



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

Cláudia Pereira de Deus e Silva

ESTRUTURA, DIETA E PADRÃO LONGITUDINAL DA COMUNIDADE DE PEIXES DE DOIS RIOS DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DA JURÉIA-ITATINS E SUA REGULAÇÃO POR FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS

Este exemplar corresponde à redação final da tese defendida pelo (a) candidato a

Cláudia Pereira de Deus e Silva

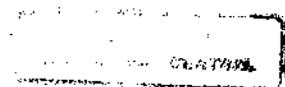
e aprovada pela Comissão Julgadora.

25/11/99

TESE APRESENTADA AO INSTITUTO DE
BIOLOGIA PARA OBTENÇÃO DO TÍTULO
DE DOUTOR EM CIÊNCIAS NA ÁREA DE
ECOLOGIA

ORIENTADOR: DR MIGUEL PETRERE JR.

CAMPINAS -1999



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

Cláudia Pereira de Deus e Silva

**ESTRUTURA, DIETA E PADRÃO LONGITUDINAL DA
COMUNIDADE DE PEIXES DE DOIS RIOS DA ESTAÇÃO
ECOLÓGICA DA JURÉIA-ITATINS E SUA REGULAÇÃO POR
FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS**

ORIENTADOR: DR MIGUEL PETRERE JR.

CAMPINAS - 1999

2000011466

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA - UNICAMP**

Si38e **Silva, Cláudia Pereira de Deus e**
Estrutura, dieta e padrão longitudinal da comunidade de peixes
de dois rios da Estação Ecológica da Juréia-Itatins e sua regulação
por fatores bióticos e abióticos/Cláudia Pereira de Deus e Silva.--
Campinas, SP: [s.n], 1999.
153f: ilus.

Orientador: Miguel Petre Junior
Tese(doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de
Biologia.

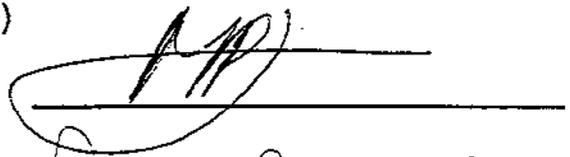
1. Comunidades. 2. Peixe. 3. Juréia-Itatins. I. Petre Junior, Miguel.
II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

CAMPINAS, 25 DE NOVEMBRO DE 1999.

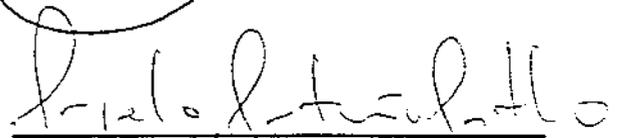
BANCA EXAMINADORA

TITULARES:

PROF. DR. MIGUEL PETRERE JR. (ORIENTADOR)



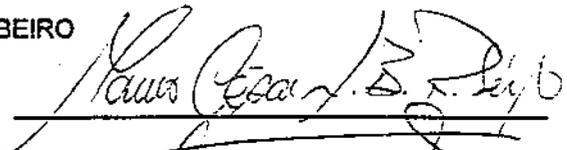
PROF. DR. ANGELO ANTÔNIO AGOSTINHO



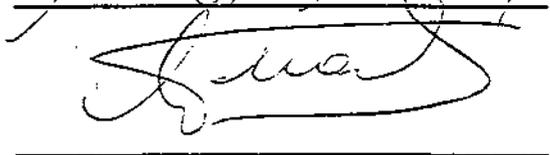
PROF. DR. WALTER BARRELA



PROF. DR. MAURO CÉSAR LAMBERT DE BRITO RIBEIRO



PROF. DR. LUIZ FRANCISCO LEMBO DUARTE



SUPLENTES:

PROF. DRA. FOSCA PEDINI PEREIRA LEITE



PROF. DR. MOHAMED EZZ EL-DIN MOSTAFA HABIB



Para

Itamar, Edna, Carla e Daniela

Para

Os meus amigos

*“...Existimos para construir.
O que somos?
Para onde vamos?
De onde viemos?
Eis o grande mistério da existência!
Se não somos capazes de fazer uma rosa, por que perquirir com tanta
insistência?
Não questione, construa,
Construa em casa, sozinha, no silêncio, na rua.
Plante rosas, pinte quadros, brilhe!
Faça sua vida colorida,
Sufoque os sentimentos menores.
Participe, assim exige a vida.
Um dia então, quando voce olhar em volta, poderá não ver um mundo
perfeito, cheirando a jasmims, mas verá que existe um menos mal.
Voce ajudou a construí-lo assim
e que, sem dúvida, os méritos também são seus...”*

Itamar Pereira de Deus

(Trecho de uma carta que, um dia, meu pai me escreveu.)

AGRADECIMENTOS

- Ao Prof. Dr. Miguel Petrere Jr. pela orientação, apoio, confiança, dedicação à minha formação e por todos os ensinamentos que me trazem nossa convivência.
- A Banca Examinadora pelas críticas e sugestões recebidas e que só vieram engrandecer este trabalho.
- Ao INPA por ter me dado a chance de realização desse trabalho.
- À Capes pela concessão da bolsa de estudo.
- A Universidade Estadual de Campinas pelo apoio logístico durante o período do curso.
- À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo pelo financiamento deste projeto através do Auxílio Pesquisa processo 96/1794-3.
- Ao Departamento de Ecologia/UNESP Rio Claro pelo gerenciamento na compra de equipamentos e pelo apoio durante a tese.
- Ao IBAMA pela concessão da licença de captura.
- Ao Instituto Florestal (processo SMA 40970/96) pela permissão da realização deste trabalho na Estação Ecológica da Juréia-Itatins, em particular a Cláudia Macedo Reis, Coordenadora de Programa de Pesquisas da EEJI, pelo apoio e facilidades em todas as excursões de campo.
- A todos os Guardas-Parques do Instituto Florestal, núcleos Perequê, Barreirinho, e Arpoador, em especial ao Sr. Antônio (Seu Totó) e Jairo pelo apoio durante os trabalhos de campo.

Aos professores Dra. Fosca Pedini Pereira Leite, Dr. Luiz Francisco Lembo Duarte e Dr. João Vasconcellos Neto, da UNICAMP que, no período como Coordenadores do curso de pós-graduação em Ecologia, sempre me auxiliaram na resolução de problemas acadêmicos burocráticos.

- Ao Prof. Dr. Antônio Camargo da UNESP pelo empréstimo do analisador de água HORIBA na primeira excursão de campo.

- À Dra. Virgínia Uieda da UNESP de Botucatu pela identificação das algas.

- Ao Dr. Carlos Rocha da USP de São Paulo pela identificação dos crustáceos decápodos.

- Ao Dr. Paulo Buckup do Museu Nacional do Rio de Janeiro pela identificação das espécies de *Characidium*.

- Ao MSc. Adriano Sanches Melo pela ajuda na identificação dos invertebrados aquáticos.

- Ao MSc. Benedito Domingues do Amaral pelas discussões e ajuda nas análises estatísticas.

- À MSc. Carolina Minte Vera pelas sugestões nas análises estatísticas.

- Ao MSc. Rodrigo Santinelo Pereira pela ajuda na confecção do mapa e figuras.

-Ao MSc. Saúl Prada Pedreiros pelos momentos de discussões na fase final desse trabalho.

- A Daniela Pereira de Deus pela ajuda na confecção do abstract.

- À Dra. Anne Magurran da Universidade de St. Andrews na Escócia pelas sugestões, ensinamentos e valiosas discussões que contribuíram para o aprimoramento deste trabalho.
- Ao Dr. Maciej Zalewski da Universidade de Lodz na Polônia pelas críticas e sugestões dada a esse trabalho.
- Ao Museu de História Natural, em nome do Dr. Ivan Sazima, e das amigas Fátima e Beth pelas facilidades na utilização da coleção de Peixes e de toda infraestrutura de laboratório.
- A Lia e Rejane, secretárias da pós-graduação, pela paciência e dedicação em todos os momentos solicitados.
- Aos amigos do INPA, Assad, Barbara, Angela e José Celso, Lana, Rosseval e Efrem que apesar da distância, sempre me apoiaram e me incentivaram durante este período.
- Aos “amigos-irmãos” Rodrigo, Adriano, Ellen Wang, Sônia Buck e Mirão, Izeni Farias, Beth e Michel Jégu, Francisca Araújo pelo crescimento pessoal que me trouxe e traz a nossa amizade e que eu tanto gosto e sei que posso sempre contar.
- Às “meninas da Botânica”: Simone, Angela, Ingrid, Andréa e Dionete pelos momentos alegres que passamos juntas.
- Aos amigos Lê e Rina, Silvinha, Bel, Cris Seixas, José Sabino, Eunice e Hélio que fizeram agradável a minha permanência em Campinas.
- A Nelson pela inestimável ajuda durante todo o meu trabalho de campo e pelo incentivo e apoio até hoje constantes nas várias etapas da minha vida. Obrigada!

- Aos meus pais queridos Itamar e Edna e às minhas irmãs Carla e Dani que sempre estiveram comigo em todos os momentos, alegres e tristes, que em cada gesto me ensinam mais e mais a crescer e que sempre souberam entender os meus períodos de ausência.

- Ao meu bom DEUS!

SUMÁRIO

RESUMO	xx
ABSTRACT	xxii
INTRODUÇÃO GERAL	1
ÁREA DE ESTUDO	4

Capítulo 1

Variações sazonais e longitudinal dos parâmetros abióticos nos rios Itinguçu e Teteqüera

1.1 – Introdução	12
1.2 – Materiais e Métodos	13
1.3 – Resultados	14
1.4 – Discussão	27

Capítulo 2

Distribuição, composição e diversidade de espécies ao longo dos rios Itinguçu e Teteqüera

2.1 – Introdução	32
2.2 – Materiais e Métodos	33
2.2.1 – Coleta dos peixes	33
2.2.2 – Riqueza e diversidade de espécies	34
2.2.3 - Padrão de distribuição longitudinal e altitudinal das comunidades	37
2.2.4 – Variação espacial (diversidade beta)	38

2.2.5 – Variação temporal das comunidades (estabilidade)	40
2.3 – Resultados	40
2.3.1 – Composição, Riqueza e diversidade de espécies	40
2.3.2 – Distribuição longitudinal e altitudinal das espécies	47
2.3.3 – Diversidade beta	52
2.3.4 - Variação temporal das comunidades (estabilidade)	54
2.4 – Discussão	57

Capítulo 3

Relações entre a diversidade de espécies e as variáveis abióticas

3.1 – Introdução	67
3.2 – Materiais e Métodos	68
3.3 – Resultados	70
3.4 –Discussão	85

Capítulo 4

Relações tróficas e suas influências na diversidade de espécies

4.1 – Introdução	92
4.2 – Materiais e Métodos	94
4.3 – Resultados	95
4.3.1 – Estratégia alimentar	95
4.3.2 – Amplitude e sobreposição de nicho alimentar	105
4.4 –Discussão	111

CONSIDERAÇÕES FINAIS	117
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	120
ANEXO	135

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.: Mapa da área de estudo	7
Figura 2: Rio Itinguçu. Ponto I1	8
Figura 3: Rio Itinguçu. Ponto I2	8
Figura 4: Rio Itinguçu. Ponto I3	9
Figura 5: Rio Itinguçu. Ponto I4	9
Figura 6: Rio Teteqüera. Ponto T1	10
Figura 7: Rio Teteqüera. Ponto T2	10
Figura 8: Rio Teteqüera. Ponto T3	11
Figura 9: Rio Teteqüera. Ponto T4	11

CAPÍTULO 1

Figura 1.1: Dendrograma com os agrupamentos dos pontos de coleta baseados nas variáveis físico-químicas nos dois rios e nas duas épocas do ano. I=Itinguçu; T=Teteqüera; i=inverno; v=verão. Coeficiente de correlação cofenética=0,9985 19

Figura 1.2: Dendrograma das variáveis físico-químicas nos diferentes pontos de coleta no período de verão. Coeficiente de correlação cofenética = 0,9806. I = rio Itinguçu, T = rio Teteqüera 20

Figura 1.3: Dendrograma das variáveis físico-químicas nos diferentes pontos de coleta no período de inverno. Coeficiente de correlação cofenética = 0,9539. I = rio Itinguçu, T = rio Teteqüera 21

Figura 1.4: Análise de Componente Principal (CP1 e CP2) no período de verão. I = rio Itinguçu; T = rio Teteqüera ALT = altitude, TEMP = temperatura da água, O₂ = oxigênio dissolvido, COND = condutividade, PROF = profundidade, VEL = velocidade de corrente, Vc = cobertura vegetal, LARG = largura do canal. 23

Figura 1.5: Análise de Componente Principal (CP1 e CP3), no período de verão. I = rio Itinguçu; T = rio Teteqüera ALT = altitude, TEMP = temperatura da água, O₂ = oxigênio dissolvido, COND = condutividade, PROF = profundidade, VEL = velocidade de corrente, Vc = cobertura vegetal, LARG = largura do canal 24

Figura 1.6: Análise de Componente Principal (CP1 e CP2), no período de inverno. I = rio Itinguçu; T = rio Teteqüera ALT = altitude, TEMP = temperatura da água, O₂ = oxigênio dissolvido, COND = condutividade, PROF = profundidade, VEL = velocidade de corrente, Vc = cobertura vegetal, LARG = largura do canal 26

Capítulo 2

Figura 2.1: Relação entre o número de espécies e o número de indivíduos por espécie nas duas comunidades estudadas. A = rio Itinguçu; B = rio Teteqüera 44

Figura 2.2: Esquema da distribuição longitudinal e altitudinal das espécies capturadas nos quatro pontos nos rios Itinguçu (A) e Teteqüera (B). A quilometragem refere-se às distâncias de cada ponto desde a desembocadura dos rios em seus tributários em direção às cabeceiras 48

Figura 2.3: Dendrograma com os agrupamentos dos pontos de coleta baseados na abundância de cada espécie, por rio, época do ano. I = Itinguçu; T = Teteqüera; i = inverno; v = verão. Coeficiente de correlação cofenética = 0,90871 51

Figura 2.4: Valores da Diversidade Beta entre pares de estações de coleta. Br: Medida de Routledge; Bc: Medida de Cody; Tr: turnover (Russell *et al.*, 1995); Bw: medida de Whittaker; Bt: medida de Wilson & Shmida. A: rio Itinguçu; B: rio Teteqüera 53

Figura 2.5: Frequência de distribuição do coeficiente de variação na abundância das espécies, em relação à estabilidade das comunidades do rio Itinguçu (A) e rio Teteqüera (B) 57

Capítulo 3

Figura 3.1: Comparação dos diagramas de dispersão entre a variável resposta Índice de Shannon-Wiener (com dados de número de indivíduos) e todas as covariáveis. Dados com transformação logarítmica $x = \log(x+1)$ (aqui representada por Log em frente do nome das covariáveis). Os histogramas representam a distribuição de cada variável em relação à sua média 73

Figura 3.2: Média ajustada por quadrados mínimos mostrando a relação entre o log do índice de diversidade de Shannon-Wiener (Log H) calculado com número de indivíduos e as quatro ordens do canal (OC) 75

Figura 3.3: Resíduos do modelo mínimo de diversidade de Shannon-Wiener com o número de indivíduos 75

Figura 3.4: Ajuste da curva normal para os resíduos do modelo mínimo da diversidade de Shannon-Wiener com número de indivíduos 76

Figura 3.5 : Comparação dos diagramas de dispersão entre a variável resposta Índice de Shannon-Wiener (com dados de peso) e todas as covariáveis. Dados

com transformação logarítmica $x = \log(x+1)$ (aqui representada por Log em frente do nome das covariáveis). Os histogramas representam a distribuição de cada variável em relação à sua média 77

Figura 3.6: Média ajustada por quadrados mínimos mostrando a relação entre o log do índice de diversidade de Shannon-Wiener com dados de peso (Log H) e as quatro ordens do canal (OC) 79

Figura 3.7: Resíduos do modelo mínimo de diversidade de Shannon-Wiener com dados de peso 79

Figura 3.8: Ajuste da curva normal para os resíduos do modelo mínimo da diversidade de Shannon-Wiener com os dados de peso 80

Figura 3.9: Comparação dos diagramas de dispersão entre a variável resposta Índice de Simpson e todas as covariáveis. Dados com transformação logarítmica $x = \log(x+1)$ (aqui representada por Log em frente do nome das covariáveis). Os histogramas representam a distribuição de cada variável em relação à sua média 81

Figura 3.10: Média ajustada por quadrados mínimos mostrando a relação entre o log do índice de Simpson (Log 1/D) e as quatro ordens do canal (OC) 83

Figura 3.11: Resíduos do modelo mínimo da diversidade de Simpson (1/D) 83

Figura 3.12: Ajuste da curva normal para os resíduos do modelo mínimo da diversidade de Simpson 84

CAPÍTULO 4

Figura 4.1: Esquema representativo dos gráficos sobre a estratégia alimentar das espécies estudadas. A percentagem de abundância aumenta ao longo da diagonal da esquerda inferior até a posição direita superior. Este eixo fornece uma medida da importância da presa. O eixo vertical representa a estratégia do predador que pode variar de generalista a especialista, e o segundo eixo diagonal é o gradiente da variação no uso de recursos entre os indivíduos da população (BPC) e a variação do próprio indivíduo (WPC). (Amundsen *et al.*, 1996) 100

Figura 4.2: Diagrama da estratégia alimentar, contribuição do nicho e importância das presas para algumas espécies de peixes. Abundância específica da presa plotada versus a frequência de ocorrência de presa na dieta de predador.

1=Chironomidae; 2=Trichoptera; 3=Ostracoda; 4=Gastropoda; 5=Decapoda (caranguejo); 6=peixe; 7=Crustáceo (camarão); 8=escama; 9=frutos/sementes; 10=algas filamentosas; 11=Detrito; 12=Lepdoptera; 13=Ephemeroptera; 14=Ácaro (Hidracarina); 15=Hymenoptera (Formicidae); 16=Miriapoda; 17=Copepoda; 18=Tanaidacea; 19=invertebrados (não identificados); 20=Ostracoda; 21=Odonata; 22=Bivalve; 23=Hemiptera; 24=Orthoptera; 25=Amphipoda; 26=Aracnida (Ctenidae); 27=Diplopoda; 28=Homoptera; 29=Oligochaeta; 30=Hirudinea; 31=Coleoptera

101

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1.1: Média, desvio-padrão ($\bar{X} \pm DP$) e número de medidas (n) dos parâmetros físico-químicos nos períodos de verão e inverno nos diferentes pontos de coleta. ALT = altitude, TEMP = temperatura da água, O2 = oxigênio dissolvido, COND = condutividade, PROF = profundidade, VEL = velocidade de corrente, V.C = cobertura vegetal, LARG = largura do canal 18

Tabela 1.2: Autovetores dos nove parâmetros analisados para as três primeiras componentes principais, no período de verão e suas respectivas percentagem de variância e seu autovalor 22

Tabela 1.3: Valores dos escores para os locais de coleta, em cada rio durante o período de verão. I = rio Itinguçu; T = rio Teteqüera 22

Tabela 1.4: Autovetores dos nove parâmetros analisados para as três primeiras componentes principais, no período de inverno e suas respectivas percentagem de variância e seus autovalores 25

Tabela 1.5: Valores dos escores para os quatro pontos de coleta, em cada rio durante o período de inverno. I = rio Itinguçu; T = rio Teteqüera 25

Capítulo 2

Tabela 2.1: Lista das espécies e seus respectivos locais de ocorrência 43

Tabela 2.2: Índices de diversidade nos rios Itinguçu (ITG) e Teteqüera (TET), nos períodos de verão (VER) e inverno (INV). (A) Índices de diversidade e (B) Ajuste dos modelos 45

Tabela 2.3: Teste de diferença para os índices de Diversidade de Shannon-Weaner (H') calculados com o número de indivíduos (A) e com o peso (P), entre os períodos de verão e inverno para os rios Itinguçu e Teteqüera. Variância (S^2), Teste t (t), Probabilidade (P) 46

Tabela 2.4: Coeficiente de variação da abundância (em percentagem) das 18 espécies do rio Itinguçu que tiveram aparição em pelo menos duas coletas durante o período de estudo e sua respectiva interpretação em relação à estabilidade, segundo Grossman *et al.* (1990). Média \pm desvio-padrão ($\bar{x} \pm dp$) 55

Tabela 2.5: Coeficiente de variação da abundância (em percentagem) das 10 espécies do rio Teteqüera que tiveram aparição em pelo menos duas coletas durante o período de estudo e sua respectiva interpretação em relação à estabilidade, segundo Grossman *et al.* (1990). Média \pm desvio-padrão ($\bar{x} \pm dp$) 56

Capítulo 3

Tabela 3.1: Análise de covariância do modelo aplicado à Diversidade de Shannon-Wiener com dados de número de indivíduos. Variável dependente: $\log H_{(N)}$ N = 25, R^2 : 0,935643. Variáveis categóricas: OC=ordem do canal e EA=estação do ano. Covariáveis: T=temperatura; O2=oxigênio dissolvido; PROF=profundidade; pH=potencial hidrogeniônico; LARG=largura do canal; VEL=Velocidade de correnteza; COND=condutividade e A=altitude 74

Tabela 3.2: Estatísticas do resíduo do modelo mínimo do Índice de Shannon-Wiener com os dados de número de indivíduos. n.s=não significante. 76

Tabela 3.3: Análise de Variância do modelo aplicado à Diversidade de Shannon-Wiener com dados de peso (biomassa). Variável dependente: $\log H_{(P)}$. $N = 25$, R^2 : 0,868287. Variáveis categóricas: OC=ordem do canal e EA=estação do ano. Covariáveis: T=temperatura; O2=oxigênio dissolvido; PROF=profundidade; pH=potencial hidrogeniônico; LARG=largura do canal; VEL=Velocidade de correnteza; COND=condutividade e A=altitude. 78

Tabela 3.4: Estatística dos resíduos do modelo mínimo da diversidade de Shannon-Wiener com os dados de peso 80

Tabela 3.5: Análise de variância do modelo aplicado à Diversidade de Simpson. Variável dependente: $\log 1/D$. $N = 25$. R^2 : 0,872893. Variáveis categóricas: OC=ordem do canal e EA=estação do ano. Covariáveis: T=temperatura; O2=oxigênio dissolvido; PROF=profundidade; pH=potencial hidrogeniônico; LARG=largura do canal; VEL=Velocidade de correnteza; COND=condutividade e A=altitude. 82

Tabela 3.6: Estatísticas dos resíduos do modelo mínimo da diversidade de Simpson 84

Capítulo 4

Tabela 4.1: Utilização de recursos pelas onze espécies mais abundantes da EEJI e suas respectivas medidas de amplitude de nicho (B de Levins (L)) no período de verão. 107

Tabela 4.2: Utilização de recursos pelas onze espécies mais abundantes da EEJI e suas respectivas medidas de amplitude de nicho (B de Levins (L)) no período de inverno 1 108

Tabela 4.3: Sobreposição alimentar (índice de Renkonen) em percentagem, entre as principais espécies da EEJI no período de VERÃO. A.taj=*Awaous tajasica*; P.cau=*Phalloceros caudimaculatus*; P.het=*Probolodus heterostomus*; D.igu=*Deuterodon iguape*; C.san=*Cyphocharax santacatarinae*; O.hep=*Oligosarcus hepsetus*; H.mal=*Hoplias malabaricus*; R.que=*Rhamdia quelen*; Pim sp=*Pimellodus sp.*; G.bra=*Geophagus brasiliensis*; C.ptc=*Characidium pterostictum*. 109

Tabela 4.4: Sobreposição alimentar (índice de Renkonen) em percentagem, entre as principais espécies da EEJI no período de INVERNO. A.taj=*Awaous tajasica*; P.cau=*Phalloceros caudimaculatus*; P.het=*Probolodus heterostomus*; D.igu=*Deuterodon iguape*; C.san=*Cyphocharax santacatarinae*; O.hep=*Oligosarcus hepsetus*; H.mal=*Hoplias malabaricus*; R.que=*Rhamdia quelen*; Pim sp=*Pimellodus sp.*; G.bra=*Geophagus brasiliensis*; C.ptc=*Characidium pterostictum* 110

Resumo

Algumas teorias e hipóteses sobre o padrão de organização e a dinâmica de comunidades de riachos foram desenvolvidas em regiões temperadas. Essas teorias postulam que as mudanças temporais observadas na estrutura de comunidades aquáticas são mais influenciadas pelas condições abióticas, enquanto as diferenças espaciais podem estar mais ligadas às interações biológicas que ocorrem entre os membros de uma comunidade. O objetivo deste trabalho foi determinar quais os fatores abióticos responsáveis pela geração e manutenção da diversidade de peixes em dois rios da Estação Ecológica da Juréia, Itinguçu e Teteqüera. Quatro pontos de coletas foram determinados em cada rio. Realizamos duas coletas no verão e duas no inverno de 1997. Não foi observado diferenças entre verão e inverno em relação ao padrão de similaridade entre os diferentes locais de coleta baseado nas características físico-químicas. Entretanto, esses parâmetros variaram longitudinalmente. Nas zonas inferiores as condições físico-químicas sofreram alterações diárias por causa da influência de marés. Os trechos médio e superior apresentaram essas condições mais estáveis, com algumas características sendo peculiares em cada trecho. Quanto à diversidade e riqueza de espécies, estas foram maiores, geralmente no verão. Uma das causas foi que nesta época houve aumento no volume de água, o que propiciou maior disponibilidade de habitats para serem explorados por novas espécies e por um número maior de indivíduos. A diversidade no Itinguçu foi geralmente maior do que no Teteqüera indicando maior equabilidade entre as espécies no Itinguçu. Ambas comunidades foram formadas principalmente por espécies raras. O modelo de distribuição de espécies seguido durante todo o período de estudo, foi a log série. No inverno houve tendência em seguir a distribuição log normal, indicando um estado mais estável das comunidades neste período. A composição da fauna ao longo dos rios se deu pela adição de novas espécies, principalmente nos trechos superior e médio e por substituição no trecho inferior. A presença de queda d'água nos rios atuou, em parte, como barreira geográfica, impediu a transposição de algumas espécies de peixes para sua parte

superior. A análise de estabilidade mostrou que a abundância das espécies que compuseram as comunidades manteve-se moderadamente estável durante o período de estudo em ambos os rios. Os trechos intermediários dos rios apresentaram maior diversidade de espécies, que foi influenciada em parte, pela ordem de drenagem. As zonas inferiores (ordem 4) foram as que apresentaram, em média, menores valores de diversidade de espécies. Para a descrição dos fatores influentes na diversidade de espécies dos rios, observamos que o ideal seria o desenvolvimento de vários modelos baseados em diferentes índices de espécies, já que cada um reflete características distintas sobre a comunidade. A dieta da maioria das espécies analisadas foi constituída principalmente por itens autóctones. Algumas espécies de peixe, entretanto, consumiram sementes e insetos terrestres, indicando a importância das zonas ripárias como fonte de alimento e de energia para a cadeia alimentar nesses ambientes. Baseado nos padrões gerais quanto às mudanças temporais e espaciais das comunidades de peixes, concluímos que a variação temporal pode estar sendo influenciada principalmente por fatores bióticos enquanto as mudanças ao longo do rio foram regidas pelas características abióticas locais. Nossas conclusões diferem daquelas encontradas em teorias que explicam a organização de comunidades de rios em zona temperada.

Abstract

Some theories and hypothesis about organization and dynamics patterns of streams communities were developed in temperate regions. These theories admit that variations, which are observed in aquatic communities structure, are more influenced by local abiotic conditions, while spatial differences might be related to biological interactions. The objectives of this work were to establish what abiotic and biotic factors were responsible for generating and keeping fish diversity in two rivers (Itinguçu and Teteqüera) located in Estação Ecológica da Juréia-Itatins. Four collect points in each river were selected. We achieved the collecting works twice in summer and twice in winter time in 1997. Based on physicochemical features, we do not observed differences on similarity patterns between the collect points, during summer and winter times. However, physicochemical parameters varied along the rivers. At lower part of these rivers, the physicochemical conditions suffer daily variation because of tide. At the upper and middle portion, these conditions were more stable, but some characteristics were peculiar at each portion. The higher richness and diversity species occurred during the summer. One of the reason was that the water level increase provided more available habitats for new species. The diversity species in Itinguçu was higher than Teteqüera river because of high equitability among the species of Itinguçu river. Both communities are composed by rare species. The species abundance model, followed by communities, was the log series. In winter time, the communities also tended towards to follow the log normal model, presenting a more stable condition. The species composition along the rivers occurred by addition of new species, mainly in the upper and middle parts and also by species substitution in the lower portion. The event of a waterfall, acting as geographic barrier, has impeded the transposition by some fish towards the upper part. The community stability analysis showed that the species abundances were moderately stable during this study, in both rivers. The middle part of these rivers presented higher species diversity which was influenced by stream order. The lower part (4th stream order) presented lower species diversity. We concluded that, describing factors

influencing on species diversity, it would be viable to develop several models based in different diversity measures as each one offers distinct characteristics about the community. Based on general patterns about temporal and spatial variations of fish communities, we concluded temporal variation could be influenced mainly by biotic factors while spatial variation is more influenced by local abiotic factors. Our conclusions differ from some theories that explain the community structure and organization in temperate zone.

INTRODUÇÃO GERAL

Há dois séculos a biodiversidade era considerada como um importante fenômeno histórico que refletia a soma de espécies ao longo do tempo. Os Naturalistas saíam em busca do conhecimento científico e para coletar espécies novas. No final do século passado surgiram os preâmbulos do estudo da Ecologia (Wallace, 1876; Willis, 1922; Fischer, 1960) em que a preocupação e o entendimento das interações ecológicas entre as diferentes espécies e entre espécies e o meio ambiente tornavam-se cada vez mais incisivos. Muitos ecólogos adotaram uma visão mais equilibrada sobre as causas dos padrões de diversidade, considerando os processos ecológicos e evolutivos, os eventos históricos e as circunstâncias geográficas (Ricklefs & Schluter, 1993). Assim, novos conceitos e análises, baseados nos eventos históricos, foram surgindo, motivando e acelerando o conhecimento dos processos responsáveis pela diversidade de espécies.

Em comunidades aquáticas muitos estudos têm sido desenvolvidos na tentativa de se entender e conhecer os processos controladores da estrutura de comunidades de peixes. Segundo Matthews (1998) existem quatro grandes linhas de investigações que visam entender a maneira como ocorre a estruturação de uma assembléia íctica.

A primeira seria a zoogeografia que se baseia nos fenômenos de formação dos continentes e nas mudanças climáticas que influenciam na evolução de grupos de peixes. São fenômenos que procuram explicar o porquê da ausência ou presença de uma determinada linhagem de peixes num continente.

A segunda refere-se às características intrínsecas de cada espécie e se baseia na própria biologia do indivíduo. Sua habilidade alimentar, sua estratégia reprodutiva, sua tolerância fisiológica, entre outras características, atuam na capacidade de invasão e expansão para ambientes novos. São fisionomias próprias que se moldam às características locais, dentro de um limite, no intuito de um estabelecimento perfeito no ambiente.

A terceira refere-se aos efeitos físicos locais que influenciam a estrutura e formação de comunidades de peixes. Condições como concentração de nutrientes, sombreamento, produção primária, hidráulica do rio, carga sedimentar entre muitos outros, em conjunto com as características autecológicas das espécies, são fatores que atuam no contexto local para formação de uma comunidade.

Finalmente a quarta se baseia nas interações bióticas entre as espécies tais como predação, competição, mutualismo, interações comportamentais entre diferentes espécies.

O campo da zoogeografia difere dos outros três através da escala de tempo em que se processam os fenômenos, ou seja, as informações são baseadas nos eventos geológicos. Na realidade a formação e estrutura de uma comunidade não é controlada apenas por um único fator. Vários fatores atuam para a formação de assembléias (Matthews, 1998).

Embora em áreas temperadas já se tenha atingido um número razoável de estudos em ecologia de riachos (Cummins, 1974; Gorman & Karr, 1978; Horwitz, 1978; Schlosser, 1982; Moyle & Vondracek, 1985; Ibarra & Stewart, 1989), em zonas tropicais esses estudos vêm aumentando, visando também entender a estrutura e função desses sistemas (Angermeier & Karr, 1984; Winemiller e Leslie, 1992; Uieda, 1995; Sabino & Castro, 1990; Barrella & Petrere, 1994; Agostinho & Penzak, 1995; Sabino & Zuanon, 1997). Atualmente os padrões regionais da estrutura de comunidades são aparentes em riachos de zona temperada.

A proposta deste estudo surgiu devido já existirem teorias que explicam a organização de comunidades em rios. Porém, a maioria delas foi desenvolvida em regiões temperadas. Segundo alguns autores, as mudanças temporais observadas na estrutura de comunidades aquáticas são mais influenciadas por condições ambientais locais, ou seja, por fatores abióticos enquanto que diferenças espaciais podem estar mais ligadas à dinâmica das interações biológicas que ocorrem entre membros de uma comunidade (Zalewski *et al.*, 1990; Winemiller e Leslie, 1992). Essas mudanças podem afetar a diversidade

local (diversidade alfa) a qual é também influenciada pela diversidade regional (diversidade beta) (Ricklefs & Schluter, 1993).

Nosso objetivo neste trabalho foi, portanto, avaliar quais os fatores abióticos e bióticos que influenciam a diversidade local da comunidade de peixes em dois riachos de Mata Atlântica (Itinguçu e Tetequêra), nos períodos de verão e inverno. Procuramos determinar os processos responsáveis pela geração e manutenção da diversidade das comunidades de peixes e os fatores que regem suas estruturas. Para isto, abordamos dois itens:

- analisamos os fatores abióticos (profundidade e largura do canal, velocidade de corrente d'água, altitude, percentagem de cobertura vegetal, concentração de O₂ dissolvido, condutividade, pH e temperatura) e correlacionamos com a diversidade de espécies, em cada trecho do rio;
- analisamos a dieta das principais espécies avaliando como as interações biológicas (competição e predação) afetavam a estrutura das comunidades.

Dividimos esse trabalho em capítulos para um melhor entendimento e clareza na discussão dos diferentes fatores envolvidos na determinação da diversidade de comunidades. Iniciamos com a descrição geral da área de estudo, as características e fisionomias próprias encontradas em cada ponto amostrado. O capítulo 1, refere-se à variação dos parâmetros abióticos nos dois rios estudados e nas duas épocas do ano (verão e inverno). No capítulo 2 abordamos questões bióticas, intrínsecas à comunidade, ou seja, a diversidade de espécies nas comunidades, os padrões, as variações temporais e espaciais dessas comunidades. No terceiro abordamos as relações entre esses dois fatores (bióticos vs. abióticos). E no quarto capítulo discutimos as características tróficas da comunidade e como estas influenciam também na diversidade de espécies.

ÁREA DE ESTUDO

A Reserva da Estação Ecológica da Juréia é delimitada por duas cadeias montanhosas de origem Precambriana: a Serra do Itatins e Serra de Peruíbe. Essas montanhas estão a cerca de 40 Km de distância da costa, e os riachos que nascem nelas apresentam águas claras, baixa concentração de eletrólitos e pH entre 5,0 e 6,5. Devido à elevada declividade no trecho que antecede as planícies de inundação, os rios são encachoeirados (Por, 1986). Os meses de maior pluviosidade e níveis d'água mais elevados são os de fevereiro e março (IBGE, 1977).

A área da Juréia apresenta sistema de relevo montanhoso com declividade média e alta e amplitude altimétrica acima de 300 m. As montanhas apresentam os topos angulosos e as vertentes com perfil côncavo-convexo. A rede de drenagem apresenta padrão dendrítico (SEMA, 1991). Devido a presença de vários maciços na região, a rede de drenagem apresenta-se ampla e dispersa, com rios fluindo em várias direções.

Os rios Itinguçu e Teteqüera nascem nas montanhas e drenam para os rios Una do Prelado e Guaraú, respectivamente (Figura 1). Esses, são rios que correm sobre planícies de areia aluvial e vão desaguar no mar. Por isso, sofrem influência dos níveis de marés que podem ser sentidos até 30 Km rio acima atingindo também o curso inferior de seus tributários (Por, 1986). O Una é um rio característico de água preta, com grande quantidade de matéria húmica e baixo pH. No Guaraú as águas são claras, e o pH tende a neutro.

Determinamos 4 pontos de coleta em cada riacho, desde próximo à nascente até à foz (Figura 1). Para isso levamos em consideração a fisiografia de cada área. As características de cada ponto de coleta são descritas a seguir: **Ponto 1:** No Itinguçu (24°23' S, 47°07' W) (Figura 2) este ponto se localiza a 124 metros de altitude, a montante de uma pequena queda d'água de cerca de 3 metros, porém em relevo suave. Neste trecho o rio é de 3ª ordem (segundo o sistema de hierarquização de Horton-Strahler (Horton, 1945; Strahler, 1957) com profundidade média de cerca de 60 cm. No Teteqüera o ponto 1 (24°23' S,

47°06' W) (Figura 6), foi determinado a 104 metros de altitude, é de 1ª ordem e profundidade média de 90 cm. Neste rio há também a presença de uma queda d'água localizada logo abaixo deste ponto (entre T1 e T2), de altura semelhante aquela encontrada no rio Itinguçu, porém com o grau de declividade bem mais acentuado. A parte superior do rio Teteqüera localiza-se em área de relevo íngreme conferindo alto gradiente altitudinal.

Neste ponto, os dois rios são encachoeirados, de água clara, com fundo rochoso e pedregoso e cobertura vegetal (referente a projeção do dossel sobre a superfície aquática) de 31% para o Itinguçu e de 82% para o Teteqüera.

Ponto 2: Nos dois rios o ponto 2 está localizado a jusante do ponto 1 e apresenta características semelhantes a este, tais como fundo rochoso com algumas manchas de areia, água clara e corrente e apresenta uma seqüência de rápidos e poços. Não há presença de macrófitas aquáticas. O ponto I2 (rio Itinguçu – 24°23' S, 47°07' W) (Figura 3) está a 104 metros de altitude, apresenta cobertura vegetal de 42% e profundidade média de 1 metro. Está localizado à distância de 700 metros do ponto I1 permanecendo na categoria de 3ª ordem. Este ponto localiza-se também acima da queda d'água. O ponto T2 (rio Teteqüera – 24°23' S, 47°05' W) (Figura 7) está a 36 metros de altitude, apresenta cobertura vegetal densa de 74% e profundidade média de 63 cm. É um trecho de 1ª ordem e está situado logo abaixo da queda d'água.. A distância entre os pontos T1 e T2 é de cerca de 900 metros com diferença de altitude de 68 metros.

Ponto 3: Nestes trechos os rios mostram características semelhantes quanto à declividade. São mais planos e homogêneos, a água é clara e corrente, porém não encachoeirados. Em algumas partes deste trecho em ambos os rios, as margens são colonizadas por bancos de macrófitas. O fundo é formado por pedras soltas, seixos e cascalhos. No Teteqüera o ponto T3 (14°23' S, 47°05' W) (Figura 8) apresenta a vegetação ripária formada por pasto não havendo sombreamento no rio. Este trecho pertence à categoria de 2ª ordem e apresenta

profundidade média de 45 cm. Neste rio a distância entre os pontos T2 e T3 é de 1 km sendo a declividade do terreno suave e de cerca de 14,5 m.

No Itinguçu, o ponto I3 (24°24' S, 47°07' W) (Figura 4) apresenta a vegetação marginal secundária a qual contribui com 42% de cobertura vegetal. Este trecho do riacho é de 3ª ordem com cerca de 52 cm de profundidade média. A distância entre os pontos I2 e I3 é de 1km com gradiente altitudinal de 71 m. Na área entre esses dois pontos é que está localizado a queda d'água.

Ponto 4: Estes pontos (I4 - Itinguçu (24°25' S, 47°07' W) (Figura 5) e T4 – Teteqüera (24°23' S, 47°03' W) (Figura 9)) estão localizados no curso inferior à cerca de 2,5 km do terceiro ponto em ambos os rios. Esses trechos situam-se próximos à desembocadura em outros dois rios de planície. Nestes pontos, tanto no Teteqüera quanto no Itinguçu, é grande a influência de marés devido à proximidade do mar. A vegetação marginal de floresta é substituída gradativamente por mangue formando uma zona de transição. Nos leitos predomina sedimento fino e areia e os cursos dos rios apresentam características de ambientes lânticos com profundidade média superior a 1 m, que varia diariamente com as marés. Ambos são classificados como de 4ª ordem neste trecho.

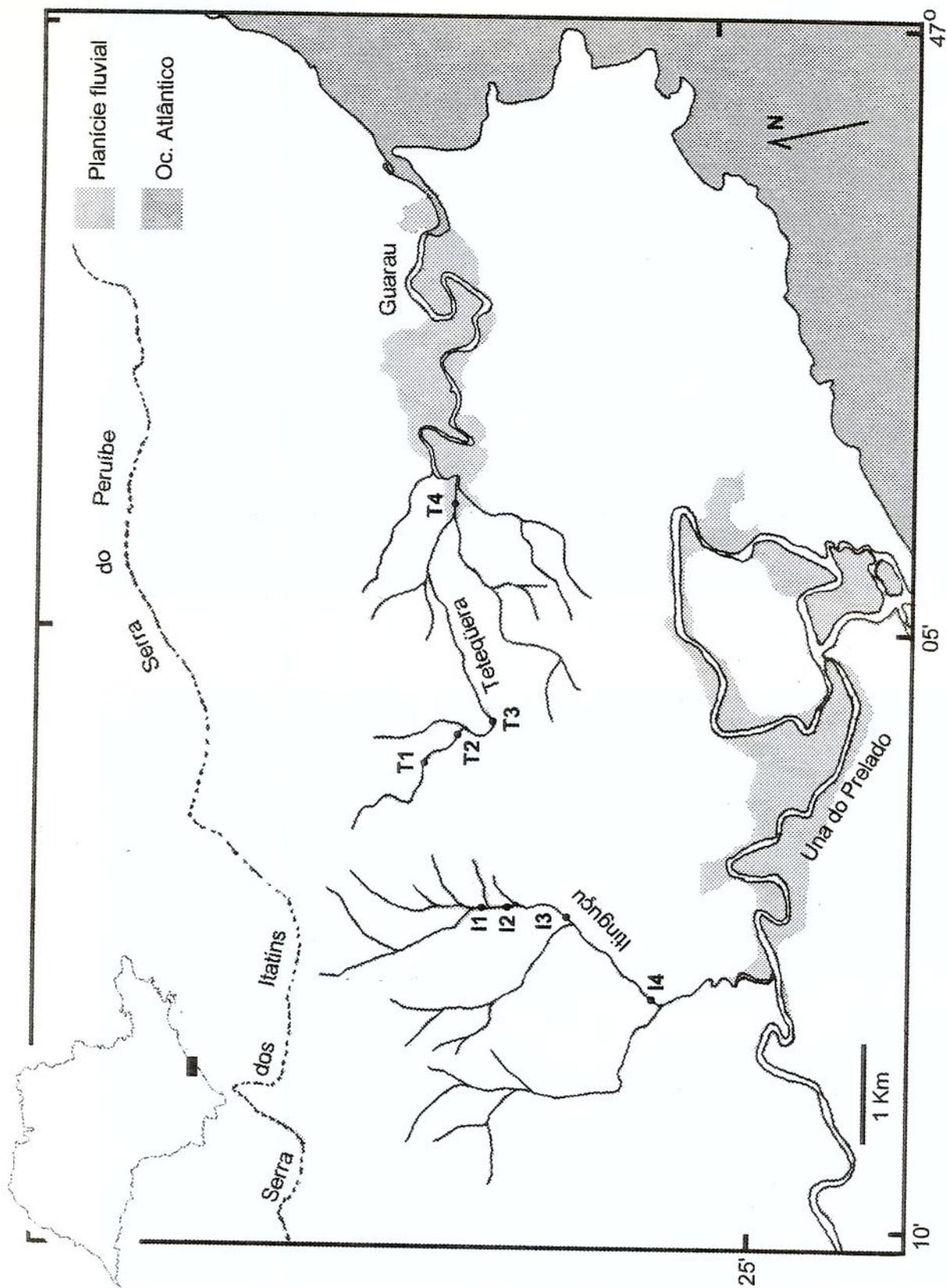


Figura 1: Mapa da área de estudo com a localização dos pontos de coleta nos rios Itinguçu e Tetequera



Figura 2: Rio Itinguçu. Ponto 11

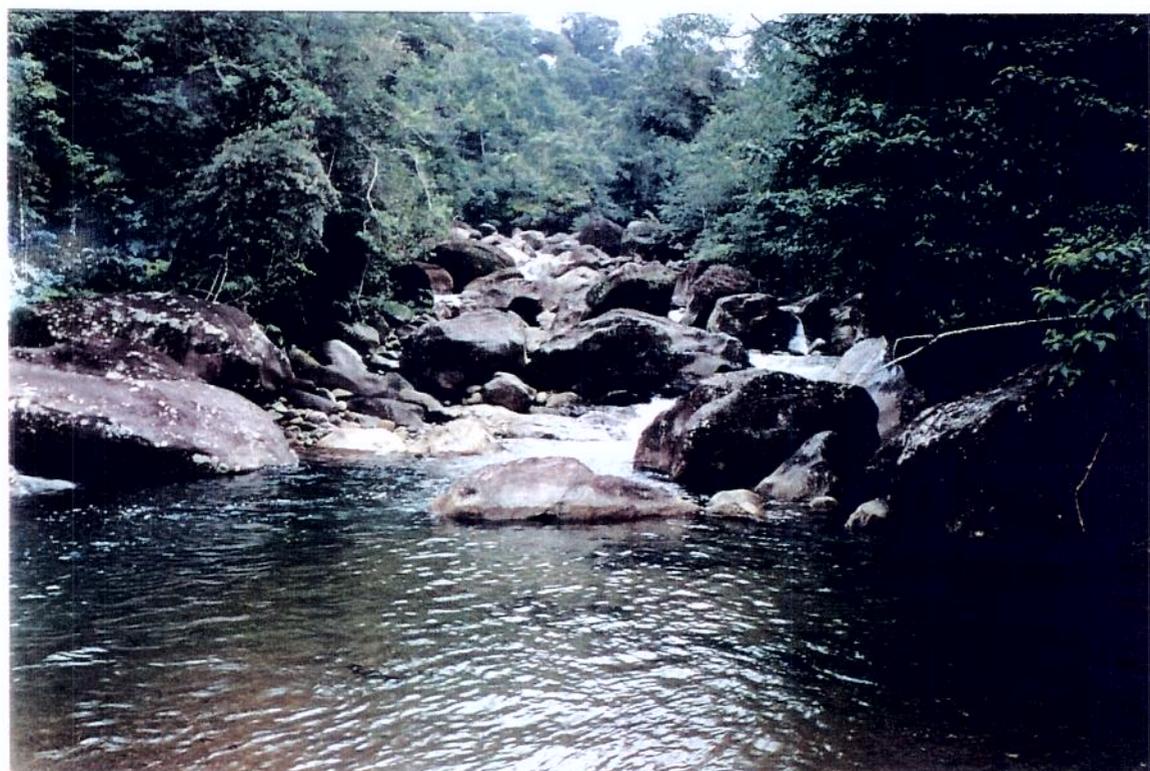


Figura 3: Rio Itinguçu. Ponto 12



Figura 4: Rio Itinguçu. Ponto I3



Figura 5: Rio Itinguçu. Ponto I4



Figura 6: Rio Teteqüera. Ponto T1



Figura 7: Rio Teteqüera. Ponto T2



Figura 8: Rio Teteqüera. Ponto T3



Figura 9: Rio Teteqüera. Ponto T4

CAPÍTULO 1

1 – VARIAÇÕES SAZONAIS E LONGITUDINAIS DOS PARÂMETROS ABIÓTICOS NOS RIOS ÍTINGUÇU E TETEQUËRA

1.1 - INTRODUÇÃO

Os rios e riachos, apresentam suas características limnológicas resultantes da geologia, morfologia e do tipo de solo drenado da região que percorrem (Stanford, 1996).

Essas características limnológicas são importantes porque atuam como determinantes na distribuição de diferentes espécies de organismos.

As alterações nos parâmetros físico-químicos podem ocorrer de forma cíclica, influenciadas pelo ciclo natural pluviométrico da região, ou diariamente, exacerbadas pelos efeitos de poluição e canalização (Petts, 1984). Na Juréia, por ser área de proteção ambiental, os rios apresentam as condições limnológicas em estado relativamente natural, sendo influenciados principalmente pelo regime de chuvas.

Rios e riachos aumentam de tamanho e complexidade em direção à sua foz (Vannote *et al.*, 1980; Zalewski & Naiman, 1985). Os processos erosivos também aumentam com o tamanho do rio. Processos longitudinais contínuos de transporte e deposição de sedimentos, por exemplo, vão contribuindo para a formação da morfologia desses sistemas (Stanford, 1996). Através de um perfil longitudinal Christofolletti (1980) cita que as variáveis hidráulicas modificam-se em direção a jusante. Há aumento proporcional da largura e da profundidade e com isso há elevação dos valores do raio hidráulico e diminuição relativa da influência exercida pela rugosidade do canal. Além dessa constatação no plano mecânico, as condições ambientais gerais em um dado espaço dentro de um rio são continuamente influenciadas pelas características a montante (Hynes, 1975). Segundo Stanford (1996), em qualquer ponto de um rio, podemos reconhecer

quatro dimensões. A primeira refere-se ao contínuo desde as cabeceiras à foz; a segunda baseia-se na transição ou relação entre o rio e o sistema terrestre adjacente (zona ripária); a terceira constitui-se de uma relação vertical entre o canal e a zona intersticial, e a quarta é representada pelas alterações temporais na grandeza das mudanças que podem ocorrer nos sistemas aquáticos, tais como enchentes, secas, transporte de sedimentos etc. A distribuição dos organismos presentes, baseia-se portanto no gradiente biofísico expresso por essas quatro dimensões.

- Neste capítulo exploraremos as características abióticas, com o objetivo de saber como elas variam longitudinal e sazonalmente.

1.2 – MATERIAIS E MÉTODOS

As coletas foram realizadas em 1997, no verão (Janeiro e Março) e inverno (Julho e Agosto), sendo dois períodos de coleta em cada época do ano. A altitude foi medida com altímetro (marca Pic.As) com precisão de 0,5 m. Para a profundidade utilizamos haste de madeira com graduação em centímetros. A largura foi medida com trena Starret de 30 m. A velocidade de correnteza foi registrada com um fluxômetro General Oceanics modelo 2030R e a cobertura vegetal com um densitômetro GRS. Os parâmetros físico-químicos como temperatura, O₂ dissolvido, condutividade e pH foram medidos com analisador de água HORIBA. Todas essas medidas foram feitas nas duas épocas do ano (verão/inverno), em duas excursões em cada época, durante dois dias, para cada ponto amostral. Todas as medições foram feitas em no mínimo 3 réplicas a cada dia totalizando o n=12.

Para a análise dos dados resolvemos, inicialmente padronizá-los [$x(x-\bar{x})/dp$] devido os parâmetros apresentarem diferentes unidades. Após, a análise de agrupamento (Cluster) foi aplicada primeiramente considerando os dados de verão e inverno juntos para vermos se havia padrão sepando os dois períodos (verão e inverno). Depois de observarmos que não haviam diferenças

entre os períodos, realizamos novamente a análise de agrupamento com os dados separados. Este procedimento foi seguido porque pode ocorrer, quando neste tipo de análise juntamos dados temporais e espaciais em um mesmo Cluster, os resultados, quanto aos grupos formados, podem levar a erros de interpretação. Por isso resolvemos considerar os resultados dos clusters analisados separadamente (verão/inverno). Na construção dos dendrogramas utilizamos a Distância Euclidiana Simples como métrica e como função de ligação a Média de Grupo (UPGMA - Unweighted Paired Group Method by Mathematical Average). O programa utilizado foi o FITOPAC desenvolvido pelo professor Dr. George Shepherd da Universidade Estadual de Campinas.

A Análise de Componentes Principais (PCA) foi também desenvolvida para verificar se os resultados correspondiam aos agrupamentos gerados pela análise de agregação. Consideramos aqui os resultados separados entre verão e inverno, pelos motivos explicado anteriormente. Utilizamos uma matriz de correlação com os dados padronizados e consideramos, para a análise dos eixos, aqueles que tiveram autovalores maior que 1. Gráficos "biplot" foram construídos para a ordenação dos locais de coletas, mostrando as variáveis representadas por cada eixo.

1.3 – RESULTADOS

A maioria dos dados físico-químicos (Tabela 1.1) variaram entre os dois períodos em cada rio. Os pontos foram localizados em diferentes altitudes, variando de 1,0 a 124,0 m no Itinguçu e de 1,5 a 104,0 m no Teteqüera. A temperatura apresentou cerca de 6°C de diferença entre os períodos do ano no Itinguçu, com média de 23°C no verão e 17,21°C no inverno. No Teteqüera a diferença na temperatura entre verão e inverno foi de cerca de 5°C com a média no verão de 22,7°C e de 17,7°C no inverno. O O₂ dissolvido variou de 5,12 a 8,7 mg.l⁻¹ no verão e de 8,7 a 10 mg.l⁻¹ no inverno no rio Itinguçu. No Teteqüera, essa variação foi de 6,25 a 8,85 mg.l⁻¹ no verão e de 7,6 a 10,1mg.l⁻¹

no inverno. Os valores mais baixos ocorreram geralmente nos pontos 4 dos rios. A condutividade apresentou alta variação desde $8,0 \mu\text{S.cm}^{-1}$ no inverno no rio Itinguçu a $3480,0 \mu\text{S.cm}^{-1}$ neste mesmo período. No Teteqüera a variação da condutividade também foi grande, desde $14,17 \mu\text{S.cm}^{-1}$ no inverno a $2224,0 \mu\text{S.cm}^{-1}$ ocorrido no verão. A condutividade, no geral, foi mais baixa no período de inverno para ambos os rios. Os maiores valores sempre foram encontrados nos trechos inferiores desses rios (I4 e T4). Entretanto os valores da condutividade nesses pontos foram distintos nos dois riachos entre os períodos de verão e inverno, ou seja o Itinguçu (I4) apresentou aumento dos valores no inverno, enquanto o Teteqüera apresentou redução nesta mesma época. O pH manteve-se neutro durante o período de estudo tendendo levemente a ácido no inverno em ambos os rios. A profundidade na maioria dos pontos amostrados nos dois rios tendeu a diminuir no inverno. Quanto à velocidade de corrente d'água, os padrões de variação apresentados entre os rios foi diferente. O Itinguçu apresentou menor velocidade média no verão ($25,2 \text{ cm.s}^{-1}$) do que no inverno ($27,6 \text{ cm.s}^{-1}$). No Teteqüera, no verão, a velocidade média foi maior ($32,5 \text{ cm.s}^{-1}$) que no inverno ($22,3 \text{ cm.s}^{-1}$). A cobertura vegetal também variou desde áreas completamente nuas até aquelas com as margens mais densas. De modo geral a largura no verão tendeu a ser maior devido ao maior volume de água oriundo das chuvas.

A análise de agrupamento realizada com os dados de verão e inverno juntos (Figura 1.1) demonstra que não houveram diferenças entre os dois períodos em relação à variação dos parâmetros físico-químicos. Isto é, em todos os pontos de coleta os dados de verão e de inverno estão agrupados juntos. Nas análises feitas separadamente entre essas duas épocas, os resultados quanto à formação dos grupos foram mais concisos.

A análise de agrupamento realizada com os dados de verão (Figura 1.2) apresentou o coeficiente de correlação cofenética de 0,9539. Para o inverno (Figura 1.3), este valor foi de 0,9806 indicando que em ambos, os dendrogramas representam satisfatoriamente a matriz original. Os resultados revelam alguns efeitos das características geomorfológicas dos rios. Em ambos houve a

separação dos pontos I4 e T4 representando as zonas de transição para o estuário. O ponto T3 apresentou-se isolado de todos os grupos formados, indicando pouca semelhança entre eles e representando o trecho de 2ª ordem. O terceiro maior grupo foi formado pelos pontos I1, I2, I3 do Itinguçu, os quais representam os trechos de 3ª ordem e T1 e T2 do Teteqüera são trechos de 1ª ordem.

Na análise das componentes principais observamos que para os dados de verão (Tabela 1.2), a componente principal 1 (CP1) foi representada principalmente pela condutividade seguida da importância da altitude. Esses dois parâmetros variaram opostamente o que pode ser observado na Figura 1.4. Os dois fatores juntos foram os principais responsáveis pela segregação dos pontos I4 e T4 (Tabela 1.3). Nestes pontos dos rios a condutividade foi geralmente alta coincidindo com as áreas de altitudes mais baixas. A CP2 representa principalmente o parâmetro cobertura vegetal (Tabela 1.2). A variação desse fator foi responsável pela separação do ponto T3 (Tabela 1.3 e Figura 1.4), onde a cobertura vegetal foi zero.

A terceira componente (CP3), apesar de explicar apenas 12,12% da variância (Tabela 1.2), teve influência na separação dos pontos I1 e I3 e foi representada principalmente pela largura e temperatura (Tabela 1.3). Esses dois parâmetros variaram opostamente, isto é, áreas do rio com largura ampla apresentaram menores temperaturas (Figura 1.5). Esta indicação foge do esperado pois maiores larguras propiciam maior incidência solar e conseqüentemente aumento de temperatura. Na Tabela 1.1 percebe-se que no Itinguçu a largura diminuiu longitudinalmente enquanto a temperatura da água aumentou.

Para a análise de PCA com os dados de inverno, utilizamos apenas os dois primeiros eixos os quais tiveram autovalor >1 e contribuíram com cerca de 78% da variância total (Tabela 1.4). A CP1 representou principalmente o fator condutividade havendo também participação da altitude (Tabela 1.4). Esses fatores separaram os pontos I4 e T4 os quais mostraram variações opostas a todos os outros pontos (Tabela 1.5). No gráfico do "biplot" (Figura 1.6) podemos observar que a condutividade variou também em direção contrária à altitude. No

I4 e T4 observamos, neste período do ano, as mais altas condutividades, e a variação na profundidade foi devido às oscilações nos níveis de maré. A CP2 representou os parâmetros temperatura e largura (Tabela 1.4) e foram os que contribuíram para a segregação do ponto T3 (Tabela 1.5). Na Tabela 1.4 e no gráfico do “biplot” para o inverno (Figura 1.6) notamos que esses parâmetros também variaram em sentidos opostos indicando que neste ponto, a ausência de cobertura vegetal e a diminuição na largura do leito propiciaram um aumento da temperatura.

Tabela 1.1: Média, desvio-padrão ($\bar{X} \pm DP$) e número de medidas (n) dos parâmetros físico-químicos nos períodos de verão e inverno nos diferentes pontos de coleta. ALT = altitude, TEMP = temperatura da água, O₂ = oxigênio dissolvido, COND = condutividade, PROF = profundidade, VEL = velocidade de corrente, Vc = cobertura vegetal, LARG = largura do canal.

Período	Local	Alt (m)	Temp (°C)	O ₂ (mg/l)	Cond(μS)	pH	Prof.(m)	Vel (cm/s)	Vc (%)	Larg(m)
Verão	I1	124	21,90±0,07 n = 12	8,44±0,10 n = 12	21,25±1,71 n = 12	6,94±0,09 n = 12	0,71±0,27 n = 12	46,14±25,96 n = 12	31	28,75±1,36 n = 12
	I2	104	22,75±1,20 n = 12	8,35±0,23 n = 12	22,45±1,49 n = 12	7,40±0,34 n = 12	1,46±49,71 n = 12	27,83±6,31 n = 12	42	19,8±2,78 n = 12
	I3	33	25,05±1,9 n = 12	8,67±0,09 n = 12	23,45±1,00 n = 12	7,36±0,31 n = 12	0,66±22,80 n = 15	16,7±14,8 n = 13	42	13,87±2,01 n = 12
	I4	1	22,38±1,18 n = 13	5,12±0,17 n = 12	872±971,75 n = 15	5,80±0,18 n = 13	1,18±0,32 n = 13	9,93±0,14 n = 13	30	10,32±2,06 n = 12
	T1	104	22,59±0,70 n = 13	8,58±0,29 n = 15	27,6±0,73 n = 12	7,07±0,13 n = 12	1,15±0,39 n = 13	29,5±25,83 n = 12	82	8,77±0,55 n = 12
	T2	36	22,40±0,44 n = 12	8,85±0,16 n = 12	28,05±0,73 n = 12	7,44±0,48 n = 12	0,66±0,54 n = 12	29,3±9,68 n = 12	74	9,75±0,66 n = 12
	T3	21,5	21,54±0,64 n = 12	7,85±0,20 n = 12	33,60±1,14 n = 12	7,19±0,21 n = 12	0,53±0,17 n = 13	61,07±20,51 n = 12	0	8,27±1,68 n = 12
	T4	1,5	24,42±0,70 n = 12	6,25±0,18 n = 12	2224±2875,1 n = 12	6,12±0,17 n = 12	1,01±0,26 n = 12	9,99±0,04 n = 12	20	10,02±0,93 n = 12
Inverno	I1	124	16,80±0,77 n = 12	10,1±0,17 n = 12	8,00±2,77 n = 13	5,30±0,13 n = 12	0,54±1,62 n = 12	23,70±6,84 n = 12	31	26,58±1,51 n = 12
	I2	104	17,10±0,48 n = 12	9,50±0,58 n = 12	9,15±0,65 n = 12	5,80±0,37 n = 12	0,69±1,52 n = 12	20,59±5,15 n = 12	42	17,40±3,88 n = 12
	I3	33	16,95±0,50 n = 12	8,90±0,77 n = 12	10,2±0,59 n = 13	5,80±0,23 n = 12	0,37±1,92 n = 12	56,2±24,01 n = 13	42	11,29±1,29 n = 12
	I4	1	18,00±0,95 n = 12	8,72±0,56 n = 12	3480±2701,5 n = 12	6,50±0,45 n = 13	1,26±25,02 n = 13	10,00±0,00 n = 12	30	9,39±0,98 n = 12
	T1	104	17,50±0,24 n = 12	10,1±0,35 n = 13	14,17±2,88 n = 12	5,40±0,14 n = 13	0,71±0,41 n = 15	18,5±16,6 n = 12	82	7,86±1,77 n = 12
	T2	36	17,90±0,23 n = 12	10,1±0,37 n = 12	17,50±1,17 n = 12	5,30±0,08 n = 14	0,60±1,21 n = 13	17,85±6,63 n = 13	74	9,30±1,93 n = 13
	T3	21,5	18,90±0,17 n = 12	9,25±0,36 n = 12	19,20±0,54 n = 12	5,50±0,54 n = 12	0,31±0,21 n = 13	42,20±35,5 n = 15	0	5,61±0,35 n = 12
	T4	1,5	16,3±0,812 n = 12	7,6±0,167 n = 12	439,5±281,7 n = 12	5,9±0,045 n = 12	1,40±2,91 n = 14	10,8±15,16 n = 12	20	8,92±2,73 n = 13

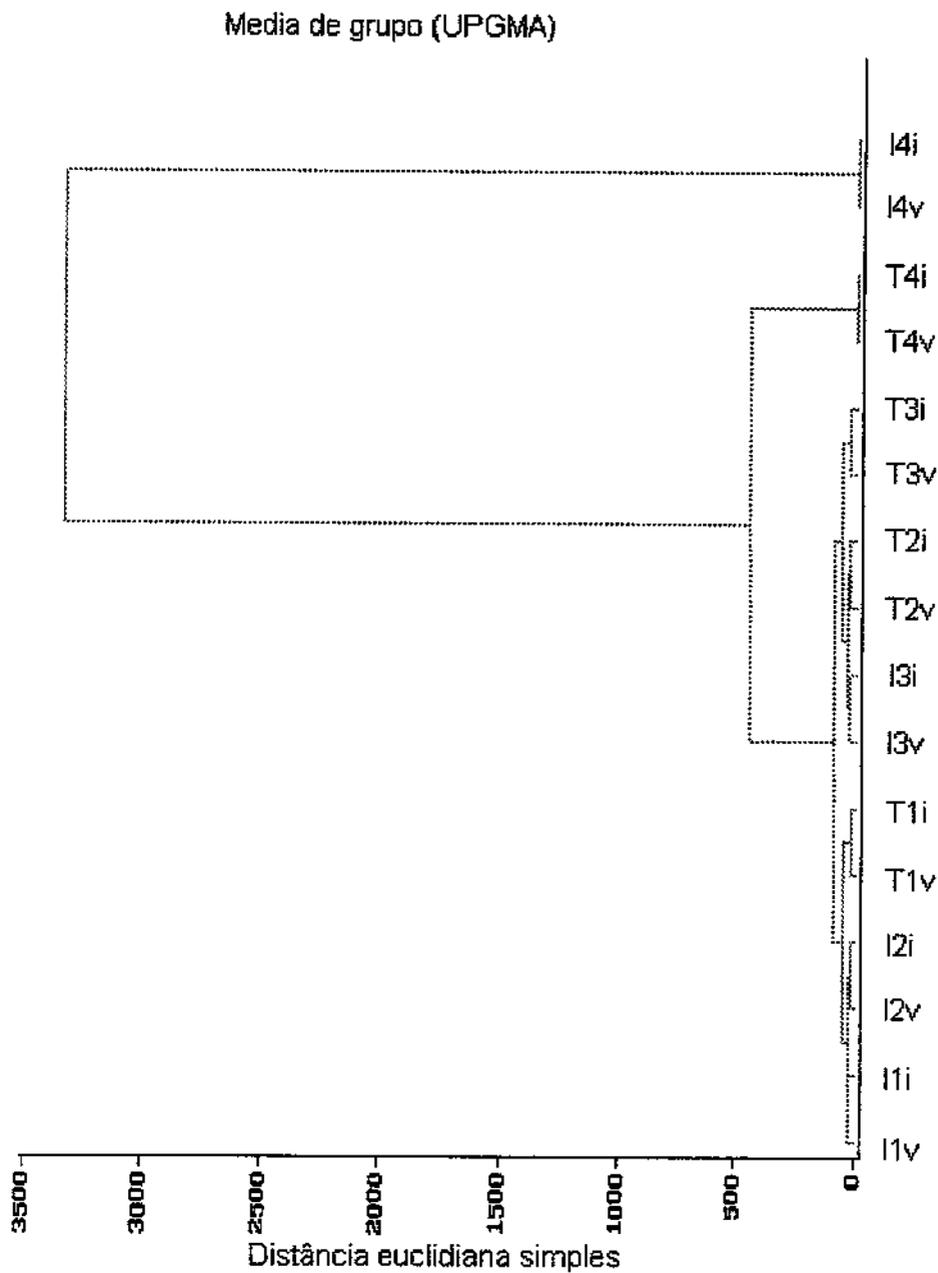


Figura 1.1: Dendrograma com os agrupamentos dos pontos de coleta baseados nas variáveis físico-químicas nos dois rios e nas duas épocas do ano. I=Itinguçu; T=Tetequera; i=inverno; v=verão. Coeficiente de correlação cofenética = 0,9985.

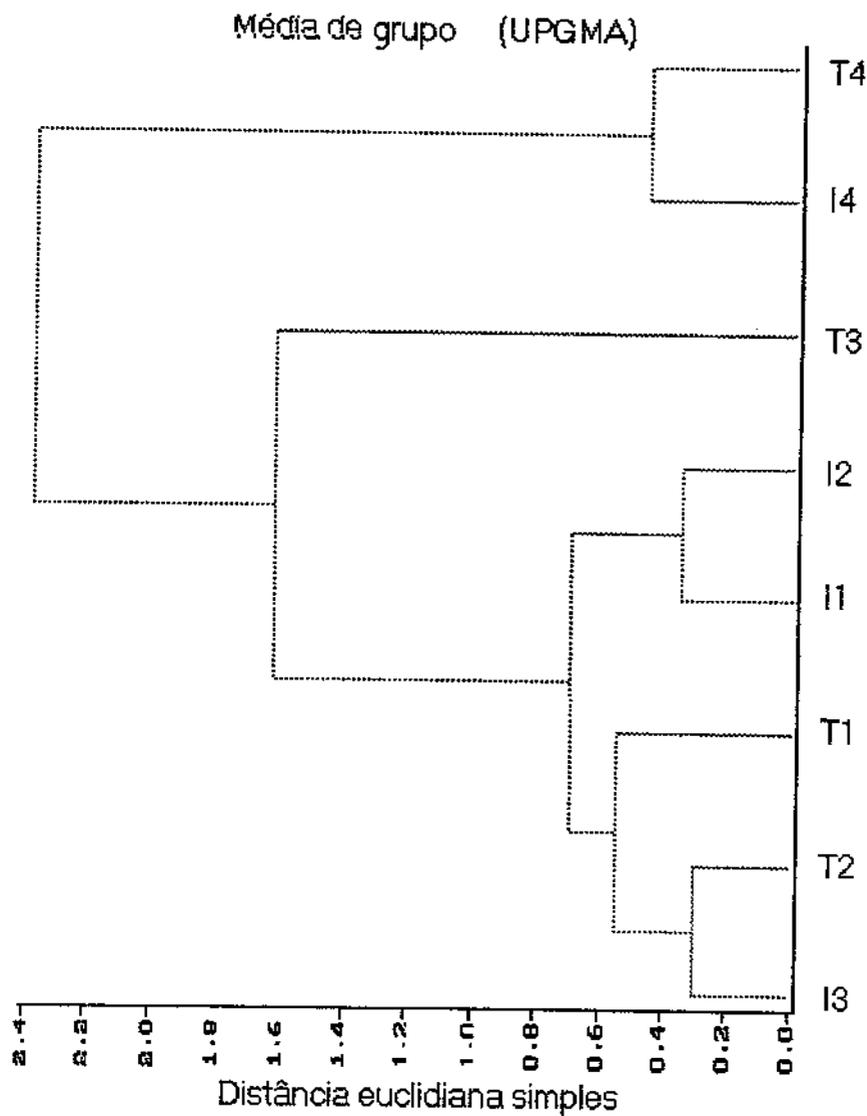


Figura 1.2: Dendrograma das variáveis físico-químicas nos diferentes pontos de coleta no período de verão. I=Itinguçu; T=Teteqüera. Coeficiente de correlação cofenética=0,9806.

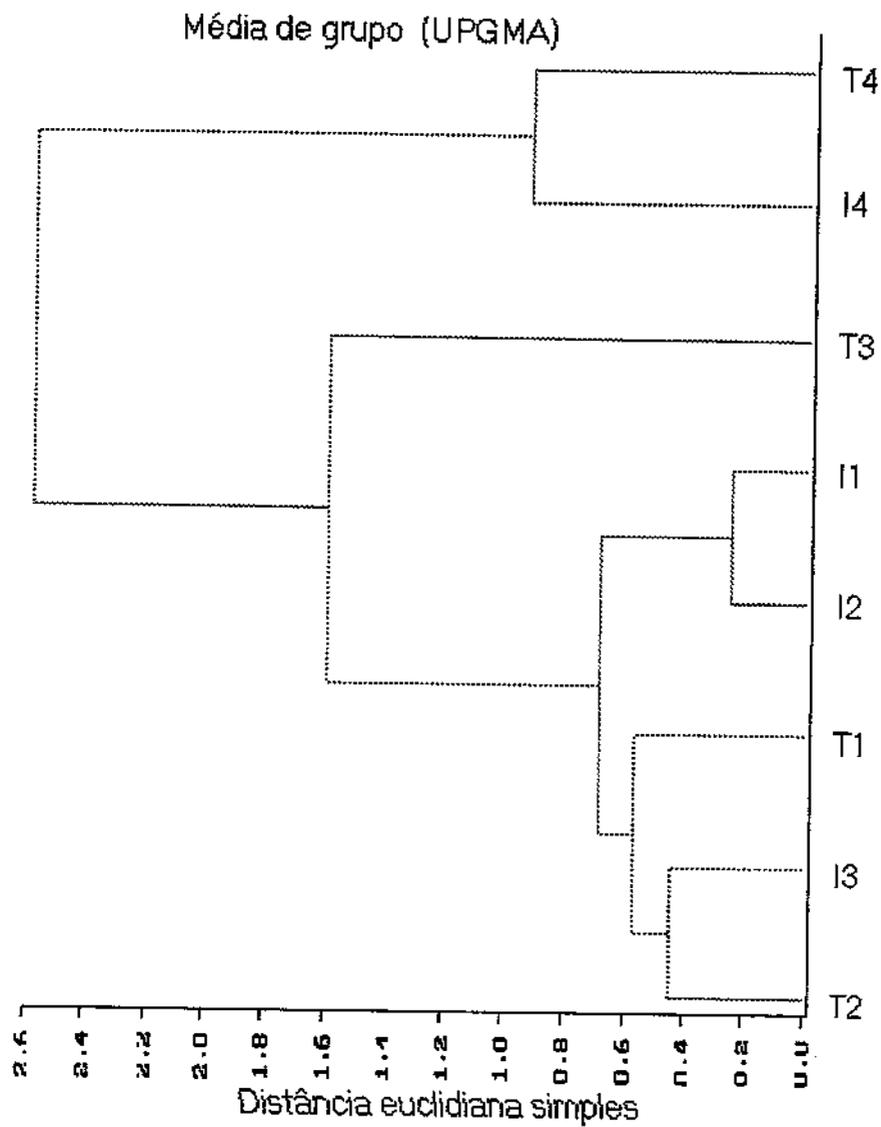


Figura 1.3: Dendrograma das variáveis físico-químicas nos diferentes pontos de coleta no período de inverno. I=Itinguçu; T=Teteqüera. Coeficiente de correlação cofenética=0,9539.

Tabela 1.2: Autovetores dos nove parâmetros analisados para as três primeiras componentes principais, no período de verão e suas respectivas percentagens de variância e seus autovalores.

Parâmetros	CP1	CP2	CP3
Altitude	0,4344	0,2011	0,1091
Temperatura	-0,1520	0,3697	-0,4989
O ₂ dissolvido	0,4287	0,1534	-0,2803
Condutividade	-0,4515	-0,0749	0,0519
pH	-0,4332	0,0881	-0,2829
Profundidade	-0,1885	0,4748	0,3837
Veloc. de corrente	0,3753	-0,3333	0,2686
Cobertura vegetal	-0,0063	0,6183	-0,0218
Largura do canal	0,1910	0,2593	0,5983
Variância (%)	50,88	24,47	12,12
Variância acumulada (%)	50,88	75,35	87,47
autovalor	4,57882	2,20259	1,09051

Tabela 1.3: Valores dos escores para os locais de coleta, em cada rio durante o período de verão. I=Itinguçu; T=Teteqüera.

Local	CP1	CP2	CP3
I1	1,9754	0,0168	1,5838
I2	1,2395	1,3933	0,9374
I3	0,6500	1,0214	-1,4397
I4	-3,5582	-0,3723	0,9484
T1	0,6272	1,0043	-0,3202
T2	0,9662	0,2396	0,9210
T3	1,3300	-3,3506	0,3151
T4	-3,2302	0,0476	-0,4736

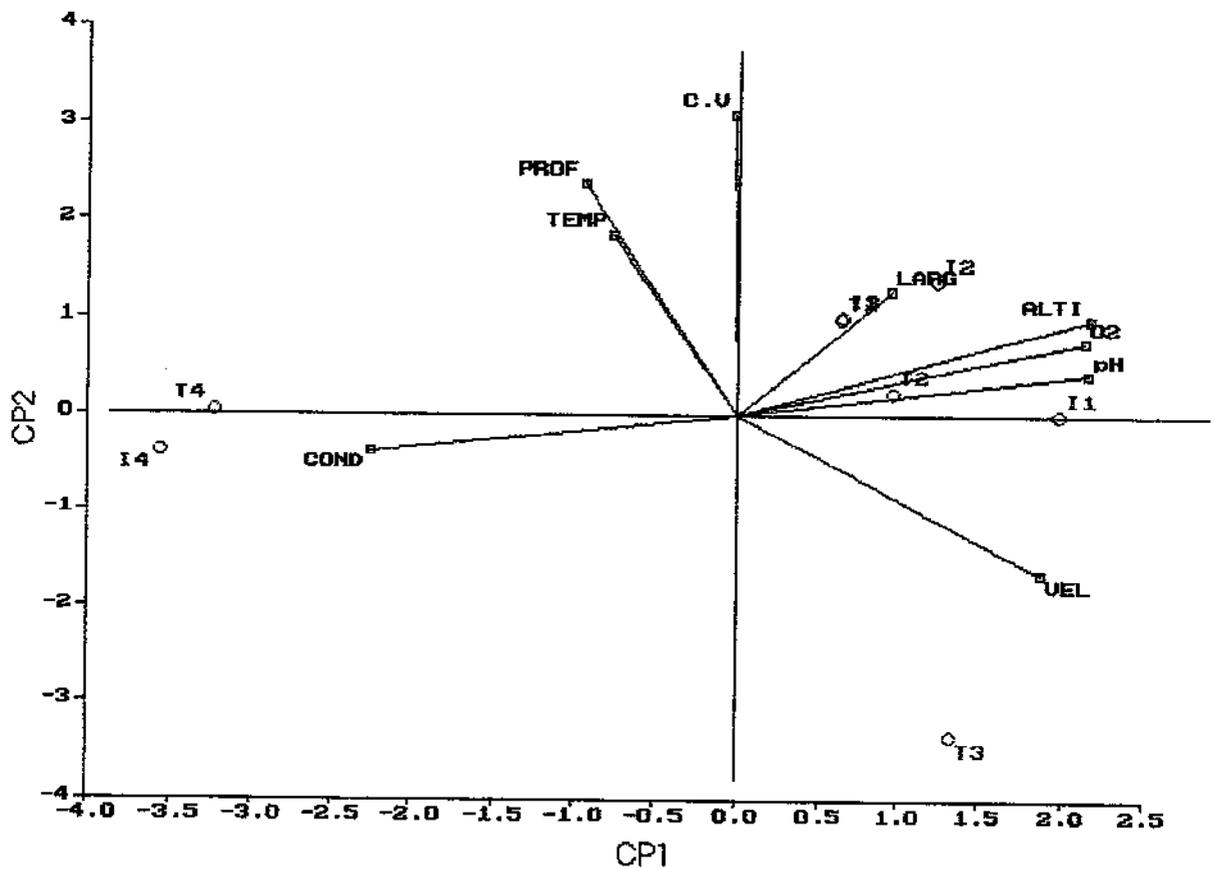


Figura 1.4: Análise de Componente Principal (CP1 e CP2) no período de verão. I=Itinguçu; T=Teteqüera. ALT=altitude, TEMP=temperatura da água, O₂=oxigênio dissolvido, COND=condutividade, PROF=profundidade, VEL=velocidade de corrente, Cv=cobertura vegetal, LARG=largura do canal.

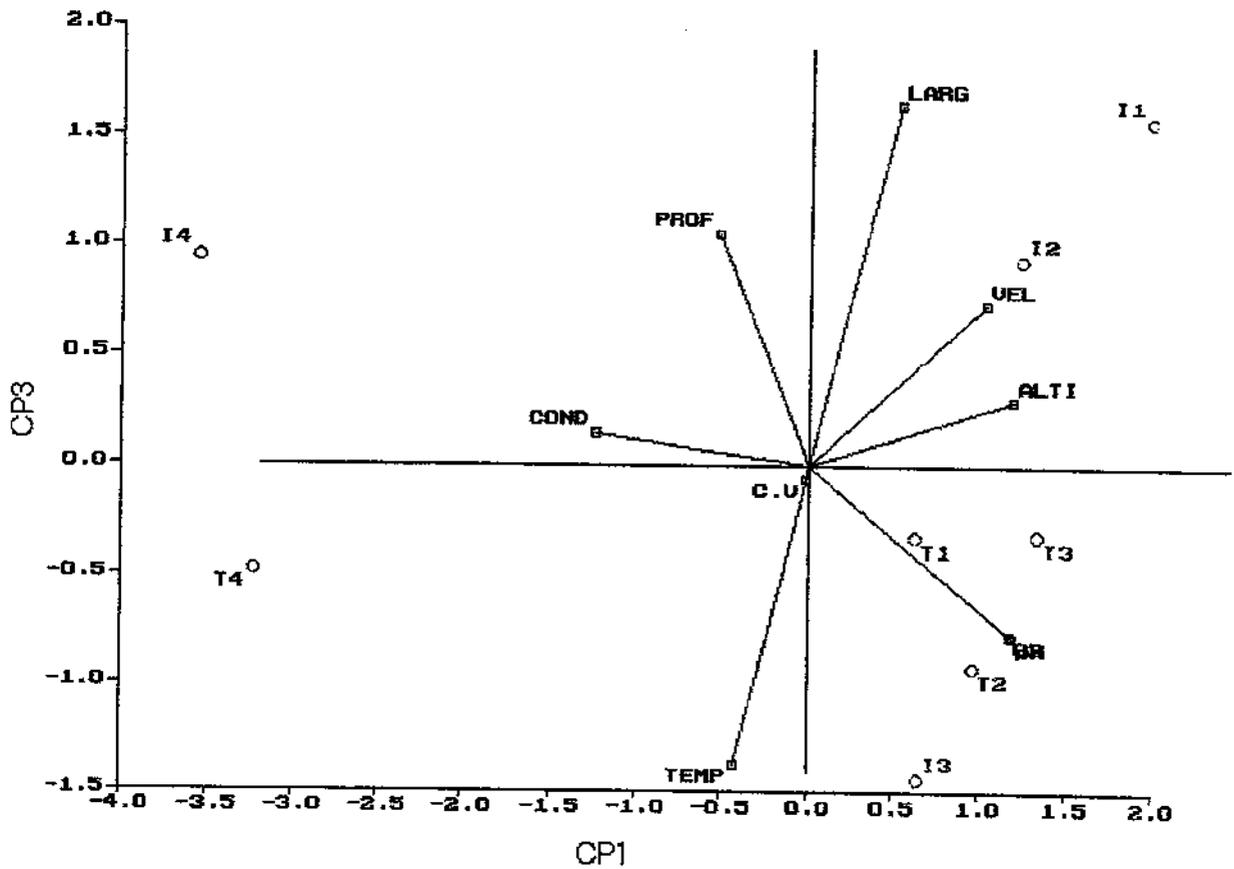


Figura 1.5: Análise de Componente Principal (CP1 e CP3) no período de verão. I=Itinguçu; T=Teteqüera. ALT=altitude, TEMP=temperatura da água, O₂=oxigênio dissolvido, COND=condutividade, PROF=profundidade, VEL=velocidade de corrente, Cv=cobertura vegetal, LARG=largura do canal.

Tabela 1.4: Autovetores dos nove parâmetros analisados para as duas primeiras componentes principais, no período de inverno e suas respectivas percentagens de variância e seus autovalores.

Parâmetros	CP1	CP2
Altitude	0,4286	0,1455
Temperatura	0,0589	-0,5811
O ₂ dissolvido	0,3769	0,0210
Condutividade	-0,4344	-0,0347
pH	-0,3904	0,0316
Profundidade	-0,4143	0,1198
Veloc. de corrente	0,3674	0,3333
Cobertura vegetal	-0,0632	0,5097
Largura do canal	0,1381	0,5435
Variância (%)	54,11	23,81
Variância acumulada (%)	54,11	77,93
autovalor	4,87035	2,14327

Tabela 1.5: Valores dos escores para os quatro pontos de coleta em cada rio durante o período de inverno. I=Itinguçu, T=Teteqüera.

Local	CP1	CP2
I1	1,9168	1,6030
I2	0,7462	1,1485
I3	1,1130	0,0781
I4	-3,5961	-0,2518
T1	1,3290	0,0853
T2	1,2458	-0,1767
T3	0,6936	-3,2326
T4	-3,4484	0,7463

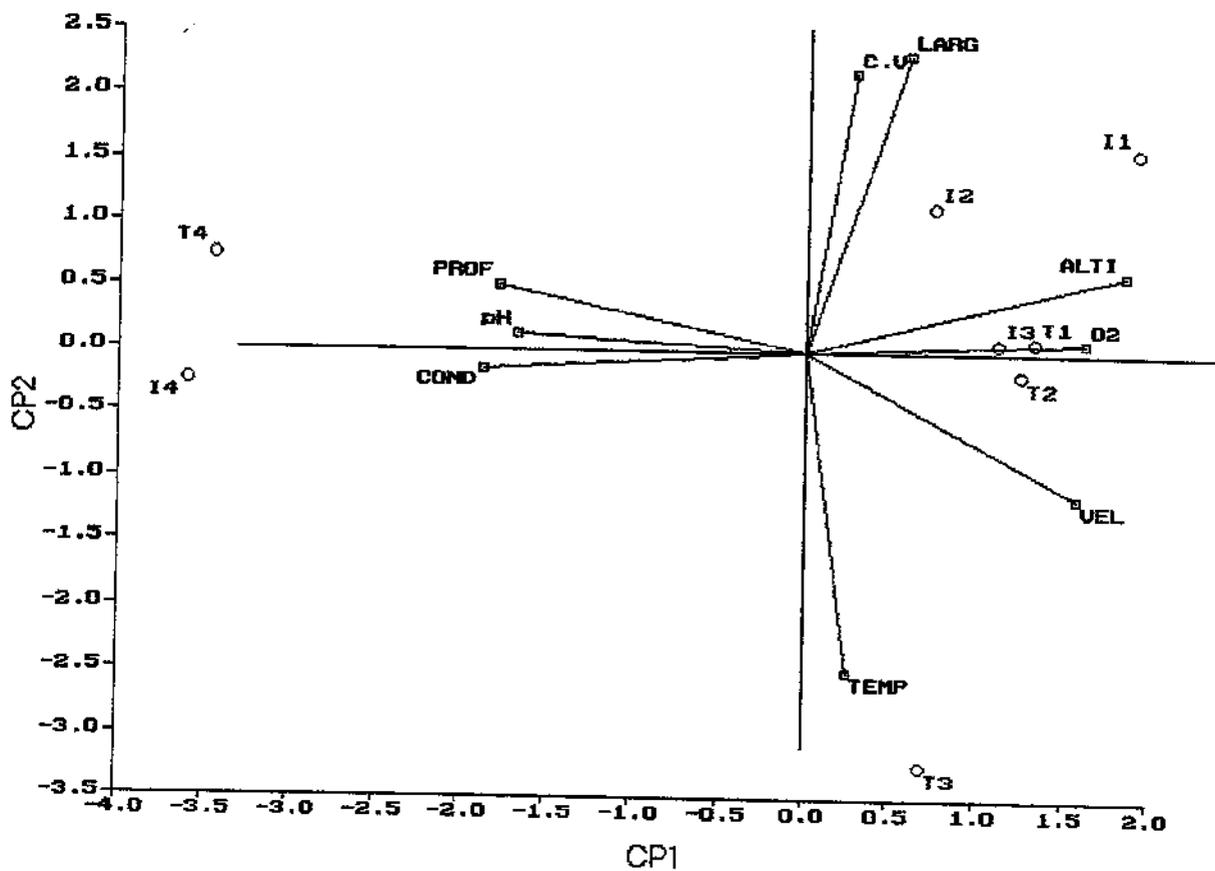


Figura 1.6: Análise de Componente Principal (CP1 e CP2) no período de inverno. I=Itinguçu; T=Teteqüera. ALT=altitude, TEMP=temperatura da água, O₂=oxigênio dissolvido, COND=condutividade, PROF=profundidade, VEL=velocidade de corrente, Cv=cobertura vegetal, LARG=largura do canal.

1.4 – DISCUSSÃO

Mudanças nas características limnológicas gerais que ocorrem num gradiente longitudinal de um rio são padrões e processos estabelecidos e conhecidos na literatura (Mann, 1975; Vannote *et al.*, 1980; Statzer & Borchardt, 1994). Os fenômenos que ocorrem na bacia de drenagem repercutem direta ou indiretamente nos rios. A morfogênese das vertentes e o tipo de carga sedimentar carregados pelos rios são controlados em parte pelas condições climáticas, cobertura vegetal e pela litologia da região (Christofolletti, 1981).

Para entendermos as características limnológicas dos rios da Juréia, seria necessário nos referirmos aos fenômenos geomorfológicos e à orogênese dessa região. Isto se constituiria num trabalho em si e para atendermos aos objetivos propostos neste capítulo, optamos por descrever sucintamente algumas características no âmbito geomorfológico no momento da discussão dos dados aqui gerados.

Na Juréia, por ser uma área ainda em estado de boa conservação, muitas das condições atuais são reflexos das características geomorfológicas. Como foi observado na descrição da área da Juréia, a presença de vários maciços montanhosos permite a formação de uma vasta rede de drenagem que se dispersa a partir desses maciços correndo por entre os vales, indo desaguar na ampla planície fluvial. De acordo com o mapa geológico do Estado de São Paulo (1974) na área da Juréia encontramos afloramentos de rochas pré-cambrianas constituídas de gnaisses e migmatitos. Estas são rochas de composição mineralógica muito variáveis.

As modificações que são observadas num período de tempo menor que o tempo geológico, estão relacionadas às condições atuais e momentâneas do sistema (Coelho-Netto, 1998). Neste horizonte, os riachos podem vir a apresentar variação maior que as observadas em grandes rios, por serem sistemas menores e, portanto, com respostas mais imediatas. Sabino & Silva (*no prelo*) citam que algumas vezes as oscilações diárias nas condições abióticas podem se mostrar mais intensas do que em período sazonal em resposta às

fortes chuvas ou pela própria dinâmica de alguns parâmetros. Neste contexto a precipitação é um importante fator controlador do ciclo hidrológico nesses sistemas. A quantidade relativa de precipitação, seus regimes sazonais ou diários e suas intensidades, são características que podem afetar a magnitude do trabalho geomorfológico em bacias de drenagem (Coelho-Netto, 1998). Segundo esta autora o fenômeno de precipitação pode ser originado por mecanismos regionais ou locais. Estes últimos são os principais responsáveis pelas variações quantitativas das chuvas que caem numa determinada região. A precipitação, portanto, é um entre vários fatores que influenciam as oscilações dos parâmetros limnológicos que podem ocorrer de modo diferente em nível espacial e temporal e certamente influenciam na formação da estrutura das comunidades dos organismos ali viventes (Matthews, 1998).

Os parâmetros abióticos medidos nos rios da Juréia, de modo geral, apresentaram as variações já esperadas, indicando que estes estão em estado natural de conservação.

Tanto no verão quanto no inverno, as mudanças nesses parâmetros ocorreram de forma semelhante para grupos de estação como ilustrado nos dendrogramas. Algumas alterações puderam ser observadas entre esses dois períodos, tais como diminuição na temperatura média e na largura no período de inverno, indicando que existe variação sazonal de alguns parâmetros, durante o ciclo hidrológico. Entretanto elas ocorrem uniformemente de maneira tal que não produzem diferenças nos padrões de segregação entre as estações nas duas épocas estudadas. Não houve separação dos dados entre verão e inverno. Os padrões gerados pelos dois clusters são praticamente os mesmos e mostram indiretamente, o efeito da característica topográfica desses rios.

As variáveis abióticas que influenciaram na separação desses pontos, como indicadas pela Análise de Componente Principal, diferiram entre verão e inverno para alguns pontos. A CP1, tanto no verão quanto no inverno está representando a variação da condutividade e da altitude e separam os pontos I4 e T4. Ou seja, esses foram os locais de maior condutividade e menor altitude. I4 e T4 podem ser considerados zonas de transição entre rio e estuário. A

condutividade apresentou grande variação entre as medidas (CV = 83,7% no Itinguçu e CV = 70,8% no Teteqüera). A oscilação diária deste parâmetro fornece informações sobre os processos que ocorrem em ecossistemas aquáticos como produção primária (o que leva à redução de valores de condutividade) ou de decomposição (aumento desses valores) (Esteves, 1988). Segundo Naiman & Soltz (1981), climas quentes geralmente são caracterizados por marcante flutuação deste parâmetro que é resultado de intensos processos de decomposição da matéria orgânica. Observando os valores da condutividade no Itinguçu e no Teteqüera percebe-se que no ponto I4 estes aumentaram no inverno enquanto que no ponto T4 diminuíram na mesma época. A provável explicação para este fato é que no ponto I4 (Itinguçu), no verão, o volume de água descendo é grande, então nesta zona de mistura o aporte de água doce é maior, mesmo tendo a influência da maré e, por isso, a condutividade diminui. No inverno, o volume de água doce que chega a essa zona (I4) torna-se menor. O que prevalece no inverno, portanto é a água salobra. Por isso a condutividade é maior neste ponto, nesta época. No Teteqüera este fato não ocorreu. É provável que o maior valor de condutividade no ponto T4, no verão esteja sendo influenciado pela decomposição de matéria orgânica nesta época. Esta inferência baseia-se no padrão teórico de que no verão a taxa de decomposição de matéria orgânica tende a ser mais alta e assim há aumento da condutividade (Esteves, 1988). Este fato pode ser corroborado pelo menor valor médio de oxigênio dissolvido ocorrido também no verão. Segundo o relatório da SEMA (1984) a quantidade de matéria orgânica é grande nesta área de transição rio-estuário por causa do material oriundo do mangue cujo solo é moderadamente rico em nutrientes.

A altitude, como o segundo parâmetro representado pela CP1 no verão e no inverno, também separa os pontos I4 e T4. Como salientado, a área da Juréia apresenta grande variação altitudinal. As montanhas apresentam altura de até 900 m e são separadas da Serra do Mar por baixadas sedimentares quaternárias (SEMA, 1984). A variação de altitude e a passagem de um nível para outro ocorre, algumas vezes de forma brusca evidenciando a presença de escarpas

formadas nas diversas fases de elaboração do relevo (Tarifa *et al.*, 1983).

A CP2, representada pela cobertura vegetal, separou o ponto T3 no verão. Nesta área do rio Teteqüera, parte da mata ciliar foi retirada. Baseado nos resultados da análise, observamos que nenhum outro parâmetro de ordem física ou físico-química influenciou na segregação deste ponto. O ponto T3 aqui estudado, já apresenta alterações advindas das ações antrópicas. A vegetação marginal foi substituída por áreas de pasto e algumas pequenas manchas de agrocultivo.

A vegetação marginal tem papel importante na definição do microclima de uma região através de alterações provocadas na entrada de luz, temperatura e umidade. A interação existente entre o sistema terrestre e o aquático influencia a dinâmica de entrada, retenção e saída de nutrientes e matéria orgânica (Schlosser, 1995). A radiação solar, por exemplo, é absorvida e refletida pelo dossel ripariano e, desta forma, controla a quantidade e qualidade de luz disponível para produtores primários aquáticos (Minshall, 1978). O grau de sombreamento, entretanto, está em função da estrutura e composição da vegetação e do tamanho e dimensões do canal (Gregory *et al.*, 1991). Em áreas mais estreitas dos rios, o que geralmente coincide com zonas de 1ª e 2ª ordem do canal, a vegetação ripária é normalmente densa (Vannote *et al.*, 1980; Betschko, 1995) e, por isso, o sombreamento é intenso e a entrada de nutrientes e de energia apresentam-se em menor importância (Schlosser, 1995). Isto porque a vegetação ripária atua como zona tampão, retendo os nutrientes dissolvidos e os sedimentos (Gregory *et al.*, 1991; Schiemer & Zalewski, 1992).

A CP3 representa os parâmetros largura do canal e temperatura que variaram opostamente, e que influenciaram parcialmente a separação dos pontos de coleta I1 e I3. Como mencionado acima, canais mais largos tendem a apresentar temperaturas mais altas. Em nosso local de estudo porém, à medida que a largura do rio Itinguçu foi diminuindo, constatamos tendência no aumento da temperatura. O ponto de coleta I1, como pôde ser observado na Tabela 1.1, foi o mais largo e a temperatura foi a menor em relação aos outros pontos. É provável que a manutenção da temperatura em níveis mais baixos seja

conseguida pela maior velocidade de correnteza nesta área. Isto torna a água mais turbulenta o que diminui a possibilidade de retenção de calor.

Outro fato que foge do padrão esperado é que no Itinguçu, no ponto I3 no verão a velocidade foi menor que no inverno. Ou seja, no verão pelo fato de haver o volume maior de água, seria esperado maior velocidade de correnteza nesta época. Porém observou-se o contrário, isto é, no ponto I3 a velocidade foi maior no inverno. O que pode ter ocorrido é que no verão, neste local as águas podem ter ficado represadas devido ao aumento no volume e desta forma a velocidade também pode ter diminuído. Estas inferências estão baseadas nas características topográficas desse trecho.

Através de uma observação geral dos parâmetros medidos em cada ponto e nos dois períodos do ano concluímos que os rios apresentam características distintas longitudinalmente, principalmente nos trechos inferiores onde as variações nos parâmetros são influenciadas pelas oscilações diárias das alturas de marés. Esses locais representam uma área de transição ou ecótono entre o sistema de rio e o estuário e constituem-se em zonas complexas e com alta variação diária nos parâmetros físico-químicos. No trecho médio e no superior nos dois rios, a situação é diferente. Os parâmetros não variaram bruscamente no período do dia, porém alguns se apresentaram peculiares em determinados trechos enquanto outros foram similares em dois ou mais pontos de coleta. A segregação dos pontos amostrais, entretanto, não ocorreu em relação a verão e inverno. Entretanto observando-se a Tabela 1.1 nota-se uma pequena diferença de alguns parâmetros entre essas duas épocas, o que não pode ser negado. Porém a maneira e o nível como ocorre estas mudanças nos rios Itinguçu e Teteqüera não acarretaram em padrões diferentes entre verão e inverno (temporal). Comparando os padrões aqui encontrados com aqueles mostrados na teoria do rio contínuo (Vannote *et al.*, 1980), observamos de maneira geral, que a variação dos parâmetros nos rios estudados tende a se apresentar diferente, ou seja, no geral, os parâmetros abióticos aqui medidos foram peculiares em cada área revelando padrões de “manchas” mais do que de um sistema contínuo.

CAPÍTULO 2

2 – DISTRIBUIÇÃO, COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES AO LONGO DOS RIOS ITINGUÇU E TETEQUERA

2.1 - INTRODUÇÃO

Os estudos que vêm sendo desenvolvidos sobre a ecologia de riachos, sugerem que inúmeras características da estrutura desses sistemas e mesmo a diversidade de organismos sofrem alterações rio abaixo (Vannote *et al.*, 1980; Minshall *et al.*, 1985). Essas transformações aparecem como respostas às modificações graduais nas condições físicas e químicas que ocorrem nesses riachos. A riqueza de espécies, por exemplo, tende a aumentar com seu tamanho, atingindo o pico na região intermediária diminuindo a seguir, até a foz. A baixa heterogeneidade ambiental encontrada nas cabeceiras e próximo à foz, é indicada como um dos fatores que influenciam a baixa diversidade de espécies nesses locais (Vannote *et al.*, 1980). Essa teoria surgida a partir de estudos realizados em ambientes temperados apresenta também a temperatura, o fluxo e a composição do substrato como outros fatores que poderiam estar influenciando esses padrões pré-estabelecidos. As comunidades destes riachos apresentam, portanto, diferenças espaciais quanto à distribuição, composição e diversidade. Em ambientes tropicais, Welcomme (1985) observou que a adição de espécies mais do que a substituição, tem prevalecido como padrão na composição de espécies em riachos. Essas mudanças podem, algumas vezes, ser abruptas quando coincidem com mudanças físicas no ambiente (Matthews, 1998).

É sabido também que a variação sazonal confere também alterações cíclicas nas comunidades presentes em riachos, principalmente em regiões temperadas devido à forte delimitação das estações climáticas. Nos riachos em áreas tropicais, as chuvas marcantes podem alterar as comunidades de pequenos organismos (Flecker & Feifarek, 1994; Uieda & Gajardo, 1996).

Neste capítulo portanto, procuramos estudar o padrão de distribuição e diversidade de espécies nos dois rios da Juréia, nos períodos de verão e inverno a fim de responder algumas questões:

- Que padrão ou modelo de diversidade seguem as comunidades estudadas?
- Há mudança espacial (diversidade β) da comunidade ao longo dos rios?
- A composição de espécies nas comunidades, apresenta mudança temporal?

2.2 – MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1 – COLETA DE PEIXES

Os peixes foram coletados com puçás, peneiras, redes de espera, rede de cerco, covos e “fykenets”. Estes últimos foram utilizados para as coletas das espécies com hábito noturno (Lagler, 1968), e eram colocados no horário de crepúsculo e retirados na manhã do dia seguinte. Utilizamos as redes de espera de tamanhos de malha de 12, 15, 20, 25, 30, 35 e 40 mm entre nós adjacentes, com comprimento de 5 m e altura de 1,5 m. As redes foram montadas em baterias lado a lado e utilizadas no ponto 4, em cada rio e nas áreas de poços nos demais pontos amostrais, onde as condições lânticas eram propícias para seu uso. As baterias de redes foram sempre colocadas na manhã do 1º dia e retiradas na manhã do 3º dia de coleta sendo feitas revisões de seis em seis horas, durante um período de 48 horas. A rede de cerco utilizada foi de 3 mm de malha, com 3 metros de comprimento e 1,5 m de altura. Esta rede foi utilizada para as coletas de peixes em bancos de macrófitas e próximo às margens. Puçás e peneiras foram também utilizados nessas áreas. O tempo de utilização desses apetrechos foi aquele necessário para vasculhar a área total de

cada ponto de coleta, sendo o mínimo de duas horas/dia e sempre em dois dias. Os trechos amostrados para cada ponto foram determinados baseado na heterogeneidade ambiental observada em cada local tentando-se incluir trechos de poços e rápidos, quando possível. A extensão percorrida e a área em cada ponto foi respectivamente de:

Itinguçu 1 = 130 m e 3601 m²

Itinguçu 2 = 120 m e 2232 m²

Itinguçu 3 = 140 m e 1761,2 m²

Itinguçu 4 = 100 m e 990 m²

Teteqüera 1 = 90 m e 747,9 m²

Teteqüera 2 = 100 m e 952 m²

Teteqüera 3 = 166 m e 1152 m²

Teteqüera 4 = 100 m e 947 m²

Os peixes foram colocados em sacos plásticos separados por hora de coleta e apetrecho utilizado. Esses sacos foram estocados em camburões contendo solução de formol a 10%. No laboratório, os peixes foram lavados em água corrente, identificados, medidos no seu comprimento padrão, pesados, e posteriormente preservados em solução de álcool a 70%.

2.2.2 – RIQUEZA E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES

Para a análise da riqueza das comunidades, observamos a relação entre as espécies e os indivíduos nas comunidades dos rios Itinguçu e Teteqüera através do gráfico de frequência de distribuição no qual o número de espécies é plotado contra o número de indivíduos por espécies. Segundo Magurran (1988) existem vários métodos para se representar esta relação. Estimamos a diversidade de espécie utilizando sete das estatísticas mais populares. A utilização de vários índices foi devido existirem diferenças quanto às informações fornecidas por cada um deles e o objetivo aqui foi analisar o padrão de diversidade das comunidades de ambos os rios. A escolha dos índices foi baseada em Magurran (1988).

Medimos a riqueza de espécies (dada pelo número de espécies presentes (S)); o número de indivíduos (N); o Índice de Berger-Parker (d):

$$d = N_{\max}/N$$

onde:

N_{\max} = número de indivíduos da espécie mais abundante;

N = número total de indivíduos;

o Índice de Simpson (1/D):

$$D = \sum \left(\frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \right)$$

onde:

n_i = número de indivíduos na enésima espécie;

N = Número total de indivíduos;

O índice de Shannon-Wiener (H') foi calculado com dados de número de indivíduos e comparações foram feitas também com este índice medido com dados de peso para a estimativa da biomassa. A razão pela qual medimos o índice de Shannon-Wiener também com os dados de peso foi baseado na indicação de Tokeshi (1993) de que, além desse parâmetro fornecer informações indireta da produção do sistema, em modelos em que o tamanho do corpo varia entre as espécies, a medida de biomassa torna-se mais satisfatória pois expressa mais fielmente a divisão de recursos entre espécies dentro de uma comunidade. Este índice é calculado por:

$$H' = -\sum p_i \log p_i$$

onde:

p_i = proporção de indivíduos/peso da espécie i.

Equabilidade de Shannon-Wiener (E):

$$E = H'/H_{\max}$$

onde:

H' = diversidade de Shannon-Wiener;

H_{\max} = logaritmo do número de espécies;

Índice log série (α):

$$\alpha = \frac{N(1-x)}{x}$$

onde:

N = número total de indivíduos;

x = é estimado através do processo iterativo: $S/N = (1-x)/x[-\ln(1-x)]$ sendo S o número de espécies e N o número de indivíduos;

Os ajustes para os modelos log série, log normal, série geométrica e “broken stick” foram testados comparando os valores observados e os esperados para cada modelo de distribuição através de qui-quadrado (X^2). Utilizamos os dados de biomassa nos testes de ajustes para todas as distribuições, exceto para a distribuição log série que foi realizado com o número de indivíduos devido os cálculos exigirem variáveis discretas (Anne Magurran, Universidade de St. Andrews, Escócia - comunicação pessoal). Todas as diferenças foram testadas em nível de 5% de significância. As análises foram sempre realizadas comparando os períodos de verão e inverno e para os rios como um todo. Todos os métodos seguiram a descrição de Magurran (1988).

Na comparação entre as épocas do ano para o Índice de Shannon-Wiener (número de indivíduos e peso) utilizamos o método de Hutcheson (1970) que utiliza o Teste “t” para verificar a significância entre as amostras:

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{(\text{Var } H'_1 + H'_2)^{1/2}}$$

onde:

H'_1 = valor do índice de Shannon-Wiener da 1ª amostra;

H'_2 = valor do índice de Shannon-Wiener da 2ª amostra;

Var H'_1 = Variância de H'_1 ;

Var H'_2 = Variância de H'_2 ;

a variância pode ser calculada por:

$$\text{Var } H' = \frac{\sum p_i (\log p_i)^2 - (\sum p_i \log p_i)^2}{N} + \frac{S-1}{2N^2}$$

e o grau de liberdade:

$$gl = \frac{(\text{Var } H_1 + H_2)^2}{(\text{Var } H_1)^2/N_1 + (\text{Var } H_2)^2/N_2}$$

onde:

N1 e N2 = número total de indivíduos nas amostras 1 e 2.

2.2.3 - PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO LONGITUDINAL E ALTITUDINAL DAS COMUNIDADES

A elevação de cada ponto amostral foi medida com altímetro e as distâncias ao nível do mar foram medidas a partir de um mapa topográfico 1:50000 usando um fio flexível.

Para investigarmos a existência de um padrão de abundância das espécies nos pontos de coleta nos rios desenvolvemos também uma análise de agrupamento (Cluster). Os dados de abundância das espécies foram primeiramente padronizados $(x=(x-x)/dp)$. A métrica Canberra com a exclusão de duplos zeros foi usada nas medidas de associação entre as espécies descritoras, para se eliminar a interpretação de que duas ausências ou o “estado zero” entre dois locais de coleta fossem interpretados como similaridade (Legendre & Legendre, 1983). Como função de ligação, utilizamos o UPGMA. O programa utilizado foi o FITOPAC, o mesmo para as análises com dados físico-químicos (Capítulo 1).

2.2.4 – VARIAÇÃO ESPACIAL (DIVERSIDADE β)

Na análise do grau de mudanças na composição de espécies ao longo do gradiente do rio, foram utilizadas algumas medidas de diversidade beta: beta-2, proposto por Harrison *et al.* (1992), Wilson & Shmida (1984), Cody (1975) e de Routledge (1977) e também medida de “turnover” (Russell, *et al.*, 1995), entre pares de estações. Utilizamos dados de presença e ausência. A utilização de várias medidas se deve ao fato de cada uma levar em consideração propriedades diferentes que poderiam apresentar alterações ao longo de um gradiente e aqui estamos mais interessados em descobrir padrões do que testar hipóteses. A diversidade beta-2 (Harrison *et al.*, 1992) baseia-se na medida de Whittaker (1960) a qual considera, basicamente, a variação no número de espécies em cada local (diversidade alfa) em relação à diversidade média entre amostras dentro de um habitat homogêneo. Entretanto esta medida considera que a diversidade alfa seja sempre constante. Harrison *et al.* (1992) propuseram a diversidade beta-2 na qual considera o valor máximo de diversidade alfa. A fórmula portanto é dada por:

$$\text{beta-2} = (S/\alpha_{\max}) - 1/(N-1) \times 100$$

onde:

S = número total de espécies

α_{\max} = diversidade alfa máxima entre N locais medida como riqueza de espécies

N = número de locais ou estações.

Cody (1975) propôs a medida de “turnover” considerando o número de espécies novas e aquelas que são perdidas ao longo de um transecto. É um índice considerado completamente aditivo:

$$\beta_c = \frac{g(H) + l(H)}{2}$$

onde:

β_c = medida de Cody;

$g(H)$ = número de espécies adicionadas ao longo do transecto;

$l(H)$ = número de espécies perdidas neste mesmo transecto.

A medida de Routledge (1977) leva em conta a riqueza total de espécies no local e o grau de sobreposição no gradiente e é dada pela fórmula:

$$\beta_R = \frac{S^2}{(2r+S)} - 1$$

onde:

β_R = medida de Routledge;

S = número total de espécies em todas as amostras;

r = número de espécies com distribuição sobreposta.

Wilson & Shmida (1984) consideram os mesmos elementos que Cody, ou seja, a perda e o ganho de espécies e a riqueza de espécies média por amostra:

$$\beta_T = [g(H)+l(H)]/2\alpha$$

onde:

β_T = medida de Wilson & Shmida;

$g(H)$ = número de espécies adicionadas ao longo do transecto;

$l(H)$ = número de espécies perdidas neste transecto;

α = diversidade média amostral medida como riqueza de espécies.

Russel *et al.* (1995), baseados no cálculo da taxa de “turnover” de Diamond e May (1977) propuseram uma modificação em que apenas examinam como a composição de espécies da comunidade muda em relação ao tempo sem se importarem com o intervalo em que essas medidas são feitas:

$$Tr = \frac{Se+Si}{S}$$

onde:

Tr = taxa de “turnover”;

Se = número de espécies extintas;

Si = número de espécies imigrantes;

S = número total de espécies presente.

2.2.5 – VARIAÇÃO TEMPORAL DAS COMUNIDADES (ESTABILIDADE)

Para a análise da variação temporal das comunidades utilizamos a medida de estabilidade proposta por Grossman *et al.* (1990). Esta medida consiste em quantificar a estabilidade através do cálculo do coeficiente de variação (CV) das populações das espécies que fazem parte da comunidade. Na análise consideramos aquelas espécies que ocorreram em, no mínimo, 50% de todas as coletas realizadas, ou seja, aquelas que apareceram em pelo menos duas ocasiões. Calculamos o CV para cada espécie baseado nos dados de abundância. Analisamos 18 espécies no Itinguçu e 10 no Teteqüera. Para a descrição da variação nas populações seguimos a classificação proposta pelos autores:

Coeficiente de variação	Interpretação
<25%	altamente estável
25-50%	moderadamente estável
50-75%	moderadamente flutuante
>75%	altamente flutuante

Construímos o gráfico de distribuição de freqüência do coeficiente de variação das populações para termos uma visão geral da estabilidade em cada rio.

2.3 - RESULTADOS

2.3.1. – COMPOSIÇÃO, RIQUEZA E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES

Neste estudo, um total de 45 espécies de peixes foram capturadas. O Itinguçu apresentou o total de 38 espécies sendo 22 delas exclusivas. No Teteqüera 22 espécies foram capturadas sendo 7 restritas neste rio. No Anexo I é dada a lista de espécies por Ordem e Famílias e na Tabela 2.1 são listadas as espécies capturadas e seus respectivos pontos de coleta. Ambas as

comunidades apresentaram grande número de espécies raras e poucas espécies abundantes (Figura 2.1).

A fauna foi composta por 30% de espécies da ordem Characiformes, 28% de Perciformes, representados pelas espécies marinha principalmente nos pontos I4 e T4, 26% de espécies da ordem Siluriformes e 17,1% representadas pelas ordens Cyprinodontiformes, Syngnathiformes, Pleuronectiformes, Synbranchiformes e Clupeiformes.

Para o Itinguçu, o número de espécies e de indivíduos foi maior no período de verão (Tabela 2.2a). Assim como os valores do índice de Simpson indicou que no verão, as medidas de diversidade foi maior. Berger-Parker pode ser considerado como uma medida simples de dominância e expressa a importância proporcional das espécies mais abundantes. O resultado deve ser interpretado como o recíproco, sendo que o aumento no valor deste índice indica aumento na diversidade e redução na dominância. No Itinguçu houve maior dominância no período de verão. Shannon-Wiener apresentou maior valor no inverno, provavelmente devido à maior equabilidade entre as espécies nesta época. O índice Log série mostrou maior valor no verão, neste rio, pois leva em consideração o número de indivíduos e de espécies, os quais foram maiores também neste período. A comunidade do rio Teteqüera também apresentou maior número de espécies (S) e de indivíduos (N) no verão (Tabela 2.2a). Porém, as estatísticas dos índices Berger-Parker, Simpson e Shannon-Wiener não diferenciaram muito entre verão e inverno.

Comparando os dois rios, numa visão geral, observamos que o Itinguçu apresentou maior diversidade e riqueza de espécies. A equabilidade também foi maior neste rio. Os menores valores de Berger-Parker encontrados no rio Teteqüera demonstram que neste local as espécies são menos dominantes.

Comparamos os índices de Shannon-Wiener com os dados de número de indivíduos e de biomassa para os períodos de verão e inverno (Tabela 2.3). A diferença entre os valores, porém, só foi significativa para os cálculos com biomassa, para ambos os rios.

Quanto aos modelos de distribuição testados (Tabela 2.2b) os padrões são

semelhantes para ambos os rios. A log série foi a distribuição que melhor se ajustou para as comunidades durante todo o período do ano. A log normal foi apropriada apenas no período de inverno nos dois rios e para as distribuições analisadas com os dados totais no Itinguçu

Tabela 2.1: Lista das espécies e seus respectivos locais de ocorrência.

Espécies	I1	I2	I3	I4	T1	T2	T3	T4
<i>Awaous tajasca</i>			■				■	
<i>Bairdiella ronchus</i>								■
<i>Bathygobius soporator</i>								
<i>Brachyglanis</i> sp.			■					
<i>Caranx latus</i>				■				■
<i>Caranx hippos</i>								
<i>Centropomus parallelus</i>				■				
<i>Characidium</i> sp4			■					
<i>Characidium pterostictum</i>							■	
<i>Characidium</i> sp3	■					■		
<i>Characidium</i> sp1								
<i>Corydoras barbatus</i>								
<i>Crenicichia lacustris</i>				■				
<i>Cyphocharax santacatarinae</i>				■				
<i>Citharichthys spilopterus</i>			■					
<i>Deuterodon iguape</i>			■			■	■	
<i>Genidens genidens</i>								■
<i>Geophagus brasiliensis</i>			■	■			■	
<i>Glanidium</i> sp.			■				■	
<i>Hemigrammus</i> sp.							■	
<i>Hollandichthys multifasciatus</i>			■					
<i>Hoplias malabaricus</i>				■				■
<i>Hypostomus</i> sp.			■					
<i>Kronichthys heylandi</i>			■					
<i>Lycengraulis grossidens</i>				■				■
<i>Microleptogaster</i> sp.				■				
<i>Micropogonias furnieri</i>				■				
<i>Mimagoniates microlepis</i>			■					
<i>Mugil curema</i>				■				
<i>Mugil liza</i>								■
<i>Mugil cephalus</i>								
<i>Oligosarcus hepsetus</i>			■					
<i>Oostethus lineatus</i>								■
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	■		■				■	
<i>Phalloptycus januarius</i>		■						
<i>Pimelodella cf. transitoria</i>			■	■				
<i>Pimelodus</i> sp.				■				
<i>Poecilia</i> sp.		■						
<i>Probolodus heterostomus</i>			■			■	■	
<i>Pseudocorynopoma heterandria</i>				■				
<i>Rhamdia quelen</i>				■				
<i>Rineloricaria</i> sp.				■				
<i>Schizolecis guntheri</i>							■	
<i>Synbranchus</i> sp.			■					
<i>Syngnathus</i> sp.								■

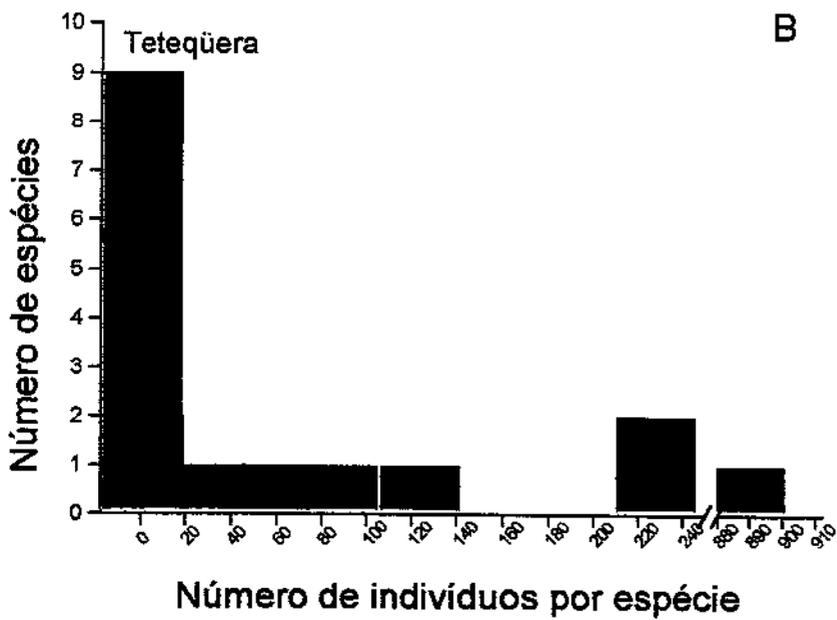
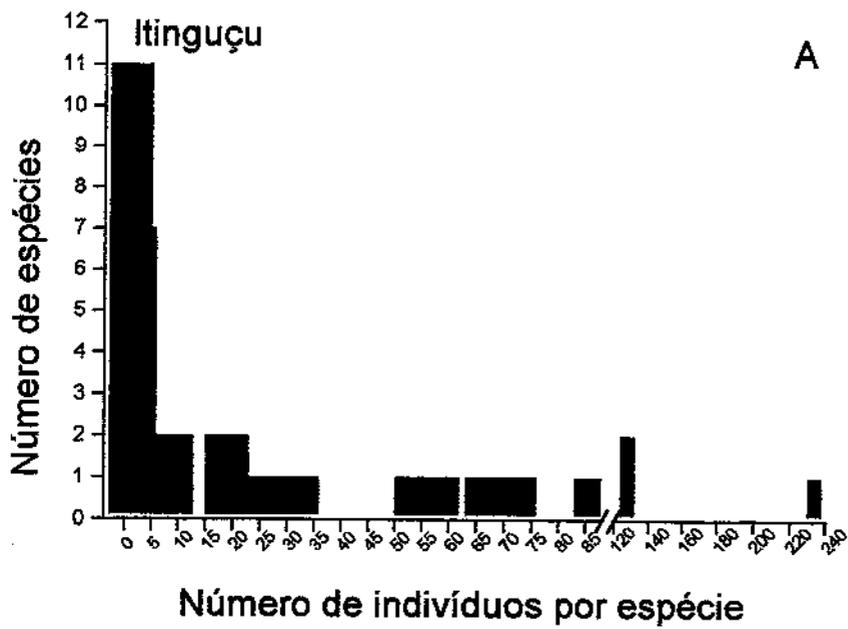


Figura 2.1: Relação entre o número de espécies e o número de indivíduos por espécie nas duas comunidades estudadas. A = rio Itinguçu; B = rio Teteqüera.

Tabela 2.2: Índices de Diversidade nos rios Itinguçu (ITG) e Teteqüera (TET), nos períodos de verão (VER) e inverno (INV). (A) Índices de Diversidade e (B) Ajuste dos modelos.

	ITG-VER	ITG-INV	ITG total	TET-VER	TET-INV	TET total
(A) Índices:						
Riqueza de espécies(S)	31	26	38	18	13	21
Indivíduo (N)	812	277	1089	760	726	1494
Berger-Parker (N_w)	0,25	0,19	0,22	0,59	0,60	0,59
Simpson (1/D)	10,89	8,26	9,99	2,54	2,54	2,55
Shannon-Wiener (H)	1,09	1,14	1,16	0,61	0,59	0,78
Equabilidade de						
Shannon-Wiener	0,72	0,81	0,72	0,46	0,53	0,59
Log series (α)	6,92	5,65	8,16	3,99	2,25	3,87
(B) Ajustes:						
Log series	sim	sim	sim	sim	sim	sim
Log normal	não	sim	sim	não	sim	não
Série geométrica	não	não	não	não	não	não
Broken stick	não	não	não	não	não	não

Tabela 2.3: Teste de diferença para os índices de Diversidade de Shannon-Wiener (H') calculados com o número de indivíduos (A) e com a biomassa (B), entre os períodos de verão e inverno para os rios Itinguçu e Teteqüera. Variância (S^2), Teste t (t), Probabilidade (P).

	H'	S^2	t	P
(A) Número de indivíduos:				
Itinguçu-verão	1,09164	0,11693 n = 812		
Itinguçu-inverno	1,141662	0,01043 n = 277	0,44 gl = 448	n.s
Teteqüera-verão	0,610825	0,00139 n = 768		
Teteqüera-inverno	0,592771	0,00134 n = 760	0,34 gl = 1488	n.s
(B) Biomassa:				
Itinguçu-verão	0,809428	0,0000005 n = 36046,02		
Itinguçu-inverno	1,010593	0,00015 n = 6780,2	15,786 gl = 7250,17	P<0,05
Teteqüera-verão	0,781209	0,000083 n = 6610,51		
Teteqüera-inverno	0,684306	0,000037 n = 4821,0	15,881 gl = 10874,37	P<0,05

2.3.2 – DISTRIBUIÇÃO LONGITUDINAL E ALTITUDINAL DAS ESPÉCIES

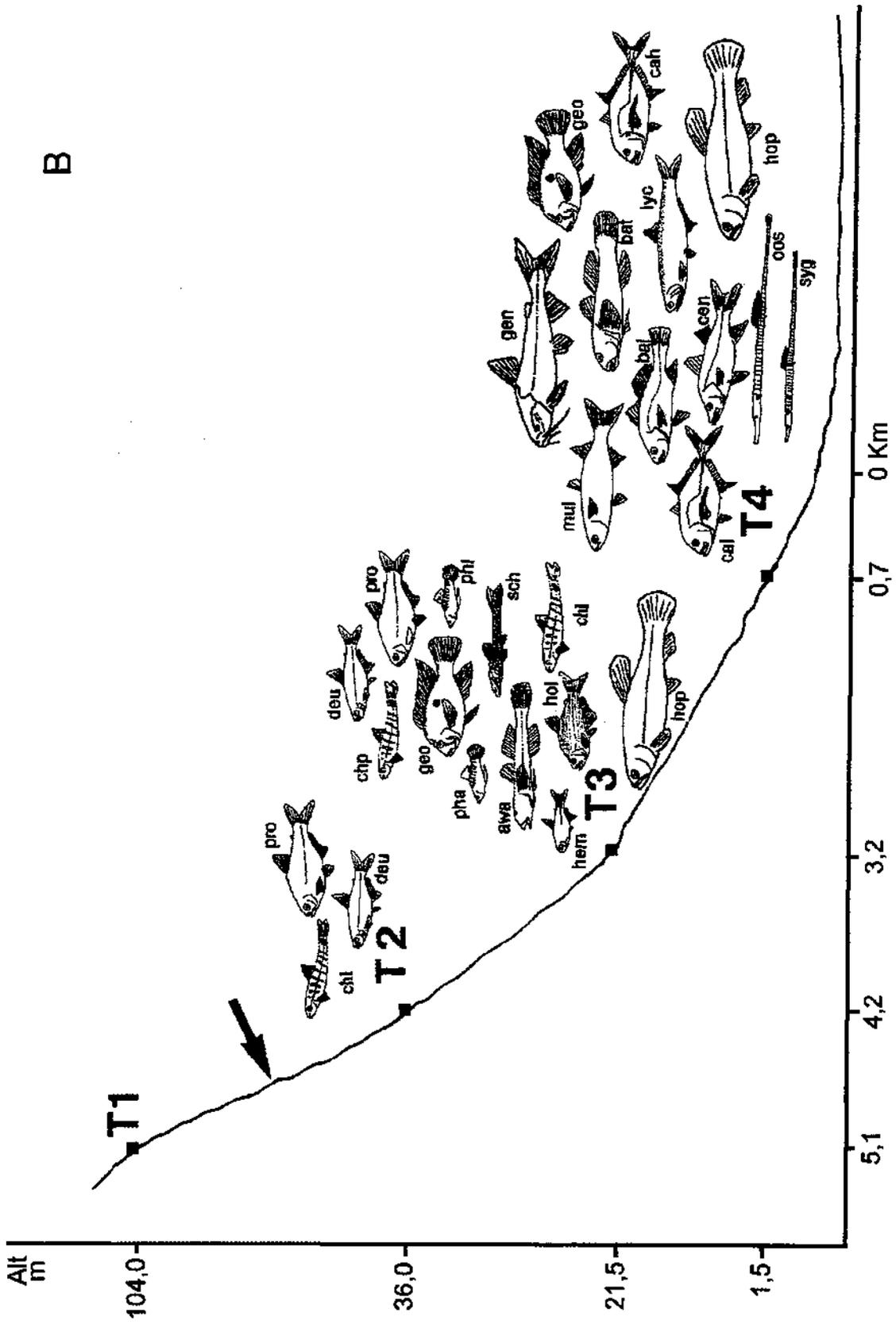
Na Figura 2.2 (A e B) observamos que as comunidades de peixes em ambos os riachos apresentaram gradientes altitudinal e longitudinal e sua formação se deu por processos de adição e substituição de espécies. No Itinguçu (Figura 2.2 A) apenas *Characidium* sp. *Characidium lanei* e *Phalloceros caudimaculatus* foram coletadas no ponto I1. No ponto I2, além dessas, mais duas espécies estavam presentes: *Poecilia* sp e *Phalloptycus januaris*. No ponto I3 houve o incremento de mais 23 espécies sendo que *Poecilia* sp. teve aparição exclusiva no ponto I2. Do ponto I3 para o ponto I4, dezenove espécies deixaram de aparecer, provavelmente pelas mudanças nas condições físico-químicas e dez novas passaram a fazer parte da comunidade, estas, representadas principalmente pelas espécies marinhas. No Teteqüera (Figura 2.2 B) o ponto T1 não apresentou nenhuma espécie. No T2, a comunidade foi formada apenas por *Characidium lanei*, *Deuderodon iguape* e *Probolodus heterostomus*. No T3 houve a adição de mais nove espécies além da ocorrência dessas três anteriores, e no T4 observamos a aparição de 10 novas espécies. Neste local apenas *Hoplias malabaricus* e *Geophagus brasiliensis* continuaram explorando este trecho do rio.

Quanto à separação dos locais de coleta baseada na abundância e ocorrência de cada espécie (Figura 2.3) foi nítida a segregação dos pontos I4 e T4 representantes da área de transição rio-estuário onde estavam presentes as espécies marinhas. O segundo grupo evidenciou a similaridade entre as comunidades de peixes localizadas no rio Itinguçu, nos pontos I1 e I2, os quais eram acima da cachoeira. O ponto T2, representante de 1ª ordem de drenagem, aparece isolado dos demais. O quarto e último grupo formado mostra a similaridade entre o T3 e o I3 e foram os locais de maior riqueza de espécies.

Figura 2.2: Esquema da distribuição longitudinal e altitudinal das espécies capturadas nos quatro pontos nos rios Itinguçu (A) e Tetequera (B). A quilometragem refere-se às distâncias de cada ponto desde a desembocadura dos rios em seus tributários em direção às cabeceiras. As setas indicam a localização de quedas d'água. Abaixo estão representados os códigos das espécies em ordem alfabética:

awa – <i>Awaous tajasica</i>	mic – <i>Microleptogaster</i> sp.
bai – <i>Bairdiella ronchus</i>	mif – <i>Micropogonias furnieri</i>
bat – <i>Bathygobius soporator</i>	mim – <i>Mimagoniates microlepis</i>
bra – <i>Brachyglanis</i> sp.	muc – <i>Mugil curema</i>
cal – <i>Caranx latus</i>	mul – <i>Mugil liza</i>
cah – <i>Caranx hippos</i>	mgc – <i>Mugil cephalus</i>
cen – <i>Centropomus paralellus</i>	oli – <i>Oligosarcus hepsetus</i>
cha1 – <i>Characidium</i> sp1	oos – <i>Oostethus lineatus</i>
chi – <i>Characidium lanei</i>	pha – <i>Phalloceros caudimaculatus</i>
chp – <i>Characidium pterostictum</i>	phi – <i>Phalloptycus januarius</i>
cha4 – <i>Characidium</i> sp4	pim – <i>Pimelodus</i> sp.
cor – <i>Corydoras barbatus</i>	pil – <i>Pimelodella</i> cf. <i>transitoria</i>
cre – <i>Crenicichla lacustris</i>	poe – <i>Poecilia</i> sp.
cyp – <i>Cyphocharax santacatarinae</i>	pro – <i>Probolodus heterostomus</i>
cit – <i>Citharichthys spilopterus</i>	pse – <i>Pseudocorynopoma heterandria</i>
deu – <i>Deuterodon iguape</i>	rha – <i>Rhamdia quelen</i>
gen – <i>Genidens genidens</i>	rin – <i>Rineloricaria</i> sp.
geo – <i>Geophagus brasiliensis</i>	sch – <i>Schizolecis guntheri</i>
gla – <i>Glanidium</i> sp.	syn – <i>Synbranchus</i> sp.
hem – <i>Hemigrammus</i> sp.	syg – <i>Syngnathus</i> sp.
hoi – <i>Hollandichthys multifasciatus</i>	
hop – <i>Hoplias malabaricus</i>	
hyp – <i>Hypostomus</i> sp.	
kro – <i>Kronichthys heylandi</i>	
lyc – <i>Lycengraulis grossidens</i>	

B



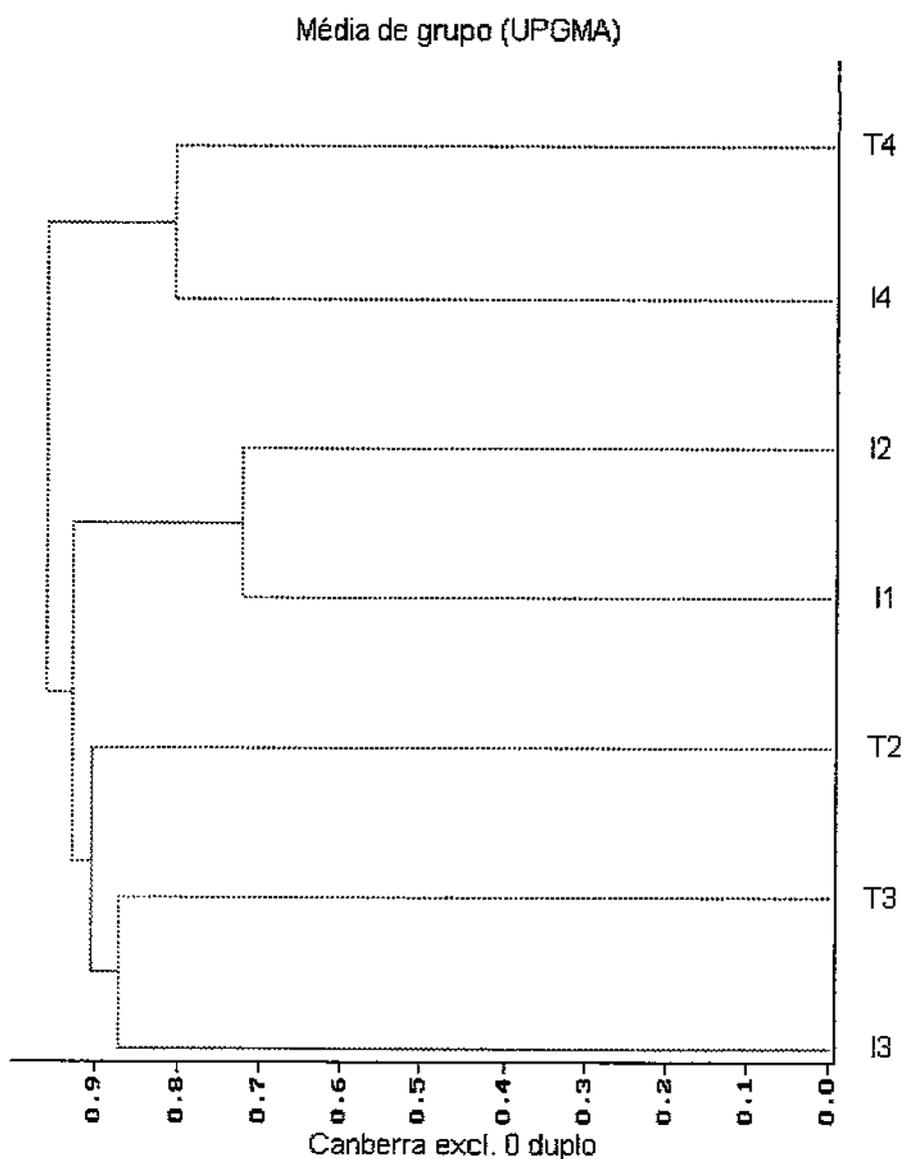


Figura 2.3: Dendrograma com os agrupamentos dos pontos de coleta baseados na abundância das espécies em cada rio. I=Itinguçu; T=Teteqüera. Coeficiente de correlação cofenética=0,8147.

2.3.3 - DIVERSIDADE β

A Figura 2.4 mostra a variação nos índices de diversidade beta calculados entre os pares das estações. A medida de Routledge (Br), a qual leva em consideração a riqueza de espécies e o grau de sobreposição entre elas, e de Cody (Bc), que considera o ganho e perda de espécies, variaram semelhantemente nas comparações de pares de pontos de coleta, em ambos os rios. Wilson & Shmida (Bt) e o "turnover" (Russell *et al.* 1995) variaram menos. Entretanto a medida de beta-2 foi a que melhor mostrou a variação na composição das espécies entre os pares de estações.

No Itinguçu (Figura 2.4 A) as estações 1 e 2 (a jusantes da queda d'água) apresentaram os mais baixos valores de diversidade, beta, indicando serem as estações mais semelhantes entre si formadas por três espécies em comum: *Characidium* sp., *Characidium lanei* e *Phalloceros caudimaculatus*. Há porém, substituição na composição das espécies, principalmente entre os pontos 3 e 4 neste rio.

Padrão semelhante é mostrado na Figura 2.4 B, onde para o Tetequera os pontos 1 e 2 foram os mais similares e 3 e 4 os mais diferentes entre si. A modificação na composição da comunidade ocorre principalmente por adição de espécies à medida que se desce o rio, até o ponto 3, e deste para o ponto 4 (próximo a foz) a substituição de espécies é mais evidente.

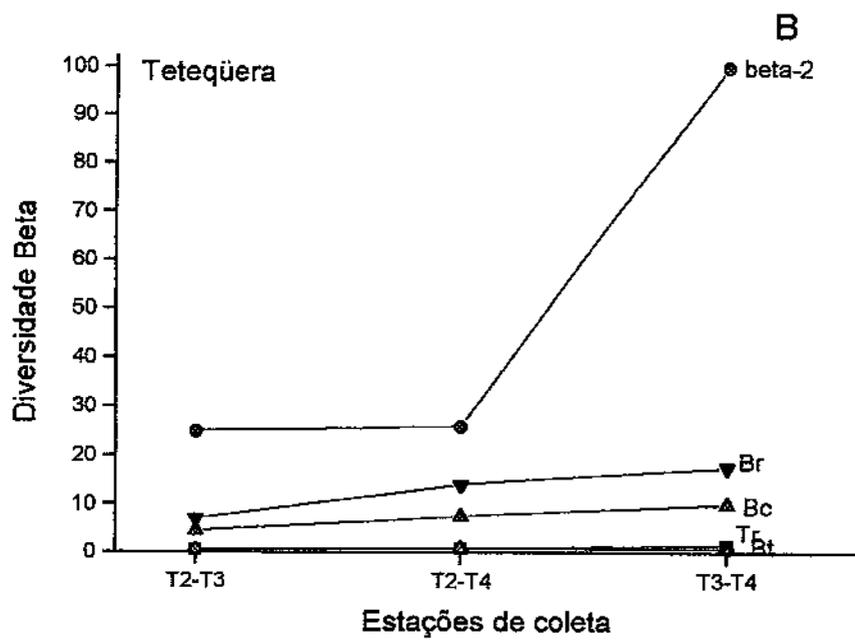
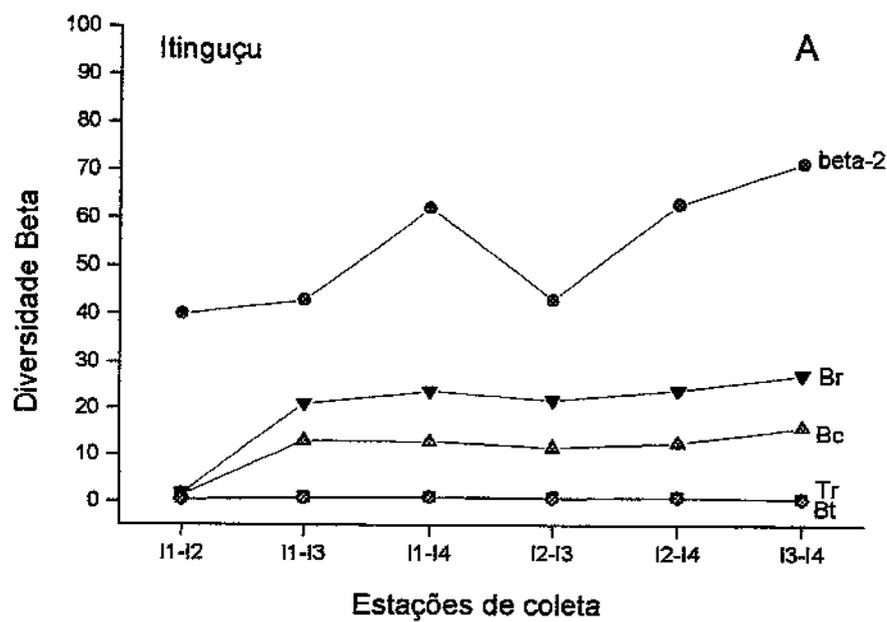


Figura 2.4: Valores da Diversidade Beta entre pares de estações de coleta. beta-2; Br: Medida de Routledge; Bc: Medida de Cody; Tr: "turnover"; Bt: medida de Wilson & Shmida. A: rio Itinguçu; B: rio Teteqüera.

2.3.4 – VARIAÇÃO TEMPORAL DAS ESPÉCIES (ESTABILIDADE)

As tabelas 2.4 e 2.5 representam os resultados dos coeficientes de variação (CV) e suas interpretações para as espécies analisadas no Itinguçu e no Teteqüera, respectivamente.

No Itinguçu (Tabela 2.4), as espécies apresentaram o CV variando de 5 a 80% (altamente estável a altamente flutuante), com o valor total para o rio sendo de 36,9%. De modo geral o Itinguçu apresenta a comunidade moderadamente estável. (Figura 2.5 A).

No Teteqüera (Tabela 2.5) o CV para as 10 espécies analisadas variou de 3 a 71% (de altamente estável a moderadamente flutuante). O valor para o rio total foi de 37,1% mostrando que, em geral, as populações presentes nesta comunidade são também moderadamente estáveis. Na Figura 2.5 B observa-se que no Teteqüera a frequência maior foi de populações de espécies altamente estáveis.

Tabela 2.4: Coeficiente de variação da abundância (em porcentagem) das 18 espécies do rio Itinguçu que tiveram aparição em pelo menos duas coletas durante o período de estudo e sua respectiva interpretação segundo Grossman *et al.* (1990). Média \pm desvio-padrão ($\bar{x} \pm dp$) para os dados totais no rio Itinguçu.

Espécie	CV (%)	Interpretação
<i>Characidium</i> sp1	42	moderadamente estável
<i>Characidium lanei</i>	57	moderadamente flutuante
<i>Characidium pterostictum</i>	4,7	altamente estável
<i>Cyphocharax santacatarinae</i>	67	moderadamente flutuante
<i>Crenicichla lacustris</i>	28	moderadamente estável
<i>Deuterodon iguape</i>	33	moderadamente estável
<i>Geophagus brasiliensis</i>	56	moderadamente flutuante
<i>Hoplias malabaricus</i>	80	altamente flutuante
<i>Kronichthys heylandi</i>	12	altamente estável
<i>Mimagoniates microlepis</i>	28	moderadamente estável
<i>Oligosarcus hepsetus</i>	38	moderadamente estável
<i>Pimelodella cf. transitoria</i>	28	moderadamente estável
<i>Pimelodus</i> sp.	45	moderadamente estável
<i>Probolodus heterostomus</i>	14	altamente estável
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	40	moderadamente estável
<i>Rhamdia quelen</i>	5	altamente estável
<i>Rineloricaria</i> sp.	70	moderadamente flutuante
<i>Schizolecis guntheri</i>	17	altamente estável
Valor total para o rio Itinguçu : 36,9 \pm 22,43		

Tabela 2.5: Coeficiente de variação da abundância (em porcentagem) das 10 espécies do rio Teteqüera que tiveram aparição em pelo menos duas coletas durante o período de estudo e sua respectiva interpretação em relação à estabilidade, segundo Grossman *et al.* (1990). Média \pm desvio-padrão ($\bar{x} \pm dp$) para os dados totais no rio Teteqüera.

Espécie	CV (%)	Interpretação
<i>Awaous tajasica</i>	15	altamente estável
<i>Bairdiella ronchus</i>	42	moderadamente estável
<i>Centropomus parallelus</i>	71	moderadamente flutuante
<i>Characidium lanei</i>	60	moderadamente flutuante
<i>Deuterodon iguape</i>	46	moderadamente estável
<i>Geophagus brasiliensis</i>	41	moderadamente estável
<i>Hollandichthys multifasciatus</i>	7	altamente estável
<i>Hoplias malabaricus</i>	71	moderadamente flutuante
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	3	moderadamente estável
<i>Probolodus heterortomus</i>	15	altamente estável
Valor total médio para o rio Teteqüera : 37,1 \pm 22,12 - moderadamente estável		

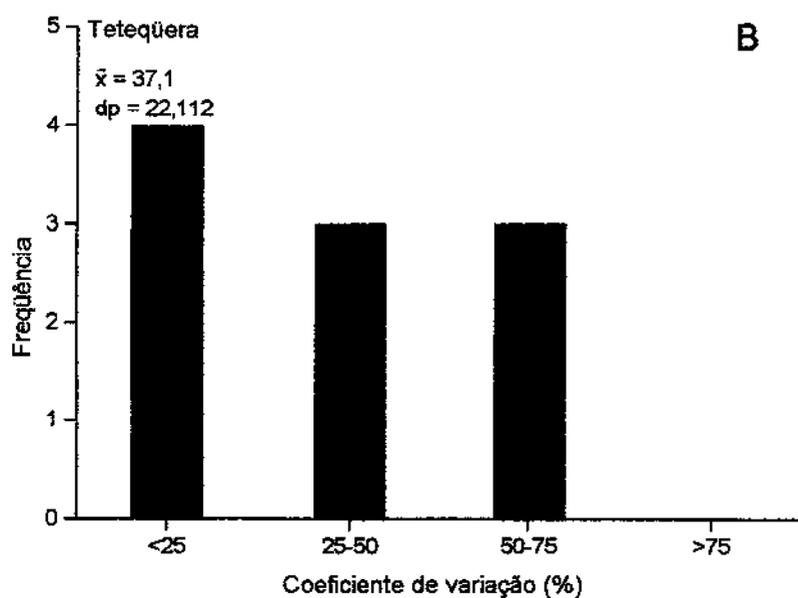
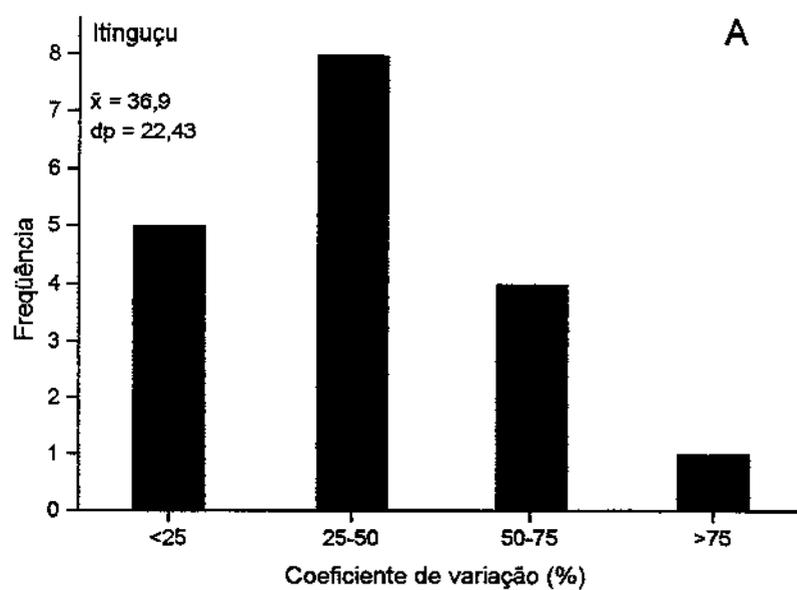


Figura 2.5: Frequência de distribuição do coeficiente de variação nas quatro classes de abundância das espécies, em relação à estabilidade das comunidades do rio Itinguçu (A) e rio Teteqüera (B).

2.4 - DISCUSSÃO

Considerando apenas as espécies de água doce, as ordens Characiformes e Siluriformes foram predominantes neste estudo. Nelson (1994), numa visão geral da diversidade dentro de grupos taxonômicos, registrou que as Ordens Siluriformes, Perciformes e Characiformes, são aquelas com o maior número de espécies de água doce. Alguns trabalhos apresentam as Ordens aqui encontradas (Characiformes e Siluriformes) como as mais representativas em número de espécies (Knöppel, 1970; Costa, 1987; Lowe-McConnell, 1987).

Os rios que estudamos estão localizados na Mata Atlântica, no segmento denominado Floresta Ombrófila Densa. A maioria das espécies de peixes presentes no conjunto de drenagem dos rios costeiros do leste do Brasil, pertence ao grupo dos Ostariophysi representando cerca de 80% nessa região (Castro e Menezes, 1996). Assim como todas as assembléias ícticas desta área, estas também possuem características determinadas pelos fatores ambientais intrínsecos da região. O traço marcante da fauna dessas Bacias Costeiras é o alto grau de endemismo (Menezes, 1996; Buckup, 1998). Nós encontramos alguns desses casos como o lambari-azul *Mimagoniates microlepis* e os cascudos *Schizolexis guntheri* e *Kronichthys heylandi*. A razão para este alto índice, segundo Buckup (1998), são as características topográficas da região que propiciam uma alta diversidade de ambientes distintos, favorecendo a exploração por um grande número de espécies que se mostram adaptadas a esses ambientes particulares. Além disso, a aparição de algumas cachoeiras pode servir como fatores isolantes desta fauna levando também ao endemismo.

Quanto à diversidade de espécies calculada, utilizamos sete índices devido ao fato de se diferenciarem entre si em relação às informações reveladas. Segundo Magurran (1988) muitas investigações sobre a diversidade ecológica restringem-se à riqueza de espécies traduzida apenas como o número de espécies presentes. Porém é de grande interesse saber a abundância relativa das espécies que compõem uma comunidade. De modo geral, valores maiores dos índices de diversidade foram observados no Itinguçu e no Tetequera no

período de verão. Essa situação provavelmente ocorre em sistemas de riachos cujas dimensões físicas são menores do que as de rios de grande porte. O Itinguçu e o Teteqüera são rios pequenos. No verão, devido às chuvas constantes, o volume d'água aumenta, aumentando conseqüentemente o espaço de alguns microhabitats e tornando outros, como os remansos laterais e bancos marginais de macrófitas, disponíveis para serem explorados por um número maior de indivíduos ou por novas espécies. Silva (1993) observou padrões semelhantes em riachos na Amazônia. Matthews (1998) afirma que enchentes comuns, provocadas pelas grandes chuvas na região tropical, inundam uma vasta área de habitats terrestres resultando numa alta entrada de nutrientes, e que os peixes poderiam se utilizar do material alóctone na sua dieta. Uma outra possibilidade seria a utilização das áreas laterais inundadas como zonas de berçário para alevinos. Goulding *et al.* (1988) mostraram um outro tipo de exploração e afirmam que algumas espécies se alimentam ativamente de plantas em áreas inundadas durante o período de chuvas. Lobon-Cerviá (1996) concluiu que habitats complexos provêm condições hidráulicas também complexas e que peixes nativos apresentam-se bem adaptados ao regime de enchente local. Essas observações acima citadas corroboram as explicações de um número maior de espécies e indivíduos no período de verão como observados em nossos riachos.

Os valores de diversidade de espécies para o rio Itinguçu foram geralmente maiores que o Teteqüera e isto deve-se à maior equabilidade entre as espécies neste rio (0,72 no Itinguçu e 0,59 no Teteqüera). Do ponto de vista biológico, as diferenças nos tamanhos das áreas amostradas entre os pontos de coleta nos dois rios, podem ter influenciado na diferença da diversidade de espécies entre esses rios. A maioria dos pontos de coleta no rio Itinguçu apresentou maior diversidade de peixes. A área dos diferentes pontos desse rio foi maior que no Teteqüera. Isto confere um maior espaço para ser explorado por mais espécies ou por um maior número de indivíduos nos diversos estratos da coluna d'água. Esse fato segue os princípios da relação espécie-área, ou seja, a riqueza de espécies nos sistemas em geral, é positivamente relacionada

com a área (Diamond, 1975). A razão mais óbvia do porquê de maiores áreas conterem mais espécies, é que elas apresentam maior heterogeneidade ambiental (Pianka, 1988; Minshall *et al.*, 1985; Begon, *et al.*, 1996). Há, entretanto, três hipóteses que explicam o porquê dessa relação positiva entre a riqueza de espécies e o tamanho do habitat. Uma delas é a hipótese de Williams (1964) que afirma que em habitats maiores, o aporte maior de alimentos proveria mais condições e suportaria mais espécies; a segunda hipótese é de McArthur & Wilson (1967) que trata os habitats como ilhas, onde a relação espécie-área depende da taxa de imigração e extinção. E a terceira é a proposta por Connor & McCoy (1979) que assume que a relação é um fenômeno puramente amostral, ou seja, em áreas maiores encontraremos um número maior de indivíduos e portanto, maior chance de se amostrar um conjunto mais amplo de espécies. Angermeier & Schlosser (1989), estudando esta relação em riachos no Minnesota, Illinois e no Panamá, levantaram respostas para essas hipóteses e sugerem uma série de mecanismos que levam à coexistência de espécies e concluem que a riqueza de espécies está sendo mais relacionada realmente com a complexidade do habitat e que a abundância estaria correlacionada principalmente com o volume d'água.

As diferenças significativas encontradas entre os índices de Shannon-Wiener (H') quando calculados com o peso entre os períodos de verão e inverno, denotam a importância do parâmetro biomassa para a sustentabilidade do sistema. Tokeshi (1993) defende a utilização de dados de peso quando ocorre variação no tamanho entre diferentes espécies de uma comunidade ou dentro de uma população. Segundo este autor, se um modelo de abundância de espécies relata algum tipo de divisão de recurso como base da diferença na abundância entre membros de uma comunidade, a utilização do número de indivíduos torna-se insatisfatório, a menos que os indivíduos sejam de tamanhos comparáveis. Nos sistemas aqui estudados, apesar de serem riachos, as ligações e proximidades com seus tributários (principalmente no curso inferior) permitem a aparição de indivíduos de grande porte. Nós observamos uma grande variação de tamanho (CV = 48,2%) e peso (CV = 60,4%). Há alguns

exemplos entretanto, em que encontramos espécies pequenas porém numerosas, que podem apresentar menor peso do que as espécies com poucos indivíduos mas de grande tamanho. Por isso o autor prima pela utilização de ambos os parâmetros na análise de padrões de abundância de espécies. Neste estudo os dados de peso foram os que melhor refletiram as modificações nas diversidades das comunidades entre os períodos do ano. Catella & Petrere (1996) num estudo realizado sobre a alimentação de peixes da Baía da Onça na região do Pantanal, utilizaram um índice que reflete os diferentes tipos de alimento no ganho de peso das populações das espécies e afirmam que essas informações geram conhecimentos mais complexos sobre as estruturas das comunidades. A biomassa total de uma comunidade de peixes indica a produtividade secundária do sistema e é uma medida informativa do quanto o sistema é capaz de sustentar uma comunidade (Matthews, 1998).

Quanto à distribuição da abundância de espécies nas comunidades estudadas, observamos que elas tiveram ajustes significativos em relação à série logarítmica durante todo o período de estudo, além do ajuste log normal no inverno em ambas. Em comunidades naturais é comum existir maior número de espécies com baixa abundância ou intermediária e poucas com alta densidade populacional (Pielou, 1975; Ugland & Gray, 1982; Putman, 1994). Este fato provém de imposições biológicas mais do que mero artefato de amostragem. A análise de tais distribuições revela princípios básicos que refletem as diferenças na estrutura e nos fatores que conduzem as diferentes comunidades (Putman, 1994).

Os resultados dos modelos podem ser considerados em termos de divisão de recursos (Magurran, 1988), e neste caso a abundância de uma espécie estaria relacionada com sua capacidade de explorar o meio baseado no seu nicho. Desta forma, a ocupação do ambiente pela espécie poderia variar desde a série geométrica, que representa o máximo de ocorrência de ambientes sem ter sido explorados pelas espécies, até a ocupação máxima com divisão igualitária dos recursos, que seria representado pelo modelo Broken Stick (Magurran, 1988). As comunidades aqui estudadas apresentam-se em situações intermediárias

neste gradiente. O ajuste à distribuição log série indica que provavelmente poucos fatores estão dominando na estrutura da comunidade, ou seja, ocorre a divisão de um número pequeno de recursos-chave. A questão que surge, portanto é: quais seriam então esses fatores que estariam influenciando as estruturas das comunidades aqui estudadas? Esta questão será discutida nos capítulos 3 e 4.

O ajuste à distribuição log normal no período de inverno indica que nesta época a comunidade apresentou mais espécies com densidades intermediárias. May (1975) concluiu que a distribuição logarítmica pode ser esperada entre pequenos grupos de espécies em que a competição pode ser resultado da distribuição irregular de alguns recursos. A irregularidade na distribuição ou partição de recursos é uma consequência da diminuição na sua disponibilidade o que poderia levar à especialização (Matthews, 1998). É provável que as comunidades aqui estudadas apresentaram distribuição logarítmica no inverno, quando houve maior tendência das espécies se especializarem na dieta como mostrado no capítulo sobre as relações tróficas. Ou pela diminuição na disponibilidade não só de alimentos, mas também de espaço, pois no inverno há a diminuição das áreas alagáveis e do espaço disponível. O fato de ocorrer densidades intermediárias no inverno como prediz a distribuição log normal, pode também estar sendo decorrente da taxa de recrutamento e mortalidade das espécies que é maior no verão. Ou seja, no verão a densidade tende a ser alta e no inverno tende a intermediária. Apesar de não ter sido analisado o período reprodutivo das espécies nem sua taxa de mortalidade, este é um fato a ser considerado já que a maioria das espécies de peixes de água doce apresenta o pico do período reprodutivo no verão (Vazzoler, 1996; Matthews, 1998).

Quanto à variação espacial na composição das comunidades, observamos que ocorreu através da adição gradual de peixes nas áreas superior e médio dos rios e, posteriormente pela substituição, principalmente no curso inferior. Isto confere um crescimento no número de espécies à medida que o rio aumenta de tamanho. Muitos autores têm apresentado uma forte correspondência entre o número de espécies e o aumento na ordem do rio (Minshall *et al.*, 1985; Naiman

et al., 1987; Garutti, 1988). Edds (1993) observou que a fauna na cabeceira era completamente diferente daquela de zonas inferiores em um rio do Nepal, e que a adição e substituição de espécies eram uma constante longitudinalmente. Caramaschi (1986) cita os processos de adição e de substituição como os formadores da comunidade em riachos da bacia do Tietê e atribui suas ocorrências à topografia do terreno.

O dendrograma com os agrupamentos dos diferentes pontos amostrais gerados a partir das abundâncias das espécies revela a influência dos fatores abióticos na distribuição longitudinal das espécies. Os pontos I4 e T4 (zonas de transição), os quais representam os trechos de 4ª ordem, são segregados pelas condições ímpares dos parâmetros físico-químicos locais. Como visto, as comunidades nestes pontos são principalmente de origem marinha. A formação do segundo grupo composto pelos pontos I2 e I1, é uma evidência indireta da geomorfologia fluvial do rio Itinguçu, isto é, esses dois pontos são aqueles localizados acima da queda d'água e representam as espécies que conseguiram colonizar essas áreas a montante. O ponto T2 permaneceu isolado dos demais e representa o trecho de 1ª ordem de drenagem. A ocorrência dos pontos I3 e T3 no mesmo grupo pode estar evidenciando a influência de processos estocásticos sobre as comunidades. Esses dois pontos, localizados nos diferentes rios, são de ordens de drenagem diferentes, no entanto apresentaram as comunidades muito mais próximas entre si do que com os outros pontos. Eles têm em comum a característica de estarem localizados em áreas onde há influência antrópica. Podemos concluir, portanto, que as mudanças observadas na composição de espécies ao longo dos rios estão sendo regidas por fatores abióticos, em parte representados pela ordem de drenagem e, em alguns trechos, pela influência antrópica.

Na análise da diversidade beta foi mostrado que os pontos T4 e I4 eram os mais diferentes quando comparados com os outros pontos de coleta. As comunidades nesses trechos sofrem grande influência da entrada de espécies marinhas, o que as tornam peculiares em relação aos outros trechos dos rios. No rio Teteqüera a falta de captura de peixes no ponto T1 (próximo à cabeceira),

localizado acima de uma cachoeira, leva-nos a crer que esta, provavelmente, sirva de barreira física para a transposição de peixes para os trechos superiores. As características físico-químicas no ponto T1 foram semelhantes às das áreas a jusante. As variações dos parâmetros abióticos ocorrem de maneira cíclica não existindo, portanto, fonte de interferência por processos aleatórios. No rio Itinguçu existe também uma queda d'água de tamanho semelhante porém com declividade menor daquela do rio Teteqüera entre os pontos I2 e I3. Aqui, entretanto, esta parece não atuar de forma drástica como barreira para as espécies como ocorre no Teteqüera, pois existem espécies colonizando os pontos I2 e I1. É provável, porém, que algumas espécies possam ter o seu deslocamento comprometido também por essa característica física. Em um trabalho realizado no rio Jacaré Pepira, tributário do rio Tietê, no estado de São Paulo, Barrella & Petreire (1994) observaram situação um pouco semelhante. Apesar das espécies serem detectadas ao longo de todo o rio, eles observaram uma maior riqueza de espécies em habitats localizados nos trechos inferiores da bacia e citam entre outros, as corredeiras como barreiras físicas obstruindo a migração de peixes e restringindo o número de espécies residentes em trechos superiores.

Para se entender a falta de peixes no ponto T1 é necessário, entretanto, levar em consideração a história zoogeográfica pretérita e a influência da formação da bacia geográfica na comunidade presente. Sem essas informações, corre-se o risco de se atribuir a formação da composição de espécies exclusivamente em função de processos adaptativos, negligenciando-se a influência de eventos geológicos.

A variação temporal das comunidades observada através do coeficiente de variação, revelou que ambas foram moderadamente estáveis no período estudado. Segundo Connell & Souza (1983) a estabilidade e persistência de uma comunidade pode ser comprometida pela intensidade de um distúrbio. Se este não causar mudanças nas características de interesse numa comunidade ou população, então não há perturbação e a comunidade consegue persistir. Os autores citam também os requisitos para se analisar a estabilidade. Um deles

seria a necessidade de se observar a comunidade por um período superior a uma geração. Aqui nossas análises foram baseadas em coletas de verão e inverno dentro de um mesmo ano. Porém nosso objetivo foi realmente saber se a estabilidade foi mantida durante o período de estudo. Os resultados portanto condizem com os nossos objetivos.

Alguns estudos realizados em riachos sobre a variação temporal também denotam algumas características de estabilidade, tanto em região tropical (Peres-Neto, 1995) quanto temperada (Moyle & Vondracek, 1985; Meffe & Berra, 1988). Peres-Neto (1995) observou persistência em relação à fauna e estabilidade quanto às abundâncias das espécies dominantes no rio Macacu no Estado do Rio de Janeiro. Silva (1992) comparou dois riachos de terra-firme na Amazônia e registrou a estabilidade da comunidade no rio localizado em uma área em estado natural. Entretanto, a comunidade do riacho localizado na área urbana, sob influência de ações antrópicas, apresentou-se completamente instável. Grossman *et al.* (1982) constataram baixa previsibilidade nas comunidades de peixes de riachos em Indiana, se referindo também à influência antrópica como a construção de uma barragem na região inferior na bacia hidrográfica como causa desta instabilidade. A tendência no registro das condições de equilíbrio parece, portanto, ser crescente em trabalhos desenvolvidos com comunidades de peixes localizados em áreas naturais e pertencentes a sistemas de riachos de baixa ordem (Meffe & Berra, 1988).

A estabilidade sugere uma previsibilidade na estrutura ao longo do tempo que pode flutuar em função da variação ambiental (Meffe & Berra, 1988). Os coeficientes de variação calculados para as espécies mais comuns nos rios Itinguçu e Teteqüera, indicam que algumas espécies permaneceram altamente estáveis enquanto outras apresentaram alta flutuação. O valor total dos coeficientes de variação para ambos os rios foi de cerca de 37% sendo interpretado como comunidades moderadamente estável. Esta estabilidade é, portanto, indicativa do estado de equilíbrio nos sistemas estudados.

Os estudos sobre estabilidade em sistemas ecológicos sugerem, entretanto, que não há uma simples nem única resposta à questão sobre se uma

comunidade atinge ou não o equilíbrio. A forma de se detectar e quantificar tais processos também não se utiliza de uma só ferramenta. Os resultados desses estudos dependem do tipo de sistema estudado, sob quais condições ambientais ele se encontra e em que escala de observação seria mais apropriada para julgar se realmente a estabilidade e a persistência estão sendo atingidas. Pequenas e grandes perturbações ocorrem e o espectro de mudanças é na verdade, um contínuo, no qual as comunidades de peixes ocorrem. Talvez uma melhor abordagem a ser dada nos estudos dessa natureza seja aquela sugerida por Matthews (1998), ou seja, a análise geral da comunidade objetivando entender a comunidade como um todo e suas relações com a magnitude das mudanças.

CAPÍTULO 3

3 - RELAÇÕES ENTRE A DIVERSIDADE E AS VARIÁVEIS ABIÓTICAS

3.1 – INTRODUÇÃO

Todas as comunidades são regidas e influenciadas pelas características físicas ambientais e assim podem variar ao longo do tempo e do espaço. Essa relação vem sendo estudada provavelmente desde o final da década de 50 quando Huet (1959) combinou os padrões de sucessão longitudinal das comunidades com as características ambientais, surgindo assim o conceito de zonação. Desde então o tema vem sendo estudado por muitos autores em zonas temperadas (Zalewski & Naiman, 1985; Capone & Kushlan, 1991; Power *et al.*, 1995) e tropicais (Barrella & Petreere, 1994; Silva, 1995; Agostinho *et al.*, 1997). As conclusões da existência dessa relação são claras e universais; entretanto a forma e intensidade com que ocorrem, é que podem variar entre as regiões.

Quando em ambientes naturais e estáveis, as variações nos parâmetros tendem a ocorrer de forma cíclica e uniforme, proporcionando certa previsibilidade e ajuste por parte das populações ali viventes. Padrões ecológicos vão surgindo dentro das comunidades e mesmo as características fisiológicas e comportamentais, bem como estratégias reprodutivas são certamente reguladas por um contínuo de fatores abióticos-bióticos (Zalewski & Naiman, 1985). Para algumas condições abióticas, podemos reconhecer concentração ótima ou nível no qual um organismo desenvolve melhor suas atividades. Do ponto de vista evolutivo, as condições ótimas seriam aquelas sob as quais os indivíduos de uma espécie deixariam maior número de descendentes. Segundo Begon *et al.* (1996) este ponto é difícil de ser determinado na prática porque as medidas desse “bem estar” deveriam ser observadas por várias gerações. No entanto os trabalhos em geral medem o efeito das condições apenas sobre algumas propriedades das espécies. Em

alguns casos limitam-se à observação da importância ou influência de apenas um ou poucos fatores sobre a estrutura e diversidade de comunidades. Porém é sabido que diversos fatores ambientais são responsáveis pela formação e estruturas de comunidades de organismos em ecossistemas aquáticos (Matthews, 1998). Os processos e fatores locais, como as características limnológicas são vistos como os principais responsáveis na determinação da estrutura das assembléias em pequena e grande escala (Meffe & Sheldon, 1988).

Neste capítulo abordamos a relação entre a diversidade de espécies e as variáveis abióticas procurando saber:

- Quais são os fatores abióticos que influenciam a diversidade de espécies nos rios?
- Qual o modelo mínimo que melhor descreve a diversidade de peixes do rio Itinguçu e do Teteqüera?

3.2 – MATERIAIS E MÉTODOS

Para quantificarmos os efeitos das variáveis abióticas sobre a diversidade de espécies de peixes em cada estação do ano, e nas diferentes ordens (tamanho) do canal, aplicamos o modelo linear ANCOVA sobre os índices de diversidade de espécies de Shannon-Wiener (número de indivíduos - $H'_{(N)}$ e peso -, $H'_{(P)}$), e Simpson ($1/D$) separadamente. Estes índices foram os escolhidos por serem de amplo uso na literatura e assim poder facilitar futuras comparações. As análises foram feitas no programa SYSTAT versão 5.0 (1993).

As medidas de diversidade foram calculadas separadamente para cada rio, em cada ponto de coleta, em cada estação do ano (verão/inverno), para a primeira e segunda coleta separadamente. Para cada parâmetro físico-químico utilizamos a média entre os valores obtidos no 1º e 2º dia em cada ponto também para a primeira e segunda coleta separadamente. Isto totalizaria 32 observações, entretanto, não estão sendo incluídos os dados de quatro coletas no ponto 1 do Teteqüera, nem de duas coletas de inverno no Itinguçu (ponto 1 e

ponto 2), e nem da primeira coleta de verão no ponto 2 do rio Teteqüera devido a não ocorrência de peixes nessas sete ocasiões. Houve portanto um total de 25 observações.

Oito covariáveis foram levadas em consideração: concentração de O₂ dissolvido (O₂, mg/l), temperatura (T - °C), profundidade (PROF, m), pH, largura do canal (LARG, m), velocidade de corrente da água (V, m/s), condutividade (COND, µS/cm) e altitude (A, m). A estação do ano (EA, representada no modelo por j) e a ordem do canal (OC, representada no modelo por i) foram as variáveis categóricas (fatores).

Inicialmente analisamos os gráficos das relações entre as variáveis respostas (medidas de diversidade) e as covariáveis (variáveis abióticas) e das covariáveis entre si sem a transformação dos dados. Após, aplicamos transformação logarítmica [$x = \log(x+1)$] para todas as variáveis no intuito de linearizar as relações X's e Y's e em seguida os modelos estatísticos foram aplicados:

$$\text{LogH}'_{ij(N)} = \mu + \alpha_i + \pi_j + \beta_1(\log T_{ij} - \overline{\log T}) + \beta_2(\log O2_{ij} - \overline{\log O2}) + \beta_3(\log \text{PROF}_{ij} - \overline{\log \text{PROF}}) + \beta_4(\log \text{pH}_{ij} - \overline{\log \text{pH}}) + \beta_5(\log \text{LARG}_{ij} - \overline{\log \text{LARG}}) + \beta_6(\log V_{ij} - \overline{\log V}) + \beta_7(\log \text{COND}_{ij} - \overline{\log \text{COND}}) + \beta_8(\log A_{ij} - \overline{\log A}) + \epsilon_{ij}$$

$$\text{LogH}'_{ij(P)} = \mu + \alpha_i + \pi_j + \beta_1(\log T_{ij} - \overline{\log T}) + \beta_2(\log O2_{ij} - \overline{\log O2}) + \beta_3(\log \text{PROF}_{ij} - \overline{\log \text{PROF}}) + \beta_4(\log \text{pH}_{ij} - \overline{\log \text{pH}}) + \beta_5(\log \text{LARG}_{ij} - \overline{\log \text{LARG}}) + \beta_6(\log V_{ij} - \overline{\log V}) + \beta_7(\log \text{COND}_{ij} - \overline{\log \text{COND}}) + \beta_8(\log A_{ij} - \overline{\log A}) + \epsilon_{ij}$$

$$\text{Log1/D} = \mu + \alpha_i + \pi_j + \beta_1(\log T_{ij} - \overline{\log T}) + \beta_2(\log O2_{ij} - \overline{\log O2}) + \beta_3(\log \text{PROF}_{ij} - \overline{\log \text{PROF}}) + \beta_4(\log \text{pH}_{ij} - \overline{\log \text{pH}}) + \beta_5(\log \text{LARG}_{ij} - \overline{\log \text{LARG}}) + \beta_6(\log V_{ij} - \overline{\log V}) + \beta_7(\log \text{COND}_{ij} - \overline{\log \text{COND}}) + \beta_8(\log A_{ij} - \overline{\log A}) + \epsilon_{ij}$$

Onde:

para cada i = 1, 2, 3, 4 (ordem do canal) e j = 1, 2 (estação do ano: verão/inverno)

$\text{LOgH}'_{ij(N)}$ = logarítimo na base 10 do índice de Diversidade de Shannon-Wiener medido com número de indivíduos

$\text{LogH}'_{ij(P)}$ = logarítimo na base 10 do índice de Diversidade de Shannon-Wiener medido com dados de peso

$\text{Log}1/D_{ij}$ = logarítimo na base 10 do índice de diversidade de Simpson

μ = média populacional

α = efeito da ordem do canal no nível i

π = efeito da estação do ano no nível j

β = coeficiente de regressão linear

T = temperatura

O₂ = oxigênio dissolvido

PROF = profundidade do canal

LARG = largura do canal

V = Velocidade de corrente

A = altitude

ϵ = erro aleatório $N(0, \sigma^2)$

O procedimento "stepwise" foi utilizado retirando-se as covariáveis uma a uma a cada momento com a probabilidade de 0,05.

Após a estimativa dos parâmetros, os resíduos foram analisados para sabermos se os modelos foram adequadamente ajustados.

3.3 – RESULTADOS

Na Figura 3.1 é mostrado o diagrama de dispersão ("scatter plot") entre a variável resposta índice de Shannon-Wiener com o número de indivíduos ($\text{LogH}'_{(N)}$) e todas as covariáveis com transformação logarítmica.

A Tabela 3.1 apresenta os resultados da análise de covariância das variáveis que foram significativas ($P < 0,05$) para o modelo final. Apenas o fator ordem do canal (OC) foi significativa, indicando que as diferenças ocorridas entre verão e

inverno (EA) não foram significantes ao nível de 0,05 para a determinação da diversidade de espécies com os dados de número de indivíduos.

A Figura 3.2 mostra a relação entre o $\text{Log } H'_{(N)}$ e as quatro ordens do canal estudadas, indicando que os trechos de 4ª ordem apresentaram os menores valores médios deste índice e os trechos de 3ª ordem apresentaram os maiores.

Para validar o modelo aplicado ao índice de Shannon-Wiener inspecionamos a distribuição dos resíduos e seus histogramas ajustados à curva normal. A Figura 3.3 mostra que os resíduos das 25 observações distribuíram-se aleatoriamente próximos ao zero e que o histograma ajustou-se à curva normal (Figura 3.4). A normalidade dos desvios foi confirmada através dos testes de g_1 (coeficiente de assimetria) e g_2 (coeficiente de curtose) fornecido por D'Agostino & Tietjen (1971) para pequenas amostras (Tabela 3.2).

O modelo mínimo portanto é:

$\text{Log } H'_{ij(N)} = \text{constante} + \text{OC} + \text{logA} + \text{logO}_2 + \text{logT} + \text{logpH} + \text{logLARG}$ e explica cerca de 94% (R^2) do logarítmo da diversidade total de espécies.

Para o modelo aplicado à diversidade calculada com o índice de Shannon-Wiener com os dados de peso ($H'_{(P)}$), primeiramente plotamos todas as covariáveis entre si e entre elas e a variável resposta, com os dados logaritimizadas (base 10). Os gráficos são mostrados nas figuras 3.5.

Na análise de variância (Tabela 3.3) observamos que apenas o logarítmo da altitude, o logarítmo da condutividade e da velocidade e a ordem do canal foram otimizadas pelo "stepwise" ($P < 0,05$) com R^2 de 0,86829, mostrando serem estas as variáveis significantes neste modelo, para a diversidade de espécies em ambos os rios. Neste modelo o tratamento estação do ano (EA) também não foi significativo.

Na Figura 3.6 observamos que a relação entre o logarítmo do índice de Shannon-Wiener ($H'_{ij(P)}$) e as ordens do canal seguiram padrão semelhante aos do modelo anterior, ou seja, nos trechos de 3ª ordem dos rios a diversidade atingiu valores maiores e os trechos de 4ª ordem os menores valores.

O gráfico da distribuição dos resíduos (Figura 3.7) indica que são aleatórios. O gráfico de ajuste da curva normal (Figura 3.8) mostra também a tendência

para a normalidade. Os testes de simetria (g1) e de curtose (g2) apresentados na Tabela 3.4 não foram significativos indicando que a distribuição dos desvios é normal e o modelo mínimo descreve satisfatoriamente os dados:

$$\text{Log}H'_{ij(P)} = \text{constante} + \text{OC} + \text{logA} + \text{logCOND} + \text{logV}.$$

O terceiro e último modelo aplicado à diversidade calculada com o índice de Simpson (1/D) apresentou padrões semelhantes aos dois anteriores. A Figura 3.9 representa a comparação dos diagramas de dispersão entre as variáveis com dados transformados. O modelo original foi aplicado com os dados transformados e o resultado da análise de variância é apresentado na Tabela 3.5. Para a diversidade calculada com o índice de Simpson apenas o tratamento OC e as covariáveis transformadas altitude, temperatura, condutividade, profundidade e pH foram influentes ($P < 0,05$). Neste modelo o tratamento estação do ano (EA) também não foi significante.

A Figura 3.10 indica que os trechos do canal dos rios de 3ª ordem apresentou maiores valores de diversidade e os de 4ª ordem os menores.

Para validar o ajuste deste modelo, inspecionamos os resíduos (Figura 3.11) os quais apresentaram distribuição aleatória. A Figura 3.12 também apresenta o ajuste à curva normal para os resíduos deste modelo. A normalidade foi testada através do coeficiente g1 e g2 (Tabela 3.6) os quais não foram significativos.

O modelo mínimo para o índice de Simpson é portanto:

$$\text{Log}1/D_{ij} = \text{constante} + \text{OC} + \text{logA} + \text{logT} + \text{logCOND} + \text{logPROF} + \text{logpH} \text{ e}$$

explica 87% (R^2) do logaritmo da diversidade total de espécies.

O teste de colinearidade entre as variáveis, apesar de ser um procedimento usual e importante em análise de covariância múltipla (Zar, 1996) não foi aqui realizado. Este procedimento testa se as variáveis em questão são realmente independentes ou se estão relacionadas entre si. Porém por causa das características inerentes dos dados (as duas bacias não têm rios correspondentes com as mesmas ordens do canal), no momento da análise, há perda de grau de liberdade quando tentamos analisar as interações do fator ordem do canal (OC) com as variáveis contínuas. Por isso esse procedimento não foi realizado e apenas os resíduos foram analisados.

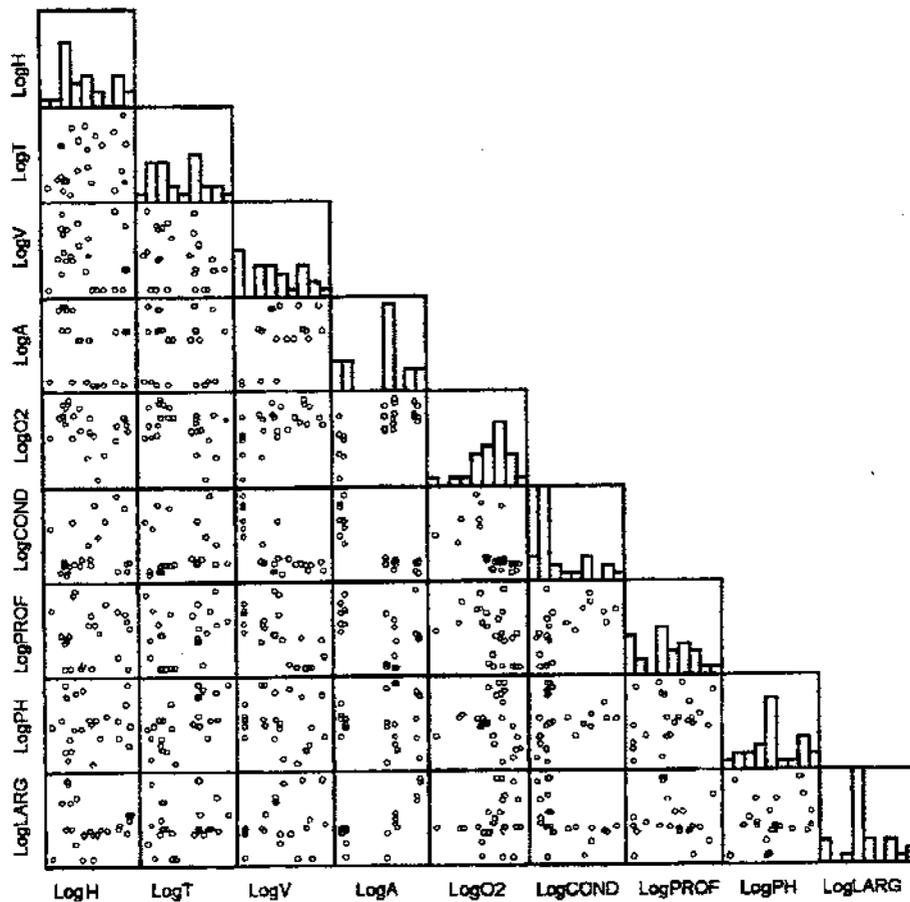


Figura 3.1: Comparação dos diagramas de dispersão entre a variável resposta Índice de Shannon-Wiener (com dados de número de indivíduos) e todas as covariáveis. Dados com transformação logarítmica $x = \log(x+1)$ (aqui representada por Log em frente do nome das covariáveis). Os histogramas representam a distribuição de cada variável em relação à sua média.

Tabela 3.1: Análise de covariância do modelo aplicado à Diversidade de Shannon-Wiener com dados de número de indivíduos. Variável dependente: $\log H_{(N)}$ N = 25, R^2 : 0,935643. Variáveis categóricas: OC=ordem do canal e EA=estação do ano. Covariáveis: T=temperatura; O2=oxigênio dissolvido; PROF=profundidade; pH=potencial hidrogeniônico; LARG=largura do canal; VEL=Velocidade de correnteza; COND=condutividade e A=altitude.

	Soma dos quadrados	gl	Quadrado médio	F	P
OC	0,549678	3	0,183226	60,183225	0,000000
logA	0,398732	1	0,398732	130,969302	0,000000
logO2	0,057440	1	0,057440	18,867021	0,000503
logT	0,035375	1	0,035375	11,619326	0,003593
logpH	0,027572	1	0,027572	9,056432	0,008315
logLARG	0,061933	1	0,061933	20,342855	0,000356
Erro	0,048712	16	0,003044		
fora:					
EA	-	1	-	0,0038	0,9515
logCOND	-	1	-	2,5833	0,1288
logPROF	-	1	-	0,0432	0,8381
logV	-	1	-	0,0795	0,7818

Least Squares Means

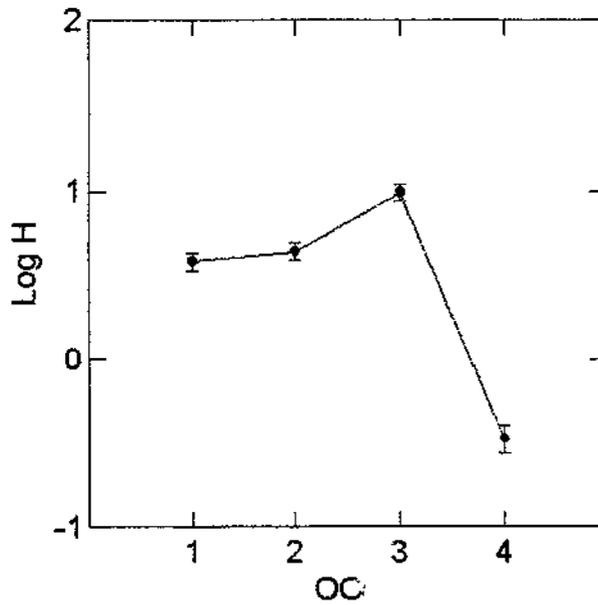


Figura 3.2: Média ajustada por quadrados mínimos mostrando a relação entre o log do índice de diversidade de Shannon-Wiener (Log H) calculado com número de indivíduos e as quatro ordens do canal (OC).

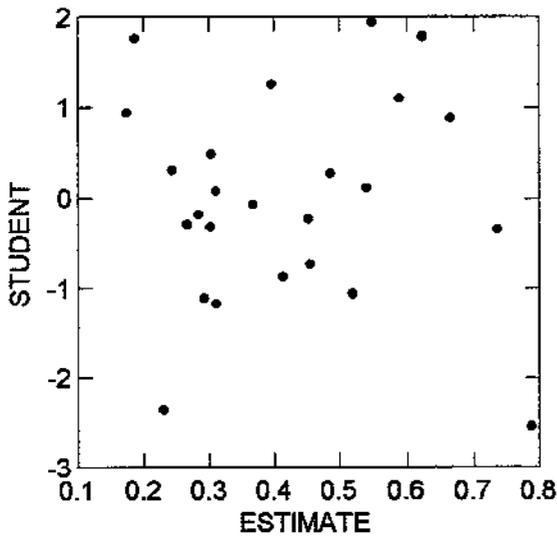


Figura 3.3: Gráfico dos resíduos do modelo mínimo de diversidade de Shannon-Wiener com o número de indivíduos

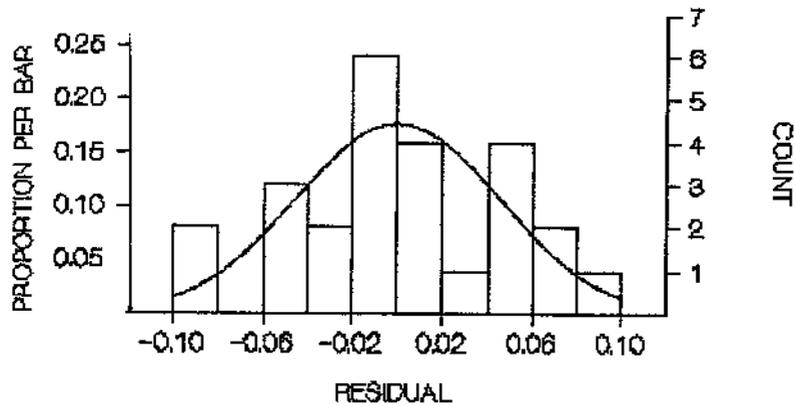


Figura 3.4: Ajuste da curva normal para os resíduos do modelo mínimo da diversidade de Shannon-Wiener com número de indivíduos

Tabela 3.2: Estatísticas do resíduo do modelo mínimo do Índice de Shannon-Wiener com os dados de número de indivíduos. n.s=não significante.

RESÍDUOS	
N	25
Mínimo	0,086074
Máximo	0,082970
Mediana	0,003050
Média	0,000000
Desvio-padrão	0,045052
Variância	0,002030
Simetria (g1)	0,089907 n.s
Curtose (g2)	-0,570427 n.s

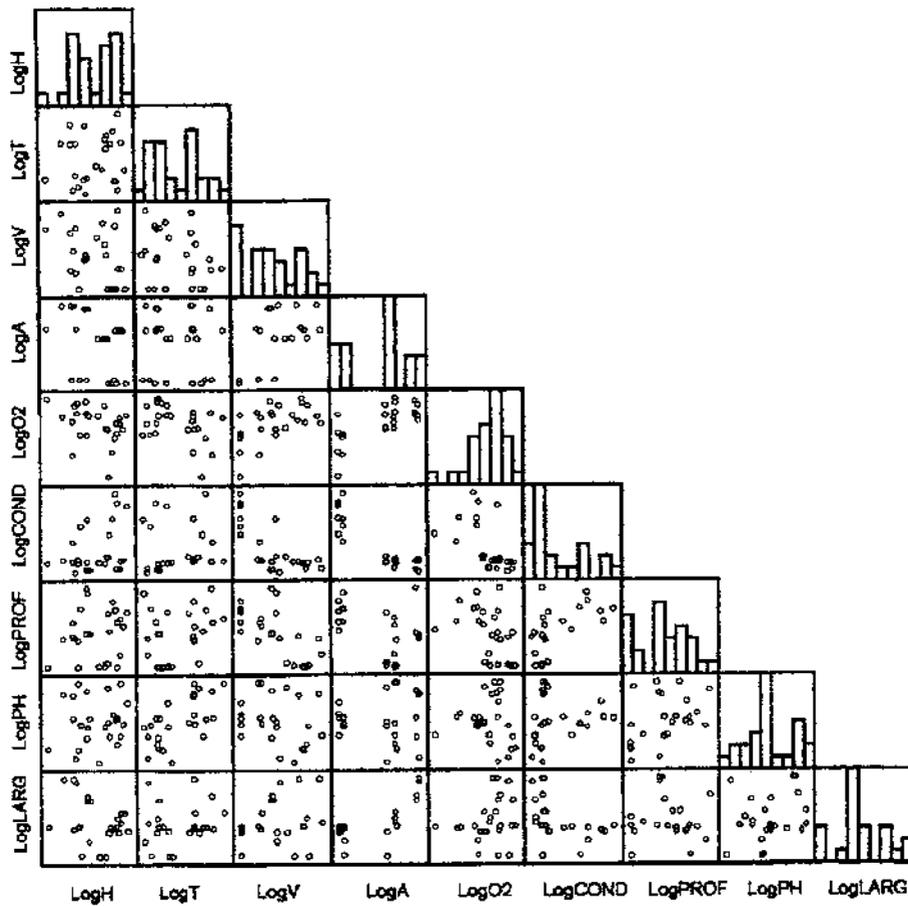


Figura 3.5 : Comparação dos diagramas de dispersão entre a variável resposta Índice de Shannon-Wiener (com dados de peso) e todas as covariáveis. Dados com transformação logarítmica $x = \log(x+1)$ (aqui representada por Log em frente do nome das covariáveis). Os histogramas representam a distribuição de cada variável em relação à sua média

Tabela 3.3: Análise de Variância do modelo aplicado à Diversidade de Shannon-Wiener com dados de peso (biomassa). Variável dependente: $\log H_{(P)}$. N = 25, R^2 : 0,868287. Variáveis categóricas: OC=ordem do canal e EA=estação do ano. Covariáveis: T=temperatura; O2=oxigênio dissolvido; PROF=profundidade; pH=potencial hidrogeniônico; LARG=largura do canal; VEL=Velocidade de correnteza; COND=condutividade e A=altitude.

	Soma dos quadrados	gl	Quadrado médio	F	P
OC	0,463704	3	0,154568	32,223712	0,000000
logA	0,278110	1	0,278110	57,979199	0,000000
logCOND	0,047934	1	0,047934	9,993004	0,005404
logV	0,021611	1	0,021611	4,505371	0,047918
Erro	0,086341	18	0,004797		
fora:					
EA	-	1	-	2,9027	0,1078
logO2	-	1	-	0,9391	0,3479
logT	-	1	-	0,0696	0,7955
logpH	-	1	-	0,0539	0,8196
logPROF	-	1	-	0,1015	0,7545
logLARG	-	1	-	2,4111	0,1400

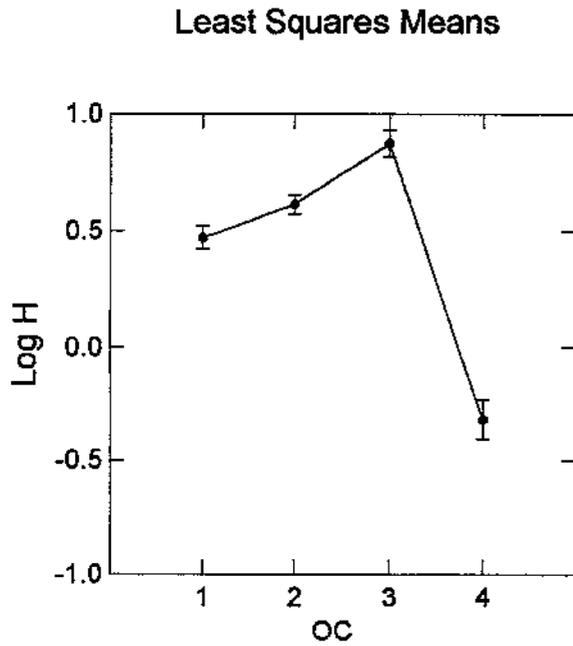


Figura 3.6: Média ajustada por quadrados mínimos mostrando a relação entre o log do índice de diversidade de Shannon-Wiener com dados de peso (Log H) e as quatro ordens do canal (OC).

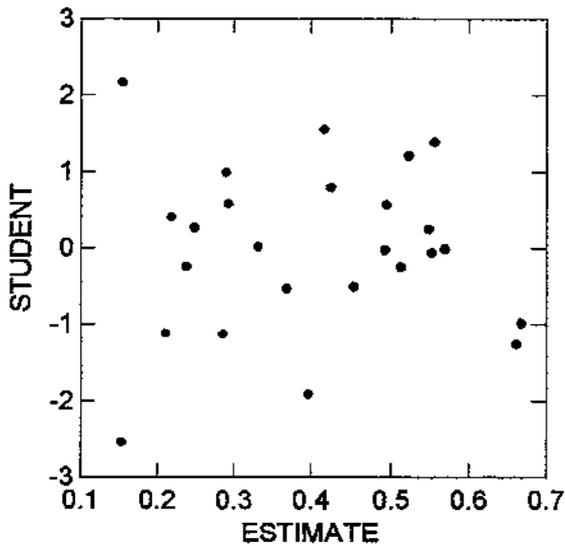


Figura 3.7: Gráfico dos resíduos do modelo mínimo de diversidade de Shannon-Wiener com dados de peso.

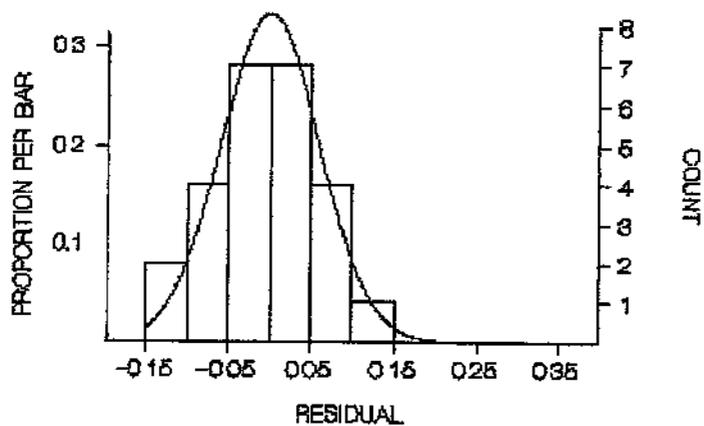


Figura 3.8: Ajuste da curva normal para os resíduos do modelo mínimo da diversidade de Shannon-Wiener com os dados de peso.

Tabela 3.4: Estatística dos resíduos do modelo mínimo da diversidade de Shannon-Wiener com os dados de peso. n.s=não significante.

RESÍDUOS	
N	25
Mínimo	-0,123225
Máximo	0,109049
Mediana	-0,000796
Média	0,000000
Desvio-padrão	0,059979
Variância	0,003598
Simetria (g1)	-0,223100 n.s
Curtose (g2)	-0,334061 n.s

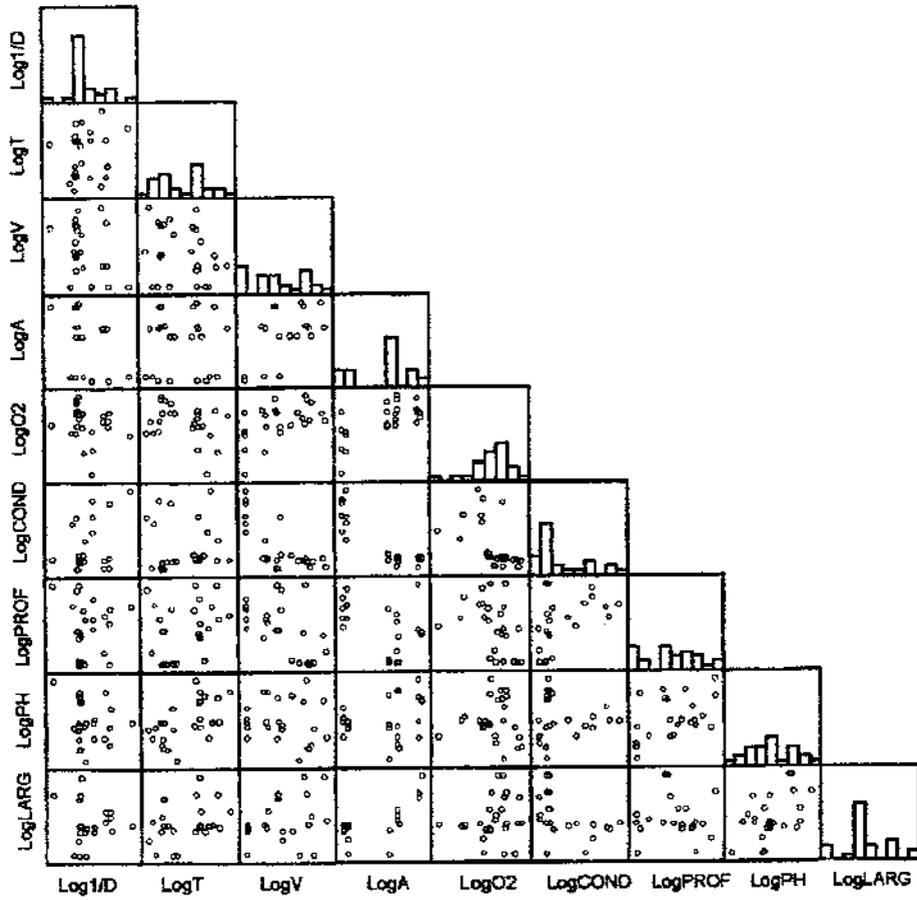


Figura 3.9: Comparação dos diagramas de dispersão entre a variável resposta Índice de Simpson e todas as covariáveis. Dados com transformação logarítmica $x = \log(x+1)$ (aqui representada por Log em frente do nome das covariáveis). Os histogramas representam a distribuição de cada variável em relação à sua média

Tabela 3.5: Análise de variância do modelo aplicado à Diversidade de Simpson. Variável dependente: $\log 1/D$. $N = 25$. $R^2 = 0,872893$. Variáveis categóricas: OC=ordem do canal e EA=estação do ano. Covariáveis: T=temperatura; O2=oxigênio dissolvido; PROF=profundidade; pH=potencial hidrogeniônico; LARG=largura do canal; VEL=Velocidade de correnteza; COND=condutividade e A=altitude.

	Soma dos quadrados	gl	Quadrado médio	F	P
OC	4,786453	3	1,595484	19,817950	0,000012
logA	1,610762	1	1,610762	20,007715	0,000384
logT	1,423714	1	1,423714	17,684340	0,000671
logCOND	2,757000	1	2,757000	34,245456	0,000025
logPROF	0,529505	1	0,529505	6,577122	0,020781
logpH	0,791608	1	0,791608	9,832776	0,006384
Erro	1,288113	16	0,080507		
fora:		1			
EA		1		0,1876	0,6711
logO2		1		1,6934	0,2128
logV		1		0,3822	0,5457
logLARG		1		0,0109	0,9184

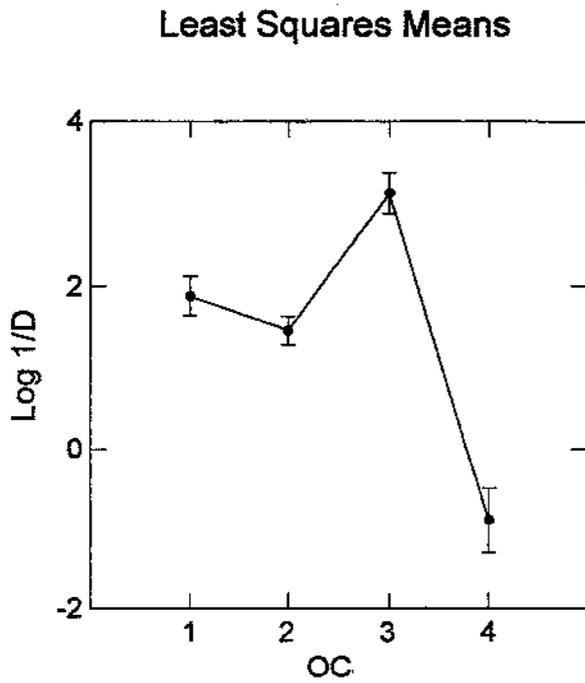
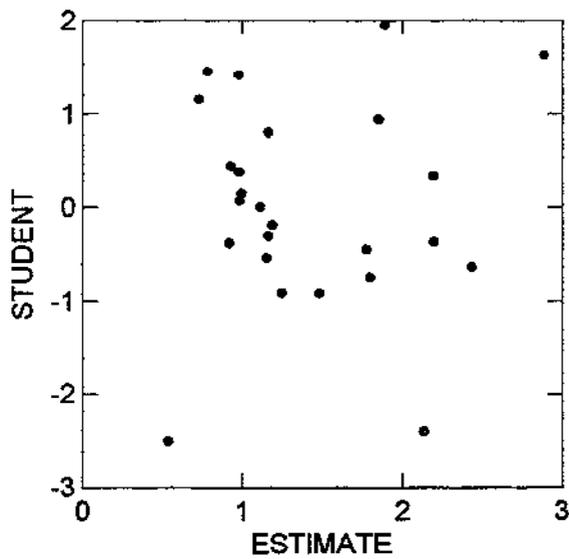


Figura 3.10: Média ajustada por quadrados mínimos mostrando a relação entre o log do índice de Simpson (Log 1/D) e as quatro ordens do canal (OC).



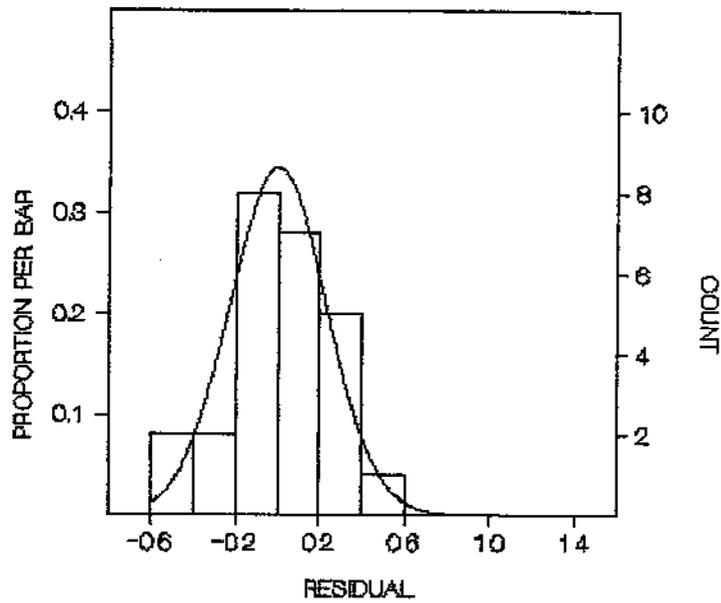


Figura 3.12: Ajuste da curva normal para os resíduos do modelo mínimo da diversidade de Simpson.

Tabela 3.6: Estatísticas dos resíduos do modelo mínimo da diversidade de Simpson. n.s.=não significante.

RESÍDUOS	
N	25
Mínimo	0,503789
Máximo	0,437433
Mediana	0,000130
Média	0,000000
Desvio-padrão	0,231671
Variância	0,053671
Simetria (g1)	-0,338896 n.s
Curtose (g2)	0,196845 n.s

3.4 - DISCUSSÃO

As medidas de diversidade existentes variam quanto às informações apresentadas. Isto porque elas diferem nos parâmetros nos quais são baseadas e centradas para descrever a diversidade das comunidades (Magurran, 1988). Como visto no capítulo anterior, a aplicação conjunta de várias dessas medidas é, muitas vezes, recomendada no intuito de termos uma visão mais ampla e informativa das características da comunidade em questão (Tokeshi, 1993). Neste capítulo os modelos aplicados aos diferentes índices de diversidade geraram informações distintas sobre os fatores abióticos influentes.

O ordem do canal (OC) foi apontada pelos três modelos como um fator importante na determinação da diversidade de espécies. O gradiente físico de mudanças no tamanho e na largura dos rios é acompanhado por modificações no funcionamento ecológico desses sistemas tais como entrada de nutrientes e produtividade primária (Kushlan, 1976; Zalewski & Naiman, 1985; Zalewski, 1992; Edss, 1993). Segundo Allan (1995), a ordem de um rio, seu nível de descarga e sua área de inundação são características que variam em sua extensão e estão correlacionadas entre si. Em trechos de baixa ordem, próximo às cabeceiras, o sombreamento é alto, o que limita os processos de fotossíntese. A entrada de material orgânico particulado (CPOM), oriundo da vegetação ripária, fornece recursos básicos para a comunidade de consumidores. A medida que a ordem do rio aumenta, o sombreamento e a entrada de CPOM diminuem. A entrada de luz pode, desta maneira, suportar produção primária pelo perifíton (Zalewski, 1992). A importância relativa dessas duas fontes de energia num sistema aquático, depende, portanto, das dimensões do corpo d'água e do tipo de comunidade terrestre que deposita matéria orgânica dentro do rio (Begon *et al.*, 1996).

A altitude foi outro parâmetro importante na determinação da diversidade e, assim como a ordem do canal (OC) foi também significativa para os três modelos aqui aplicados. Essas duas variáveis: ordem do canal e altitude são fixas, isto é, não sofrem alteração periódicas e estão relacionadas entre si (Fisher & Grimm,

1991). Os riachos estudados nascem nas serras da Juréia-Itatins, em área de alta altitude, correndo para regiões mais baixas.

Como observado, as modificações nas comunidades desses riachos ao longo deste gradiente, são influenciadas pelas características da zona ripária tais como os processos físicos, a geomorfologia e a comunidade de plantas vizinhas a essa área. Gregory *et al.* (1991) afirmam que a estrutura geomórfica dos vales dos rios é o resultado das interações da própria geologia e hidrologia, originando padrões físicos os quais são refletidos pela comunidade de plantas ripárias e pela distribuição da biota aquática que ali se desenvolvem.

Como visto no capítulo sobre diversidade e distribuição das espécies, os rios aqui estudados são curtos com variação altitudinal crescente, desde a foz à cabeceira, de 115 m de altitude média por 5 km de distância percorrida. Essa variação confere alta declividade ao terreno. Segundo Zalewski & Naiman (1985), a influência da altitude na estrutura e padrões de diversidade de uma comunidade, poderia ser observada indiretamente através da influência desse fator sobre a velocidade de corrente, a estrutura do substrato e a concentração do oxigênio dissolvido. Esses fatores também apresentam relações entre si. Em áreas com forte correnteza geralmente o substrato é pedregoso ou formado por blocos rochosos. A concentração de O₂, conseqüentemente atinge níveis de saturação. O efeito em conjunto de vários fatores vão portanto influenciar na aparição de algumas espécies, as quais se ajustam às condições ambientais baseadas no seu requerimento específico. Horwitz (1978) encontrou forte correlação negativa entre a diversidade de espécies e a variabilidade na vazão e na velocidade de corrente. Ele postulou que as características biológicas das espécies dentro de uma comunidade estariam fortemente relacionadas com a variabilidade hidrológica do sistema em questão, ou seja, que em ambientes com grande variação na velocidade e descarga, as espécies tendiam a ser generalistas enquanto as especialistas estariam dominando nas comunidades em riachos com descarga mais previsível. Para ambientes tropicais Power *et al.* (1995) sugeriram que uma variabilidade hidrológica, ou seja, aquela observada naturalmente no ciclo de seca e cheia, poderia aumentar a persistência de

comunidades e/ou aumentar a biodiversidade pelo fato de que as flutuações ambientais poderiam prevenir a dominância de uma espécie em particular.

Em relação ao padrão geral mostrado pelos três modelos aplicados, em que os trechos de 3ª ordem sempre apresentaram os maiores valores dos índices de diversidade e os de 4ª ordem os menores valores, observamos que realmente a diversidade biótica varia de um riacho natural para outro e longitudinalmente dentro do mesmo sistema (Vannote, *et al.*, 1980). Zalewski & Naiman (1985) afirmam que a riqueza de espécies de peixes aumenta num gradiente ambiental que vai desde regiões onde os fatores abióticos são os reguladores a ambientes onde os fatores bióticos prevalecem. De acordo com esses autores os fatores abióticos são moldados pelo clima e pela história geológica da região, enquanto fatores bióticos dependem principalmente da composição da comunidade. Como consequência Zalewski (1992) cita que diversidade mais baixa ocorre em ambientes severos, abioticamente regulados, isto é, onde há forte limitação trófica. Por outro lado, as mais altas diversidades são observadas em ambientes onde os fatores abióticos se encontram flutuando entre o "ótimo fisiológico" das espécies.

A variação na diversidade em riachos naturais, é também consistente com a hipótese de distúrbio intermediário (Connell, 1978). Ward & Stanford (1983) afirmam que esta hipótese pode ser amplamente aplicada na explicação de padrões de diversidade biótica observada em ecossistemas naturais e mesmo naqueles alterados, onde a maior heterogeneidade de ambientes promove condições de maior diversidade.

Nos dois rios, os trechos intermediários foram os que apresentaram maior riqueza e diversidade de espécies. O ponto T3 (Teteqüera) é considerado trecho de 2ª ordem o que se espera que realmente, baseado na teoria do rio contínuo (Vannote *et al.*, 1980), apresente diversidade de espécies maior do que nos trechos de ordem inferior. Há um aumento no número de rápidos e poços levando ao aumento da heterogeneidade ambiental. A ordem de drenagem é, portanto, um fator influente na diversidade de espécies como mostrado nos modelos aqui testados. Aliado a esta característica, o fato de neste trecho haver

influência de ação antrópica, através de retirada de parte da mata ciliar, pode estar também influenciando indiretamente na riqueza de espécies neste local. Apesar de não terem sido feitas medidas de produtividade primária e secundária, alguns trabalhos demonstram que em locais onde ocorre a entrada de nutrientes (P-Fosforo e N-Nitrogênio) via "runoff" e onde há alta disponibilidade de luz, a produtividade primária pode se elevar aumentando conseqüentemente o suprimento de energia para os consumidores (Zalewski & Wagner, 1998). Zalewski *et al.* (1998) observaram que a biomassa de macroinvertebrados e de peixes foram mais altas em trechos onde as áreas adjacentes aos rios apresentaram adequado suprimento de matéria orgânica e incidência de luz. Matthews (1998) cita que modificações na zona ripária pode alterar a produção primária e conseqüentemente afetar as populações de peixes. A maior disponibilidade de luz permite o aumento de perifíton seguido pelo aumento de invertebrados. O autor cita ainda que material oriundo das margens adjacentes pode mudar a hidrologia dos rios e, desta forma, provocar alterações nos microhabitats. É difícil prever se as alterações podem aumentar ou diminuir a abundância de peixes, mas é possível que essas modificações aumentem as chances desses locais serem explorados por maior número de espécies. Neste contexto, nossa observação pode estar baseada na hipótese de distúrbio intermediário, como anteriormente citado. Begon *et al* (1996) mostram que em comunidades modeladas, as frequências intermediárias de distúrbio levam a um aumento da diversidade por causa da diminuição na taxa de exclusão competitiva. Distúrbio, num censo amplo, causa mudanças nas comunidades. Ward & Stanford (1983) sugerem que sistemas aquáticos moderadamente perturbados podem apresentar maiores riqueza de espécies.

O fato de que os trechos de 4ª ordem apresentaram menor diversidade foge dos princípios estabelecidos no conceito do rio contínuo (Vannote *et al.*, 1980). A explicação entretanto é que nesses trechos dos rios estudados há influência das marés e todas as implicações adivindas dessa característica. A paisagem é diferente daquelas de rios típicos de água doce, predominando um cenário de transição entre rio e estuário. Segundo Arthur (1975), estas zonas experimentam

variações de salinidade dentro de um certo período de tempo. São habitats sujeitos a alterações químicas rápidas e por isso um alto grau de pressão seletiva deve operar, seja em nível individual ou de espécies. Essas características ecológicas determinadas predominantemente pelas condições físicas, mais do que bióticas, podem limitar o número de espécies que têm a capacidade de sobreviver sob essas condições. Em nosso estudo, apesar de várias espécies de peixes marinhas e de água doce terem sido coletadas nestas áreas, algumas delas, principalmente as espécies marinhas tais como *Citharichthys spilopterus*, *Lycengraulis grossidens*, *Syngnathus* sp., *Bairdiella ronchus*, *Centropomus parallelus*, *Mugil liza* entre outras, ocorreram esporadicamente. Menezes & Figueiredo (1985) citam que os paratis e as tainhas (Mugilidae) são peixes comuns em áreas de estuário, desovam no mar e os jovens esporadicamente podem subir rios à procura de alimento. Os robalos (Centropomidae), segundo estes autores, parecem utilizar os estuários e regiões próximas à desembocadura de rios como áreas de procriação. Ainda não é claro o comportamento seguido por algumas espécies que adentram por essas áreas. Estas não são espécies residentes. As comunidades nesses trechos são portanto, mais flutuantes.

Quanto à variável estação do ano (EA), ela não foi significativa para nenhum dos modelos testados, ou seja, a variação temporal dos parâmetros medidos não foi suficiente como determinante da diversidade de espécies calculada por nenhum dos índices aqui utilizados. A princípio esperaríamos que esta variável fosse significativa pelo menos para o modelo mínimo testado com o índice de Shannon-Wiener calculado com dados de peso, já que no capítulo sobre a composição e diversidade de espécies, houve diferença significativa entre os períodos de verão e de inverno quando este índice foi utilizado (Tabela 2.3). É provável que a variação temporal no peso esteja sendo influenciada por outros fatores que não estes abióticos que estão sendo apontados neste modelo mínimo. A diferença poderá estar em nível de interações biológicas mais do que nas relações entre o índice e as variáveis aqui medidas. Partindo do princípio de que diversidade implica em divisão de recursos, poderíamos supor que as

diferenças significativas encontradas entre verão e inverno na diversidade, quando medida com o peso, pode estar ocorrendo devido à competição entre espécies.

O índice de Shannon-Wiener e de Simpson apresentam diferenças na expressão dos dados sobre a diversidade de espécies. Shannon-Wiener está mais associado à equabilidade enquanto Simpson é influenciado por maior número de espécies mais abundantes nas amostras. Porém em situações em que a abundância de espécies segue o modelo log série, como é o caso do presente estudo, o Índice de Simpson torna-se insensível à riqueza de espécies (Magurran, 1988).

Na comparação entre os três modelos mínimos, observamos maior semelhança entre Shannon-Wiener calculado com número de indivíduos e o de Simpson. Para o primeiro, a temperatura e o O₂ foram importantes, sendo a temperatura também significativa para o modelo mínimo do índice de Simpson. Esses dois fatores são vistos como importantes influenciando a fisiologia de algumas espécies (Zalewski & Naiman, 1985). Esses autores delimitam seu poder de importância afirmando que a temperatura é mais atuante em rios de regiões boreais, enquanto o oxigênio seria mais importante em rios tropicais.

Há entretanto alguns fatores que foram diferentes entre esses dois modelos. A largura foi mais influente na determinação da diversidade de Shannon-Wiener calculado com número de indivíduos enquanto que para a diversidade de Simpson a profundidade foi mais importante. Como o índice de Simpson é mais sensível às espécies mais abundantes, é provável que este resultado seja assim porque realmente as espécies mais abundantes como o saiguarú, *Cyphocharax santacatarinae*, e o mandi, *Pimelodus* sp. foram capturadas geralmente em áreas de profundidade mais elevada. Em outro extremo, observamos também que o guarú, *Phalloceros caudimaculatus*, apresentou alta densidade em áreas mais rasas. Os dois extremos de profundidade podem estar sendo representados neste modelo e por isso sua importância.

O modelo mínimo de diversidade com dados de peso foi o mais simples apresentando apenas a condutividade e a velocidade de corrente de água como

as covariáveis significativas na determinação da diversidade. Estes foram os parâmetros mais marcantes principalmente nos trechos de 4ª ordem (pontos I4 T4) os quais geralmente apresentaram alta condutividade e baixa velocidade. As espécies capturadas nesses locais eram geralmente de grande porte. É provável que este seja o motivo pelo qual o modelo utilizando o peso dos indivíduos apresente os fatores condutividade e velocidade entre os mais importantes.

A indicação do modelo mínimo que melhor descreve a diversidade nos rios Teteqüera e Itinguçu é difícil. Esses rios, assim como a maioria dos rios da Mata Atlântica, principalmente aqueles que nascem nas serras e desembocam próximos ao mar, são rios complexos, heterogêneos e com variação longitudinal dos parâmetros físicos, os quais devem ser levados em consideração. A aplicação dos diferentes modelos reflete, de alguma forma essas características e, portanto, suas interpretações devem ser baseadas na essência das informações geradas pelo índice utilizado. Para o estudos das relações entre os fatores diversidade e parâmetros abióticos talvez a melhor indicação seja a de se manter uma posição mais conservadora e por isso, quando possível, optar pela adoção de diferentes índices.

CAPÍTULO 4

4 – RELAÇÕES TRÓFICAS E SUAS INFLUÊNCIAS NA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES

4.1 - INTRODUÇÃO

Uma das áreas de pesquisa mais intensas sobre a estrutura de comunidades tem sido a análise dos padrões das cadeias alimentares e as relações tróficas entre as espécies. O conhecimento de como os organismos utilizam os recursos tem auxiliado no entendimento dos fatores controladores de sua distribuição e abundância e também no estudo da trofodinâmica e das interações biológicas tais como a predação e competição.

Existe uma vasta literatura sobre a dieta de espécies de peixes tropicais, principalmente no Brasil. Alguns desses trabalhos oferecem informações básicas sobre a biologia das espécies (Knöppel, 1970; Soares, 1979; Leite, 1987), outros versam sobre a relação entre a partilha de recursos e a distribuição espacial das espécies (Gomes, 1994; Silva, 1993; Aranha *et al.*, 1993; Uieda *et al.*, 1997) e o comportamento (Sabino e Castro, 1990) e outros sobre a trofodinâmica das cadeias alimentares (Abes, 1998).

Hyslop (1980), em uma abordagem metodológica, reviu vários métodos de análise do trato digestivo existentes e suas aplicações. Costello (1990) propôs uma nova análise gráfica cuja maior importância é dada à estratégia alimentar do predador e à importância do item consumido. Ross (1986) revisou a literatura sobre a partilha de recursos em comunidades de peixes de 1940 a 1983, considerando habitats marinhos e de água doce, e constatou que 57% dos 37 estudos revisados mostraram que a segregação entre espécies por alimento era maior do que a segregação por habitat.

Uma questão surgida na década de 60, discutida por Paine (1966) e ainda hoje atual, é a preocupação com o entendimento da complexidade de cadeias tróficas dentro de sistemas ecológicos, as relações entre fatores físicos e

biológicos, genéticos e ambientais, correntes e históricos e o modo como estes podem afetar a diversidade de espécies (Martinez & Lawton, 1995; McCann *et al.*, 1998; Polis, 1998).

O ponto principal desta discussão se baseia no princípio de exclusão competitiva de Gause. Vários modelos matemáticos previam que em comunidades que atingissem um equilíbrio competitivo, as espécies poderiam então realmente coexistir devido à partilha de recursos. Porém, existiria um limite na sustentação da riqueza de espécies controlada pelo recurso limitante disponível e pelos fatores físicos (MacArthur, 1965). Entretanto, algumas observações sobre o papel da competição na estrutura de comunidades locais veio modificar esse pensamento. Assim, quando as interações competitivas de espécies são fracas não se observa limite para o número de espécies coexistindo numa comunidade (Caswell, 1976) como seria sugerido pela formulação clássica de Lotka-Volterra. Mesmo em comunidades fortemente competitivas, já existem exemplos que elas podem ser localmente ricas em espécies dependendo da heterogeneidade espaço-temporal (Cornell & Lawton, 1992).

O conhecimento de como as espécies dentro de uma comunidade compartilham os recursos disponíveis, a amplitude do nicho e o grau de sobreposição entre elas, são portanto, informações que auxiliam no entendimento do padrão de estrutura seguido pela comunidade e indiretamente da sua diversidade.

Os objetivos desse estudo são:

- explorar as informações sobre a dieta das principais espécies que compõem as comunidades dos rios Itinguçu e Teteqüera, avaliando a importância dos itens consumidos e a estratégia alimentar de cada espécie e as prováveis relações competitivas entre os consumidores;
- comparar as dietas nos períodos de verão e inverno a fim de saber se as espécies alteram suas estratégias ao longo do ano;
- avaliar como as relações tróficas entre elas influenciam a diversidade de espécies locais.

4.2 – MATERIAIS E MÉTODOS

A análise da dieta de algumas espécies foi desenvolvida com a finalidade de se conhecer suas estratégias alimentares. Procuramos amostrar 10 indivíduos de tamanhos semelhantes de cada espécie, para cada período do ano. Entretanto quando esta soma não foi possível analisamos o total de exemplares disponível. O número de indivíduos analisados variou entre as espécies. Onze espécies (canivete *Characidium pterostictum*; traíra, *Hoplias malabaricus*; peixe-cachorro, *Oligosarcus hepsetus*; lambaris, *Deuterodon iguape* e *Probolodus heterostomus*; saguairú, *Cyphocharax santacatarinae*; amborê, *Awaous tajasica*; guarú, *Phalloceros caudimaculatus*; mandi, *Pimelodus* sp.; cará, *Geophagus brasiliensis* e bagre, *Rhamdia quelen*) foram analisadas graficamente pelo método proposto por Costello (1990), modificado por Amundsen *et al.* (1996). Esta proposta de análise por representação gráfica permite explorar os dados quanto à importância do alimento ingerido, à estratégia alimentar e aos componentes intra e inter individuais do nicho a ser utilizado.

Primeiramente os indivíduos amostrados foram separados por estação do ano (verão e inverno). Para a quantificação dos itens utilizamos o método numérico para a maioria das espécies. Para aquelas cuja dieta baseava-se principalmente em algas e detritos, utilizamos a medida volumétrica (Hyslop, 1980).

Para quantificar a amplitude do nicho utilizamos a medida de Levins (1968) (*apud*. Krebs, 1989), que estima a uniformidade de distribuição dos indivíduos entre os recursos disponíveis:

$$B = \frac{1}{\sum p_i^2}$$

B = medida de amplitude do nicho;

p_i = proporção de indivíduos encontrados utilizando o recurso i .

Krebs (1989) chama a atenção que B pode ser considerado como recíproco do índice de diversidade de Simpson. Não havendo discriminação entre a utilização dos recursos, indica que a espécie apresenta um nicho amplo e B apresenta

valor alto. Ao contrário, a especialização é indicada quando B é pequeno e B pode variar de 0 a n (número total de recursos).

Para a análise de sobreposição de nicho utilizamos a percentagem de sobreposição de Renkonen (1938) (*apud*. Krebs, 1989). Segundo Krebs (1989), esta é a medida mais simples de interpretação da área de sobreposição das curvas de utilização de recursos entre duas espécies:

$$P_{jk} = [\sum^n(\text{mínimo } p_{ij}, p_{ik})] \times 100$$

P_{jk} = percentagem de sobreposição entre espécies j e k;

p_{ij}, p_{ik} = proporção de recurso i do total de recurso usado pelas espécies j e k;

n = número total de recursos.

4.3 - RESULTADOS

4.3.1- ESTRATÉGIA ALIMENTAR

A interpretação dos gráficos sobre a estratégia alimentar deve seguir a explicação da Figura 4.1. Nos gráficos e no corrente texto, utilizamos números como códigos na indicação do item ingerido, que podem ser consultados na legenda da Figura 4.2.

A Figura 4.2A representa o diagrama do canivete, *Characidium pterostictum*, no período de verão. Não houve número suficiente de indivíduos para ser analisado no inverno. Chironomidae (1) foi o item dominante, sendo ingerido por quase 100% dos indivíduos examinados e em alta proporção. Trichoptera (2) e Ephemeroptera (13) também foram predados numa freqüência alta (mais de 50%) porém em pequenas quantidades (menos que 6%). Este fato, aliado ao baixo número de itens ingeridos (apenas 4) e à alta abundância e freqüência de chironomídeos (94,3 e 88,9% respectivamente) sugere que *Characidium pterostictum* tende à estratégia especialista e reflete que a espécie apresenta

nicho mais restrito. As presas posicionadas na parte inferior do gráfico foram ingeridas ocasionalmente. Todas as presas (Chironomidae, Trichoptera, Ephemeroptera e Hidracarina (14)) vivem no fundo de rios mostrando que *Characidium pterostictum* é uma espécie de hábito tipicamente bentônico.

A dieta de traíra *Hoplias malabaricus* tanto no verão (Figura 4.2B) quanto no inverno (Figura 4.2C) constituiu-se quase que exclusivamente de peixes (6), indicando uma estratégia especialista. Eventualmente a ingestão de camarão (7) foi observada no verão (6,82% dos estômagos observados) e mais intensamente no inverno (100%). A espécie predadora portanto, apresenta estratégia alimentar especializada. *Hoplias malabaricus* predou principalmente lambari *Deuterodon iguape*, mandi *Pimelodella* sp. e guaru *Phalloceros caudimaculatus*.

No verão, o peixe-cachorro *Oligosarcus hepsetus* (Figura 4.2D) apresentou uma dieta diversa e ampla, composta por nove tipos de presas, variando desde pequenos invertebrados até peixes. Por outro lado, alguns mostraram tendência a se especializarem por um certo tipo de presa, tal como peixe (6), Miriapoda (16) e Hymenoptera (Formicidae) (15). No inverno (Figura 4.2E), a espécie reduziu a diversidade de itens consumidos, restringindo-se apenas a aranhas (26), coleópteros (31) e peixes (6). O número de indivíduos que consumiu peixes foi baixo (20%) em ambos os períodos. Nenhuma presa mostrou-se predominante no estômago de *O. hepsetus*. A variação no uso de recursos entre a maioria dos indivíduos foi grande (alto BPC). O nicho de *O. hepsetus* é portanto, amplo. O hábito de se alimentar de pequenos invertebrados (de origem terrestre que caem ou ficam sobre a superfície da água), de peixes, (na meia-água), ou de invertebrados bentônicos como Copepoda Harparcticoida (17) (que foi encontrado em grande quantidade na maioria dos indivíduos analisados), sugere a grande versatilidade desta espécie em explorar satisfatoriamente toda a coluna d'água.

A dieta do lambari *Deuterodon iguape*, não apresentou grande diferença entre verão e inverno. No verão (Figura 4.2F) o consumo de detrito (11) e algas (10) foi predominante entre os indivíduos (99% de frequência de ocorrência) havendo ingestão também de pequenos invertebrados (19) (85,7% de frequência de

ocorrência). No inverno (Figura 4.2G) a espécie apresentou a dieta constituída de cinco itens alimentares. Alga filamentosa (perifíton) (10) passou a ser o item predominante e o mais importante. A espécie pode ser considerada especialista neste tipo de alimento. A ingestão de invertebrados (19) foi freqüente, porém sempre em pequenas proporções. O aparecimento de escamas (8) e pedaços de camarão (7) pode ter sido acidental por ter ocorrido em menos de 20% do número de indivíduos. A variação no uso de recursos entre os indivíduos da população de *D. iguape* foi baixa indicando que, neste período, a espécie possui estratégia alimentar mais especializada.

A alimentação de *Cyphocharax santacatarinae* apresentou o mesmo padrão no verão e inverno (Figuras 4.2H e 4.2I). Detrito foi o alimento constante e exclusivo em todos os indivíduos observados. A espécie é genuinamente detritívora durante toda a época do ano.

Para o amorê *Awaous tajasica* no verão e no inverno (Figura 4.2J e 4.2K) os itens consumidos foram os mesmos, havendo uma tendência dos indivíduos se especializarem em detritos (11). *A. tajasica* pode ser considerada uma espécie com estratégia especialista e com nicho ecológico mais restrito.

Para *Phalloceros caudimaculatus* o padrão também foi semelhante ao longo do ano (Figuras 4.2L e 4.2M) e há semelhança também com *Awaous tajasica*. A espécie tende a se especializar em detrito (11) havendo ingestão não muito freqüente (menos que 50%) de algas (10) e invertebrados (19) pelos indivíduos.

Probolodus heterostomus no verão (Figura 4.2N) apresentou a dieta mais generalista e alta variação entre os indivíduos. No inverno (Figura 4.2O), houve tendência dos indivíduos em se especializarem em detrito (11), embora tenham ingerido outros itens como invertebrados (19), algas (10) e escamas (8). Estes alimentos foram consumidos em baixa quantidade e também em pequena proporção, porém por cerca de 80% dos indivíduos analisados no verão.

A dieta de mandi *Pimelodus* sp. foi diversa, sendo composta de 11 categorias alimentares no período de verão (Figura 4.2P) contra sete no inverno (Figura 4.2Q). Poucos indivíduos, no verão, tenderam a se especializar num tipo de tanaidáceo (18) e diplópoda (27) porém a presa mais importante ingerida neste

período pela maioria dos indivíduos foi Gastropoda (4). Outros itens como Hymenoptera (Formicidae) (15), Odonata (21), Orthoptera (24), caranguejo (5), ácaro (14), e Aracnida (Ctenidae), foram consumidos por apenas pequena parte dos indivíduos amostrados indicando não serem estas as categorias importantes para a alimentação de *Pimelodus* sp. no verão. No inverno, algumas categorias permaneceram fazendo parte da sua dieta, como os ácaros (14), formigas (15) e os gastrópodos (4). Uma fração maior dos indivíduos amostrados, no entanto passou a se alimentar mais de gastrópodos neste período, havendo tendência à especialização.

O cará, *Geophagus brasiliensis*, apresentou estratégia mais generalista, tanto no período de verão quanto no inverno (Figuras 4.2R, 4.2S). Nas duas estações do ano os indivíduos se alimentaram de vários itens simultaneamente. Esta espécie também apresenta grande espectro quanto à camada da coluna d'água a ser explorada. A alta diversidade na qualidade de alimento ingerido, indica maior variação na utilização de recursos por cada um dos indivíduos (alto BPC), sugerindo que a espécie apresenta nicho amplo. Apesar de Ephemeroptera (13) no verão ter sido consumido em grande quantidade (71,8% de importância para a dieta da espécie), foi ingerido por apenas uma limitada fração dos indivíduos amostrados (40% de frequência de ocorrência) e apenas neste período. O mesmo ocorreu com tanaidáceo (18) que foi ingerido em grande quantidade (52,4% de importância para a dieta da espécie), por um número pequeno de indivíduos (10% de ocorrência) também no verão.

O bagre *Rhamdia quelen* (Figuras 4.2T, 4.2U) apresentou dieta variada, composta em média por 10 itens. Alguns desses itens tais como sementes (9), caranguejo (5), camarão (7), Hemiptera (23), estiveram sempre presentes fazendo parte da alimentação desta espécie durante o período de estudo. No verão (Figura 18T) um pequeno grupo de indivíduos tendeu a se especializar em camarão (7), escamas (8) e sementes (9). A maioria das categorias foi consumida por um pequeno número de predadores. A variação no uso de recursos pelos indivíduos foi alta, indicando uma estratégia mais generalista neste período. No inverno (Figura 4.2), grande parte das presas foi consumida

por um número pequeno de predadores e em pequenas proporções, sendo incluída ocasionalmente, na dieta de alguns indivíduos. A categoria semente (9) passou a ser consumida em maior quantidade, mas por fração semelhante de indivíduos observados no verão. Um número maior de indivíduos passou a comer mais freqüentemente caranguejo (5) comparativamente ao período de verão, sendo este item considerado importante na alimentação dessa espécie. A estratégia alimentar de *Rhamdia quelen* durante o período de estudo, demonstrou variar em grau de especialização e generalização sobre diferentes tipos de presas.

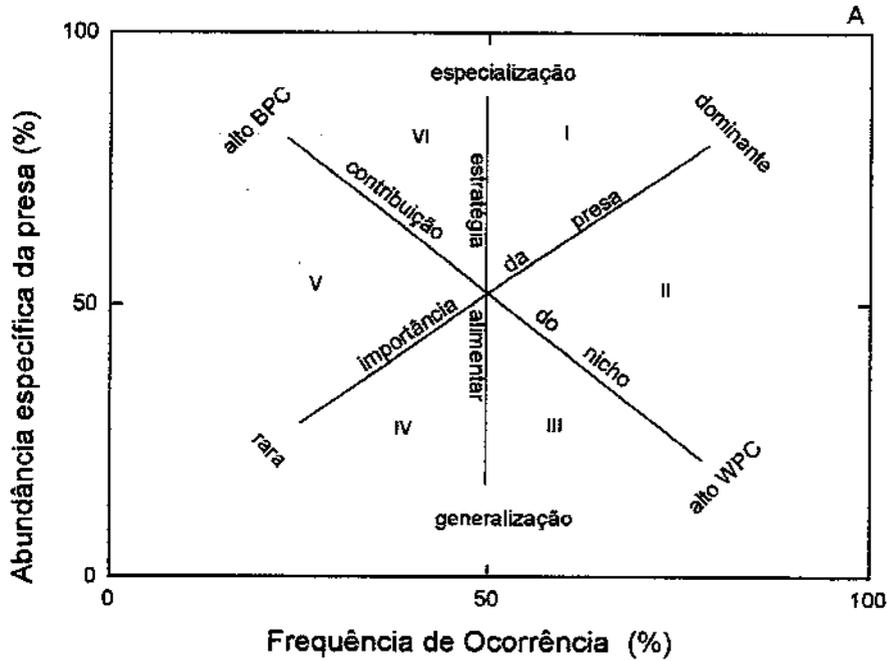


Figura 4.1: Esquema representativo dos gráficos sobre a estratégia alimentar das espécies estudadas. A percentagem de abundância aumenta ao longo da diagonal da esquerda inferior até a posição direita superior. Este eixo fornece uma medida da importância da presa. O eixo vertical representa a estratégia do predador que pode variar de generalista a especialista, e o segundo eixo diagonal é o gradiente da variação no uso de recursos entre os indivíduos da população (BPC - "between phenotype component") e a variação do próprio indivíduo (WPC - "within phenotype component"). (Amundsen *et al.*, 1996).

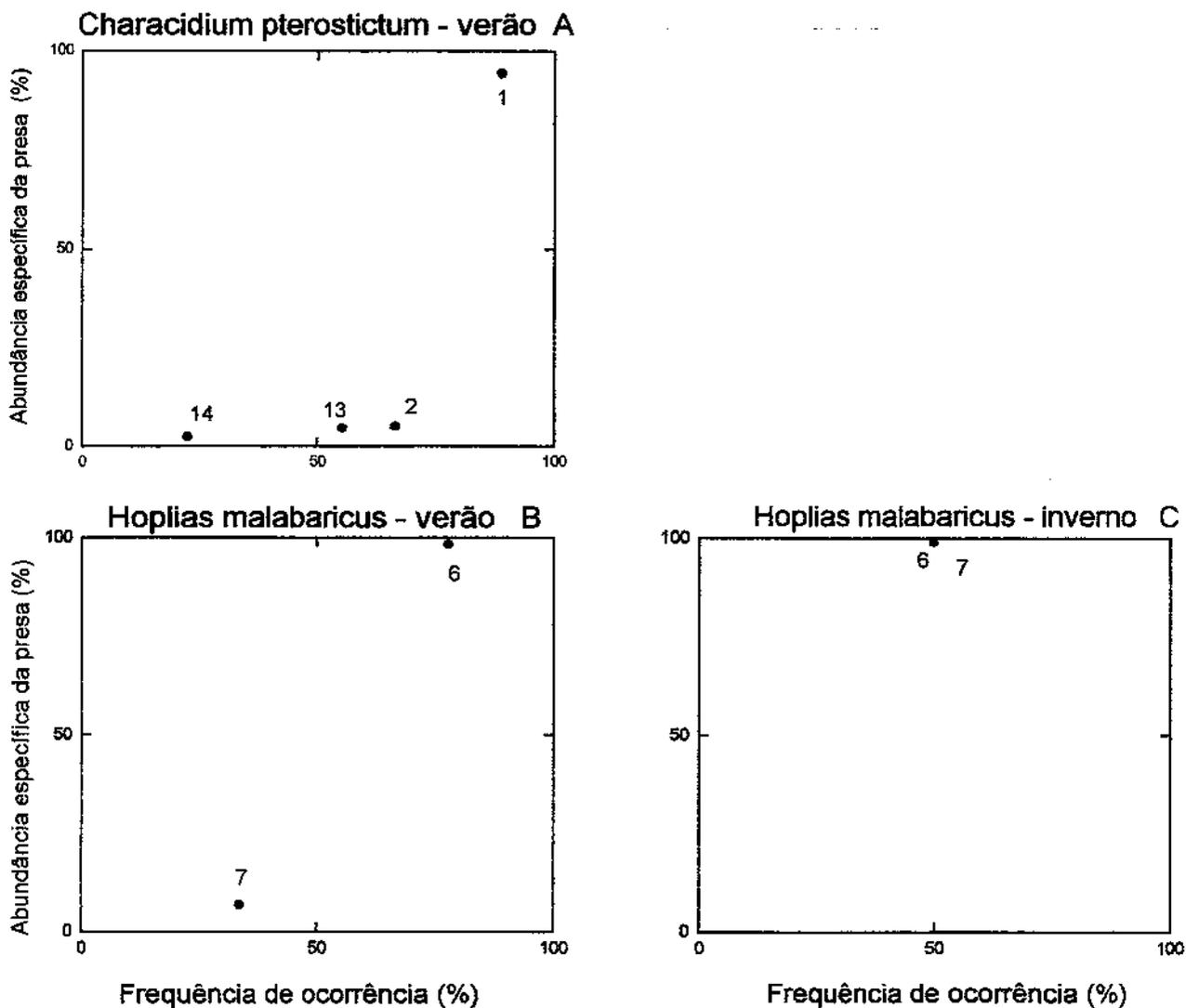


Figura 4.2: Diagrama da estratégia alimentar, contribuição do nicho e importância das presas para algumas espécies de peixes. Abundância específica da presa plotada versus a freqüência de ocorrência de presa na dieta de predador. 1=Chironomidae; 2=Trichoptera; 3=Ostracoda; 4=Gastropoda; 5=Decapoda (caranguejo); 6=peixe; 7=Crustáceo (camarão); 8=escama; 9=frutos/sementes; 10=algas filamentosas; 11=Detrito; 12=Lepdoptera; 13=Ephemeroptera; 14=Ácaro (Hidracarina); 15=Hymenoptera (Formicidae); 16=Miriapoda; 17=Copepoda; 18=Tanaidacea; 19=invertebrados (não identificados); 20=Ostracoda; 21=Odonata; 22=Bivalve; 23=Hemiptera; 24=Orthoptera; 25=Amphipoda; 26=Aracnida (Ctenidae); 27=Diplopoda; 28=Homoptera; 29=Oligochaeta; 30=Hirudina; 31=Coleoptera.

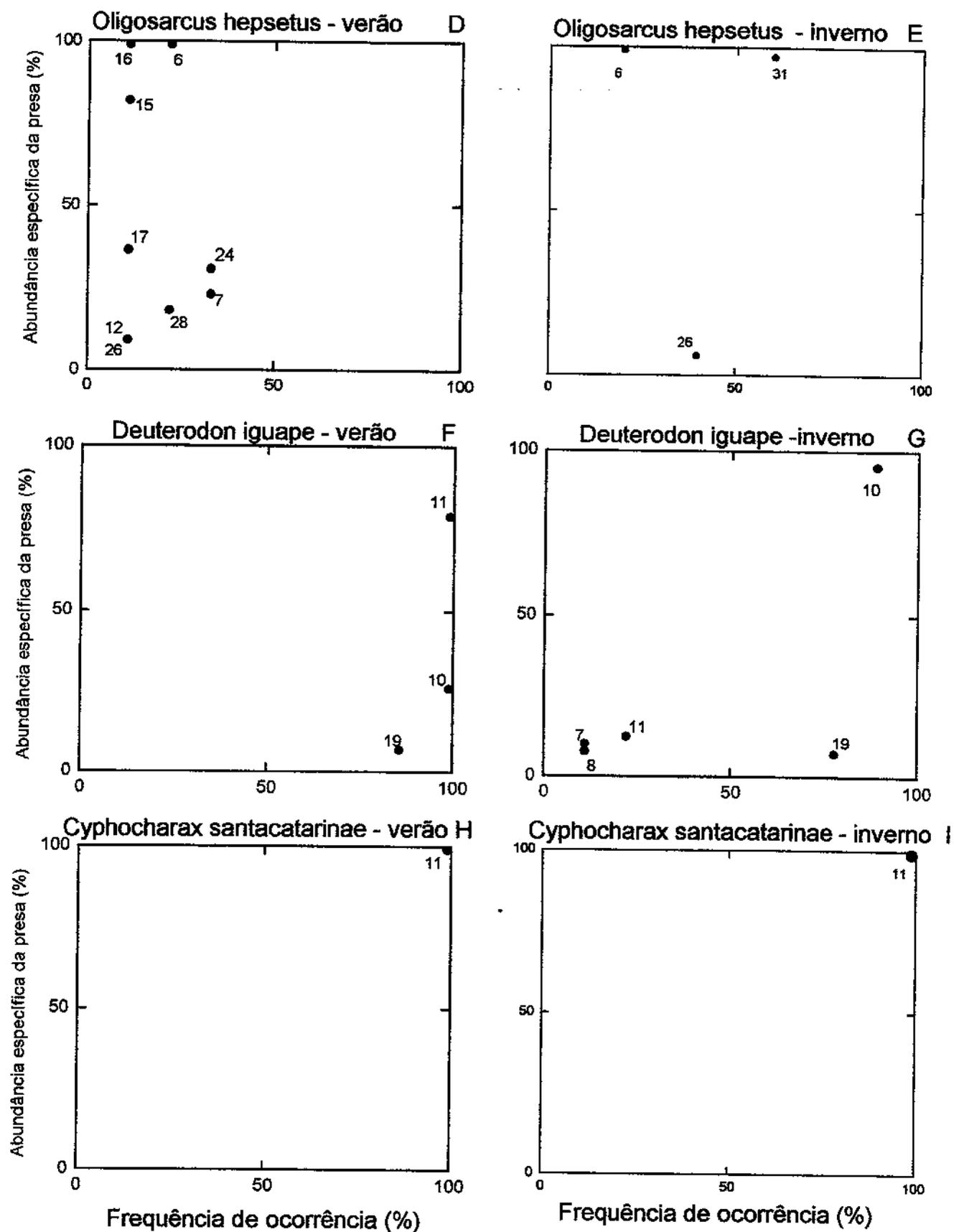


Figura 4.2: (continuação)

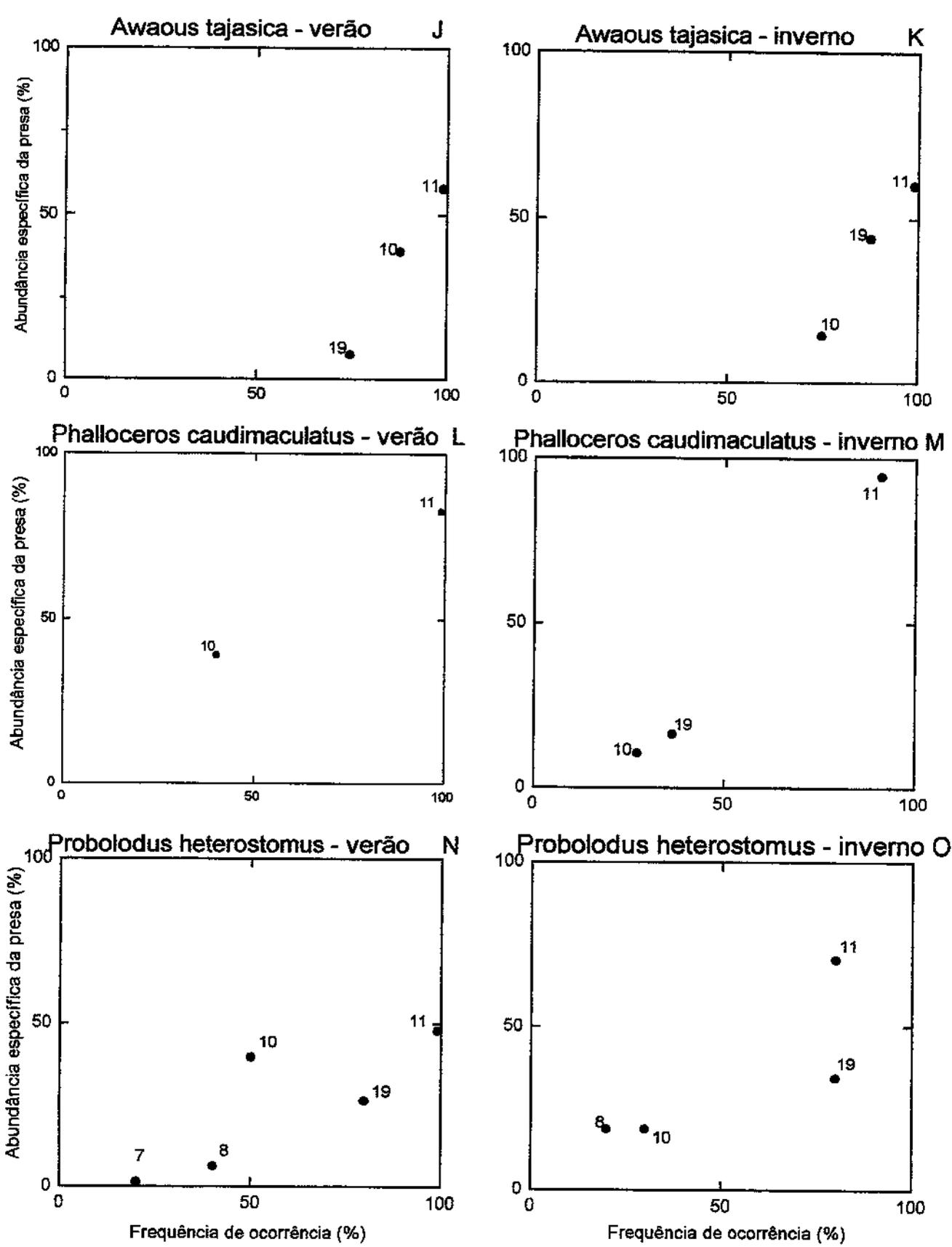


Figura 4.2: (continuação)

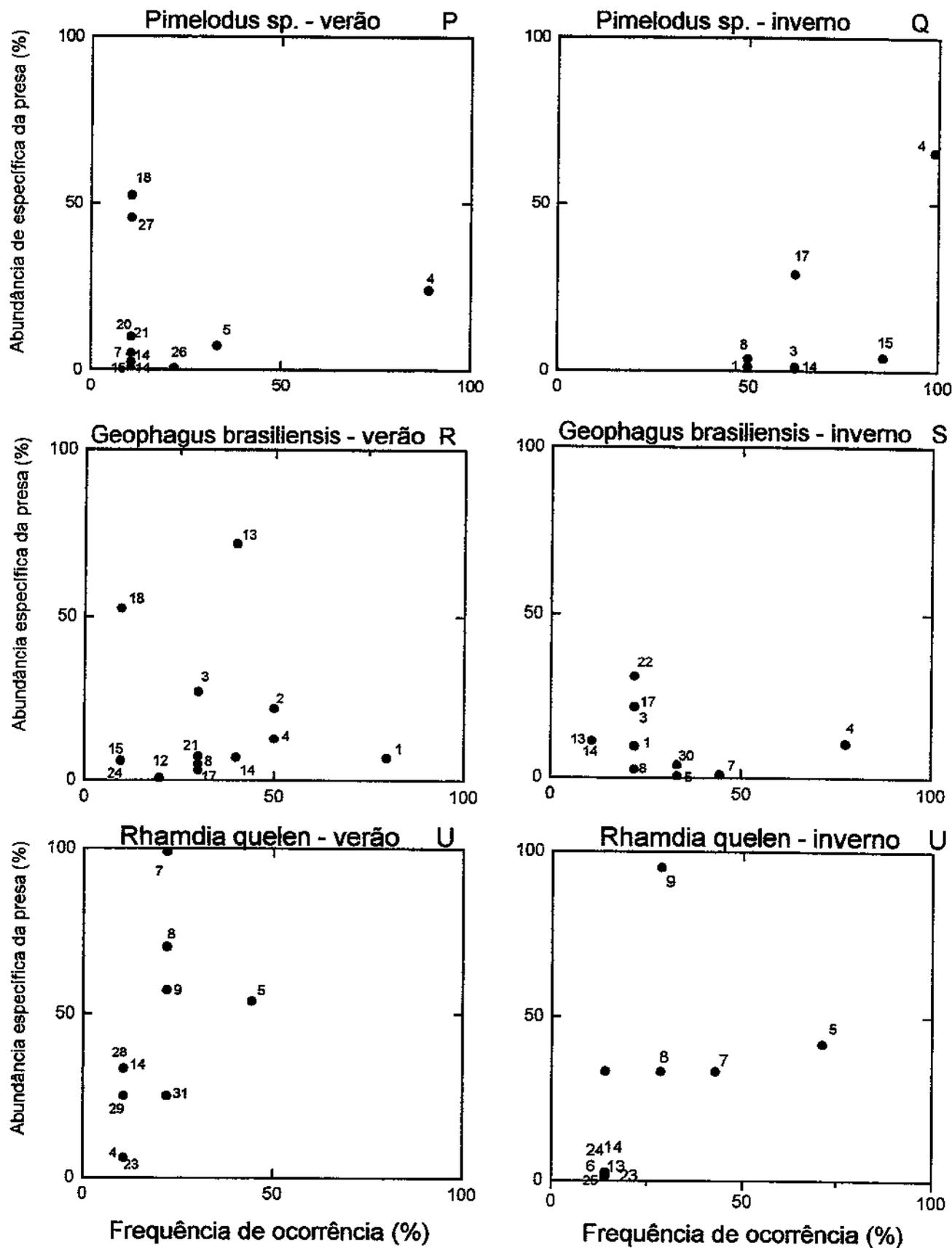


Figura 4.2: (continuação)

4.3.2 – AMPLITUDE E SOBREPOSIÇÃO DE NICHOS ALIMENTARES

Para as 11 espécies analisadas nós representamos a matriz de utilização de recursos nos períodos de verão (Tabela 4.1) e inverno (Tabela 4.2).

Das espécies que se alimentaram principalmente de detrito e também de algas e restos de invertebrados (*A. tajasica*, *P. caudimaculatus*, *P. heterostomus*, *D. iguape* e *C. santacatarinae*) nenhuma apresentou grande diferença numérica entre suas dimensões do nicho entre verão e inverno, ou seja, todas apresentaram constância qualitativa e proporcional na sua dieta durante todo o estudo. *Deuterodon iguape* foi exceção, no inverno encontramos alguns indivíduos ingerindo camarão e escamas, porém em quantidades muito baixas. A sobreposição entre essas espécies, na maioria das vezes, foi sempre alta (> 50%) nas duas épocas do ano (Tabelas 4.3 e 4.4). *Phalloceros caudimaculatus*, apesar de ser considerado insetívoro, alimentou-se constante e abundantemente de detrito. Houve ingestão de restos de insetos. Por isso essa espécie está sendo aqui analisada junto com as detritívoras-algívoras.

Os insetívoros-carnívoros representados por *O. hepsetus*, *R. quelen*, e *Pimelodus* sp., apresentaram o nicho mais amplo no verão. *Geophagus brasiliensis*, ao contrário, apresentou amplitude do nicho no inverno. Nesta época a espécie restringiu a diversidade de alimento consumido ingerindo principalmente bivalves. As medidas de sobreposição alimentar entre essas quatro espécies foram sempre baixas (< 50%) tanto no verão quanto no inverno. Chama a atenção, porém a alta sobreposição (68%) entre *G. brasiliensis* e *Pimelodus* sp. no inverno, diminuindo no período de verão (cerca de 12%).

O carnívoro *H. malabaricus* sempre consumiu peixes e camarão durante todo o tempo. No inverno, entretanto, o valor maior no tamanho do nicho foi atingido pela maior equabilidade no consumo desses itens.

Tabela 4.1: Utilização de recursos pelas onze espécies mais abundantes da EEJI e suas respectivas medidas de amplitude de nicho (B de Levins (L)) no período de VERÃO. A.taj=*Awaous tajasica*; P.cau=*Phalacrocorax caudimaculatus*; P.het=*Probolodus heterostomus*; D.igu=*Deuterodon iguape*; C.san=*Cyphochorax santacatarinae*; O.hep=*Oligosarcus hepseus*; H.mai=*Hoplitia malabaricus*; R.que=*Rhamdia quelen*; Pim.sp=*Pimelodus* sp.; G.bra=*Geophagus brasiliensis*; C.pte=*Characidium pterostictum*. Det=detrimento; Alg=algas; Inv=resto de invertebrados; Can=camarão; Chir=Chironomidae; Aca=ácaro; Eph=Ephemeroptera; Cyc=cyclopóida; Tri=trioptera; Sem=sementes/frutos; Esc=escama; Hem=Hemiptera; Biv=bivalve; Ort=Orthoptera; Hom=Homoptera; Lep=Lepidoptera; Ara=aracnída; Hym=Hymenoptera; Pej=peixe; Car=caranguejo; Tan=Tanaidáceo; Dip=Diptopoda; Odo=Odonata; Mir=Miríapoda; Col=Coleoptera; Oli=Oligochaeta. N=número de exemplares observados

Esp	Det	Alg	Inv	Cam	Chi	Aca	Eph	Cyc	Tri	Sem	Esc	Hem	Biv	Ort	Hom	Lep	Ara	Hym	Pej	Car	Tan	Dip	Odo	Mir	Col	Oli	N	L	
A.taj	1	0,87	0,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0,56	
P.cau	1	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0,86	
P.het	1	0,5	0,8	0,2	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0,51	
D.igu	1	1	0,86	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1,36	
C.san	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1,0	
O.hep	0	0	0	0,33	0	0	0	0,11	0	0	0	0	0	0,33	0,22	0,11	0,11	0,11	0,22	0	0	0	0	0	0,11	0	10	2,61	
H.mai	0	0	0	0,33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,78	0	0	0	0	0	0	0	9	1,40	
R.que	0	0	0	0,22	0	0,11	0	0	0	0,22	0,22	0,11	0,11	0	0,11	0	0	0	0	0,44	0	0	0	0	0	0,22	0,11	10	2,25
Pim.sp	0	0	0	0,11	0	0,11	0	0	0	0	0	0	0,89	0,33	0	0	0,22	0,11	0	0,33	0,11	0,11	0,11	0,11	0	0,09	10	0,88	
G.bra	0	0	0	0,8	0,4	0,4	0,3	0,5	0	0,3	0	0,3	0,5	0,1	0	0,2	0	0,1	0	0	0,1	0	0,3	0,3	0	0	10	0,53	
C.pte	0	0	0	0,89	0,22	0,55	0	0,66	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,24		

Tabela 4.2: Utilização de recursos pelas onze espécies mais abundantes da EEJII e suas respectivas medidas de amplitude de nicho (B de Levins (L)) no período de INVERNO. A.taj=*Awaous tajasica*; P.cau=*Phalacrocorax caudimaculatus*; P.het=*Probofodus heterostomus*; D.igu=*Deuterodon iguape*; C.san=*Cyphocharax santacatarinae*; O.hep=*Oligosarcus hepsetus*; H.mal=*Hoplias malabaricus*; R.que=*Rhamdia quelen*; Pim sp=*Pimelodus* sp.; G.bra=*Geophagus brasiliensis*; C.pte=*Characidium pterostictum*. Det=detrito; Alg=algas; Inv=resto de invertebrados; Cam=camarão; Chi=chironomídeo; Aca=ácaro; Eph=Ephemeroptera; Cyc=Cyclopoidea; Har=Harpacticóida; Sem=sementes/frutos; Esc=escama; Hem=Hemiptera; Biv=bivalve; Ort=Orthoptera; Ara=aracnida; Hym=Hymenoptera; Pei=peixe; Car=carangueijo; Ost=Ostracoda; Col=Coleoptera; Amp=Amphipoda; Hir=Hirudinea. N=número de exemplares observados.

Esp	Det	Alg	Inv	Carn	Chi	Aca	Eph	Cyc	Har	Sem	Esc	Hem	Biv	Ort	Ara	Hym	Pei	Car	Ost	Col	Amp	Hir	N	L
A.taj	1	0,7	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0,47
P.cau	0,91	0,27	0,36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0,97
P.het	0,8	0,3	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0,71
D.igu	0,89	0,22	0,22	0,11	0	0	0	0	0	0	0,11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	1,09
C.san	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	1,0
O.hep	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0,5	0	0	0,6	0	0	5	1,30
H.mal	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	2	2,0
R.que	0	0	0	0,43	0	0,14	0,14	0	0	0,29	0,29	0,14	0	0,14	0	0	0,14	0,71	0	0	0,14	0	7	1,02
Pim sp	0	0	0	0,13	0,5	0,63	0	0	0,63	0	0,5	0	1	0	0	0,88	0	0	0	0	0	0	8	0,33
G.bra	0	0	0	0,44	0,22	0,11	0,11	0,22	0	0	0,22	0	1	0	0	0	0	0,33	0,22	0	0	0,33	9	0,61

Tabela 4.3: Sobreposição alimentar (índice de Renkonen) em porcentagem, entre as principais espécies da EEJl no período de VERÃO. A.taj=*Awaous tajasica*; P.cau=*Phalloceros caudimaculatus*; P.het=*Probolodus heterostomus*; D.igu=*Deuterodon iguape*; C.san=*Cyphocharax santacatarinae*; O.hep=*Oligosarcus hepsetus*; H.mal=*Hoplias malabaricus*; R.que=*Rhamdia quelen*; Pim sp=*Pimelodus sp.*; G.bra=*Geophagus brasiliensis*; C.pte=*Characidium pterostictum*.

Espécie	A.taj	P.cau	P.het	D.igu	C.san	O.hep	H.mal	R.que	Pim sp	G.bra
A.taj										
P.cau	76,0									
P.het	83,0	66,0								
D.igu	86,0	89,0	76,0							
C.san	58,0	83,0	48,0	71,0						
O.hep	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0					
H.mal	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,3				
R.que	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,73	4,5			
Pim sp	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,09	0,45		
G.bra	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,9	0,0	3,33	11,83	
C.pte	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,09	12,87

Tabela 4.4: Sobreposição alimentar (índice de Renkonen) em porcentagem, entre as principais espécies da EEJl no período de INVERNO. *A.taj*=*Awaous tajasica*; *P.cau*=*Phalliceros caudimaculatus*; *P.het*=*Probolodus heterostomus*; *D.igu*=*Deuterodon iguape*; *C.san*=*Cyphocharax santacatarinae*; *O.hep*=*Oligosarcus hepsetus*; *H.mal*=*Hoplias malabaricus*; *R.que*=*Rhamdia quelen*; *Pim sp*=*Pimelodus sp.*; *G.bra*=*Geophagus brasiliensis*; *C.pte*=*Characidium pterostictum*.

Espécie	<i>A.taj</i>	<i>P.cau</i>	<i>P.het</i>	<i>D.igu</i>	<i>C.san</i>	<i>O.hep</i>	<i>H.mal</i>	<i>R.que</i>	<i>Pim sp</i>
<i>A.taj</i>									
<i>P.cau</i>	65,0								
<i>P.het</i>	89,0	75,0							
<i>D.igu</i>	73,0	91,0	82,2						
<i>C.san</i>	56,0	91,0	66,0	82,0					
<i>O.hep</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0				
<i>H.mal</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0			
<i>R.que</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	2,4		
<i>Pim sp</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	
<i>G.bra</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,8	2,1	68,2

4.4 - DISCUSSÃO

As espécies analisadas, em geral apresentaram dieta variada, constituída principalmente de pequenos invertebrados, mostrando que estes organismos são importantes para a sustentação da cadeia alimentar nos rios estudados. Detritos e algas também foram importantes para a sustentação da cadeia alimentar. A maioria dos itens predados foi de origem autóctone. Vários trabalhos mostram a importância dos invertebrados aquáticos na dieta de peixes de riachos tropicais (Knöppel, 1970; Lowe-McConnell, 1987; Winemiller & Leslie, 1992; Silva, 1993; Uieda, 1995; Horeau, *et al.*, 1998, entre outros). Apesar da aparente auto-sustentação, riachos apresentam geralmente baixa produção primária, principalmente nos trechos de cabeceira (Vannote *et al.*, 1980), e a energia básica para a sustentação de consumidores é oriunda da vegetação ripária (Schiemer & Zalewski, 1992).

Os itens alóctones tiveram contribuição menos expressiva na dieta das espécies, porém alguns deles, como sementes e formigas (Hymenoptera, Formicidae) foram de grande importância para espécies que apresentaram parte da população com tendência a se especializarem nesses itens. *Hoplias malabaricus* e *Characidium pterostictum* mostraram especialização quanto aos itens autóctones.

Ocorreu variação na dieta de algumas espécies entre os períodos de verão e inverno. Este fenômeno é comum e pode acontecer por vários motivos como por exemplo, alterações sazonais que acontecem também na comunidade de invertebrados (Flecker & Feifarek, 1994), ou mudanças na dieta das espécies no decorrer do seu desenvolvimento. A estratégia alimentar pode sofrer mudanças em relação à quantidade, tamanho ou outras características na fase adulta das espécies (Matthews, 1998). Esta possibilidade aqui em nossos estudos, entretanto, poderia ser descartada já que procuramos analisar indivíduos da espécie com tamanhos semelhantes. Fatores intrínsecos ou fisiológicos afetam as estratégias a serem seguidas pelas espécies. As alterações ambientais (fatores extrínsecos) podem obrigar as espécies a trocarem de alimento

temporariamente, por levar à escassez um determinado recurso que seria o predileto de uma espécie (Gerking, 1994).

Alterações na dieta podem ocorrer também por causa da variação na relação custo/benefício (teoria do forrageamento ótimo) na atividade de forrageamento, ou seja, esta razão pode chegar a um limiar em que a escolha por um alimento mais benéfico atual, poderia ter sido refutado anteriormente. Tais mudanças, segundo Gerking (1994), são adaptativas, pois os indivíduos sobrevivem sob circunstâncias que em um outro momento poderiam ser consideradas desvantajosas para o seu crescimento máximo ou bem estar. A teoria do forrageamento ótimo procura explicar como o peixe escolhe fontes alternativas de alimento, visando atingir o máximo ganho energético (Gerking, 1994).

Em nosso estudo algumas espécies apresentaram mudanças sazonais na dieta. Algumas se especializaram durante o inverno e mostraram-se mais generalistas no verão. Outras apresentaram padrões opostos. *Deuterodon iguape*, por exemplo, teve a dieta restrita à algas filamentosas (*Mongeotia* sp. e *Spirogyra* sp.) no inverno, quando, devido à escassez de chuvas, em algumas áreas, a corrente d'água tornou-se mais amena. Estas condições propiciaram crescimento de algas, formando tufos que recobriram o fundo e pedras em vários pequenos poços. *Pimelodus* sp. apresentou restrição quanto ao tipo de presas consumidas também no inverno. Neste período esta espécie consumiu principalmente gastrópodos. Outro exemplo observado foi *Oligosarcus hepsetus* que no verão mostrou a dieta mais generalista restringindo-se no inverno à ingestão de poucos itens. É provável que neste período (inverno) a disponibilidade de recursos tenha sofrido alteração. Uma outra possibilidade é que no período de inverno pode ocorrer diminuição na demanda metabólica de algumas espécies e conseqüente diminuição na quantidade de item ingerido. Apesar deste fato poder acontecer, ele raramente tem sido quantificado (Matthews, 1998). Liem (1984) cita que a estratégia alimentar generalista é favorecida quando a densidade do alimento é baixa ou quando as densidades dos itens alimentares flutuam constantemente. A especialização na biologia trófica ocorre em espécies que ocupam áreas onde a diversidade e abundância

são mais constantes. Pyke *et al.* (1977), seguindo este mesmo raciocínio, afirmam que em virtude dos recursos declinarem em abundância, cada espécie responde ampliando o tipo de recursos aceitáveis. Esta relação aumentaria a sobreposição alimentar e previniria que as espécies se especializassem em um único ou em poucos tipos de recurso.

As noções ecológicas relevantes sobre a versatilidade trófica entretanto, apresentam algumas controvérsias. Exemplos descritos por Gerking (1994) mostram a tendência de que a escassez de alimento pode levar a maior especialização. Werner & Hall (1976) observaram este mesmo padrão trabalhando com duas espécies de Centrarchidae. No verão, com o progressivo declínio dos recursos alimentares, houve separação mais pronunciada no uso de habitats e dieta entre as duas espécies.

Matthews (1998), baseando-se numa sobreposição hipotética sobre o uso de recursos em função da disponibilidade no habitat, considera que em níveis moderados de disponibilidade de recurso, as espécies poderiam divergir no seu espectro alimentar, se especializando e diminuindo a sobreposição. Entretanto, em situações extremas de super abundância ou escassez de recurso, é possível encontrar alta sobreposição. Quando a disponibilidade de recurso é grande, as espécies podem utilizá-lo oportunisticamente e apresentarem-se mais generalistas. Neste caso porém há alta sobreposição mas as espécies não necessariamente competiriam, pois o recurso encontra-se em abundância. Ou, em outro extremo, quando em escassez de alimento, as espécies poderiam convergir a um uso idêntico de recursos. Nesta situação, a sobreposição também seria alta, e neste caso provavelmente ocorresse competição. As espécies tenderiam a ser generalistas não por causa de uma variedade grande de itens a serem explorados, mas sim pela escassez de alimento.

De fato, os mecanismos alimentares que levam à “generalização” ou “especialização” na dieta, ainda não são bem definidos. Os nossos dados nos permitem fazer algumas inferências. *Probolodus heterostomus*, *Deuterodon iguape* e *Oligosarcus hepsetus*, no verão, apresentaram a dieta mais ampla, passando a restringi-las no inverno. Para *D. iguape* a restrição no inverno

pode ser devida à alta abundância de algas filamentosas nesta época, como citado anteriormente. É provável que neste caso, a explicação de Matthews (1998) seja plausível. Para *O. hepsetus*, entretanto, a restrição aos poucos itens (aranha, coleoptera e peixes) neste período poderia ser porque realmente estes itens apresentavam-se abundantes no inverno, ou devido à escassez, neste período, dos outros alimentos anteriormente predados no verão. As explicações de Matthews às diferentes situações poderão ser testadas no futuro através de medidas de disponibilidade de alimento no ambiente, que é tarefa difícil.

A mudança de importância de alimento para *Deuterodon iguape*, que no verão alimentou-se mais frequentemente de detrito e no inverno passou a ingerir predominantemente algas, pode também ser um exemplo de segregação como anunciado por Schoener (1974). Segundo este autor os três maiores eixos de recursos (alimento, espaço e tempo) poderiam apresentar segregação ecológica pelas espécies, suficiente para permiti-las coexistirem. *Deuterodon iguape* e *Probolodus heterostomus* (Characidae) formam cardumes multiespecíficos forrageando em ambientes semelhantes, e segundo Ross (1986), a divisão de recursos entre espécies taxonomicamente mais próximas levaria a uma segregação em pelo menos um dos três eixos citados por Schoener (1974), maior do que aquela observada para espécies taxonomicamente distantes.

Deuterodon iguape alimentou-se abundantemente de detrito no verão enquanto que no inverno passou a ingerir quase que exclusivamente algas. A ingestão de detrito nesta época tornou-se restrita. *Probolodus heterostomus* permaneceu se alimentando de detrito também no inverno porém com mais intensidade quando comparado com o período de verão. A segregação por alimento possibilita que essas espécies convivam sem ocorrer competição. Begon *et al.* (1996) definem como complementaridade de nicho dentro da mesma guilda, a diferenciação que ocorre em pelo menos uma das dimensões do nicho de uma espécie. A diferenciação do nicho envolve várias dimensões e espécies que ocupam posições similares ao longo de uma dessas dimensões tendem a diferir ao longo de outra.

A sobreposição alimentar foi alta também entre *Awaous tajasica* e as outras

espécies detritívoras-algívoras e para *Phalloceros caudimaculatus* também (principalmente no inverno). Poderíamos esperar alta competição entre elas. Entretanto a provável segregação espacial possibilita que as mesmas vivam satisfatoriamente em harmonia nestes ambientes.

A alta sobreposição alimentar entre *Pimelodus* sp. e *G. brasiliensis* no inverno (68%) poderia nos levar a pensar na ocorrência de competição entre elas. Ambas foram coletadas no curso-médio do rio Itinguçu e *G. brasiliensis* apareceu também na parte inferior do rio Teteqüera. Provavelmente a disponibilidade de alguns recursos no rio Itinguçu estivesse em níveis satisfatórios para permitir a coexistência das duas espécies sem que houvesse competição pronunciada. A abundância de alimento para essas espécies, portanto, permite que ambas coexistam sem competição ou exclusão de uma ou outra. Este fato poderia também ser discutido em termos de partilha de recursos. O alto grau de sobreposição observado no inverno entre as duas espécies acima citadas e entre as espécies que se alimentaram principalmente de algas, detrito e invertebrados coincide também com a observação geral que nesta época há maior densidade e riqueza de invertebrados aquáticos em riachos de regiões tropicais quando o regime de chuvas é menos intenso (Flecker & Feifarek, 1994; Uieda & Gajardo, 1996). Como citado anteriormente no período de inverno observamos maior quantidade de algas comparativo ao período de verão. É provável, portanto que a partilha de recursos, muito mais do que competição pode estar ocorrendo nesta época.

Se interações de competidores potenciais são fracas ou inexistentes, então não há limite básico de recurso para o número de espécies coexistindo numa comunidade (Caswell, 1976). Se o recurso é escasso, a possibilidade de ocorrer competição é maior e as espécies tenderão, de alguma maneira, a se segregar. Begon *et al.* (1996), baseados em modelos teóricos sobre a riqueza de espécies, afirmam que dependendo do tamanho e da sobreposição do nicho das espécies numa comunidade, esta poderia conter um número maior de espécies quanto maior fosse a amplitude de recursos. Segundo esses autores, um espectro amplo de recurso provê meios para a existência de um maior número de

espécies não importando se espécies interagem.

Tilman & Pacala (1993) afirmam, entretanto, que há um limite de riqueza de espécies que é controlado, não só pelos recursos limitantes, mas também pelos fatores físico-químicos do ambiente. Esta visão geral poderia explicar os padrões de diversidade em escala regional. Diferenças na riqueza de espécies entre regiões são atribuídas às diferenças de clima que modificam os resultados de interação que acontecem dentro do habitat (Cornell & Karlson, 1997).

A importância da competição na organização de comunidades é fácil de ser imaginada, porém, algumas vezes, difícil de ser comprovada, pois pode variar de comunidade para comunidade, ou seja, ela não tem um papel único geral. Mesmo quando é importante, a influência pode ocorrer apenas numa pequena proporção de espécies que estejam interagindo dentro de uma comunidade. A questão da competição influenciando a diversidade dos rios poderia ser estudada com base em experimentos ou testes de modelos neutros apropriados, os quais poderão ser desenvolvidos no futuro.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

- O padrão de segregação entre os trechos em cada rio foi o mesmo no período de verão e de inverno, não havendo, portanto **variação temporal** em relação ao padrão de mudanças dos parâmetros físico-químicos em ambos os rios.
- Ocorreu **variação espacial** quanto às características físico-químicas ao longo do rio. O curso inferior desses rios representa uma zona complexa de transição entre o sistema de rio e o estuário e foi a área que mais se destacou pela singularidade de suas características. A **variação diária** dos parâmetros nestes locais foi influenciada pela ação das marés. Nas porções média e superior desses rios os parâmetros físico-químicos não variaram bruscamente durante o ciclo diário. Porém esses dois trechos também se diferenciaram por apresentarem algumas características peculiares.
- Comparando os padrões aqui encontrados com aqueles mostrados através de teorias desenvolvidas em regiões temperadas (p.ex. "teoria do rio contínuo") concluímos que a **variação espacial** dos parâmetros segue mais o padrão de "manchas" do que de um sistema contínuo.
- A maior diversidade de espécies foi observada em geral, no período de verão, principalmente no rio Itinguçu. O aumento no volume d'água e no espaço de alguns habitats nos rios, possibilita que os mesmos sejam explorados por um número maior de indivíduos ou por novas espécies.
- Na comparação da diversidade entre os dois rios, o Itinguçu mostrou-se mais diverso e foi influenciada pela maior equabilidade entre as espécies.
- O modelo de distribuição de abundância de espécies seguido em todo o período de estudo foi o log série, indicando que poucos fatores atuam sobre a estrutura das comunidades. São sistemas considerados simples, com

divisão de poucos recursos-chaves. A tendência ao ajuste log normal apenas no período de inverno, indicou que nesta época as comunidades apresentaram-se mais estáveis.

- A composição de espécies para ambas as comunidades, ao longo dos rios, seguiram o padrão de adição de espécies nas porções média e superior e substituição nos trechos inferiores, os quais mostraram as maiores diferenças nos índices de diversidade Beta.
- Em ambos os rios, a presença de queda d'água denota o papel que esta desempenha, atuando como barreira física e impedindo que algumas espécies de peixes colonizem os trechos a montante. A ordem do canal e a variação de alguns parâmetros físico-químicos atuaram como fatores influentes na diversidade e na estrutura das comunidades em cada rio. Fatores abióticos parecem, portanto, exercer forte influência na estrutura e diversidade dessas comunidades longitudinalmente.
- Quanto à alimentação, observamos diferenças nos padrões da dieta de algumas espécies entre verão e inverno. De maneira geral as espécies tenderam à especialização por um ou por poucos ítems alimentares no período de inverno e à generalização no período de verão. É provável que este fato esteja ligado ao nível de disponibilidade do recurso em questão.

Baseado nos padrões gerais apresentados quanto às mudanças espaciais e temporais, concluímos que as comunidades de peixes presentes nesses dois rios da Juréia apresentaram variação temporal como foi sugerido através de algumas observações: maior diversidade de espécies no verão; diferenças significativas da diversidade de espécie quando medida com os dados de peso entre verão e inverno e mudanças no padrão de dieta adotado por algumas espécies nessas duas estações do ano. As modificações temporais observadas nas comunidades parecem ser mais influenciadas por fatores bióticos. Porém a variação espacial apresentada por essas comunidades mostrou ser determinada principalmente

pelos fatores abióticos. Nossas conclusões não seguem aquelas encontradas nas teorias que explicam a organização de comunidades em rios de zonas temperadas. Estas afirmam que mudanças temporais na estrutura das comunidades aquáticas são regidas por fatores abióticos enquanto diferenças espaciais estão ligadas principalmente aos fatores bióticos. Devemos portanto, manter a cautela quando da utilização de teorias desenvolvidas em sistemas temperados na tentativa de se explicar padrões da estrutura de comunidades em sistemas tropicais. Estudos que visem entender a estrutura de comunidades em riachos devem ser ainda mais intensificados com o objetivo de se estabelecer padrões gerais próprios para os nossos sistemas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABES, S. S (1998). **Padrões espaço temporais na comunidade específica estrutura trófica da taxocenose de peixes do riacho Água Nanci, Bacia do Alto Paraná.** Dissertação de Mestrado. Programa de pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais. Universidade Estadual de Maringá.
- AGOSTINHO, A. A.; L. M. BINI & L. C. GOMES (1997). Ecologia de comunidades de peixes da área de influência do reservatório de Segredo. In: Agostinho A. A & Gomes, L. C. (eds.) **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo.** EDUEM. UEM/NUPELIA. Maringá – PR.
- AGOSTINHO, A. A. & T. PENKZAK (1995). Populations production of fish in two small tributaries of the Paraná river, Paraná BR. **Hydrobiol.**, 312: 153-166.
- ALLAN, J. D. (1995). **Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters.** Chapman & Hall. Oxford. 388 pp.
- AMUNDSEN, P. A. ; H. M. GABLER & F. J. STALDVIK (1996). A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data - modification of the Costello (1990) method. **J. Fish Biol.**, 48: 607-614.
- ANGERMEIER P. L. & J. R. KARR (1984). Fish communities along environmental gradients in a system of tropical stream. In: T. M. Zaret (ed.). **Evolutionary Ecology of Neotropical Freshwater Fishes.** Dr. W. Junk Publishers. The Hague. 39-57.
- ANGERMEIER P. L. & I. J. SCHLOSSER (1989). Specie-area relationships for stream fishes. **Ecology**, 70 (5): 1450-1462.
- ARANHA, J. M. R.; E. P. CARAMASCHI & U. CARAMASCHI (1993). Ocupação espacial, alimentação e época reprodutiva de duas espécies de *Corydoras* Lacépède (Siluroidei, Callichthyidae) coexistentes no rio Alambari (Botucatu, São Paulo).

Ver. Bras. Zool., 10: 453-466.

ARTHUR, D. R. (1975). Constraints on the fauna in estuaries. In: Whitton, B. A. (ed.). **River Ecology**. Studies in ecology Vol. 2. University California Press. 514-537.

BARRELLA, W. & M. PETRERE Jr. (1994) The influence of environmental factors on fish community structure in the Jacaré Pepira river, Brazil. In: Cowx, I. G. (ed.). **Rehabilitation of freshwater fisheries**. Fishing News Books, Bodman, UK.

BEGON, M.; J. L. HARPER, & C. R. TOWNSEND (1996). **Ecology**. Blackwell Science. 1068 pp.

BETSCHKO, G. (1995). River/land ecotone: scales and patterns. In: Schiemer, F.; M. Zalewski & J. E. Thorpe (eds.) **The importance of aquatic-terrestrial ecotones for freshwater fish**. **Hydrobiol.**, 303 (1-3): 83-91.

BUCKUP, P. A. (1998). Biodiversidade dos peixes da Mata Atlântica. Base de Dados Tropicais. <http://www.bdt.org.br>.

CAPONE, T. A. & J. S. A. KUSHLAN (1991). Fish community structure in dry-season stream pools. **Ecology**, 72(3): 983-992.

CARAMASCHI, E. P. (1986) **Distribuição da ictiofauna de riachos das bacias do Tietê e do Paranapanema, junto ao divisor de águas (Botucatu, SP)**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos.

CASTRO, R. M. C. & N. A. MENEZES (1996) **Estudos da diversidade de peixes do Estado de São Paulo**. BIOTA/FAPESP.

CASWELL, H. (1976). Community structure: a neutral model analysis. **Ecol. Monogr.**, 46: 327-354.

CATELLA, A. C. & M. PETRERE JR. (1996). Feeding patterns in a fish community of

Baia da Onça, a floodplain lake of the Aquidauana river, Pantanal, Brazil.
Fish. Manag. Ecol., 3: 229-237.

CHRISTOFOLETTI, A. (1980). **Geomorfologia**. 2ª ed. Edgard Blucher Ltda. 188p.

CHRISTOFOLETTI, A. (1981). **Geomorfologia Fluvial. Vol. 1: O canal fluvial**.
Edgard Blucher Ltda. 313p.

CODY, M. L. (1975). Toward a theory of continental species diversity bird
distribution over Mediterranean habitat gradients. In: Cody, L. M. & J. M.
Diamond (eds.). **Ecology and Evolution of Communities**. Harvard University
Press, Cambridge, Mass.

COELHO-NETTO, A. L. (1998). Hidrologia de encostas na interface com a
geomorfologia. In: Guerra, A. J. T. & S. B. Cunha (eds.). **Geomorfologia: uma
atualização de bases e conceitos**. 3ª edição. Bertrand Brasil. 472p.

COHEN, A. C.; Jr. (1961). Table for maximum likelihood estimates: singly truncated
and singly censored samples. **Technometrics**, 3: 535-541.

CONNELL, J. H. (1978). Diversity of tropical rain forests and reefs. **Science**, 199:
1302-1309.

CONNELL, J. H. & W. P. SOUSA (1983). On the evidence needed to judge
ecological stability or persistence. **Am. Nat.**, 121: 789-824.

CONNOR, E. F. & MCCOY (1979). The statistics and biology of the species-area
relationship. **Am. Nat.**, 113:791-833.

CORNELL, H. V. & J. H. LAWTON (1992). Species interactions, local and regional
processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical
perspective. **J. A. Ecol.**, 61: 1-12.

CORNELL, H. V & R. H. KARLSON (1997). Local and regional processes as controls
of species richness. In: Tilman, D. & P. Kareiva (eds.). **Spatial Ecology: the**

Role of Space in Population Dynamics and Interspecific Interactions.

Monographs and Population Biology 30. Princeton University Press.

COSTA, W. J. E. M. (1987). Feeding habits of a fish community in a tropical coastal stream, Rio Mato Grosso, Brazil. **Stud. on Neotrop. Fauna and Environ.**, 22: 145-153.

COSTELLO, M. J. (1990). Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. **J. Fish Biol.**, 36: 261-263.

COVICH, A. P. (1988). Geographical and historical comparisons of neotropical streams: biotic diversity and detrital processing in highly variable habitats. **J. N. Benthol. Soc.**, 7(4): 361-386.

CUMMINS, K. W. (1974). Structure and function of stream ecosystems. **Bioscience**, 24(1): 631-641.

D'AGOSTINHO, R. B. & G. L. TIETJEN. (1971). Simulation probability print of b_2 for small samples. **Biometrika**, 58: 669-672.

DIAMOND, J. M. (1975). Assembly of species communities. In: Cody, M. L. & J. M. Diamond (eds.). **Ecology and Evolution of Communities**. Harvard University Press. 342-444.

DIAMOND, J. M. & R. M. MAY (1976). Island biogeography and the design of natural reserves. In: May, R. M. (ed.). **Theoretical Ecology: Principles and Applications**. Blackwell Scientific Publication. Oxford. 228-252.

EDDS, D. R. (1993). Fish assemblage structure and environmental correlates in Nepal's Gandaki River. **Copeia**, 48-60.

ESTEVES, F. A. (1988). **Fundamentos de Limnologia**. Interciência/FINEP.

FIGUEIREDO, J. L. & N. A. MENEZES (1978). **Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. II. Teleostei (1)**. Museu de Zoologia. Universidade de São

Paulo. CNPq. São Paulo.

FIGUEIREDO, J. L. & N. A. MENEZES (1980). **Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. III. Teleostei (2)**. Museu de Zoologia. Universidade de São Paulo. CNPq. São Paulo.

FISCHER, A. G. (1960). Latitudinal variation in organic diversity. **Evolution**, 14: 64-81.

FISHER, S. G. & N. B. GRIMM (1991). Streams and disturbance: are cross-ecosystem comparison usefull?. In: Cole, J.; G. Lovett & S. Findlay (eds.). **Comparative Analysis of Ecosystems: Patterns, Mechanisms and Theories**. Springer Verlag. New York. 375p.

FLECKER, A. S. & B. FEIFAREK (1994). Disturbance and the temporal variability of invertebrate assemblages in two Andean streams. **Fresh. Biol.**, 31: 131-142.

GARUTTI, V. (1988). Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região Noroeste de estado de São Paulo, bacia do rio Paraná. **Ver. Bras. Biol.**, 48: 747-759.

GERKING, S. D. (1994). **Feeding Ecology of Fish**. Academic Press. 416 pp.

GILLER, P. S. (1996). Flood and droughts: the effects of variation in water flow on streams and rivers. In: Giller, P. S. & A. A. Myers (eds.). **Disturbance and Covery in Ecological System**. Dublin. Royal Irish Academy. 1-19.

GOULDING, M.; M. L. CARVALHO & E. G. FERREIRA (1988). **Rio Negro: rich life in poor water: Amazonian diversity and food chain ecology as seen throug fish communities**. SPB Academic Publ., The Hague.

GOMES, J. H. C. (1994). **Distribuição, alimentação e período reprodutivo de duas espécies de Tetragonopterinae (Osteichthyes) sintópicas no Rio Ubariba (Maricá, RJ)**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

- GORMAN, O. T & J. R. KARR (1978). Habitat structure and stream fish communities. **Ecology**, 59: 507-515.
- GOULDING, M.; M. L. CARVALHO & E. F. FERREIRA (1994). **Rio Negro: Rich Life in Poor Water**. SPB Academic Publishing. 200p.
- 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(8): 540-551
- GROSSMAN, G. D.; J. F. DOWD & M. CRAWFORD (1990). Assemblage stability in stream fishes: a review. **Env. manag.**, 14(5): 661-671.
- GROSSMAN, G. D.; P. B. MOYLE & J. O. WHITAKER JR. (1982). Stochasticity in structural and functional characteristics of an Indiana stream fish assemblage: a test of community theory. **Am. Nat.** 120: 423-454.
- HARRISON, S.; S. J. ROSS & J. H. LAWTON (1992). Beta diversity on geographic gradients in Britain. **J. Anim. Ecol.**, 61: 151-158.
- HOREAU, V.; P. CERDAN.; A. CHAMPEAU & S. RICHARD (1998). Importance of aquatic invertebrates in the diet of rapid-dwelling fish in the Sinnamary River, French Guiana. **J. Trop. Ecol.**, 14: 851-864.
- HORTON, R. E. (1945). Erosional development of streams and their drainage basins; hydrophysical approach to quantitative morphology. **Bull. Geol. Soc. mer.**, 56: 275-370.
- HORWITZ, R. J. (1978). Temporal variability patterns and distributional patterns of stream fishes. **Ecol. Monogr.**, 48: 307-321.
- HUET, M. (1959). Profiles and biology of western european streams as related to fish management. **Trans. Amer. Fish Soc.**, 88: 155-163.
- HUITEMA, B. E. (1980). **The Analysis of Covariance and Alternatives**. A Wiley-Interscience Publication.

- HUTCHESON, K. (1970). A test for comparing diversities based on the Shannon formula. **J. Theor. Biol.**, 29: 151-154.
- HYNES, H. B. N. (1975). The stream and its valley. **Verh. Int. Vertibr. Theor. Ang. Limnol.**, 19: 1-15.
- HYSLOP, E. J. (1980). Stomach contents analysis – a review of methods and their application. **J. Fish. Biol.**, 17: 411-429.
- IBARRA, A. M. & D. J. STEWART (1989). Longitudinal zonation of sandy beach fishes in the Napo River Basin, eastern Ecuador. **Copeia**, 364-381.
- IBGE (1977). **Geografia do Brasil**. V.3. 667 p. Rio de Janeiro, SERGRAF.
- KNÖPPEL, H. A. (1970). Food of Central Amazonian fishes: contribution to the nutrient-ecology of Amazonian rain forest streams. **Amazoniana**, 2: 257-352.
- KREBS, C. J. (1989). **Ecological Methodology**. Harper Collins Publishers.
- KUSHLAN, J. A. (1976). Environmental stability and fish community diversity. **Ecology**, 57: 821-825.
- LAGLER, K. F. (1968). Capture, sampling and examination of fishes. In: Ricker, W. E. (ed.). **Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Water**. IBP Handbook 3. Blackwell Scientific Publications.
- LEGENDRE, L. & P. LEGENDRE (1983). **Numerical Ecology**. Development in Environmental Modelling, 3. Elsevier Scientific Publishing Company. Netherlands.
- LEITE, R. G. (1987). **Alimentação e hábitos alimentares dos peixes do Rio Uatumã na área de abrangência da Usina Hidrelétrica – Balbina, Amazonas, Brasil**. Dissertação de Mestrado. INPA/Fundação Universidade do Amazonas.

- LIEM, K. F. (1984). Functional versatility, speciation, and niche overlap: are fishes different?. In: Meyers, D. G. & J. R. Strickler (eds.) **Trophic Interactions Within Aquatic Ecosystems**. AAAS Selected Symposium. Westview Press, INC. Colorado.
- LOBÓN-CERVIA, J. (1996). Response of a stream fish assemblage to a severe spate in Northern Spain. **Trans. Am. Fish. Soc.**, 125, 913-919.
- LOWE-McCONNELL, R. H. (1987). **Ecological Studies in Tropical Fish Communities**. Cambridge University Press, Cambridge, 382 pp.
- LUDWIG, J. A. & J. F. REYNOLDS (1988). **Statistical Ecology. A Primer on Methods and Computing**. John Wiley & Sons. 337 pp.
- MACARTHUR, J. W. (1965). Patterns of species diversity. **Biol. Rev.**, 40: 510-533.
- MACARTHUR, J. W. & E. O. WILSON (1967). The theory of insular zoogeography. **Evolution**, 17: 373-387.
- MAGURRAN, A. E. (1988). **Ecological Diversity and Its Measurement**. Croom Helm. Australia. 179 pp.
- MANN, K. H. (1975). Patterns of energy flow. In: Whitton, B. A. (ed.). **River Ecology**. Studies in ecology Vol. 2. University California Press. 248-263.
- MARTINEZ, N. D. & J. H. LAWTON (1995). Scale and food-web structure – from local to global. **Oikos**, 73: 148-154.
- MATTHEWS, W. J. (1986). Fish faunal structure in an Ozark Stream: stability, persistence and catastrophic flood. **Copeia**, (2): 388-397.
- MATTHEWS, W. J. (1998). **Patterns in Freshwater Fish Ecology**. Chapman & Hall. 756 pp.
- MAY, R. M. (1975). Patterns of species abundance of diversity. In: Cody, M. L. &

- J. M. Diamond (eds.). **Ecology and Evolution of Communities**. Harvard University Press. 81-120.
- MCCANN, K.; A. HASTINGS & G. R. HUXEL (1998). Weak trophic interactions and the balance of nature. **Nature**, 395: 794-797.
- MEFFE, G. K. & A. SHELDON (1988). The influence of habitat structure on fish assemblage composition in southeastern blackwater stream. **Am. Midl. Nat.**, 120: 225-241.
- MEFFE, G. K. & T. M. BERRA (1988) Temporal characteristics of fish assemblage structure in an Ohio stream. **Copeia**, 3: 684-690.
- MENEZES, N. A. (1996). Methods for assessing freshwater fish diversity. In: Bicudo, C. E. M & N. A. Menezes (eds.). **Biodiversity in Brazil. A first approach**. São Paulo. CNPq.
- MENEZES, N. A. & J. L. FIGUEIREDO (1980). **Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3)**. Museu de Zoologia. Universidade de São Paulo. CNPq. São Paulo.
- MENEZES, N. A. & J. L. FIGUEIREDO (1985). **Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. V. Teleostei (4)**. Museu de Zoologia. Universidade de São Paulo. CNPq. São Paulo.
- MINSHALL, G. M. (1978). Autotrophy in stream ecosystems. **Bioscience**, 28: 767-771.
- MINSHALL, G. W.; R. C. PETERSEN JR. & C. F. NIMZ (1985). Species richness in streams of different size from the same drainage basin. **Am. Nat.**, 125(1): 16-38.
- MOYLE, P. B. & B. VONDRACEK (1985). Persistence and structure of the fish assemblage in a small California stream. **Ecology**, 66: 1-13.

- NAIMAN, R. J. & D. C. SOLTZ (1981). **Fishes in North American Deserts**. Wiley Interscience. New York.
- NAIMAN, R. J.; J. M. MELILLO; M. A. LOCK; T. E. FORD & S. R. REICE (1987). Longitudinal patterns of ecosystem processes and community structure in a subarctic river continuum. **Ecology**, 68: 1139-1156.
- NELSON, J. S. (1994). **Fishes of the World**. 3ª edição. John Wiley & Sons, New York.
- PAINE, R. T. (1966). Food web complexity and species diversity. **Am. Nat.**, 100 (910): 65-75.
- PERES-NETO, P. R. (1995). **Estrutura de comunidades de peixes ao longo de um gradiente lótico de um rio costeiro do Leste brasileiro (Rio Macacu, RJ.)** Dissertação de Mestrado apresentada na Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- PETTS, G. E. (1984). **Impounded Rivers: Perspectives for Ecological Management**. Wiley, Chichester, UK.
- PIANKA, E. R. (1988). **Evolutionary Ecology**. New York. Harper Collins. 356 pp.
- PIELOU, E. C. (1975). **Ecology Diversity**. Wiley, New York.
- POLIS, G. A. (1998). Stability is woven by complex webs. **Nature**, 395: 744-745.
- POR, F. D. (1984). The Juréia ecological reserve, São Paulo, Brazil - Facts and plans. **Environ. Conserv.**, 11(1): 67-70.
- POR, F. D. (1986). Stream type diversity in the Atlantic lowland of the Juréia area (Subtropical Brazil). **Hydrobiol.**, 131: 39-45.
- POWER, M. E.; A. SUN, G. PARKER; W. E. DIETRICH & J. T. WOOTTON (1995) Hydraulic food-chain models. An approach to the study of food-web dynamics in large rivers. **BioScience**, 45: 159-167.

- PUTMAN, R. J. (1994). **Community Ecology**. Chapman & Hall. 178p
- PYKE, G. H.; H. R. PULLIAM & E. L. CHARNOV (1977). Optimal foraging: a selective review of theory and tests. **The Quarterly Review of Biology**, 52(2): 137-154.
- RICKLEFS, R. E. & D. SCHLUTER (1993). Species diversity: an introduction to the problem. In: Ricklefs, R. E. & D. Schluter (eds.). **Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives**. The University of Chicago Press. 1-12p.
- ROSS, S. T. (1986). Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. **Copeia**, 2: 352-388.
- ROUTLEDGE, R. D. (1977). On Whittaker's components of diversity. **Ecology**, 58: 1120-1127.
- RUSSELL, G. R., J. M. DIAMOND; S. L. PIMM & T. M. REED (1995). A century of turnover: Community dynamics at three timenale. **J. A. Ecol.**, 64(5): 628-641.
- SABINO, J & C. P. D. SILVA (*no prelo*). História natural de peixes da Estação Ecológica da Juréia. In: Marques, O. A. (Ed.). **Juréia**. São Paulo.
- SABINO, J. & J. A. S. ZUANON (1997). A stream fish assemblage in Central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. **Ichthyol. Explor. Freshwaters**, 8(3): 201-210.
- SABINO, J. & R. M. C. CASTRO (1990). Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). **Rev. Bras. Biol.**, 50: 23-36.
- SCHIEMER, F. & M. ZALEWSKI (1992). The importance of riparian ecotones for diversity and productivity of riverine fish communities. **Neth. J. Zool.**, 42(2-3): 323-335.
- SCHLOSSER, I. J. (1982). Fish community structure and function along two habitats

- gradients in a headwater stream. **Ecol Monogr.**, 52: 395-414.
- SCHLOSSER, I. J. (1995). Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. In: Schiemer, F.; M. Zalewski & J. E. Thorpe (eds.) **The Importance of Aquatic-Terrestrial Ecotones for Freshwater Fish. Hydrobiol.**, 303 (1-3): 71-81.
- SCHOENER, T. W. (1974). Resource partitioning in ecological communities. **Science**, 185: 27-39.
- SEMA (1984). **Estação Ecológica da Juréia**. Relatório do Programa de Gerenciamento das Unidades de Conservação. Coordenadoria de Proteção de Recursos Naturais. Instituto Florestal.
- SEMA (1991). **Aspectos Geomorfológicos da Estação Ecológica da Juréia**. Relatório da Coordenadoria de Proteção de Recursos Naturais. Instituto Florestal.
- SIEGEL, S. (1975). **Estatística Não-Paramétrica**. McGraw Hill. São Paulo 350 pp.
- SILVA, C. P. D. (1992). **Influência das modificações ambientais sobre a comunidade de peixes de um igarapé da cidade de Manaus (Amazonas)**. Dissertação de Mestrado. INPA/FUA. Manaus. AM.
- SILVA, C. P. D. (1993). Alimentação e distribuição espacial de algumas espécies de peixes do igarapé do Candirú, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica.**, 23: 271-285.
- SILVA, C. P. D. (1995). Community structure of fish in urban and natural streams in the Central Amazon. **Amazoniana**, (3/4): 221-236.
- SNEDECOR, G. W. & W. G. COCHHAN (1967). **Statistical Methods**. 6ª edição. The Iowa State University Press. 693p.
- SOARES, M. G. M. (1979). Aspectos ecológicos (alimentação e reprodução) dos

- peixes do igarapé de Porto, Aripuanã, MT. **Acta Amazonica**, 9(2): 325-352.
- STANFORD, J. A. (1996). Landscapes and catchment basins. In: Hauer, F. R. & G. A. Lamberti. (eds.). **Methods in Stream Ecology**. Academic Press. 3-22.
- STATZER, B. & D. BORCHARDT (1994). Longitudinal patterns and processes along streams: modelling ecological responses to physical gradients. In: Hildrew, G. A. G. & D. G. Raffaelli (eds.). **Aquatic Ecology: scale, pattern and process**. 34th Symposium of The British Ecological Society. Blachwell Scientific Publications. 113-140.
- STRAHLER, A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Trans. Am. Geophys. Union**, 38: 913-920.
- SYSTAT 5.0 (1993). Unparalleled Research Quality. Statistics and Graphics.
- TARIFA, J. R.; G. S. SODERO; A. S. WATANABE; J. S. COIMBRA; R. COGNOLATO; I. FERNANDES; Y. AMENDOEIRA & S. T. CASAGRANDE (1983). Zoneamento do meio físico da Estação Ecológica da Juréia, São Paulo. In: **Notícias da Juréia. Secretaria Especial do Meio Ambiente**. Ministério do Interior.
- TILMAN, D. & S. PACALA (1993). The maintenance of species richness in plant communities. In: Ricklefs, R. E. & D. Schluter (eds.). **Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives**. Chicago Press.
- TOKESHI, M. (1993). Species abundance patterns and community structure. **Adv. Ecol. Res.**, 24: 111-186.
- UGLAND, K. I. & J. S. GRAY (1982). Lognormal distributions and the concept of community equilibrium. **Oikos**, 39: 171-178.
- UIEDA, V. S. (1995). **Comunidade de peixes de um riacho litorâneo: composição, habitat e hábitos**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas SP. 200 pp.

- UIEDA, V. S. & I. C. S. M. GAJARDO (1996). Macroinvertebrados perifíticos encontrados em poções e corredeiras de um riacho. **Naturalia**, 21: 31-47.
- UIEDA, V. S.; P. BUZZATO & R. M. KIKUSHI. (1997). Partilha de recursos alimentares em peixes em um riacho de Serra do Sudeste do Brasil. **An. Acad. Bras. Ci.** 69(2): 243-252.
- VANNOTE, R. L.; G. W. MINSHALL; K. W. KUMMINS; J. R. SEDELL & C. E. CUSHING (1980). The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, 37: 130-137.
- VAZZOLER, A. E. A. DE M. (1996). **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: EDUEM; São Paulo: SBI. 169p.
- WALLACE, A. R. (1876). **The Geographical Distribution of Animals**, Vols. 1 e 2 . Reprint, New York: Hafner 1962.
- WARD, J. V. & J. A. STANFORD (1983). The intermediate-disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. In: Fontaine, T. D. & S. M. Bartel (eds.). **Dynamics of Lotic Ecosystems**. Ann Arbor Science Publishers. Ann Arbor, Michigan. 347-356.
- WELCOMME, R. L. (1985). **River Fisheries**. FAO Fish. Tech. Paper, 262, 1-330.
- WERNER E. E. & D. J. HALL (1976). Niche shifts in sunfishes: experimental evidence and significance. **Science**, 191: 404-406.
- WHITTAKER, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecol. Monogr.**, 30: 279-338.
- WILLIAMS, C. B. (1964). **Patterns in the Balance of Nature**. Academic Press, New York. 324P.
- WILLIS, J. C. (1922). **Age and Area: a Study in Geographical Distribution and Origin in Species**. Cambridge: Cambridge University Press.

- WILSON, M. V. & A. SHMIDA (1984). Measuring beta diversity with presence-absence data. **J. Ecol.**, 72: 1055-1064.
- WINEMILLER, K. O. & M. A. LESLIE (1992). Fish assemblages across a complex tropical freshwater/marine ecotone. **Env. Biol. Fish.**, 34(1): 29-50.
- ZALEWSKI, M. (1992). **Ecotones at the River Basin Scale: Global Land/Water Interactions**. Proceedings of Ecotones Regional Workshop, Burmera, South Australia.
- ZALEWSKI, M. B. BIS; M. LAPINSKA; P. FRANKIEWICZ & W. PUCHALSKI (1998) The importance of the riparian ecotone and river hydraulics for sustainable basin-scale restoration scenarios. **Aqua. Conserv. Mar. Fresh. Ecosyst.**, 8: 287-307.
- ZALEWSKI, M. & I. WAGNER (1998). Temperature and nutrient dynamics in eutrophic freshwater ecosystems. **Geographia Polonica**, 71: 79-92.
- ZALEWSKI, M.; P. FRANKIEWICZ; M. PRZYBYLSKI; J. BANBURA & M. NOWAK (1990). Structure and dynamics of fish communities in temperate rivers in relation to the abiotic-biotic factors. **Pol. Arch. Hydrobiol.**, 37(1-2): 151-176.
- ZALEWSKI, M. & R. J. NAIMAN (1985). The regulation of riverine fish community by a continuum of abiotic-biotic factors. In: Alabaster, J. S. (ed.). **Habitat Modification and Freshwater Fisheries**. London, Butterworths Scientific Ltd.
- ZAR, J. H. (1996). **Biostatistical Analysis**. 3ª edição. Prentice Hall. 662 pp.

Anexo I - Lista das espécies coletadas com os respectivos registros de vauchers depositados na Coleção de peixes do Museu de História Natural da UNICAMP (ZUEC)

CHARACIFORMES:

Characidae

- Characidium pterostictum* - ZUEC 4047
- Characidium* sp1
- Characidium lanei*
- Characidium* sp4
- Deuterodon iguape* - ZUEC 4028, 4029
- Hemigrammus* sp.
- Hollandichthys multifasciatus* -ZUEC 4021
- Mimagoniates microlepis* - ZUEC 4020
- Pseudocorynopoma heterandria* - ZUEC 4011
- Probolodus heterostomus* - ZUEC 4030, 4031
- Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) - ZUEC 4039, 4040

Erythrinidae

- Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) - ZUEC 4045, 4046

Curimatidae

- Cyphocharax santacatarinae* - ZUEC 4034, 4035

SILURIFORMES

Auchenipteridae

- Glanidium* sp. (Lütken, 1874) - ZUEC

Pimelodidae

- Brachyglanis* sp. (Eigenmann, 1912) - ZUEC 4018
- Pimelodus* sp. (Lacépède, 1803) - ZUEC 4036
- Pimelodella* sp. (Eigenmann & Eigenmann, 1888)
- Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824) - ZUEC 4037, 4038

Ariidae

- Genidens genidens* (Valenciennes, 1839) -

Loricariidae

- Hypostomus* sp. (Lacépède, 1803) - ZUEC
- Kronichthys heylandi* (Boulenger, 1900)
- Microleptogaster* sp. (Miranda Ribeiro, 1918)
- Rineloricaria* sp. (Bleeker, 1862) - ZUEC 4012
- Schizolesis guntheri* (Miranda Ribeiro, 1918) - ZUEC 4019, 4051

Callichthyidae

Corydoras barbatus (Quoy & Gaimard, 1824)

ATHERINIFORMES

Poeciliidae

Phalloceros caudimaculatus - ZUEC 4015, 4017

Phalloptycus januarius - ZUEC 4016

Poecilia sp. ZUEC 4049

ANGUILIFORMES

Belonidae

Oostethus lineatus -

Syngnathus sp.

CLUPEIFORMES

Engraulidae

Lycengraulis grossidens - ZUEC 4033

PERCIFORMES

Cichlidae

Geophagus brasiliensis (Quoy e Gaimard, 1824) - ZUEC 4027

Crenicichla lacustris (Castelnau, 1855) ZUEC 4050

Centropomidae

Centropomus parallelus (Poey, 1860) ZUEC 4025

Mugilidae

Mugil curema (Valenciennes, 1836) - ZUEC 4026

Mugil liza (Valenciennes, 1836)

Mugil cephalus

Scianidae

Bairdiella ronchus - ZUEC 4013

Micropogonias furnieri (Desmarest, 1823) ZUEC 4014

Carangidae

Caranx latus (Agassiz, 1831) - ZUEC 4032

Caranx hippos - ZUEC 4044

Gobiidae

Awaous tajasica (Lichtenstein, 1822) - ZUEC
Bathygobius soporator (Valenciennes, 1837)

PLEURONECTIFORMES

Citharichthys spilopterus

SYNBRANCHIFORMES

Synbranchidae

Synbranchus sp.