maiores percentagens de substrato lamoso e margem ocupada por gramínea.

A principal variação detectada pelo CCA foi a mudança na estrutura das assembléias de peixes ao longo do eixo 1 (Tabela 13). Com as maiores altitudes associadas com o trecho superior e as maiores percentagens das margens ocupadas por arbustos associados com locais do trecho médio-inferior; enquanto as maiores áreas de drenagem, vazão média, maiores percentagens de remanso, maiores larguras do canal e maiores valores de temperatura associados como o trecho inferior. Por outro lado, no eixo 2, as maiores percentagens de substrato rochoso foram associados ao trecho médio-inferior e as maiores percentagens de substrato lamoso associados ao trecho médio-superior (Fig. 7).

Tabela 13. Sumário da análise de correspondência canônica sobre abundância das espécies e variáveis ambientais ao longo do canal principal e nos maiores tributários da bacia do rio Paraíba do Sul, 2001-2006. Os valores significativos (valores acima de 0,3) estão em negrito.

Eixos	**1**	**2**	**3**	**4**	*Inertia total*
Área de drenagem	**- 0,48**	-0,001	**0,54**	- 0,23	
Vazão	**- 0,34**	-0,02	**0,53**	- 0,14	
ALT	**0,68**	**- 0,37**	- 0,09	0,28	
LARG.	**- 0,59**	0,09	**0,46**	- 0,21	
Rocha/Pedra	**0,32**	**0,67**	0,04	- 0,09	
Lama	- 0,15	**- 0,55**	- 0,42	- 0,04	
Gramínea	**- 0,48**	- 0,20	- 0,18	**0,50**	
Arbusto	**0,41**	0,16	0,21	**- 0,50**	
Remanso	**-** 0,28	0,09	**- 0,40**	- 0,12	
TEMP ºC	**- 0,46**	- 0,09	- 0,08	- 0,24	
****** Sumário ******					
Auto valores	0,230	0,162	0,061	0,054	1,394
Correlações esp. ambiente	0,903	0,867	0,734	0,759	
Variância de % cumulativa dos dados das espécies	16,5	28,1	32,4	36,3	
Relação espécies ambiente	38,2	65,0	75,2	84,2	
Soma do total dos auto-valores					1,394
Soma do total dos auto-valores canônicos					0,602

A ordenação CCA, também revelou que as espécies mais fortemente associadas com o trecho médio-superior foram C. *nattereri, P. caudimaculatus*, *P. maculatus, H. littorale e P. reticulata* que foram associadas com as maiores altitudes e maiores percentagens de substrato lamoso. As espécies de peixes estreitamente associadas ao trecho médio-inferior foram *P. fur, O. hepsetus, H. aurogutatus, H. affinis* e *G. albescens* que foram positivamente associadas com altas percentagens de substrato rochoso. As espécies associadas ao trecho inferior foram *L. castaneus, P. lineatus, P. vivipara, C. gilbert* e *C. lacustres* associadas as maiores áreas de drenagem, maiores médias de vazão, maiores valores de temperatura, maiores percentagens de remanso e de margem ocupada por gramínea (Fig. 7).

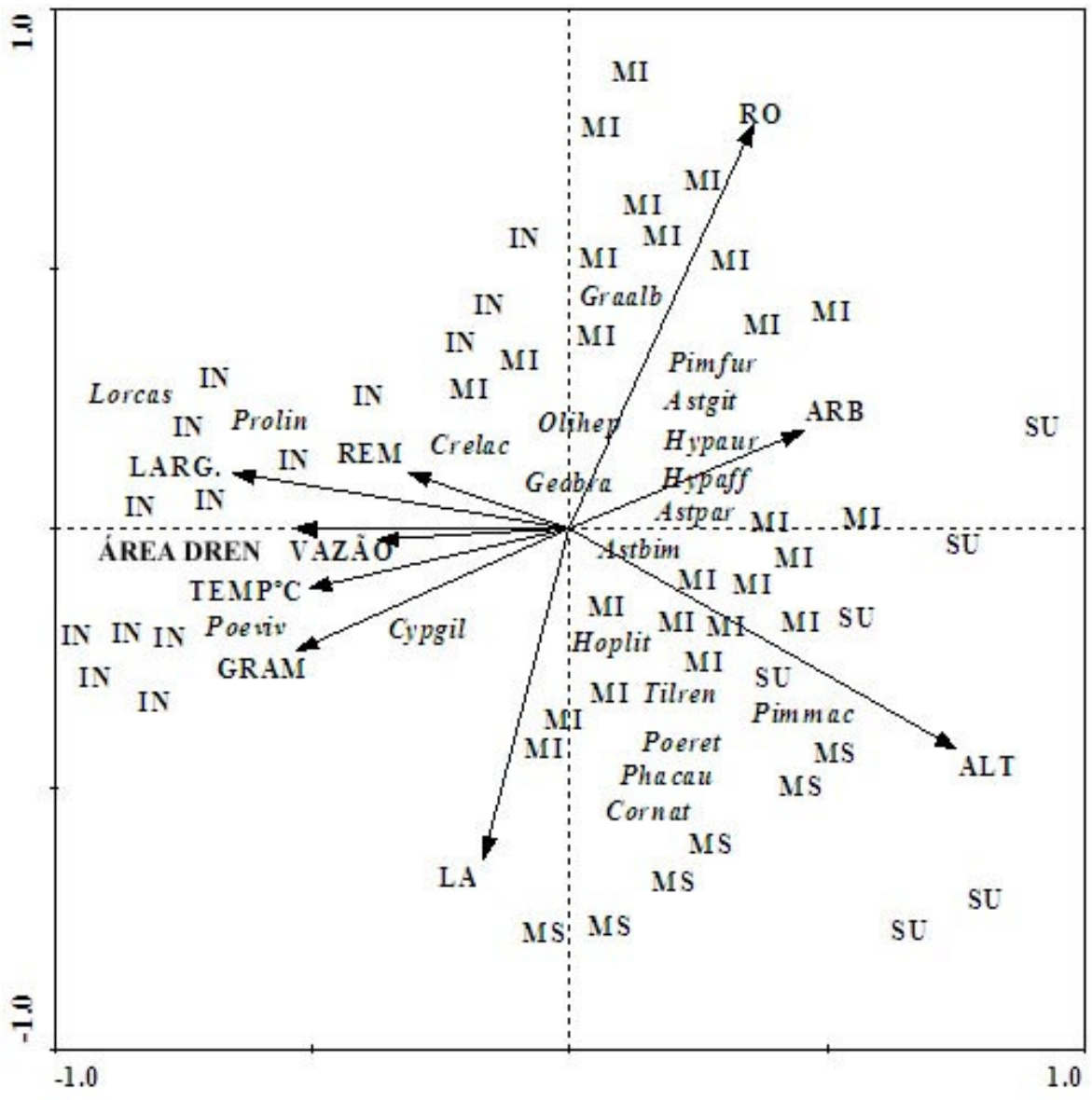


Figura 7. Ordenação resultante da análise de correspondência canônica (CCA) sobre as assembléias de peixes e variáveis ambientais, com os locais de coleta codificados por trechos (SU = superior; MS = Médio-superior; MI = Médio-inferior; IN = Inferior). As setas indicam um fator e sua direção à ocorrência de espécies ao longo de um gradiente ambiental.

4 DISCUSSÃO

O rio Paraíba do Sul, apesar de toda sua história de alterações ao longo de mais de quatro séculos de exploração e de sua localização entre os maiores centros urbano-industriais do país, ainda é depositário de uma biodiversidade elevada. Em geral, as assembléias de peixes em grandes rios apresentam elevada diversidade, que reflete a diversidade estrutural e riqueza de habitats das zonas litorâneas e a conectividade com áreas de inundações (SCHIEMER 2000), o que foi confirmado para o caso do rio Paraíba do Sul. Relações de espécies têm sido reportadas para o rio Paraíba do Sul como parte de compilações, porém sem precisar os locais e períodos de amostragens (BIZERRIL 1999); outras são restritas a determinados trechos (ARAÚJO 1996; ARAÚJO et al. 2001) não fornecendo um quadro compreensivo do sistema. Por outro lado, as 92 espécies de água doce para este sistema, incluídas na compilação de FOWLER (1948; 1950; 1951; 1954), e REIS et al. (2003), fornecem um quadro mais compreensivo da riqueza do rio. A estimativa de uma riqueza de 130 espécies para grandes rios da bacia do Leste, como o Paraíba do Sul foi feita por BIZERRIL (1999), incluindo o levantamento da ictiofauna de pequenos riachos, da qual, várias espécies não chegam a ocorrer no canal principal. ARAÚJO (1996) registrou 57 espécies de água doce entre os trechos médio-inferior e inferior; ARAÚJO et al. (2001) registraram 52 espécies para o canal principal do rio entre os municípios de Barra Mansa-RJ e Barra do Piraí-RJ, e em um estudo mais recente PINTO & ARAÚJO (2007) registraram 51 espécies para o canal principal do rio entre os municípios de Queluz-SP e Além Paraíba-MG, trecho considerado de maior nível de poluição por PFEIFFER et al. (1986). Comparações da riqueza de espécies entre trabalhos com diferentes níveis de esforço podem ser pouco confiáveis do ponto de vista quantitativo, embora tenham grande importância como informação qualitativa.

Em geral, as assembléias de peixes do rio Paraíba do Sul apresentam uma distribuição contínua, com um aumento gradual da riqueza do trecho superior para o trecho inferior. A gradação na riqueza de espécies foi detectada, variando de 32-42 espécies no trecho superior e médio superior, e 58-61 espécies no trecho médio inferior e inferior, respectivamente. Estes resultados correspondem com o padrão geral das assembléias de peixes em sistemas aquáticos de rios que mudam gradualmente ao longo do gradiente longitudinal (cabeceiras-foz) do rio, seguindo um padrão de aumento da riqueza de espécies, diversidade e abundância do trecho superior para inferior (WELCOMME 1985; BAYLEY & LI 1994; COWX & WELCOMME 1998; VILA-GISPERT et al. 2002). A estrutura das assembléias de peixes foi caracterizada por adição e substituição de poucas espécies, e, além disso, a composição mudou ligeiramente, do trecho superior para o inferior, com o trecho inferior tendo influência de algumas espécies marinhas que penetram e se restringem a essa parte do rio.

Alterações longitudinais naturais nas assembléias de peixes em grandes rios são atribuídas a considerável disparidade nas estruturas geomorfológicas do rio do trecho superior para o inferior (HUGHES & GAMMON 1987; SCHLOSSER & ANGERMEIER 1990; OBERDORFF et al. 1993). O trecho superior do rio é geralmente caracterizado como um vale geologicamente jovem e estreito, com uma rápida corrente d'água por causa do elevado gradiente. O trecho inferior é muito mais antigo, largo, com baixo gradiente e caracterizado com uma planície aluvial (STARRETT 1971). Essas diferenças podem traduzir as distintas diferenças na estrutura da complexidade dos habitats, os quais em parte, podem contribuir para a divergência nas assembléias de peixes entre os trechos superiores e inferiores do rio Paraíba do Sul.

As diferenças nas assembléias de peixes entre os trechos do rio seccionado pelas barragens foram detectadas pelo ANOSIM e MDS ao longo dos dois períodos, e diferenças também foram registradas ao longo dos trechos e durante ambos os períodos de úmido e seco,

quando analisados separadamente. Mas diferenças sazonais não foram detectadas para cada trecho do rio, com exceção do trecho inferior. Variabilidades espaciais ao longo do rio (cabeceira-foz) ocorrem devido a diferenças individuais no comportamento das espécies acoplado com diferenças na dinâmica populacional entre as populações que vivem separadas em discretas aglomerações de um particular habitat em um mosaico de diferentes habitats (HANSKI 1991). Doze das 20 espécies mais abundantes foram distribuídas ao longo dos trechos do rio Paraíba do Sul. Apenas seis espécies foram exclusivas do trecho superior e três espécies do trecho médio superior. Nove espécies foram exclusivas do trecho médio inferior e 19 espécies, a maioria, espécies marinhas, encontradas no trecho inferior. Embora algumas espécies (*G. brasiliensis, A. bimaculatus, A. parahybae* e *H. aurogutatus*), tenham sido amplamente distribuídas por todos os trechos do rio, algumas preferências por determinados trechos também foram observadas neste estudo. Por exemplo, o trecho superior foi associado com as espécies *R. quelen* e *A. parahybae*, o trecho médio-superior com *H. littorale, P. maculatus* e *A. bimaculatus*, e o trecho médio-inferior com as espécies *O. hepsetus* e *G. brasiliensis*.

Gradientes longitudinais na estrutura trófica foram observados para invertívoros e carnívoros, com tais espécies aumentando do trecho superior para inferior. Onívoros, seguido por detritívoros, foram as guidas predominantes e distribuídas ao longo de toda a extensão do rio Paraíba do Sul. De acordo com o Conceito do rio Continuo - RCC proposto por VANNOTE et al. (1980), espera-se que espécies do trecho superior usariam principalmente recursos exógenos fornecidos pela vegetação ciliar e fauna associada (por exemplo, insetívoros, frugívoros e herbívoros), enquanto as espécies de peixes do trecho inferior, onde a cobertura vegetal é menos intensa, as espécies usariam recursos produzidos no próprio sistema, ou produzidos e não utilizados pelo trecho superior (carnívoros, onívoros e detritívoros), aproveitando relativamente a maior quantidade de matéria orgânica depositada nos sedimentos, que suportam níveis tróficos mais elevados. No rio Paraíba do Sul a maioria dos peixes são onívoros e apresentaram a maior abundância no trecho médio-inferior (por exemplo, *G. brasiliensis, A. bimaculatus* e *T. rendalli*). MAZZONI & LOBÓN-CERVIÁ (2000), estudando um rio tropical no sudeste do Brasil, encontraram que onívoros e detritívoros são as guildas dominantes, e isto foi confirmado para o rio Paraíba do Sul. Em geral, a maioria dos peixes em todas as guildas tróficas, predominou no trecho médio inferior e inferior como resultado da maior complexidade de habitats nestes trechos do rio. O sistema do rio Paraíba do Sul parece não atender a teoria do RCC quanto aos pressupostos das guildas tróficas, uma vez que há poucas espécies dependendo da vegetação ciliar no trecho superior, tais como espécies herbívoras, invertívoras e frugívoras. As cabeceiras do rio Paraíba do Sul, principalmente as margens do rio Paraitinga, são compostas por áreas de pastagens, meandros sem cobertura vegetal e não responde ao padrão espacial apresentado na RCC. Além disso, o modelo do RCC foi desenvolvido para riachos conservados e em ambientes temperados e necessita de novas adaptações para abranger os complexos fatores atuantes nos grandes rios alterados de ambientes tropicais, onde influencias antropogênicas podem ser um fator de confusão. No entanto, estudos mais detalhados sobre os hábitos alimentares e preferências destas espécies são necessários para uma melhor compreensão dos padrões de alimentação das guildas.

A localização das barragens coincidindo com os limites entre os quatro trechos do rio Paraíba do Sul e as assembléias de peixes detectadas em cada segmento indicam que o Conceito de Descontinuidade Serial (SDC) poderia explicar, pelo menos parcialmente, o sistema do rio Paraíba do Sul. Barragens alteram o sistema continuo causando mudanças nos parâmetros e processos bióticos e abióticos do trecho superior para o inferior (WARD & STANFORD 1995). PEGG & PIERCE (2002) relataram que uma possível explicação para as diferenças espaciais entre as assembléias de peixes em sistemas lóticos são os efeitos das

barragens bloqueando as migrações dos peixes. Em rios não regulados por barragens, é esperado um aumento gradual na riqueza das espécies ao longo do rio (cabeceiras-foz) (VANNOTE et al. 1980), mas quando barragens são instaladas ao longo dos rios, tais barreiras físicas podem impedir movimentos da parte superior, isolando efetivamente as assembléias de peixes da parte superior dos recursos da parte inferior. Contudo, os efeitos da SDC, comparando gradientes biofísicos naturais das barragens entre trechos do rio e condições de referência ou de pré-barragens são difíceis de serem testados em grandes rios, tal como o rio Paraíba do Sul, devido às influências dos afluentes ao longo do gradiente longitudinal e pouca informação dos efeitos dessas barragens nesses sistemas. Além disso, em vários casos de recuperação da trajetória natural dos sistemas lóticos, alterações são confundidos com outras fontes de distúrbios humanos. O modo de funcionamento das represas ou barragens é outro fator de confusão nesses sistemas. Contudo, entender como as barragens e reservatórios alteram as assembléias de peixes em sistemas lóticos (BOWEN et al. 1996; AGOSTINHO et al. 2000; PRINGLE et al. 2000; SCHIEMER, 2000; SCHMUTZ et al. 2000; DIETERMAN et al. 2004; QUIST et al. 2004; TIEMANN et al. 2004; GILLETTE et al. 2005) tem justificado estudos mais aprofundados dos efeitos das barragens no rio Paraíba do Sul.

Diferenças sazonais nas assembléias de peixes foram registradas apenas para o trecho inferior, separando as assembléias do período úmido dominado pelas espécies *L. castaneus e P. lineatu* das assembléias do período seco dominada pelas espécies *P. vivipara* e *G. brasiliensis*. De acordo com a análise de percentagem de similaridade (SIMPER), as espécies *O. hepsetus, H. littorale* e *P. lineatus* são típicas do período do verão/úmido e *P. vivipara* e *G. brasiliensis* do período inverno/seco no trecho inferior. Segundo LORENZ et al. (1997), as áreas de planícies em sistemas lóticos apresentam alta diversidade de hábitos, pois os sedimentos se depositam na várzea formando barreiras, diques, curvas em ferradura e canais laterais. Isto também correspondeu com o conceito relatado por STANFORD & WARD (2001) em que a dimensão lateral é esperada ser o mais complexo sistema caracterizado pelos canais de meandros das planícies costeiras. No rio Paraíba do Sul, os padrões nas assembléias de peixes parecem ser parcialmente explicados pela SDC, com as barragens influenciando as assembléias de peixes ao longo do rio, já as alterações ocorridas nas assembléias de peixes apenas no trecho inferior, entre os dois períodos estudados podem ser explicadas pela conectividade lateral causadas pelas inundações provocadas pelas mudanças sazonais no nível da água.

O teste de ANOVA e análises multivariadas (PCA e CCA) indicaram diferenças entre os trechos do rio Paraíba do Sul para as variáveis regionais, para os tipos de microhabitats e para temperatura da água. Os locais do trecho médio-superior foram caracterizados com tipo de substrato lamoso. Os locais de coleta do trecho-inferior foram caracterizados por apresentarem maiores percentagens de substrato rochoso e pedras, e também maiores percentagens da margem ocupada por arbustos. Os locais amostrados no trecho inferior foram caracterizados por maiores áreas de drenagens, maiores larguras do canal e vazões médias, maiores percentagens do rio com áreas de remanso, margens ocupadas por gramínea e maiores valores de temperatura da água. Segundo as análises aplicadas neste trabalho, indicam que as variáveis regionais de altitude, área de drenagem e vazão média, parecem estar moldando as características geomorfológicas nos microhabitats (variáveis locais), que por sua vez podem estar tendo um reflexo sobre a estrutura e dinâmica das assembléias de peixes em cada um desses trechos do rio Paraíba do Sul. KAMDEM & TEUGELS (1998) também reportaram resultados semelhantes para outro rio tropical, onde encontraram que a área de drenagem é uma importante variável, refletindo sobre outras variáveis do microhabitat tais como profundidade, largura e distância da nascente. Neste trabalho as maiores áreas de drenagem e vazão foram diretamente associadas com maiores larguras do rio, presença de

remansos, margens cobertas por gramíneas e maiores temperatura. MOERKE & LAMBERTI (2006) discutem em seu trabalho em riachos na bacia do rio Kalamazoo, Michigan (USA) que as variáveis locais do microhabitat, físico-químicas e comunidade de peixes foram influenciadas por variáveis regionais, mas que tais influências dependem da escala espacial analisada. Entretanto, ROTH et al. (1996) encontraram fortes relações entre variáveis regionais e características locais, e discutiram que ambas as escalas locais e regionais influenciam o microhabitat do canal, e que as influencias primárias dependem das variáveis analisadas. Concluímos que outras variáveis regionais, tais como do uso da terra devem ser analisadas para uma maior credibilidade dos processos e padrões estruturados das assembléias de peixes no canal principal do rio Paraíba do Sul.

Rhamdia quelen e *A. parahybae* foram típicas do trecho superior de acordo com o SIMPER. *H. littorale, P. maculatus* e *A. bimaculatus* foram típicas do trecho médio-superior pelo SIMPER e *C. natareri, P. caudimaculatus, P. reticulata* e *T. rendalli* de acordo com o CCA. Estas espécies do trecho superior e médio-superior foram associadas as maiores altitudes. *G. brasilienses* e *O. hepsetus* para o trecho médio-inferior e inferior de acordo com o SIMPER, mas *P. fur, A. giton, G. albescens, H. aurogutatus* e *H. affinis* foram mais associadas ao trecho médio-inferior de acordo com o CCA, enquanto as espécies *L. castaneus, P. lineatus, P. vivípara, C. gilbert* e *C. lacustres* foram associadas com o trecho inferior de acordo com o CCA. As espécies do trecho médio-inferior foram associadas a substrato rochoso/pedras e margem ocupada predominantemente por arbustos. Já as espécies do trecho inferior foram associadas a maiores drenagens, maiores médias de vazão, maiores larguras do canal, maiores temperaturas, maiores percentagens de área de remanso e margens ocupadas predominantemente por gramíneas.

Os resultados acima indicam uma seletividade das assembléias de peixes para os diferentes microhabitats nos diferentes trechos do rio Paraíba do Sul. As espécies encontradas no trecho médio-superior foram associadas com substrato lamoso, substrato considerado mais pobre em habitats de rio, pois geralmente está associado a áreas com degradação ambiental. Isso é bem documentado neste estudo com a maior ocorrência das espécies *T. rendalli* e *P. reticulata*, que são espécies introduzidas, onívaras, oportunistas e que, além disso, foram mais abundantes nos locais do trecho médio-superior. Os locais de coleta localizados em São José dos Campos e Cachoeira Paulista, no trecho médio-superior, são relativamente mais industrializados e urbanizados. O trecho médio-inferior caracterizado por substrato rochoso e margem ocupada por arbustos apresentou espécies mais especialistas (e.g. *H. aurogutatus* e *H. affinis*) que utilizam as rochas como abrigo, local para se alimentarem e se fixarem. O trecho inferior foi o que apontou, através do CCA, maiores relações das espécies de peixes as variáveis ambientais. Apontando certa associação das espécies *P. vivípara* e *C. gilberti* as margens ocupadas por gramíneas e maiores temperaturas da água. *C. lacustris* e *P. lineatus* associadas com áreas de remanso. Similares padrões de distribuição e adaptações das espécies foram encontrados em grandes rios tropicais (HUGUENY 1989; KAMDEM & TEUGELS 1998; BHAT 2004; IBANEZ et al. 2007).

Apenas seis das espécies mais abundantes parecem estar estreitamente influenciadas pela temperatura, como indicado pelo CCA: *A. parahybae, H. affinis* e *H. aurogutatus* foram encontradas principalmente nas menores temperaturas no trecho superior e médio-inferior no período do inverno/seco, e as *espécies P. lineatus, P. vivípara* e *L. castaneus* foram encontradas principalmente no trecho inferior no período de verão/úmido. A temperatura da água pode afetar a distribuição das espécies de peixes através da tolerância térmica das diferentes espécies (PETTS 2000). O limite superior a 40^{o}C é letal para várias espécies de peixes (ALABASTER & LLOYD 1980), porém tal limite não foi registrado para o rio Paraíba do Sul; portanto, é pouco provável que a tolerância térmica seja o principal fator que influencia a distribuição das espécies de peixes no rio Paraíba do Sul. As altas temperaturas

podem induzir altas demandas fisiológicas e estresse, e, ao mesmo tempo, diminuir a disponibilidade de oxigênio dissolvido. Embora os efeitos da temperatura sobre a distribuição dos peixes são reforçados pelo efeito sinérgico das altas temperatura e baixa concentração de oxigênio dissolvido (POMFRET et al. 1991), seus efeitos sobre as assembléias de peixes do rio Paraíba do Sul é reduzida devido a várias pequenas cachoeiras e corredeiras que aumentam o oxigênio quando as águas são misturadas.

Em geral, as variáveis ambientais examinadas desempenham um papel na distribuição das espécies de peixes na área de estudo, uma vez que foi encontrada uma significativa correlação entre as espécies e as variáveis ambientais, de acordo com as análises aplicadas neste trabalho. Mas é importante destacar que o rio Paraíba do Sul vem sofrendo com vários impactos provocados pelo homem e com isso outros fatores podem estar influenciando na estrutura e dinâmica das assembléias de peixes ao longo dos trechos do rio Paraíba do Sul. Uma abordagem que vem sendo aplicado com sucesso é o Índice de Integridade Biótica (KARR, 1981), juntamente com análises da paisagem e do habitat para avaliar a qualidade ambiental sobre efeitos de impactos antropogênicos em muitos riachos e alguns grandes rios. O entendimento dos mecanismos que determinam à segregação das espécies é de grande importância na conservação e gerenciamento dos recursos aquáticos. O presente capítulo é um passo nesta direção e espera prover uma base para conservação e estratégias de gerenciamento na bacia do rio Paraíba do Sul.

5 CONCLUSÕES

1. As assembléias de peixes do rio Paraíba do Sul apresentam uma distribuição contínua, com um aumento gradual da riqueza do trecho superior para o trecho inferior. Quatro assembléias de peixes foram discriminadas ao longo do eixo longitudinal, correspondendo aproximadamente aos barramentos. As diferenças nas assembléias de peixes entre os trechos do rio seccionado pelas barragens foram detectadas ao longo dos dois períodos, porém diferenças sazonais só foram detectadas para o trecho inferior, uma possível influencia da maior conectividade lateral nesta parte do rio.

2. Um total de 89 espécies foram levantadas para o canal principal e grandes tributários do rio Paraía do Sul, com algumas espécies (*G. brasiliensis, A. bimaculatus, A. parahybae* e *H. aurogutatus*) tendo sido amplamente distribuídas por todos os trechos do rio, uma possível influência das barragens homogeneizando as comunidades de peixes.

3. As condicionantes ambientais de natureza regional foram determinantes de condicionantes locais. As maiores áreas de drenagem e vazão, e menores altitudes foram associadas com maiores larguras do rio, presença de remansos, margens cobertas por gramíneas e maiores temperatura.

4. Algumas relações espécie-ambiente foram detectadas. As espécies do trecho médio-superior *C. natareri, P. caudimaculatus, P. reticulata* e *T. rendalli* foram associadas com substrato lamoso, provavelmente associado a áreas com degradação ambiental. As espécies do trecho médio-inferior *P. fur, A. giton, G. albescens, H. aurogutatus* e *H. affinis* foram mais associadas a substrato rochoso e margem ocupada por arbustos. No trecho inferior as espécies *P. vivípara* e *C. gilbert* às margens ocupadas por gramíneas e maiores temperaturas da água, enquanto *C. lacustris* e *P. lineatus* foram associadas com áreas de remanso.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; MINTE-VERA, C. V. & WINEMILLER, K. O. 2000. Biodiversity in the high Parana River floodplain. In Gopal, B., W. J. Junk & J. A. Davis (eds.), Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function and Conservation. Backhuys, Leiden, The Netherlands: 89-118.

ALABASTER, J. S. & LLOYD, R. 1980. Water quality criteria for freshwater fish. Butterworth & Co (Publishers) Ltd, London.

ALMEIDA, V. L. L., RESENDE, E. K.; LIMA, M. S. & FERREIRA, C. J. A. 1993. Diet and feeding of *Prochilodus lineatus* Characiformes, Prochilodontidae in the lowlands of Miranda-Aquidauana, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Revista Unimar* 15: 125-141.

ANDRADE, P. M. & BRAGA, F. M. S. 2005. Diet and feeding of fish from Grande River, located below the Volta Grande reservoir, MG-SP. *Brazilian Journal of Biology* 65: 377-385.

ARAÚJO, F. G.1996. Comunidade e estrutura da comunidade de peixes do médio e baixo rio Paraíba do Sul, RJ. *Revista Brasileira de Biologia* 56: 111-126.

ARAÚJO, F. G.; FICHBERG, I; PINTO, B. C. T. & PEIXOTO, M. G. 2001.Variações espaciais na assembléia de peixes no rio Paraíba do Sul (Barra Mansa, Barra do Piraí), Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 18: 483-492.

ARAÚJO, F. G.; FICHBERG, I; PINTO, B. C. T. & PEIXOTO, M. G. 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the rio Paraíba do Sul, Southeast. *Environmetal Management* 32: 516-526.

ARAÚJO F. G.; ANDRADE, C. C.; SANTOS, R. N.; SANTOS, A. F. G. N. & L. N. SANTOS. 2005. Spatial and seasonal changes in the diet of *Oligosarcus hepsetus* (Characiformes, Characidae) in a Brazilian Reservoir. *Brazilian Journal of Biology* 65: 1-8.

BARBIERI, J. G. & SANTOS, E. P. 1980. Dinâmica da nutrição de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) na represa do Lobo, Campina - São Paulo, Brasil. *Ciência Cultura* 32: 87-89.

BARBIERE, E. B. & KRONEMBRG, D. M. P. 1994. Climatologia do litoral sul-sudeste do Estado do Rio de Janeiro. *Cadernos de Geociências* 12: 57-73.

BASILE-MARTINS, M. A.; CIPOLI, M. N. & GODINHO, H. M. 1983. Alimentação do mandi *Pimelodus maculatus* Lacepede, 1803 (Osteichthyes, Pimelodidae) de trechos dos rios Jaguari e Piracicaba, São Paulo, Brasil. *Boletim Instituto Pesca* 13: 17-19.

BATCHELOR, G. R. 1978. Aspects of the biology of *Tilapia rendalli* in the Doorndraai Dam, Transvaal. *Journal of the Limnological Society of Southern Africa* 4: 65-68.

BAYLEY, P. & LI, H. 1994. Riverine fishes. In Calow P. and G. Petts (eds.), The river handbook: hydrological and ecological principles, Blackwell Science, Boston: 251-281.

BHAT, A. 2004. Patterns in the distribution of freshwater fishes in rivers of Central Western Ghats, India and their associations with environmental gradients. *Hydrobiologia* 529: 83–97.

BIZERRIL, C. R. S. F. 1999. The icthyofaunaof the Rio Paraíba do Sul watershed. Biodiversity and biogeografic pateterns. *Brasilian Archives of Biology and Technology* 42: 233-250.

BOWEN, Z. H.; FREEMAN, M. C. & WATSON, D. L. 1996. Index of biotic integrity applied to a flow-regulated river system. *Proceedings Annual Conference Southeastern Association Fish and Wildlife Agencies* 50: 26-37.

BRAGA, F. M. S., 2005. Feeding and condition factor of characidiin fishes in Ribeirão Grande system, southeastern Brazil. *Acta Scientiarum* 27: 271-276.

CÂMARA, M. R. & CHELLAPPA, S. 1996. Regime alimentar e adaptações morfo-anatômicas do trato digestivo dos Ciclídeos (Pisces: Cichlidae). *Boletim do DOL/CB/UFRN* 9: 59-66.

CASTILLO-RIVERA, M.; KOBELKOWSKY, A. & CHAVEZ, A. M. 2000. Feeding biology of the flatfish *Citharichthys spilopterus* (Bothidae) in a tropical estuary of Mexico. *Journal of Applied Ichthyology* 16: 73-78.

CASTRO, R. M. C. & CASATTI, L. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the Upper Parana River Basin, southern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwater* 7: 337-352.

COSTA, W. J. E. 1987. Feeding habits of a fish community in a tropical coastal stream, rio Mato Grosso, Brazil. *Studies on neotropical Fauna and Environmental* 22: 145-153.

COUTINHO, A. B.; ALBUQUERQUE, E. F.; AGUIARO, T. & BRANCO, C. W. C. 2000. Alimentação de *Hyphessobrycon bifasciatus* Ellis, 1911 (Pisces, Characiformes, Characidae) na lagoa Cabiúnas (Macaé, RJ). *Acta Limnologica Brasiliensis* 12: 45-54.

COWX, I. G. & WELCOMME, R. L. 1998. Rehabilitation of rivers for fish. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, 260 pp.

CLARKE, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.

CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratories, Plymouth, United Kingdom.

DIETERMAN, D. J. & GALAT, D. L. 2004. Large-scale factors associated with sicklefin chub distribution in the Missouri and lower Yellowstone Rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 133: 577-587.

FAUSCH, K. D.; KARR, J. R. & YANT, P. R. 1984. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. *Transactions of the American Fisheries Society* 113: 39–55.

FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 1978. Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. II. Teostei. (1) Muzeu de Zoologia, Universidade de São Paulo.

FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 1980. Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. III. Teleostei. (2) Muzeu de Zoologia, Universidade de São Paulo.

FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 1985. Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. V. Teleostei. (4) Muzeu de Zoologia, Universidade de São Paulo.

FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 2000. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo.

FONTENELE O, 1982. Contribuição para o estudo da biologia dos tucunarés (Actinopterygii, Cichlidae) em cativeiro - aparelho de reprodução, hábitos de desova e incubação. Coleta de Trabalho Técnico. DNOCS, Fortaleza 2: 256-276

FOWLER, H. W. 1948 Os peixes de água doce do Brasil (1ª entrega). *Arquivos de Zoologia,* São Paulo, 6: 1-204.

FOWLER, H. W. 1950. Os peixes de água doce do Brasil (2ª entrega). *Arquivos de Zoologia,* São Paulo, 6: 205-404.

FOWLER, H. W. 1951. Os peixes de água doce do Brasil (3ª entrega). *Arquivos de Zoologia,* São Paulo, 6: 405-628

FOWLER, H. W. 1954. Os peixes de água doce do Brasil (4ª entrega). *Arquivos de Zoologia,* São Paulo, 9: 1-400

FOWLER, H. W. 1957. Os peixes de água doce do Brasil**.** *Arquivos de Zoologia,* São Paulo, Vol. V e VI.

FREIRE, A. G. & AGOSTINHO, A. A. 2000. Distribuição espaço temporal de 8 espécies dominantes da ictiofauna da bacia do Alto Paraná. *Acta Limnologica Brasiliensis* São Paulo, 12: 105-120.

GILLETTE D. P.; TIEMANN, J. S.; EDDS, D. R.; WILDHABER, M. L. 2005. Spatiotemporal patterns of fish assemblage structure in a river impounded by low-head dams. *Copeia* 2005: 339-549.

HABIT E.; BELK, M. C.; TUCKFIELD R. C. & PARRA, O. 2006. Response of the fish community to human-induced changes in the Biobío River in Chile. *Freshwater Biology* 51: 1-11.

HANSKI, I. 1991. Single-species meta population dynamics: concepts, models and observations. *Biological Journal of the Linnaeus Society* 42: 17-38.

HARPAZ, S.; SLOSMAN, T. & SEGEV, R. 2005. Effect of feeding guppy fish fry (*Poecilia reticulata*) diets in the form of powder versus flakes. *Aquaculture Research* 36: 996-1000.

HARTZ, S. M.; MARTINS, A & BARBIERE, G. 1986. Dinâmica da alimentação e dieta de *Oligorsacus jenynsii* (Günther, 1864) na Lagoa Caconde, Rio Grande do Sul, Brasil (Teleoestei, Characidae). *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, 23: 21-29.

HARTZ, S. M.; SILVEIRA, C. M & BARBIERI, G. 1996. Alimentação das espécies de *Astyanax* Baird & Girard, 1854 Ocorrentes na Lagoa Caconde, RS, Brasil (Teleostei, Characidae). *Revista Unimar* 18: 269-281.

HOURSTON, M.; PLATELL, M. E.; VALENSINI, E. J. & POTTER, I. C. 2004. Factors influencing the diets of four morphologically divergent fish species in nearshore marine waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdon* 84: 805-817.

HUGHES, R. M. & GAMMON, J. R. 1987. Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette river, Oregon. *Transactions of the American Fisheries Society* 116: 196-209.

HUGUENY, B. 1989. West African rivers as biogeographic islands. *Oecologia* 79: 235-243.

IBANEZ, C.; OBERDORFF, T.; TEUGELS, G.; MAMONONEKENE, V.; LAVOUÉ, S.; FERMON, Y.; PAUGY, D. & TOHAM, A. K. 2007. Fish assemblages structure and function along environmental gradients in river of Gabon (Africa). *Ecology of Freshwater Fish* 16: 315-334.

JOHNSON, B. L.; RICHARDSON, W. B. & NAIMO, T. J. 1995. Past, present, and future concepts in large river ecology. How rivers function and how humam activities influence river processes. *Bioscience* 45: 134-141.

JUNGWIRTH, M.; MUHAR, S & SCHMUTZ, S. 2000. Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept. *Hydrobiologia* 422/423: 85-97.

JUNK, J. W.; BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems, in Dodge, D.P. (Ed), Proceedings of the International Large River Symposium. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110-127.

KAMDEM, T. & TEUGELS, G. G. 1998. Diversity patterns of fish assemblages in the Lower Ntem River Basin (Cameroun), with notes on potential effects of deforestation. *Archives Hydrobiology* 141: 421-446.

KARR, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.

KARR, J. R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. Ecological Applicate: 1: 66-84.

LYONS, J.; WANG, L. & SIMONSON, T. D. 1996. Development and validation of an index of biotic integrity for coldwater streams in Wisconsin. *North American Journal of fisheries Management* 16: 241-256.

LOLIS, A. A. & ANDRIAN, I. F. 1996. Alimentação de *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Siluriformes, Pimelodidae) na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. *Boletim Instituto Pesca* 23: 187-2002.

LORENZ C.M.; VAN DIJK, G. M.; VAN HATTUM, A. G. M. & COFINO, W. P. 1997. Concepts in river ecology: Implications for indicator development. *Regulated rivers: Research & Management* 13: 501-516.

LOWE-MCCONNELL, R. H. 1975. Fish communities in tropical freshwaters: their distribution, ecology and evolution, Longman, London.

MAGURAM, A. E. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement.* London, Croom Helm, 178p.

MANTEL, N. 1967. The detection of disease clustering and generalized regression approach. *Cancer Research* 27: 209-220.

MARTIN- SMITH, K. M. 1998. Relationships between fishes and habitat in rainforest streams in sabah, Malaysia. *Journal of Fish Biology* 52: 458-482.

MATTHEWS, W. J. 1986. Fish faunal ´breaks` and stream order in the eastern and central United States. *Environmental Biology of Fishes* 17: 81-92.

MAZZONI, R. & LOBÓN-CERVIÁ, J. 2000. Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar, southeast Brazil. 2000. *Ecography* 23: 588-602.

MEADOR, M. R. & GOLDSTEIN, R. M. 2003. Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. *Environmental Management* 31: 504-517.

MENEZES, N. A.; WEITZMAN, S. H.; OYAKAWA, O. T.; LIMA, F. C. T.; CASTRO, R. M. C. & WEITZMAN, M. J. 2007. Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais = Freshwater fishes of Mata Atlântica: list of species and comments on conservation of neotropical freshwater fishes. São Paulo: Museu de Zoologia – Universidade de São Paulo. 408 p.

MENEZES N. A & FIGUEIREDO, J. L. 1980. Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3) Muzeu de Zoologia, Universidade de São Paulo.

MENIN, E. & MIMURA, O. M. 1991. Anatomia funcional da cavidade bucofaringiana de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1974) (Characiformes, Erythrinidae). *Revista Ceres* 38: 240-255.

MENIN, E. 1989. Anatomia funcional da cavidade bucofaringeana de *Gymnotus carapo* Linnaeus, 1758 (Siluriformes, Gymnotoidei, Gymnotidae). *Revista Ceres* 36: 422-434.

MÉRIGOUX, S. & PONTON, D. 1998. Body shape, diet and ontogenetic diet shifts in young fish of the Sinnamary River, French Guiana, South America. *Journal Fish Biology* 52: 556-569.

MOERKE, A. H. & LAMBERTI, G. A. 2006. Scale-dependent influences on water quality, habitat, and fish communities in streams of the Kalamazoo River Basin, Michigan (USA). *Aquatic Sciences* 68: 193-205.

MOL, J. H. 1995. Ontogenetic diet shifts and diet overlap among three closely related neotropical armoured catfishes. *Journal Fish Biology* 47: 788-807.

NOMURA, H. 1976. Fecundidade e hábitos alimentares da piava, *Leporinus copelandii* Steindachner, 1875 do rio Mogi-Guassu, SP. (Osteichthyes, Anostomidae). *Revista Brasileira de Biologia* 26: 269-273.

OYAKAWA, O. T.; AKAMA, A.; MAUTARI, K. C. & NOLASCO, J. C. 2006. Peixes de Mata Atlântica nas Unidades de Conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo. São Paulo. Editora Neotrópica.

PALOMARES, 2004. The diet composition of some economically important fishes in the three floodplain lakes in Agusan Marsh wildlife sanctuary in the Philippines. Sri Lanka. *Journal Aquatic Science* 9: 45-56.

PEGG, M. A. & PIERCE, C. L. 2002. Fish community structure in the Missouri and Lower Yellowstone rivers in relation to flow characteristics. *Hydrobiologia* 479: 155–167.

PELICICE, F. M. & AGOSTINHO, A. A. 2006. Feeding ecology of fishes associated with *Egeria* spp. Patches in a tropical reservoir, Brazil. *Ecology of Freshwater Fish* 15: 10-19.

PETTS, G. E., 2000. A perspective on the abiotic processes sustaining the ecological integrity of running waters. *Hydrobiologia* 422/423: 15-27.

PFEIFFER, W. C.; FISZMAN, M.; MALM, O. & AZCUE, J. M. 1986. Heavy metal pollution in the Paraíba do Sul River, Brasil. *Science of the Total Environment* 58: 73-79.

PIELOU, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Ecology* 47: 607-615.

PINTO, B. C. T.; ARAÚJO, F. G. & HUGHES, R. M. 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia* 556: 69-83.

PINTO, B. C. T. & ARAÚJO, F. G. 2007. Assessing of biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology 50: 489-502.

POMFRET, J. R.; LIIOTT, M.; O`REILLY, M. G. & PHILLIPS, S. 1991. Spatial and temporal patterns in the fish communities in two U. K. North Sea estuaries. In Elliot M, Ducrotoy JP. (eds), Estuaries and Coasts: Spatial and temporal intercomparisons.. Olsen and Olsen, Fredensborg, Denmark: 277-284.

PONTON, D. & MÉRIGOUX, S. 2001 Description and ecology of some early life stages of fishes in the River Sinnamary (French Guiana, South America). *Folia Zoology* 50: 1-116.

PRIMER-E Ltd. 2001. Primer for Windows Version 5.2.4. Plymouth, United Kingdom.

PRINGLE, C. M.; FREEMAN, M. C. & FREEMAN, B. J. 2000. Regional effects of hydrologic alterations on riverine macrobiota in the new world: tropical-temperate comparisons. *BioScience* 50: 807-823.

QUIST, M. C.; HUBERT, W. A. & RAHEL, F. J. 2004. Relations among habitat characteristics, exotic species, and turbid-river cyprinids in the Missouri River drainage of Wyoming. *Transactions of the American Fisheries Society* 133: 727-742.

RANDALL, J. E. 1967. Food habits of reef fishes of the West Indies. *Stud. Trop. Oceanographic* Miami 5: 665-847.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O. & FERRARIS, C. J. 2003. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre, Edipucrs, 742p.

ROBERTS, T. R. 1970. Scale-eating american characoid fishes, with special reference to *Probolodus heterostomus*. Proc. Calif. Acad. Sci., 20: 383-390.

ROBERTS, D. W. 1986. Ordination on the basis of fuzzy set theory. Vegetatio 66: 123-31.

RODRIGUES, S. S. & MENIN, E. 2006. Anatomia da cavidade bucofaringeana de *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1817) (Pisces, Characidae, Salmininae). *Biotemas* 19: 41-50.

ROJAS-BELTRAN, R., 1989. Quelques aspects de l'ecologie alimentaire de trois mâchoirans (Teleostei, Siluriformes, Ariidae) de la Guyane. *Cybium* 13: 181-187.

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

SABINO, J. & CASTRO, R. M. C. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta atlântica (Sudeste do Brasil). *Brazilian Journal of Biology* 50: 23-36

SAZIMA, I. 1986. Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. *Journal of Fish Biology* 29: 53-65.

SCHIEMER, F. 2000. Fish as indicator for the assessment of the ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia* 422/423: 271-278.

SCHLOSSER, I. J. & ANGERMEIER, P. L. 1990. The influence of environmental variability, resource abundance, and predation on juvenile cyprinid and centrarchid fishes. Pol. Arch. *Hydrobiologia* 37: 265-284.

SCHMUTZ, S.; KAUFMANN, M.; VOGEL, B.; JUNGWIRTH, M. & MUHAR, S. 2000. A multi-level concept for fish-based, river-type-specific assessment of ecological integrity. *Hydrobiologia* 423: 279-289.

SIERRA, L. M.; CLARO, R. & POPOVA, O. A. 1994. Alimentacion y relaciones tróficas. p. 263-284. In: Rodolfo Claro (ed.) Ecología de los Peces Marinos de Cuba. Instituto de Oceanología Academia de Ciencias de Cuba and Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Mexico.

SILVANO, R. A. M.; OYAKAWA, O. T.; AMARAL, B. D. & BEGOSSI, A. 2001. Peixes do alto Rio Juruá (Amazonas, Brasil). Editora da Universidade de São Paulo, Brazil. Talde, C. M., A. C. Mamaril & M. L. D.

STANFORD, J. A. & WARD, J. V. 2001. Revisiting the serial discontinuity concept. Regulated Rivers: Research Management 17: 303-310.

STARRET, W. C. 1971. Man and the Illinois River. In: Oglesby, R. T., Carlson, C. A. & McCann, J. A., eds. River ecology and the impacts of man. New York: Academic Press, pp. 131-169.

TALDE, C. M.; MAMARIL, A. C. & PALOMARES, M. L. D. 2004. The diet composition of some economically important fishes in the three floodplain lakes in Agusan Marsh wildlife sanctuary in the Philippines. *Journal Aquatic Science* 9: 45-56

TEIXEIRA, R. L. 1994. Abundance, reproductive period, and feeding habits of eleotrid fishes in estuarine habitats of north-east Brazil. *Journal of Fish Biology* 45: 749-761.

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

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.

VILA-GISPERT, A.; GARCÍA-BERTHOU, E. & MORENO-AMICH, R. 2002. Fish zonation in a Mediterranean stream: Effects of human disturbances. *Aquatic Sciences* 64: 163-170.

WAITE, I. R. & CARPENTER, K. D. 2000. Associations among fish assemblage structure and environmental variables in Willamette basin streams, Oregon. *Transactions of the American Fisheries Society* 129: 754-770.

WARD, W. & STANFORD, J. A. 1995. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* 10: 159-168.

WARD, J. V.; TOCKNER, U.; UEHLINGER, U. & MALARD, F. 2001. Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. *Regulated Rivers: Research and Management* 17: 311-323.

WELCOMME, R. L. 1985. Rivers fisheries. FAO Technical paper 262. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

WELIANGE, W.S. & AMARASINGHE, U. S. 2003. Accounting for diel feeding periodicity in quantifying food resource partitioning in fish assemblages in three reservoirs of Sri Lanka. *Asian Fishes Sci.* 16: 203-213.

WILLIAMS, J. D.; WINEMILLER, K. O.; TAPHORN, D. C. & BALBAS, L. 1998. Ecology and status of Piscivores in Guri, an oligotrophic tropical reservoir. North American *Journal of Fisheries Management* 18: 274-285.

WOTTOON, R. J. 1990. Ecology of teleost fishes. Chapman & Hall, London.

ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis.* New Jersey, Prentice –Hall, 663p.

CAPÍTULO II

Aplicação do Índice de Integridade Biótica, utilizando as assembléias de peixes, para avaliar a qualidade ambiental do rio Paraíba do Sul e validação por condicionantes de escala regionais e locais

RESUMO

O Índice de Integridade Biótica, baseado na estrutura das assembléias de peixes foi aplicado para avaliar a qualidade ambiental da bacia do rio Paraíba do Sul, e seus resultados foram comparados com variáveis ambientais regionais e locais visando sua validação. As características regionais avaliadas foram altitude, área de drenagem, vazão e usos da terra. As variáveis locais foram aquelas associadas à estrutura física do habitat local (percentagem dos diferentes tipos de substrato, mesohabitat e condição da vegetação riparia) e à qualidade físico-química da água (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade). O canal principal foi amostrado em toda sua extensão em 18 locais, e também foram realizadas 10 amostras nos seis dos maiores tributários (> 4ª. ordem) ao longo da bacia. As amostragens foram realizadas entre 2001 e 2006, em dois períodos (verão/úmido e inverno/seco), com esforço padronizado, utilizando redes de espera, tarrafas e peneiras. Os usos da terra em cada ponto de coleta foram avaliados através de imagens de satélite (CBERS 2) e a percentagem de uso da terra foi determinada através de "buffers" de 32 km^2 usando o software SPRING. A altitude foi obtida com um GPS (Garmin-12). Os dados de vazão e área de drenagem foram obtidos da Agência Nacional de Águas – ANA. A estrutura física dos microhabitats locais foi estimada visualmente em cada local amostrado e os parâmetros físico-químicos foram medidos "*in loco*" com multisensores providos com eletrodos tipo HORIBA U-10. Os escores do IBI contínuo receberam valores de 22,2 a 97,6 (de uma possível faixa de 0-100), com os mais baixos valores tendo sido registrados nas proximidades de áreas urbano-industriais, onde as margens eram desprovidas de vegetação ripária, o substrato composto lama e barro e com pobre diversidade de mesohabitat (apenas remanso). Por outro lado os maiores valores foram detectados em áreas com maior cobertura por floresta secundária, substrato de pedras e/ou rochas e mesohabitat de corredeira. Os valores do IBI foram em geral baixos (moderadamente impactado), com menores valores no período seco, embora não tenham sido detectadas diferenças significativas entre os dois períodos do ano. Os valores de % uso urbano foram correlacionados positivamente com os valores de condutividade apenas no período seco, e substrato composto por lama e barro para os dois períodos. Correlações negativas foram encontradas entre o IBI com % área urbana, com substrato composto de lama e barro, tanto para o período úmido como para o período seco, com condutividade e com mesohabitat dominado por remanso no período seco. Correlações positivas foram encontradas entre o IBI com ambientes de corredeiras no período úmido e seco, e com oxigênio dissolvido no período seco. O período de seca é o mais apropriado para aplicação do IBI, quando o mesmo parece refletir com maior fidedignidade a qualidade ambiental.

Palavras chave: Índice de Integridade Biótica, peixes, uso da terra, microhabitat, físico-químicas.

ABSTRACT

The index of biotic integrity - IBI, based on fish assemblages was applied to assess environmental quality in the Paraíba do Sul, and their results were compared with both regional and local constraints aiming to validate IBI. Regional variables were altitude, drainage area, flow and land use. Local variables were those related to physical habitat structure (percentage of different types of substrate and mesohabitat and condition of riparian cover) and to physical-chemical water quality (temperature, pH, dissolved oxygen and conductivity). Eighteen sites along the whole main river extension and ten sites in its 6 largest tributaries (> 4rd. order) were sampled. Sampling were carried out between 2001 and 2006, in two season (summer/wet and winter/dry), with standardized effort using gill nets, casting, seine and trays. Land use at each sampling site were assessed though CBERS 2 satellite images. Percentage of land use was determined in 32 km^2 "buffers" using SPRING software. Altitude was obtained by a Garmin-12 GPS. Flow and drainage area were obtained from Brazilian National Water Agency - ANA. The physical structure of microhabitat was estimated visually along all sites. Physical-chemical water quality parameters were measured "*in loco*" by multiprobes provide by electrodes such as HORIBA U-10. Scores of continuous IBI ranged from 22.2 to 97.6 (in a whole range from 0-100), with the lowest values been recorded in the vicinity of urban-industrial areas, lacking of riparian cover, muddy substrate and poor mesohabitat diversity (mainly pools). On the other hand, the highest IBI scores were recorded in secondary forested areas, rocky and gravel substrate, runs and riffles mesohabitats. Overall the IBI scores were fairly low (moderately impacted), with lower values in dry period, although no between-season significant differences were detected. Percentage of land use was positively correlated with conductivity during dry season only and with muddy substrate in both seasons. IBI scores were negatively correlated with urban area, muddy substrate in both seasons, with conductivity and with pools in dry season. Positive correlations were found between IBI and riffles in both seasons, with dissolved oxygen in dry season. The dry period was the most appropriate to apply IBI, when this indices seem to reflect better environmental quality.

Key words: Index of Biotic Integrity, fish, land use, microhabitat, phisical-chemical.

1 INTRODUÇÃO

Programas de monitoramento para avaliar impactos humanos sobre rios existem há décadas. Inicialmente baseados exclusivamente sobre indicadores químicos, os métodos utilizados e considerados mais apropriados para detectar efeitos de atividades humanas sobre as comunidades aquáticas foram depois sendo complementados por estudos bioquímicos e físico-químicos (VERDONSCHOT 2000). Contudo, estes métodos tradicionais eram realizados apenas quando uma alteração de grande intensidade ocorria, como, por exemplo, uma suspeita visível de poluição ou mortalidade de peixes. Estes métodos avaliam o impacto de poluentes na água no momento da coleta de dados, não avaliando, no entanto, o reflexo das alterações químicas e físicas em longo prazo na estrutura e função das comunidades bióticas, ou melhor, de todo o ecossistema aquático. Portanto, os métodos tradicionais físico-químicos e bioquímicos não avaliam a capacidade de recuperação do sistema aquático, medida essencial para avaliar a qualidade ambiental (KARR et al. 1986; METCALFE 1989) após distúrbios naturais e/ou impactos antrópicos. Entretanto, avaliar a capacidade de regeneração de um curso aquático é extremamente difícil uma vez que estes ecossistemas possuem uma grande resiliência e homeostase e a partir daí o uso de indicadores biológicos para avaliar a qualidade ambiental dos sistemas aquáticos aumentou quantitativamente. Alguns métodos bióticos foram desenvolvidos para avaliar a qualidade dos sistemas aquáticos, como o uso da diversidade, da heterogeneidade, espécies indicadoras e ou analises multivariadas, métodos estes usados para refletir o ambiente. Tais métodos, embora mais eficazes como avaliadores da qualidade ambiental, também apresentam restrições, devido a abordagem ser limitada para um ou alguns poucos componentes da estrutura do ecossistema aquático (KARR et al. 1986; KARR & CHU 1999; VERDONSCHOT 2000).

É importante considerar que as alterações são complexas e envolvem uma ampla variedade de atividades do homem. Nos últimos anos o uso de índices associados ao somatório de um conjunto de atributos ecológicos ("multimetricas") tem sido bem aplicado em estudos de sistemas aquáticos para avaliar a qualidade da água e dos habitats em vários países. Além disso, os métodos com abordagem de índices "multimétricos" são mais avançados e complexos (VERDONSCHOT 2000; ROSET et al. 2007). Dentre os vários grupos da biota, as assembléias de peixes, por se situarem no topo da cadeia alimentar aquática e por abrangerem também vários níveis tróficos, têm sido recentemente bastante utilizadas visando diagnosticar a qualidade ambiental dos ambientes aquáticos (WELCOMME 1985; KARR et al. 1985ab; STEEDMAN 1988; SCOTT & HALL 1997; HUGHES & GAMMON 1987; GANASAN & HUGHES 1998; LOWE-MCCONNELL 1999; WAITE & CARPENTER 2000).

A maioria dos índices "multimetricos" incorpora uma abordagem da condição de referência e relevantes variáveis biológicas (atributos ecológicos) (ROSET et al. 2007) para descrever as características das assembléias de peixes e quantificar os impactos das atividades humanas sobre a biota. Uma variedade de índices "multimetricos" tem sido usada para avaliar a biota, mas os Índices de Integridade Biótica (IBIs) têm sido amplamente aplicados sobre dados das assembléias de peixes para avaliar a qualidade da água e dos habitats aquáticos. O IBI foi introduzido primeiramente por KARR (1981), para avaliar a qualidade ambiental através das assembléias de peixes e são agora usados ao redor do mundo para avaliar a condição das assembléias de peixes (HUGHES & OBERDORFF 1998) e também tem sido empregado com grande sucesso para avaliar a condição de macroinvertebrados bentônicos (KERANS & KARR 1994; KLEMM et al. 2003), de algas (HILL et al. 2000; FORE 2002), e de pássaros (BRYCE et al. 2002) para indicar alterações em sistemas aquáticos. Embora amplamente aceito como ferramenta de biomonitoramento da qualidade da água, os IBIs são também úteis para respostas das assembléias de peixes a diversos impactos produzidos pelo

homem e que levam a degradação do sistema aquático, tais como degradação da paisagem, alterações no regime de fluxo provocados por represas e/ou barragens e na estrutura dos habitats.

No Brasil, o IBI foi adaptado pela primeira vez por ARAÚJO (1998) com o propósito de avaliar a qualidade ambiental e examinar tendências espaciais e temporais asociadas à degradação ambiental no rio Paraíba do Sul em um trecho bem alterado de aproximadamente 50 km. Neste primeiro trabalho no Brasil, tal como nos primeiros trabalhos de IBI (KARR 1981; KARR et al. 1986), o autor diversas vezes especula que os baixos valores do IBI no trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul foram atribuídos à degradação da qualidade da água, do habitat ou a ambos, mas não tendo realizadas medições dos mesmos. Posteriormente, ARAUJO et al. (2003) propõem uma nova adaptação do IBI para o mesmo trecho do rio Paraíba do Sul, mas investigando neste estudo a contribuição de cada atributo aplicado para o IBI. Neste trabalho, os autores também aplicam um Índice Ambiental a partir de variáveis locais do microhabitat (turbidez, diversidade de substrato, cobertura vegetal, abrigo para peixes e alterações da margen) e de variáveis físico-químicas (oxigênio dissolvido, pH, condutividade e temperatura da água) com o objetivo de validar o IBI e entender quais das dos fatores (microhabitat e fisico-químicas) mais afetam as assembléias de peixes. Entretando não foram considerados o efeito das variáveis regionais. Um trabalho preliminar neste sentido foi feito por PINTO et al. (2006), que avaliou os efeitos do uso da terra e condição riparia sobre o IBI ao longo de um trecho de aproximadamente 338 quilômetros ao longo do rio Paraíba do Sul.

Os sistemas lóticos são influenciados pelo uso da terra em escala regional (RICHARDS et al., 1996). A degradação do uso da terra, alterações no fluxo da água e da condição do habitat local (condição da vegetação riparia, diversidade do substrato, mesohabitat) podem interagir para afetar a qualidade ambiental (SIMON & LYONS 1995; VERDONSCHOT 2000; MEADOR & GOLDSTEIN 2003; ALLAN 2004). O uso da terra e regime de fluxo são indicadores regionais (macrohabitat) e a condição dos microhabitats são indicadores locais (microhabitat) das alterações ambientais. Desta forma, alterações nesses dois fatores reduzem os valores do IBI devido à degradação da estrutura e dinâmica das assembléias de peixes (STEEDMAN 1988; ROTH et al. 1996; ALLAN et al. 1997; WANG et al. 1997; 2000; 2001; KLAUDA et al. 1998; LAMMERT & ALLAN 1999; SCHLEIGER 2000; MEADOR & GOLDSTEIN 2003; SNYDER et al. 2003; HUGHES et al. 2004; VAN SICKLE et al. 2004).

O uso da terra têm uma relação estreita com a vegetação riparia e habitats do rio, e consequentemente, com as assembléias de peixes. Intensivo uso da terra, tais como, urbanização e culturas agrícolas diminuem a cobertura riparia e aumentam a degradação dos habitats, sedimentação, alterações hidrográficas, oscilações na temperatura, contaminação química e concentrações de nutrientes (BRYCE et al. 1999). Intensiva urbanização e agricultura são indicadores de pobre qualidade ambiental, enquanto florestas nativas são associadas com boa qualidade ambiental (STEEDMAN 1988; WANG et al. 2001). Entretanto em alguns trabalhos, a agricultura e a urbanização variaram ao longo de gradientes naturais, confundindo o entendimento dos processos biológicos relatados pelo uso da terra (ALLEN et al. 1999; SNYDER et al. 2003). Avaliar o uso da terra é importante para o entendimento do gradiente ambiental e fatores que estruturam as assembléias de peixes, e tais informações são necessárias para a compreensiva avaliação ambiental dos sistemas aquáticos e suas assembléias de peixes (STEEDMAN 1988; ROTH et al. 1996; LAMMERT & ALLAN 1999; SCHLEIGER 2000; WAITE & CARPENTER 2000; MEADOR & GOLDSTEIN 2003).

A cobertura da vegetação riparia com fornecimento de sombra sobre o curso da água é importante para moderar as variações de temperatura da água, bem como para prover habitat para os animais, estabilidade das margens do rio, e particular material orgânico (BARLING &

MOORE 1991; GREGORY et al. 1991; OSBORNE & KOVACIC 1993). Entrada orgânica provenientes da vegetação é um dois maiores recursos de alimento para os organismos do rio (CUMMINS 1974) assim como troncos e galhos provenientes da vegetação riparia provem estruturas para criar e manter a complexidade dos habitats do canal (GREGORY et al. 2003). A vegetação também afeta as macrófitas aquáticas. A presença de complexas e extensivas coberturas de vegetação riparia em margens de largos rios geralmente indicam favorável qualidade ambiental, grande diversidade de habitat, elevada disponibilidade de alimento para biota aquática, reduzida erosão da margem, e diminuição de nutrientes e cargas de sedimentos dentro do canal principal (KARR & SCHLOSSER 1978; GREGORY et al. 1991). O uso da terra muito alterado por área urbana, por indústrias e pela agricultura empobrece a cobertura da vegetação riparia e dos habitats do rio diminuindo a diversidade e complexidade da biota aquática.

O objetivo deste capítulo é: 1) avaliar a qualidade ambiental ao longo do rio Paraíba do Sul e dos maiores tributários aplicando o IBI, utilizando os atributos das assembléias de peixes. 2) Correlacionar os valores do IBI com variáveis ambientais relativas ao uso da terra, do microhabitat e físico-químicas a fim de validá-lo e estimar quais as condicionantes ambientais afetam as assembléias de peixes em cada local.

A hipótese é que o IBI e seus atributos variem em função da qualidade ambiental, diminuindo em trechos com intenso efeito antropogênico, tais como área urbana e industrial, áreas sobre efeito de barragens e plantações de cana-de-açúcar e aumentando em trechos com menor uso da terra e com o aumento da distância das áreas mais impactadas. Uma segunda hipótese a ser testada é a de que os valores do IBI serão menores e mais sensíveis às atuais condições ambientais da bacia em estudo em períodos de seca, onde o volume de água é menor, acarretando menor diluição da poluição difusa que é lançada continuamente no sistema, e, porque neste período parte dos microhabitats aquáticos está indisponível para as assembléias de peixes.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudos

Foi estudada toda a extensão do rio Paraíba do Sul, desde as nascentes formadas pela confluência dos rios Paraitinga e Paraibuna na serra da Bocaina no estado de São Paulo, até as proximidades do estuário, no município de São João da Barra no norte do estado do Rio de Janeiro. Um total de 27 locais foi amostrado (Fig. 1), compreendendo além do canal principal do rio Paraíba do Sul seis tributários de grande porte, rio Preto, Paraibuna (Minas Gerais), Piabanha, Pomba, Grande e Muriaé. Vinte e seis locais foram amostrados no período de verão/úmido (3 locais no trecho superior, 3 locais no trecho médio-superior, 12 locais no trecho médio-inferior e 8 locais no trecho inferior), e 25 locais foram amostrados no inverno/seco (3 locais no trecho superior, 3 locais no trecho médio-superior, 13 locais no trecho médio-inferior e 6 locais no trecho inferior) (Veja capítulo 1). Para melhor avaliar a continuidade do sistema ao longo do trecho longitudinal, os locais amostrados são identificados em quilômetros a partir do estuário do rio Paraíba do Sul utilizando mapas digitais com escala de 1:50.000 com o software CADMAPS.

O IBI foi adaptado neste estudo para avaliar todo o trecho longitudinal do rio de aproximadamente 1100 quilômetros, ao longo do qual foram estabelecidos 18 locais de amostragem, da nascente até a foz. Também foram estabelecidos outros 9 locais distribuídos nos seis maiores tributários (rio Preto, rio Paraibuna mineiro – 2 locais, rio Piabanha – 2 locais, rio Pomba – 2 locais, rio Grande e rio Muriaé) (Ver Capítulo 1 – Seção Material e Métodos) ao longo da bacia.

2.2 Índice de Integridade Biótica (IBI)

O índice de integridade biológica (IBI) foi desenvolvido por KARR (1981) visando utilizar a comunidade de peixes para avaliar a qualidade da água de riachos. O IBI neste estudo foi elaborado considerando os três componentes da ictiofauna: 1) riqueza e composição de espécies; 2) composição trófica; 3) abundância de espécies e informações sobre suas condições (anomalias, doenças, etc) (Tabela 1).

No presente estudo foi aplicada à metodologia do IBI contínuo, de acordo com GANASAN & HUGHES (1998). Esta metodologia foi desenvolvida com a proposta de uma melhor visualização dos resultados. Para isto foi estabelecido três classes de qualidade ambiental para atribuição dos escores/notas (aceitável, moderadamente impactado, e impactado). O IBI contínuo e as três categorias também foram aplicados nos trabalhos de GANASAN & HUGHES (1998), BOZZETTI & SCHULZ (2004) e PINTO & ARAÚJO (2007). Nestes trabalhos tem sido reportado que a utilização de muitas categorias em sistemas muito alterados dificulta a qualificação do ambiente.

Apesar da grande variedade de atributos aplicados em outros paises (NOBLE et al. 2007), a maioria dos IBIs tem incluído a classificação de atributos em quatro categorias: 1) riqueza e composição das espécies; 2) composição trófica; 3) abundância de espécies de peixes 4) condição das espécies de peixes para detectar a qualidade da água e mudanças físicas do ambiente.

As etapas (Fig. 2) necessárias para a determinação do IBI para a bacia do rio Paraíba do Sul foram baseadas nos trabalhos de KARR (1981), KARR et al. (1986), nas adaptaçoes feiras para rios tropicais na Asia (GANASAN & HUGHES 1998) e África (TOHAM & TEUGELS 1999), para trecho o trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul, Brasil (ARAÚJO 1998; ARAÚJO et al. 2003; PINTO et al. 2006; PINTO & ARAÚJO 2007).

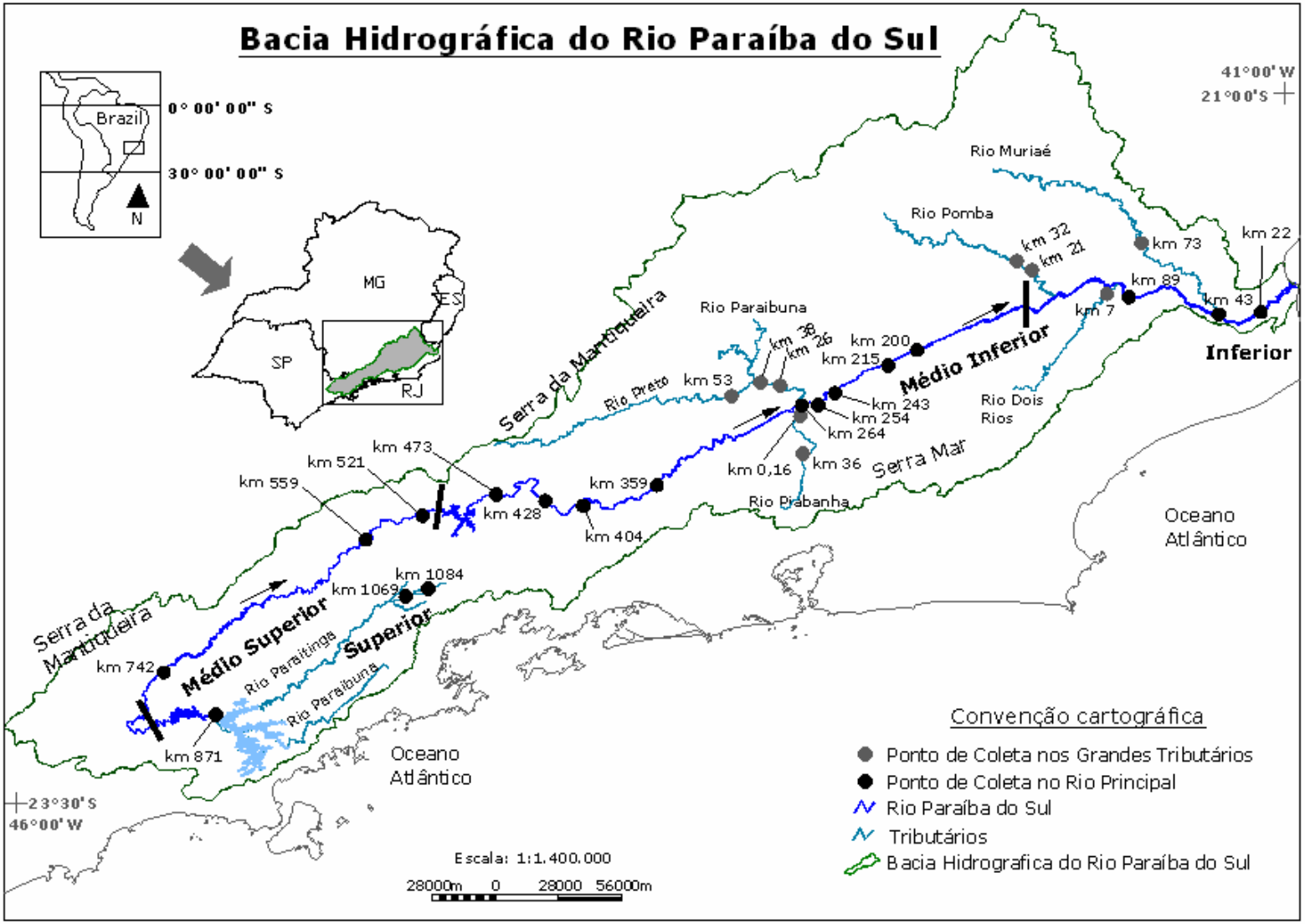


Figura 1. Área da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, locais de amostrados no canal principal e nos maiores tributários para aplicação.do.IBI.

Tabela 1. Atributos ecológicos usados por KARR (1981) na determinação do IBI para avaliação da assembléia de peixes.

Atributos ecológicos
Riqueza e composição das espécies
1- Número de espécies
2- Presença de espécies intolerantes
3- Riqueza e composição das espécies de "Darters" ou bentônicos
4- Riqueza e composição das espécies de "Suckers" ou longa vida
5- Riqueza e composição das espécies de "Sunfish" ou coluna d' água
6- Proporção de "Green Sunfish" ou tolerantes
Composição trófica
7- Proporção de indivíduos onívoros
8- Proporção de insetívoros
9- Proporção de carnívoros de topo
Abundância e condição
10- Número total de indivíduos
11- Proporção de indivíduos híbridos
12- Proporção de peixes com doenças, tumores e outras anomalias.

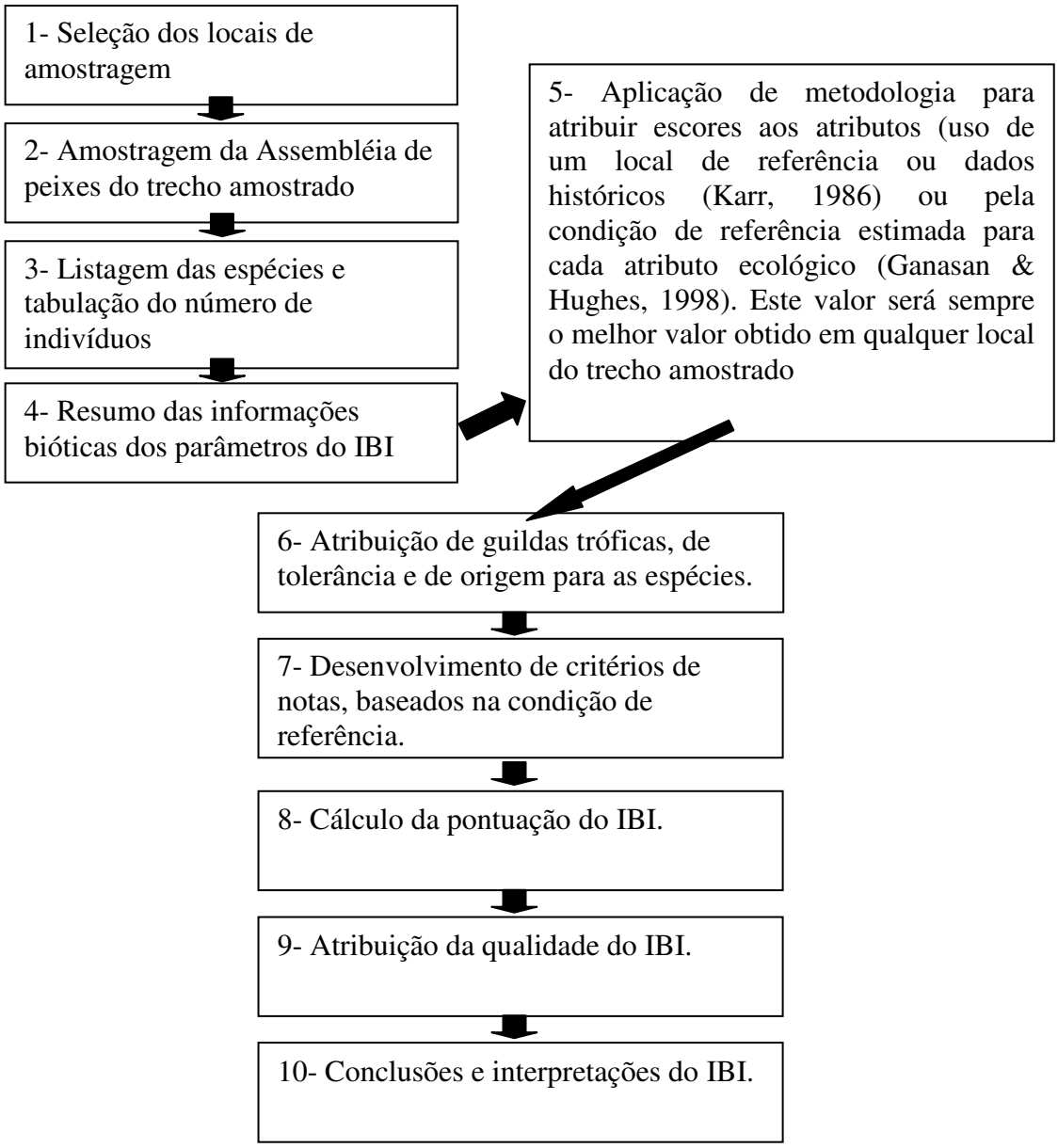


Figura 2. Diagrama das etapas para a determinação do Índice de Integridade Biótica.

2.2.1 Teste e seleção dos atributos para o IBI

Na adaptação do IBI para toda bacia do rio Paraíba do Sul buscou-se primeiramente analisar os atributos já aplicados para o trecho médio-inferior por ARAÚJO (1998), ARAÚJO et al. (2003), PINTO et al. (2006), e posteriormente foram escolhidos e testados outros atributos que melhor representassem as modificações do ambiente ao longo da bacia. Os atributos foram baseados nas seguintes categorias das assembléias de peixes: 1) riqueza de espécies e composição de habitats; 2) espécies indicadoras; e 3) estrutura trófica.

Foi testado um total de 25 atributos candidatos (Número de famílias nativas, espécies nativas, número de espécies Characiformes, número de espécies Siluriformes, percentagem de indivíduos Cyprinodontiformes, número de espécies sensíveis, dominância (90%), percentagem de indivíduos onívoros, número de espécies carnívoras, número de espécies invertívoras, número total de indivíduos, número de indivíduos excluindo onívoros, biomassa

total, percentagem de indivíduos introduzidos, número de espécies introduzidas, número de espécies fitófagos, percentagem de indivíduos fitófagos, percentagem de indivíduos invertívoros, percentagem de indivíduos carnívoros, número de espécies insetívoras, percentagem de indivíduos nsetívoras, percentagem de indivíduos híbridos, Índice ABC, número de espécies de coluna d'água, número de espécies de fundo) para o cálculo do IBI contínuo, os quais apenas 10 foram escolhidos para o IBI final neste estudo (Tabela 2). Os atributos selecionados para o presente estudo apresentaram correlação significativa com o IBI, os atributos foram presentes na maioria dos locais amostrados e responderam bem à qualidade ambiental.

Sete atributos foram os mesmos já utilizados nos trabalhos de ARAÚJO (1998), ARAÚJO et al. (2003) e PINTO et al. (2006) (Tabela 2). Três novos atributos foram incluídos: 1) número de famílias nativas; 2) número de espécies carnívoras, e 3) número de espécies invertívoras, com o primeiro sendo utilizado pela primeira vez para o rio Paraíba, e os dois últimos substituindo os atributos % de indivíduos carnívoros e % de indivíduos invertívoros que foram aplicados anteriormente para o trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul.

• *Riqueza de espécies e composição de habitats*

Foram utilizados quatro atributos desta natureza: 1) número de famílias nativas; 2) número de espécies nativas, 3) número de espécies Characiformes; e 4) número de espécies Siluriformes. Os atributos relacionados à composição e riqueza são bem recomendados em sistemas aquáticos de ambientes tropicais, os quais possuem grande diversidade de espécies (ROSET et al. 2007). Entretanto, na Europa e outros continentes ou paises com rios e riachos com pobre diversidade de espécies, a utilização de atributos de abundância e idade das espécies são mais úteis do que atributos de composição e riqueza (ROSET et al. 2007).

O número de famílias nativas é uma medida da biodiversidade (NOSS 1990) que também diminui com o aumento dos efeitos antropogênicos. OBERDORFF & HUGHES (1992) e WITKOWSKI (1992) relataram que famílias de peixes foram eliminadas ou ameaçadas em áreas com longa e intensiva ocupação pelo homem. Essa perda é preocupante em relação às adaptações evolutivas, ou seja, quando mudanças levam a perda de uma família representada por múltiplas espécies. Porém, isso pode ser questionado quando a perda de família é composta pela última espécie na bacia (GANASAN & HUGHES 1998) (Tabela 2).

O número de espécies foi restrito às espécies nativas, pois retira o efeito de espécies introduzidas. O número de espécies nativas é uma medida da diversidade biológica que geralmente diminui com degradação ambiental. Por outro lado, as espécies introduzidas aumentam com a degradação ambiental (Tabela 2).

O número de espécies do grupo Characiformes e Siluriformes foram escolhidos, pois são importantes grupos de peixes neotropicais predominando em todos os ambientes e os mesmos utilizam diferentes habitats; no primeiro as espécies utilizam mais intensamente as margens e a coluna d' água e apresentam hábitos preferencialmente diurnos, enquanto no segundo as espécies utilizam locais mais profundos, associados ao fundo e com hábitos predominantemente noturnos (Tabela 2).

• *Espécies indicadoras*

Foram utilizados três atributos: 1) número de espécies sensíveis; 2) percentagem do número de indivíduos Cyprinodontiformes; e 3) número de espécies dominantes (dominância). A classificação de espécies de acordo com a tolerância a degradação ambiental é difícil, devido a escassez de dados na literatura. Entretanto foi adotada uma estimativa empírica da tolerância das espécies para a bacia do rio Paraíba do Sul.

Tabela 2: Atributos utilizados na aplicação do IBI contínuo para avaliar a qualidade ambiental da bacia do rio Paraíba do Sul, através das assembléias de peixes, suas respostas à alteração ambiental. Setas para baixo (↓) indicam uma diminuição do valor do atributo e setas para cima (↑) indicando um aumento com a degradação ambiental

Atributos	**Resposta alteração ambiental**	**Autores**
Número de espécies nativas	↓	GANASAN & HUGHES 1998; ARAÚJO et al. (2003); BREINE et al. (2004); PINTO et al. 2006
Número de famílias nativas	↓	OBERDORFF & HUGHES (1992); GANASAN & HUGHES (1998)
Número de espécies Characiformes	↓	ARAÚJO (1998); TOHAM & TEUGELS (1999); ARAÚJO et al. (2003); PINTO et al. (2006)
Número de espécies Siluriformes	↓	ARAÚJO (1998); TOHAM & TEUGELS (1999); ARAÚJO et al. (2003) PINTO et al., (2006)
% indivíduos Cyprinodontiformes	↑	ARAÚJO et. al. (2003); PINTO et al. (2006)
% de indivíduos onívoras	↑	ARAÚJO et al. (1998); GANASAN & HUGHES (1998); TOHAM & TEUGELS (1999); ARAÚJO et al. (2003); PINTO et al. (2006)
Número de espécies carnívoras	↓	BOZETTI & SCHULZ (2004)
Número de espécies invertívoras	↓	BOZETTI & SCHULZ (2004)
Número de espécies sensíveis	↓	LYONS et al. (1995); SIMON & LYONS (1995); PINTO et al. (2006)
Dominância espécies (% espécies que compõem 90% de indivíduos da amostra)	↓	ARAÚJO et al. (2003); PINTO et al. (2006)

Para o atributo número de espécies sensíveis foram consideradas aquelas espécies que apenas ocorreram em locais com boa qualidade da água e do habitat (Tabela 2; Apêndice 1), e tolerantes se ocorrem em grande número em grande parte dos locais de coleta, incluído as espécies que vivem em locais com baixas concentrações de oxigênio dissolvido ou se tais espécies são conhecidas por serem tolerantes a pobre qualidade da água.

A percentagem de indivíduos Cyprinodontiformes foi representada pelas espécies *Poecilia reticulata, Phalloceros caudimaculatus* e *Poecilia vivipara.* Os peixes representados por esse grupo são considerados espécies tolerantes por serem comuns na maioria dos rios alterados e tolerantes a muitos poluentes (ARAÚJO et al. 2003). Este atributo apresenta respostas contrárias ao atributo espécies sensíveis e é comparável ao atributo percentagem de indivíduos tolerantes aplicado em outros IBIs.

Para o atributo dominância foi considerado o número de espécies que compõem 90% de indivíduos da amostra (Tabela 2). KERANS & KARR (1994) e FORE et al. (1996) utilizaram atributos semelhantes (percentagem de dominância para dois e três táxons, respectivamente) para avaliar assembléias de macroinvertebrados.

• *Estrutura trófica*

Foram utilizados três atributos: 1) percentagem de indivíduos onívoros; 2) número de espécies carnívoras; e 3) número de espécies invertívoras. A escolha destes três atributos teve como objetivo aferir a disponibilidade de alimento/energia no ambiente. Segundo KARR (1981) a relação existente entre a proporção de indivíduos onívoros e os de outros hábitos mais especializados, apresenta uma forte correlação negativa, com o aumento do primeiro e diminuição de espécies especializadas, como os invertívoros, fitófagos e insetívoros, à medida que o ambiente é degradado. A presença de carnívoros e invertívoros é uma indicação da saúde do rio (KARR, 1981; 1999). Os carnívoros são dependentes de toda uma cadeia trófica bem estruturada; com o declínio da qualidade ambiental, essas populações tende a diminuir ou desaparecer (Tabela 2).

Na tentativa de incluir outros atributos para representar de maneira mais compreensiva toda a extensão da área estudada, foram testados 13 outras métricas potenciais visando sua incorporação no IBI: 1) número de indivíduos, atributo aplicado por ARAÚJO (1998) na primeira adaptação do IBI para o trecho médio-inferior; 2) número de indivíduos excluindo onívoros, atributo aplicado por ARAÚJO et al. (2003) na segunda adaptação do IBI para o trecho médio-inferior; 3) biomassa total; 4) percentagem de indivíduos introduzidos; 5) número de espécies introduzidas, atributo aplicado por ARAÚJO et al. (2003) na segunda adaptação do IBI para o trecho médio-inferior; 6) percentagem de indivíduos carnívoros e 7) percentagem de indivíduos invertívoros, os dois últimos aplicados por ARAÚJO (1998), ARAÚJO et al. (2003) e PINTO et al. (2006); 8) percentagem de indivíduos fitófagos; 9) número de espécies fitófagos; 10) percentagem de indivíduos insetívoros; 11) número de espécies insetívoras; 12) percentagem de indivíduos híbridos; e 13) índice de ABC (MEIRE & DEREU 1990). Apesar de importantes, como aferidores do ambiente, no presente trabalho tais atributos não apresentaram correlação significativa com o IBI, não foram comuns em todos os locais amostrados, apresentaram baixa variabilidade entre as amostras, e as informações não foram quantitativas, portanto não puderam ser utilizados como atributos do IBI. Além disso, alguns dos atributos eliminados e que foram destacados acima indicaram potencialidade apenas em alguns trechos da bacia.

Adicionalmente, dois outros atributos foram testados, 1) espécies de coluna d'água; e 2) espécies bênticas que apesar de apresentarem correlação significativa com o IBI foram redundantes com os atributos número de espécies Characiformes e número de espécies Siluriformes, respectivamente, e por isso foram eliminados.

2.2.2 Cálculos dos atributos do IBI.

Os escores do IBI são normalmente calculados, baseados em regiões de referência não impactados, isto é, regiões naturais e/ou através de dados históricos. Sabendo que nenhum rio ou trecho do rio Paraíba do Sul encontra-se em uma condição próximo ao natural e a limitação dos dados históricos sobre a ecologia dos peixes no rio Paraíba do Sul, os escores do IBI contínuo foram calculados segundo as metodologias de FAUSCH et al. (1984), HUGHES et al. (1986), GANASAN & HUGHES (1998) e BAILEY et al. (1998). Estes autores utilizaram os mais "desejáveis" valores dos atributos que foram usualmente obtidos, como estimativa da condição de referência. O método para substituição da condição de referência considera que "o local menos impactado pode emergir das informações acumulados no banco de dados". Os escores dos atributos foram baseados, portanto, no mais alto escore obtido em todo o trecho. Um elevado escore não indica integridade, mas pode revelar marcadas diferenças entre os locais.

A "condição de referência" estimada para o melhor valor obtido para cada atributo foi adaptada para o valor 10 (IBI contínuo) com os escores variando de 0 a 10. Por exemplo, foi

coletado um numero máximo de 26 (melhor valor obtido) espécies nativas. Será atribuído a nota 10 para 26 espécies. A partir do "melhor valor obtido" é aplicada a fórmula matemática para acomodar os outros valores encontrados. Para o caso de um local com 15 espécies nativas, onde o maior valor obtido foi 26, teremos ([15/26] x 10) = 5,77. Para selecionar e verificar a sensibilidade de cada atributo (métrica) foram feitas análises de correlação de Pearson entre o IBI, excluindo o atributo que está sendo correlacionado do valor do IBI. Comparações das médias do IBI entre os quatro trechos (superior, médio-superior, médio-inferior e inferior) do canal principal foram feitas utilizando o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis.

Os IBIs aplicados para os ambientes tropicais e principalmente para os grandes rios, necessitam para sua determinação, de uma adaptação ao ambiente (região) e trechos (ecoregiões) em que estiverem sendo utilizados, e para tanto, foram consideradas as características do rio Paraíba do Sul. A aplicação do IBI para diferentes riachos e para os grandes rios faz necessário diferenciar as ecorregiões ao longo da área estudada, pois os escores do IBI devem ser pontuados diferentemente.

Para verificar a existência de diferentes ecorregiões ao longo da área estudada foi aplicado sobre os dados de abundância das espécies amostradas em cada local o teste não paramétrico de similaridade de ANOSIM para verificar diferenças significativas da riqueza e composição das espécies ao longo dos trechos (trecho superior, médio-superior, médio-inferior e inferior) que foram pré-definidos para toda bacia, e entre os dois períodos estudados (Ver Capítulo 1 – Seção Material e Métodos). O cuidado de verificar diferenças significativas da riqueza e composição ao longo da bacia do rio Paraíba do Sul consiste em ajustar os atributos de riqueza de espécie (número de famílias nativas, números de espécies nativas, número de espécies Characiformes e Siluriformes, número de espécies sensíveis), para posterior aplicação do IBI. Segundo (FAUSCH et al. 1984; KARR et al. 1986) os valores do IBI podem ser influenciados por características geomorfológicas do rio, geologia, e clima.

No presente trabalho foi aplicado o IBI para toda bacia (IBI geral - Tabela 3) desconsiderando qualquer diferença ecoregional ao longo da área de estudo, bem como o IBI levando em conta os diferentes trechos (IBI trechos - Tabela 4). Neste último, os atributos do IBI foram escorados diferentemente em cada trecho da bacia. Esse procedimento foi feito para verificar se existem grandes diferenças nos resultados dos dois IBIs e onde ocorrem essas diferenças.

Tabela 3. Atributos e escores usados para calcular o IBI ao longo de toda bacia (IBI – geral) do rio Paraíba do Sul, sem considerar os diferentes trechos da bacia.

Atributos ecológicos	**Escores IBI**	
	Melhor valor obtido	Pior valor obtido
Riqueza de espécies e composição de habitats		
1- Nº Famílias Nativas	18	4
2- Nº Esp. Nativas	26	0
3- Nº Esp. Characiformes (coluna água)	30	4
4- Nº Esp. Siluriformes (bentônicos)	10	0
Espécies indicadoras		
5- Nº Esp. sensíveis	10	0
6- % Indivíduos Cyprinodontiformes	0	100
7- Nº Esp. Dominantes (90%)	16	1
Estrutura trófica		
8- % Indivíduos Onívoros	0	100
9- Nº Esp. Carnívoros	8	0
10- Nº Esp. Invertivoras	7	0

Tabela 4. Atributos e escores usados para calcular o IBI ao longo dos 4 trechos (IBI trechos) da bacia do rio Paraíba do Sul. Trechos: SU = Superior, MS = Médio-Superior; MI = Médio-Inferior e IN = Inferior. M = melhor valor obtido; P = pior valor obtido.

Atributos ecológicos	**Escores para IBI**							
	SU		**MS**		**MI**		**IN**	
	M	P	M	P	M	P	M	P
Riqueza de espécies e composição de habitats								
1- Nº Famílias Nativas	7	4	13	8	15	5	16	4
2- Nº Esp. Nativas	10	1	30	16	31	7	27	4
3- Nº Esp. Characiformes (coluna água)	3	0	10	4	12	2	10	2
4- Nº Esp. Siluriformes (bentônicos)	6	0	10	4	10	2	9	1
Espécies indicadoras								
5- Nº Esp. sensíveis	7	0	11	2	10	0	12	1
6- % Indivíduos Cyprinodontiformes	0	100	0	25	0	83	0	84
7- Nº Esp. Dominantes (90%)	5	1	13	4	16	2	14	2
Estrutura trófica								
8- % Indivíduos Onívoros	5	100	32	92	25	93	0	95
9- Nº Esp. Carnívoros	2	1	8	1	7	1	5	1
10- Nº Esp. Invertivoras	5	0	5	1	7	0	4	0

2.3 Variáveis ambientais

Foram avaliadas vinte e cinco variáveis ambientais em cada local de amostragem, compreendidas por características regionais e locais (microhabitat e físico-químico). As características regionais (vazão média, área de drenagem, altitude e uso da terra) foram obtidas a partir de dados secundários e primários. Os dados de vazão média e da área de drenagem foram obtidos pela Agência Nacional de Águas – ANA (ANA 2006; www.hidroweb.ana.gov.br). A altitude foi medida em cada local de coleta com um GPS (Garmin-12). O uso da terra para cada local foi avaliado através de imagens de satélite (CBERS 2) e a percentagem de floresta secundária, área urbana, pastagem, solo exposto, drenagem e cultivo foi determinada usando o software SPRING.

A estrutura física dos microhabitats (percentagem de vegetação riparia, percentagem dos diferentes tipos de substrato, percentagem dos diferentes tipos de mesohabitat/características hidráulicas) em cada local foi estimada visualmente ao longo do trecho amostrado (Ver Seção Variáveis Ambientais). A largura do rio foi obtida em cada local utilizando um distanciômetro digital Bushnell Laser Rangefinder Sport 450.

Os parâmetros fisico-químicos (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade) foram medidos "*in loco*" com auxilio de multisensor provido com eletrodo tipo HORIBA U-10, que foi calibrado um dia antes a cada visita de campo (Ver Seção Variáveis Ambientais).

Uso da terra - macrohabitat

Foi selecionado para cada local de amostragem um "*buffer*" com 8 km de comprimento (sendo 6 km à montante do local de amostragem e 2 km à jusante), e 2 km de largura para cada margem do rio, totalizando uma área de influência de aproximadamente 32 km^2. PINTO et al. (2006) delimitaram uma área de "*buffer*" de 8 km^2 para comparar 7 locais de coleta ao longo do trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul. A área de "*buffer*" neste estudo foi aumentada de 8 km^2 para 32 km^2, com o objetivo garantir uma maior abrangência do efeito do uso da terra sobre as assembléias de peixes ao longo da bacia (Fig. 3). A partir desse "buffer" foi feito o recorte do mapa temático (Fig. 4).

Para determinar o tipo de uso da terra (floresta secundária, área urbana, pastagem, solo exposto, drenagem e cultivo) ao longo dos locais de coleta do canal principal e dos maiores tributários da bacia do rio Paraíba do Sul foram aplicados técnicas de Sensoriamento Remoto e de Geoprocessamento com o emprego do Software Spring 5.0 Beta 2, e utilizadas imagens do sensor CCD do satélite CBERS 2. As imagens foram submetidas a processos de georreferenciamento, de segmentação e classificação supervisionada por regiões. As imagens foram obtidas do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) pelo *site* www.inpe.br. Para o georeferenciamento das imagens (bandas 2, 3 e 4) foram tomados pontos de controle de cartas topográficas na escala de 1:50000 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Após o georeferenciamento das imagens foi estimada uma área de influência ("*buffer*"), após extensivas análises e comparações de diferentes áreas.

O processo de classificação do Uso da Terra teve seu inicio com a segmentação da área de estudo. A segmentação da área foi dividida em 10 partes, visando facilitar o processo de identificação das áreas (conjunto de pixels) homogenias. Para a referida segmentação foi estipulado um valor de similaridade igual a 3 (baseado na distância Euclidiana entre os valores médios de nível de tons de cinza de cada região) e um valor de área do polígono igual a 5, sendo a técnica de segmentação empregada o crescimento de regiões.

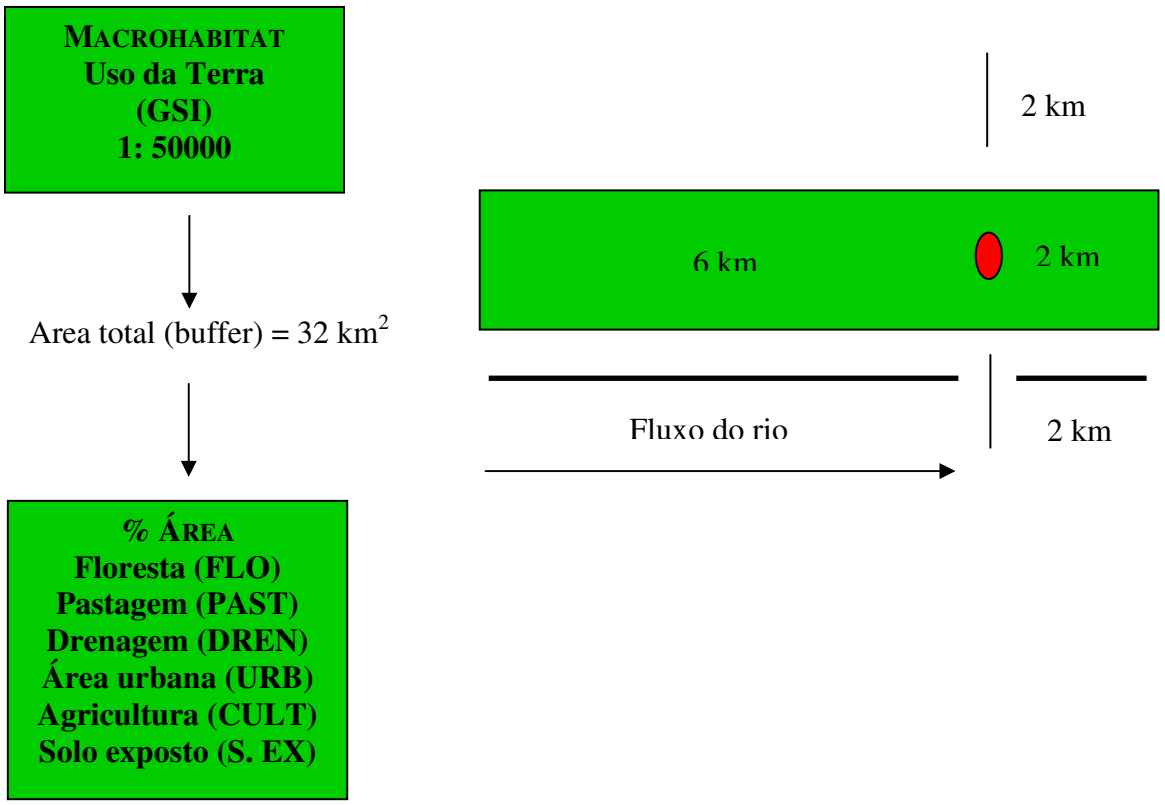


Figura 3. Diagrama da área total de buffer para avaliar o Uso da Terra.

Após o processo de segmentação foi dado inicio a classificação das imagens (CBERS–II), utilizando como base um mosaico de duas imagens sintéticas com a seguinte composição: Banda 4 (R), Banda 3 (G), Banda 2 (B) (Fig. 4). Cada área segmentada foi classificada separadamente através do método de classificação supervisionado por regiões, utilizando o classificador (algoritimo) Bhattacharya com um limiar de aceitação de 99.9%. Para a classificação dos "buffers" foram coletados 150 pontos com um GPS de navegação, estes pontos foram selecionados randomicamente ao longo da bacia do rio Paraíba do Sul. Cento e vinte pontos de coletas de campo foram utilizados para a classificação supervisionada da área de estudo, e destes pontos, trinta pontos foram utilizados para confirmar a verdade terrestre (tipo de uso da terra) após classificação. Com esses dados de GPS e análise da imagem foram realizadas várias etapas de classificação automática, onde após cada etapa dessas classificações foi realizada uma interpretação visual da imagem, objetivando corrigir possíveis erros decorrentes do processo de classificação. O índice Kappa de ajuste foi de 0,7, onde 85% dos pontos teve correspondência com o uso da terra.

Após a etapa de classificação, o produto gerado foi uma imagem temática no formato matricial contendo as classes de uso da terra (Ver "*buffer*" Uso da Terra – Anexos I - XXVII): **-** área ocupada por drenagem; - Pastagem;- Floresta secundária; - Solo exposto; - Área urbana. O mapa temático no formato matricial foi convertido para o formato vetorial para se obter os valores em percentagem de cada classe de Uso da Terra para as relações com as assembléias de peixes e confirmação da técnica do IBI.

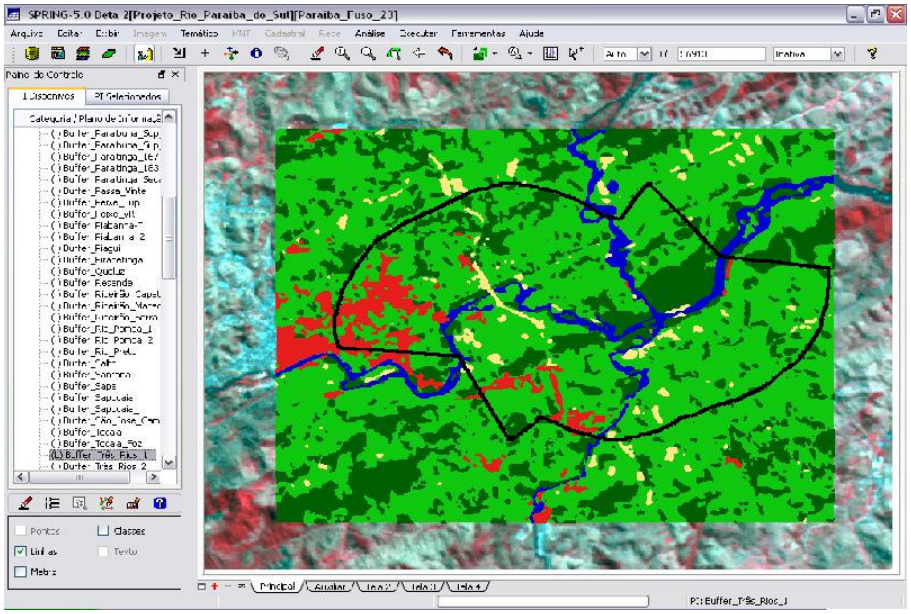


Figura 4. Classificação e delimitação do local "km 264" no rio Paraíba do Sul. O polígono indicado corresponde ao limite de 6 km a montante, 2 km a jusante do ponto e 2 km de área em cada margem do rio. A classe verde-escuro corresponde a áreas de floresta, verde-clara a áreas de pastagem, vermelho a áreas urbanas, e amarelo para solo exposto.

3 RESULTADOS

3.1 Variáveis ambientais

3.1.1 Variáveis regionais

- Uso da terra

Áreas de pastagem é o uso da terra que predomina ao longo do rio Paraíba do Sul, com os "*buffers*" compreendendo > 50%, exceto para o km 1069, 521, 404, 89, 43 e 22. No km 1069, 521 e 89 o uso da terra predominante foi de floresta secundária com 59, 41 e 42% respectivamente. No km 404 o uso predominante foi área urbana, com 66%, neste "buffer" também foi registrada uma grande área da terra ocupada por industria (8,17%). Os km 43 e 22 têm suas áreas de "buffers" com predomínio de cultivo de cana de açúcar, com 65 e 68% respectivamente (Tabela 5; "*buffers*" Uso da Terra – Anexos I - XXVII). As maiores percentagens de área urbana foram registradas nos "buffers" do km 404, 473, 742 e 559. As maiores áreas de Floresta secundária foram registradas nos "buffers" do km 1069, 1084, 359, 521, 254 e 89 (Tabela 5).

Nos tributários, também foi registrada um predomínio de pastagens, com os "buffers" compreendendo > 50%, exceto para o rio Piabanha - trecho superior (local 4), que predominou o uso de floresta secundária com 65%. Ocupação por área urbana foi maior no rio Pomba-foz (local 7), com 11% (Tabela 6; "Buffers" Uso da Terra - Figs. em Anexo).

- Vazão

Os valores de vazão da água na bacia do rio Paraíba do Sul apresentaram uma tendência de menores valores nos anos entre 2001 e 2003 (Fig. 5). Além disso, uma tendência de maiores valores foi registrada no mês de janeiro, diminuindo até o mês de setembro, e aumentando nos meses de outubro, novembro e dezembro em alguns trechos do rio Paraíba do

Sul e maiores tributários na bacia. Tal padrão de vazão ao longo dos meses na bacia do rio Paraíba do Sul é verificado para o km 1069 (rio Paraitinga) (Fig. 5), rio Preto, rio Paraibuna, rio Pomba, Rio Grande (Fig. 6). No entanto, o km 742 (São José dos Campos-SP), o km 559 (Cachoeira Paulista-SP) e o km 404 (Volta Redonda-RJ) apresentaram grandes oscilações ao longo dos meses (Fig. 5). No km 264 (Três Rios-RJ), local a jusante da captação de água para o complexo de represas da LIGHT e a montante do encontro com os rios Paraibuna e Piabanha, os valores de vazão tiveram uma queda acentuada para uma média em torno de 120 m^3/s no período de seca. Os valores médios no período de seca se elevam para 250 m3/s, no km 243 (Anta-RJ), local a jusante do encontro dos rios Paraíbuna e Piabanha. A partir do km 215 até a foz (Fig. 5) volta a se registrar uma tendência de maiores valores de vazão no mês de Janeiro, diminuindo seus valores até o mês de Setembro, se elevando em Outubro e atingindo valores médios de 500 m3/s (seca) e 1250 m3/s (úmido) no km 43 (Campos dos Goytacazes-RJ) (Fig. 5).

Tabela 5. Variáveis ambientais (parâmetros regionais e do microhabitat local) para o canal principal do rio Paraíba do Sul. Os valores de uso da terra e das variáveis do microhabitat estão representados em percentagem. ÁREA DREN = Área de drenagem; ALT = Altitude; DREN = Drenagem do "*buffer*"; PAST = Pastagem do "*buffer*"; FLO = Floresta secundária do "*buffer*"; S. EX = Solo Exposto do "*buffer*"; URB = Área Urbana do "buffer"; CULT = Agricultura do "*buffer*"; RO = Rocha; PA = Pedras arredondadas; AR = Areia; LA = Lama; BA = Barro; GRAM = Gramínea; ARB = Arbusto; ARV = Árvore; REM = Remanso; RAP = Rápidos; COR = Corredeiras; LARG = Largura.

Locais (km)	Variáveis regionais									Variáveis locais do microhabitat											*LARG*
	ÁREA DREN	VAZÃO Úmido/seco	ALT	Uso da Terra						Substrato					Veg. riparia		Mesohabitat				
				DREN	PAST	FLO	S. EX	URB	CULT	RO	PA	AR	LA	BA	GRAM	ARB	ARV	REM	RAP	COR	
1084	1700	23,7/12	960	1	55	45	1	0	0	90	0	10	0	0	90	0	10	0	0	100	4
1069	1600	29,6/19	945	0	40	59	1	0	0	0	0	90	10	0	85	10	5	5	85	10	5
871	4263	70/45	640	12	54	29	2	3	0	35	35	5	15	10	85	5	10	30	60	10	39,57
742	7500	157/122	600	3	62	12	2	22	0	0	0	0	100	0	99	0	1	60	40	0	52,52
559	11477	211/169	546	2	74	9	1	15	0	0	0	0	80	20	85	10	5	70	30	0	46,07
521	12982	168/179	490	2	37	41	2	4	0	0	56	30	10	4	45	32	23	10	20	70	81
473	14000	230/196	398	3	55	5	0	37	0	0	16	70	7	7	78	17	5	50	50	0	104
428	15737	208/178	394	4	55	39	1	1	0	20	0	55	5	25	60	25	15	40	30	30	83,53
404	15980	329/151	379	3	16	15	1	66	0	5	0	0	55	40	90	5	5	50	50	0	74,87
359	16616	312/222	350	3	51	44	2	1	0	20	15	40	15	10	69	31	0	30	40	30	102,05
264	19464	160/90	266	7	63	21	2	7	0	85	0	10	5	0	70	10	20	70	30	0	143,96
254	30050	387/294	260	6	53	40	1	0	0	70	10	20	0	0	50	30	20	40	55	5	346,17
243	30579	417/190	241	5	61	27	1	7	0	90	0	10	0	0	40	40	20	50	40	10	152,07
215	31500	400/170	212	3	70	26	0	0	0	60	0	0	40	0	50	35	15	90	10	0	159,59
200	33000	279/141	200	5	61	27	1	7	0	20	0	50	25	5	50	30	20	50	50	0	237,73
89	46731	707/291	43	9	41	42	1	7	0	70	0	0	30	0	95	5	0	30	60	10	274,97
43	55083	802/309	31	13	3	3	1	13	65	0	0	100	0	0	94	3	3	40	50	10	310,53
22	56200	830/370	17	14	5	2	9	1	68	0	0	90	10	0	90	8	2	30	70	0	676,96

Tabela 6. Variáveis ambientais (parâmetros regionais e do microhabitat local) para os maiores tributários da bacia do rio Paraíba do Sul. Os valores de uso da terra e das variáveis do microhabitat estão representados em percentagem. ÁREA DREN = Área de drenagem; ALT = Altitude; DREN = Drenagem do "*buffer*"; PAST = Pastagem do "*buffer*"; FLO = Floresta secundária do "*buffer*"; S. EX = Solo Exposto do "*buffer*"; URB = Área Urbana do "buffer"; CULT = Agricultura do "*buffer*"; RO = Rocha; PA = Pedras arredondadas; AR = Areia; LA = Lama; BA = Barro; GRAM = Gramínea; ARB = Arbusto; ARV = Árvore; REM = Remanso; RAP = Rápidos; COR = Corredeiras; LARG = Largura.

Locais	Variáveis regionais									Variáveis locais do microhabitat											*LARG*
	ÁREA DREN	VAZÃO Úmido /seco	ALT	Uso da Terra						Substrato					Veg. riparia			Mesohabitat			
				DREN	PAST	FLO	S. EX	URB	CULT	RO	PA	AR	LA	BA	GRAM	ARB	ARV	REM	RAP	COR	
1 (úmido/seco)	3125	104/40	386	2	60	38	0	0	0	10	0	80	10	0	95	0	5	30	70	0	50,95
2 (úmido/seco)	3645	89/52	350	4	55	39	2	0	0	100	0	0	0	0	90	5	5	60	30	10	95,88
3 (seco)	6000	79	322	3	62	34	1	0	0	80	0	10	10	0	85	10	5	40	30	30	95,98
4 (úmido)	413	14,8	645	0	29	65	1	4	0	75	0	5	15	5	83	15	2	35	35	30	31
5 (seco)	2065	37	260	5	72	19	2	3	0	80	0	5	15	0	70	20	10	60	30	10	51,17
6 (úmido)	8045	133	125	3	69	27	0	1	0	60	0	0	40	0	70	10	20	20	40	40	60,61
7 (úmido/seco)	8245	133/35	110	4	71	15	0	11	0	0	0	0	100	0	95	2	3	90	10	0	138,1
7' (úmido)	8245	133	110	4	71	15	0	11	0	0	0	0	100	0	95	2	3	90	10	0	138,1
8 (úmido/seco)	3118	40,1/19	60	4	94	2	0	0	0	0	0	100	0	0	55	45	0	70	30	0	54,86
9 (úmido/seco)	7270	51,7/40	55	5	87	5	0	4	0	0	0	0	60	40	90	5	5	100	0	0	142,46

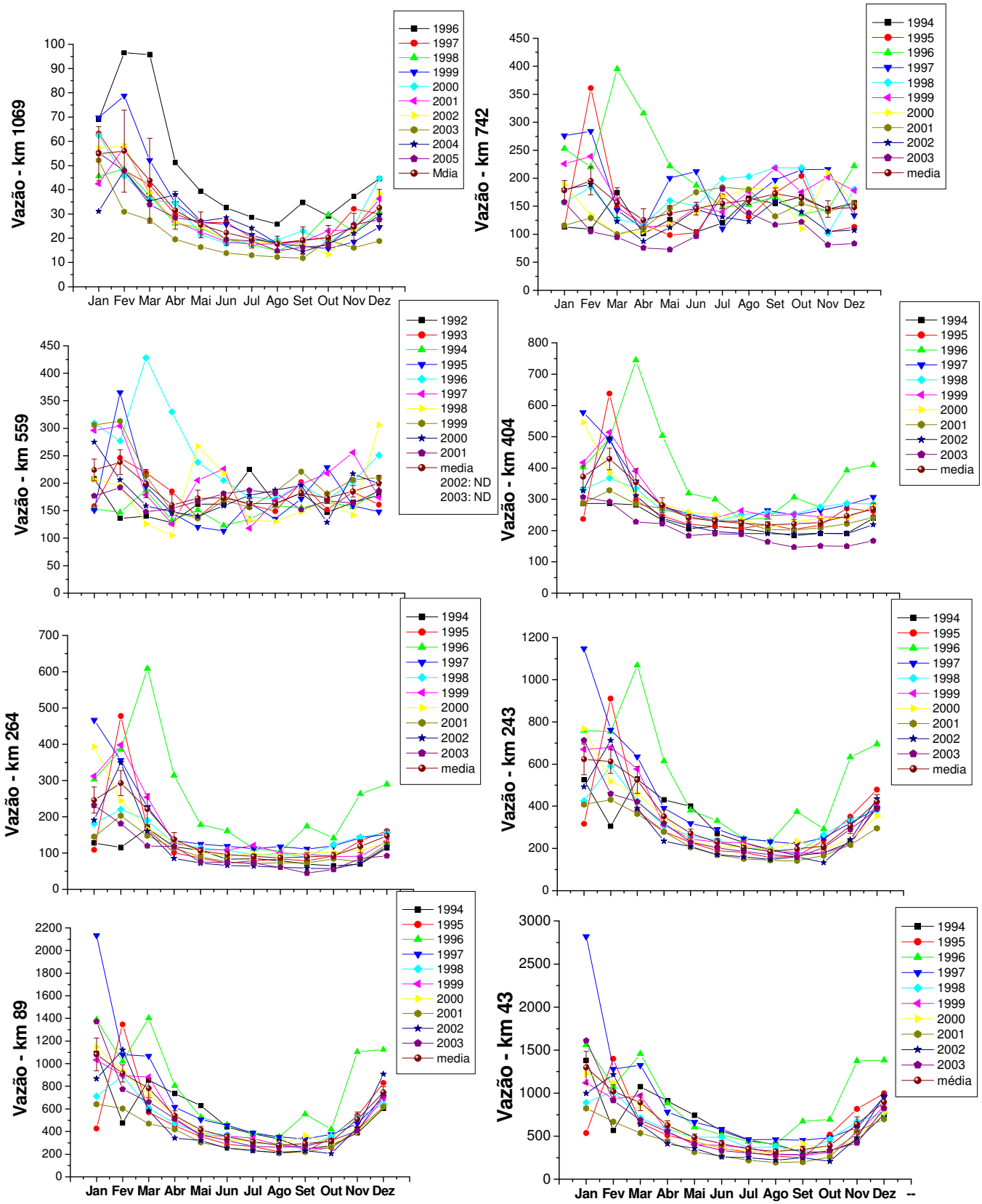


Figura 5. Valores de vazão de 10 anos ao longo dos meses (janeiro-dezembro) e a vazão média ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul.

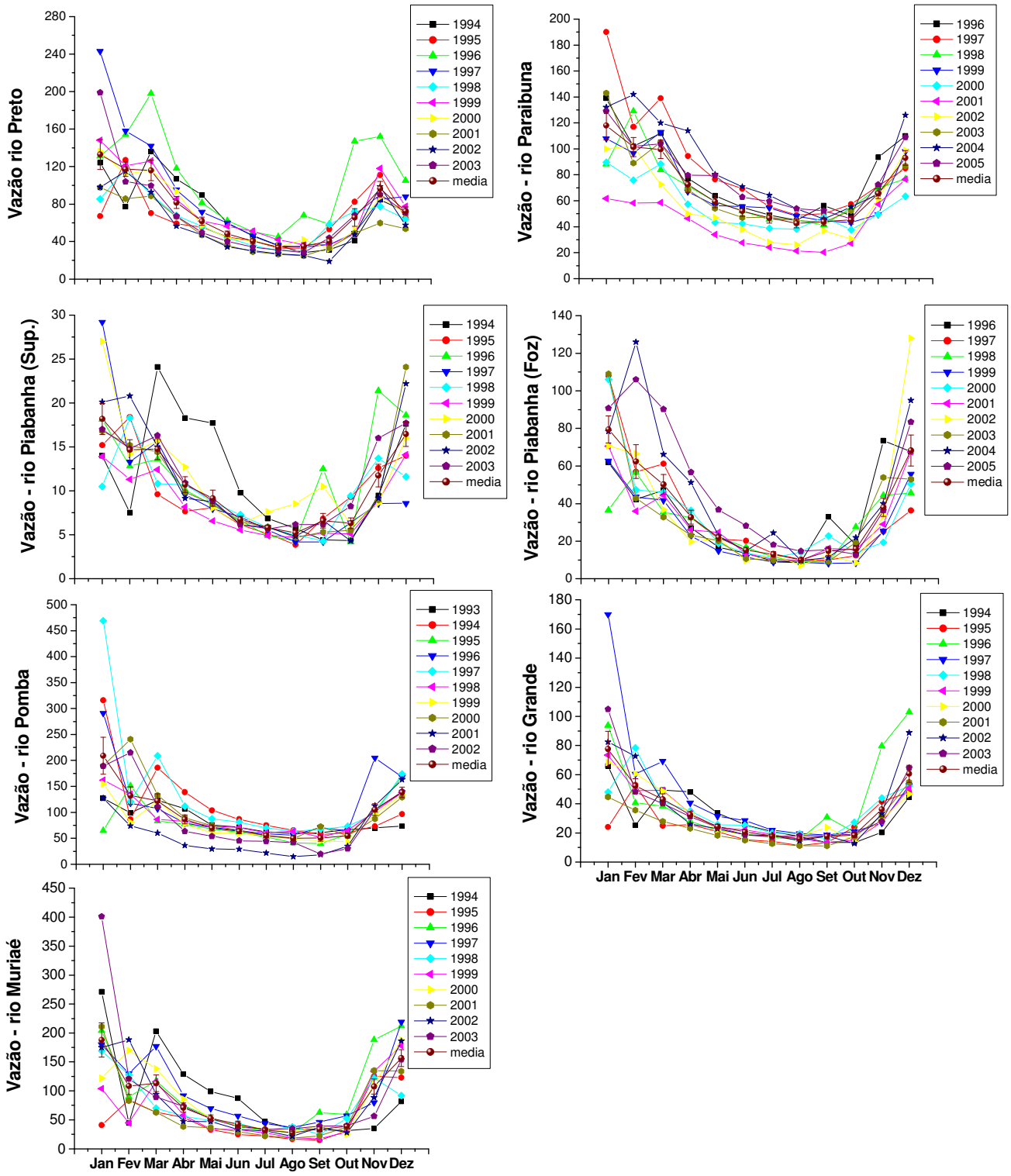


Figura 6. Valores de vazão de 10 anos dos seis principais tributários do rio Paraíba do Sul.

Os valores da vazão média apresentaram um padrão de elevação ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul, com uma queda acentuada a jusante do km 404. O gráfico também indica uma maior diferença nos valores da vazão média do período úmido em relação ao seco a partir do km 559 (Figura 7). Diferença significativa (P = 0,03) foi encontrada entre os dois períodos úmido e seco, mas não foram apresentadas diferenças significativas entre os trechos da bacia do rio Paraíba do Sul.

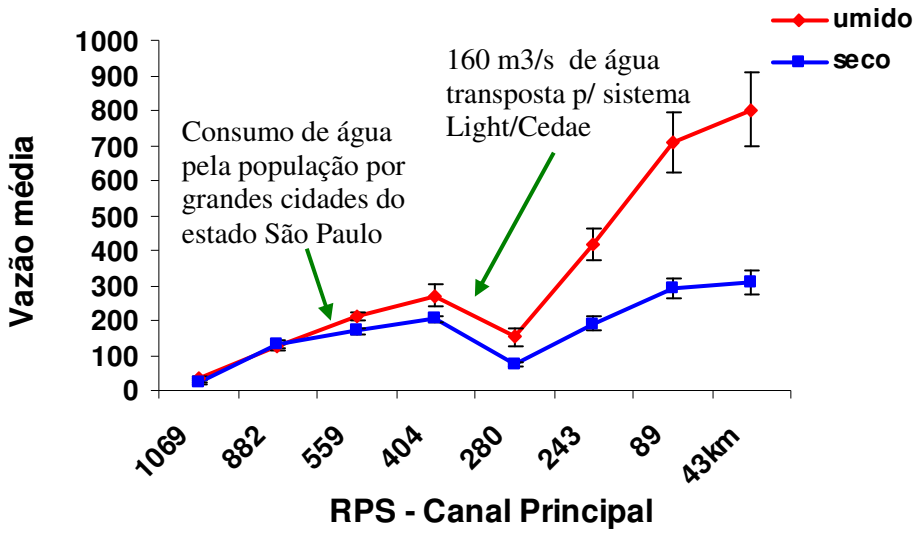


Figura 7. Vazões médias referentes aos últimos três anos ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul, por período úmido e seco. Locais: km 1069 (rio Paraitinga), km 882 (jusante da cidade de São José dos Campos-SP), km 559 (Cachoeira Paulista-SP), km 404 (Volta Redonda-RJ), km 280 (jusante da cidade Barra do Piraí-RJ), km 243 (Anta-RJ), km 89 (São Fidélis-RJ), km 43 (Campos dos Goytacazes-RJ).

3.1.2 Variáveis locais

- Físico-químicas

Temperatura: A temperatura da água foi mais elevada no período úmido (22,2-28,7 ˚C) do que no período seco (13,6-28,4) ao longo do canal principal. Um padrão de aumento ao longo do canal principal, da nascente até a foz, foi verificado no período úmido. No período seco, a temperatura da água se elevou do km 1084 até o km 559 em seguida oscilou no trecho médio-inferior até o km 254 e retornou a se elevar até o km 22 (Fig. 8). A temperatura da água nos grandes tributários foi menor no rio Paraibuna (local 3) e rio Piabanha (locais 4 e 5) (Fig. 9). Diferenças, altamente significativas (P <0,001) foram encontradas nas temperaturas da água entre os trechos da bacia do rio Paraíba do Sul, com o trecho inferior apresentando maiores valores em relação ao trecho superior e médio inferior.

Oxigênio Dissolvido: O oxigênio dissolvido na água esteve dentro dos níveis adequados para as populações de peixes (> 4 mg/l) nos pontos amostrados ao longo da bacia, com exceção para os km 742 e km 559 tanto no período úmido como na seca, e os km 89 e km 43 no período úmido (Fig. 8; Tabela 5 e 6). Nos tributários, o rio Pomba (local 7') e rio Grande (local 8) registraram oxigênio dissolvido abaixo de 4 mg/l (Fig. 9). Diferenças significativas (P = 0,04) foram encontradas nas concentrações de oxigênio dissolvido entre os trechos da bacia, com o trecho superior e médio-inferior apresentando maiores valores em relação ao trecho médio-superior e inferior.

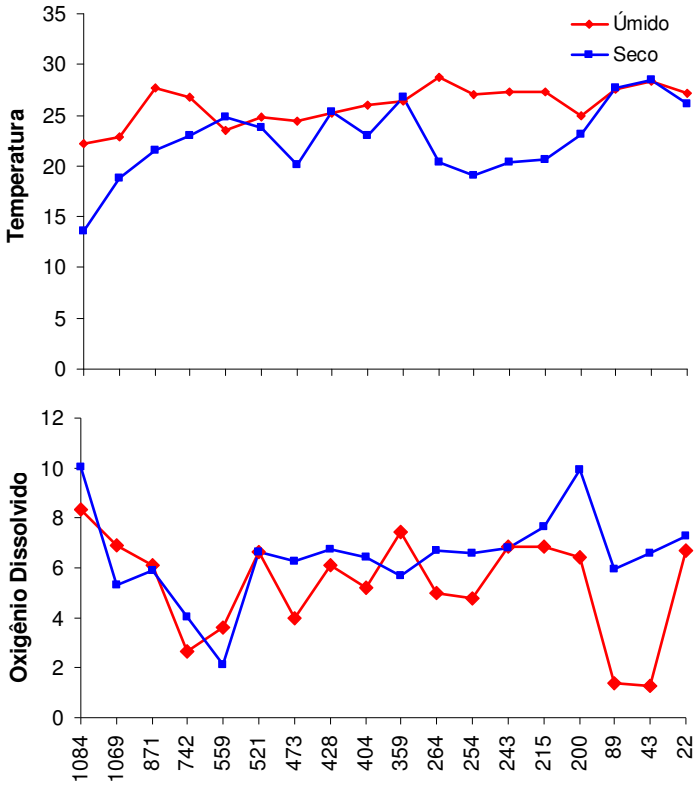


Figura 8. Valores de temperatura (acima) e oxigênio dissolvido (abaixo) no canal principal do rio Paraíba do Sul no período úmido e seco.

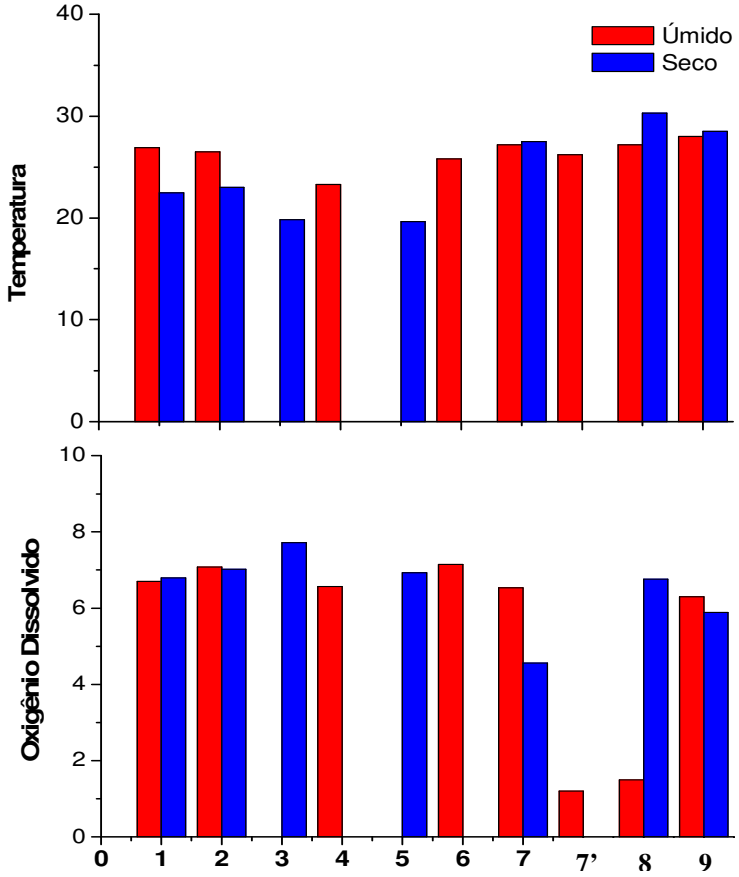


Figura 9. Valores de temperatura e oxigênio dissolvido dos tributários (> 4 ordem) da bacia do rio Paraíba do Sul no período úmido e seco.

pH: O pH apresentou um padrão geral de aumento de seus valores das nascentes ate a foz do canal principal, no período úmido, com os maiores valores no km 89. No período seco os maiores valores de pH foram registrados entre o km 871 e km 521 (Fig. 10). Nos tributários, o padrão foi bem semelhante, com os maiores valores no período úmido em relação ao período seco (Fig. 11). Diferenças significativas (P = 0,01) foram encontradas nos valores de pH entre os trechos da bacia do rio Paraíba do Sul, com o trecho inferior apresentando maiores valores em relação ao trecho inferior.

Condutividade: A condutividade foi mais elevada no período seco (14-136 mS/cm) do que no período úmido (19-119 mS/cm) ao longo do canal principal e dos tributários. Os maiores valores de condutividade, no canal principal, foram registrados no km 742, no km 559 e no km 473 para o período seco. No período úmido os maiores valores foram registrados no km 559, km 428 e km 264 (Fig.10). Diferenças, altamente significativas (P <0,001) foram encontradas nos valores de condutividade entre os trechos da bacia do rio Paraíba do Sul, com o trecho superior apresentando menores valores em relação aos outros trechos da bacia.

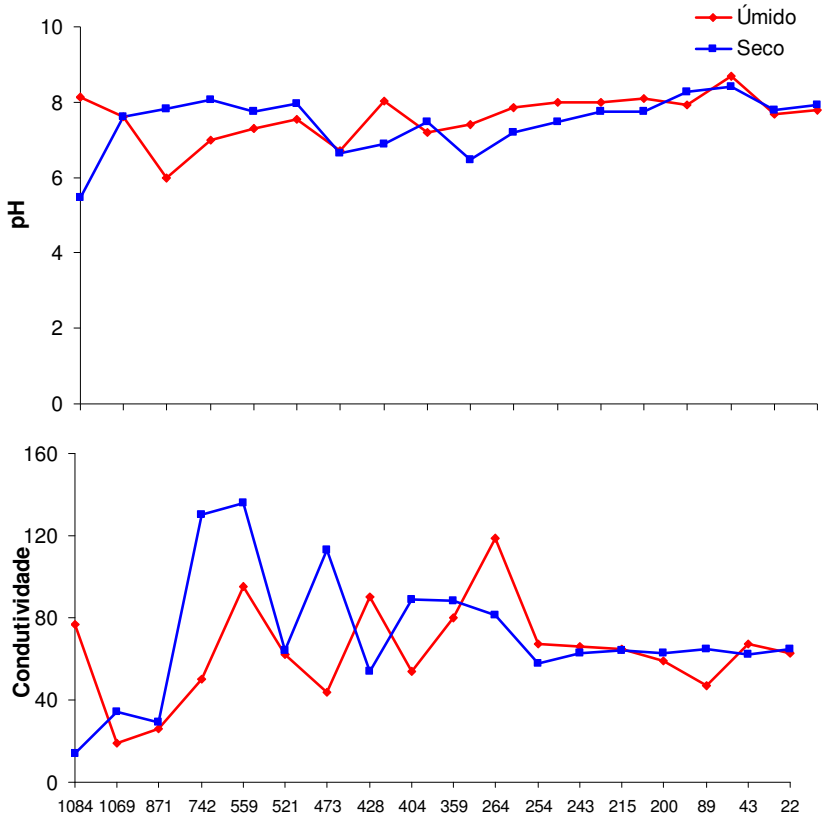


Figura 10. Valores de pH e condutividade ao longo do canal principal do rio Paraíba do Su no período úmido e seco.

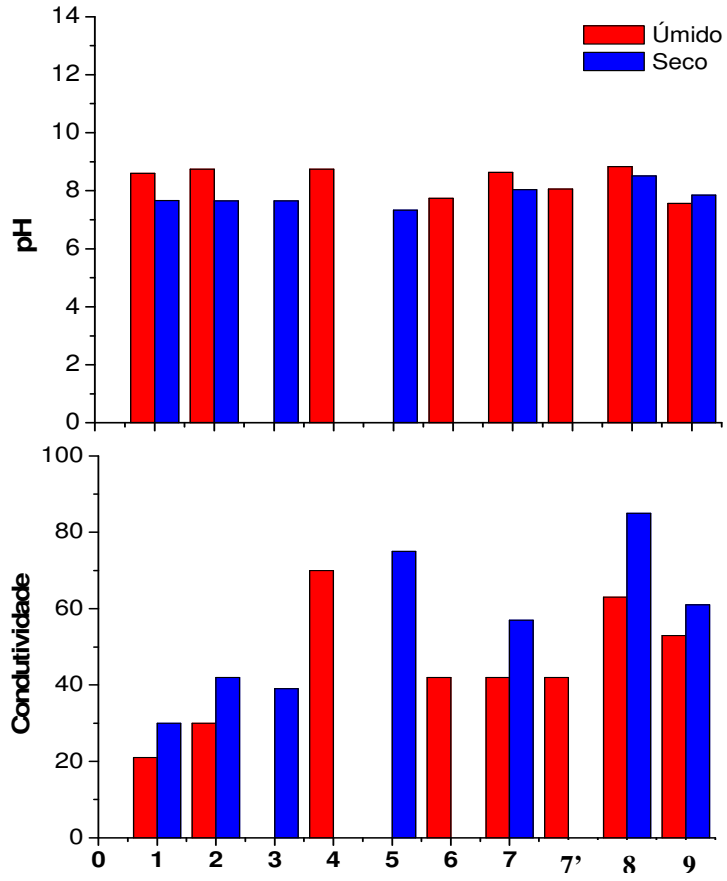


Figura 11. Valores de pH e condutividade dos tributários (> 4 ordem) da bacia do rio Paraíba do Sul no período úmido e seco.

- Microhabitat

Características do substrato

Características do substrato ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul registrou marcadas diferenças entre os trechos (Fig. 12). O substrato no trecho superior é composto predominantemente por rocha e areia, no trecho médio-superior ocorre o predomínio de substrato lamoso, seguida de substrato formado por pedra arredondada (principalmente no km 521). O trecho médio-inferior apresenta uma maior variedade de tipos de substrato (rocha, pedras e areia). O trecho inferior é formado predominantemente por areia e uma menor percentagem de rocha e lama (Fig. 12).

O substrato nos locais ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul é formado por uma variedade de tipos (rochas, pedras arredondadas e areia), com exceção para os km 742, 559 e 404, onde predominou o substrato formado por lama e/ou barro (Tabela 5).

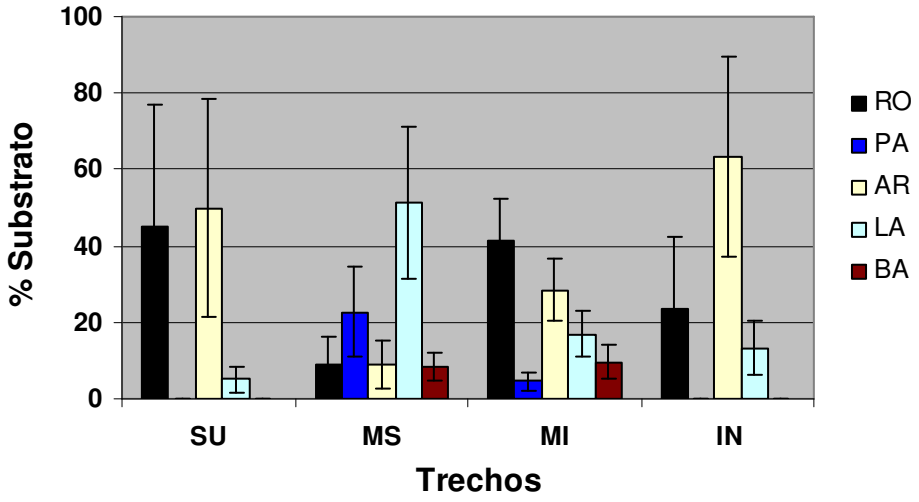


Figura 12. Características do substrato entre os quatro trechos ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul. RO = Rocha; PA = Pedras arredondadas; AR = Areia; LA = Lama; BA = Barro.

Nos tributários (> 4 ordem), o rio Preto (local 1) teve predomínio de substrato arenoso, seguido de substrato rochoso e lamoso. O rio Paraibuna (trecho superior-local 2) é formado predominantemente por substrato rochoso, já a parte inferior (local 3) é formado em sua maioria por substrato rochoso, uma pequena percentagem de substrato arenoso e lamoso. O rio Piabanha (local 4) na parte superior e em sua foz (local 5) tem formação predominantemente de substrato rochoso e pequena percentagem de substrato arenoso e lamoso. O rio Pomba é formado em sua parte superior (local 6) por substrato rochoso e lamoso e na parte inferior (local 7 e 7') por substrato predominantemente lamoso. O rio Grande (local 8) é formado predominantemente por substrato arenoso e o rio Muriaé (local 9) é formado predominantemente por substrato composto por lama e barro (Tabela 6).

Vegetação

A categoria gramínea foi à vegetação que predominou ao longo das margens dos quatro trechos ao longo do rio Paraíba do Sul. O trecho médio-inferior foi o que apresentou maior percentagem de arbustos e árvores em suas margens, e as menores percentagens foram registradas no trecho inferior (Fig. 13). Com relação aos locais, todos os locais apresentaram margens formadas por ≥50% de gramínea, com exceção para o km 521 e 243 (45 e 40%, respectivamente). Arbustos foram mais abundantes nas margens do km 243, 215, 521 e 359 (40, 35, 32 e 31%, respectivamente). Árvores foram mais abundantes nas margens do km 521, 264, 254 e 243 (23, 20, 20 e 20% respectivamente) (Tabela 5).

Nos tributários, as margens formadas por gramíneas também predominaram (> 55%) em todos os locais amostrados. Arbustos foram mais abundantes nas margens do rio Grande (local 8) e rio Piabanha-foz (local 5), com 40 e 20%, respectivamente. Árvores foram mais abundantes no rio Pomba (local 6) e no rio Piabanha-foz (local 5), com 20 e 10%, respectivamente (Tabela 6).

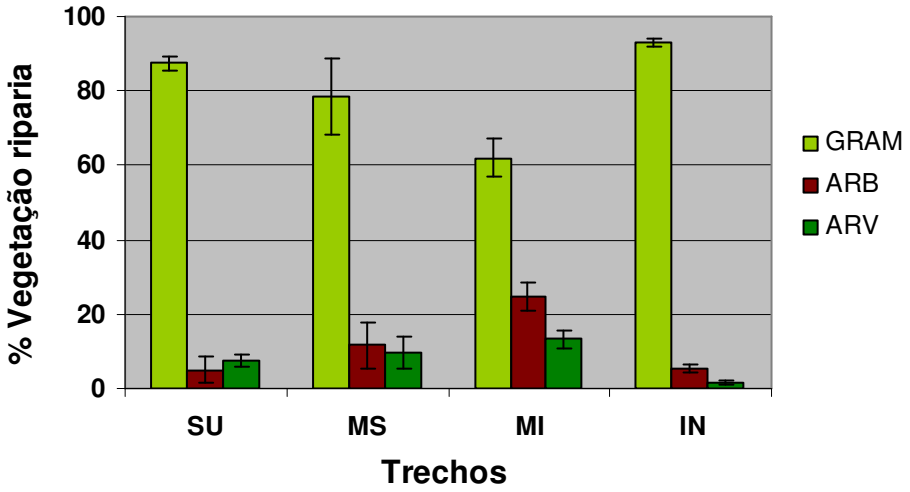


Figura 13. Características da vegetação riparia entre os quatro trechos ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul. GRAM = Gramínea; ARB = Arbusto; ARV = Árvore.

Mesohabitat

O mesohabitat variou ao longo dos quatro trechos do canal principal do rio Paraíba do Sul (Fig. 14). No trecho superior é composto predominantemente por corredeiras e rápidos, no trecho médio-superior ocorre uma diversidade equilibrada de remansos, rápidos e corredeiras. O trecho médio-inferior apresenta uma maior percentagem de remansos, seguido por rápidos e uma pequena percentagem de corredeiras. O trecho inferior é formado predominantemente por rápidos seguidos por remansos (Fig. 14).

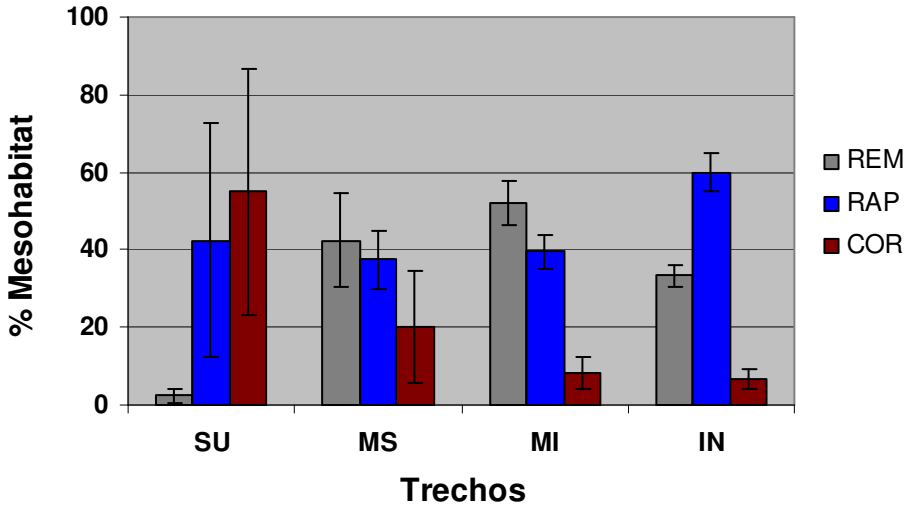


Figura 14. Características do mesohabitat entre os quatro trechos ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul. REM = Remanso; RAP = Rápidos; COR = Corredeiras.

Com relação aos locais, foram encontradas maiores percentagens de rápidos e remansos na maioria deles, com exceção para o km 1084 e 521 onde predominaram corredeiras (100 e 70% respectivamente) (Tabela 5). Nos tributários, mesohabitats compostos por remansos foram predominante no rio Muriaé (local 9), rio Pomba (local 7 e 7'), rio Grande (local 8) e no rio Piabanha-foz (local 5). Rápidos foram predominantes no rio Preto (local 1). Corredeiras foram predominantes no rio Pomba (local 6) (Tabela 6).

3.2 Índice de Integridade Biótica

3.2.1 Atribuições dos escores

Foram encontradas diferenças significativas (teste ANOSIM) entre as assembléias de peixes ao longo dos trechos; superior, médio superior, médio inferior e inferior (Tabela 9; Capítulo 1 – Seção Resultados) do rio Paraíba do Sul. Portanto foram atribuídos escores diferenciados para os atributos nos diferentes trechos. Os escores do IBI e suas pontuações são apresentadas nas tabelas 3 e 4. Os valores do IBI variaram de um mínimo de zero (0) a um máximo de cem (100); os valores acima de 80 foram considerados aceitáveis, 50–80 moderadamente impactado e abaixo de 50 impactado. As notas dos IBI estão indicadas na Tabela 7.

3.2.2 Respostas dos atributos

Os dez atributos utilizados (IBI-trechos) apresentaram correlação altamente significativa com o IBI ($n=51$; $r>0,35$), tal como indicado pelo coeficiente de Pearson (Figs. 15-24). Os atributos (número de famílias nativas, número de espécies nativas, número de espécies da ordem Characiformes, número de espécies da ordem Siluriformes, número de espécies sensíveis, dominância de espécies, número de espécies carnívoras e número de espécies invertívoras) que aumentaram como resposta à melhor qualidade do ambiente apresentaram correlações positivas com o IBI e todos aqueles indicadores de ambientes alterados (percentagem de onívoros e percentagem de indivíduos da ordem Cyprinodontiformes) foram relacionados negativamente com o IBI.

Tabela 7. Valores dos 10 atributos aplicados no IBI para os 18 locais ao longo do canal principal e 10 locais dos 6 maiores tributários da bacia do rio Paraíba do Sul, com os valores dos escores em negrito (úmido/seco). FAM. NAT = família nativa; SPP. NAT = espécies nativas; SPP. CHAR = espécies Characiformes; SPP. SIL = espécies Siluriformes; % CYP = percentagem de indivíduos Cyprinodontiformes; SPP. SENS = espécies sensíveis; SPP. DOM = espécies dominantes; % ONIV = percentagem de indivíduos onívoros; SPP. CARN = espécies carnívoras; SPP. INVER = espécies invertívoras. Classes de qualidade ambiental: A=aceitável; MI=moderadamente impactado; IMP=impactado.

Locais	FAM NAT	SPP. NAT	SPP. CHAR	SPP. SILUR	% CYP	SPP. SENS	SPP. DOM	% ONIV	SPP. CARN	SPP. INVER	Escore IBI	Classes
Canal Principal do rio Paraíba do Sul												
	7/7	11/10	3/2	6/6	4,0/2,0	7/7	5/4	4,6/5,3	1/2	5/4	**96,6/93,6**	**A/A**
Km 1084	**10,0/10,0**	**10,0/9,1**	**10,0/6,7**	**10,0/10,0**	**9,6/9,8**	**10,0/10,0**	**10,0/8,0**	**9,5/10,0**	**5,0/10,0**	**12,5/10,0**		
	4/6	4/8	2/3	0/4	19,0/0,0	2/2	3/5	96,9/47,8	2/2	0/0	**43,0/70,7**	**IMP/MI**
Km 1069	**5,7/8,6**	**3,6/7,3**	**6,7/10**	**0,0/6,7**	**8,1/10,0**	**2,9/2,9**	**6,0/10,0**	**0,0/5,2**	**10,0/10,0**	**0,0/0,0**		
	8/9	19/17	10/8	4/4	12,4/4,9	5/4	6/10	80,0/50,0	2/4	1/1	**48,9/54,8**	**IMP/MI**
Km 871	**6,2/6,9**	**6,3/5,7**	**10,0/8,0**	**4,0/4,0**	**8,8/9,5**	**4,5/3,6**	**4,6/7,7**	**0,0/2,4**	**2,5/5,0**	**2,0/2,0**		
	12/11	20/19	5/5	7/6	13,3/16,9	4/2	4/10	92,0/66,0	4/3	4/4	**56,3/55,4**	**MI/MI**
Km 742	**9,2/8,5**	**6,7/6,3**	**5,0/5,0**	**7,0/6,0**	**8,7/8,3**	**3,6/1,8**	**3,1/7,7**	**0,0/0,0**	**5,0/3,8**	**8,0/8,0**		
	8/8	16/18	4/4	9/7	5,1/25,2	5/2	7/8	50,0/67,0	1/2	3/5	**53,6/43,7**	**MI/IMP**
Km 559	**6,2/6,2**	**5,3/6,0**	**4,0/4,0**	**9,0/7,0**	**9,5/0,0**	**4,5/1,8**	**5,4/6,2**	**2,4/0,0**	**1,3/2,5**	**6,0/10,0**		
	13/8	30/23	10/6	10/7	0,0/5,9	11/6	13/11	34,0/65,0	8/5	3/3	**96,0/62,4**	**A/MI**
Km 521	**10,0/6,2**	**10,0/7,7**	**10,0/6,0**	**10,0/7,0**	**10,0/9,4**	**10,0/5,5**	**10,0/8,5**	**10,0/0,0**	**10,0/6,3**	**6,0/6,0**		
	9/10	24/20	9/7	7/7	9,0/3,0	7/2	12/12	80,9/45,9	4/4	2/2	**62,3/59,1**	**MI/MI**
Km 473	**6,0/6,7**	**7,7/6,5**	**7,5/5,8**	**7,0/7,0**	**9,1/9,7**	**7,0/2,0**	**7,5/7,5**	**1,9/5,4**	**5,7/5,7**	**2,9/2,9**		
	10/9	17/13	5/5	6/5	0,0/0,0	5/3	8/8	27,6/39,2	3/2	3/1	**59,9/47,7**	**MI/IMP**
Km 428	**6,7/6,0**	**5,5/4,2**	**4,2/4,2**	**6,0/5,0**	**10,0/10,0**	**5,0/3,0**	**5,0/5,0**	**9,0/6,1**	**4,3/2,9**	**4,3/1,4**		
	6/9	12/14	4/3	5/7	35,5/83,0	0/0	5/2	71,9/93,1	1/4	1/1	**31,4/30,1**	**IMP/IMP**
Km 404	**4,0/6,0**	**3,9/4,5**	**3,3/2,5**	**5,0/7,0**	**6,4/1,7**	**0,0/0,0**	**3,1/1,3**	**2,8/0,**0	**1,4/5,7**	**1,4/1,4**		
	13/9	31/22	12/9	9/7	10,0/8,0	10/5	15/9	72,3/85,3	5/1	7/2	**86,0/53,2**	**A/MI**
Km 359	**8,7/6,0**	**10,0/7,1**	**10,0/7,5**	**9,0/7,0**	**9,0/9,2**	**10,0/5,0**	**9,4/5,6**	**2,8/1,5**	**7,1/1,4**	**10,0/2,9**		
	11/12	24/21	8/4	7/9	3,0/6,0	9/5	12/9	59,9/69,8	4/5	4/3	**70,4/61,6**	**MI/MI**
Km 264	**7,3/8,0**	**7,7/6,8**	**6,7/3,3**	**7,0/9,0**	**9,7/9,4**	**9,0/5,0**	**7,5/5,6**	**4,0/3,0**	**5,7/7,1**	**5,7/4,3**		
	7/7	22/19	11/8	6/7	0,0/11,0	8/7	11/11	70,7/60,8	3/3	2/1	**61,9/56,9**	**MI/MI**
Km 254	**4,7/4,7**	**7,1/6,1**	**9,2/6,7**	**6,0/7,0**	**10,0/8,9**	**8,0/7,0**	**6,9/6,9**	**2,9/3,9**	**4,3/4,3**	**2,9/1,4**		
	10/6	22/12	7/3	7/6	0,0/0,0	8/3	7/8	85,0/61,8	3/1	5/1	**61,9/41,0**	**MI/IMP**
Km 243	**6,7/4,0**	**7,1/3,9**	**5,8/2,5**	**7,0/6,0**	**10,0/10,0**	**8,0/3,0**	**4,4/5,0**	**1,5/3,8**	**4,3/1,4**	**7,1/1,4**		
	11/8	23/14	7/6	9/5	0,0/0,0	9/7	10/9	66,7/47,8	4/2	4/2	**69,6/53,4**	**MI/MI**
Km 215	**7,3/5,3**	**7,4/4,5**	**5,8/5,0**	**9,0/5,0**	**10,0/10,0**	**9,0/7,0**	**6,3/5,6**	**3,3/5,2**	**5,7/2,9**	**5,7/2,9**		
Km 200	14/15	28/28	8/7	8/10	26,0/18,0	7/9	16/15	59,7/63,0	5/7	4/3	**74,3/79,4**	**MI/A**

	9,3/10,0	**9,0/9,0**	**6,7/5,8**	**8,0/10,0**	**7,4/8,2**	**7,0/9,0**	**10,0/9,4**	**4,0/3,7**	**7,1/10,0**	**5,7/4,3**		
	15/14	24/23	4/6	9/6	2,0/27,0	9/7	14/7	51,0/81,0	5/2	3/2	**82,0/59,0**	**A/MI**
Km 89	**9,4/8,8**	**8,9/8,5**	**4,0/6,0**	**9,0/6,7**	**9,8/7,3**	**7,5/5,8**	**10,0/5,0**	**4,9/1,9**	**10,0/4,0**	**7,5/5,0**		
	16/12	27/18	8/6	8/4	14,0/7,0	10/8	8/9	33,0/31,0	4/2	2/4		**A/MI**
Km 43	**10,0/7,5**	**10,0/6,7**	**8,0/6,0**	**8,9/4,4**	**8,6/9,3**	**8,3/6,7**	**5,7/6,4**	**6,7/6,9**	**8,0/4,0**	**5,0/10,0**	**79,2/67,9**	
	13/12	22/18	10/6	7/3	0,0/43,0	12/6	7/5	16,0/80,0	4/3	3/3	**83,0/53,3**	**A/MI**
Km 22	**8,1/7,5**	**8,1/6,7**	**10,0/6,0**	**7,8/3,3**	**10/5,7**	**10,0/5,0**	**5,0/3,6**	**8,4/2,0**	**8,0/6,0**	**7,5/7,5**		
Maiores tributários (> 4ª ordem)												
Local 1	9/10	16/21	6/8	6/5	0/0	5/7	9/10	25,3/57,9	2/4	2/3	**58,5/62,6**	**MI/MI**
(úmido/seco)	**6,0/6,7**	**5,2/6,8**	**5,0/6,7**	**6,0/5,0**	**10,0/10,0**	**5,0/7,0**	**5,6/6,3**	**10,0/4,2**	**2,9/5,7**	**2,9/4,3**		
Local 2	10/8	17/15	8/6	6/5	0/0	3/5	5/10	57,5/51,5	3/3	1/2	**50,9/53,4**	**MI/MI**
(úmido/seco)	**6,7/5,3**	**5,5/4,8**	**6,7/5,0**	**6,0/5,0**	**10,0/10,0**	**3,0/5,0**	**3,1/6,3**	**4,2/4,8**	**4,3/4,3**	**1,4/2,9**		
Local 3	5	9	3	5	0	1	4	60,6	1	0	**32,6**	**IMP**
(seco)	**3,3**	**2,8**	**2,5**	**5,0**	**10,0**	**1,0**	**2,5**	**3,9**	**1,4**	**0,0**		
Local 4	5	7	2	2	0	1	3	53,8	2	0	**29,6**	**IMP**
(úmido)	**3,3**	**2,3**	**1,7**	**2,0**	**10,0**	**1,0**	**1,9**	**4,6**	**2,9**	**0,0**		
Local 5	7	14	7	6	0	3	8	72,5	1	0	**43,2**	**IMP**
(seco)	**4,7**	**4,5**	**5,8**	**6,0**	**10,0**	**3,0**	**5,0**	**2,7**	**1,4**	**0,0**		
Local 6	9	13	4	5	0	5	9	8,0	3	1	**58,3**	**MI**
(úmdo)	**5,6**	**4,8**	**4,0**	**5,6**	**10,0**	**4,2**	**6,4**	**9,2**	**6,0**	**2,5**		
Local 7	10/6	17/12	3/3	3/1	20/84	7/3	9/2	57,0/95,0	4/3	3/0	**58,9/22,2**	**MI/IMP**
(úmido/seco)	**6,3/3,8**	**6,3/4,4**	**3,0/3,0**	**3,3/1,1**	**8,0/0,0**	**5,8/2,5**	**6,4/1,4**	**4,3/0,0**	**8,0/6,0**	**7,5/0,0**		
Local 7'	4	4	2	2	0	1	3	0,0	1	1	**35,7**	**IMP**
(úmido)	**2,5**	**1,5**	**2,0**	**2,2**	**10,0**	**0,8**	**2,1**	**10,0**	**2,0**	**2,5**		
Local 8	6/8	11/11	2/3	5/3	0/13	6/4	8/7	27,0/56,0	3/4	1/2	**51,9/49,8**	**MI/IMP**
(úmido/seco)	**3,8/5,0**	**4,1/4,1**	**2,0/3,0**	**5,6/3,3**	**10,0/8,7**	**5,0/3,3**	**5,7/5,0**	**7,3/4,4**	**6,0/8,0**	**2,5/5,0**		
Local 9	14/10	24/13	4/4	7/3	12/39	11/9	13/6	34,0/46,0	4/2	4/3	**81,4/53,2**	**A/MI**
(úmido/seco)	**8,8/6,3**	**8,9/4,8**	**4,0/4,0**	**7,8/3,3**	**8,8/6,1**	**9,2/7,5**	**9,3/4,3**	**6,6/5,4**	**8,0/4,0**	**10,0/7,5**		

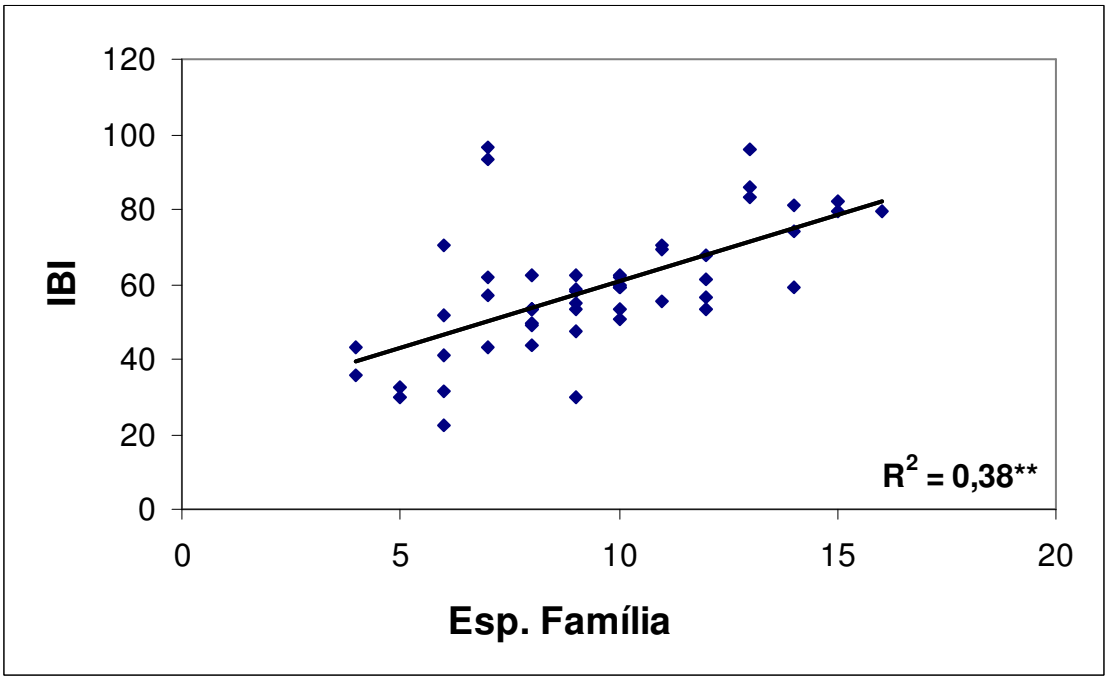


Figura 15. Diagrama de dispersão entre IBI e o número de famílias nativas.

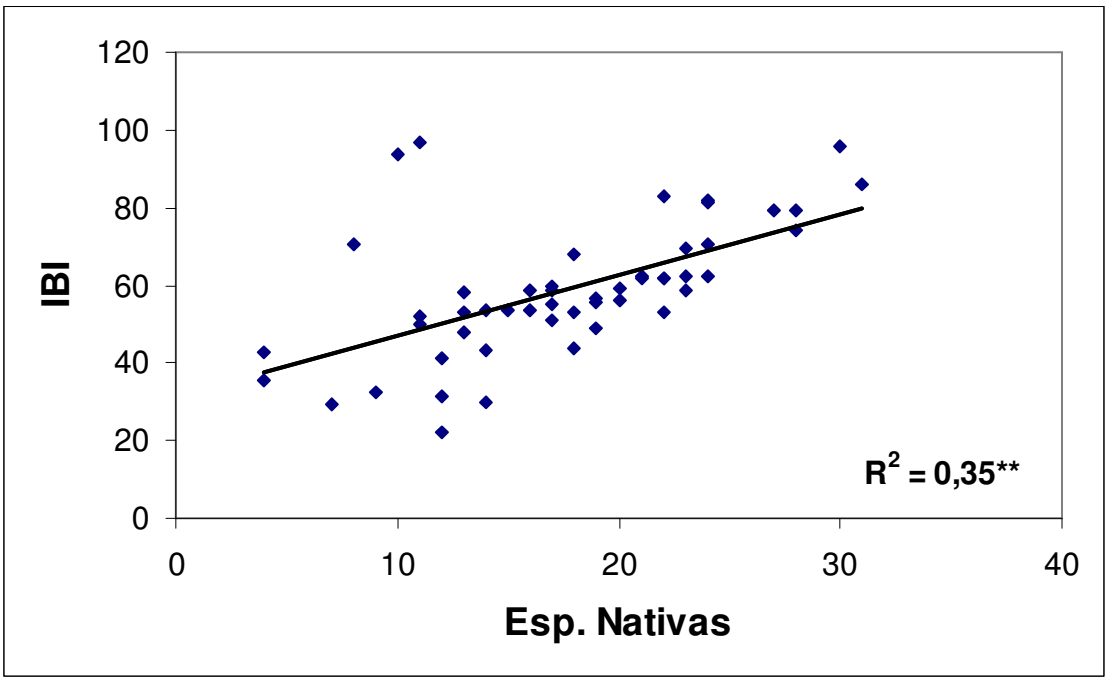


Figura 16. Diagrama de dispersão entre IBI e o número de espécies nativas.

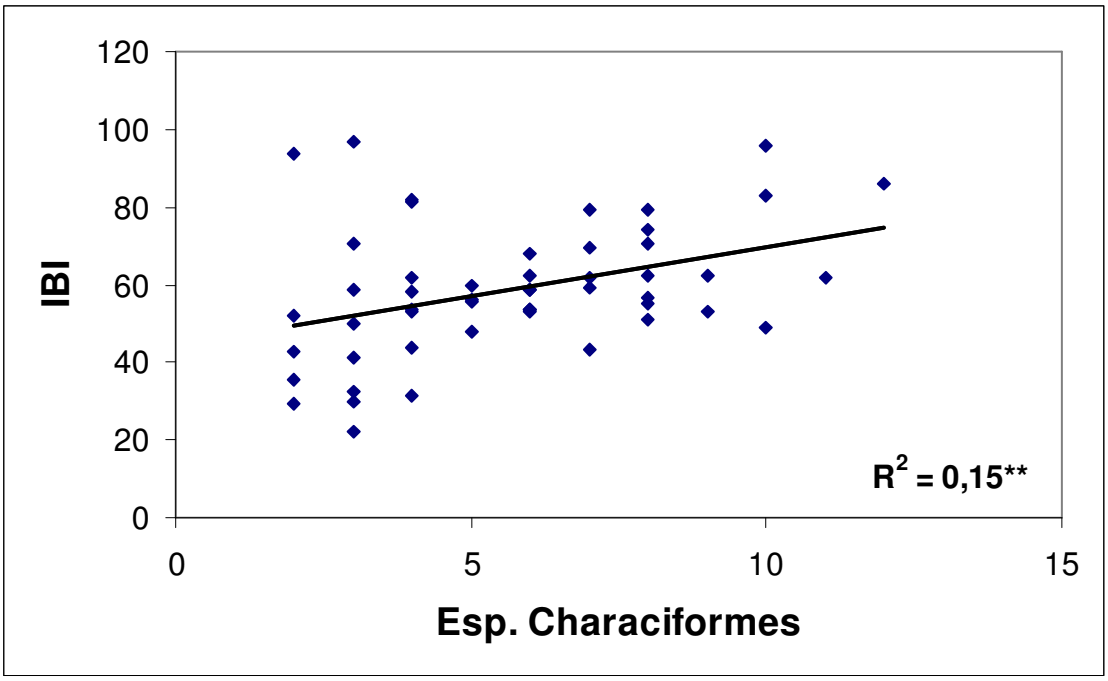


Figura 17. Diagrama de dispersão entre IBI e o número de espécies da ordem Characiformes.

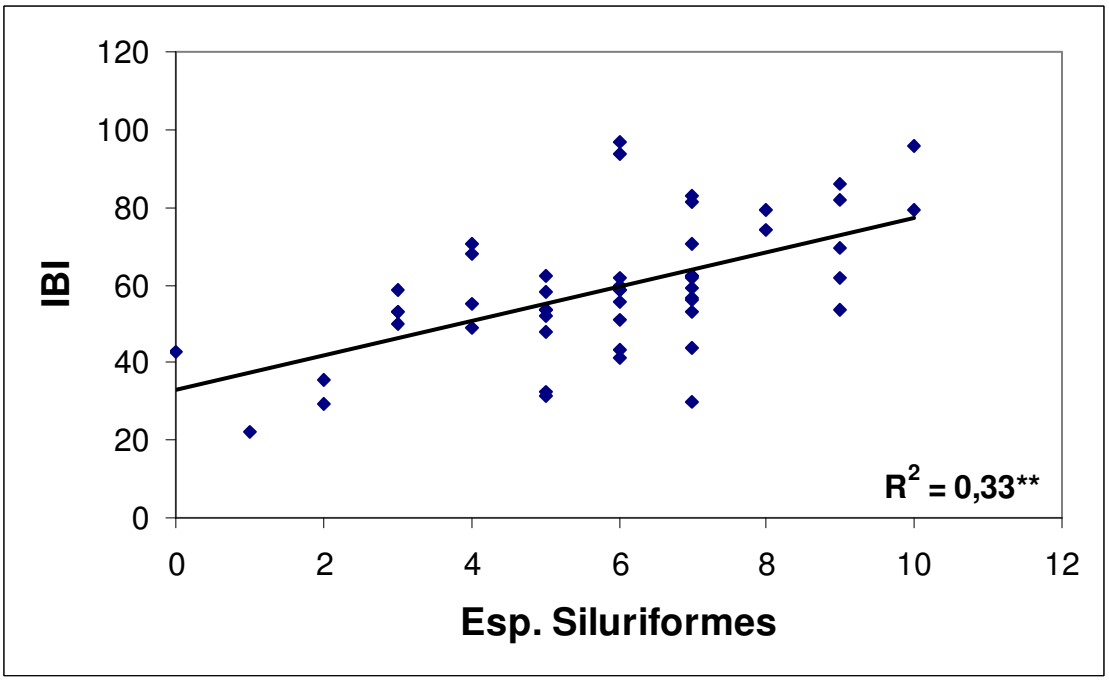


Figura 18. Diagrama de dispersão entre IBI e o número de espécies da ordem Siluriformes.

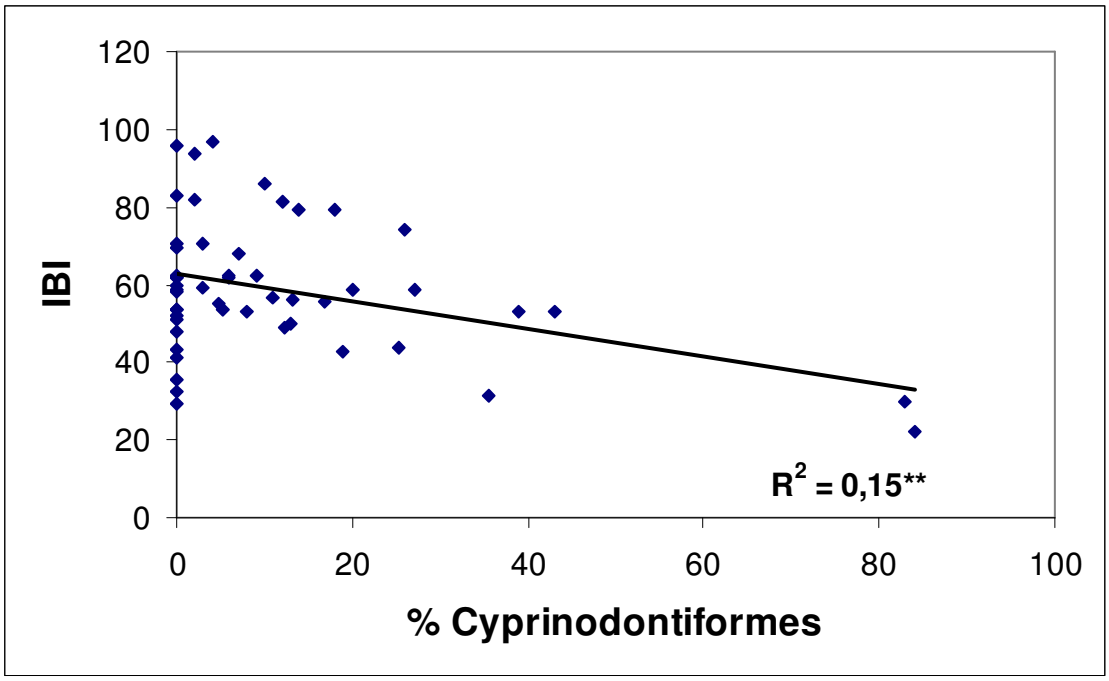


Figura 19. Diagrama de dispersão entre IBI e a percentagem do número de indivíduos Cyprinodontiformes.

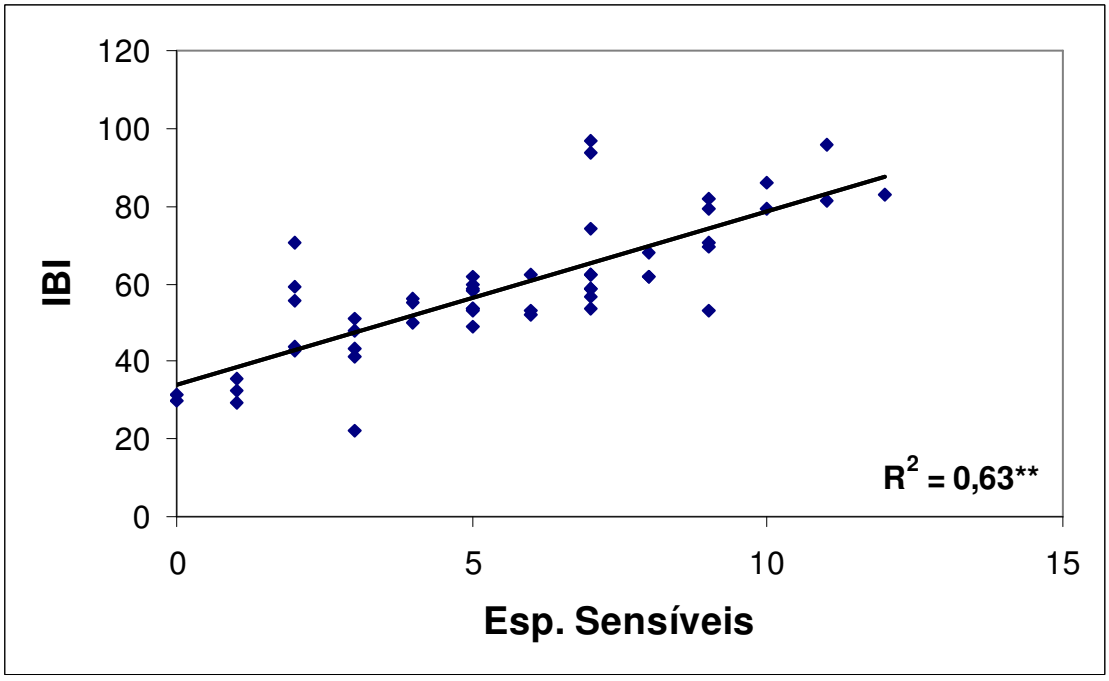


Figura 20. Diagrama de dispersão entre IBI e o número de espécies sensíveis.

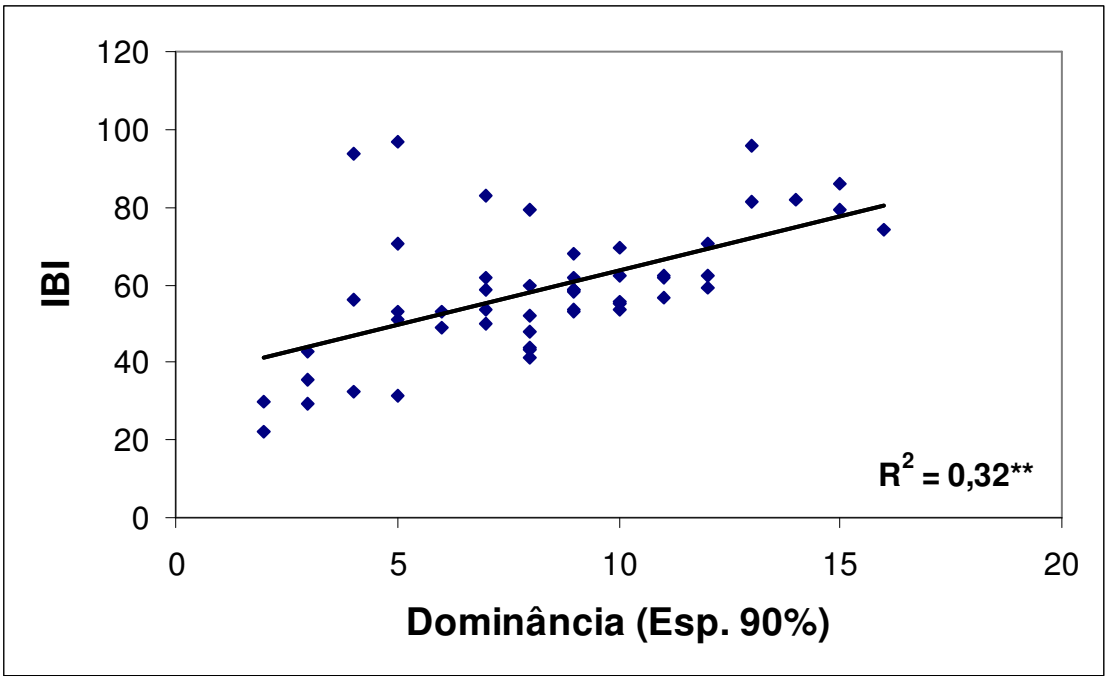


Figura 21. Diagrama de dispersão entre IBI e espécies dominantes.

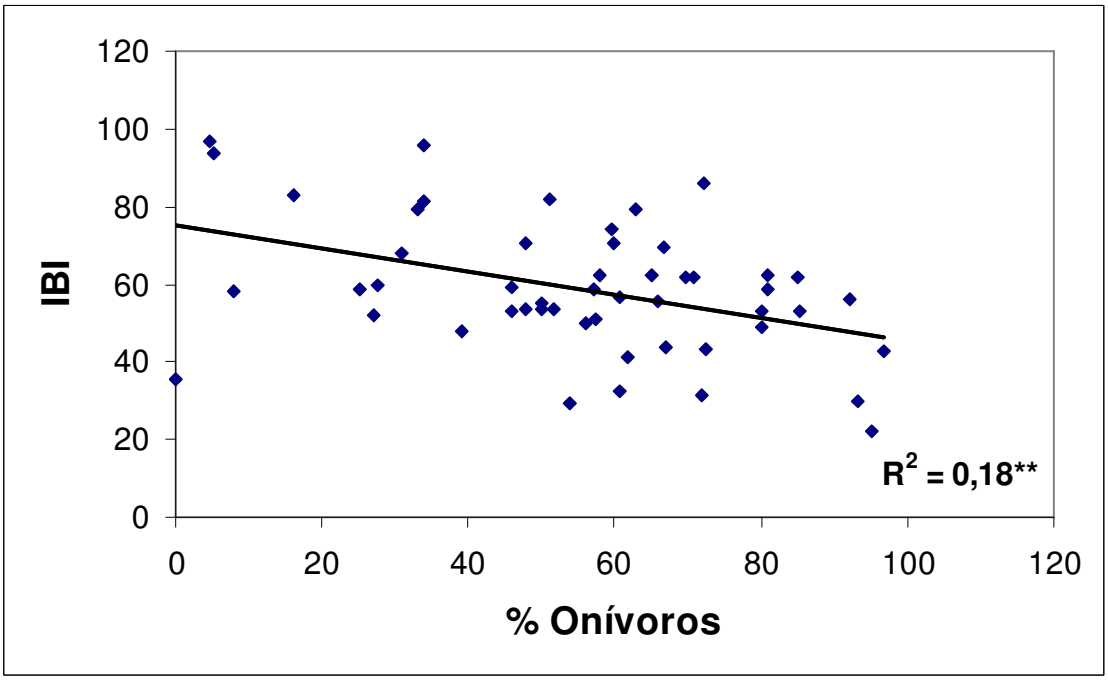


Figura 22. Diagrama de dispersão entre IBI e a percentagem de indivíduos onívoros.

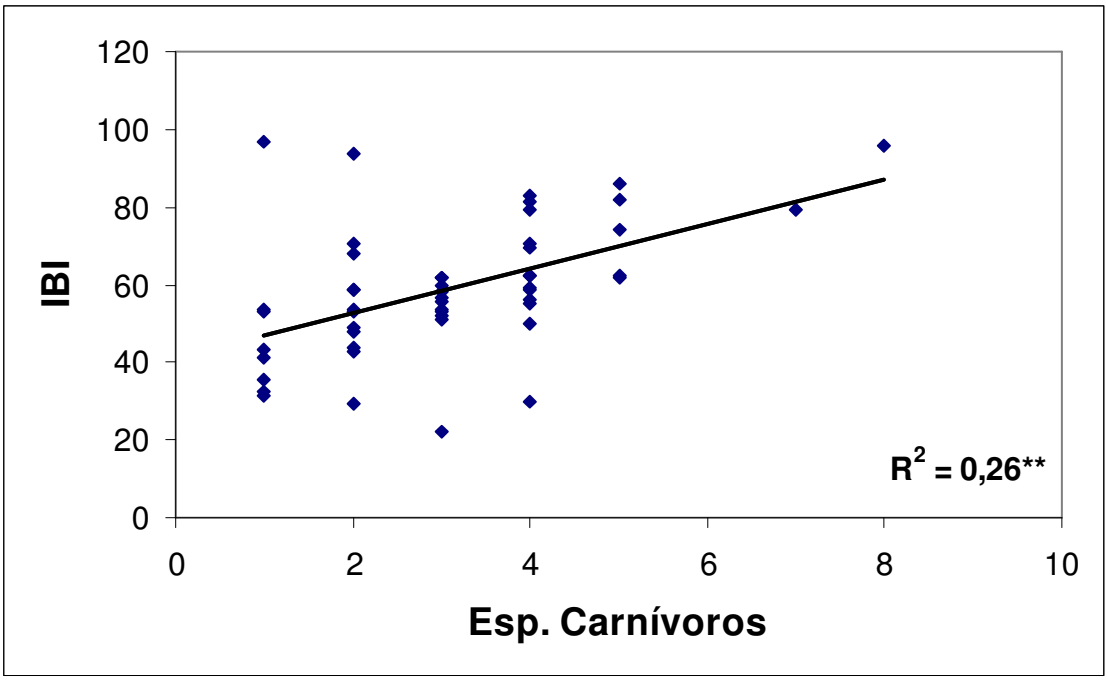


Figura 23. Diagrama de dispersão entre IBI e espécie de carnívoros.

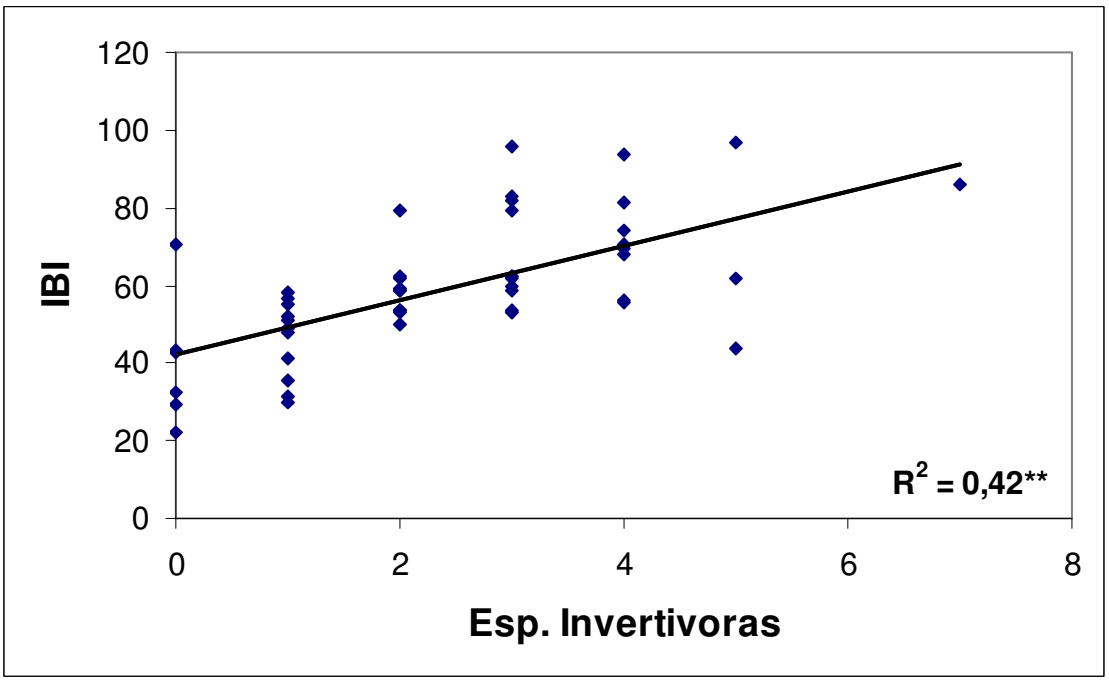


Figura 24. Diagrama de dispersão entre IBI e espécie de invertivoros.

3.2.3 Variações espaço-temporais do IBI.

No período úmido, o IBI foi menor no trecho médio-superior (média IBI=55), sendo que os maiores valores foram registrados no trecho inferior (média IBI=84) e superior (média IBI=70) (Fig. 25), embora não tenham sido detectadas diferenças significativas (H=2,98; *P*=0,39). No período seco, os maiores valores foram registrados no trecho superior (média IBI=85) e no trecho inferior (média IBI=60) e os menores nos trechos médio-superior e inferior (média IBI=55) (Fig. 26). Também não foram registradas diferenças significativas no IBI entre os trechos no período seco (H=5,05; *P*=0,17).

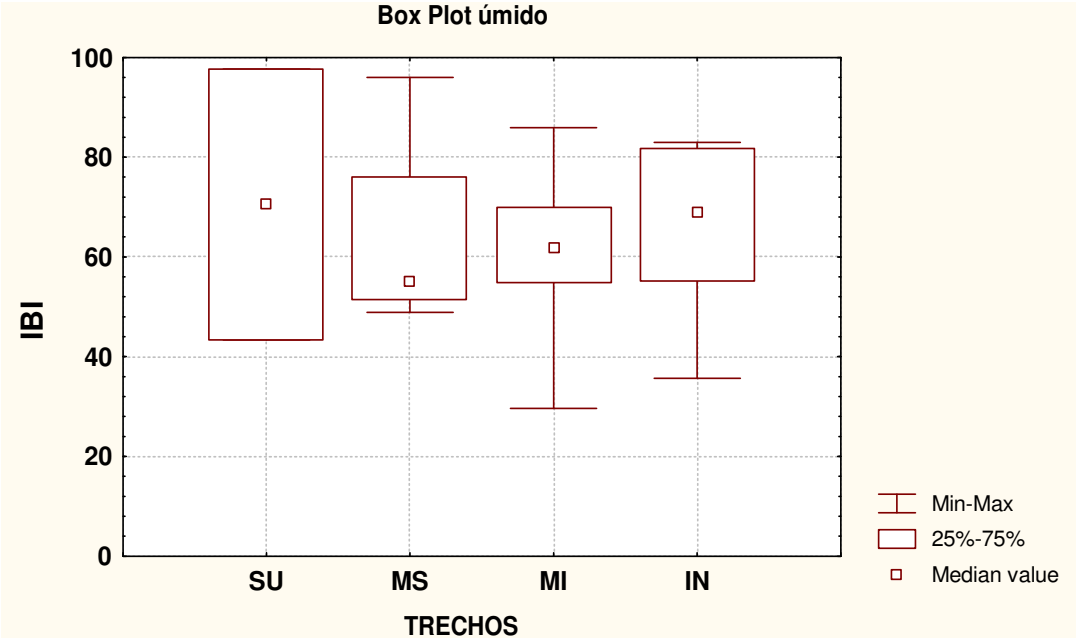


Figura 25. Valores do IBI (período úmido) contínuo para os quatro trechos da bacia do rio Paraíba do Sul.

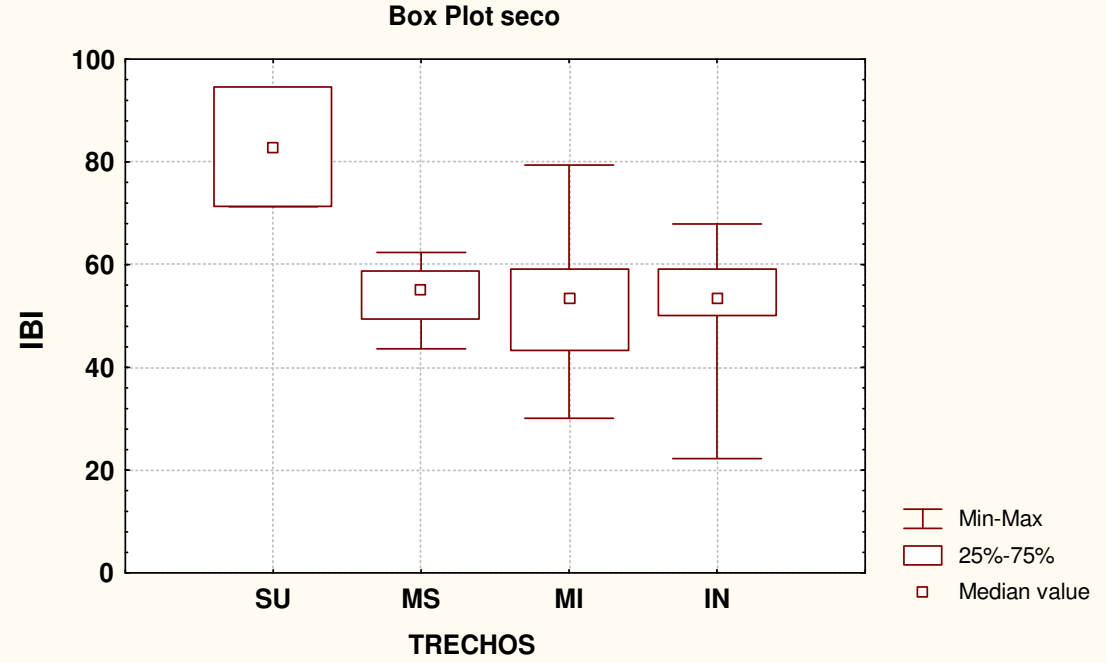


Figura 26. Valores do IBI (período seco) contínuo para os quatro trechos da bacia do rio Paraíba do Sul.

Os valores do IBI, tanto o IBI-geral, como para o IBI-trechos (Fig. 27, a e b, respectivamente) foram consistentes em registrar uma mesma tendência de variação espacial tanto para o período úmido como para o seco, com exceção para o trecho superior (km 1084 e 1069 - circulo verde), onde os valores do IBI-trecho foram maiores do que o IBI-geral. Embora os valores do IBI tenham sido maiores no período úmido em relação ao período seco, sugerindo melhor qualidade ambiental no período úmido, não foram encontradas diferenças significativas entre os dois períodos (H=3,72; *P*=0,05).

Foi registrado um gradiente ambiental (Tabela 7; Figs. 27b e 28) de menores valores do IBI em locais com maior degradação por atividades do homem. Os locais que foram considerados aceitáveis por apresentarem melhor qualidade ambiental de acordo com o IBI foram: km 1089 no período úmido e seco, km 521 (úmido), km 359 (úmido), km 200 (seco), km 89 (úmido), km 43 (úmido), km 22 (úmido) e rio Muriaé (local 9 úmido).

Os moderadamente impactados foram: km 1069 (seco), km 871 (seco), km 742 (úmido e seco), km 559 (úmido), km 521 (seco), km 473 (úmido e seco), km 428 (úmido), km 359 (úmido), km 264 (úmido e seco), km 254 (úmido e seco), km 243 (úmido), km 215 (úmido e seco), km 200 (úmido), km 89 (seco), km 43 (seco), km 22 (seco), rio Preto (local 1 seco e úmido), rio Paraibuna (local 2 úmido e seco), rio Pomba (local 6 úmido), rio Pomba (local 7 úmido), rio Grande (local 8 úmido) e rio Muriaé (local 9 seco).

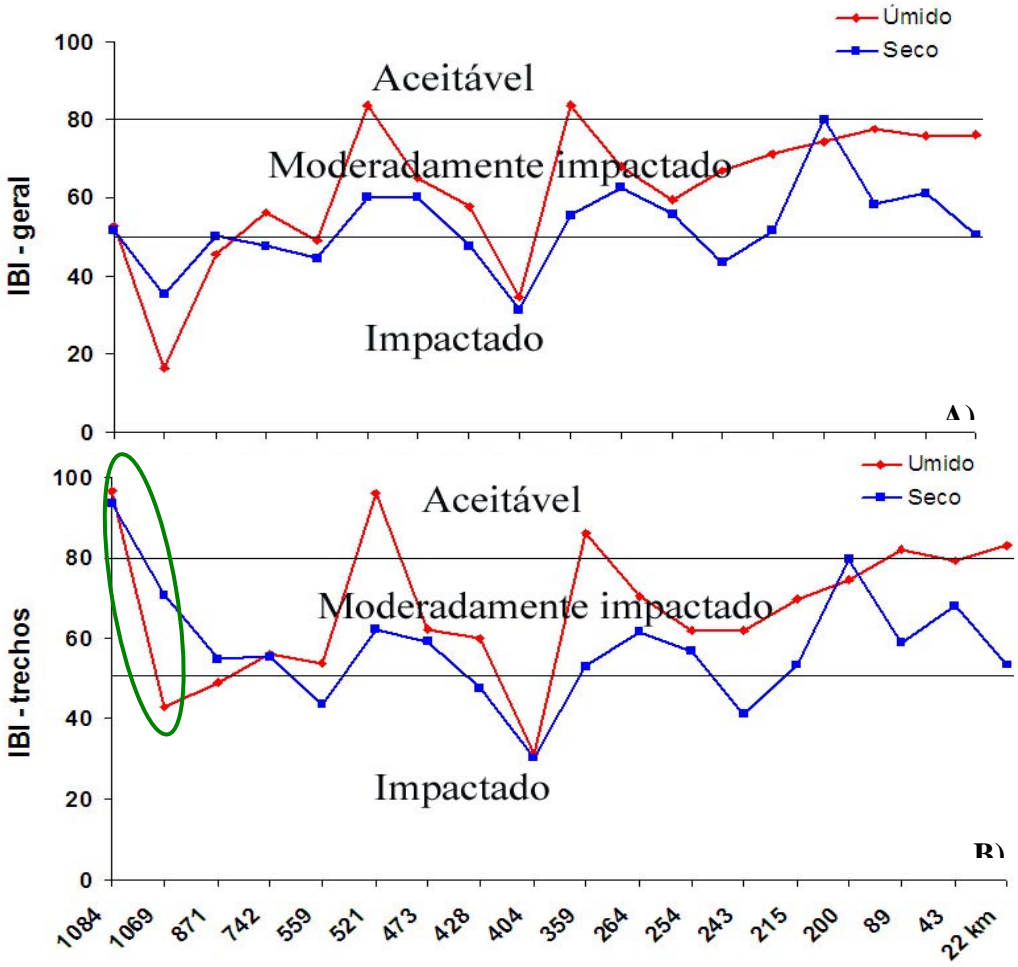


Figura 27. Valores do IBI contínuo ao longo do canal principal. A) IBI – geral (sem considerar os diferentes trechos da bacia). B) IBI – trechos (escores por trechos). Linha azul (período seco), Linha vermelha (período úmido). km 1084 = rio Paraitinga; km 1069 = rio Paraitinga; km 871 = Paraibuna-SP; km 742 = São José dos Campos-SP; km 559 = Cachoeira Paulista-SP; km 521 = Queluz-SP; km 473 = Resende-RJ; km 428 = Barra Mansa-

RJ; km 404 = Volta Redonda-RJ; km 359 = Barra do Piraí-RJ; km 264 = Três Rios-RJ; km 254 = Três Rios-RJ; km 243 = Anta-RJ; km 215 = Sapucaia-RJ; km 200 = Além Paraíba-MG; km 89 = São Fidélis-RJ; km 43 = Campos dos Goytacazes-RJ e km 22 = São João da Barra-RJ.

Os locais mais impactados, indicados pelo IBI foram: km 1069 (úmido), km 871 (úmido), km 559 (seco), km 428 (seco), km 404 (úmido e seco), km 243 (seco), rio Piabanha (local 4 úmido/local 5 seco), rio Paraibuna (local 3 seco), rio Pomba (local 7' úmido), rio Pomba (local 7 seco), rio Grande (local 8 seco). As assembléias de peixes nos locais impactados demonstraram severas alterações do ambiente aquático, que foram indicados pelos piores valores de IBI, tais como, 29,6, 30,1 e 31,4) (Figs. 27b e 28).

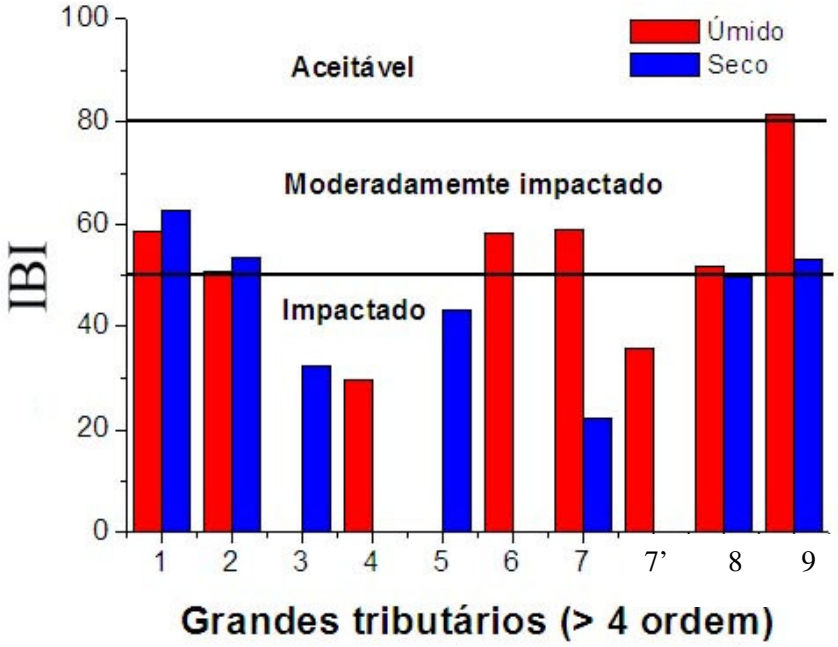


Figura 28. Valores do IBI (Índice de Integridade Biótica) contínuo para os grandes tributários da bacia do rio Paraíba do Sul. Coluna azul (estação seca), Coluna vermelha (estação úmida). Locais: 1 – Rio Preto; 2 – Rio Paraibuna (parte superior); 3 – Rio Paraibuna (parte inferior); 4 – Rio Piabanha (parte superior); 5 – Rio Piabanha (foz); 6 – Rio Pomba (antes Cidade); 7 – Rio Pomba (depois da cidade); 7'- Rio Pomba (depois da cidade); 8 – Rio Dois Rios; 9 – Rio Muriaé.

3.2.4 Relações entre IBI e variáveis uso da terra, microhabitat e físico-químicas

O IBI foi sensível às mudanças na qualidade do uso da terra, principalmente a ocupação por área urbana. Tal uso apresentou uma correlação significativa e negativa com o IBI (r=-0,52 (úmido) e r = - 46 (seco)) ao longo do canal principal (Tabela 8; Figura 29). O IBI também foi sensível significativamente a variações nos valores de condutividade e oxigênio dissolvido no período seco. A condutividade foi correlacionada negativamente com o IBI (r=-0,50) (Figura 30) e o oxigênio dissolvido correlacionada positivamente com o IBI (r=0,57). Para as variáveis do habitat, o substrato composto por barro + lama foi correlacionado negativamente com o IBI, tando no período úmido como no período seco (r=-0,51 e r=-0,50, respectivamente). Variáveis do mesohabitat também apresentaram correlação significativa com o IBI, com remanso tendo correlação negativa no período seco (r = -0,48) enquanto corredeira apresentou correlação positiva com o IBI no período úmido e seco r=0,60 e r=0,52, respectivamente) (Tabela 8).

A área urbana apresentou correlação positiva com condutividade da água no período seco e também apresentou correlação positiva com lama + barro no período seco e úmido (Tabela 9).

Tabela 8. Correlação (r-Pearson) entre as variáveis ambientais e o IBI no período úmido e seco. ** indicam correlações altamente significativas e * as correlações significativas.

Variáveis ambientais	***Correlações (r-Pearson)***	
Regionais	**IBI (úmido)**	**IBI (seco)**
Área de Drenagem (km^2)	0,34	- 0,07
Vazão média (m^3/s)	0,26	- 0,30
Uso da Terra		
% Área urbana	- 0,52 *	- 0,46*
% Pasto + cana	0,26	0,16
% Floresta secundária	0,15	0,34
Variáveis locais		
Físico-químico		
Oxigênio dissolvido	0,15	0,57**
Condutividade	0,32	- 0,50**
Habitat físico		
- Substrato		
% Lama + Barro	- 0,51*	- 0,50*
% Areia	0,14	0,28
% Rocha	0,24	0,18
% Pedras arredondadas	0,23	0,02
- Vegetação riparia		
% Arbusto	0,17	- 0,18

Tabela 8. Continuação

% Árvore	*0,12*	*0,11*
% Gramínea	- 0,16	0,08
- *Mesohabitat*		
% Corredeira	0,60**	0,52*
% Rápidos	- 0,42	- 0,15
% Remansos	- 0,33	- 0,48*
Largura	0,32	0,03

Tabela 9. Correlação (r-Pearson) entre % área urbana x condutividade e % área urbana x substrato lama + barro. ** indicam correlações altamente significativas e * as correlações significativas.

Área urbana* vs *condutividade	**Condutividade (úmido)**	**Condutividade (seco)**
% Área urbana	- 0,16	0,51*
Área urbana *vs* substrato	**Lama + Barro (úmido)**	**Lama + Barro (seco)**
% Área urbana	0,57**	0,57**

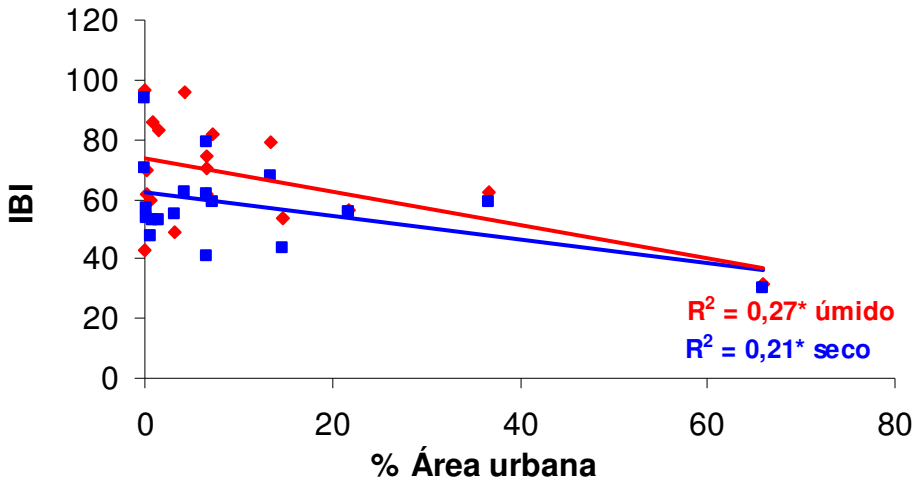


Figura 29. Relações do IBI e % área urbana ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul; * indicam diferenças estatísticas significativas; losango em vermelho indica o período úmido e quadrados em azul indicam o período seco.

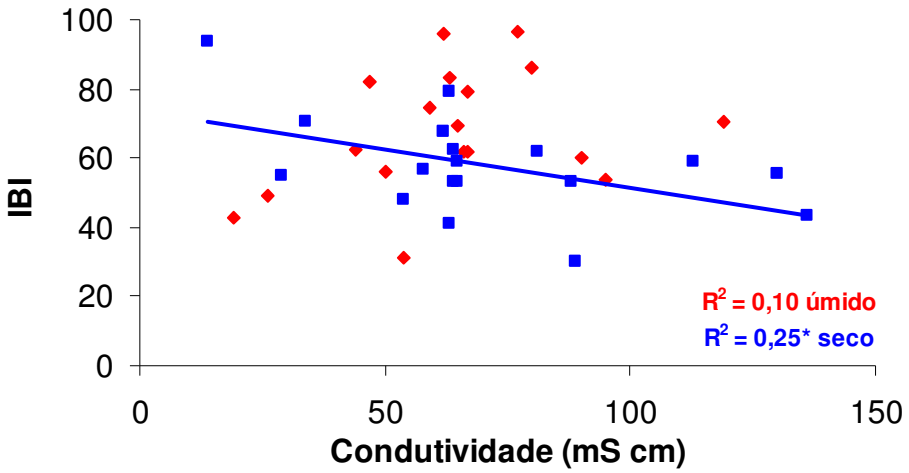


Figura 30. Relações do IBI e valores de condutividade ao longo do canal principal do rio Paraíba do Sul; * indicam diferenças estatísticas significativas; losango em vermelho indica o período úmido e quadrados em azul indicam o período seco.

4 DISCUSSÃO

4.1 Desenvolvimento do IBI

4.1.1 Ecoregiões

O rio Paraíba do Sul tem 1100 km de extensão e atravessa várias ecoregiões com diferentes características climáticas (RADAMBRASIL 1983; CARVALHO & TORRES 2002) e uso da terra ao longo da bacia (PINTO et al. 2006). As pesquisas atuais com estudos das comunidades biológicas vêm considerando as diferenças ecoregionais (HUGHES & GAMMON 1987; OMERNIK 1987; OMERNIK & GALLANT 1990; MARSH-MATTHEWS & MATTHEWS 2000; MEADOR & GOLDSTEIN 2003; SULLIVAN et al. 2006; MOERKE & LAMBERT 2006) para entender melhor os processos e padrões da biota aquática. Neste sentido, segundo a literatura os valores do IBI podem ser influenciados por diferentes características regionais (FAUSCH et al. 1984; KARR et al. 1986; OBERDORFF & HUGHES 1992; MCCORMICK et al. 2001). Por exemplo, HUGHES & GAMMON (1987) classificou a bacia do rio Willamette em quatro trechos baseado em diferenças ecoregionais e a partir daí levou em conta essas diferenças quando avaliou os efeitos das varáveis ambientais sobre tendências espaciais na estrutura das assembléias de peixes, através do IBI naquela bacia.

A comunidade de peixes da bacia do rio Paraíba do Sul é diferente ao longo das quatro divisões tradicionais (trecho superior, médio-superior, médio-inferior e inferior) conforme foi mostrado no Cap. 2. Portanto, o IBI tem que ser adaptado para cada uma destas regiões, mas com cuidado para verificar diferenças significativas nos atributos ecológicos, principalmente nos atributos de riqueza de espécies que variam muito a partir das diferenças ecoregionais. Portanto ajustes nos escores e nos cálculos dos atributos para posterior aplicação do IBI são necessários. Em adaptação do IBI no trecho-inferior, ARAÚJO (1998), ARAÚJO et al. (2003) e PINTO et al. (2006) não se preocuparam em ajustar os escores do IBI, pois consideraram esse trecho como pertencente a uma única unidade ecoregional. Entretanto, para o estudo de

toda a bacia, o ajuste nos escores do IBI se torna essencial para evitar erros nos valores do IBI final.

Outra premissa para o desenvolvimento do IBI é a escolha de condições de referências para possíveis comparações da integridade ambiental ao longo de um ecossistema. Para que o IBI seja desenvolvido e aplicado em uma área de estudo é necessário à utilização de locais de referências, com as mesmas características do ambiente que se quer estudar. Porém, a escolha de uma apropriada condição de referência é um dos maiores problemas em toda avaliação ecológica (HUGHES 1994). Na avaliação de grandes rios altamente impactados por influências antropogênicas, essa escolha é ainda mais difícil. A escolha de locais menos impactados em regiões de cabeceiras seria uma solução, mas é problemático devido às diferenças das características morfológicas do rio e fatores regionais que definem diferentes padrões naturais das assembléias de peixes nestas regiões em relação a outros trechos de um rio. Encontrar rios da extensão e com características semelhantes ao do rio Paraíba do Sul e que apresentam integridade biótica são raros ou inexistentes na região Sudeste do Brasil. Na falta de tais ambientes, é recomendado utilizar dados históricos como referência para atribuição de notas/escores às métricas (KARR 1981; KARR et al. 1986), mas tal procedimento e sua prática também são impossíveis de serem realizadas na avaliação de grandes rios no Brasil, onde informações históricas sobre a distribuição, abundância e história de vida são escassos e para algumas regiões completamente ausentes. A maioria das aplicações de IBIs, principalmente em grandes rios, que carecem de locais de referência e dados históricos tem sido utilizado a melhor condição encontrada por cada atributo ao longo da área de estudo para substituir o local de referência (GANASAN & HUGHES 1998). No rio Paraíba do Sul, na primeira adaptação feita por ARAÚJO (1998), os atributos referentes à composição e riqueza foram estabelecidos com base em dados de compilação de espécies de toda bacia. O problema nesta primeira adaptação do IBI para um trecho de aproximadamente 50 km, é que foi utilizada uma base histórica referente ao número de espécies de toda bacia sem utilizar nenhum tipo de correção para um trecho menor, o que poderia subestimar os escores encontrados. Na segunda adaptação do IBI para o rio Paraíba do Sul, ARAUJO et al. (2003) seguiram a aplicação dos "trisects-lines" desenvolvida por FAUSH et al. (1984), onde uma linha com uma inclinação incluindo 95% dos locais de coleta, contendo os maiores valores esperados para cada atributo estudado, e a partir desta linha fica identificada o limite máximo como a condição de referência. Na terceira adaptação do IBI no rio Paraíba do Sul realizada recentemente por PINTO et al (2006), foi seguida a metodologia aplicada por GANASAN & HUGHES (1998), no qual utilizam a melhor condição encontrada por cada atributo ao longo da área de estudo. Os métodos aplicados na segunda e terceira adaptação dos ÍBIs são bem parecidos, pois se baseiam em uma "condição de referência" de um lugar já bem impactado pelo homem e não de um ambiente inalterado, o que implica que um elevado valor nos escores não indicam integridade do sistema, porém servem para comparações entre locais. Neste estudo, seguiu-se para substituir a "valor de referência" os melhores valores obtidos, conforme sugerido por GANASAN & HUGHES (1998), e utilizou-se a maioria do atributos previamente adaptados e utilizados no rio Paraíba do Sul pelos autores citados anteriormente.

4.1.2 Atributos do IBI

Os dez atributos selecionados para o presente IBI foram satisfatórios para o desenvolvimento deste indicador biótico. No presente trabalho, quatro atributos que avaliam a composição e diversidade de espécies ao longo dos habitats foram utilizados para obtenção do IBI final: número de famílias nativas, número de espécies nativas, número de espécies Characiformes, número de espécies Siluriformes. Segundo ROSET et al. (2007) os atributos

que compõem a composição e a riqueza das espécies são recomendados na aplicação do IBI em ambientes tropicais, pois tais ambientes apresentam uma grande diversidade de espécies. No entanto, nos ambientes temperados, os atributos de abundância e reprodução das espécies são mais úteis.

Riqueza de espécies e composição de habitats

O atributo número de espécies foi restrito às espécies nativas. Este foi o recurso para evitar o efeito negativo das 10 espécies introduzidas ao longo da bacia (*Abramites hypselenotus, Metynnis maculatus*, *Tilapia rendalli, Oreochromis niloticus, Cichla monoculus, Hyphessobricon eques, Salminus brasiliensis, Poecilia reticulata, Aequidens* sp*, Polycentrus schomburgkii*) no valor deste atributo. HUGHES & OBERDORFF (1998) afirmam que o uso de espécies nativas é importante, especialmente onde espécies não nativas são relativamente comuns ou introduzidas em grande número. O atributo espécies nativas também foi usado por OBERDORFF & PORCHER (1994) e LYONS et al. (1995) e segundo estes pesquisadores as espécies nativas diminuem com a degradação ambiental, enquanto que as espécies introduzidas, que são encontradas em ambientes homogêneos e degradados, geralmente aumentam em número.

O atributo número de famílias nativas é uma medida da biodiversidade em nível de família, que também diminuem com a degradação ambiental. OBERDORFF & HUGHES (1992) e WITKOWSKI (1992) relataram que famílias de peixes foram eliminadas ou ameaçadas em áreas com longa e intensiva ocupação pelo homem. Essa perda é preocupante em relação às adaptações evolutivas, ou seja, quando mudanças levam a perda de uma família representada por múltiplas espécies. Porém isso pode ser questionado quando a perda de família é composta pela última espécie na bacia (GANASAN & HUGHES 1998).

O número de espécies Characiformes (espécies coluna d´água) e o número de espécies Siluriformes (espécies bentônicas) foram escolhidos como indicadoras da composição do habitat. Os Characiformes são conhecidos como ativos nadadores diurnos e com variados hábitos alimentares, sendo sensíveis à alta concentração de material em suspensão, degradação de abrigos e depauperação de habitats. BOZZETTI & SCHULZ (2004), no sul do Brasil, escolheu todos os peixes de coluna, e não apenas os Characiformes. As espécies Characiformes têm sido bem eficientes nas adaptações do IBI aplicadas anteriormente para o rio Paraíba do Sul (ARAÚJO 1998; ARAUJO et al. 2003; ARAÚJO et al. 2006). Este atributo também foi escolhido para avaliar rios tropicais da África por TOHAM & TEUGELS (1999) e, portanto, foi mantida neste estudo. O atributo espécies Siluriformes é sensível à degradação de habitats bênticos. Os peixes de hábitos bênticos, em sua maior parte são sensíveis a turbidez, baixa concentração de oxigênio do fundo e substâncias tóxicas que se depositam nos sedimentos do fundo do rio, pois eles alimentam-se e reproduzem-se em habitats do fundo do rio. A erosão nas margens dos rios também provoca sérias conseqüências para os peixes bênticos através da homogeneização do fundo. Desta forma, essas espécies foram importantes para medir a integridade de habitats bem específicos, pois com as alterações em tais estruturas físicas e químicas seus processos biológicos são alterados e estes peixes desaparecem. A aplicação desse atributo em IBIs no rio Paraíba do Sul também tem sido bem eficiente (ARAÚJO 1998; ARAUJO et al. 2003; ARAÚJO et al. 2006). BOZZETTI & SCHULZ (2004), escolheu todos os peixes bentônicos, além dos Siluriformes. GUTIERREZ (1994) propôs para o atributo número de espécies da família Loricaridae. HUGUENY et al. (1996) utilizaram espécies Siluriformes como atributo. Portanto a escolha dos Siluriformes foi feita por ser um grupo de peixes que representam a condição do substrato, conforme os vários outros trabalhos têm confirmado.

Espécies indicadoras

A categoria espécies indicadoras foi representada pelos atributos, número de espécies sensíveis, percentagem de indivíduos Cyprinodontiformes e número de espécies dominantes (> 90% de espécies por amostra).

O atributo espécies sensíveis foi incluído para o presente estudo, substituindo o atributo espécies intolerantes aplicado nos IBIs anteriores para o rio Paraíba do Sul por ARAÚJO (1998), ARAÚJO et al. (2003), PINTO & ARAÚJO (2007) e em outros grandes rios tropicais (GANASAN & HUGHES 1998; TOHAM & TEUGELS 1999; MACCORMICK et al. 2001; BOZZETTI & SCHULZ 2004). Outros pesquisadores preferem usar o termo número de espécies sensíveis, como no caso dos riachos e rios da região oeste-central do México (LYONS et al. 1995; HUGHES et al. 1998). Este termo também foi utilizado por PINTO et al. (2006) em aplicação do IBI para o rio Paraíba do Sul. As espécies sensíveis indicam maior disponibilidade de habitats, e quando presentes no ambiente, ou quando passam a ser registrados nas amostragens é um sinal da melhoria da qualidade. Este atributo reflete a maior capacidade do ambiente de manter espécies, mesmo que em pequenas ocorrências; espécies que previamente eram abundantes, mas que presentemente ocorrem somente ocasionalmente devido a deterioração do ambiente. Assembléias dominadas por poucas espécies indicam baixa qualidade do ambiente, pois somente poucas espécies servem de opção para as vias de energia e com isso deixando o ambiente instável; o contrário ocorre quando muitas espécies dominam a comunidade.

O atributo percentagem de indivíduos Cyprinodontiformes (*P. reticulata, P. caudimaculatus* e *Poecilia vivipara*) foi utilizado no presente trabalho seguindo as adaptações realizadas por ARAÚJO et al. (2003) e PINTO et al. (2006) para o trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul. Esse atributo substitui o atributo percentagem de indivíduos tolerantes aplicados em outras bacias hidrográficas para indicar baixa qualidade ambiental. Alguns pesquisadores (por exemplo: HOCUTT et al., (1994) e HUGUENY et al. (1996)) não utilizaram o atributo percentagem de tolerância devido o limitado grau de confiabilidade na classificação das suas assembléias quanto à tolerância dos peixes.

O atributo número de espécies dominantes foi considerado como o número de espécies que compõem 90% da amostra. Este atributo é usado como um indicador da qualidade da água, uma vez que a grande dominância de um pequeno grupo de espécies indica uma comunidade com baixa equitabilidade, altamente instável e com poucos "caminhos" para o fluxo de energia no sistema. Sendo utilizado pela primeira vez na adaptação do IBI por ARAÚJO et al. (2003) e em seguida por PINTO et al. (2006) para o trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul, se mostrou um atributo útil para ser aplicado para toda a bacia. Nos riachos e rios de Maryland, ROTH et al. (2000) utilizaram à percentagem numérica da contribuição da espécie mais abundante na amostra.

Estrutura trófica

Os atributos da composição trófica são importantes, pois avaliam as condições dos hábitos alimentares ao longo da extensão de um sistema lótico. Segundo VANNOTE et al. (1980) as características na estrutura trófica nos sistemas lóticos alteram de forma previsível ao longo do canal principal das cabeceiras a sua foz. De acordo, com esse conceito ecológico de rio contínuo, as cabeceiras são compostas por maior parte de espécies fragmentadores; no trecho médio do rio ocorre domínio de espécies pastadores; e no trecho inferior, prevalecem as espécies coletoras. As espécies carnívoras ocorrem de forma equilibrada em todos os trechos do rio. Entretanto, se o continuo do rio é interrompido por barreiras físicas, tais como represas e/ou barragens esse padrão da estrutura trófica ao longo do rio é alterado (WARD &

STANFORD 1983). Desta forma, os atributos utilizados para avaliar este parâmetro devem levar em conta se o peixe utiliza realmente um determinado hábito alimentar ou se trocou esse hábito no ambiente levando-se em conta a plasticidade trófica dos peixes. Peixes de grande plasticidade possuem a capacidade de modificarem seus hábitos alimentares em ambientes muito alterados, além disso, em ambientes tropicais o hábito alimentar não é tão restrito, isto é, muitas espécies são onívoras com tendência a iliofagia, ou com tendência a detritívora, outros peixes possuem hábito carnívoro alterando seu hábito para onívoro, sendo desta forma difícil a classificação do hábito alimentar em ambientes alterados. Os piaus, do gênero *Leporinus* em algumas bacias são considerados fitófagos (AGOSTINHO & GOMES 1997) e em outras são onívoros (BIZERRIL & PRIMO 2001) apesar de peixes do mesmo gênero serem esperados apresentarem semelhantes hábitos alimentares (HELFMAN et al. 2000). Alguns estudos da aplicação de atributos da estrutura trófica em rios tropicais e subtropicais vêm avaliando a utilidade destes atributos. HOCUTT et al. (1994) junta a % de indivíduos herbívoros/detritívoros para avaliar a base alimentar em nível de produção primária no rio Kavango na Namibia. GUTIERREZ (1994) estudando uma comunidade de elevada diversidade de peixes tropicais nos rios Guache e Guanare na Venezuela, incluiu a percentagem de indivíduos detritívoros, percentagem de indivíduos herbívoros, e percentagem de indivíduos parasitas como atributos para o IBI. Neste estudo, três atributos da estrutura trófica foram selecionados: percentagem de indivíduos onívoros, número de espécies carnívoras e número de espécies invertívoras. As outras estruturas tróficas (fitófagos, iliófagos e detritívoros) não ocorreram com freqüência suficiente que permitisse uma variabilidade para indicar variações ambientais bem definidas e serem utilizados como atributos no IBI. Embora alguns estudos apenas um único atributo de estrutura tem sido usado (e.g. HOCUTT et al. 1994), porém no caso do Paraíba do Sul, um rio de grande extensão o uso de mais de um atributo para estrutura trófica é necessário para melhor refletir as condições de energia desde as cabeceiras até a foz.

O atributo número de espécies carnívoras foi utilizado por BOZZETTI & SCHULZ (2004) para avaliar o rio dos Sinos e Gravataí no Sul do Brasil. OBERDORFF (1996) não usou o atributo percentagem de carnívoros, pois apresentaram pouca variabilidade nos rios do oeste da Europa para apresentar sensibilidade ao atributo. DIDIER et al. (1996) usaram percentagem de indivíduos carnívoros/invertívoros, pois defendem que peixes que se alimentam de animais invertebrados são carnívoros, bem como os peixes que comem pequenos peixes. A presença de carnívoros é uma indicação da saúde do rio (KARR 1981; 1999), uma vez que tais peixes são dependentes de toda uma cadeia trófica bem estruturada e com o declínio da qualidade ambiental, esta parte a estrutura das populações tendem a diminuir ou mesmo desaparecer. Além disso, a ausência de espécies carnívoras ao longo de um sistema lótico é indicação de alterações na estrutura das assembléias de peixes, pois segundo a teoria do rio contínuo o grupo trófico carnívoros é encontrado em percentagens equilibradas das cabeceiras a foz (VANNOTE et al. 1980).

A percentagem de indivíduos onívoros usada neste trabalho, foi proposta por KARR (1981) para avaliar o grau que os alimentos da base são alterados, pois tais peixes podem utilizar na dieta uma quantidade variada de alimentos de origem vegetal e animal. Este atributo vem sendo utilizado em vários trabalhos de IBIs, exceto por GUTIERREZ (1994), que escolheu percentagem de espécies onívoras. HOCUTT et al. (1994) substituiu por percentagem de indivíduos sapróficos oportunistas (comem carniças), enquanto HARRIS (1995) preferiu usar percentagem de onívoros micrófagos. A relação existente entre a proporção de indivíduos onívoros e os outros hábitos mais especializados, apresenta uma forte correlação negativa, com o aumento dos primeiros e declínio das espécies mais especializadas, como espécies invertívoras, à medida que o ambiente é degradado (KARR 1981). A dieta alimentar de invertebrados aquáticos é baseado em macroinvertebrados

bentônicos, que são afetados por muitas alterações antrôpogênicas que modificam o substrato, tais como, regulamentação do fluxo por represas e/ou barragens, e efluentes industriais (WARD & STANFORD 1979, 1982 *apud* TEJERINA-GARRO et al. 2006; STATZNER et al. 2001).

4.2 Respostas do IBI

Os valores do IBI não apontaram diferenças significativas entre os quatro trechos do canal principal do rio Paraíba do Sul. Os trechos do rio foram classificados como moderadamente impactado no período úmido e seco. A única exceção ocorreu para o trecho superior que foi classificado como aceitável, no período seco. A maior qualidade ambiental no trecho superior registrada pelo IBI no período seco é coerente com dados levantados pelos órgãos ambientais que enquadram o trecho superior na classe 1 de acordo com a legislação brasileira.

Os valores do IBI ao longo dos pontos de amostragem indicam um padrão bem claro de oscilação na qualidade ambiental, a partir da menor qualidade das assembléias à medida que influencias antropogênicas são feitas na bacia do rio Paraíba do Sul. Os piores valores do IBI foram registrados nos km 742, km 559, km 428 e km 404, já nos tributários, os menores valores do IBI foram registrados para o rio Piabanha (trecho superior e inferior). O km 742 (São José dos Campos) corresponde ao mais industrializado município paulista situado na bacia, onde maiores descargas de efluentes ocorrem no sistema, e cujos efeitos se estendem até o local de amostragem à jusante de Cachoeira Paulista (km 559). Após o reservatório de Funil, onde parte desta "alteração" provavelmente é armadilhada, o canal principal do rio sofre novamente elevadas alterações no maior pólo siderúrgico-industrial do estado do Rio de Janeiro, em Barra Mansa (km 428) e Volta Redonda (km 404) (PFEIFFER et al. 1986). Dos tributários, merece destaque os mais baixos escores registrados no rio Piabanha, uma provável influência de descargas oriundas do município de Petrópolis. Em geral, os baixos valores do IBI foram associados principalmente ás proximidades de locais onde a influencia de grandes áreas urbanas e industriais ocorrem. Valores baixos de IBIs associados com efluentes orgânico e industriais têm sido reportados por outros grandes rios (HUGHES & GAMMON 1987; OBERDORFF & HUGHES 1992; HUGUENY et al. 1996; GANASAN & HUGHES 1998; WANG et al. 2001; LYONS et al. 2001; YODER et al. 2005). Segundo dados obtidos por órgãos ambientais, o rio Paraíba do Sul no trecho médio-superior e o trecho médio-inferior é classificado na classe 2 e alguns tributários na classe 3 e 4 (LABHID 2000; CEIVAP 2006). De acordo com levantamentos realizados pela Agência Nacional de Águas (ANA 2003), o tratamento de esgoto é crítica nos três estados que formam a bacia do rio Paraíba do Sul, limitando-se a 10,4% em São Paulo, 1,2% em Minas Gerais e 2,0% no Rio de Janeiro.

Os valores do IBI foram relativamente menores no período seco, mas não apresentaram diferenças significativas entre os dois períodos. Tal fato pode ser explicado pelas menores vazões médias registradas no período de verão para a bacia do rio Paraíba do Sul durante o período de 2001 e 2003; período que foi realizada a maioria das amostragens. Segundo MARENGO & ALVES (2005) as chuvas no verão de 2000-2003 nas cabeceiras do rio Paraíba do Sul foram inferiores a 50% da média histórica. Uma queda nos valores do IBI, tanto para o período úmido como para o seco, foram registrados no km 264, km 254 e 243, que parece estar associado as menores vazões médias decorrente dos 160 m^3s das águas transpostas para a bacia hidrográfica do rio Guandu (outro sistema). Essa transposição ocorre a jusante do km 359 para gerar energia (LIGHT) e abastecimento (CEDAE) de 8 milhões de habitantes da Região Metropolitana do Rio de Janeiro. Segundo REICE (1994) alterações no fluxo ao longo do sistema lótico acarretam perdas estruturais e funcionais nas assembléias de

peixes. Outros pesquisadores têm encontrado alterações significativas nas características do fluxo da água decorrente de alterações hidrológicas e após construção de represas e/ou barragens, e canalizações (PRINGLE et al. 2000; GALAT & LIPKIN 2000; PEGG & PIERCE 2002). Entretanto, infelizmente não são disponíveis dados históricos biológicos e/ou ecológicos das assembléias de peixes do rio Paraíba do Sul, antes e depois das alterações provocados pela transposição dos 160 m^3s de suas águas. Desta forma, as alterações das assembléias de peixes neste trecho podem ter sido, ou estarem sendo influenciadas por alterações de fluxo e por uma variedade de outros efeitos antropogênicos combinados.

A interrupção do fluxo do rio através de reservatórios também foi outro fator detectado pelo IBI no presente trabalho. Os baixos valores do IBI nos km 871 e km 473 podem ter sido influenciados pelas represas instaladas nas proximidades destes locais, sendo que o km 871 possui o efeito de duas represas, uma represa a montante (Reservatório de Paraibuna) e uma outra a jusante (Reservatório de Santa Branca). Já o local km 473, é possivelmente influenciado por uma represa instalada a sua montante (Reservatório de Funil). Os baixos valores do IBI nestes locais são influenciados principalmente pela menor diversidade de espécies invertívoras e maiores percentagens de indivíduos onívoros. Por outro lado, o km 200, que sofre influência em sua montante (aproximadamente 6 km) pela barragem de Ilha dos Pombos apresentou um alto valor do IBI, com notas elevadas em 8 dos atributos utilizados, apresentando menores valores apenas em dois atributos (espécies invertívoras e percentagem de indivíduos onívoros), os quais podem ter sido influenciados pelas diferenças de fluxo decorrente da barragem. Diferente das duas primeiras represas (Represa de Paraibuna e Santa Branca), a terceira barreira física (Barragem Ilha dos Pombos) se encontra mais abaixo no canal principal, e por isso não represa uma grande extensão de água entre montanhas, com a água represada ficando restrita a calha do rio, preservando de alguma forma as características naturais do sistema. Além disso, essa é a única barragem ao longo do rio Paraíba do Sul que possui escada permitindo a passagem de peixes migradores. Estudos mais aprofundados nestes trechos são necessários para entender melhor os padrões e processos nestes locais, pois as represas causam uma descontinuidade longitudinal nas características físicas e biológicas definidas pelo conceito da continuidade de rio (WARD & STANFORD 1983; JOHNSON et al. 1995), e seus efeitos são diferentes dependendo da localização da represa/barragem ao longo do rio, o número de represas ou barragens ao longo do rio, o método de operação e a característica particular do rio estudado (PALMER & O'KEEFE 1990; JOHNSON et al. 1995). No conceito de descontinuidade serial, afirma que: 1) Represas instaladas em cabeceiras forneceria menor quantidade de matéria orgânica fina para parte de baixo, pois a matéria orgânica ficaria retida acima da represa. Essa pode ser a causa dos baixos valores do IBI no km 871; 2) Represas instaladas em trechos médios do rio pode estabilizar temperatura e o fluxo da água abaixo delas, reduzindo a diversidade biológica; e 3) Represas instaladas nas partes mais baixas podem reduzir a turbidez da água abaixo aumentando desta forma a abundância de plantas aquáticas e alterando o sistema para as características do trecho médio do rio (WARD & STANFORD 1983). Talvez este último caso esteja ocorrendo no km 200, e por isso o alto valor do IBI neste local, pois a água acumulada parece contribuir de alguma forma com uma maior conectividade lateral com a vegetação riparia (SEDELL et al. 1989; WILEY et al. 1990; BEECHIE & SIBLEY 1997; THÉVENET & STATZNER 1999). Entretanto, conclusões sobre efeitos de barreiras são bem confundidos pela elevada urbanização nos arredores destes locais de amostragem.

O período de amostragens é um fator importante na definição da aplicação do IBI e isto tem sido reportado principalmente nas zonas temperadas, onde o outono tem sido indicado como a estação ideal, pois tem menor influência dos processos reprodutivos, o fluxo é mais regular e o volume de água é menor (PLAFKIN et al. 1989; MEADOR et al. 1993; PECK et al. 2004). No presente estudo foi mais uma vez realizadas amostragens nos dois

períodos sazonais de maior influência nas condicionantes ambientais, o período seco, correspondente aos meses do inverno, e o período úmido, correspondente aos meses do verão. As comparações do IBI entre os dois períodos, tanto no canal principal, como nos grandes tributários apresentaram valores mais baixos de qualidade no período seco, o que provavelmente é mais fidedigno para representar a qualidade ambiental, pois neste período o volume de água é menor, com o rio possuindo menor capacidade de diluição dos poluentes, e os habitats sendo menos disponíveis. Além do mais, durante o período seco as amostragens são mais facilitadas, o que pode implicar em um mais eficiente esforço amostral. Portanto, a exemplo do que foi constatado em estudos anteriores (ARAUJO 1998; ARAÚJO et al. 2003; PINTO et al. 2006; TEJERINA-GARRO et al. 2006) que também aconselharam o período seco como o mais adequado para as amostragens em grandes rios, neste trabalho este fato foi corroborado.

4.3 Sensibilidade do IBI

As variáveis físico-químicas examinadas foram registradas dentro das faixas de amplitude normais para os sistemas lóticos, com apenas pequenas variações observadas. Significativas correlações inversas com o IBI foram encontradas para o oxigênio dissolvido e a condutividade, o que pode indicar perturbações ambientais naturais ou por efeitos antropogênicos. Por exemplo, no km 742 (São José dos Campos) e 559 (Cachoeira Paulista), foram registrados valores de oxigênio dissolvido abaixo de 4 mg/l no período úmido e seco, e valores de condutividade acima de 120 $mS.cm^{-1}$ no período seco. A condutividade também foi elevada nos km 473 (Resende) e km 404 (Volta Redonda), no período seco, e tais locais também recebem esgoto *in natura* das cidades a montante (Ver "buffers" do Uso da Terra – Figs. em Anexo). No km 89 (São Fidelis) e 43 (Campos dos Goytacazes) foram registrados valores de oxigênio dissolvido abaixo de 2 mg/l, no período úmido. Estes baixos valores de oxigênio nestes locais foram causados por um acidente, em um tributário a montante (Rio Pomba), que despejou resíduos tóxicos em elevada concentração no rio Paraíba do Sul, fato este que foi amplamente coberto pelo noticiário nacional na época. O declínio nos valores do IBI que ocorreram nestes locais indica a sensibilidade do IBI a estes acidentes ambientais. TEJERINA-GARRO et al. (2006) também encontraram baixos valores do IBI associados a altos valores de condutividade em trechos de grandes rios alterados por mineração de ouro e outros efluentes industriais da Guiana Francesa. MOERKE & LAMBERTI (2006) encontraram baixo valores do IBI associados a altos valores de condutividade decorrente de influencias urbanas em riachos da bacia do rio Kalamazoo. Já BOZZETTI & SCHULZ (2004) encontraram baixos valores de IBI associados a baixos valores de oxigênio dissolvido em locais que recebem efluentes orgânicos no riacho Pitangueira (bacia do rio Gravataí).

Os valores do IBI apresentaram correlações negativas significativas com percentagem de área urbana, indicando a sensibilidade deste índice associada às influencias no aumento de conglomerações populacionais e seus diretos efeitos na qualidade ambiental. Outros pesquisadores também reportaram baixos valores de IBI correlacionados ao crescimento urbano ao longo de suas bacias (STEEDMAN 1988; WANG et al. 1997, 2000, 2001; KLAUDA et al. 1998; MCCORMICK et al. 2001; SNYDER et al. 2003).

Em relação aos componentes do habitat, o IBI apresentou correlação significativamente negativa com o substrato composto de lama e barro e positivas com ambientes de corredeiras nos dos períodos, e negativas com ambientes de remanso no período seco. Sabe-se que os habitats são fatores importantes na determinação das assembléias de peixes, e, portanto nos IBIs. Nossos resultados foram consistentes com a literatura disponível (GROSSMAN & FREEMAN 1987; MATTHEWS 1998; BARBOUR et al. 1999; KAUFMANN et al. 1999; MOERKE & LAMBERTI 2006; CASATTI et al. 2006), as quais

fazem uma revisão das respostas das assembléias de peixes e a disponibilidade de microhabitats.

Também foram avaliadas eventuais influencias de condicionantes ambientais de escalas regionais, representadas pelos usos da terra, sobre condicionantes em escala locais (microhabitat e parâmetros físico-químicos). Os valores de percentagem de uso urbano foram correlacionados positivamente com os valores de condutividade no período seco, e com substrato composto por lama e barro para os dois períodos. Exemplos destas relações foram os elevados valores de condutividade no km 473 e 404, principalmente no período seco, e elevadas percentagens de lama nos km 742, km 559 e km 404 onde foi registrado maior uso da terra por área urbana (efeitos regionais/macrohabitats).

4.4 Considerações sobre o método de amostragem

Os estudos ecológicos de avaliação biológica requerem um método consistente (amostragem representativa) e de baixo custo para amostrar as assembléias de peixes (HUGHES et al. 2002). Isto é particularmente importante, pois as amostragens e a unidade de esforço influenciam fortemente nos escores do IBI (ANGERMEIER & KARR 1986; SIMON & SANDERS 1999; REYNOLDS et al. 2003), e com isso nos valores do IBI final. Uma correta estratégia de amostragem é um dos princípios fundamentais para se desenvolver índices baseados em assembléias de peixes. Desta forma, é importante o cuidado na extensão da área de amostragem, o mínimo de esforço amostral com eficiência, e a estratégia de amostragem para se obter uma representativa representação das assembléias de peixes de um determinado local. Porém em grandes rios as dificuldades de coleta são maiores devido o tamanho e a profundidade da água nesses ambientes (LYONS & NIERMEYER 2001).

A pesca elétrica é a metodologia mais comumente empregada em amostragens de riachos e rios. Entretanto, o uso de equipamentos tradicionais de pesca, tais como redes de espera, tarrafas, peneiras e picarés combinados são algumas vezes necessários, particularmente para grandes rios, onde a aplicação da pesca elétrica é limitada (HUGHENY et al. 1996; GANASAN & HUGHES 1998; SIMON & SANDERS 1999). No entanto, o uso de equipamentos de pesca tradicionais exige cuidados em sua aplicação para se representar todas as assembléias de peixes do local amostrado. Vários pesquisadores observaram significantes efeitos do esforço amostral sobre os escores do IBI, principalmente nos atributos da riqueza de espécies em maiores esforços (ANGERMEIER & KARR 1986; REYNOLDS et al. 2003). No presente estudo foi determinado um trecho de aproximadamente 100 metros de extensão para amostragem dos locais do trecho superior, e 1000 metros para os trechos médio-superior, médio-inferior e inferior do canal principal. Isso foi feito devido às diferenças na largura do rio nos diferentes trechos ao longo do canal principal. Alguns estudos reportaram a necessidade de um critério baseado na largura do rio para determinar a extensão de amostragem em cada local de coleta (SIMON & SANDERS 1999; REYNOLDS et al. 2003), para corrigir possíveis diferenças na riqueza das espécies conforme o maior volume de água, e seus efeitos sobre o IBI. Quanto às artes de pesca, foram somados os peixes coletados pelo conjunto dos diferentes equipamentos de pesca para o desenvolvimento do IBI, visando representar todas as assembléias de peixes em cada local de coleta. O uso da comunidade de peixes capturada no conjunto dos equipamentos utilizados torna o método robusto e representativo da área amostrada.

5 CONCLUSÕES

1) O IBI foi adaptado para o canal principal e grandes tributários do rio Paraíba do Sul, tendo apresentado menores valores nos locais próximos às maiores concentrações urbanas e industrias, e sua adaptação ao rio Paraíba do Sul, considerando os trabalhos feitos anteriores, pode ser estabilizada para os atributos definidos no presente trabalho. Portanto, foi confirmada a hipótese de que o IBI e seus atributos variam em função da qualidade ambiental, diminuindo em trechos com intenso efeito antropogênico, e aumentando em trechos com menor uso da terra pelo homem, e com o aumento da distância das áreas mais impactadas.

2) As avaliações do IBI utilizado para todo o canal principal do rio Paraíba do Sul (IBI-geral) e do IBI considerando cada um dos 4 trechos (IBI-trechos) resultaram na definição de um único índice eficiente para medir a qualidade ambiental do sistema ao longo dos trechos médio-superior, médio-inferior e inferior, e modificações nos escores para o trecho superior.

3) Usos da terra por área urbana influenciaram em condicionantes locais de condutividade, oxigênio dissolvido e tipo de substrato (lamoso) com o IBI tendo se apresentado sensível a tais variações. Por outro lado, os maiores valores do IBI foram associados a ambientes de corredeiras e maiores concentrações de oxigênio dissolvido. A existência de impedimentos do fluxo como represas e barragens, também influenciaram nos valores do IBI.

4) O período de seca é o mais apropriado para aplicação do IBI, quando o mesmo parece refletir com maior fidedignidade a qualidade ambiental, pois neste período o volume de água é menor, com o rio possuindo menor capacidade de diluição dos poluentes, e os habitats sendo menos disponíveis. Além do mais, durante o período seco as amostragens são mais facilitadas, o que pode implicar em um mais eficiente esforço amostral.

6 REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

AGOSTINHO, A. A. & GOMES, L. C. 1997. *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo.* EDUM, Maringá, PR.

ALLAN, J. D.; ERICKSON, D. L. & FAY, J. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37: 149-161.

ALLAN, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 35: 257-284.

ALLEN, A. P.; WHITTIER, T. R.; LARSEN, D. P.; KAUFMANN, P. R.; O'CONNOR, R. J.; HUGHES, R. M.; STEMBERGER, R. S.; DIXIT, S. S.; BRINKHURST, R. O.; HERLIHY, A. T. & PAULSEN, S. G. 1999. Concordance of taxonomic composition patterns across multiple lake assemblages: effects of scale, body size, and land use. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 56: 2029-2040.

ANA, 2003. Projeto Paraíba do Sul (on line: http://pbs.ana.gov.br).

ANA, 2006. A cobrança pelo uso da água nas bacias dos rios Paraíba do Sul e Piracicaba, Capivari e Jundiaí em 2006 – Avaliação e propostas de aperfeiçoamento. (disponível em:http://www.ana.gov.br)

ANGERMEIER, P. L. & KARR, J. M. 1986. Applying an index of biotic integrity based on stream-fish communities: considerations in sampling and interpretation. *North American Journal of Fisheries Management* 6: 418-429.

ARAÚJO, F. G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira Biologia* 58: 547-558.

ARAUJO, F. G.; FICHBERG, I.; PINTO, B. C. T. & PEIXOTO, M. G. 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. *Environmental Management* 32: 516-526.

BAILEY, R. C.; KENNEDY, M. G.; DERVISH, M. Z. & TAYLOR, R. M. 1998. Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. Freshwater Biology 39: 765:774.

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D. & STRIBLING, D. J. B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U. S. Environmental Protection Agency. Office of Water, Washington, DC.

BARLING, R. D. & MOORE, I. D. 1991. Role of buffer strips in management of waterway pollution: a review. *Environmental Management* 18: 543-558.

BEECHIE, T. J. & SIBLEY, T. H. 1997. Relationship between channel characteristics, woodu debris and fish habitat in Northwestern Washington streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 126: 217-229.

BIZERRIL, C. R. S. F. & PRIMO, P. B. S. 2001. Peixes de águas interiores do Estado do Rio de Janeiro. Secretária de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Projeto PLANÁGUA SEMADS/GTZ – FEMAR.

BOZZETTI M. & SCHULZ U. H, 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia* 529: 133-144.

BRYCE, S. A.; LARSEN, D. P.; HUGHES, R. M. & KAUFMANN, P. R. 1999. Assessing relative risks to aquatic ecosystems: a mid-Appalachian case study. *Journal of the American Water Resources Association* 35:23-36.

BRYCE, S. A.; HUGHES, R. M. & KAUFMANN, P. R. 2002. Development of a bird integrity index: using bird assemblages as indicators of riparian condition. *Environmental Management* 30:294-310.

CARVALHO, C. E. V. & TORRES, J. P. M. 2002. The ecohydrology of the Paraíba do Sul river, Southeast Brazil. In McClain, M. E. (ed), The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands. The IAHS Series of Special Publications, Venice, Italy: 179-191.

CASATTI, L.; LANGEANI, F. & FERREIRA, C. P. 2006. Effects of physical habitat degradation of the stream fish assemblage structure in a pasture region. Environmental Management 38: 974-982.

CEIVAP (Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul). 2006. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul. Relatório Contratual R7 Elaboração: Fundação COPPETEC Laboratório de Hidrologia e Estudos de Meio Ambiente. 200 pp. (disponível em: http://www.ceivap.org.br).

CUMMINS, K. W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience* 24: 631-641.

DIDIER, J.; KESTEMONT, D. & MICHA, J. C. 1996. Indice Biotique d'Intégrité Piscicole pour Evaluer la Qualité Ecologique des Ecosystemes Aquatiques. Report (nº3) to the Ministere de la Région Wallonne (MRW-DGTRE). Unité de Recherche en Biologie des Organismes, Falultés Universitaires N. D. de la Paix, Namur, Belgium.

FAUSCH, K. D.; KARR, J. R. & YANT, P. R. 1984. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. Transactions of the American Fisheries Society 113: 39-55.

FORE, L. S.; KARR, J. R. & WISSEMAN, R. W. 1996. Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 212-231.

FORE, L. S. 2002. Response of diatom assemblages to human disturbance: development and testing of a multimetric index for the mid-Atlantic Region (USA). In Simon, T. P. (ed.), Biological Response Signatures: Indicator Patterns using Aquatic Communities. CRC, Boca Raton, FL: 445-480.

GALAT, D. L. & LIPKIN, R. 2000. Restoring ecological integrity of great rivers: historical hydrographs aid in defining conditions for the Missouri River. Hydrobiologia 422/423: 29-48.

GANASAN, V. & HUGHES, R. M. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Klan and Kshipra (Madhya Pradesh), India, *Freshwater Biology* 40: 367-383.

GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W. A. & CUMMINS, K. W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land and water. *BioScience* 41: 540-551.

GREGORY, S. V.; BOYER, K. & GURNELL, A. 2003. The Ecology and Management of Wood in World Rivers. American Fisheries Society Symposium 37, Bethesda, Maryland.

GROSSMAN, G. D. & FREEMAN, M. C. 1987. Microhabitat use in a stream fish assemblage. *Journal Zoological of London* 212: 151-176.

GUTIERREZ, M. A. R. 1994. *Utilizacion de la Ictiofauna como Indicadora de la Integridad Biotica de los Rios Guache y Guanare, Estado Portuguesa, Venezuela.* M.Sc. Thesis, Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales "Ezequiel Zamora,"Guanare, Venezuela.

HARRIS, J. H. 1995. The use of fish in ecological assessments. Australian Journal of Ecology 20: 65-80.

HELFMAN, G. S.; COLLETTE, B. B. & FACEY, D. E. 2000. *The diversity of fishes.* Massachusetts, Blackwell Sci.

HILL, B. H.; HERLIHY, A. T.; KAUFMANN, P. R.; STEVENSON, R. J.; MCCORMICK, F. H. & JOHNSON, C. B. 2000. The use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 50-67.

HOCUTT, C. H.; JOHNSON, P.N.; HAY, C. & VAN ZYL, B. J. 1994. Biological basis of water quality assessment: the Kavango River, Namibia, *Regue Hidrobiologique Tropicale* 27: 361-384.

HUGHES, R. M.; LARSEN, D. P. & OMERNIK, J. M. 1986. Regional reference sites: a method for assessing stream pollution. *Environmental Management* 10: 629-635.

HUGHES, R. M. & GAMMON, J. R. 1987. Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon, *Transactions of the American Fisheries Society* 116: 196-209.

HUGHES, R. M. 1994. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In: Davis, W. S. & Simon, T.P. (eds.), Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planing and Decision Making. C. R. C. Press, Boca Raton. FL: 31-47.

HUGHES, R. M. & OBERDORFF, T. 1998. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada. In Simon, T. P. (ed.), Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources using Fish Communities. CRC, Boca Raton, FL:79-93.

HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; HERLIHY, A. T.; KINCAID, T. M.; REYNOLDS, L. & LARSEN, D. P. 1998. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 1618-1631.

HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; HERLIHY, A. T.; INTELMANN, S. S.; CORBETT, S. C.; ARBOGAST, M. C. & HJORT, R. C. 2002. Electrofishing distance needed to estimate fish species richness in raftable Oregon Rivers. *North American Journal of Fisheries Management* 22: 1229-1240.

HUGHES, R. M.; HOWLIN, S. & KAUFMANN, P. R. 2004. A biointegrity index for coldwater streams of western Oregon and Washington. *Transactions of the American Fisheries Society* 133:1497-1515.

HUGUENY, B.; CAMARA, S.; SAMOURA, B. & MAGASSOUBA, M. 1996. Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a West African river. *Hydrobiologia* 331:71-78.

JOHNSON, B. L.; RICHARDSON, W. B. & NAIMO, T. J. 1995. Past, present, and future concepts in large river ecology. How rivers function and how humam activities influence river processes. *Bioscience* 45: 134-141.

KARR, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6): 21-27.

KARR, J. R.; TOTH, L. A. & DUDLEY, D. R. 1985a. Fish communities of midwestern rivers: a history of degradation. *BioScience* 35: 90-95.

KARR, J. R.; HEIDINGER, R. C. & HELMER, E. H. 1985b. Effects of chlorine and ammonia from wastewater treatment facilities on biotic integrity. *Journal Water Polluted Control Fed.* 57: 912-915.

KARR, J. R. & CHU, E. W. 1999. Restoring life in running waters: better biological monitoring. Island Press, Covelo, CA.

KARR, J. R & SCHLOSSER, I. J. 1978. Water resources and the land-water interface. *Science* 201: 229-234.

KARR, J. R.; FAUSCH, K. D.; ANGERMEIER, P. L.; YANT, P. R. & SCHLOSSER, I. J. 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication v. 5, 28 p.

KARR, J. R. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology* 41: 221-234.

KAUFMANN, P. R.; LEVINE, P.; ROBISON, E. G.; SEELIGER, C. & PECK. D. V. 1999. Quantifying physical habitat in wadeable streams. EPA/620/R-99/003. U. S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon.

KERANS, B. L. & KARR, J. R. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications* 4: 768-785.

KLAUDA, R.; KAZYAK, P.; STRANKO, S.; SOUTHERLAND, M.; ROTH, N. & CHAILLOU, J. 1998. Maryland Biological Stream Survey: a state agency program to assess the impact of anthropogenic stresses on stream habitat quality and biota. *Environmental Monitoring and Assessment* 51: 299-316.

KLEMM, D. J.; BLOCKSOM, K. A.; FULK, F. A.; HERLIHY, A. T.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; PECK, D. V.; STODDARD, J. L.; THOENY, W. T. & GRIFFITH, M. B. 2003. Development and evaluation of a macroinvertebrate biotic integrity index (MBII) for regionally assessing mid-Atlantic Highlands streams. *Environmental Management* 31: 656-669.

LABHID (Laboratório de Hidrologia e Estudos de Meio Ambiente/COPPE/UFRJ) (2000). Programa de Mobilização Participativa e Estratégias de Aplicação (PPG Estratégias de Aplicação (PPG-RE-023-R0). Rio de Janeiro: Projeto Preparatório para o Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Paraíba do Sul para SRH/MMA, CEIVAP, UNESCO, Banco Mundial/Governo do Japão. Fevereiro.

LABHID (Laboratório de Hidrologia e Estudos de Meio Ambiente/COPPE/UFRJ) (2000). Implementação do Programa de Mobilização Participativa na Bacia do Rio Paraíba do Sul (PPG-RE-049-R0). Rio de Janeiro: Projeto Preparatório para o Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Paraíba do Sul para SRH/MMA, CEIVAP, UNESCO, Banco Mundial/Governo do Japão. Agosto.

LAMMERT, M. & ALLAN, J. D. 1999. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management* 23: 257-270.

LOWE-MCCONNELL, R.H. 1999. *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais.* Editora: Universidade de São Paulo, São Paulo, 535 p.

LYONS, J.; NAVARRO-PEREZ, S.; COCHRAN, P. A.; SANTANA C. E. & GUZMAN-ARROYO, M. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservatin of streams and rivers in west-central Mexico. *Conservation Biology* 9: 569-584.

LYONS, J.; PIETTE, R. R. & NIERMEYER, K. W. 2001. Development, validation and application of a fish-based index for biotic integrity for Wisconsin's large warmwater rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 130: 1077-1094.

MACCORMICK, F. H.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; PECK, D. V.; STODDARD, J. L. & HERLIHY, A. T. 2001. Development of an index of biotic integrity for the Mid-Atlantic Highlands region. *Transactions of the American Fisheries Society* 130: 857-877.

MARENGO, J. A. & ALVES, L. M. 2005. Tendências hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Meteorologia* 20: 215-226.

MARSH-MATTHEWS, E & MATTHEWS, W. J. 2000. Geographic, terrestrial and aquatic factors: which most influence the structure of stream fish assemblages in the Midwestern United States? *Ecology of Freshwater Fish* 9: 9-21.

MATTHEWS, W. J. 1998. Patterns in freshwater fish ecology. New York: Chapman and Hall (and reprinted 1998 by Kluwer Academic Press).

MEADOR, M. R. & GOLDSTEIN, R. M. 2003. Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. *Environmental Management* 31: 504-517.

MEADOR, M. R.; CUFFNEY, T. F. & GURTZ, M. E. 1993. Methods for sampling fish communities as part of the National Water Quality Assessment Program. Open File Report 93-104. U. S. Geological Survey. Raleigh, North Carolina.

MEIRE, P. M. & DEREU, J. 1990. Use of the abundance/biomass comparison method for detecting environmental stress: some considerations based on intertidal marozoobenthos and bird communities. *Journal of Applied Ecology* 27: 210-223.

METCALFE, J. L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution* 60: 101-139

MOERKE, A. H. & LAMBERTI, G. A. 2006. Scale-dependent influences on water quality, habitat, and fish communities in streams of the Kalamazoo River Basin, Michigan (USA). *Aquatic Sciences* 68: 193-205.

NOBLE, R. A. A.; COWX, I. G.; GOFFAUX, D. & KESTEMONT, P. 2007. Assessing the health of European rivers using functional ecological guilds of fish communities: standardizing species classification and approaches to metric selection. *Fisheries Management and Ecology* 14: 381-392.

NOSS, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.

OBERDORFF, T. & HUGHES, R. M. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia* 228:117-130.

OBERDORFF, T & PORCHER, J. P. 1994. An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters. Aquaculture 119: 219-235.

OBERDORFF, T. 1996. Réseau Hydrobiologique et Piscicole. Synthese des Données 1995 sur le Bassin Seine Normandie. Final report to the Agence de I'Eau Seine-Normandie, Conseil Supérieur de la Pêche. Compiegne, France.

OMERNIK, J.J. 1987. Ecoregions of the conterminous United States, *Annals of the Association of American Geographers.* 77: 118 – 125.

OMERNIK, J.J. & GALLANT, A.L. 1990. Defining regions for evaluating environmental resources, In: BETHESDA, Md. (Ed.). *Global natural resource monitoring and assessments-Preparing for the 21st century.* American Society of Programmetry and Remote Sensing. p. 936-947.

OSBORNE, L. L. & KOVACIC, D. A. 1993. Riparian buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29: 243-258.

PALMER, R. & O'KEEFE, J. 1990. Transported material in a small river with multiple impoundments. *Freshwater Biology* 24: 563-575.

PECK, D. V.; AVERILL, D. K.; LAZORCHAK, J. M. & KLEMM, D. J. 2004. Western pilot study: field operations and methods for non-wadeable rivers and streams. U. S. Environmental Protection Agency. Corvallis, Oregon.

PEGG, M. A. & PIERCE, C. L. 2002. Fish community structure in the Missouri and Lower Yellowstone rivers in relation to flow characteristics. *Hydrobiologia* 479: 155–167.

PFEIFFER, W. C.; FISZMAN, M.; MALM, O. & AZCUE, J. M. 1986. Monitoring heavy metals pollution by the critical pathway analysis in the Paraiba do Sul river. *Science of The Total Environment* 58: 73-79.

PINTO, B. C. T.; ARAUJO, F. G. & HUGHES, R. M. 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia* 556: 69-83.

PINTO, B. C. T. & ARAÚJO, F. G. 2007. Assessing of biotic integrity of the fish community in a Heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology 50: 489-502.

PLAFKIN, J. L.; BARBOUR, M. T.; PORTER, K. D.; GROSS, S. K. & HUGHES, R. M. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. EPA/444/4-89-001. U. S. Environmental Protection Agency. Washington, DC.

PRINGLE, C. M.; FREEMAN, M. C. & FREEMAN, B. J. 2000. Regional effects of hydrologic alterations on riverine macrobiota in the new world: tropical-temperate comparisons. *BioScience* 50: 807-823.

RADAMBRASIL 1983. Folhas SF 23/24 Rio de Janeiro/Vitória; levantamento de recursos naturais: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da Terra. Rio de Janeiro, 32: 780 p.

REICE, S. R. 1994. Nonequilibrium determinants of biological community structure. *American Science* 82: 424-435.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O. & FERRARIS, C. J. 2003. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre, Edipucrs, 742p.

REYNOLDS, L.; HERLIHY, A. T.; KAUFMANN, P. R.; GREGORY, S. V. & HUGHES, R. M. 2003. Electrofishing effort requirement for assessing species richness and biotic integrity in western Oregon streams. *North American Journal of Fisheries Management* 23: 450-461.

RICHARDS, C.; JOHNSON, L. B. & HOST, G. E. 1996. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53 (Suppl. 1): 295-310.

ROSET, N.; GRENOUILLET, G.; GOFFAUX, D.; PONT, D. & KESTEMONT, P. 2007. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries Management and Ecology* 14: 393-405.

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

ROTH, N. E.; SOUTHERLAND, M. T.; CHAILLOU, J. C.; KAZYAK, P. F. & STRANKO, S. A. 2000. Refinement and Validation of a Fish Index of Biotic Integrity for Maryland Streams. *Chesapeake Bay and Watershed Programs Monitoring and Non-Tidal Assessment CBWP-MANTA-EA-00.* Maryland.

SCHLEIGER, S. L. 2000. 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* 129: 1118-1133.

SCOTT, M. C., & HALL, L. W. JR. 1997. Fish Assemblages as Indicators of Environmental Degradation in Maryland Coastal Plain Streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 126: 349-359.

SEDELL, J. R.; RICHEY, J. E. & SWANSNN, F. J. 1989. The river continuum concept: a basis for the expected ecosystem behavior of very large rivers? *Canadian Special Publications in Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 49-55.

SIMON, T. P. & LYONS, J. 1995. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resourse Planning and Decision Making (eds W.S. Davis and T. P. Simon), pp. 245-262. Lewis Press, Boca Raton, FL.

SIMON, T. P. & SANDERS, R. E. 1999. Applying an index of biotic integrity based on great river fish communities: considerations in sampling and interpretation. In: Simon, T. P. (ed.) *Assessment approaches for estimating biological integrity using fish assemblages.* Boca Raton, Florida: CRC Press, pp. 475-505.

SNYDER, C. D.; YOUNG, J. A.; VILLELLA, R. & LEMARIE, D. P. 2003. Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. *Landscape Ecology* 18: 647-664.

STATZNER, B.; BIS, B.; DOLEDEC, S. & USSEGLIO-POLATERA, P. 2001. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition on invertebrate communities in European running waters. *Basic Application Ecology* 2: 73-85.

STEEDMAN, R. J. 1988. Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 492-501.

SULLIVAN, S. M. P.; WATZIN, M. C. & HESSION, W. C. 2006. Influence of stream geomorphic condition on fish communities in Vermont, U.S.A. *Freshwater Biology* 51: 1811-1826.

TEJERINA-GARRO, F. L.; MÉRONA, B.; OBERDOR, T. & HUGUENY, B. 2006. A fish-based index of large river quality for French Guiana (South America): method and preliminary results. *Aquatic Living Resource* 19: 31–46.

THÉVENET, A. & STATZNER, B. 1999. Linking fluvial fish community to physical habitat in large woody debris: sampling effort, accuracy and precision. Archives Hydrobiologia 145: 57-77.

TOHAM, A. K. & G. G. TEUGELS. 1999. First data on an Index of Biotic Integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. *Hydrobiologia* 397: 29-38.

VAN SICKLE, J.; BAKER, J.; HERLIHY, A.; BAYLEY, P.; GREGORY, S.; HAGGERTY, P.; ASHKENAS, L. & LI, J. 2004. Projecting the biological condition of streams under alternative scenarios of human land use. *Ecological Applications* 14: 368-380.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.

VERDONSCHOT, P. F. M. 2000. Integrated ecological assessment methods as a basis for sustainable catchment management. *Hydrobiologia* 422/423: 389-412.

WAITE, I. R. & CARPENTER, K. D. 2000. Associations among fish assemblage structure and environmental variables in Willamette Basin streams, Oregon. *Transactions of the American Fisheries Society* 129: 754-770.

WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P. & GATTI, R. 1997. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries* 22(6): 6-12.

WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P.; BANNERMAN, R. & EMMONS, E. 2000. Watershed urbanization and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams. *Journal of the American Water Resources Association* 36: 1173-1189.

WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P. & BANNERMAN, R. 2001.Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environmental Management* 28: 255-266.

WARD, J. V. & STANFORD, J. A. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In Dynamics of lotic ecosystems. Fontaine T. D. Bartell S. M (eds). Ann Arbor Science Publishers: Ann Arbor, MI: 29-42.

WELCOMME, R.L. 1985. River Fisheries. *FAO Fish. Tech. Pap***.** 262:1-330.

WILEY, M. J. OSBORNE, L. L. & LARIMORE, R. W. 1990. Longitudinal structure of an agricultural prairie river system and its relationship to current stream ecosystem theory. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Science* 47: 373-384.

WITKOWSKI, A. 1992. Threats and protection of freshwater fishes in Poland. *Netherlands Journal of Zoology* 4: 243-259.

YODER, C. O.; SMITH, M. A.; ALSDORF, B. J.; ALTFATER, D. J.; BOUCHER, C. E.; MILTNER, R. J.; MISHNE, D. E.; RANKIN, E. T.; SANDERS, R. E. & THOMA, R. F. 2005. Changes in fish assemblage status in Ohio's non-wadeable rivers and streams over two decades. In Rinne, J. N.; Hughes, R. M. & Calamusso, B. (eds), Historical Changes in Large River Fish Assemblages of the Americas. American Fisheries Society Symposium 45: Bethesda, MD: 399-429.

7 APÊNDICE

Apêdice 1. Taxa, estrutura trófica, sensibilidade das espécies a degradação ambiental, microhabitat dos peixes amostrados ao longo do rio principal e dos maiores tributários da bacia do rio Paraíba do Sul, 2001/2006. Estrutura trófica: onívoros (O), carnívoros (C), invertívoros (INV), herbívoros (H), iliofagos (IL). Sensibilidade: tolerante (T), sensível (S). Micro habitat: coluna d'água (WC), sub-superfície (S), bentônicos (B). Espécies listadas conforme REIS et al. (2003). * espécies introduzidas ** espécies marinhas.

Espécie	Estrutura Trófica	Sensibilidade	Microhabitat
*Elops saurus***	C	T	WC
*Anchoviella lepidentostole***	INV	S	WC
Lycengraulis grossidens **	C	S	WC
Abramites hypselenotus *	O	T	WC
Leporinus conirostris	H	S	WC
Leporinus copelandii	H	S	WC
Leporinus mormyrops	H	S	WC
Leporinus sp	H	S	WC
*Metynnis maculatus**	O	S	WC
Astyanax bimaculatus	O	T	WC
Astyanax paraybae	O	T	WC
Astyanax giton	O	T	WC
Astyanax scabripinnis	INV	S	WC
Astyanax sp1	O	T	WC
Astyanax sp2	O	T	WC
Deuterodon sp1	INV	S	WC
Deuterodon sp2	INV	S	WC
Brycon insignis	H	S	S
Brycon sp	H	S	S
Hyphessobrycon bifasciatus	INV	S	S
*Hyphessobrycon eques**	INV	S	S
Hyphessobrycon reticulatus	INV	S	S
Oligosarcus hepsetus	C	T	WC
Probolodus heterostomus	O	T	WC
*Salminus brasiliensis**	C	S	WC
Characidium sp	H	S	B
Characidium alipioi	H	S	B
Hoplias malabaricus	C	T	WC
Hoplieritrynus unitaeniatus	C	S	WC
Prochilodus lineatus	IL	T	WC
Prochilodus vimboides	IL	T	B
Cyphocharax gilberti	IL	S	WC
Glanidium albescens	O	S	B
Trachelyopterus stricatulus	INV	S	B
*Genidens genidens***	C	T	B
Pimelodus maculatus	O	T	B
Pimelodus fur	O	T	B
Pimelodus sp	O	T	B
Pimelodella eigenmanni	O	S	B
Rhamdia quelen	C	T	B

Rhamdia sp1	C	T	B
Rhamdia sp2	C	T	B
Taunayia bifasciata	INV	S	B
Callichthys callichthys	O	S	B
Corydoras nattereri	O	T	B
Hoplosternum littorale	O	T	B
*Clarias gariepinus***	O	T	B
Hemipsilichthys gobio	IL	S	B
Hypostomus affinis	IL	T	B
Hypostomus aurogutatus	IL	T	B
Hypostomus punctatus	IL	S	B
Hypostomus sp1	IL	T	B
Hypostomus sp2	IL	T	B
Loricariichthys castaneus	IL	S	B
Harttia loricariformes	IL	S	B
Pogonopoma parahybae	IL	S	B
Rineloricaria cf. *lima*	IL	T	B
Rineloricaria steidachneri	IL	T	B
Rineloricaria sp	IL	T	B
Neoplecostomus variipictus	INV	S	B
Trichomycterus sp1	INV	S	B
Trichomycterus sp2	INV	S	B
Gymnotus cf. *carapo*	INV	T	WC
Eigenmannia virescens	INV	S	WC
Phalloceros caudimaculatus	O	T	S
*Poecilia reticulate**	O	T	S
Poecilia vivipara	O	T	S
Synbranchus marmoratus	C	S	WC
Aequidens sp	O	T	WC
*Cichla monoculus **	C	S	WC
Crenicichla lacustris	C	S	WC
Australoheros cf. *facetum*	O	S	WC
Australoheros sp	O	S	WC
Geophagus brasiliensis	O	T	WC
*Tilapia rendalli**	O	T	WC
*Oreochromis niloticus**	O	T	WC
Tilápia hibrida*–*T. rendalli vs O. niloticus*	O	T	WC
*Centropomus parallelus***	C	S	
*Centropomus undesimalis***	C	S	
*Mugil curema***	IL	T	B
*Mugil liza***	IL	T	B
*Polycentrus schomburgkii***	C	S	B
Pachiurus adspersus	C	S	B
Plagioscion squamosissimus	INV	S	B
*Caranx latus***	C	S	
*Caranx crysos***	C	S	
Awaous tajasica	IL	S	B
*Trinectes paulistanus***	INV	T	B
*Citharichthys spilopterus***	INV	T	B

CAPÍTULO III

Influências regionais e locais sobre a estrutura das assembléias de peixes em riachos da bacia do rio Paraíba do Sul.

RESUMO

A estrutura das assembléias de peixes é governada por fatores locais e regionais, com os últimos podendo influenciar nas condições ambientais locais ou através da topologia do rio. Foram examinados efeitos de fatores ecoregionais e varáveis locais do habitat e físico-químicas sobre a distribuição e estrutura das assembléias de peixes em riachos da bacia do rio Paraíba do Sul, no sudeste do Brasil. As espécies de peixes e dados ambientais foram coletadas em 42 locais de 26 riachos de primeira a quarta ordem de quatro ecoregiões. Os locais foram distribuídos em duas ecoregiões de planaltos e duas de vale, em altitudes de 40-1080 m, e distâncias de 0,1-188 km do canal principal do rio Paraíba do Sul. As variáveis do habitat (substrato, vegetação riparia, tipos de mesohabitats) e físico-químicas (oxigênio dissolvido, pH, temperatura e condutividade) foram medidas em cada local de amostragem. Um total de 2.684 indivíduos foi coletado, distribuídos em 16 famílias e 59 espécies. As assembléias de peixes diferiram em função das ecoregiões, da altitude, e em menor importância, da distância do canal principal, pois apenas os locais distanciados > 8 km do canal principal do rio diferindo significativamente dos locais próximos (<2 km) ao canal principal do rio Paraíba do Sul. Diferenças nas características da paisagem foram associadas com diferenças do habitat físico e com as variáveis físico-químicas, e portanto, com diferenças na estrutura das assembléias de peixes. Corredeiras, arbustos, gramíneas, oxigênio dissolvido, condutividade e temperatura foram proximamente relacionadas à estrutura das assembléias de peixes. As assembléias de peixes nos locais mais distantes do canal principal e nas altas altitudes também diferiram daquelas próximas ao canal principal do rio Paraíba do Sul, provavelmente como um resultado de diferentes graus de isolação e influências antropogênicas.

Palavras chaves: Tributários, análise da paisagem, habitat, assembléias de peixes, trópicos.

ABSTRACT

Fish assemblage structure is governed by both proximal and distal factors because the latter may act to generate local environmental conditions or through river topology. We examined effects of ecoregional factors and local physicochemical variables on the species distribution and structure of fish assemblages in streams of the Paraíba do Sul basin, in southeast Brazil. Fish and environmental data were collected from 42 sites in 26 first through fourth order streams in four ecoregions. The sites occurred in two plateau and two valley ecoregions at altitudes of 40-1080 m and distances of 0.1-188 km from the main channel of the Rio Paraíba do Sul. Physicochemical variables (substrate, riparian cover, habitat types, dissolved oxygen, pH, temperature, and conductivity) were measured at each sampling site. A total of 2,684 individuals in 16 families and 59 species were recorded. Fish assemblages differed with ecoregion, altitude, and, to a lesser extent with distance from the main channel, because only sites > 8 km from main river differed significantly from sites near the main river (< 2 km). Differing landscape characteristics were associated with differing physicochemistries and thereby with differing fish assemblage structures. Riffles, shrub, grass, dissolved oxygen, conductivity and temperature were closely related to fish assemblage structure. Fish assemblages in sites far from the main river and at higher elevations also differed from those near the Paraíba do Sul main channel, presumably as a result of differing degrees of isolation and anthropogenic influence.

Key words: Tributaries, landscape analysis, habitat, fish assmemblage, tropics.

1 INTRODUÇÃO

Estudos da variabilidade das assembléias de peixes em riachos localizados em uma mesma bacia hidrográfica são fundamentais para o entendimento funcional destes sistemas (FIALHO et al. 2007). Típicas regiões biogeográficas apresentam diferentes biotas, como um resultado de processos aleatórios de colonização e extinção (RICKLEFS 1987). Neste contexto, comparações das assembléias de peixes de diferentes ecoregiões em uma bacia hidrográfica aumentariam o entendimento da importância dos fatores geográficos, ecoregionais e locais na distribuição dos peixes em riachos (JACKSON & HARVEY 1989; HUGHES et al. 2006).

Muitos estudos têm se esforçado para quantificar a importância dos fatores abióticos na determinação de padrões das assembléias de peixes em riachos, geralmente enfatizando a importância da estrutura dos habitats (GORMAN & KARR 1978; GROSSMAN et al. 1998; VALÉRIO et al. 2007; FIALHO et al. 2008). As espécies ou assembléias de peixes podem apresentar diferenças entre microhabitats (CHIPPS et al. 1994; VADAS & ORTH 2000). A complexidade de habitat pode suportar uma maior diversidade de assembléia de peixes e prover refugio dos predadores e das condições ambientais desfavoráveis (GORMAN & KARR 1978; SCHLOSSER 1995). No entanto, segundo CHIPPS et al. (1994) e MARTIN-SMITH (1998) as espécies de peixes podem mostrar preferências distintas para os diferentes tipos de habitats, aumentando as diferenças entre as assembléias de peixes. Adicionalmente, diferentes assembléias de peixes têm sido identificados entre os mesohabitats (corredeiras, rápidos e remansos) e podem representar adaptações a esses ambientes (MARTIN-SMITH 1998; MUHLFELD et al. 2001; EROS et al. 2003). Tais microhabitats são caracterizados por diferenças em profundidade, velocidade da água e turbulência. CHIPPS et al. (1994) e LAMMERT & ALLAN (1999) afirmam que em alguns ambientes o substrato dominante de um determinado local se correlacionam com o tipo de mesohabitat, o qual é altamente correlacionado com espécies de peixes. Além das influências dos habitats sobre as assembléias de peixes, outros estudos têm verificado as influências de fatores físico-químicos locais, tais como, oxigênio dissolvido, pH, condutividade, e temperatura da água na estrutura das assembléias de peixes (MATTHEWS et al. 1992; KILGOUR & BARTON 1999; OSTRAND & WILDE 2002). As relações destas variáveis ambientais locais com as assembléias de peixes podem prover um discernimento entre os padrões relatados ao habitat e a fatores limitando a ocorrência das assembléioas de peixes nas diferentes ecoregiões.

A estrutura de habitats e assembléias de peixes associadas de um riacho são determinadas pelas características climáticas, geológicas, geomorfológicas, de altitude, tipos de vegetação e outras características ao longo da bacia hidrográfica (FRISSELL et al. 1986). Estas características também caracterizam e definem as ecoregiões (OMERNIK 1987; OMERNIK & GALLANT 1990). Cada vez mais os fatores ambientais regionais são considerados reguladores primários da estrutura das assembléias locais (HUGHES et al. 1987; HUGHES & GAMMON 1987; MARET et al. 1997; MONTGOMERY 1999; MARSH-MATTHEW & MATTHEWS 2000; ROTH et al. 1996; WALTERS et al. 2003; VALÉRIO et al. 2007; FIALHO et al. 2007). Outros estudos têm indicado que a proximidade de tributários a largos rios também influenciam a riqueza e os tipos das espécies presentes (OSBORNE & WILEY 1992; HITT et al. 2006).

Adicionalmente, consideráveis variabilidades nos ecossistemas aquáticos podem ocorrer como um resultado de alterações regionais e locais produzidas pelo homem (e.g. construção de represas, desmatamento, descargas de contaminantes), levando a mudança nas assembléias de peixes (KOUAMÉLAN et al. 2003; MESQUITA et al. 2006; SULLIVAN et al. 2006) e declínio de populações naturais (SCOTT & HALL 1997; SMITH et al. 1999; MOERKE & LAMBERTI 2006).

Provavelmente, as assembléias de peixes são estruturadas pelo sistema hierárquico de filtros ambientais, com fatores regionais tendo dominantes efeitos sobre assembléias em amplas escalas espaciais, e os fatores locais tendo um grande papel em pequenas escalas espaciais (JACKSON & HARVEY 1989; TONN 1990; POFF 1997; JACKSON et al. 2001). Entretanto a importância relativa dos fatores locais também parece a variar com o grau de deteriorações antropogênicas (WANG et al. 2006).

O principal objetivo desse capítulo é avaliar a estrutura das assembléias de peixes em tributários da bacia do rio Paraíba do Sul, para determinar o grau em que características regionais (ecoregiões, altitude, clima, geomorfologia, distância do canal principal) e locais (variáveis físico-químicas e estrutura de habitats) influenciam as assembléias de peixes.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudos

O rio Paraíba do Sul percorre uma das mais importantes regiões industriais do Brasil, percorrendo diferentes regiões com áreas que sofreram intenso uso da terra nos últimos quatro séculos. O canal principal, com uma extensão de 1080 km, apresenta-se ao longo de seu percurso pobre qualidade da água, pobre cobertura riparian e degradado habitats (PINTO et al. 2006). Por outro lado, vários de seus tributários drenam áreas de pequena densidade populacional e uso da terra pelo homem. As principais alterações antropogênicas destes riachos são as perdas de floresta por áreas de pastagens. Diferenças na geomorfologia, no clima e na altitude definem quatro regiões (ecoregiões) que compõem a maior parte da paisagem dos 57.000 km^2 da bacia do rio Paraíba do Sul (Tabela 1).

Tabela 1. Características das quatro ecoregiões na bacia do rio Paraíba do Sul (adaptada do RADAMBRASIL 1983). PB – Planalto da Bocaina; PI – Planalto de Campos do Jordão e Itatiaia; MV – Médio Vale Rio Paraíba do Sul; BV – Baixo Vale Rio Paraíba do Sul).

Ecoregiões	Código	Localização e Características
Planalto da Bocaina	**PB**	Riachos localizados na Serra do Mar (3.696 km^2), em um bloco montanhoso saliente, com altitudes em torno de 1800 m acima do nível do mar. Clima superúmido e pluviosidades > 200 cm.
Planalto Campos de Jordão/Itatiaia	**PI**	Riachos localizados em Montanhas da Mantiqueira Meridional (13.176 km^2) ao longo da margem esquerda do rio Paraíba do Sul, em altitudes entre 900 a 2.787 m, e com pluviosidade média de 175 cm.
Médio Vale Rio Paraíba do Sul	**MV**	Riachos localizados em regiões de vale (7.364 km2) formadas por depressões tectônicas e sucessivos processos de erosão e de deposição, em altitudes na faixa de 500 a 600 m acima do nível do mar. Clima subúmido a úmido e com pluviosidade de 150 cm.
Baixo Vale Rio Paraíba do Sul	**BV**	Localizado na parte baixa da bacia hidrográfica (12.228 km^2), formadas por um conjunto de falhas, fraturas e processos erosivos, em altitudes de 0 a 400 m. Clima úmido a subúmido médio, e com pluviosidade média de 150 cm.

A distância dos locais de amostragem nos riachos até o canal principal do rio Paraíba do Sul foi determinado de mapas topográficos digitais com escala de 1: 50.000 usando o programa CADMAPS.

2.2 Amostragem de peixes

Foram amostrados 42 locais (ao longo de 100 metros e largura de 2-5 metros) em 26 riachos de primeira a quarta ordem. Dezenove locais foram localizados em PB, três locais em PI, nove locais em MV e 11 locais em BV (Tabela 2). Os peixes foram coletados em 2002-2006, no período de inverno (seco), quando o fluxo dos riachos são mais estáveis. Foram utilizados vários equipamentos de pesca (picaré, tarrafas, peneiras e pesca elétrica) em áreas com profundidades de 0.7 – 1.5 m. Foram realizadas lances de tarrafas (2 m de diâmetro, com malhas de 2 a 3 cm), peneiradas (80 cm de diâmetro, com malhas de 1 mm), picaré (10 m x 2 m, com malhas de 5 mm) durante 1 hora, em uma extensão de aproximadamente 100 metros. As tarrafadas foram feitas em locais de remanso ao longo do trecho amostrado. O picaré foi feito por duas pessoas ao longo das margens do riacho. A peneira foi usada nas margens com macrofitas por uma pessoa. Três passagens de pesca elétrica (adaptado de MAZZONI et al. 2000) foram realizadas por três pessoas durante cerca de uma hora em todos os mesohabitats ao longo do trecho amostrado. Seguindo a metodologia aplicada por WHITTIER et al. (1997), GANASAN & HUGHES (1998) e BOZZETTI & SCHULZ (2004), os peixes capturados pelos diferentes equipamentos de pesca, de cada local amostrado, foram somados em um único valor, definindo desta forma, a unidade de esforço amostral.

2.3 Tratamento estatístico

Foi realizada uma análise de similaridade monofatorial (ANOSIM; CLARKE 1993) sobre os dados de abundância dos peixes, a fim de testar se ocorreram diferenças significativas na estrutura das assembléias de peixes entre as ecoregiões (PB, PI, MV, BV), grupos de altitudes (>800 m, 601-800 m, 301-600 m, <300 m) e de distância dos locais nos riachos até o canal principal do rio Paraíba do Sul (>8 km, 4-8 km, 2-3,9 km, <2 km) . Todos os dados de abundância foram transformados pela raiz quarta antes da análise ANOSIM (Detalhe da metodologia - ver Capítulo 1, Seção Metodologia).

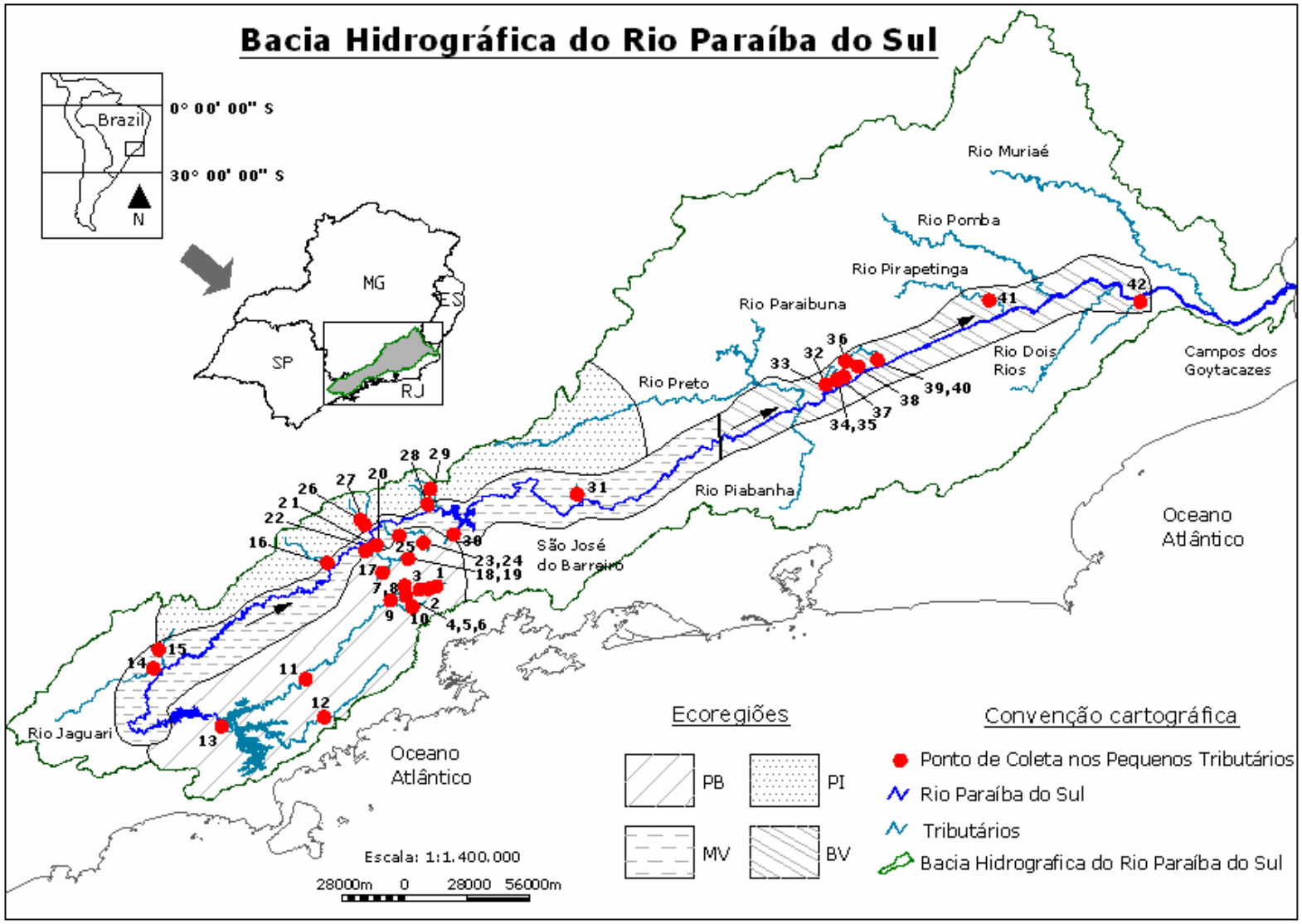


Figura 1. Locais de amostragem em riachos ao longo de 4 ecoregiões da bacia do rio Paraíba do Sul.

Tabela 2. Locais de amostragem (localização em coordenadas geográficas) dos riachos da bacia do rio Paraíba do Sul. Locais codificados por ecoregiões: PB: Planalto da Bocaina; PI: Planalto de Campos do Jordão/Itatiaia; MV: Médio vale Rio Paraíba do Sul; BV: Baixo vale Rio Paraíba do Sul.

Locais de coleta	Ecoregiões	Altitude (m acima do nível do mar)	Distância do canal principal (km)	Coordenadas geográficas
1 Ribeirão Serra	PB	1080	188,22	44º42' 39.24W; 22º 49' 54.18S
2 Paraitinga	PB	960	183,53	44º44' 56.58W; 22º 50' 49.92S
3 Capetinga	PB	990	178,00	44º47' 8.40W; 22º 50' 53.52S
4 Paraitinga	PB	960	167,48	44º51' 3.24W; 22º 52' 13.02S
5 Paraitinga	PB	945	168,00	44°50' 48.12W; 22° 52' 14.52S
6 Paraitinga	PB	938	167,48	44º51' 3.24W; 22º 52' 13.0S
7 Macacos	PB	980	166,44	44º50' 49.02W; 22º 49' 53.10S
8 Macacos	PB	980	166,44	44º50' 49.02W; 22º 49' 53.10S
9 Paraitinga	PB	945	152,48	44°54' 45.66W; 22° 53' 19.68S
10 Mato Dentro	PB	958	173,09	44º49' 03.00W; 22º 54' 57.54S
11 Paraitinga	PB	746	88,58	45°17' 05.58W; 23° 12' 07.05S
12 Paraibuna	PB	643	133,45	45°12' 01.90W; 23° 21' 06.18S
13 Paraibuna	PB	643	8,89	45º39' 56.78W; 23º 23' 31.56S
14 Jaguari	MV	550	2,64	45º55' 41.13W; 23º 09' 50.85S
15 Buquira	MV	588	13,10	45º55' 25.32W; 23º 04' 58.31S
16 Piagui	MV	538	0,99	45º10' 35.76W; 22º 46' 18.00S
17 Bravo	PB	824	5,45	44º56' 40.62W; 22º 46' 38.22S
18 Bocaina	PB	700	34,08	44º50' 12.70W; 22º 43' 6.30S
19 Bocaina	PB	550	34,08	44º50' 12.70W; 22º 43' 6.30S
20 Ribeirão Sapé	MV	540	3,22	44º57' 9.00W; 22º 39' 17.00S
21 Bocaina	MV	550	0,13	45º00' 19.98W; 22º 39' 20.47S
22 Minhoca	MV	546	0,11	45º00' 34.34W; 22º 39' 42.33S
23 Itagaçaba	PB	679	38,59	44º46' 1.08W; 22º 39' 16.44S
24 Itagaçaba	PB	571	38,59	44º46' 1.08W; 22º 39' 16.44S
25 Itagaçaba	PB	679	16,15	44º52' 5.30W; 22º 37' 40.00S
26 Brejutuba	PI	610	3,54	45º03' 24.86W; 22º 34' 31.65S
27 Passa Vinte	PI	580	7,42	45º01' 40.44W; 22º 34' 45.41S
28 Cruz	MV	510	1,26	44º44' 31.65W; 22º 31' 13.27S
29 Salto	PI	729	14,10	44º43' 52.69W; 22º 26' 43.56S
30 Santana	MV	469	22,82	44º38' 24.18W; 22º 37' 32.1S
31 Peixe	MV	385	0,13	44°05' 56.10W; 22° 29' 40.08S
32 Macuco	BV	350	4,16	43°01' 51.25W; 22° 00' 29.51S
33 Macuco	BV	300	0,17	43º00' 49.74W; 22º 01' 54.86S
34 Tocaia	BV	325	2,15	42°58' 45.85W; 21° 59' 59.26S
35 Tocaia	BV	300	0,09	42°58' 00.93W; 22° 00' 42.14S
36 Areia	BV	330	11,70	42°57' 30.27W; 21° 54' 52.74S
37 Areia	BV	300	0,55	42°56' 33.46W; 21° 59' 51.64S
38 Prata	BV	200	0,21	42°52' 48.78W; 21° 57' 20.15S
39 Peixe	BV	213	3,95	42°48' 05.68W; 21° 54' 52.25S
40 Peixe	BV	200	1,80	42°47' 33.90W; 21° 55' 19.98S
41 Pirapetinga	BV	162	17,63	42º19’ 50.64W; 21º 39' 36.0S
42 Colégio	BV	40	0,42	41º40' 33.84W; 21º 38' 57.24S

A técnica de ordenação NMDS (NonMetric Multidimensional Scaling) também foi aplicada sobre os dados de abundância das espécies para identificar os diferentes grupos (ecoregiões, altitude e distancia dos riachos até o canal principal do rio Paraíba do Sul) e o procedimento analítico SIMPER (SIMPER procedimento em Primer; Primer-E Ltd, 2001), uma rotina que decompõem as similaridades entre os grupos, para calcular e identificar a contribuição de espécie indicadoras através de sua ocorrência relativa em cada grupo identificado pelo NMDS. Através do SIMPER, as espécies que em média mais contribuíram para as assembléias de peixes foram quantificadas e ranqueadas (CLARKE 1993).

Os dados ambientais entre as ecoregiões foram comparados pela ANOVA, seguidos de um teste Tukey "a posteriori". Uma Análise de Componentes Principais (PCA; PIELOU 1984) foi feita sobre a matriz de correlação das variáveis ambientais para detectar possíveis padrões espaciais. Os dados ambientais de temperatura, oxigênio dissolvido, pH e condutividade foram log-transformados, os parâmetros de habitat expressado em percentagem foram transformados em arcsin. Os valores dos componentes em cada eixo > 0,5 foram utilizados para identificar possíveis padrões latentes.

Uma análise de Correspondência Canônica (CCA; TER BRAAK 1986) foi utilizada para detectar padrões na distribuição das espécies e suas relações com os parâmetros ambientais. As setas representam um fator e determina a direção do diagrama, obtida pelo prolongamento das mesmas. A projeção da espécie no eixo mostra sua preferência por maiores ou menores valores para aquele gradiente ambiental (TER BRAAK 1991). A significância estatística de cada variável ambiental foi avaliada por uma permutação do teste de Monte Carlo, utilizando 1000 amostras permutações. Este método de ordenação constitui uma poderosa técnica multivariada, podendo revelar como múltiplas espécies respondem simultaneamente aos fatores ambientais e também pode tornar visível algumas sínteses sobre possíveis gradientes ambientais dos dados ecológicos (TER BRAAK, 1991). A análise do CCA foi realizada usando software CANOCO for Windows, versão 4,5.

3 RESULTADOS

3.1 Estrutura das assembléias de peixes

Foram coletados 2684 indivíduos representando 16 famílias e 59 espécies, incluindo espécies introduzidas (10% do número total de espécies) (Tabela 3). A estrutura das assembléias de peixes variou significativamente entre as ecorregiões (R = 0,46; P = 0,001), com o menor valor de R e substancial sobreposição do NMDS entre as ecoregiões MV e BV, indicando semelhantes assembléias de peixes para as ecoregiões de vale (Tabela 4; Figura 2). Foram encontradas diferenças significativas (R = 0,26; P = 0,001) nas comparações dos grupos de altitude, com exceção para 301-600 metros versus < 300 metros, onde o NMDS indicou uma marcada sobreposição. Não foram detectadas diferenças significativas entre os grupos de distância do canal principal, exceto para os locais com distâncias > 8 km contra locais com distâncias < 2 km do canal principal do rio Paraíba do Sul.

Tabela 3. Espécies de peixes e respectivos códigos em pequenos tributários da bacia do rio Paraíba do Sul no período de 2002-2006. Espécies estão listadas segundo Reis et al. (2003); * = espécies não nativas.

Família Espécies	Código
Família Characidae	
Astyanax bimaculatus (Linnaeus, 1758)	Astbim
Astyanax parahybae Eigenmann, 1908	Astpar
Astyanax intermedius Eigenmann, 1908	Astint
Astyanax giton Eigenmann, 1908	Astgit
Astyanax scabripinnis (Jenyns,1842)	Astsca
Astyanax sp.	Astysp
Deuterodon sp.	Deutsp
**Hyphessobrycon eques* (Steindachner, 1882)	Hypegu
**Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816)	Salbra
Characidium lauroi Travassos, 1946	Chalau
Characidium alipioi Travassos, 1955	Chaali
Characidium sp.	Charsp
Oligosarcus hepsetus (Cuvier, 1829)	Olihep
Probolodus heterostomus Eigenmann, 1911	Prohet
**Metynnis maculatus* (Kner, 1858)	Metmac
Brycon sp.	Brycsp
Família Erythrinidae	
Hoplias malabaricus (Bloch, 1794)	Hopmal
Hoplerythrinus unitaeniatus (Agassiz, 1829)	Hopuni
Família Curimatidae	
Cyphocharax gilbert (Quoy e Gaimard, 1824)	Cypgil
Família Prochilodontidae	
Prochilodus lineatus (Valenciennes, 1836)	Prolin
Família Anostominae	
Leporinus copelandii Steindachner, 1875	Lepcop
Leporinus mormyrops Steindachner, 1875	Lepmor
Leporinus sp.	Leposp
Família Auchenipteridae	
Trachelyopterus striatulus (Steindachner, 1877)	Trastr
Família Pimelodidae	
Pimelodus maculatus La Cepède, 1803	Pimmac
Pimelodus fur (Lütken, 1874)	Pimfur
Família Heptapteridae	
Pimelodella eigenmanni (Boulenger, 1891)	Pimeig
Rhamdia quelen (Quay & Gaimard, 1824)	Rhaque
Imparfinis minutus (Lütken, 1974)	Impmin
Taunayia bifasciata (Eigenmann & Norris, 1900)	Taubif
Família Callichthyidae	
Callichthys callichthys (Linnaeus, 1758)	Calcal
Hoplosternum littorale (Hancock, 1828)	Hoplit
Corydoras nattereri Steindachner, 1877	Cornat
Família Loricariidae	
Hypostomus affinis (Steindachner, 1877)	Hypaff
Hypostomus auroguttatus Kner, 1854	Hypaur

Tabela 3. Continuação.

Hypostomus punctatus Valenciennes, 1840	Hyppun
Harttia loricariformis Steindachner, 1877	Harlor
Rineloriacaria cf. *lima* (Kner, 1953)	Rinlim
Rineloricaria sp. Bleecker, 1862	Rinesp
Neoplecostomus microps (Steindachner, 1877)	Neomic
Neoplecostomus variipictus Bizerril, 1995	Neovar
Hemipsilichthys gobio (Lütken, 1974)	Hemgob
Ancistrus multispinis (Regan, 1912)	Ancmul
Família Trichomycteridae	
Trichomycterus sp. 1	Trisp1
Trichomycterus sp. 2	Trisp2
Trichomycterus sp. 3	Trisp3
Trichomycterus sp. 4	Trisp4
Trichomycterus sp. 5	Trisp5
Família Gymnotidae	
Gymnotus cf. carapo Linnaeus, 1758	Gymcar
Família Sternopygidae	
Eigenmannia virescens (Valenciennes, 1842)	Eigvir
Família Poecilidae	
Phalloceros caudimaculatus (Hensel, 1868)	Phacau
**Poecilia reticulata* (Peters, 1859)	Poeret
Poecilia vivipara Bloch & Schneider, 1801	Poeviv
Família Cichlidae	
Crenicichla lacustris (Castelnau, 1855)	Crelac
Australoheros facetum (Jenyns, 1842)	Ausfac
Geophagus brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1824)	Geobra
**Tilapia rendalli* (Boulenger, 1897)	Tilren
**Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758)	Orenil
Família Centropomidae	
Centropomus parallelus Poey, 1860	Cenpar

Tabela 4. Valores de R-statistístico e seus níveis de significância para comparações pareadas da estrutura das assembléias de peixes entre ecoregiões (PB: planalto da Bocaina; PI: planalto de Campos do Jordão/Itatiaia; MV: Médio Vale Rio Paraíba do Sul; BV: Baixo Vale Rio Paraíba do Sul), altitudes, e distâncias do canal principal. GL = Gral de Liberdade.

Ecoregiões	**(R Global: 0.46**)**	**GL**	***P***
PB; PI	0.72**	2	0.002
PB; MV	0.38**	8	0.003
PB; BV	0.52**	10	0.001
PI; MV	0.77**	2	0.005
PI; BV	0.86**	2	0.003
VM; BV	0.14*	8	0.036
Altitudes (m)	**(R Global: 0.26**)**	**GL**	***P***
> 800; 601-800	0.26**	7	0.011
> 800; 301-600	0.29**	10	0.001
> 800; < 300	0.75**	7	0.001
601-800; 301-600	0.16ns	7	0.054
601-800; < 300	0.37**	7	0.002
301-600; < 300	-0.10ns	7	0.840
Distâncias do canal principal(km)	**(R Global: 0.19**)**	**GL**	***P***
> 8; 2-3,9	0.07ns	4	0.325
> 8; < 2	0.29**	10	0.001
> 8; 4-8	0.11ns	2	0.251
2-3,9; < 2	0.27ns	4	0.058
2-3,9; 4-8	-0.22ns	2	0.929
< 2; 4-8	0.30ns	2	0.107

ns = não significante; ∗P < 0.05; ∗∗P < 0.01

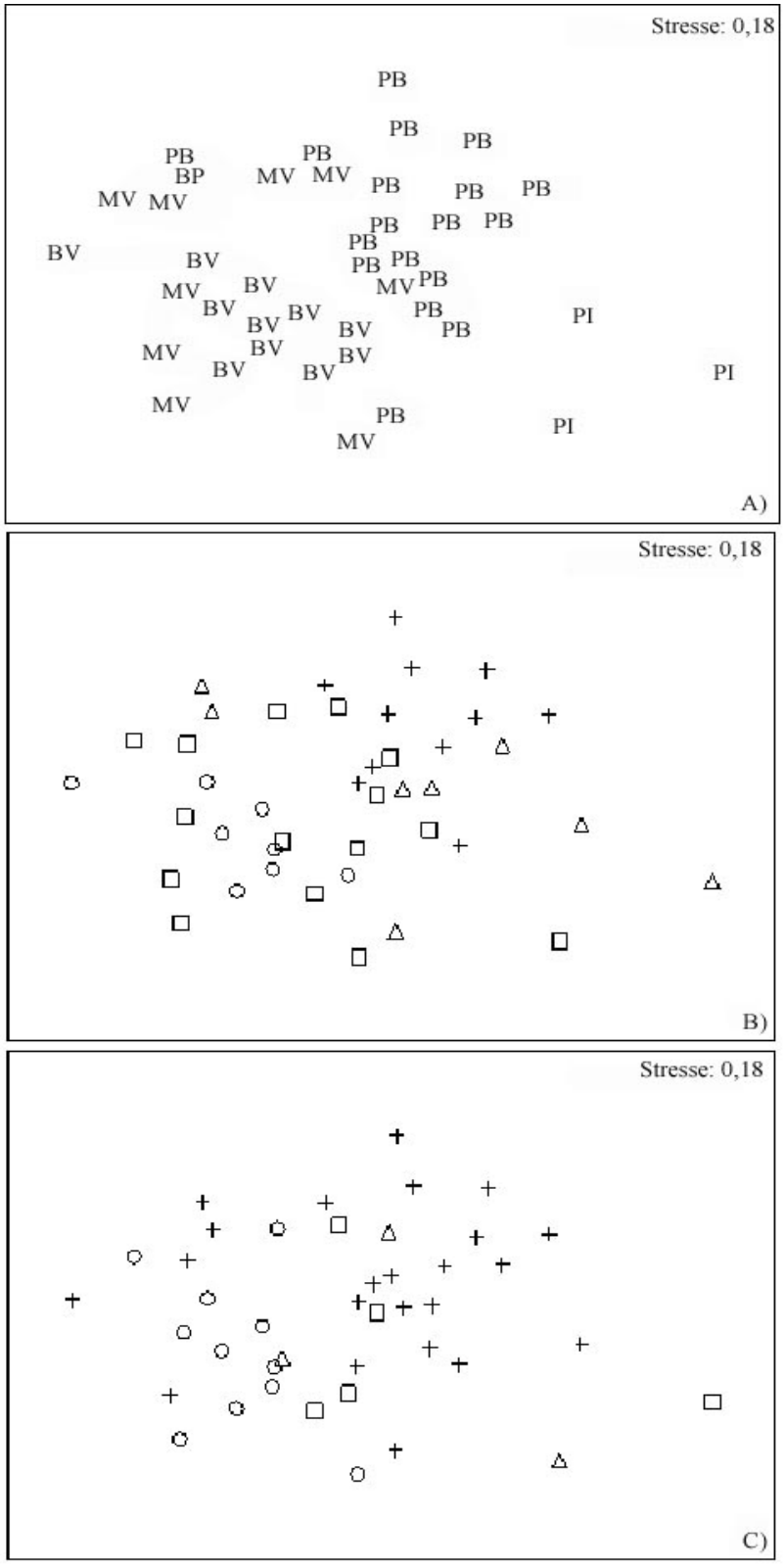


Figure 2. Análise de ordenação (MDS) da abundância das espécies de peixes para os locais em tributários do rio Paraíba do Sul. A) Amostras codificadas por ecoregiões: PB: Planalto da Bocaina; PI: Planalto Campos do Jordão/Itatiaia; MV: Médio Vale do Rio Paraíba do Sul; BV: Baixo Vale do Rio Paraíba do Sul. B) Amostras codificadas pela altitude: + (>800 m); Δ (601-800 m) □ (301-600 m); ○ (<300 m); C) Amostras codificadas pela distância do canal principal: + (>8 km); Δ (4-8 km); □ (2- 3,9 km); ○ (< 2 km).

De acordo com a SIMPER, as espécies mais representativas para PB foram *P. caudimaculatus* (47,67% de contribuição para o grupo), *A. scabripinnis* (13,19%), *G. brasiliensis* (11,17%), e *R. quelen* (10,07%) (Tabela 5). As espécies *Trichomycterus sp1* (87,74%) e *I. minutus* (12,26%) representaram o PI. As espécies *A. bimaculatus* (21,53%), *G. brasiliensis* (15,33%), *P. maculatus* (14,29%), e *G. cf. carapo* (11,33%) representaram o MV, e as espécies *G. brasiliensis* (26,67%), *G. cf. carapo* (18,12%), *R. cf. lima* (14,67%), e *A. bimaculatus* (13,84%) representaram o BV. A maior dissimilaridade (97,01%) foi detectada entre as ecoregiões PI e MV, principalmente por causa das altas dissimilaridades entre as espécies *Trichomycterus* sp1 (11,50%) e *A. bimaculatus* (6,44%), com a primeira espécie sendo típica de PI e a segunda de MV. A menor dissimilaridade foi detectada entre as ecoregiões MV e BV, com apenas 74,91% de dissimilaridade média entre esses grupos (Tabela 5).

P. caudimaculatus foi típico de altitudes > 800 metros, de acordo com SIMPER, contribuindo com 62,07% da similaridade dentro do grupo (Tabela 6). As espécies *P. caudimaculatus* (21,88%), *Trichomycterus* sp 1 (21,14%) e *G. brasiliensis* (11,90%) representaram os locais com altitudes de 601-800 metros, enquanto as espécies *G. brasiliensis* (24,9%), *A. scabripinnis* (12,25%), *G . cf. carapo* (10,54%), e *A. bimaculatus* (10,11%) melhor representaram os locais com altitudes de 301-600 metros. As espécies *G. brasiliensis* (24,41%), *A. bimaculatus* (21.42), *G. cf. carap*o (16,88%) e *R. cf. lima* (16,73%) foram os melhores representantes de altitudes < 300 m. A maior dissimilaridade (87,86%) foi detectada entre os locais com altitudes > 800 metros e < 300 m, devido principalmente da alta dissimilaridade de *P. caudimaculatus* (12,03%) (Tabela 6).

As espécies *P. caudimaculatus* (38,18%), *A. scabripinnis* (13,94%), *G. brasiliensis* (11,23%) e *R. quelen* (10,83%) foram típicas de locais com distâncias > 8 km. As espécies *G. brasiliensis* (63,05%) e *I. minutus* (36,95%) foram típicas para distâncias de 4-8 km, enquanto *G. brasiliensis* (54,42%), *A. scabripinnis* (18,61%) e *P. caudimaculatus* (13,61 %) foram típicas de locais com distancias de 2-4 km. As espécies *A. bimaculatus* (22,33%), *G. cf.carapo* (18,27%), *G. brasiliensis* (16,79%) e *R. cf.lima* (16,29%) foram típicas de locais com distancias < 2 km do canal principal do rio Paraíba do Sul. A maior dissimilaridade (84,77%) foi detectada entre os locais com distâncias < 2 km e > 8 km do canal principal, devido à grande contribuição da espécie *P. caudimaculatus* (7,47%) (Tabela 7).

Table 5. Análise de SIMPER para abundância das espécies de peixes por ecoregiões: PB = Planalto da Bocaina, PI = Planalto de Campos de Jordão/Itatiaia, MV= Médio Vale do Rio Paraíba do Sul; BV: Baixo Vale do Rio Paraíba do Sul. Média de similaridade (%) por grupos e média de dissimilaridade (%) entre grupos. Apenas espécies com % de similaridades > 10 foram consideradas.

Espécies	Planaltos		Vales		PB & PI	PB & MV	PB & BV	PI & MV	PI & BV	MV & BV
	PB	PI	MV	BV						
	Similaridade média (%) dos grupos.				Dissimilaridade média (%) entre os grupos.					
	28.35	35.08	21.18	35.19	91.85	82.96	84.52	97.01	94.20	74.91
P. caudimaculatus	47.67		8.06		13.32	9.41	9.98	6.07	2.36	4.81
A. scabripinnis	13.19		2.52	6.97	6.52	6.13	4.97	3.35	4.53	5.53
G. brasiliensis	11.17		15.33	26.67	6.15	6.21	6.33	5.91	9.44	6.28
R. quelen	10.07			1.80	4.66	4.03	3.52	1.73	1.81	2.58
Trichomycterus sp.1		87.74			11.79	1.41	1.91	11.50	9.84	
I. minutus		12.26			4.73		1.69	4.17	3.96	2.22
A. bimaculatus			21.53	13.84		5.74	5.38	6.44	6.29	4.83
P. maculatus			14.29		1.39	5.39	1.71	5.46		5.05
G. cf. carapo			11.31	18.12		4.80	5.92	5.39	6.99	5.39
R. cf. lima			2.79	14.67		1.93	6.01	2.01	6.72	5.69

Tabela 6. Análise de SIMPER para abundância das espécies de peixes por altitude: >800 m; 601-800 m; 301-600 m; <300 m. Média de similaridade (%) por grupos e média de dissimilaridade (%) entre grupos. Apenas espécies com % de similaridades > 10 foram consideradas.

Espécies	Altitude (metros acima do nível do mar)				> 800 & 601-800	> 800 & 301-600	> 800 & < 300	601-800 & 301-600	601-800 & < 300	301-600 & < 300
	> 800	601-800	301-600	< 300						
	Média de similaridade (%) por grupos.				Média de dissimilaridade (%) entre os grupos.					
	32.96	16.15	21.04	34.08	80.20	82.35	87.86	83.37	87.23	74.51
P. caudimaculatus	62.07	21.88	7.55		11.51	10.92	12.03	7.27	5.99	4.47
A. scabripinnis	7.36	8.28	12.25	2.97	6.19	6.05	4.51	5.81	4.53	5.52
G. brasiliensis	5.51	11.90	24.90	24.41	6.85	6.61	6.21	7.09	7.03	5.90
R. quelen	5.29	19.06	2.14		5.10	3.81	3.37	4.00	3.47	2.61
Trichomycterus sp.1		21.14			6.22	2.55	1.19	5.12	4.61	1.49
A. bimaculatus			10.11	21.42	2.00	4.36	6.76	4.34	5.51	5.54
G. cf. carapo			10.54	16.88		4.50	5.91	4.09	5.95	5.50
R. cf. lima			3.33	16.73		2.38	6.35	2.22	6.00	6.00

Tabela 7. Análise de SIMPER para abundância das espécies de peixes por altitude: >8 km; 4-8 km; 2- 3,9 km; < 2 km. Média de similaridade (%) por grupos e média de dissimilaridade (%) entre grupos. Apenas espécies com % de similaridades > 10 foram consideradas.

Espécies	Distância do canal principal (em km)				> 8 & 2-3,9	> 8 & < 2	> 8 & 4-8	2-3,9 & 4-8	2-3,9 & < 2	< 2 & 4-8
	> 8	4-8	2-3,9	< 2						
	Média de similaridade (%) por grupos.				Média de dissimilaridade entre grupos (%).					
	21.97	7.64	19.19	30.21	80.06	84.77	81.52	75.73	79.40	79.81
P. caudimaculatus	38.18		13.61		10.08	7.47	12.04	13.76	6.51	9.20
A. scabripinnis	13.94		18.61		7.20	4.89	5.44	7.10	6.23	3.67
G. brasiliensis	11.23	63.05	54.42	16.79	8.81	5.60	6.96	8.42	6.83	5.27
R. quelen	10.83			2.19	4.15	3.44	4.05		2.08	2.73
I. minutus		36.95			1.68	1.23	4.96	5.84	2.10	4.43
A. bimaculatus	1.80			22.33	3.07	5.95	3.73	4.38	7.16	6.73
G. cf. carapo				18.27	4.22	5.58	2.79	4.37	5.87	5.71
R. cf. lima				16.29	2.44	5.45	1.91	3.83	6.54	5.43

3.2 Variáveis ambientais

Foram encontradas diferenças altamente significativas nas variáveis ambientais, a partir dos grupos formados pelas assembléias de peixes de acordo com ANOVA (Tabela 8). Os locais do PB apresentaram comparativamente maiores altitudes, distância do canal principal e extensão dos tributários. Os locais do PI apresentaram maiores percentagem de corredeiras, arbustos e pedras arredondadas, comparados com os outros locais. Os locais do MV tiveram maior percentagem de grama, e elevados valores de temperatura e condutividade, enquanto que os locais do BV registraram maiores percentagens de remansos, rochas e elevados valores de condutividade.

Tabela 8. Análise de variância (ANOVA) seguida do teste Tukey para comparações das variáveis ambientais entre as ecoregiões formadas pelo MDS. PB: Bocaina plateau; PB = Planalto da Bocaina, PI = Planalto de Campos de Jordão/Itatiaia, MV= Médio Vale do Rio Paraíba do Sul; BV: Baixo Vale do Rio Paraíba do Sul. ns = não significativo.

	F	***P***	**Tukey**
Variáveis regionais			
Altitude	44,55	< 0,001	PB > MV > BV; PI > BV
Distância do canal principal	16,17	< 0,001	PB > PI, MV e BV
Extensão dos riachos	4,47	0,009	PB > BV e MV
Largura x profundidade	0,28	0,839	Ns
Variáveis locais			
Habitat			
Corredeiras	8,68	< 0,001	PI > PB, MV e BV
Gramíneas	4,60	0,008	MV e BV > PI
Arbustos	2,89	0,047	PI > VM e VL
Árvores	1,93	0,142	Ns
Remansos	3,40	0,027	BV > PI
Rapidos	3,38	0,028	PB > PI
Rochas	4,41	0,009	BV > PB e MV
Pedras arredondadas	3,05	0,040	PI > MV e BV
Areia	1,67	0,190	Ns
Barro/Lama	1,08	0,367	Ns
Pedras	1,74	0,175	Ns
Físico-químicas			
Temperatura	5,89	0,002	MV > PB e PI
Oxigênio Dissolvido	2,05	0,123	Ns
pH	1,49	0,231	Ns
Condutividade	9,04	< 0,001	MV e BV > PB e PI

Os dois primeiros eixos do PCA representaram 44% (eixo 1 = 28% e Eixo 2 = 16%) da variância entre os locais de amostragem. O eixo 1 foi diretamente associado com altas percentagens de grama e remansos e altas temperatura e condutividade, e inversamente relacionado com altas concentrações de oxigênio dissolvido, e altas percentagens de arbustos, árvores e pedras arredondadas (Figura 3). O eixo 2 foi diretamente associado com alta percentagem de substrato arenoso, maiores distâncias dos riachos com o canal principal do rio Paraíba do Sul, maiores altitudes e extensão dos tributários, e inversamente associado com percentagens de corredeiras e substrato rochoso.

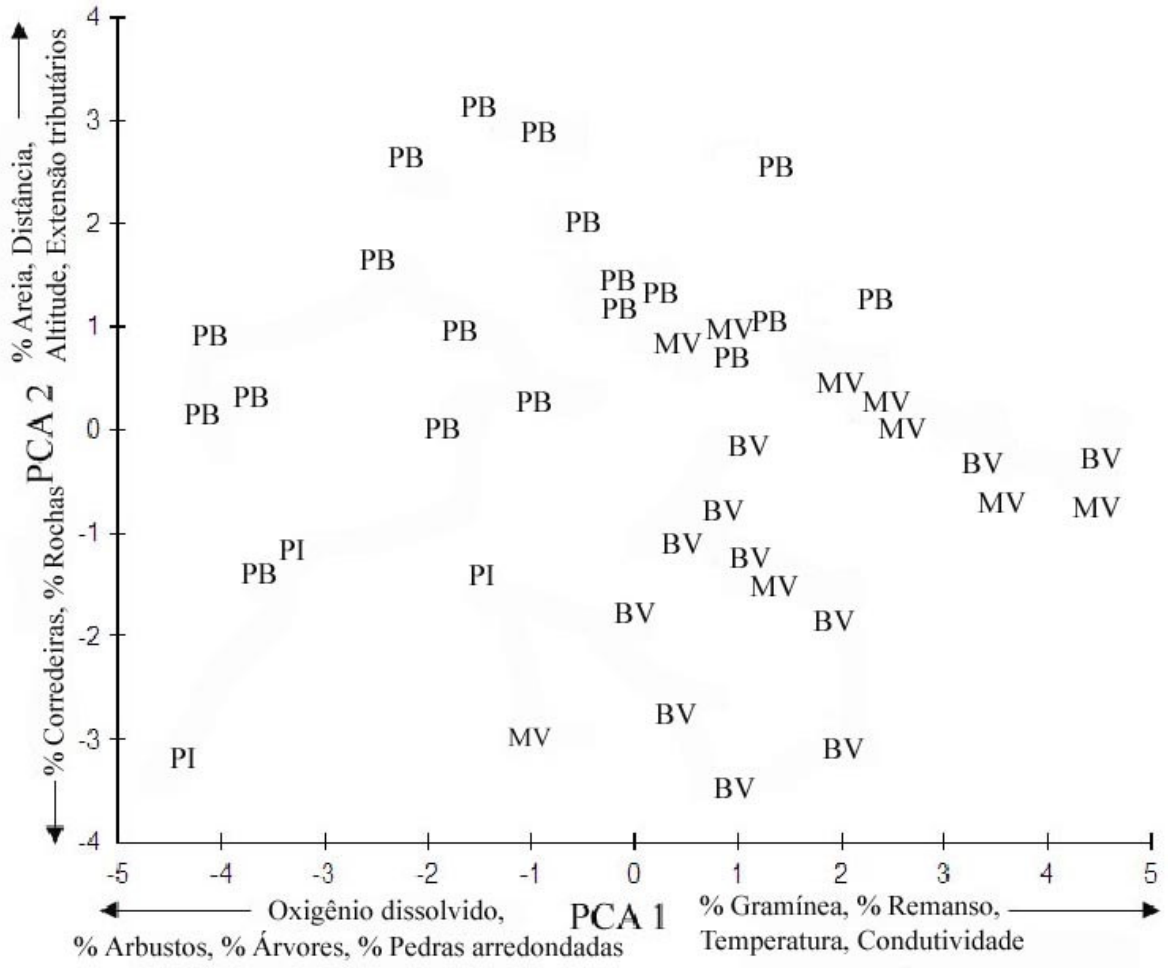


Figure 3. Análise de Componentes Principais (PCA) para as 17 variáveis ambientais, com os locais codificados por ecoregiões. PB: Planalto da Bocaina; PI: Planalto de Campos do Jordão/Itatiaia; MV: Médio Vale do Rio Paraíba do Sul; BV: Baixo Vale do Rio Paraíba do Sul.

Os locais do PI estão localizados no lado inferior esquerdo do diagrama, apresentando uma relação direta com altas concentrações de oxigênio dissolvido, maior percentagem de arbustos, árvores, corredeiras, substrato formado por pedras arredondadas e rochas (Fig. 3). Por outro lado, os locais do vale (MV e BV), estão localizados no lado direito do diagrama, correspondendo aos elevados valores de temperatura da água e condutividade, baixa concentração de oxigênio dissolvido, maiores percentagens de grama e remansos. Os locais do PB estão distribuídos em toda a parte superior do diagrama, correspondendo as maiores altitudes e maiores distâncias do canal principal do rio Paraíba do Sul, maiores extensões de tributários, e maiores percentagens de substrato arenoso.

3.3 Assembléia de peixes e relações com as variáveis ambientais

A análise de permutação de Monte Carlo do pacote CCA apresentou uma avaliação da significância de cada variável testada para a distribuição observada; apenas oito das dezenove variáveis ambientais foram incluídas no modelo ($P < 0,05$), e suas posições relativas demonstraram suas relações com as espécies e locais de coleta (Tabela 9). O teste de Monte Carlo selecionou as variáveis: altitude, distância do canal principal, corredeiras, arbustos,

gramíneas, oxigênio dissolvido, condutividade e temperatura para serem incluídas no modelo com $p<0,05$. Os dois primeiros eixos do CCA explicaram 42,1% da variância espécies-ambiente, com o primeiro eixo correspondendo a 22,0% da variância total, e o segundo 20,1%. O coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis ambientais e a ordenação dos eixos (interset correlação) refletiu a importância relativa de cada variável ambiental em relação às assembléias de peixes. O eixo 1 foi correlacionado a maiores altitudes, maiores percentagens de corredeiras, e menores valores de temperatura, condutividade e oxigênio dissolvido. O eixo 2 foi diretamente associado a menores altitudes e menores distância do canal principal do rio Paraíba do Sul.

A principal variação detectada pelo CCA foi a mudança na estrutura das assembléias de peixes ao longo do eixo 1 (Tabela 9). Maiores altitudes e distâncias do canal principal foram associadas o PB; enquanto as maiores percentagens de corredeiras foram associados com o PI. Por outro lado, os maiores valores de temperaturas e condutividade, e maiores percentagens de gramínea foram associados com o vale (MV e BV) (Figura 4).

De acordo com CCA, as espécies mais fortemente associadas com o PB foram *T. bifasciatus, Characidium* sp, e *Trichomycterus* sp. 2, associadas com as maiores altitudes e maiores concentrações de oxigênio dissolvido, e as maiores distâncias do canal principal. As espécies de peixes estreitamente associadas ao PI foram *Rineloricaria* sp, e *Trichomycterus* spp, as quais foram positivamente associadas com maiores percentagens de corredeiras e arbustos. As espécies associadas ao MV foram *G. brasiliensis, P. vivipara* e *A. intermedius*, enquanto espécies *P. lineatus, H. egues, C. parallelus, C. lacustris* e *R. cf. lima* foram fortemente associada com o BV, tendo ambas as ecoregiões maiores valores de temperatura, condutividade, menores concentrações de oxigênio dissolvido, e maiores percentagens de gramíneas.

Tabela 9. Sumário da análise de correspondência canônica sobre abundância das espécies e variáveis ambientais nos tributários da bacia do rio Paraíba do Sul, 2002/2006.

Eixos	1	2	3	4	Inércia
Altitude	0,65	-0,57	-0,11	0,15	
Distância do canal principal	0,48	-0,66	0,27	0,01	
Corredeiras	0,59	0,46	0,05	-0,29	
Arbusto	0,42	0,23	-0,18	0,55	
Gramíneas	-0,53	-0,08	0,01	-0,40	
Temperatura	-0,66	-0,16	-0,27	0,12	
Condutividade	-0,56	0,20	-0,28	-0,28	
Oxigênio Dissolvido	0,56	-0,08	-0,40	-0,34	
Sumário					
Autovalores	0,44	0,40	0,28	0,26	6,467
Correlações Espécies-ambientes	0,90	0,92	0,92	0,89	
Percentagem da variância cumulativo dos dados das espécies	6,8	13,0	17,3	21,3	
Percentagem da variância cumulativo da relação espécie-ambiente	22,0	42,1	56,4	69,2	
Soma de todos os altos valores					6,467
Soma de todos os altos valores canônicos					1,990

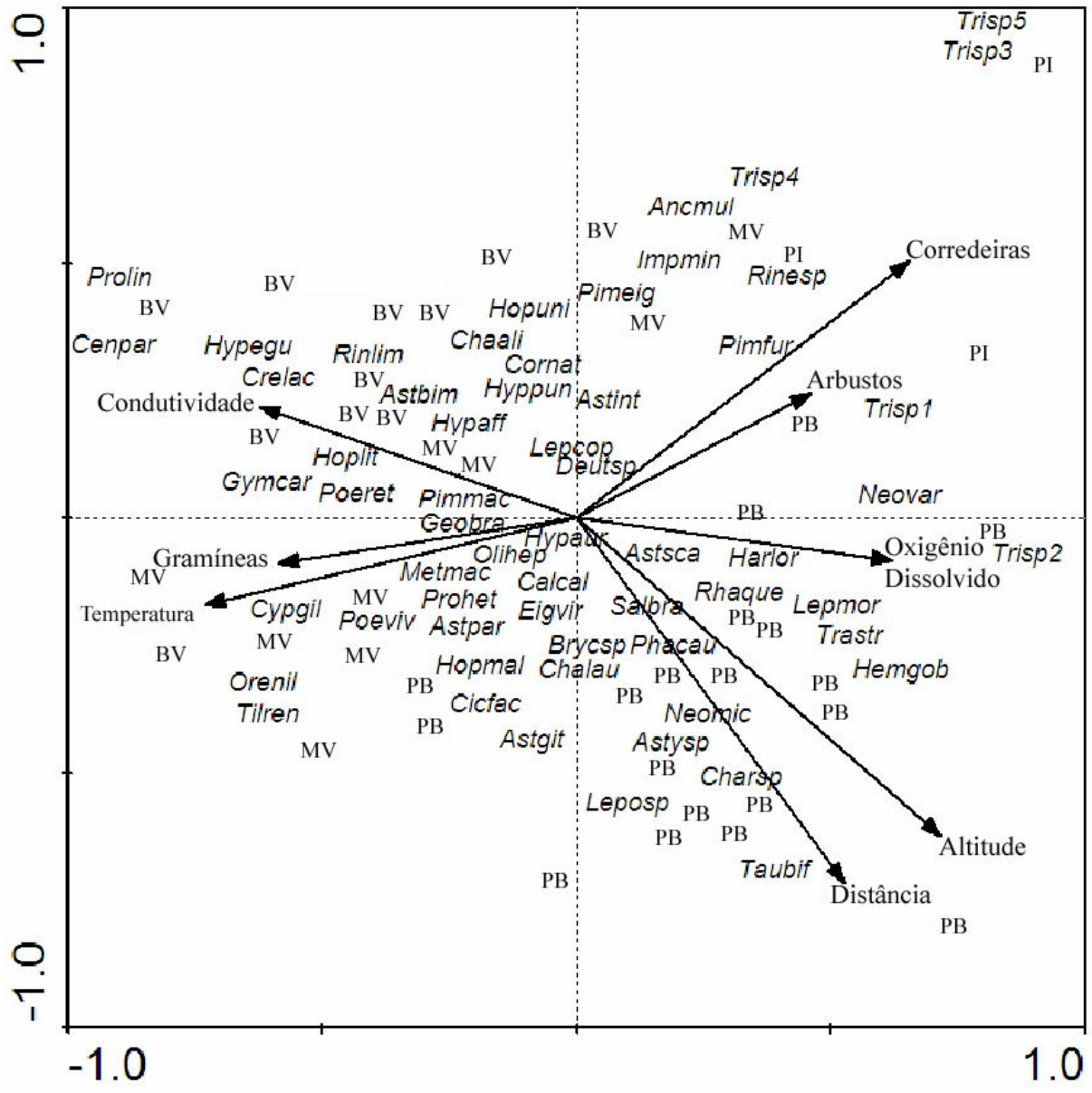


Figure 4. Análise de correspondência canônica (CCA) sobre as espécies de peixes e variáveis ambientais com os locais de coleta codificados por ecoregiões (PB: Planalto Bocaina; PI: Planalto Campos do Jordão/Itatiaia; MV: Médio Vale do Rio Paraíba do Sul; BV: Baixo Vale do Rio Paraíba do Sul). As setas indicam os fatores e sua relativa direção para ocorrência das espécies ao longo do gradiente ambiental.

4 DISCUSSÃO

Todas as análises (MDS, SIMPER, PCA e CCA) realizadas sobre as assembléias de peixes distinguiram quatro ecoregiões, mas MDS e PCA indicaram uma sobreposição entre MV e BV. Portanto, as análises indicaram que os planaltos e vales são diferentes regiões ichtyogeográficas.

Segundo MARSH-MATTHEWS & MATTHEWS (2000) o conhecimento dos níveis pelos quais os fatores extrínsecos influenciam a estrutura das assembléias pode ser crítico para o entendimento das regras das assembléias e da extensão pela qual estas regras irão varia com a geografia e o ambiente. MARET et al. (1997) encontraram pouca correspondência entre padrões das assembléias de peixes e ecoregiões, isto provavelmente porque muitos locais de coleta foram próximos das fronteiras ecoregionais, e eles afirmaram que as ecorregiões da bacia do rio Snake são muito pouco definidas para descrever com precisão as assembléias de peixes. WAITE & CARPENTER (2000) encontraram uma clara distinção entre locais florestados em águas frias (ecoregiões de cachoeiras e limites de encostas) e locais nas ecoregiões de vale do rio Willamette, atribuindo as diferenças para os diferentes tipos de habitat, altitude, gradientes e a química da água. Eles encontraram que em todas as ecorregiões da bacia do Willamette, os fatores físicos foram as variáveis ambientais mais importantes para descrever as diferenças nas assembléias de peixes; no entanto, quando a área de interesse se limitava aos locais amostrados do vale do Willamette, a química da água foi o mais importante descritor das assembléias de peixes. No presente trabalho, também foi encontrado uma marcada diferença entre os locais do planalto e do vale, com o último apresentando mais intenso uso da terra, menos vegetação nativa e oxigênio dissolvido, e maiores valores de temperatura e condutividade do que o primeiro.

Análises univariada e multivariadas (ANOVA, PCA e CCA) indicaram que os diferentes tipos de habitat e variáveis físico-químicos foram associados com diferentes ecoregiões. Os locais do PB foram caracterizados por substrato arenoso e maiores concentrações de oxigênio dissolvido. Os locais do PI foram caracterizados por substrato formado por pedras arredondadas, maiores percentagens de corredeiras, de arbusto nas margens e maiores concentrações de oxigênio dissolvido. Os locais do MV e BV tiveram similares características físico-químicas e do habitat, com margens ocupadas por gramíneas, maiores percentagens de remansos e substrato rochoso, maiores valores de temperaturas e condutividade, e menores concentrações de oxigênio dissolvido. Além das diferenças físico-químicas destacadas anteriormente, a estrutura do habitat nas ecoregiões de planaltos e vale diferiram, com maiores percentagens de corredeiras e margens arbustivas no PB e PI, em comparação com as ecoregiões do MV e BV. WAITE & CARPENTER (2000) encontraram um padrão semelhante em rio Willamette, onde altitude, gradiente, temperatura, oxigênio dissolvido e outras variáveis químicas da água foram fortemente associados com as assembléias de peixes em riachos temperados, acrescentando que as ecoregiões florestadas de águas frias foram menos perturbadas do que as ecoregiões do vale.

Limitações regionais, tais como ecoregião, altitude e distância do canal principal do rio Paraíba do Sul pode ser refletido por limites locais em variáveis físico-químicas e microhabitats que estruturam as assembléias de peixes. Ecorregiões com maiores altitudes e com locais de coleta distantes do canal principal (PB e PI) apresentaram maior qualidade de cobertura da vegetação riparia (arbustos e árvores) do que as ecoregiões MV e BV onde a gramínea dominou as margens. WAITE & CARPENTER (2000) e MARET et al. (1997) encontraram que características físico-químicas e habitats das regiões de planalto foram geralmente melhor preservadas do que as regiões de vale. Isso provavelmente ocorre porque ecoregiões com maiores altitudes são menos acessíveis e menos adequados para a agricultura e urbanização do que as ecoregiões de vale. Uso da terra por urbanização tem sido reportado

como tendo influências negativas na condição das assembléias de peixes em riachos com forte gradiente no sentido uso urbano – usos por florestas (STEEDMAN 1988; WANG et al. 2001; SNYDER et al. 2003; VAN SICKLE et al. 2004; PINTO et al. 2006; GRUBBS et al. 2007).

Trichomycterus sp 1 predominou no PI, de acordo com SIMPER e *Trichomycterus spp* foram as espécies que caracterizaram o PI, de acordo com CCA. *P. caudimaculatus* caracterizou o PB em SIMPER, mas *T. bifasciata* e *Trichomycterus* sp 2 foram mais fortemente associada com o PB de acordo com o CCA. Estas espécies de planalto foram associadas com maiores concentrações de oxigênio dissolvido, maiores altitudes, e maiores distâncias do canal principal, mas foram associadas aos menores valores de temperatura e condutividade. *G. brasiliensis* e *A. bimaculatus* foram às espécies típicas do MV e BV, de acordo com SIMPER, mas *P. lineatus* e *C. parallelus* representaram o BV pelo CCA, enquanto *G. brasiliensis, P. vivipara,* e *A. intermedius* caracterizaram o MV através do CCA. Estas espécies de vale foram associadas com menores concentrações de oxigênio dissolvido e maiores valores de condutividade e temperatura.

Os resultados acima indicam uma seletividade das espécies para diferentes microhabitats nas diferentes ecorregiões. As espécies de planaltos são típicas de cabeceiras. Elas são espécies geralmente de pequenos tamanhos (tais como *Trichomycterus* sp, *Neoplecostomus* sp. e *Characidium* sp), o que lhes permitem escavarem nos interstícios entre rochas evitando a corrente da água. Tais espécies muitas vezes não possuem bexiga natatória, que ajuda manter as espécies com essas adaptações próximas ao substrato de fundo, onde prevalecem velocidades inferiores (por exemplo, *Characidium* sp). Algumas espécies (por exemplo, *Rineloricaria* sp e *Taunaya bifasciatus*) possuem placas ósseas cobrindo seu corpo, ou em seu opérculo, que contribui para protegê-los de esmagamento quando pedras arredondadas e pedregulhos são mobilizados durante freqüentes pulsos de inundações. Espinhos expandidos nas nadadeiras peitorais e odontóides também ajudam a manter a posição de algumas espécies em correntes com alta velocidade, enquanto despendem pouca energia (por exemplo, *Ancistrus multispinis*). Similares adaptações foram encontrados na maioria das espécies de peixes que habitam ambientes de corredeiras em outros sistemas hidrográficos (MARTIN-SMITH 1998; CASTRO 1999; BRAGA 2004). De acordo com CASTRO (1999), BRAGA (2004) e MENEZES et al. (2007), essas adaptações permitem que as espécies de peixes possuam maior eficiência na utilização de tais sistemas. MARTIN-SMITH (1998) relatou que as assembléias de peixes de corredeiras apresentam estrutura trófica menos complexa do que aquelas espécies de peixes que vivem em remansos. A limitada informação de dieta das espécies de peixes tropicais sugere que todas as espécies de peixes especialistas de ambientes de corredeiras se alimentam de algas ou invertebrados aquáticos. Esta hipótese foi parcialmente corroborada em nosso trabalho com a representação destes ambientes por *Trichomycterus* spp., que foram reportados por CASATTI (2003) a alimentar-se principalmente de invertebrados. As espécies de peixes registradas em locais de vale e próximos ao canal principal foram também amplamente registradas no canal principal do rio Paraíba do Sul (ARAÚJO et al. 2003; PINTO et al. 2006). Estas espécies são geralmente maiores em tamanho, mais móveis, e possuem maior diversidade trófica (onívoros, detritivores, insectivores e piscivores).

A altitude e distância do canal principal são importantes fatores estruturadores das assembléias de peixes. Os níveis de proximidade do canal principal que melhor discriminaram as assembléias de peixes foram aqueles locais distanciados > 8 km *versus* os locais < 2 km distantes do canal principal. Por outro lado, a altitude separou de forma mais eficiente as assembléias de peixes nas quatro faixas testadas neste estudo. As diferenças em altitude e distância podem explicar em grande parte porque as ecoregiões diferem.

5 CONCLUSÕES

1. As assembléias de peixes de riachos diferiram entre as ecoregiões da bacia do rio Paraíba do Sul, particularmente porque elas diferem em altitude, e em menor grau em relação às distâncias do canal principal do rio Paraíba do Sul.

2. As características geográficas de cada ecoregião também influenciaram o substrato local, tipos de mesohabitat, e variáveis físico-químicas, determinando desta forma a estrutura das assembléias de peixes.

3. As assembléias de peixes dos planaltos incluíram espécies bem adaptadas aos riachos de altos gradientes, enquanto as assembléias dos vales incluíram espécies adaptadas aos riachos de baixo gradiente e ao canal principal.

6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO, F. G.; FICHBERG, I.; PINTO, B. C. T. & PEIXOTO, M. G. 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, southeast Brazil, *Environmental Management* 32: 516-526.

BOZZETTI, M. & SCHULZ, U. H. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia* 529: 133-144.

BRAGA, F. M. S. 2004. Hábitat, distribuição e aspectos adaptativos de peixes da microbacia do Ribeirão Grande, Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum* 26: 31-36.

CASATTI, L. 2003. Biology of a catfish, *Trichomycterus* sp. (Pisces, Siluriformes), in a pristine stream in the Morro do Diabo State Park, southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 38: 105-110.

CASTRO, R. M. C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: Caramaschi EP, Mazzoni R, Peres-Neto PR (eds), Ecologia de peixes de riachos. *Série Oecologia Brasiliensis*, 6; PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, pp 139-155.

CHIPPS, S. R.; PERRY, W. B. & PERRY, S. A. 1994. Fish assemblages of the central Appalachian Mountains: an examination of trophic group abundance in nine West Virginia streams. *Environmental Biology of Fishes* 40: 91-98.

CLARKE, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.

CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratories, Plymouth, United Kingdom.

EROS, T.; BOTTA-DUKÁT, Z. & GROSSMAN, G. D. 2003. Assemblage structure and habitat use of fishes in a Central European submontane stream: a patch-based approach. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 141-150.

FIALHO, A. P.; OLIVEIRA, L. G.; TEJERINA-GARRO, F. L. & GOMES, L. C. 2007. Fish assemblage structure in tributaries of the Meia Ponte River, Goiás, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5: 53-60.

FIALHO, A. P.; OLIVEIRA, L. G.; TEJERINA-GARRO, F. L. & MÉRONA, B. 2008. Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. *Hydrobiologia* 598: 315-324.

FIGUEIREDO, R. O. 1999. Transporte de carbono e nitrogênio no baixo Paraíba do Sul: fluxos e processos. PhD. Thesis, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Horto, Campos dos Goytacazes, RJ, Brazil.

FRISSELL, C. A.; LISS, W. J.; WARREN, C. E. & HURLEY, M. D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10: 199-214.

GANASAN, V. & HUGHES, R. M. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India, *Freshwater Biology* 40: 367-383.

GORMAN, O. T. & KARR, J. R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59: 507-515.

GROSSMAN, G. D.; RATAJZAK, R. E.; CRAWFORD, M. & FREEMAN, M. C. 1998. Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. *Ecological Monographs* 68: 395-420.

GRUBBS, S. A.; MEIER, O. W. & MEIER, A. J. 2007. Longitudinal patterns of fish assemblages in small unregulated subbasins: evaluating reach-and watershed-scape parameters. *Hydrobiologia* 592: 211-223.

HITT, N. P. & ANGERMEIER, P. L. 2006. Effects of adjacent streams on local fish assemblage structure in western Virginia: implications for biomonitoring. In: Hughes RM, Wang L, Seelbach PW (eds) Landscape influences on stream habitats and biological assemblages. American Fisheries Society Symposium 48. Bethesda, Maryland, pp 75-86.

HUGHES, R. M. & GAMMON, J. R. 1987. Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon. *Transactions of the American Fisheries Society* 116: 196-209.

HUGHES, R. M.; REXSTAD, E. & BOND, C. E. 1987. The relationship of aquatic ecoregions, river basins, and physiographic provinces to the ichthyogeographic regions of Oregon. *Copeia* 1987: 423-432.

HUGHES, R. M.; WANG, L. & SEELBACH, P. W. 2006. Landscape influences on stream habitats and biological assemblages. American Fisheries Society Symposium 48. Bethesda, Maryland.

JACKSON, D. A. & HARVEY, H. H. 1989. Biogeographical associations in fish assemblages: local vs. regional processes. *Ecology* 70: 1472-1484.

JACKSON, D. A.; PERES-NETO, P. R. & OLDEN, J. D. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 157-170.

KILGOUR, B. K. & BARTON, D. R. 1999. Associations between stream fish and benthos across environmental gradients in southern Ontario, Canada. *Freshwater Biology* 41: 553-566.

KOUAMÉLAN, E. P.; TEUGELS, G. G.; N'DOUBA, V.; BI, G. G. & KONÉ, T. 2003. Fish diversity and its relationship with environmental variables in a West African basin. *Hydrobiologia* 505: 139-146.

LAMMERT, M. & ALLAN, J. D. 1999. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat Structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management* 23: 257-270.

MARET, T. R.; ROBINSON, C. T. & MINSHALL, G. W. 1997. Fish assemblages and environmental correlates in least-disturbed streams of the upper Snake River basin. *Transactions of the American Fisheries Society* 126: 200-216.

MARSH-MATTHE, W. S. & MATTHEWS, W. J. 2000. Geographic, terrestrial and aquatic factors: which most influence the structure of stream fish assemblages in the midwestern United States? *Ecology of Freshwater Fish* 9: 9-21.

MARTIN-SMITH, K. M. 1998. Relationship between fishes and habitat in rainforest stream in Sabah, Malaysia. *Journal of Fish Biology* 52: 458-482.

MATTHEWS, W. J.; HOUGH, D. J. & ROBISON, H. W. 1992. Similarities in fish distribution and water quality patterns in streams of Arkansas: congruence of multivariate analyses. *Copeia* 1992: 296-305

MAZZONI, R.; FENERICH-VERANI, N. & CARAMASCHI, E. P. 2000. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations and communities in the Southeast of Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 60: 205-216.

MENEZES, N. A.; WEITZMAN, S. H.; OYAKAWA, O. T.; LIMA, F. C. T.; CASTRO, R. M. C. & WEITZMAN, M. J. 2007. Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminary das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais = (Freshwater fishes of Mata Atlântica: list of species and comments on conservation of neotropical freshwater fishes. São Paulo: Museu de Zoologia) Universidade de São Paulo. 408 p.

MESQUITA, N.; COELHO, M. M. & FILOMENA, M. M. 2006. patial variation in fish assemblages across small Mediterranean drainages: effects of habitat and landscape context. *Environmental Biology Fish* 77: 05-120.

MOERKE, A. H. & LAMBERTI, G. A. 2006. Scale-dependent influences on water quality, habitat, and fish communities in streams of the Kalamazoo River Basin, Michigan (USA). *Aquatic Sciences* 68: 193-205.

MONTGOMERY, D. R. 1999. Process domains and the river continuum, *Journal of the American Water Resources Association* 35: 397-410.

MUHLFELD, C. C.; BENNETT, D. H. & MAROTZ, B. 2001. Summer habitat use by Columbia River redband trout in the Kootenai River drainage, Montana. *North American Journal of Fisheries Management* 21: 223-235.

OMERNIK, J. M. 1987. Ecoregions of the conterminous United States. *Annals of the Association of American Geographers* 77: 118 – 125.

OMERNIK, J. M. & GALLANT, A. L. 1990. Defining regions for evaluating environmental resources. In: Global natural resource monitoring and assessments-preparing for the 21st century. American Society of Photogrammetry and Remote Sensing, Bethesda, Maryland, pp 936-947.

OSBORNE, L. L. & WILEY, M. J. 1992. Influence of tributary spatial position on the structure of warmwater fish communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 671-681.

OSTRAND, K. G. & WILDE, G. R. 2002. Season and spatial variation in a prairie stream-fish assemblage. *Ecology of Freshwater Fish* 11: 137-149.

PIELOU, E. C. 1984. The interpretation of ecological data: a primer on classification and ordination. Wiley, New York.

PINTO, B. C. T.; ARAÚJO, F. G. & HUGHES, R. M. 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia* 556: 69-83.

POFF, N. L. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 391-406.

PRIMER-E Ltd. 2001. Primer for Windows Version 5.2.4. Plymouth, United Kingdom.

RADAMBRASIL 1983. Folhas SF 23/24 Rio de Janeiro/Vitória; levantamento de recursos naturais: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da Terra. Rio de Janeiro, 32: 780 p.

REIS, R. R.; KULLANDER, S. O. & FERRARIS, JR C. J. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central América. Porto Alegre: EDIPUCRS.

RICKLEFS, R. E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* 235: 167-171.

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

SCHLOSSER, I. J. 1995. Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. *Hydrobiologia* 303: 71-81.

SCOTT, M. C. A. & HALL, L. W. Jr 1997. Fish assemblages as indicators of environmental degradation in Maryland coastal plain streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 126: 349-360.

SMITH, A. K.; AJANI, P. A & ROBERTS, D. E. 1999. Spatial and temporal variation in fish assemblages exposed to sewage and implications for management. *Marine Environmental Research* 47: 241-260.

SNYDER, C. D.; YOUNG, J. A.; VILLELLA, R. & LEMARIE, D. P. 2003. Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. *Landscape Ecology* 18: 647-664.

STEEDMAN, R. J. 1988. Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic*

Sciences 45: 492-501.
SULLIVAN, S. M. P.; WATZIN, M. C. & HESSION, W. C. 2006. Influence of stream geomorphic condition on fish communities in Vermont, U.S.A. *Freshwater Biology* 51: 1811-1826.
TER BRAAK, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. ECOLOGY 67: 1167-1179.
TER BRAAK C. J. F. (1999)
TONN, W. M. 1990. Climate change and fish communities: a conceptual framework. *Transactions of the American Fisheries Society* 119: 337-352.
VADAS, R. L. & ORTH, D. J. 2000. Habitat use of fish communities in a Virginia stream system. *Environmental Biology of Fishes* 59: 253-269.
VALÉRIO, S. B.; SÚAREZ, Y. R.; FELIPE, T. R. A.; TONDATO, K. K. & XIMENES, L. Q. L. 2007. Organization patterns of headwater-stream fish communities in the Upper Paraguay-Paraná basins. *Hydrobiologia* 583:241-250.
VAN SICKLE, J.; BAKER, J.; HERLIHY, A.; BAYLEY, P.; GREGORY, S.; HAGGERTY, P.; ASHKENAS, L. & Li, J. 2004. Projecting the biological condition of streams under alternative scenarios of human land use. *Ecological Applications* 14: 368-380.
WAITE, I. R. & CARPENTER, K. D. 2000. Associations among fish assemblage structure and environmental variables in Willamette Basin streams, Oregon. *Transactions of the American Fisheries Society* 129: 754-770.
WALTERS, D. M.; LEIGHT, D. S.; FREEMAN, D. S. & PRINGLE, C. M. 2003. Geomorphology and fish assemblages in a Piedmont river basin, U.S.A. *Freshwater Biology* 48: 1950-1970.
WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P. & BANNERMAN, R. 2001. Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environmental Management* 28: 255-266.
WANG, L.; SEELBACH, P. W. & LYONS, J. 2006. Effects of levels of human disturbance on the influence of catchment, riparian, and reach-scale factors on fish assemblages. In: Hughes RM, Wang L, Seelbach PW (eds) Landscape influences on stream habitats and biological assemblages. American Fisheries Society Symposium 48. Bethesda, Maryland, pp 199-219.
WHITTIER, T. R.; HALLIWELL, D. B. & PAULSEN, S. G. 1997. Cyprinid distributions in northeast U.S.A. lakes: evidence of regional-scale minnow biodiversity losses. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 1593-1607.

CONSIDERAÇÕES E CONCLUSÕES FINAIS

O presente trabalho abordou de maneira compreensiva a descrição da estrutura e dinâmica das assembléias de peixes do rio Paraíba do Sul e suas relações com as condicionantes ambientais em escala regional e em escala local, tanto em toda a extensão do canal principal e maior tributários, como em riachos contribuintes da bacia distribuídos em diferentes ecoregiões. Em linhas gerais, constatou-se que as condicionantes de escala regional (área de drenagem, fluxo, altitude e usos da terra) influenciam as condicionantes de escala local (microhabitat e fatores físico-químicos) que por sua vez influenciam a estrutura e composição das assembléias de peixes.

Também foi aperfeiçoado o Índice de Integridade Biótica para aplicação em toda a extensão do canal principal do rio Paraíba do Sul, com a definição de um único índice e escores padronizados para aplicação na maior parte da bacia (trecho médio-superior, médio-inferior e inferior) e com pequenas modificações na atribuição de notas dos atributos, para aplicação no trecho superior. Esta ferramenta foi validada por indicadores independentes, como os usos da terra, microhabitats e alguns indicadores de alteração ambiental (e.g. condutividade e oxigênio dissolvido).

Os resultados apresentados no Capítulo 1 indicaram que as assembléias de peixes apresentam uma distribuição contínua, com um aumento gradual da riqueza do trecho superior para o trecho inferior. Estas assenbléias foram influenciados por características regionais (áreas de drenagem, vazão e altitude) e locais, nos diferentes trechos da bacia. Adicionalmente foi verificado que as barragens tiveram efeito sobre a distribuição dos peixes ao longo do eixo longitudinal do canal principal, com indicações de que os padrões podem ser explicados pelo Conceito de Descontinuidade Serial, embora o elevado estado de alteração do sistema não permita uma afirmativa consistente de que este conceito se aplica a este sistema tropical. Apenas no trecho inferior, registraram-se mudanças sazonais nas assembléias de peixes, provavelmente devido à conectividade lateral mais evidente neste trecho do rio.

No capítulo 2, o Índice de Integridade Biótica foi refinado a partir de outras aplicações neste sistema (ARAÚJO 1998; ARAÚJO et al. 2003; PINTO et al. 2006) e aplicado para toda a bacia, tendo indicado que as assembléias de peixes foram influenciadas principalmente por influências antropogênicas. O IBI foi correlacionado negativamente como uso urbano, condutividade da água e substrato lamoso, e correlacionado positivamente com oxigênio dissolvido. Associações entre IBI e concentrações urbanas e industriais foram detectadas ao longo da bacia e também pelo efeito das represas e barragens. STEEDMAN (1988); WANG et al. (1997), (2000), (2001); KLAUDA et al. (1998); MCCORMICK et al. (2001); SNYDER et al. (2003) também reportaram os efeitos antropogênicos nos valores do IBI.

Nos riachos (Capítulo 3), distribuídos em 4 ecoregiões (2 em vales e 2 em planaltos), as variáveis locais do microhabitat e físico-químicas foram reguladas por características ecoregionais específicas, particularmente pelas diferentes altitudes e distância dos locais amostrados em relação ao canal principal. O presente trabalho foi consistente com estudos prévios encontrados por outros pesquisadores (MARET et al. 1997; WAITE & CARPENTER 2000; WANG et al. 2001; CASATTI et al. 2006; FIALHO et al. 2008). É importante destacar que a bacia do rio Paraíba do Sul drena uma área relativamente grande (57.000 km^2) desta forma, e a definição e consideração das diferentes ecoregiões é um fator importante ao se analisar as assembléias de peixes e serve para discriminar a ictiofauna dos riachos.

Futuros trabalhos deveriam ser feitos para aprofundar o relacionamento peixes com as variáveis ambientais, e neste sentido é importante que sejam incorporados outros componentes da estrutura da paisagem, tais como declividade, tipo de solo e processos erosivos, bem como variáveis do microhabitat, tais como, erosão da margem, sinuosidade do

rio, sedimentos em suspensão, velocidade da água, etc, e da qualidade da água, tais como, fósforo, nitrogênio, amônia e nitrato.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO, F. G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira Biologia* 58: 547-558.

ARAÚJO, F. G.; I. FICHBERG; B. C. T. PINTO & M. G. PEIXOTO. 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the rio Paraíba do Sul, Southeast. *Environmental Management* 32: 516-526.

CASATTI, L.; LANGEANI, F. & FERREIRA, C. P. 2006. Effects of physical habitat degradation of the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental Management* 38: 974-982.

FIALHO, A. P.; OLIVEIRA, L. G.; TEJERINA-GARRO, F. L. & MÉRONA, B. 2008. Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. *Hydrobiologia* 598: 315-324.

KLAUDA, R.; KAZYAK, P.; STRANKO, S.; SOUTHERLAND, M.; ROTH, N. & CHAILLOU, J. 1998. Maryland Biological Stream Survey: a state agency program to assess the impact of anthropogenic stresses on stream habitat quality and biota. *Environmental Monitoring and Assessment* 51: 299-316.

MACCORMICK, F. H.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; PECK, D. V.; STODDARD, J. L. & HERLIHY, A. T. 2001. Development of an index of biotic integrity for the Mid-Atlantic Highlands region. *Transactions of the American Fisheries Society* 130: 857-877.

MARET, T. R.; ROBINSON, C. T. & MINSHALL, G. W. 1997. Fish assemblages and environmental correlates in least-disturbed streams of the upper Snake River basin. *Transactions of the American Fisheries Society* 126: 200-216.

PINTO, B. C. T.; ARAÚJO, F. G. & HUGHES, R. M. 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia* 556: 69-83.

SNYDER, C. D.; YOUNG, J. A.; VILLELLA, R. & LEMARIE, D. P. 2003. Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. *Landscape Ecology* 18: 647-664.

STEEDMAN, R. J. 1988. Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 492-501.

WAITE, I. R. & CARPENTER, K. D. 2000. Associations among fish assemblage structure and environmental variables in Willamette Basin streams, Oregon. *Transactions of the American Fisheries Society* 129: 754-770.

WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P. & GATTI, R. 1997. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries* 22(6): 6-12.

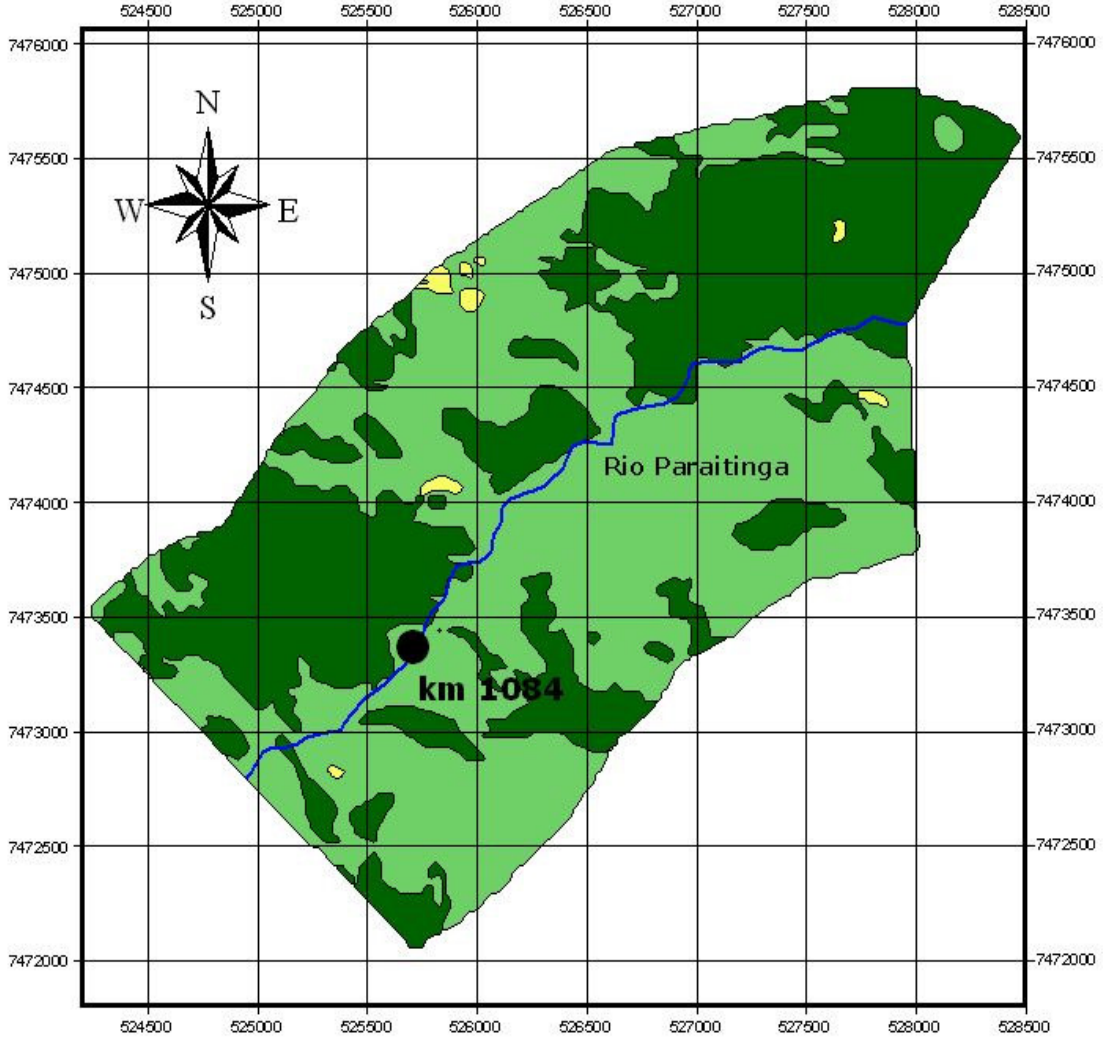
WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P.; BANNERMAN, R. & EMMONS, E. 2000. Watershed urbanization and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams. *Journal of the American Water Resources Association* 36: 1173-1189.

WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P. & BANNERMAN, R. 2001.Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environmental Management* 28: 255-266.

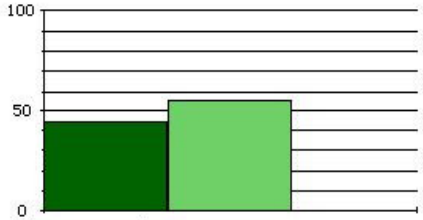
ANEXO

Anexo I

Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Paraitinga/Serra da Bocaina-SP (km 1084)



Classes de Uso da Terra
- Floresta
- Pasto
- Solo exposto
- Córrego



Fonte:
Imagens CBERS 2 - CCD
Levantamento de Campo

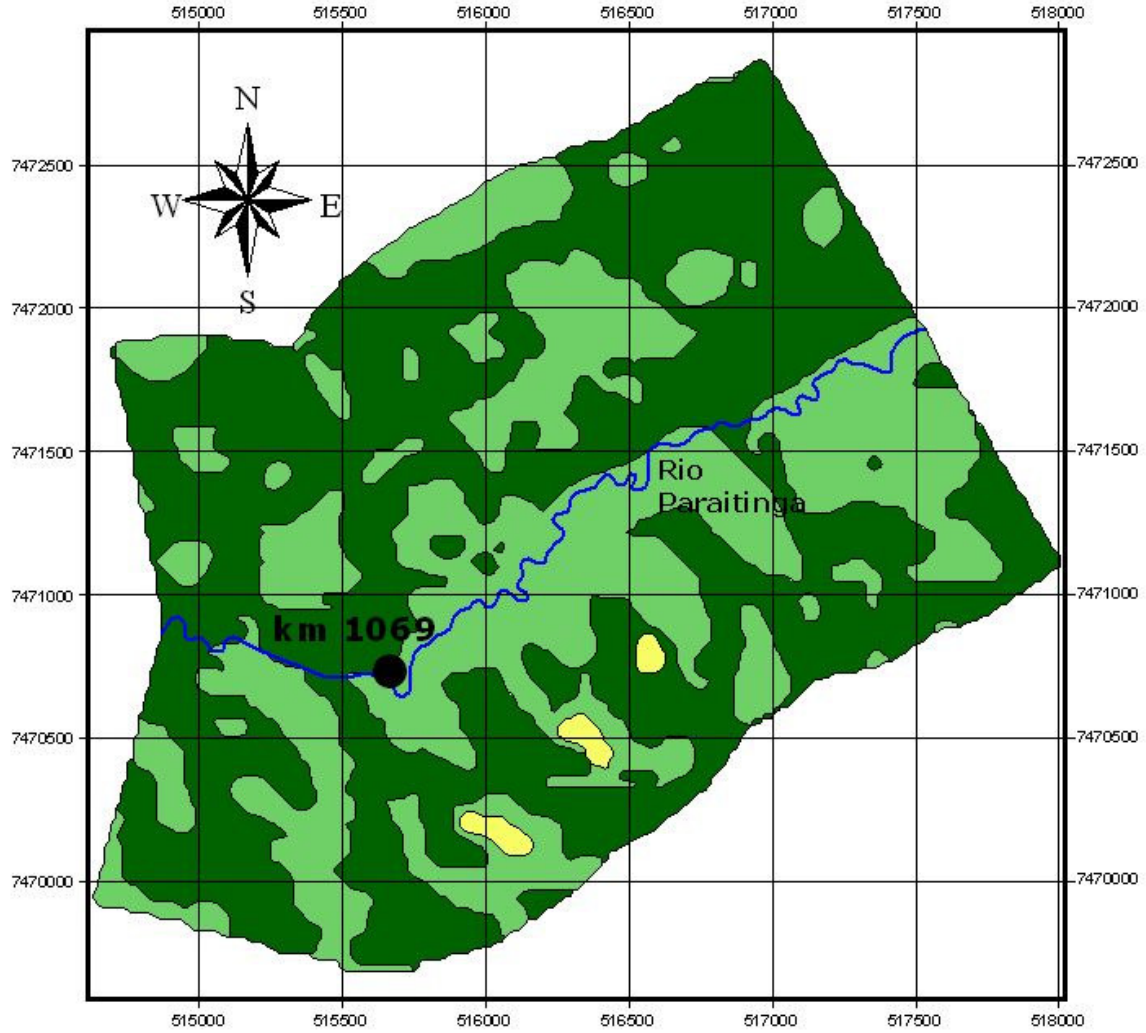
Projeção Universal Transversa de Mercato

400 0 400 800 Meters

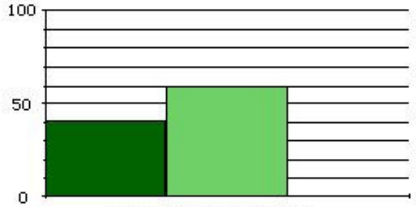
Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo II

Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Paraitinga/Serra da Bocaina (km 1069)



Classes de Uso da Terra
- Floresta
- Pasto
- Solo Exposto
- Córrego



Dados em Porcentagem

Fonte:
Imagens CBERS 2 - CCD
Levantamento de Campo

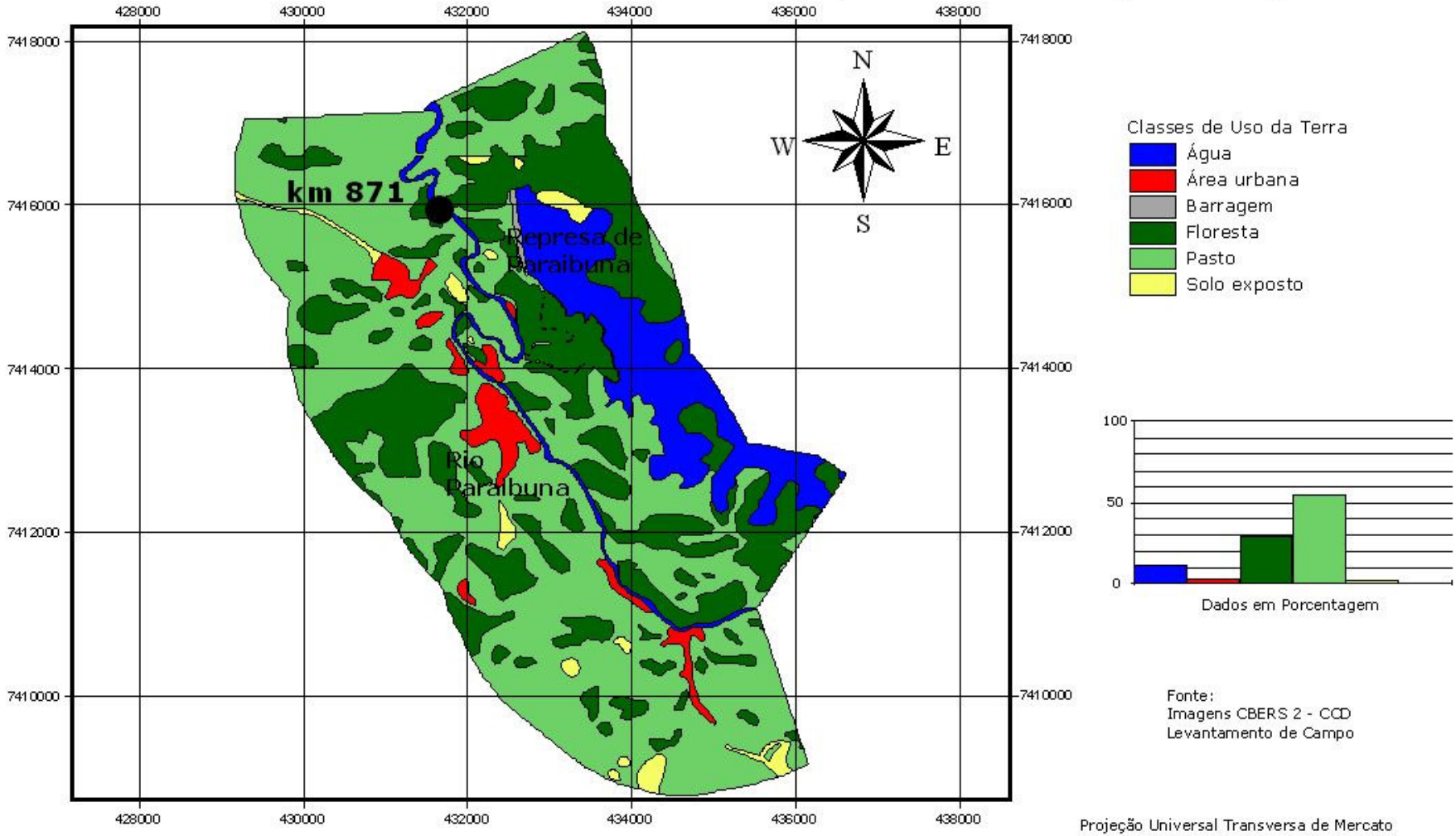
Projeção Universal Transversa de Mercato

400 0 400 800 Meters

Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo III Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal

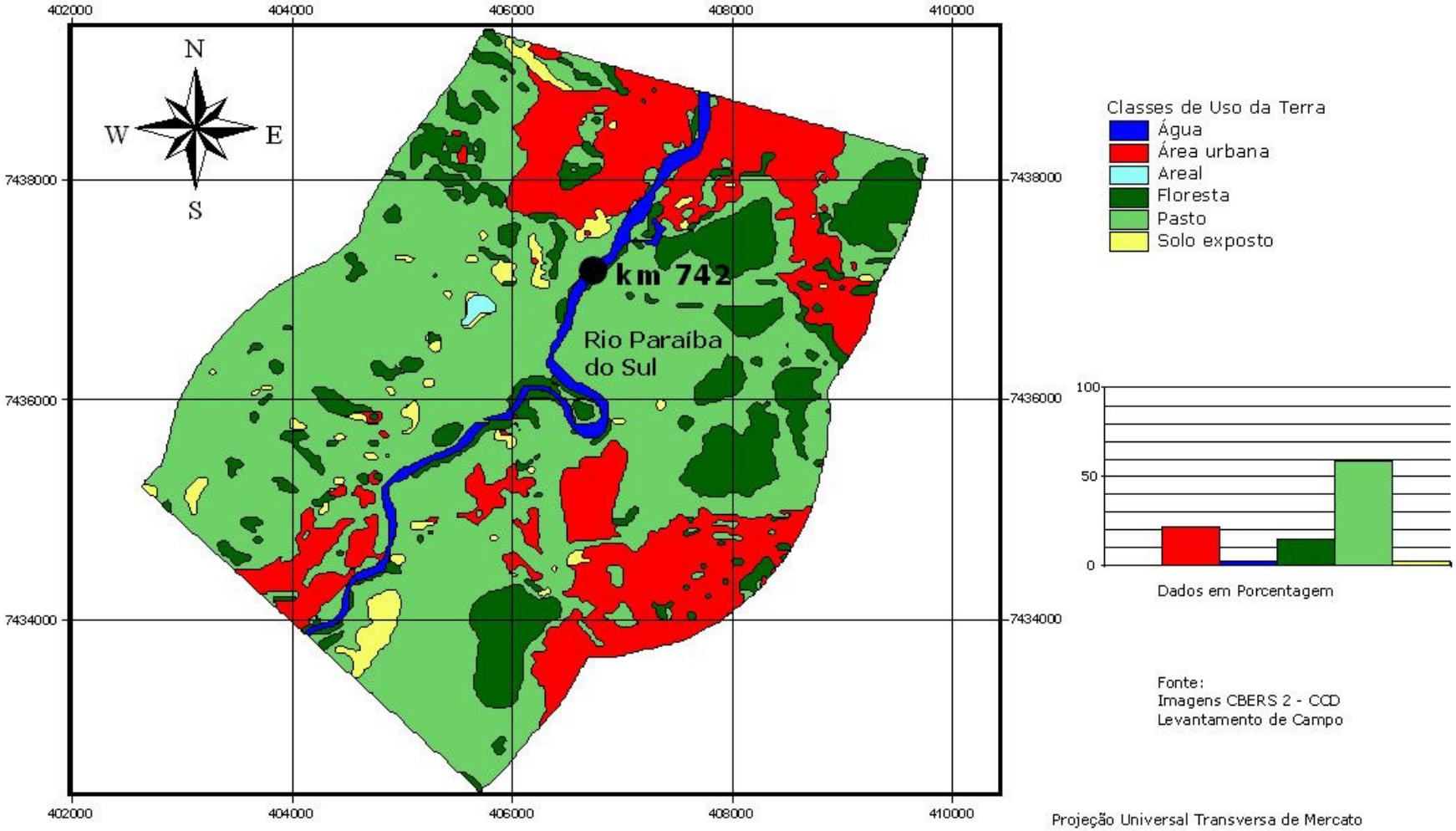
Encontro dos Rios Paraibuna e Paraitinga/Paraibuna-SP (km 871)



Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo IV Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal

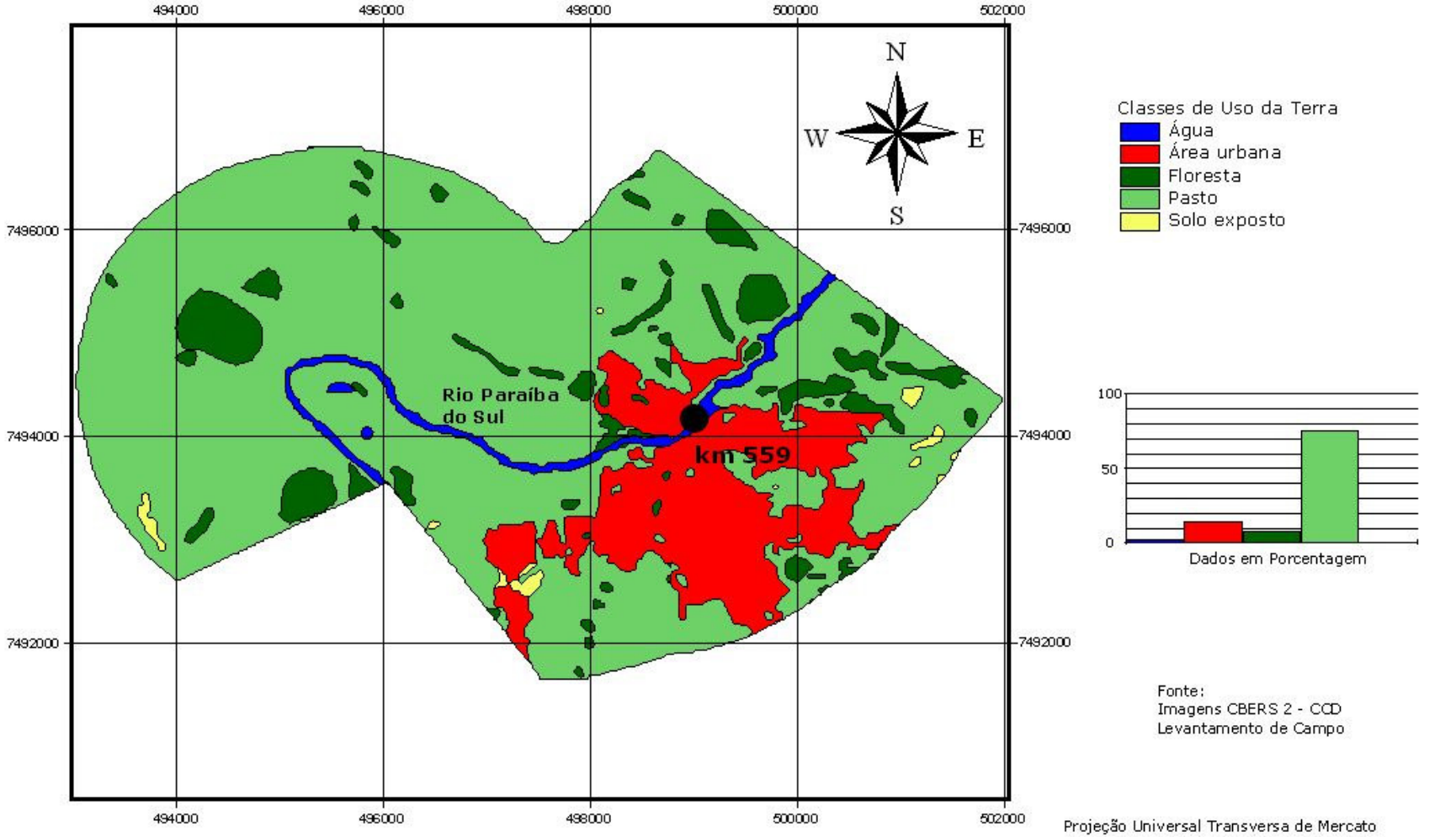
Rio Paraíba do Sul/São José dos Campos-SP (km 742)



Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo V

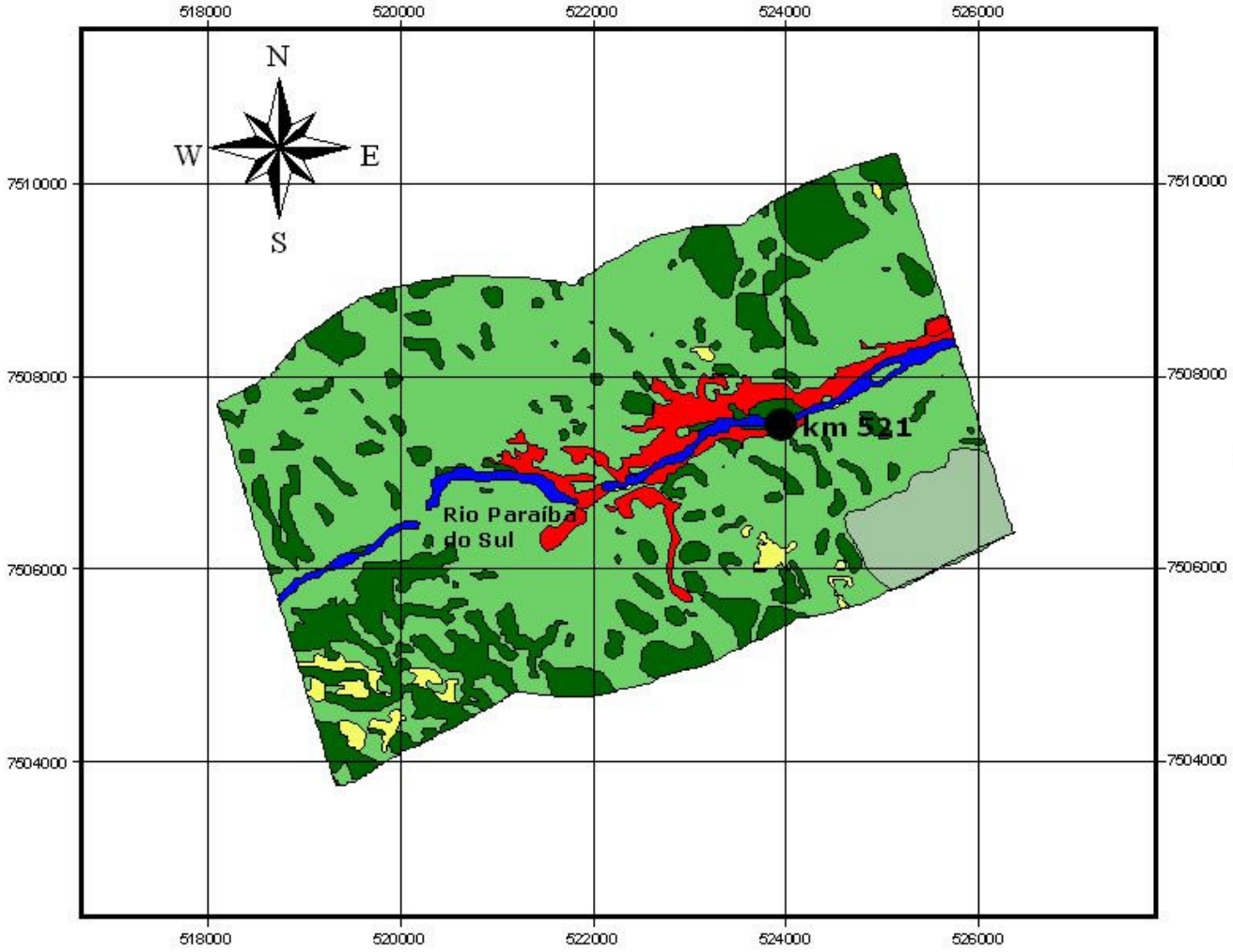
Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Paraíba do Sul/Cachoeira Paulista-SP (km 559)



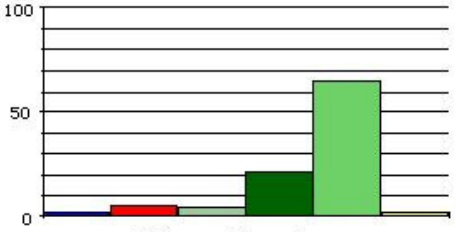
Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo VI

Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Paraíba do Sul/Queluz-SP (km 521)



Classes de Uso da Terra
- Água
- Área urbana
- Eucalipto
- Floresta
- Pasto
- Solo exposto



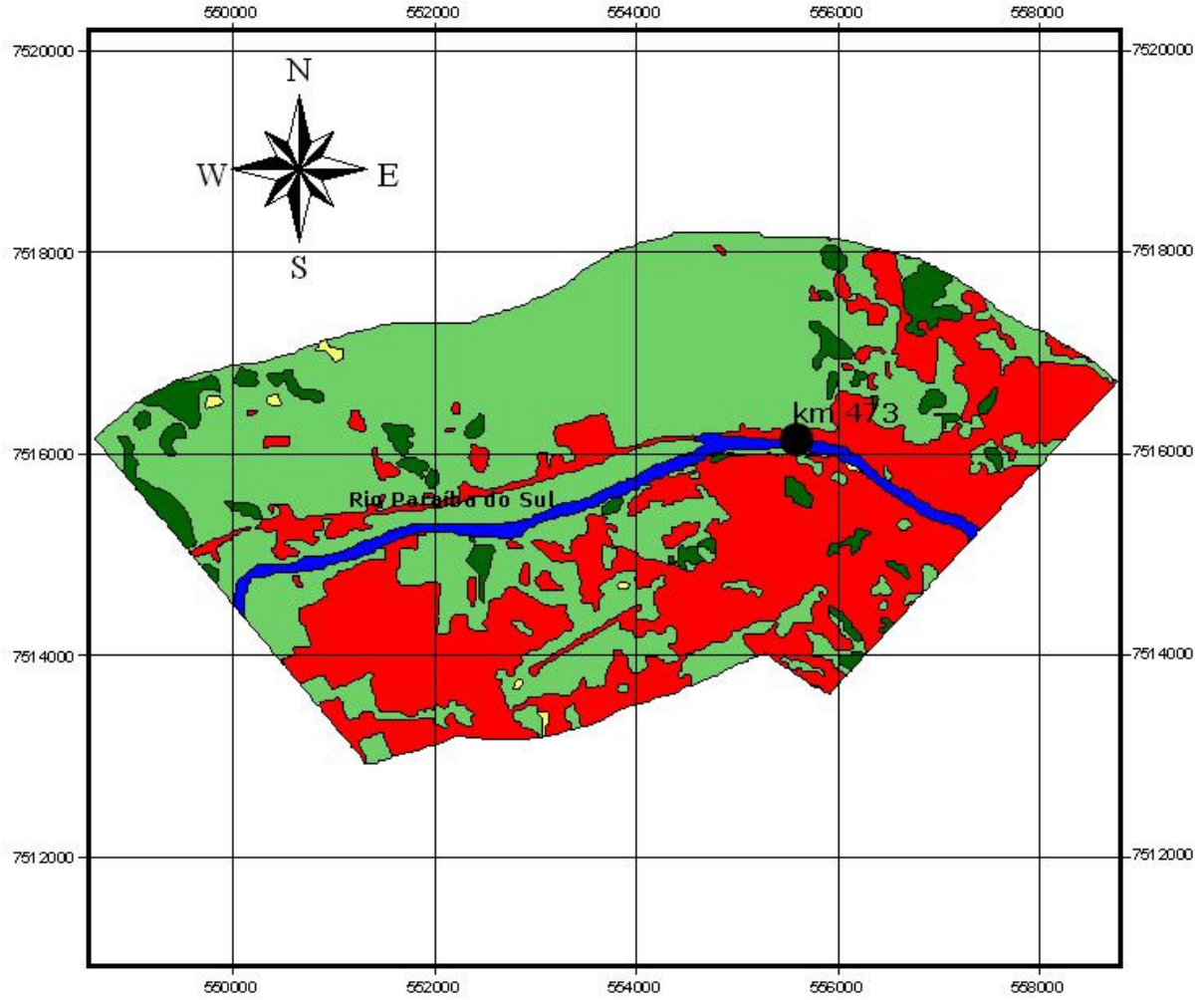
Fonte:
Imagens CBERS 2 - CCD
Levantamento de Campo

Projeção Universal Transversa de Mercato
1000 0 1000 2000 Meters

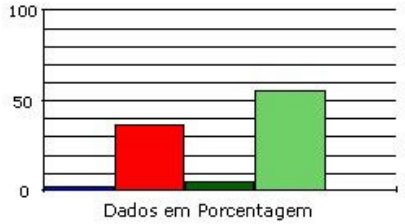
Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo VII

Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Paraíba do Sul/Resende-RJ (km 473)



Classes de Uso da Terra
- Água
- Área urbana
- Floresta
- Pasto
- Solo exposto



Fonte:
Imagens CBERS 2 - CCD
Levantamento de Campo

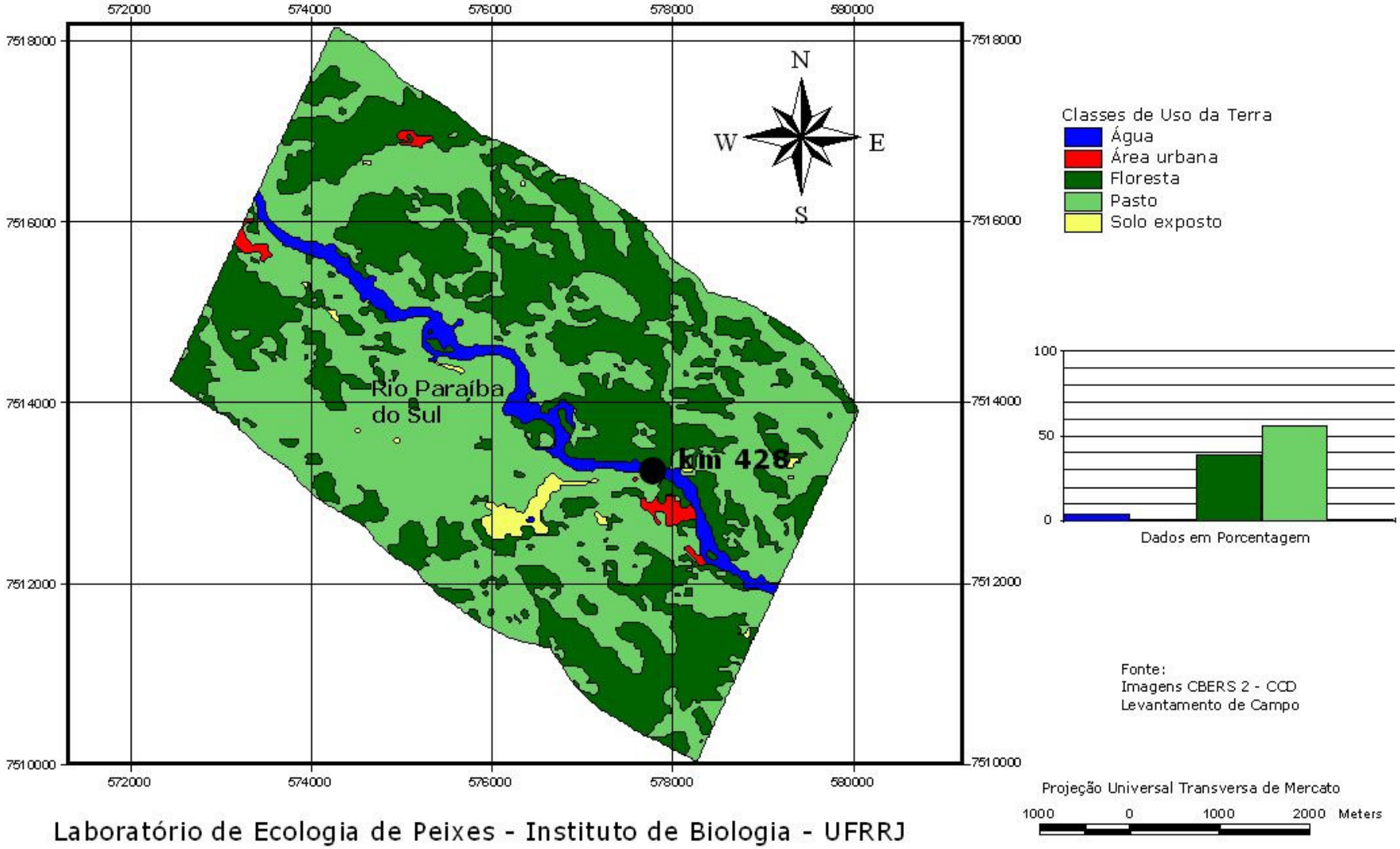
Projeção Universal Transversa de Mercato

1000 0 1000 2000 Meters

Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

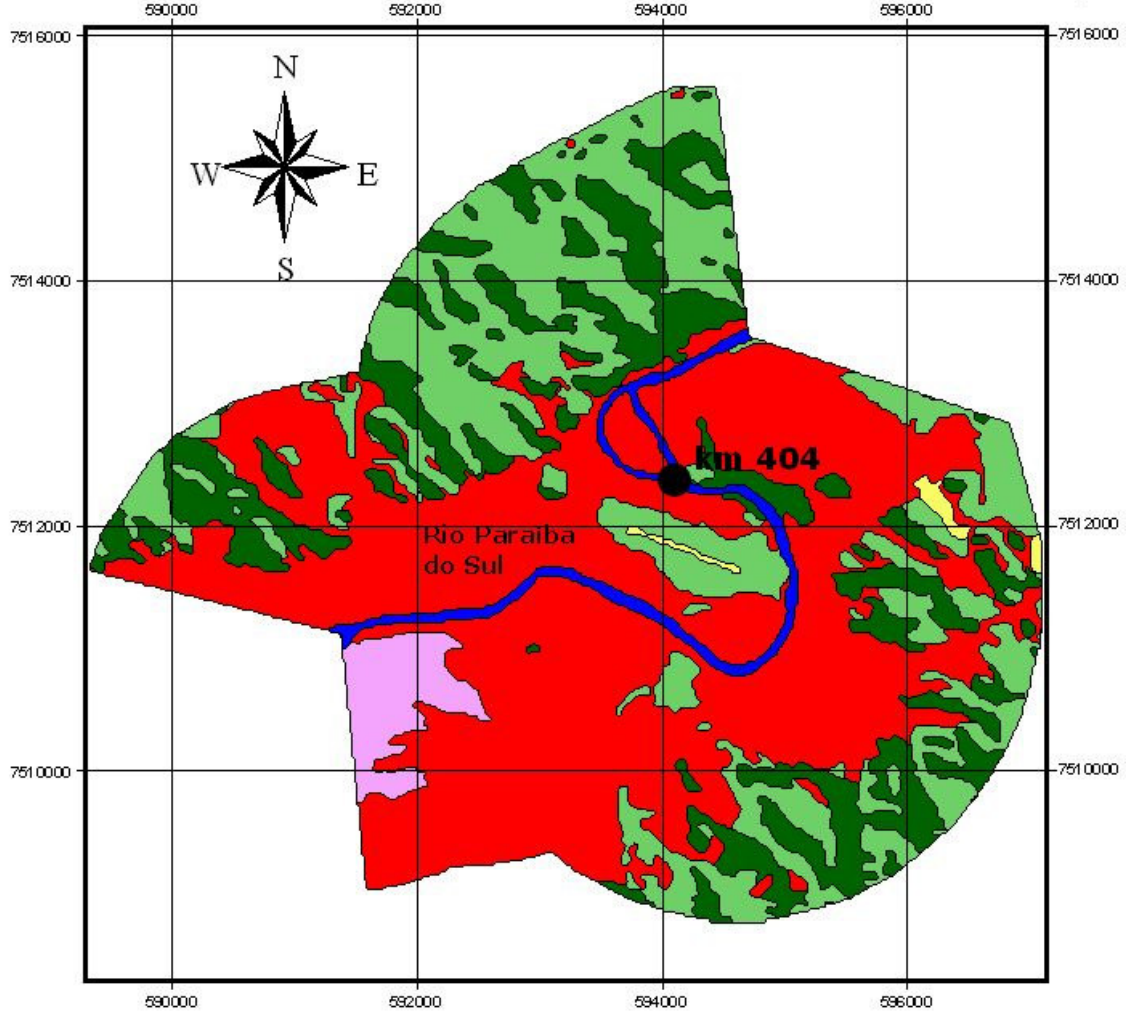
Anexo VIII

Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Paraíba do Sul/Barra Mansa-RJ (km 428)

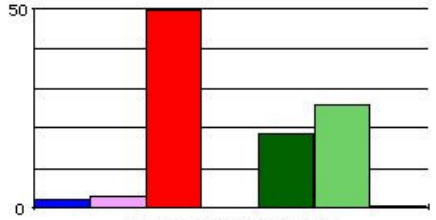


Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo IX Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Paraíba do Sul/Volta Redonda-RJ (km 404)



Classes de Uso da Terra
- Água
- Área Industrial
- Área urbana
- Área_Extração
- Floresta
- Pasto
- Solo exposto



Fonte:
Imagens CBERS 2 - CCD
Levantamento de Campo

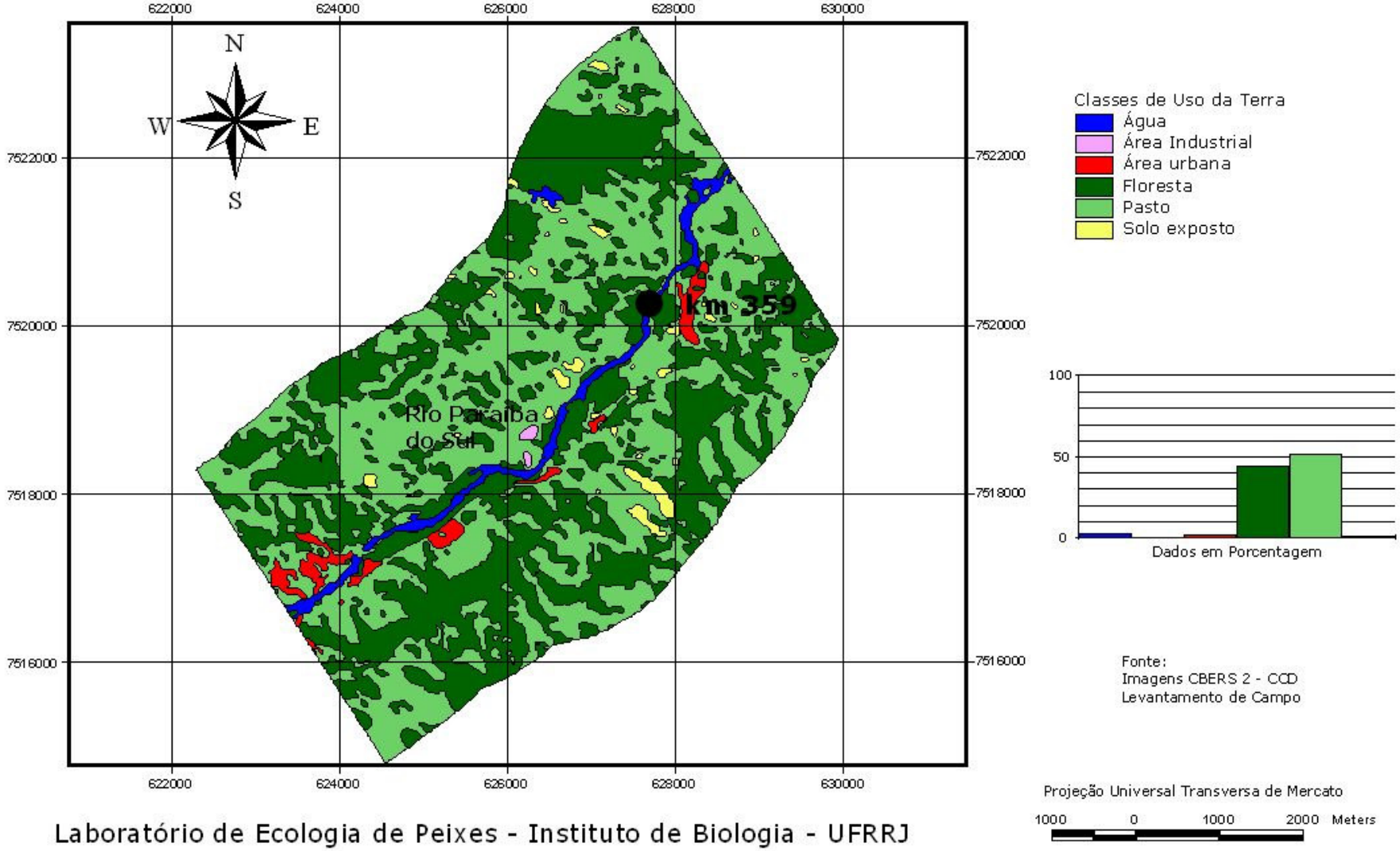
Projeção Universal Transversa de Mercato

1000 0 1000 2000 Meters

Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo X

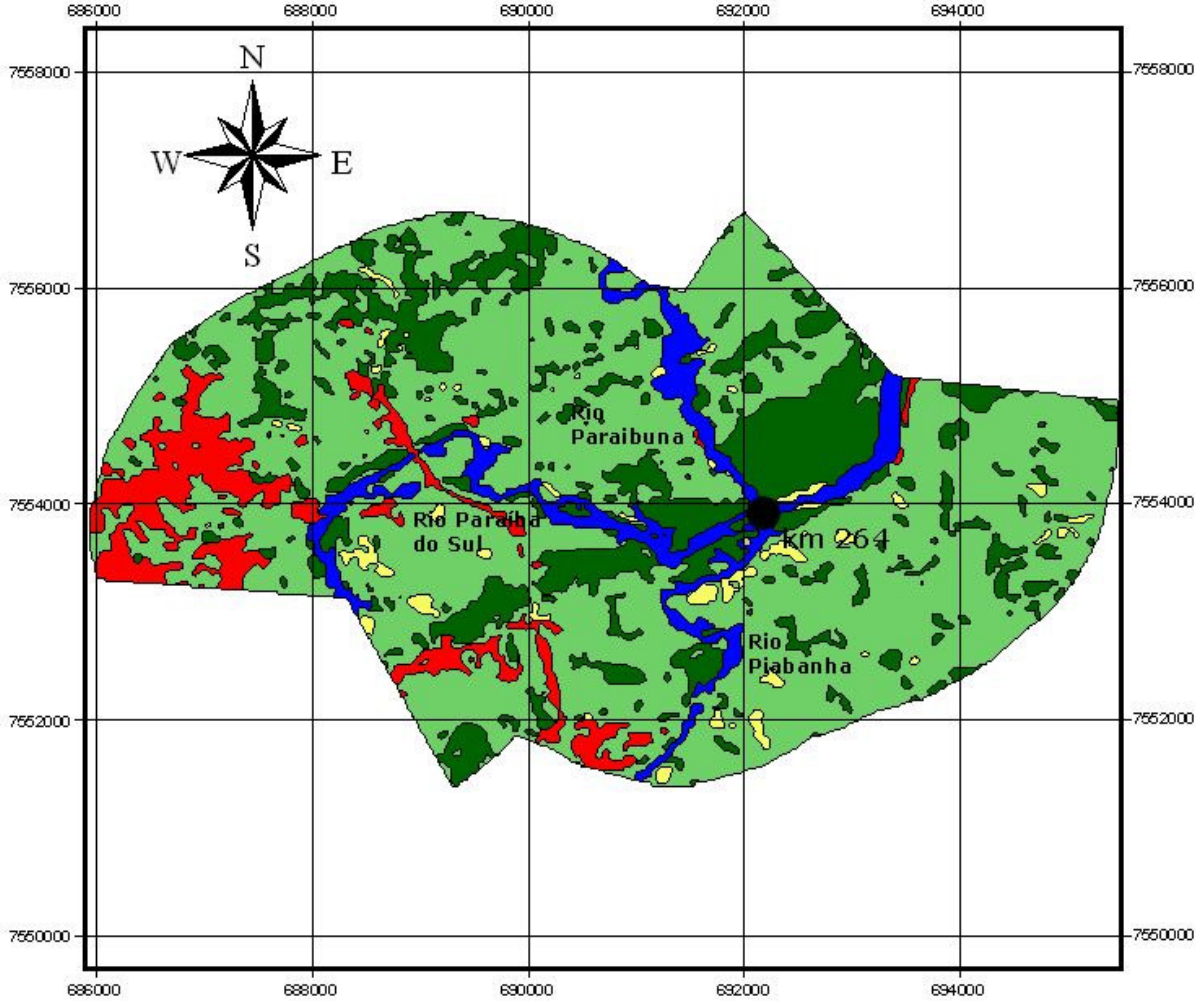
Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Paraíba do Sul/Barra do Piraí-RJ (km 359)



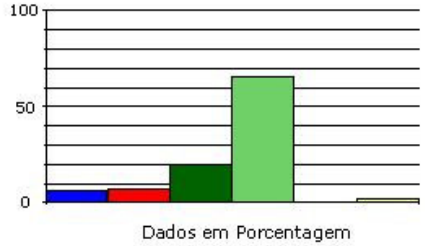
Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo XI

Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Paraíba do Sul/Três Rios-RJ (km 264)



Classes de Uso da Terra
- Água
- Área urbana
- Floresta
- Pasto
- Rocha
- Solo exposto



Fonte:
Imagens CBERS 2 - CCD
Levantamento de Campo

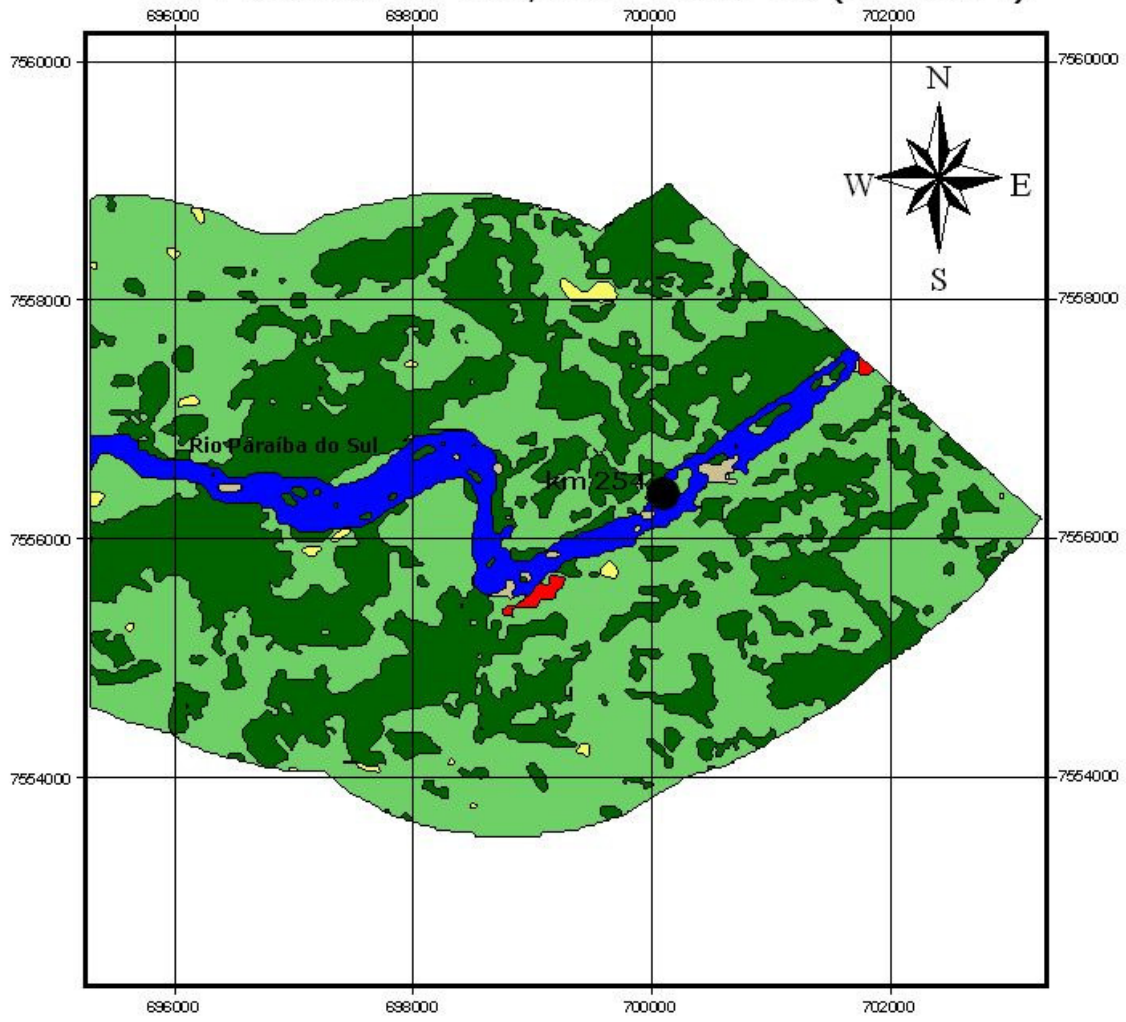
Projeção Universal Transversa de Mercato

1000 0 1000 2000 Meters

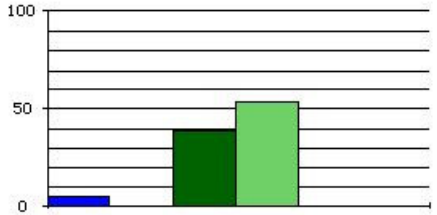
Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo XII

Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Paraíba do Sul/Três Rios-RJ (km 254)



Classes de Uso da Terra
- Água
- Área urbana
- Floresta
- Pasto
- Rocha
- Solo exposto



Fonte:
Imagens CBERS 2 - CCD
Levantamento de Campo

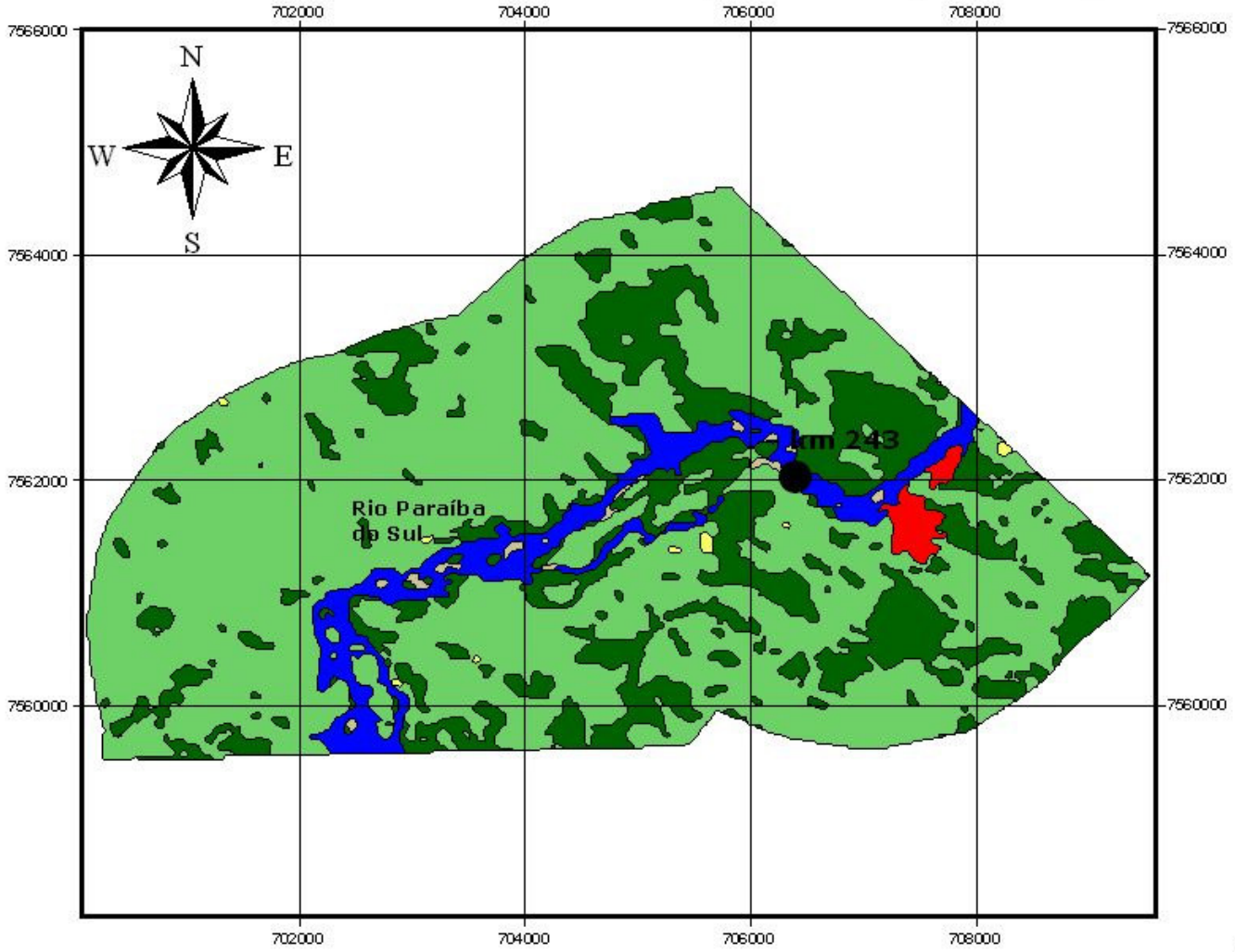
Projeção Universal Transversa de Mercato

1000 0 1000 2000 Meters

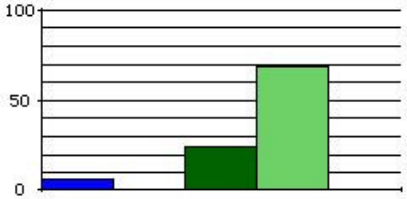
Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo XIII

Mapa de Uso da terra e Cobertura Vegetal Rio Paraíba do Sul/Anta-RJ (km 243)



Classes de Uso da Terra
- Água
- Área urbana
- Floresta
- Pasto
- Rocha
- Solo exposto



Dados em Porcentagem

Fonte:
Imagens CBERS 2 - CCD
Levantamento de Campo

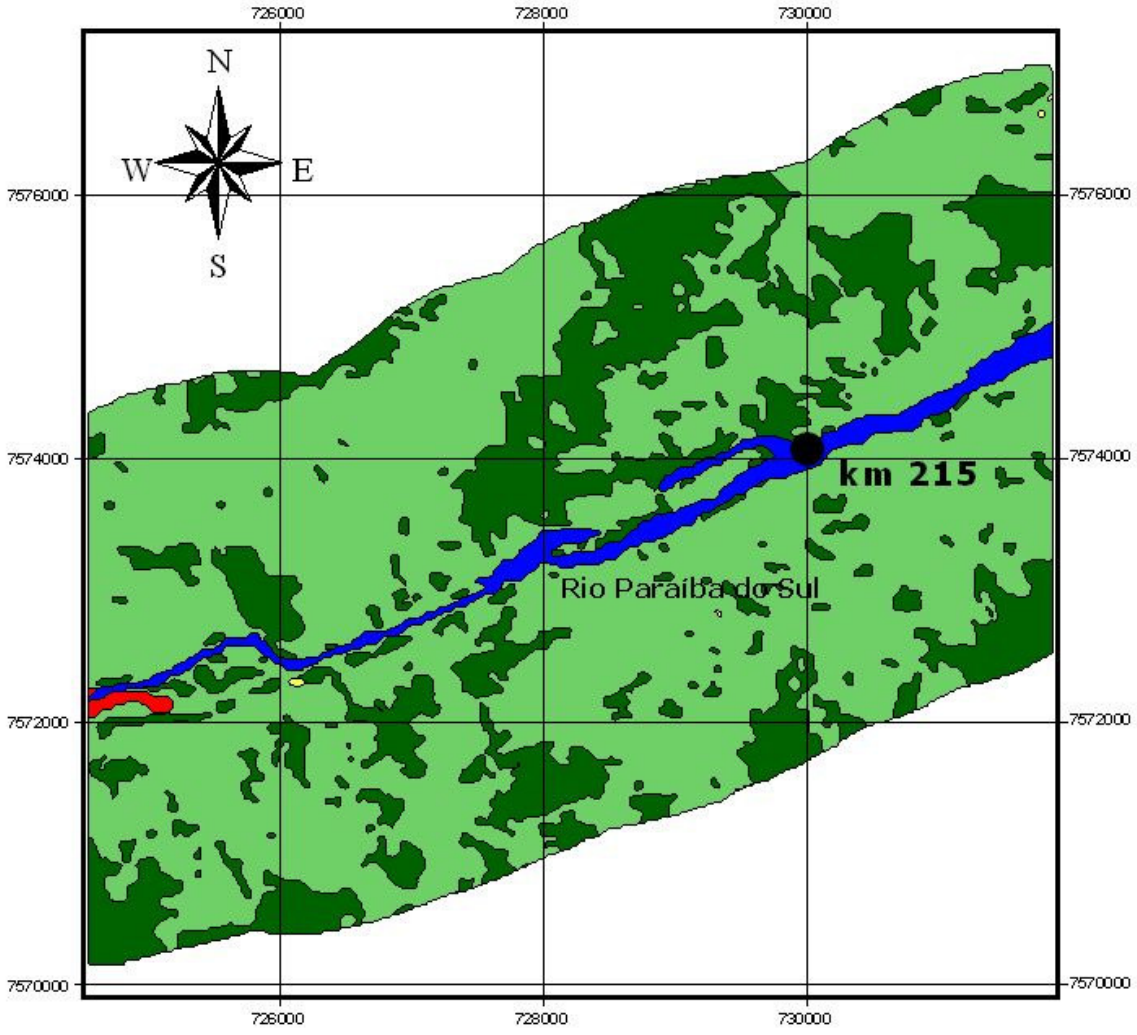
Projeção Universal Transversa de Mercato

1000 0 1000 2000 Meters

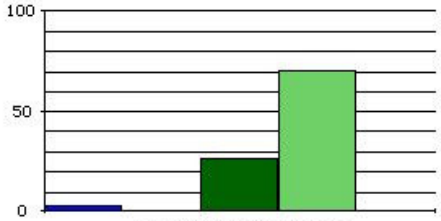
Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo XIV

Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Paraíba do Sul/Sapucaia-RJ (km 215)



Classes de Uso da Terra
- Água
- Área urbana
- Floresta
- Pasto
- Solo exposto



Fonte:
Imagens CBERS 2 - CCD
Levantamento de Campo

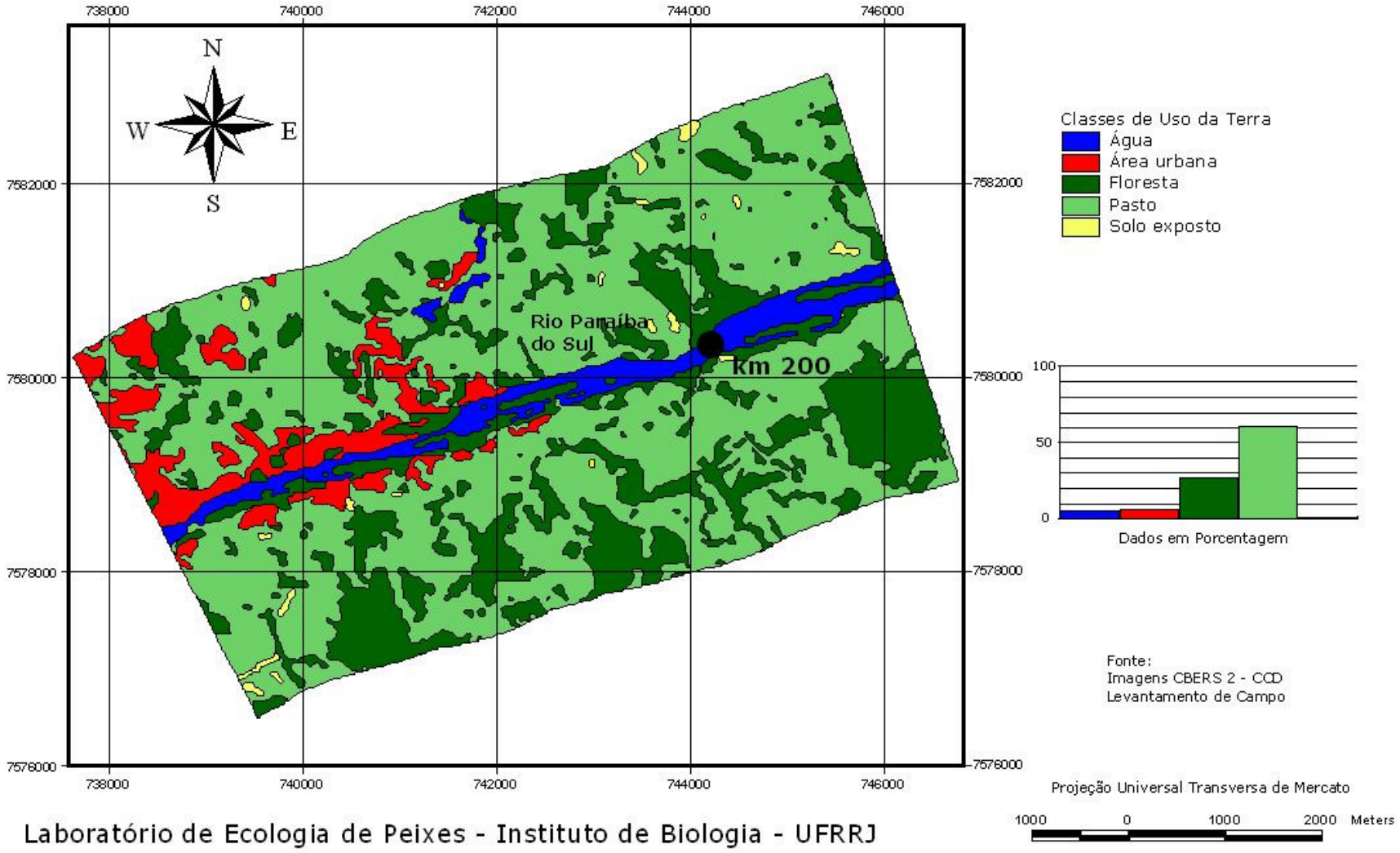
Projeção Universal Transversa de Mercato

1000 0 1000 2000 Meters

Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo XV

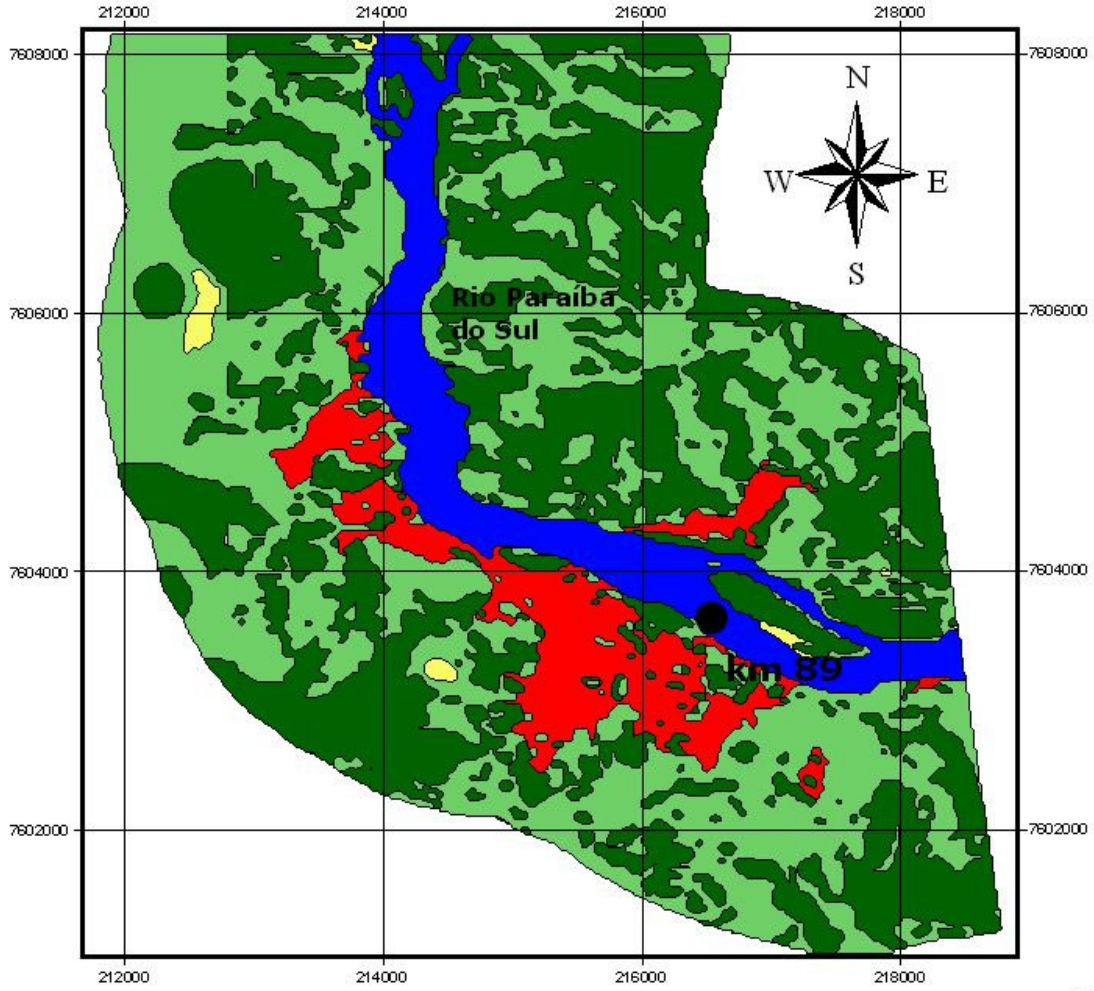
Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Paraíba do Sul/Além Paraíba-MG (km 200)



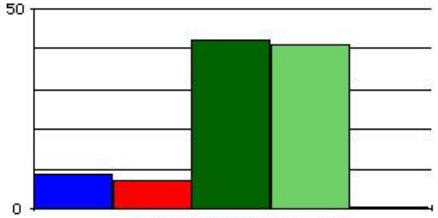
Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo XVI

Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Paraíba do Sul/São Fidélis-RJ (km 89)



Classes de Uso da Terra
- Água
- Área urbana
- Floresta
- Pasto
- Solo exposto



Dados em Porcentagem

Fonte:
Imagens CBERS 2 - CCD
Levantamento de Campo

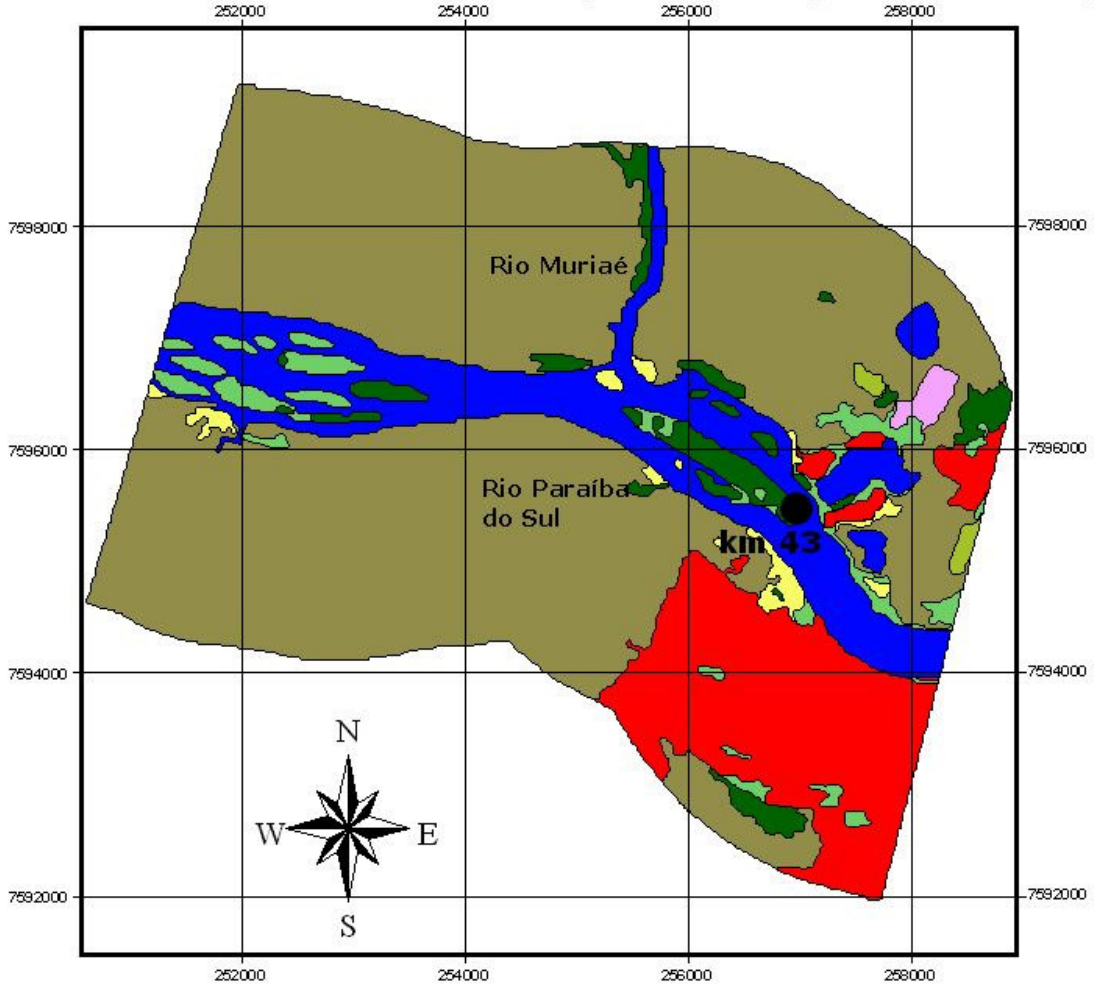
Projeção Universal Transversa de Mercato

1000 0 1000 2000 Meters

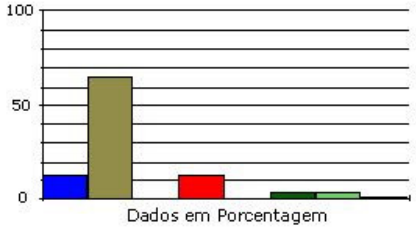
Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo XVII

Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Paraíba do Sul/Campos dos Goytacazes-RJ (km 43)



Classes de Uso da Terra
- Água
- Área Cultivo
- Área Industrial
- Área urbana
- Brejo
- Floresta
- Pasto
- Solo exposto



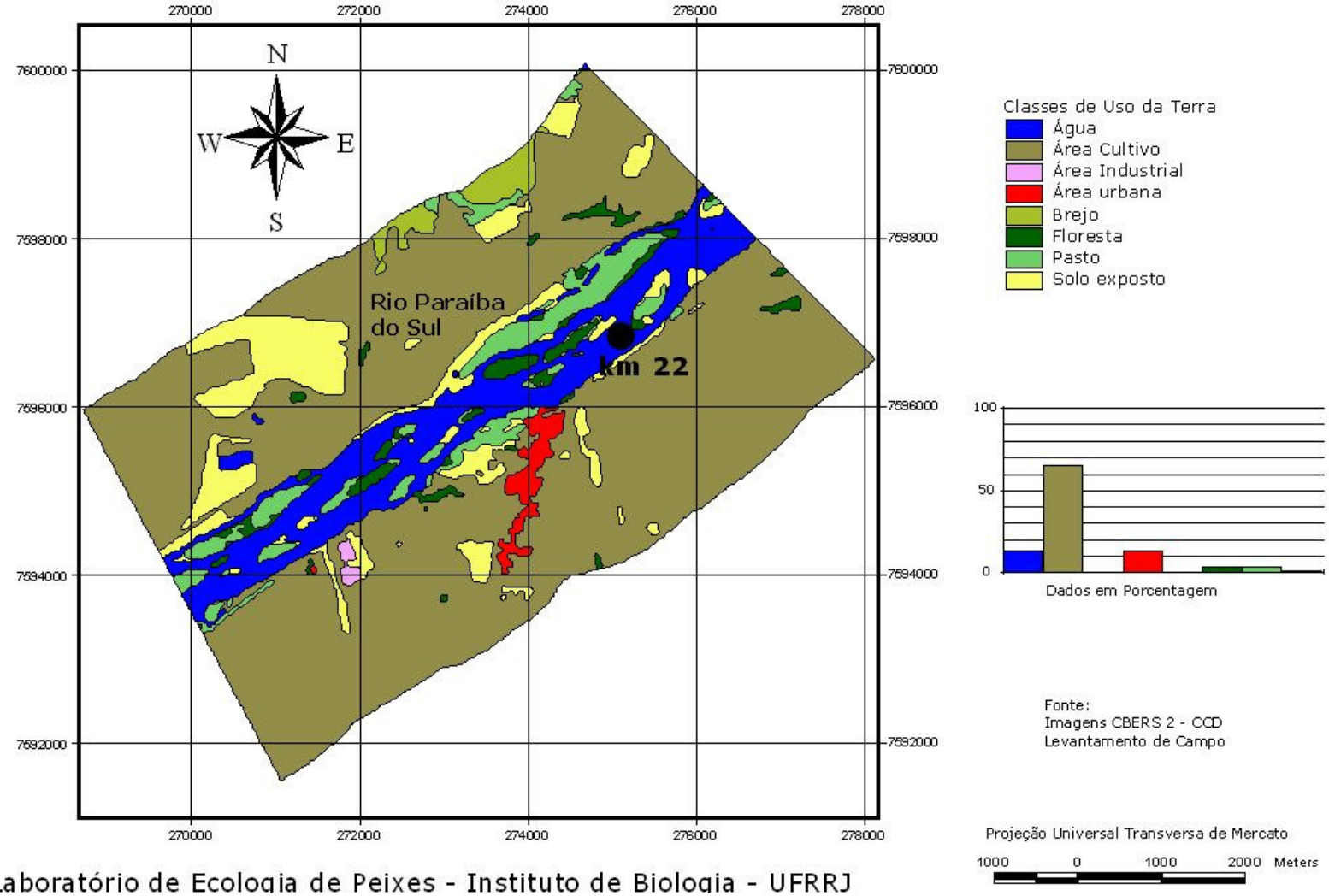
Fonte:
Imagens CBERS 2 - CCD
Levantamento de Campo

Projeção Universal Transversa de Mercato
1000 0 1000 2000 Meters

Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo XVIII

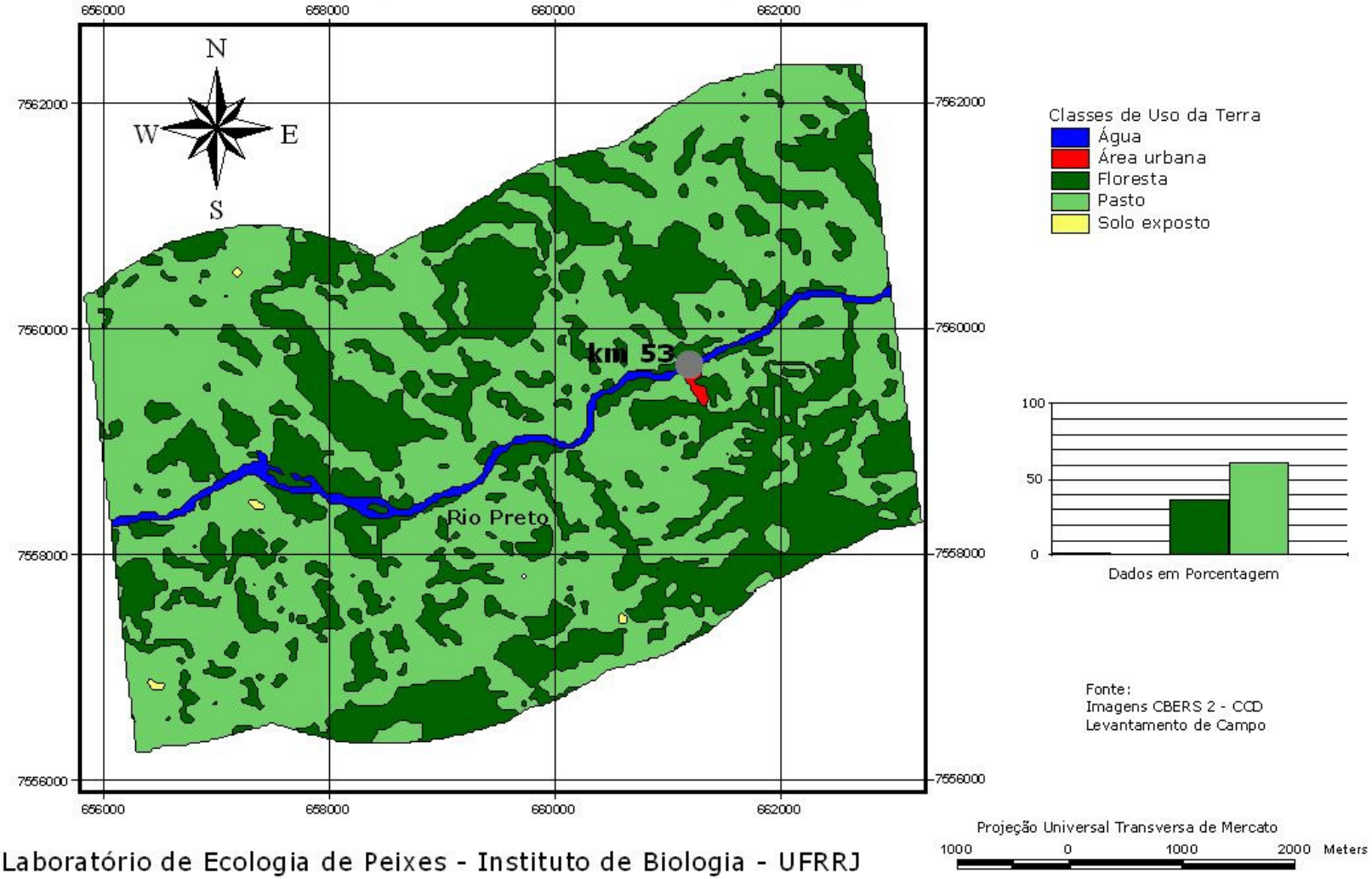
Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Paraíba do Sul/São João da Barra-RJ (km 22)



Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo XIX

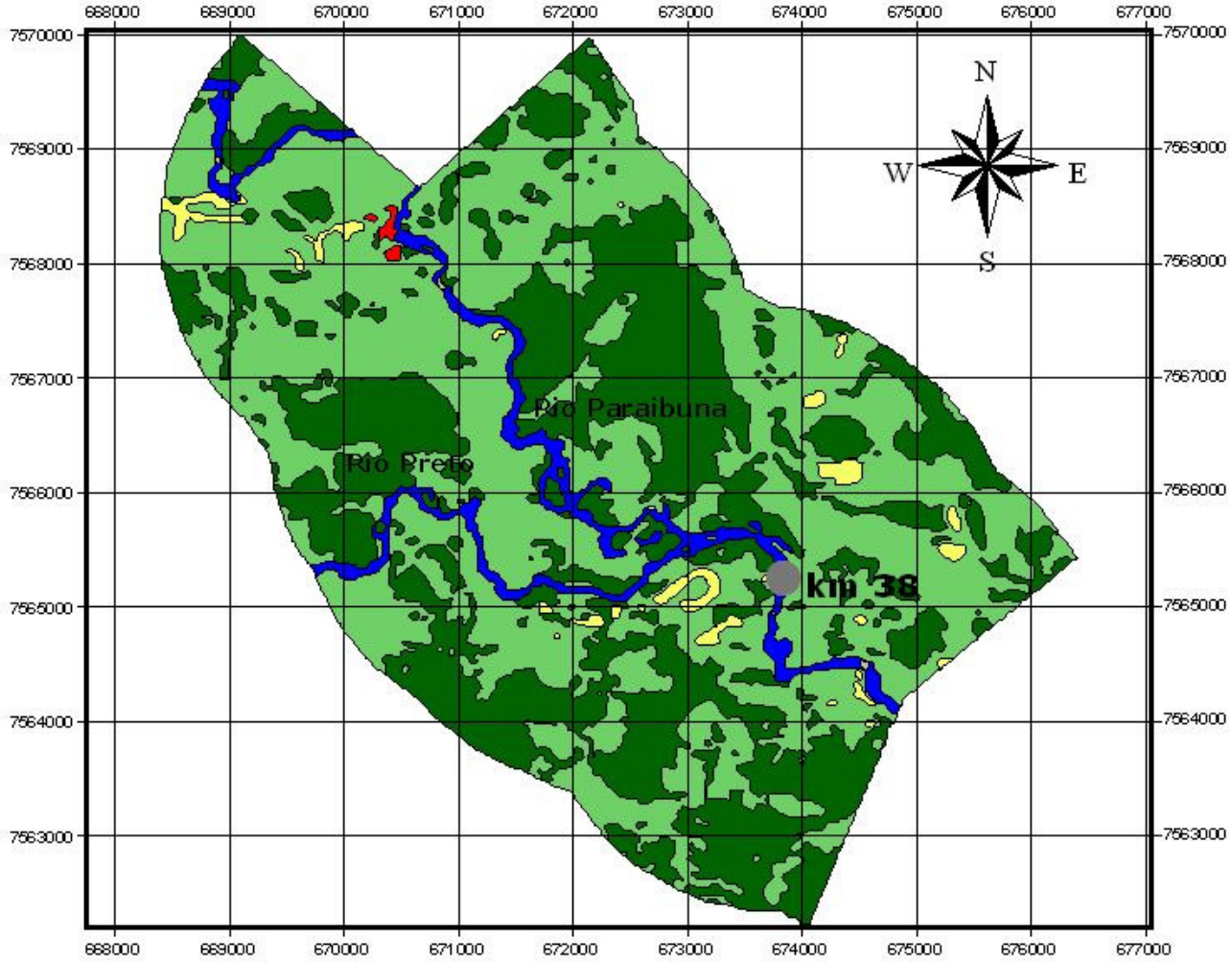
Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Preto/Rio das Flores-RJ (local 1)



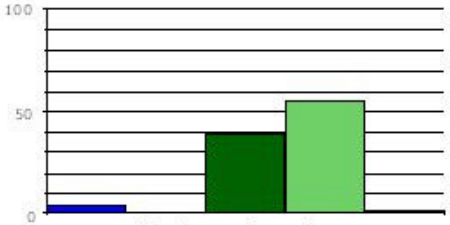
Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo XX

Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Paraibuna/Levi Gasparian-RJ (local 2)



Classes de Uso da Terra
- Água
- Área urbana
- Floresta
- Pasto
- Rocha
- Solo exposto



Fonte:
Imagens CBERS 2 - CCD
Levantamento de Campo

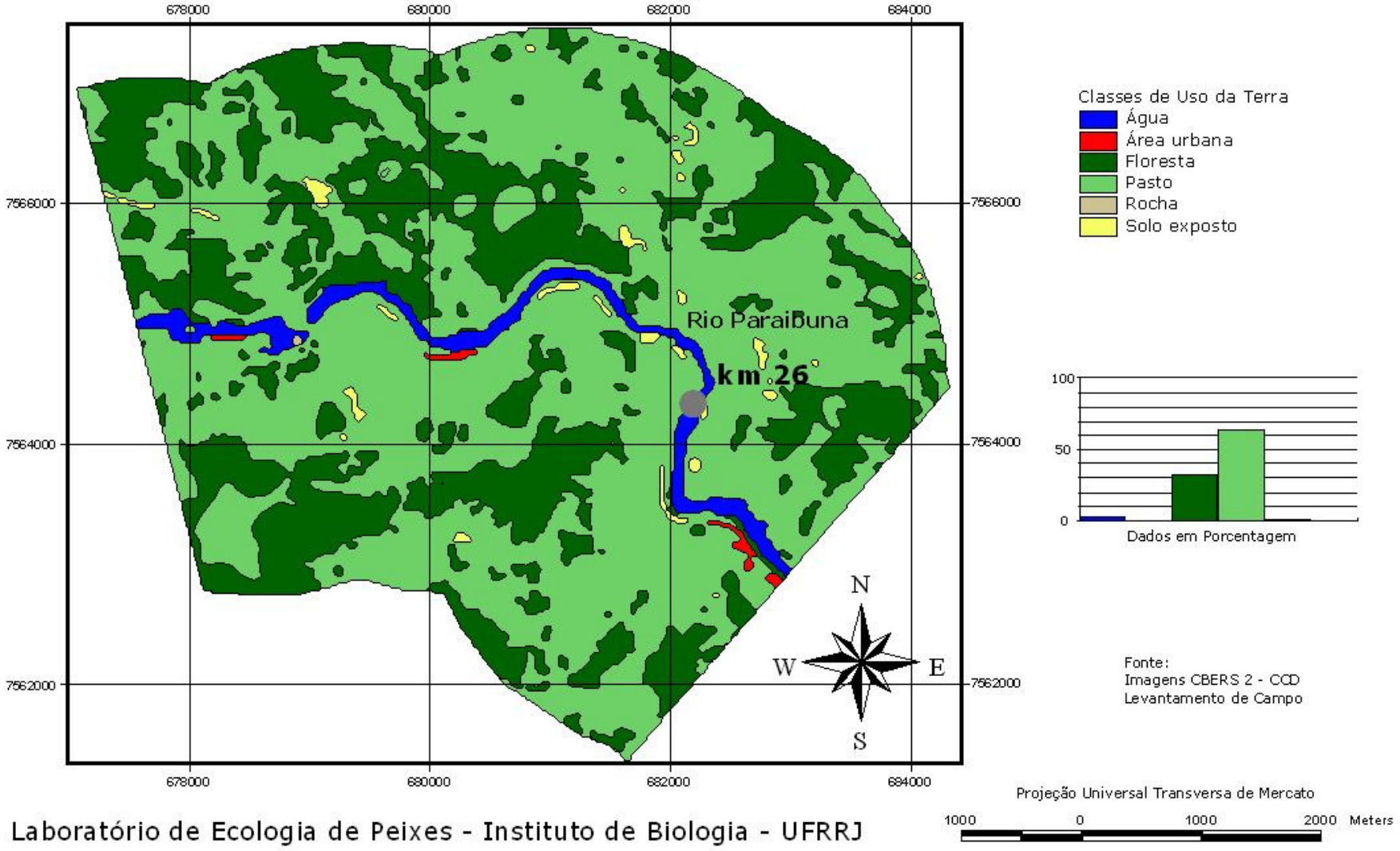
Projeção Universal Transversa de Mercato

1000 0 1000 2000 Meters

Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo XXI

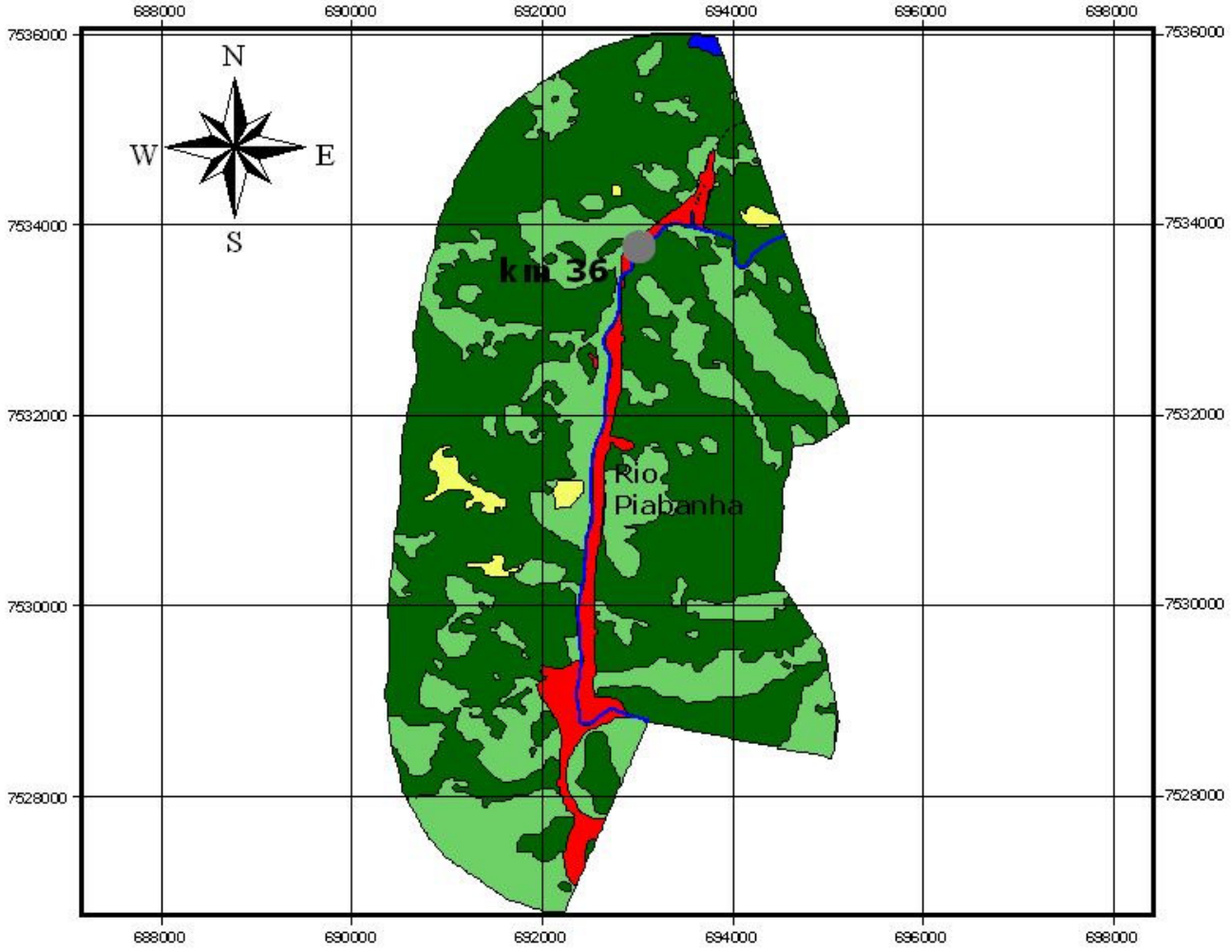
Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Paraibuna/Rio das Flores-RJ (local 3)



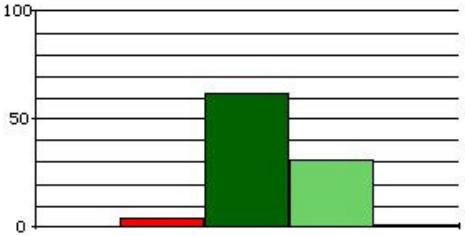
Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo XXII

Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Piabanha/Petrópolis-RJ (local 4)



Classes de Uso da Terra
- Água
- Área urbana
- Floresta
- Pasto
- Solo exposto
- Rio Piabanha



Dados em Porcentagem

Fonte:
Imagens CBERS 2 - CCD
Levantamento de Campo

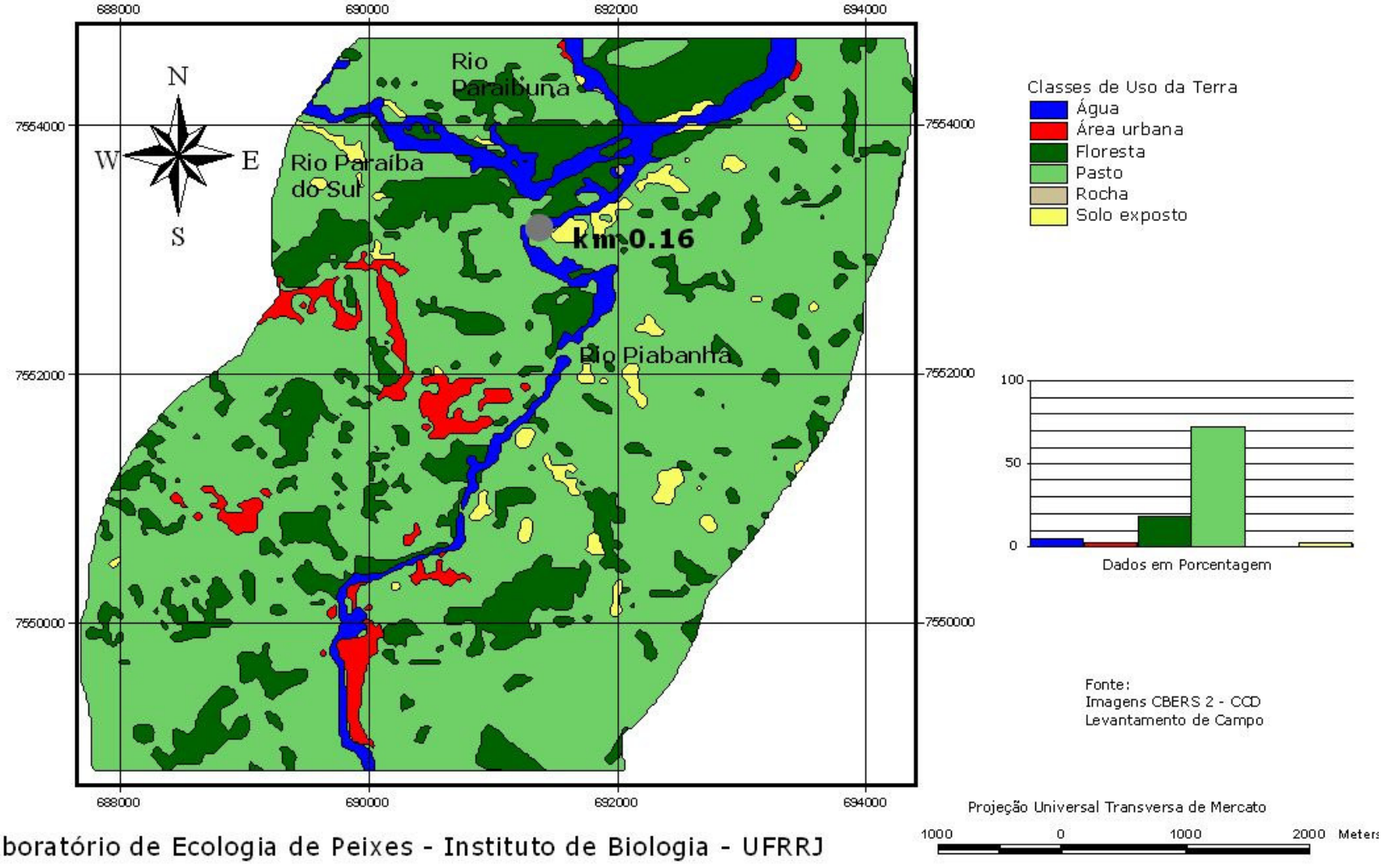
Projeção Universal Transversa de Mercato

1000 0 1000 2000 Meters

Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

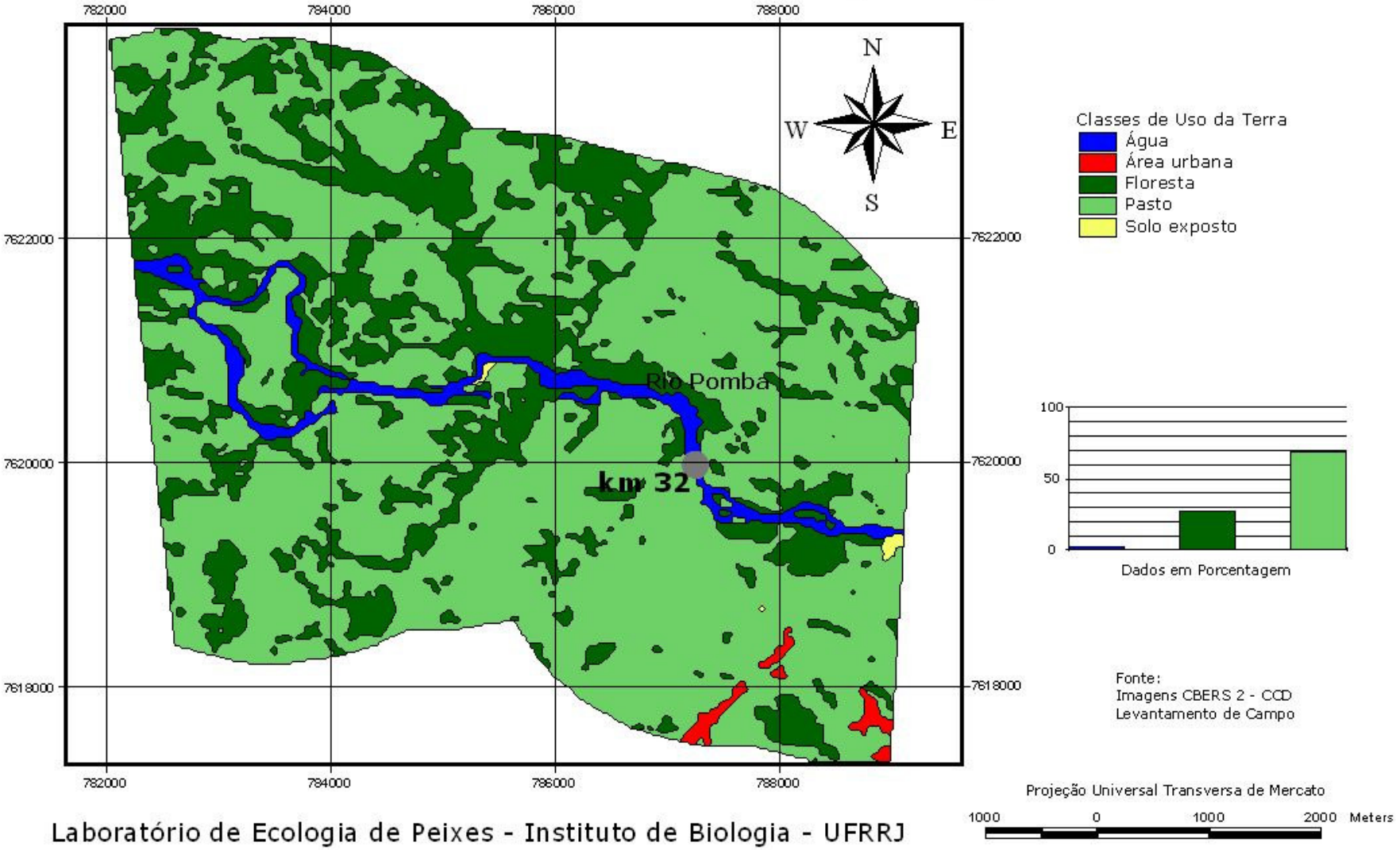
Anexo XXIII

Mapa de Uso da terra e Cobertura Vegetal Rio Piabanha/Petrópolis-RJ (local 5)



Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

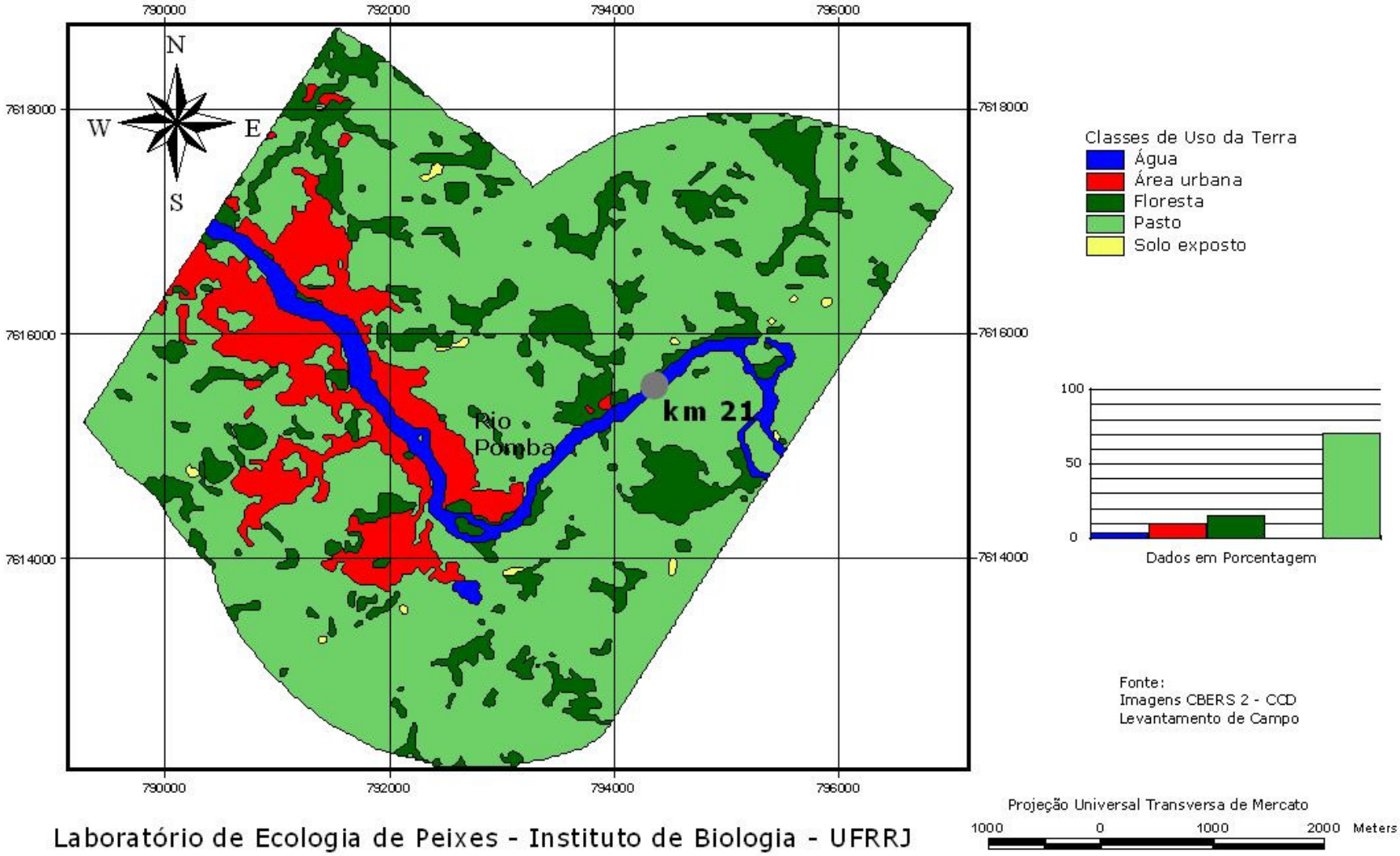
Anexo XXIV Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Pomba/Santo Antônio de Pádua-RJ (local 6)



Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo XXV

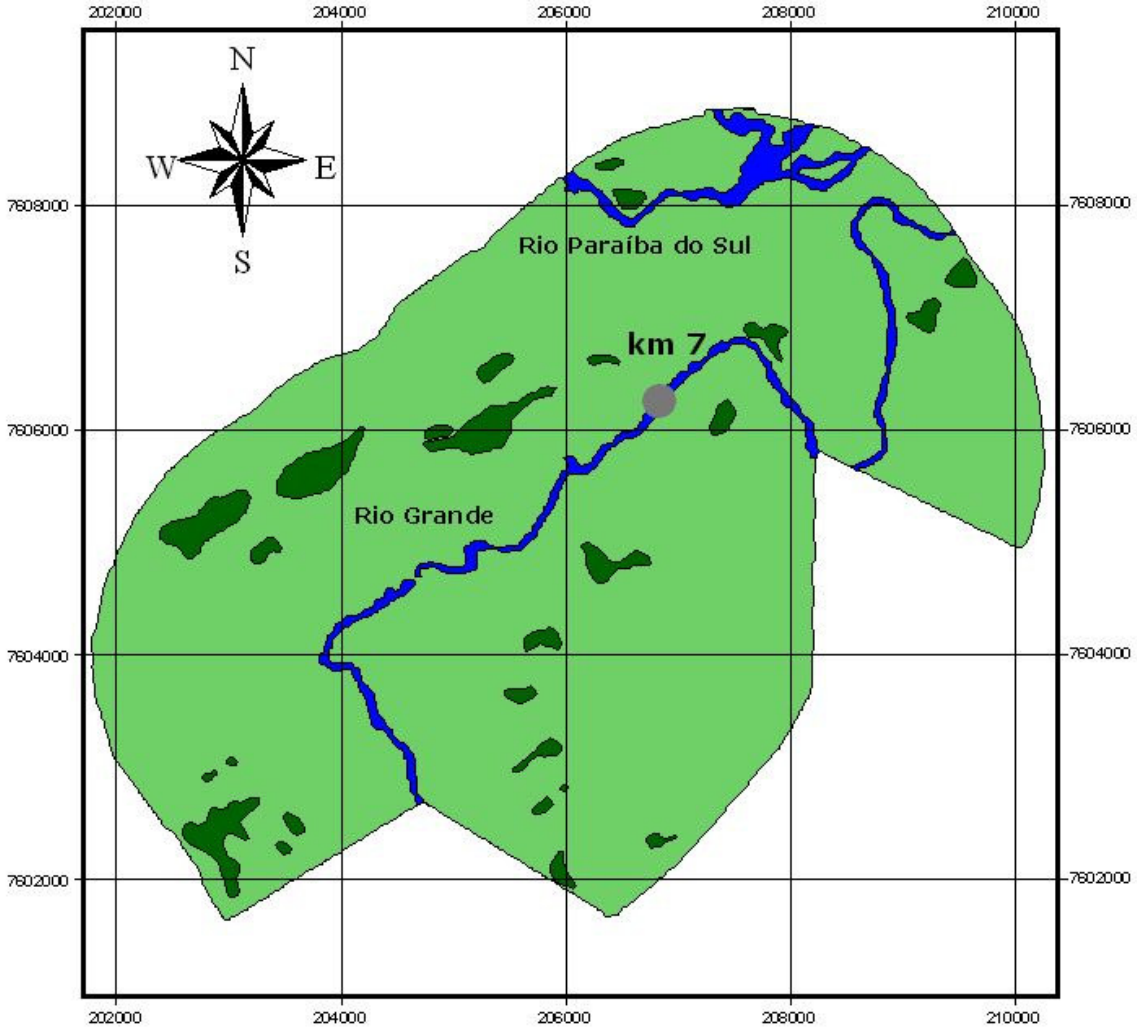
Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Pomba/Santo Antônio de Pádua-RJ (local 7 e 7')



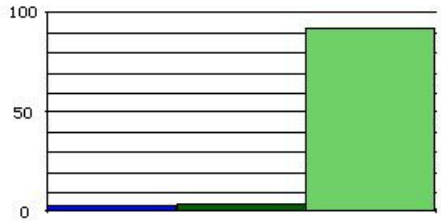
Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo XXVI

Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Grande/São Fidélis-RJ (local 8)



Classes de Uso da Terra
- Água
- Floresta
- Pasto



Dados em Porcentagem

Fonte:
Imagens CBERS 2 - CCD
Levantamento de Campo

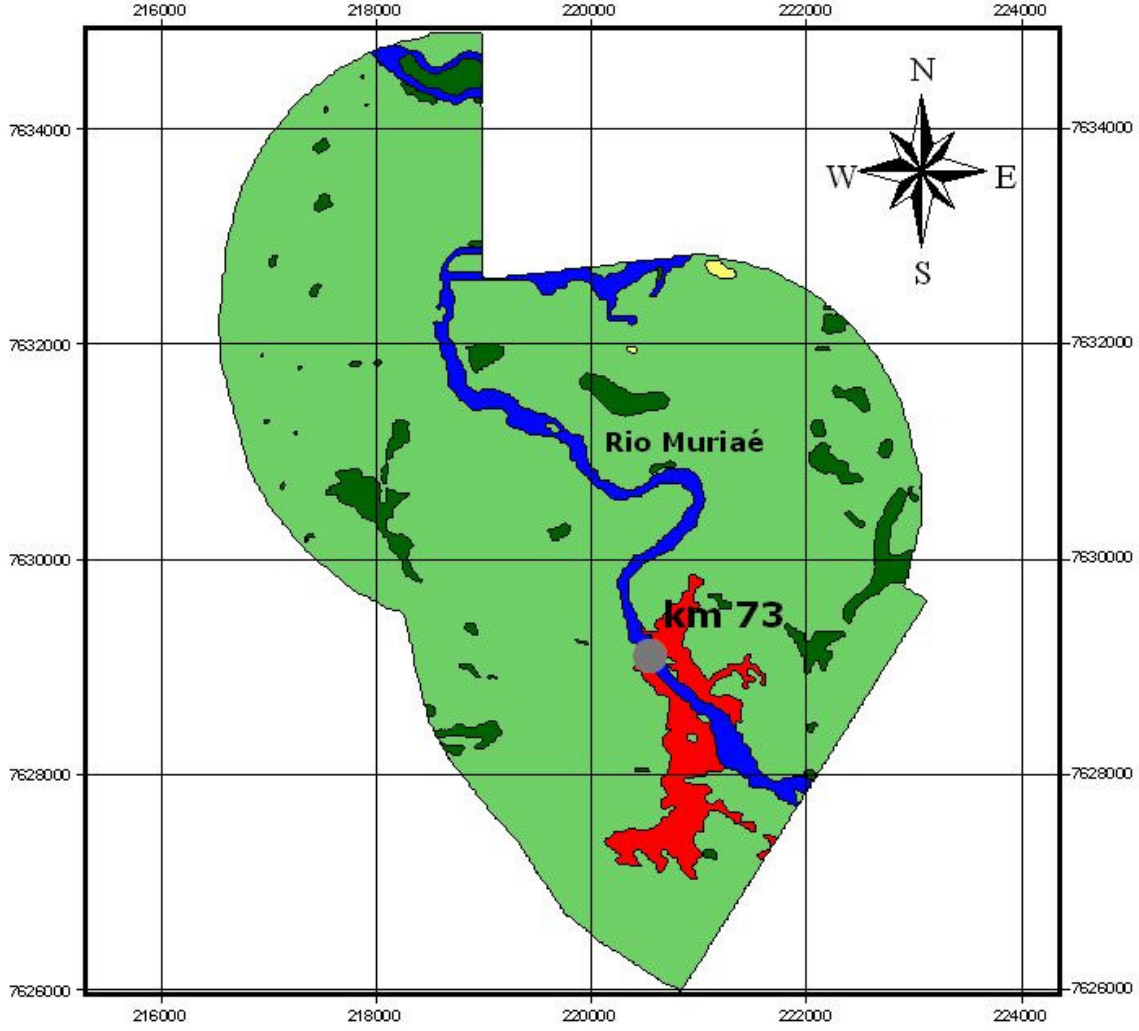
Projeção Universal Transversa de Mercato

1000 0 1000 2000 Meters

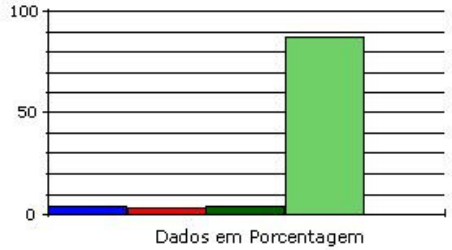
Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Anexo XXVII

Mapa de Uso da Terra e Cobertura Vegetal
Rio Muriaé/Italva-RJ (local 9)



Classes de Uso da Terra
- Água
- Área urbana
- Floresta
- Pasto
- Solo exposto



Fonte:
Imagens CBERS 2 - CCD
Levantamento de Campo

Projeção Universal Transversa de Mercato

1000 0 1000 2000 Meters

Laboratório de Ecologia de Peixes - Instituto de Biologia - UFRRJ

Livros Grátis

(http://www.livrosgratis.com.br)

Milhares de Livros para Download:

Baixar livros de Administração
Baixar livros de Agronomia
Baixar livros de Arquitetura
Baixar livros de Artes
Baixar livros de Astronomia
Baixar livros de Biologia Geral
Baixar livros de Ciência da Computação
Baixar livros de Ciência da Informação
Baixar livros de Ciência Política
Baixar livros de Ciências da Saúde
Baixar livros de Comunicação
Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE
Baixar livros de Defesa civil
Baixar livros de Direito
Baixar livros de Direitos humanos
Baixar livros de Economia
Baixar livros de Economia Doméstica
Baixar livros de Educação
Baixar livros de Educação - Trânsito
Baixar livros de Educação Física
Baixar livros de Engenharia Aeroespacial
Baixar livros de Farmácia
Baixar livros de Filosofia
Baixar livros de Física
Baixar livros de Geociências
Baixar livros de Geografia
Baixar livros de História
Baixar livros de Línguas

Baixar livros de Literatura
Baixar livros de Literatura de Cordel
Baixar livros de Literatura Infantil
Baixar livros de Matemática
Baixar livros de Medicina
Baixar livros de Medicina Veterinária
Baixar livros de Meio Ambiente
Baixar livros de Meteorologia
Baixar Monografias e TCC
Baixar livros Multidisciplinar
Baixar livros de Música
Baixar livros de Psicologia
Baixar livros de Química
Baixar livros de Saúde Coletiva
Baixar livros de Serviço Social
Baixar livros de Sociologia
Baixar livros de Teologia
Baixar livros de Trabalho
Baixar livros de Turismo