

0052/99

**O EFEITO DE RECIFES ARTIFICIAIS SOBRE AS  
ASSOCIAÇÕES DE PEIXES DO RIO TIETÊ, NA ÁREA  
DE INFLUÊNCIA DO RESERVATÓRIO  
DA UHE BARRA BONITA  
(ESTADO DE SÃO PAULO – BRASIL)**

Carlos Edwar de Carvalho Freitas

Tese apresentada à Escola de Engenharia  
de São Carlos, da Universidade de São  
Paulo, como parte dos requisitos para  
obtenção do título de Doutor em Ciências  
da Engenharia Ambiental

ORIENTADOR: Prof. Dr. Miguel Petreire Jr.



São Carlos

1999



Class. TESE-EESC

Curr. 2569

Tombo T0052/99

31100000837

S/S 1032697

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

F866e

Freitas, Carlos Edwar de Carvalho

O efeito de recifes artificiais sobre as associações de peixes do rio Tietê, na área de influência do reservatório da Uhe Barra Bonita (Estado de São Paulo-Brasil) / Carlos Edwar de Carvalho Freitas. -- São Carlos, 1999.

Tese (Doutorado) -- Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo, 1999.

Área: Ciências da Engenharia Ambiental.  
Orientador: Prof. Dr. Miguel Petrere Jr.


1. Recifes artificiais.
2. Peixes de água doce.
3. Ecologia de comunidades. I. Título.



**FOLHA DE APROVAÇÃO**

Candidato: Engenheiro **CARLOS EDUAR DE CARVALHO FREITAS**


Tese defendida e aprovada em 19-03-1999  
pela Comissão Julgadora:


  
\_\_\_\_\_  
Prof. Doutor **MIGUEL PETREIRE JÚNIOR (Orientador)**  
(UNESP – Campus de Rio Claro)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Titular **JOSÉ ALEXANDRE DINIZ FELIZOLA FILHO**  
(Universidade Federal de Goiás)

  
\_\_\_\_\_  
Doutor **MAURO CESAR LAMBERT BRITO RIBEIRO**  
(IBGE – Brasília)

  
\_\_\_\_\_  
Profª. Doutora **MARIA APARECIDA PION ABUBARA**  
(UNESP – Campus de Rio Claro)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Doutor **WALTER BARRELLA**  
(Pontificia Universidade Católica - São Paulo)

  
\_\_\_\_\_  
Profª. Doutora **MARIA DO CARMO CALIJURI**  
Coordenadora da Área de Ciências da Engenharia Ambiental

  
\_\_\_\_\_  
**JOSE CARLOS A. CINTRA**  
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

**Dedico esta obra àqueles que sempre estão  
presentes: Lígia, Olga, Nadir, Edmilson e  
Laís.**

## Agradecimentos

À Universidade Federal do Amazonas (FUA), minha casa, pelo apoio financeiro, logístico e pela liberação para o desenvolvimento deste trabalho. À CAPES pela concessão da bolsa através do programa PICDT.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão de auxílio ao projeto “Atratores de peixes como ecótonos”, processo n. 97/05772-7.

À Escola de Engenharia de São Carlos – USP pelas condições oferecidas para o desenvolvimento do curso.

À Universidade Estadual Paulista, particularmente aos funcionários e professores do Departamento de Ecologia do Campus de Rio Claro, pela acolhida generosa durante todo o curso.

Ao Prof. Dr. Miguel Petrere Jr., pela orientação, pelo respeito, e, principalmente, pela amizade. Sua vocação para ensinar e para transmitir experiências transcende o espaço da Universidade e se estende pelas ruas, em longas caminhadas.

À Prof. Dr<sup>a</sup>. Maria Aparecida Pion Abuabara pela extrema disponibilidade e pela generosidade com que transmite o que sabe.

Aos demais membros da banca examinadora: Prof. Dr. José Alexandre Diniz Filizola, Prof. Dr. Mauro Cesar Lambert Ribeiro e Prof. Dr. Walter Barrela.

Ao Prof. Dr. Ademir Petenate pela generosa ajuda com o modelo de análise estatística e por ter me apresentado ao SAS.

Aos pescadores Geraldo Santos e Pedro Xavier que me apresentaram ao Tietê.

Aos amigos de Rio Claro: Angelis, Benedito Amaral, Daniel Petreire, Maurício Cetra, Saul Prada-Praderos, Serguei Franco, Silvana, Vera Rocha e Welber Smith pelo apoio e amizade durante a jornada.

Aos familiares dos amigos Maurício Cetra, Saul Prada-Pedrerros e Miguel Petreire pelo convívio durante minha estadia em Rio Claro.

Aos amigos de Manaus: Eduardo Monteiro, Raimundo Valdelino, Vanderlan Mota, Tadeu Barreto e demais membros do GC pelo incentivo e amizade mesmo a distância.

Ao amigo Kurt Heinrichs pela confecção dos desenhos e pela amizade de sempre.

Ao Prof. Dr. Vandick Batista, companheiro de trabalho e amigo, pelo apoio de sempre. À Dr<sup>a</sup> Nídia Fabré pelo incentivo.

À Professora Anete Rubim, companheira de desterro, pelo apoio e incentivo constantes.

Aos Professores Rubens e Hermelinda, também desterrados, pelo convívio.

Aos Professores Marley Rodrigues Franco, Silas Guedes de Oliveira e Waldemar Belota Loureiro Filho pela amizade, pelo apoio e incentivo em todas as etapas.

À Olga e Lúcia, esposa e filha, que me acompanharam nesta jornada.

Aos meus Pais e irmã, pelo apoio irrestrito, pelas palavras de incentivo e pelo carinho de sempre.



## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS .....	vii
LISTA DE TABELAS .....	ix
RESUMO .....	xi
<i>ABSTRACT</i> .....	xii
1 INTRODUÇÃO .....	1
2 REVISÃO DE LITERATURA .....	7
2.1 Habitats artificiais .....	7
2.2 Comunidades de peixes de água doce: diversidade, ecótonos e refúgios .....	22
3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	31
3.1 O rio Tietê .....	31
3.2 O reservatório da UHE Barra Bonita e a zona lótica situada a jusante da barragem .....	33
4 MATERIAIS E MÉTODOS .....	38
4.1 Os recifes artificiais .....	38
4.2 As pescarias experimentais .....	39
4.3 Coleta, identificação e biometria dos peixes capturados .....	40
4.4 Medidas de parâmetros físico-químicos .....	40
4.5 Análise dos dados .....	41
4.5.1 As comunidades .....	41
4.5.1.1 Índices de Diversidade .....	42
4.5.1.2 Os modelos de espécie/abundância .....	44
4.5.1.3 Agrupamento e ordenação das comunidades .....	48
4.5.1.4 A comparação das unidades experimentais usando análise de variância com medidas repetidas no tempo .....	50
5 RESULTADOS .....	59
5.1 A Ictiofauna .....	59
5.2 Descrição das comunidades .....	67
5.3 Ajuste dos dados aos modelos de espécie-abundância .....	69
5.4 Informações sobre as unidades experimentais: biomassa, riqueza de espécies, índices de diversidade e dominância e equitatividade .....	70
5.5 Análise de Arupamentos .....	75



5.6 Análise de Componentes Principais .....	78
5.7 A Análise de Variância com medidas repetidas .....	83
5.7.1 A Análise de Variância com medidas repetidas usando a biomassa como variável resposta .....	83
5.7.2 A Análise de Variância com medidas repetidas usando estimativas de índices de diversidade com variável resposta .....	87
5.7.3 Testes da hipótese de agregação de juvenis .....	94
5.8 Resultados das medidas dos parâmetros físico-químicos .....	95
6 DISCUSSÃO .....	97
6.1 A ictiofauna .....	97
6.2 Os modelos de espécie-abundância .....	98
6.3 Os índices de diversidade .....	99
6.4 As análises multivariadas de agrupamentos e de componentes principais ...	100
6.5 Avaliando a hipótese de agregação de biomassa .....	104
6.6 Avaliando a hipótese de impacto dos recifes artificiais sobre a diversidade	108
6.7 Avaliando a hipótese de agregação de juvenis pelos recifes artificiais .....	111
7 CONCLUSÕES .....	113
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	115

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01 -	Situações de possíveis impactos provocados pela introdução de recifes artificiais .....	18
FIGURA 02 -	Mapa de localização da bacia hidrográfica da região Sudeste .....	31
FIGURA 03 -	Impactos antropogênicos sobre o rio Tietê .....	33
FIGURA 04 -	Mapa de localização do reservatório da UHE Barra Bonita .....	35
FIGURA 05 a,b -	Recife artificial .....	38
FIGURA 06 -	Esquema de distribuição dos recifes artificiais por ambiente experimental .....	39
FIGURA 07 -	Esquema de planejamento experimental .....	51
FIGURA 08 -	Whittaker plot de dados transformados de número de indivíduos .....	68
FIGURA 09 -	Whittaker plot de dados transformados de biomassa .....	69
FIGURA 10 -	Dendrograma resultante da análise de agrupamentos com dados de número de indivíduos .....	76
FIGURA 11 -	Dendrograma resultante da análise de agrupamentos com dados de biomassa .....	77
FIGURA 12 -	Projeção das unidades experimentais nas coordenadas principais resultantes da ACP com dados de número de indivíduos .....	79
FIGURA 13 -	Projeção das unidades experimentais nas coordenadas principais resultantes da ACP com dados de biomassa .....	82
FIGURA 14 a,b,c,d -	Efeitos dos fatores e da interação da unidade principal para a ANOVA com medidas repetidas usando a biomassa como variável resposta .....	85
FIGURA 15 a,b,c,d -	Efeitos do fator e das interações da unidade secundária para a ANOVA com medidas repetidas usando a biomassa como variável resposta .....	86
FIGURA 16 a,b,c,d -	Efeitos dos fatores e da interação da unidade principal para a ANOVA com medidas repetidas usando o Índice de Shannon como variável resposta .....	89
FIGURA 17 a,b,c,d -	Efeitos do fator e das interações da unidade secundária para a ANOVA com medidas repetidas usando o Índice de Shannon como variável resposta .....	90
FIGURA 18 a,b,c,d -	Efeitos dos fatores e da interação da unidade principal para a ANOVA com medidas repetidas usando o Índice de Berger-Parker como variável resposta .....	92
FIGURA 19	Efeitos do fator e das interações da unidade secundária para a ANOVA	

a,b,c,d -	com medidas repetidas usando o Índice de Berger-Parker como variável resposta .....	93
FIGURA 20 a,b -	Paisagens da área de estudo .....	105



## LISTA DE TABELAS

TABELA 01 -	O emprego de habitats artificiais nas principais áreas do mundo .....	10
TABELA 02 -	Comparação da biomassa de peixes em recifes tropicais e subtropicais ..	21
TABELA 03 -	Tipos de refúgios fluviais em diferentes escalas espaciais .....	29
TABELA 04 -	Principais características do reservatório da UHE Barra Bonita .....	34
TABELA 05 -	Peixamentos realizados no reservatório da UHE Barra Bonita .....	36
TABELA 06 -	Composição das baterias de redes-de-espera .....	40
TABELA 07 a,b -	Número e biomassa de peixes capturados na primeira amostragem .....	61
TABELA 08 a,b -	Número e biomassa de peixes capturados na segunda amostragem .....	62
TABELA 09 a,b -	Número e biomassa de peixes capturados na terceira amostragem .....	63
TABELA 10 a,b -	Número e biomassa de peixes capturados na quarta amostragem .....	64
TABELA 11 a,b -	Número e biomassa de peixes capturados na quinta amostragem .....	65
TABELA 12 a,b -	Número e biomassa de peixes capturados na sexta amostragem .....	66
TABELA 13 -	Resultados dos ajustes dos dados aos modelos de espécie-abundância ....	70
TABELA 14 a,b -	Dados sobre as comunidades resultantes da primeira amostragem .....	71
TABELA 15 a,b -	Dados sobre as comunidades resultantes da segunda amostragem .....	71
TABELA 16 a,b -	Dados sobre as comunidades resultantes da terceira amostragem .....	72
TABELA 17 a,b -	Dados sobre as comunidades resultantes da quarta amostragem .....	73
TABELA 18 a,b -	Dados sobre as comunidades resultantes da quinta amostragem .....	73
TABELA 19 a,b -	Dados sobre as comunidades resultantes da sexta amostragem .....	74
TABELA 20 -	Resultados da Análise de Componentes Principais com dados de número de indivíduos .....	78
TABELA 21 -	Resultados da Análise de Componentes Principais com dados de biomassa .....	80
TABELA 22 -	Resultados da ANOVA com medidas repetidas usando a biomassa como variável resposta .....	84
TABELA 23 -	Resultados do teste $T^2$ de Hotteling usando a biomassa como variável resposta .....	87
TABELA 24 -	Resultados da ANOVA com medidas repetidas usando o Índice de Shannon como variável resposta .....	88
TABELA 25 -	Resultados da ANOVA com medidas repetidas usando o Índice de Berger-Parker como variável resposta .....	91
TABELA 26 -	Resultados da ANOVA com medidas repetidas usando o comprimento médio de <i>Plagiosciom squamosissimus</i> como variável resposta .....	94

TABELA 27 -	Resultados do teste <i>t</i> de Student para testar a agregação de juvenis .....	95
TABELA 28 a,b -	Resultados dos parâmetros físico-químicos .....	95



## RESUMO

FREITAS, C. E. C. (1999) *O efeito de recifes artificiais sobre as associações de peixes do rio Tietê, na área de influência do reservatório da UHE Barra Bonita (Estado de São Paulo – Brasil)*. São Carlos, 1999, 133p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

A introdução de estruturas artificiais em ambientes aquáticos, com o objetivo de aumentar o rendimento das pescarias, é uma opção de manejo que vem sendo utilizada em diversas partes do mundo. No entanto, a função ecológica destas estruturas ainda é desconhecida, principalmente em sistemas de água doce. Este trabalho avalia os efeitos da introdução de recifes artificiais sobre as associações de peixes do rio Tietê, na área de influência do reservatório da UHE Barra Bonita. Uma Análise de Variância com medidas repetidas com três fatores: tipo de ambiente (reservatório e zona lótica), presença/ausência de recifes artificiais e distância da margem (5, 10, 15 e 20 metros) foi usada neste estudo. A biomassa e a diversidade foram maiores na zona lótica do que no reservatório. Uma relação inversa entre a biomassa e a distância da margem e entre a diversidade e a distância da margem foi observada. As capturas nas proximidades dos recifes artificiais foram mais abundantes e mais diversas do que nas áreas controle. Um efeito sazonal, possivelmente provocado pela variação da temperatura, foi verificado em todas as análises. A interação dos fatores tipo de ambiente, recifes artificiais e distância da margem com o tempo foi significativa apenas quando a variável resposta foi a biomassa capturada. Os resultados indicam que os recifes artificiais atuam efetivamente como agregadores de biomassa, sendo que a eficiência do poder de agregação depende da presença de peixes no ambiente. A função ecológica destas estruturas seria similar a de refúgios, em uma escala de efeito local. Análises posteriores também indicaram que os juvenis de *Plagiosciom squamosissimus*, *Pimelodus maculatus*, *Prochilodus lineatus*, *Serrasalmus spilopleura* e *Cyphocharax nagelii* não se agregaram nos recifes artificiais.

Palavras-chave: recifes artificiais, peixes de água doce, ecologia de comunidades.

## ABSTRACT

FREITAS, C. E. C. (1999) *The effect of artificial reefs on fish associations of the Tietê river in the UHE Barra Bonita reservoir (State of São Paulo - Brazil)*. São Carlos, 1999, 133p. Thesis (Doctorate) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

The introduction of artificial structures in aquatic systems, with the objective of increasing the production of fisheries, is a management option that has been used in several parts of the world. However, the ecological role of these structures is still unknown, particularly in fresh water systems. This work evaluates the effects on fish associations in the Tietê River resulted from the introduction of artificial reefs. Specifically it looks over the area of influence of UHE Barra Bonita reservoir. The study develops an Analysis of Variance with repeated measures with three factors: type of environment (reservoir and lotic zone), presence/absence of artificial reefs and the distance from the river margin (5, 10, 15 and 20 meters). Higher biomass and diversity were found in the lotic zone as compared to the reservoir. It was also found an inverse relationship between biomass and distance from the margin and between the diversity and distance from the margin. Biomass captures in the proximities of artificial reefs were more abundant and more rich than in control areas. A seasonal effect, possibly caused by variation in temperature, was verified in all analyses. The interaction between the factors environment type, artificial reefs and distance from the margin with time were significant only when the response variable was captured biomass. The results indicate that artificial reefs effectively act as biomass aggregator, and that the efficiency of aggregation power depends on the presence of fish in the environment. In a scale of local effects the ecological function of these structures would be similar to refuges. Further analysis also indicated that for *Plagiosciom squamosissimus*, *Pimelodus maculatus*, *Prochilodus lineatus*, *Serrasalmus spilopleura* e *Cyphocharax nagelii* their juveniles are not aggregating in these structures.

Keywords: artificial reefs, freshwater fish, community ecology



## 1 INTRODUÇÃO

O homem, ao se aproximar do fim do segundo milênio, apercebe-se cada vez mais dos limites da Biosfera. O uso continuado dos recursos naturais do planeta tem levado à sua exaustão. O enorme desenvolvimento tecnológico na área de comunicações, confronta a miséria das populações do Terceiro Mundo com o estilo de vida dos países desenvolvidos e pressiona o ambiente em que todos vivemos. A escala das perturbações antrópicas faz com que os problemas sejam, na maioria das vezes, globais.

Para evidenciar a gravidade desses impactos, May (1988) expressa a questão da seguinte forma: “se assumirmos que algo como a metade das espécies existentes evoluíram nos últimos 50 a 100 milhões de anos e que talvez metade destas espécies existentes tornar-se-ão extintas nos próximos 50 a 100 anos, então as taxas contemporâneas de especiação são da ordem de 1.000.000 de vezes mais lentas que as taxas de extinção. Ou seja, se construirmos um gráfico colocando as taxas de especiação no eixo dos  $y$ , em uma escala com 10 cm, para manter a mesma escala, o eixo dos  $x$ , contendo as taxas de extinção, deveria se estender por 100 km”.

A diversidade apresenta interesse teórico e prático, uma vez que está relacionada com questões de fundamental importância para o entendimento e consequente manutenção dos ecossistemas (Hill, 1973), como: estabilidade, maturidade, produtividade, tempo evolutivo, intensidade das interrelações entre os organismos e heterogeneidade espacial (Margalef, 1968; Hill, 1973).

Com o impacto crescente das atividades humanas sobre o ambiente aquático, um de nossos principais objetivos deve ser a conservação de suas comunidades. A restauração dos rios e lagos, em um retorno às condições originais, deve ser

estimulada, a fim de recuperar a heterogeneidade espacial e oferecer condições de existência para as faunas de peixes (Kirchhofer, 1995).

Existem cerca de 8500 espécies de peixes de água doce (Lowe-McConnell, 1987), a maioria das quais ocorre nos rios e nas planícies aluviais conectadas. As tecnologias e os recursos atualmente disponíveis são, provavelmente insuficientes para permitir a realização de estudos ecológicos completos para todas as espécies e para prever as tendências populacionais antes que algumas destas espécies venham a se extinguir naturalmente (Bayley & Li, 1992).

A estrutura e a organização de comunidades naturais apresentam uma longa história em pesquisa ecológica (Rundle & Jackson, 1996). Tópicos atuais abrangem várias áreas e incluem trabalhos extensos discutindo se a estrutura das comunidades têm bases estocásticas ou determinísticas.

Uma das metas mais importantes em Ecologia é entender a influência de diferentes fatores como competição, predação e variáveis ambientais sobre a estrutura de comunidades ecológicas (Connell, 1978; Chesson, 1986; Schoener, 1986; Tonn *et al.*, 1990). Em peixes, como na maioria dos outros taxa, o impacto dessas forças está estreitamente relacionado com as modificações no nicho determinadas pela ontogenia do animal, com forte dependência do tamanho do corpo (Persson, 1997).

Bayley & Li (1992) consideram que os mais sérios problemas de manejo dos recursos naturais em águas continentais resultam de modificações no regime hidrológico, na estrutura e disponibilidade dos habitats e da poluição direta e indireta dos ambientes aquáticos, provocando, a médio e longo prazos, alterações negativas nos padrões dinâmicos aos quais os peixes estão adaptados.

As tendências atuais nas pescarias de água doce e costeira indicam que o potencial de produção destes sistemas é limitado por duas razões:

- (i) o declínio da qualidade do ambiente aquático devido a eutrofização, a poluição e as modificações que vêm levando a uma contínua

- diminuição da capacidade das associações de peixes nativas de se adaptarem, a fim de manterem sua estrutura, diversidade e biomassa;
- (ii) a incapacidade de muitas espécies de peixes de compensar, através da reprodução natural, uma pressão de pesca inadequada e/ou excessiva resultante de ações de manejo pesqueiro equivocadas (Welcomme & Bartley, 1998).

Welcomme & Bartley (1998) relacionam várias estratégias destinadas ao aumento do rendimento pesqueiro, entre as quais, destacam-se algumas relacionadas com a manipulação do ambiente e da biocenose natural:

- (i) introdução de novas espécies para explorar porções subutilizadas da cadeia alimentar ou habitats não colonizados pela ictiofauna residente;
- (ii) fertilizar o ambiente aquático a fim de aumentar o nível geral de produtividade e, via de consequência, o crescimento dos peixes;
- (iii) promover alterações estruturais no ambiente, com o objetivo de aumentar a disponibilidade de habitats vitais para reprodução e/ou abrigo e elevar a quantidade de alimento;
- (iv) eliminar espécies indesejáveis que tenham relações de competição ou predação com espécies-alvo;
- (v) construir uma fauna artificial de espécies selecionadas para aumentar o nível de controle e o rendimento do sistema, como foi feito nos açudes do NE do Brasil com a introdução de espécies exóticas;
- (vi) modificar o ambiente aquático, formando baías ou canais secundários que sirvam para a criação extensiva e intensiva de peixes em locais com maior controle do fluxo de nutriente.

As alterações provocadas na estrutura física do ambiente aquático através da introdução de estruturas artificiais, com o objetivo de aumentar a produtividade do sistema constituem prática bastante antiga (Stone, 1982; Seaman Jr. & Sprague, 1991).



Os habitats artificiais formados pela introdução de objetos sólidos em ambientes aquáticos podem incrementar a produtividade do sistema por meio do aumento da disponibilidade de alimento e abrigo. Woodhead *et al.* (1982) consideram que os recifes artificiais formam uma base para a colonização biológica e para o desenvolvimento de comunidades.

Entretanto, o desconhecimento dos efeitos da introdução de habitats artificiais em ambientes aquáticos é um problema que deve ser resolvido antes de assumir esta prática como uma opção de manejo ambiental de grande escala. Segundo Munro (1995), questões importantes ainda precisam ser respondidas, como:

“Quais são os impactos ambientais? Os habitats artificiais aumentam o rendimento pesqueiro de modo sustentável? Como ocorre este aumento sustentável? (i) proporcionando habitats adicionais de criação para peixes típicos de recifes? (ii) aumentando a área superficial produtiva e, conseqüentemente, a quantidade de alimento para comunidades bêmicas filtradoras? (iii) formando um local de agregação de peixes planctívoros? Ou estes habitats artificiais simplesmente agregam os peixes existentes no ambiente, aumentando a taxa de mortalidade por pesca e, assim as capturas de comunidades que podem já estar sendo superexploradas?”.

Polovina (1991) explica que, sob a ótica da exploração pesqueira, a introdução de estruturas artificiais no ambiente aquático pode produzir três tipos de impactos na biomassa explorável e no estoque total:

- (i) podem, simplesmente, redistribuir a biomassa existente sem provocar qualquer incremento absoluto do estoque total;
- (ii) podem agregar biomassa anteriormente livre de exploração (fora da área de ação da pesca) à biomassa explorável, sem contudo, provocar aumentos reais no tamanho do estoque total;
- (iii) quando o estoque é limitado pela disponibilidade de habitats ou de outra forma de recurso que pode ser incrementado pela introdução dessas estruturas, podem aumentar o estoque total e a biomassa explorável.

Welcomme & Bartley (1998) argumentam que, ainda que os habitats artificiais apresentem propriedades unicamente de agregação da biomassa existente no sistema, sua utilização pode ser vantajosa, uma vez que resultaria em pescarias mais rentáveis. Munro & Balgos (1995) relatando os resultados de um *Workshop* sobre o uso de recifes artificiais nas Filipinas, argumentam que a agregação da fauna existente pode ser perigoso para a sustentabilidade dos estoques, principalmente em locais onde uma pescaria intensiva estiver se realizando.

Deste modo, as questões que se impõem neste momento relacionam-se com a função dos habitats artificiais na dinâmica dos ecossistemas naturais, seus efeitos sobre a estrutura das comunidades naturais em termos de diversidade, equilíbrio e produtividade, levando em consideração as escalas temporais e espaciais em que estes efeitos ocorrem.

Holland (1988) considera que regiões de descontinuidade dentro de um ecossistema uniforme podem se caracterizar como ecótonos. O entendimento literal deste ponto de vista amplia extraordinariamente a definição inicial de que ecótonos são zonas de transição entre sistemas ecológicos adjacentes (Larrouse-Cultural, 1995). Coloca o conceito de ecótonos em escalas muito diversas, desde de grandes unidades biogeográficas até microhabitats.

Uma abordagem conceitual um pouco mais restrita, considera os ecótonos como regiões de elevada variabilidade ao longo de gradientes ambientais, com características únicas, definidas por escalas temporais e espaciais e pela potência das interações entre os ecossistemas adjacentes (Naiman *et al.*, 1988).

Seddel *et al.* (1990) discutem a função de refúgios dentro de sistemas fluviais. Os autores afirmam que a manutenção da diversidade biótica e da dinâmica das comunidades naturais está diretamente relacionada com a preservação dos habitats naturais e dos processos associados que ocorrem dentro do sistema, consideram que todos os habitats ou fatores que proporcionem resistência e/ou resiliência para as comunidades bióticas podem ser chamados de refúgios.

Os refúgios podem se manifestar em diferentes escalas espaciais em resposta à escala hierárquica dos componentes geomórficos. Deste modo, existem muitos refúgios dentro de um sistema fluvial, incluindo microhabitats e/ou zonas dentro do canal, canais secundários, vegetação ripária, planícies aluviais adjacentes e águas subterrâneas (Sedell *et al.*, 1990).

Este trabalho versa sobre os efeitos da introdução de recifes artificiais no reservatório da UHE Barra Bonita (São Paulo – Brasil), um reservatório hipereutrófico do rio Tietê (CESP, 1996), e na zona lótica situada imediatamente a jusante da barragem, sobre as associações de peixes existentes, avaliando a função ecológica destas estruturas artificiais no ecossistema, usando áreas desprovidas de recifes artificiais como controle. Examina as similaridades existentes entre as associações de peixes do reservatório e da zona lótica e estuda a distribuição espacial dos peixes a partir de um gradiente determinado a partir da margem, o ecótono terra-água. Todos estes aspectos são considerados levando-se em conta a variabilidade temporal dos processos que ocorreram no sistema.



## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Habitats artificiais

A prática de introduzir estruturas artificiais em ambientes aquáticos com a finalidade de aumentar o rendimento das pescarias é bastante antigo. Stone *et al.* (1991) teorizam acerca da excitação que um pescador primitivo poderia ter sentido ao perceber que a presença de estruturas flutuantes ou submersas aumentava a quantidade de peixes capturados.

Na história recente, o uso de habitats artificiais é relatado pela primeira vez no Japão, Ino<sup>1</sup> *apud* Stone *et al.* (1991) relata uma estória ocorrida na vila de pescadores de Uoshima, durante a Era Kansei (1789-1801), segundo a qual após o naufrágio de um grande junco de madeira na área de pesca próxima a vila, seguiu-se um período de grandes capturas, principalmente de peixes da família Sparidae. O chefe da vila, anos depois, acreditando perceber a ligação entre o naufrágio e o aumento nas capturas, afundou diversas estruturas, em vários locais na zona costeira, o que resultou, novamente, em aumento substancial da produção nas pescarias.

Desde a década de 30, o governo japonês vem fornecendo subsídios para a construção de vários tipos de habitats artificiais, com ênfase para o planejamento e o desenho estrutural de recifes artificiais que são colocados sobre a plataforma continental. O processo tradicional de construção de recifes artificiais no Japão é denominado de *Tsukiiso* e consiste, simplesmente, de agrupamentos de rochas e barcos afundados em zonas rasas próximas à costa. Após a implantação da Lei

---

<sup>1</sup> INO, T. (1974) Historical review of artificial reef activities in Japan. In COLUNGA, L. & STONE, R. B. [eds.] Proc. Internat. Conf. on Artificial Reefs p. 21-23 *apud* STONE, R. B.; MCGURRIN, J. M.; SPRAGUE, L. M. & SEAMAN Jr., W. (1991) Artificial habitats of the World: synopsis and major trends. In SEAMAN JR. W. & SPRAGUE, L. M. [eds.] *Artificial reefs for marine and freshwater fisheries*.

Internacional sobre a Territorialidade do Mar, que limitou substancialmente o raio de ação da frota pesqueira japonesa, o governo japonês aumentou o volume de investimentos na construção de grandes recifes de blocos de concreto chamados de *Gyosho*, colocados em áreas mais profundas da costa.

Atualmente, a introdução de habitats artificiais vem se expandindo, com o aumento da atividade em ambientes de água doce e, principalmente marinhos, em todos os continentes. As principais áreas de desenvolvimento de programas de introdução de habitats artificiais são: o Mar do Caribe, o Mar Mediterrâneo, o Sudoeste Asiático, o Japão, a Austrália, a América do Norte e alguns países insulares do Pacífico Sul (Seaman & Sprague, 1991) (Tabela 1).

O uso de estruturas artificiais em ambientes aquáticos vem ocorrendo em função de múltiplas propostas, tais como: aumentar a produção da pesca artesanal e industrial, aumentar a oferta de espécies selecionadas de interesse da pesca esportiva, proporcionar áreas com fauna esteticamente atraente para a prática de mergulho, diminuir os efeitos de ações antropogênicas através do aumento da complexidade ambiental, criar barreiras à ação de aparelhos de pesca indesejáveis, formar santuários para a propagação e recuperação de estoques ameaçados e encontrar uso produtivo para materiais descartados (Briggs, 1975; Hoese, 1978; Löffler, 1997; Munro, 1995; Seaman & Sprague, 1991; Stone *et al.*, 1991; Wickham *et al.*, 1973; Woodhead *et al.*, 1982).

Na América do Norte, principalmente nos Estados Unidos, a pesca esportiva é a principal incentivadora da introdução de habitats artificiais. A concentração de cardumes de espécies preferenciais para a pesca esportiva é o principal objetivo das iniciativas norte-americanas. Esta característica vem levando o setor privado a patrocinar várias iniciativas de introdução de recifes artificiais (Wickham *et al.*, 1973).

Na Austrália, a introdução de recifes artificiais teve como objetivo principal o estímulo à pesca esportiva e ao mergulho. A construção do primeiro recife artificial na plataforma continental australiana data de 1965. Este recife foi construído com tubos de concreto e colocado nas proximidades de Melbourne, a uma profundidade



de 20 metros. As produtivas pescarias subsequentes estimularam a introdução de novos recifes ao longo de toda a costa nos anos seguintes (Pollard, 1989).

Inicialmente, os recifes artificiais eram construídos de materiais naturais (árvores e galhos tombados, armações de bambu, pedras, ...) e de objetos descartados (pneus, engradados, eletrodomésticos, automóveis, barcos, ...). O uso deste tipo de material persiste, principalmente, na construção de recifes destinados a pesca esportiva e/ou artesanal (Seaman Jr. & Sprague, 1991). No Japão e em outros países do Sudoeste Asiático, os recifes construídos com o objetivo de aumentar o rendimento da frota pesqueira são objeto de cuidadoso planejamento, que envolve questões como o tipo de material usado, o desenho melhor adaptado as forças hidráulicas do local e que propicie a maior quantidade possível de substrato colonizável (Ryu *et al.*, 1986; Grove *et al.*, 1991; Chang *et al.*, 1995).

Nas Filipinas e no Mar Mediterrâneo, a degradação dos recifes de corais naturais vem estimulando o desenvolvimento de projetos que objetivam aumentar a área dos recifes através da colocação de estruturas artificiais (Seaman & Sprague, 1991). No litoral da Itália, as vilas tradicionais de pescadores vêm estimulando o emprego de recifes artificiais com a finalidade de evitar o uso de grandes redes de arrasto de fundo (Stone *et al.*, 1991).

Woodhead *et al.* (1982) através de um grande programa multidisciplinar, avaliaram a utilização de materiais resultantes da combustão de carvão na construção de recifes artificiais. O programa utilizou técnicas especiais de compactação dos materiais rejeitados pela indústria e após testes de laboratório, construíram uma estrutura piloto ao Sul de *Long Island* (New York, USA). Os resultados indicaram que a estrutura se manteve estável, não liberou substâncias tóxicas para a água do mar e proporcionou substrato para a colonização de diversas espécies de peixes. Os autores concluíram que a construção de recifes artificiais pode ser uma alternativa viável para a deposição de materiais resultantes de processos industriais, conquanto sejam tomados os cuidados necessários para a evitar a contaminação e a degradação do ambiente aquático.

Tabela 1. O emprego de habitats artificiais nas principais áreas de pesca do mundo. Sendo +++ alto, ++ moderado, + fraco, - ausência de informação na literatura.

Região do Mundo	Pesca Artesanal	Pesca Comercial	Pesca Recreativa e Mergulho
<b>Ásia</b>			
- Águas interiores	+	-	-
- Pacífico Noroeste	++	+++	+
- Pacífico Centro-Oeste	+++	+++	+
- Índico Leste	+	++	+
<b>Oceania</b>			
- Água interiores	-	-	-
- Pacífico Centro-Oeste	+	+	++
- Pacífico Sudoeste	-	-	+
- Índico Leste	-	-	+
<b>África</b>			
- Água interiores	++	-	-
- Índico Oeste	+	-	-
- Atlântico Sudeste	-	-	-
- Atlântico Centro-Leste	+	+	-
- Mediterrâneo	+	+	-
<b>Europa</b>			
- Águas interiores	-	+	-
- Mediterrâneo	++	++	+
- Atlântico Nordeste	-	+	-
<b>América do Norte</b>			
- Águas interiores	-	+	+++
- Atlântico Noroeste	-	-	++
- Atlântico Centro-Oeste	+	++	+++
- Pacífico Centro-Leste	+	++	+
- Pacífico Noroeste	-	-	+
<b>América do Sul (Continental)</b>			
- Águas interiores	-	-	-
- Atlântico Centro-Oeste	+	+	+
- Atlântico Sudoeste	-	-	-
- Pacífico Sudoeste	-	-	-
- Pacífico Centro-Leste	-	-	-

Fonte: Seaman & Sprague (1991)

Usualmente, estruturas colocadas em ambientes de água doce são relativamente pequenas e distribuídas como unidades individuais ou em pequenos arranjos, resultando em uma influência localizada. Para efeito de convenção, daqui em diante, atribuiremos às estruturas flutuantes, geralmente denominadas *fish-aggregating devices* (FADs), a denominação de atratores de peixes, que são usados indistintamente em água doce e marinha. As estruturas bênticas serão referidas como recifes artificiais, ainda que estes sejam usados predominantemente em águas costeiras e oceânicas, onde as dimensões das estruturas são maiores que as das estruturas colocadas em rios e lagos (Seaman & Sprague, 1991).

Os recifes artificiais e outros habitats aquáticos construídos a partir de estruturas naturais e/ou artificiais podem se constituir em uma estratégia potencialmente importante para a melhoria do habitat (Ogawa, 1973; Seaman & Sprague, 1991). Os recifes artificiais fornecem abrigo e alimento que resultam, teoricamente, em aumento na produtividade do sistema que pode se refletir em incremento significativo do rendimento de pescarias de espécies importantes (Welcomme & Bartley, 1998) e contribuir para melhorar a estética da paisagem aquática (Bohnsack *et al.*, 1991).

Wickham *et al.* (1973) desenvolveram um estudo para avaliar a eficácia de estruturas artificiais colocadas na zona pelágica para atrair peixes de interesse para a pesca esportiva. Os autores concluíram que a introdução de estruturas artificiais é um método eficiente de concentrar peixes pelágicos e observaram que a colonização por cardumes de peixes de pequeno porte, como o *Decapterus punctatus* e *Sardinella anchovia*, normalmente usados como isca para espécies de grande porte, para o local das estruturas ocorreu muito rapidamente, os cardumes estavam presentes na manhã seguinte à colocação das estruturas. Os autores também perceberam que a atração de peixes pelágicos pelas estruturas artificiais envolve mecanismos comportamentais específicos. Algumas espécies são atraídas diretamente pelas estruturas, enquanto outras seguem cardumes de pequenas espécies presas. Além disso, verificaram que a distância do litoral influencia na quantidade e na composição de espécies capturadas.



Briggs (1975) realizou um estudo no litoral de Nova York para testar o efeito de dois recifes artificiais sobre as associações de peixes, sendo um localizado em uma zona relativamente protegida, mais próxima a costa, e outro em águas oceânicas. Ainda que tenha sido um estudo apenas descritivo, verificou que os dois recifes exerceram atração positiva sobre as populações de peixes existentes na área, sendo que no recife situado na zona mais próxima a costa se desenvolveu uma intensa pescaria esportiva.

Stone *et al.* (1979) realizaram um estudo na costa Leste do Estados Unidos, ao Sul do Estado da Flórida, destinado a avaliar se a construção de um recife artificial aumenta a capacidade de suporte e a biomassa total das populações de peixes existentes em uma área onde existem recifes naturais. Aumentar a quantidade de substrato áspero resulta, imediatamente, no surgimento de abrigos e de novas disponibilidades de alimento para uma grande variedade de organismos. O resultado do estudo indicou que recifes artificiais também podem ser usados para aumentar a produtividade de recifes naturais produtivos, áreas de fundo áspero e a biomassa total de uma dada área sem prejuízos para a biomassa potencial de outras áreas.

Hueckel & Stayton (1982) realizaram um estudo para monitorar a alimentação de peixes em recifes artificiais, construídos com pneus, na costa Leste do Estados Unidos. Verificaram que exemplares pequenos de diversas espécies como *Embiotoca lateralis*, *Rhacochilus vacca* e *Sebastes maliger* colonizaram os recifes artificiais antes mesmo da colonização por algas, micro e macrocrustáceos, moluscos e outros pequenos invertebrados. Provavelmente, já estavam usando os recifes artificiais como pontos para orientação e abrigo.

Walton (1982) realizou um estudo em Puget Sound, Costa Oeste dos Estados Unidos, destinado a avaliar o efeito de recifes artificiais sobre as populações nativas de peixes chatos, partindo da questão levantada por Hoese (1978), se o aumento dos substratos firmes no fundo do mar não estaria provocando efeitos negativos sobre espécies melhor adaptadas a substratos moles. Verificou que a presença dos recifes artificiais não teve os efeitos negativos esperados e que a biomassa total de peixes aumentou significativamente.



Parker *et al.* (1979), realizaram um experimento no litoral da Carolina do Sul (EUA), introduzindo cinco pequenos recifes artificiais construídos de pneus e concreto, nas proximidades de um grande recife artificial usado intensivamente pela pesca esportiva, a fim de estudar o processo de colonização a partir de um ambiente similar e comparar a abundância de peixes e a estrutura das comunidades entre um local explorado e um local protegido. Os autores observaram que a comunidade de peixes existente nos recifes é diferente da composição das capturas, em função de fatores relacionados com o comportamento das espécies, a seletividade dos aparelhos e as preferências da pesca esportiva.

Os estudos acerca da introdução de habitats artificiais, principalmente recifes, em ambientes de água doce são relativamente escassos. Assim Löfler (1997), mostra os resultados de um estudo qualitativo de atratores de peixes instalados no Lago Constance (Bodensee-Alemanha), em uma área de reserva ambiental, usando câmeras de vídeo subaquáticas operadas por um veículo controlado a distância, e concluí que os habitats artificiais claramente atraem espécies de peixes quando oferecem habitats com complexidade adequada.

Moring *et al.* (1989), discutem o impacto ecológico da introdução de estruturas de pedra em um reservatório no Maine, Estados Unidos, e explicam não terem detectado uma associação clara entre as capturas da espécie mais coletada e a presença das estruturas. Os autores consideram que a importância ecológica dos habitats formados pelas estruturas muda continuamente em função de fatores ambientais.

Segundo Bohnsack *et al.* (1991), os fatores ecológicos que operam sobre os recifes naturais, como perturbações físicas, recrutamento, competição e predação devem ocorrer de forma similar sobre os recifes artificiais. Teoricamente, a ecologia dos recifes artificiais não deve ser essencialmente diferente da ecologia dos recifes naturais, exceto pelas diferenças provocadas por características como *design*, material usado para construção e posição no meio aquático.

Para que qualquer espécie colonize e se estabeleça em recifes artificiais é necessário que seja formado um ambiente com condições adequadas, a entrada regular de recrutas e taxas de recrutamento e imigração maiores que as taxas de mortalidade e imigração (Bohnsack *et al.*, 1991). As condições ambientais críticas devem incluir quantidades mínimas de alimento, abrigo contra predadores e condições físicas normais dentro das tolerâncias biológicas de cada espécie. Em áreas tropicais, existem indicações de que a disponibilidade de abrigo, para evitar ou minorar os efeitos da predação, é o fator mais crítico para que a colonização seja bem sucedida (Hixon & Beets, 1989).

Bohnsack *et al.* (1991) relacionaram diversas condições ambientais que podem ser críticas para a colonização de peixes, tais como: tipo de substrato existente na área, isolamento em relação a habitats similares, profundidade, latitude, sazonalidade, temperatura, qualidade da água (salinidade, turbidez, poluição, ...) e produtividade primária.

O tipo de substrato na área de introdução do recife artificial está relacionado com o tipo e a quantidade de alimento que estarão disponíveis para as associações colonizadoras (Davis *et al.*, 1982), o que pode ser um fator crítico, principalmente em determinadas fases do ciclo vital. Wilson & Schlotterbeck (1989) observaram a influência do tipo de substrato sobre o recrutamento de peixes, como função da quantidade de algas que se formam sobre substrato rochoso.

O isolamento de habitats similares, recifes naturais e/ou artificiais, exerce influência sobre o tipo de recrutas potenciais e sobre a taxa de colonização (Bohnsack *et al.*, 1991). Stone *et al.* (1979) observaram que em recifes artificiais construídos nas proximidades de recifes naturais a colonização por espécies de topo da cadeia trófica começa rapidamente. Gillanders (1997), observou a influência da proximidade de um estuário sobre os padrões de abundância e estrutura de tamanho de uma população de *Achoerodus viridis*, habitantes de recifes naturais costeiros.

A distribuição de muitas espécies de peixes está relacionada com a profundidade. Para algumas espécies marinhas, principalmente tunídeos, a termoclina constitui uma barreira importante. Em lagos, a termoclina é uma barreira



crítica porque a camada mais baixa da coluna d'água, o hipolímnio, é frequentemente anóxico. Associações de peixes em recifes artificiais colocados em ambientes de água doce podem ser influenciadas por mudanças sazonais na profundidade da termoclina, especialmente na zona temperada (Bohnsack *et al.*, 1991).

Os processos relacionados com a latitude, a sazonalidade e a temperatura apresentam graus diferentes de correlação. Gradientes latitudinais de diversidade e de abundância relativa das espécies têm sido amplamente discutidos em Ecologia (Begon *et al.*, 1986; Margalef, 1968; Menge & Sutherland, 1976; 1987; Odum, 1980) e ocorrem de forma semelhante nas comunidades estruturadas sobre recifes naturais e artificiais. Em geral, os ambientes tropicais marinhos são menos influenciados por mudanças climáticas sazonais e mais dependentes das interações bióticas, enquanto que os ambientes temperados sofrem maior influência de variáveis abióticas (Dunson & Travis, 1991; Menge & Sutherland, 1987). Contudo, em ambientes de água doce tropicais, a sazonalidade pode resultar em modificações substanciais na estrutura da comunidade, principalmente em sistemas de grandes rios com planície aluvial onde o pulso de inundação é um fator determinante (Junk *et al.*, 1989).

A qualidade da água no local de introdução do recife artificial é um fator importante. Relini & Relini (1989) notaram que a eficiência de recifes artificiais como atratores de peixes era bastante reduzida em locais com elevada turbidez e poluição. Porém, este assunto, similarmente ao enriquecimento artificial de ambientes aquáticos, apresenta resultados controversos. Ambrose & Swarbrick (1989) estudaram recifes artificiais em um local impactado da costa do Estados Unidos, próximo a Los Angeles, e observaram a presença de uma fauna de peixes abundante e diversa.

A produtividade primária no local de introdução do recife artificial é um fator diretamente relacionado com a quantidade de alimento disponível para espécies que formam a comunidade (Bohnsack *et al.*, 1991). Pardue (1973) observou que as taxas de crescimento de peixes associados aos recifes artificiais se modificaram em função do local onde os recifes foram colocados. A produtividade primária é um fator estreitamente relacionado com fatores como a temperatura, a profundidade, a

sazonalidade (principalmente nas regiões temperadas) e a disponibilidade de nutrientes.

Em geral, a colonização sobre os recifes artificiais começa imediatamente após a sua introdução no ambiente aquático. A colonização de substratos artificiais, em ambientes de água doce, ocorre de duas formas principais: (i) por rastejamento, através do substrato; (ii) por deriva, a partir de locais situados rio acima (Townsend & Hildrew, 1976). Em ambientes marinhos, a colonização é feita inicialmente por formas larvais de diversos grupos animais, os peixes podem colonizar os recifes artificiais em algum estágio larval, ou como juvenis e/ou adultos (Bohnsack *et al.*, 1991).

A velocidade de colonização e o tipo das espécies colonizadoras dependem da época do ano, da fauna existente no sistema e de aspectos relacionados com o próprio recife. A sazonalidade é um fator mais crítico em regiões temperadas, Talbot *et al.* (1978) estudando recifes artificiais na costa da Austrália, observaram que a colonização ocorria mais lentamente no inverno do que no verão.

Lake & Schreiber (1991) pesquisando a colonização e a recuperação de comunidades bênticas de fundos rochosos em rios africanos, concluíram que a colonização estava fortemente relacionada à diversidade e a abundância dos habitats vizinhos. Bohnsack (1989), Bohnsack *et al.* (1991) e Schroeder (1987) usaram a Teoria Biogeográfica de Ilhas (MacArthur & Wilson, 1967) para explicar a dependência entre os recifes artificiais e o ambiente no qual eles são colocados. De acordo com a teoria, o número de espécies em uma associação sobre um recife artificial mantém um equilíbrio dinâmico entre as taxas de colonização e extinção. Inicialmente, novos recifes artificiais têm taxas de colonização mais altas quando as espécies colonizam habitats desocupados. Com o tempo, a taxa de colonização diminui, uma vez que poucas espécies estarão disponíveis para ocupar habitats também já colonizados e o sucesso de novas colonizações torna-se mais difícil, devido a competição e a predação com as espécies residentes.

Características relacionadas com a forma e o tamanho do recife, bem como com o material empregado em sua construção, podem ser extremamente importantes



na determinação das espécies que formarão a nova comunidade, assim como na velocidade de colonização (Bohnsack *et al.*, 1991). Woodhead & Jacobson (1985) relataram diferenças na composição de espécies e nas taxas de colonização entre recifes feitos de blocos de concreto e aqueles construídos a partir de materiais descartados.

As dimensões dos recifes são um fator determinante para o sucesso da colonização por algumas espécies. O conjunto de parâmetros determinante das dimensões totais: altura, comprimento, largura, quantidade e tamanho das reentrâncias (se existirem), ..., determinam quais espécies serão atraídas pelo atrator e quais conseguirão se estabelecer (Bohnsack *et al.*, 1991). Alguns estudos vêm relatando que recifes pequenos apresentam densidades e biomassas relativas maiores do que recifes de grande porte (Ambrose & Swarbrick, 1989; DeMartini *et al.*, 1989; Schroeder, 1987).

As necessidades ecológicas das espécies, incluindo padrões comportamentais, podem determinar dimensões ótimas para a colonização bem sucedida por qualquer espécie de peixe. Uma espécie pode ser residente sobre um grande recife, mas apenas um visitante sobre recifes menores (Bohnsack & Sutherland, 1985).

Entre as características do material usado na construção do recife, a porosidade é uma das mais importantes. Materiais que formam substrato adequado para a colonização pelo perifiton e por outros organismos sésseis podem facilitar a colonização destes grupos e aumentar o poder de atração do recife sobre as espécies de peixes presentes no ambiente (Chandler *et al.*, 1985). Hixon & Brostoff (1985) mostraram que superfícies irregulares fornecem abrigo para organismos bênticos e sustentam maior quantidade de organismos aderidos que servem de alimento para várias espécies de peixes. Fitzhardinge & Bailey-Brock (1989) informaram que associações bênticas de recifes artificiais construídos de concreto foram mais similares àquelas observadas em recifes naturais.

Do ponto de vista do manejo pesqueiro e ambiental, é importante determinar com exatidão qual o impacto resultante da introdução de uma estrutura artificial no meio aquático. Polovina (1991), explica os possíveis impactos sobre as pescarias: a

primeira situação ocorre quando o recife artificial redistribui a biomassa e determinadas capturas podem ser obtidas com menores taxas de esforço; outra situação acontece quando o recife aumenta a biomassa explorável, agregando indivíduos situados fora da área de exploração, o que resulta em aumentos nas capturas; finalmente, a situação mais desejada, sob a ótica pesqueira, ocorre quando a presença do recife artificial induz a incrementos na biomassa total do sistema, através do aumento da capacidade de sustentação do ambiente, devido a aumentos sobre a disponibilidade de alimento e/ou abrigo (Figura 1).

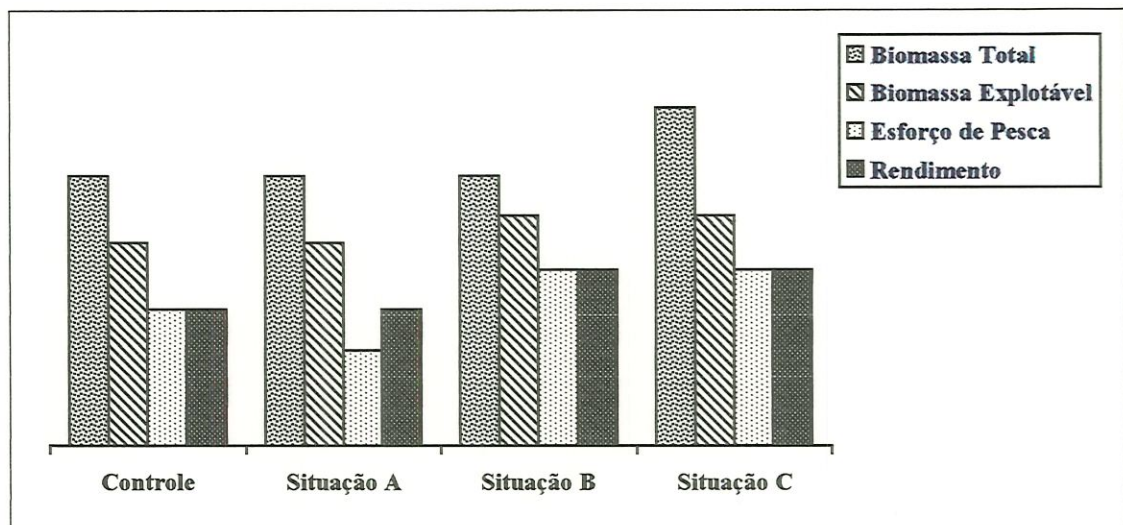


Figura 1. Situações possíveis de impactos provocados pela introdução de recifes artificiais. Sendo o **Controle** uma situação hipotética sem a presença de recifes; a **Situação A** aquela em que os recifes atuam redistribuindo a biomassa; a **Situação B** aquela que ocorre quando os recifes aumentam a biomassa explorável através de agregação; e, a **Situação C** aquela em que os recifes aumentam a biomassa total (modificado de Polovina, 1991).

Polovina & Sakai (1989), observaram que após a introdução de recifes artificiais no Oceano Pacífico, nas proximidades de Hokkaido, Japão, a captura de peixes da família Pleuronectidae tornou-se bastante elevada na área de influência do recife, chegando a 30% do total capturado. Contudo, a análise dos desembarques mostrou que a soma das capturas em toda a área de distribuição do estoque não sofreu alterações, refletindo a situação em que a biomassa total é redistribuída, facilitando as capturas.



O poder de agregação de estruturas artificiais pode não apenas redistribuir a biomassa, mas também aumentar a biomassa explorável por uma pescaria. Se os recifes artificiais agregam juvenis à população explorável, a biomassa total submetida à pesca pode aumentar com a diminuição do tamanho dos peixes capturados (Polovina, 1991). Munro (1995), manifesta sua preocupação com este tipo de efeito, particularmente em situações ou locais onde uma pescaria intensiva esteja se desenvolvendo, uma vez que a agregação do estoque, principalmente incorporando juvenis, pode aumentar a mortalidade por pesca e levar à níveis de sobre-exploração. Polovina (1991), afirma que quatro fatores são necessários para que ocorra a sobrepesca: 1) a presença de peixes pequenos no local da pescaria; 2) o uso de aparelhos capazes de capturar pequenos peixes; 3) um mercado potencial com aceitação para pequenos peixes; e, 4) taxas de exploração elevadas.

Nas Filipinas, o perigo de que a agregação de juvenis ao estoque explorável resulte em sobrepesca, levou a proposição de que recifes artificiais devem ser introduzidos tão somente em santuários (locais onde a pesca é proibida) ou em locais restritos à pesca artesanal (McManus, 1995; Munro, 1995).

A situação ideal, do ponto de vista pesqueiro e ambiental, ocorre quando os recifes artificiais contribuem para o aumento do tamanho do estoque total. Teoricamente, o tamanho do estoque pode ser limitado por fatores como disponibilidade de alimento, abrigo contra predadores e/ou locais específicos para reprodução. Nessas situações, estruturas artificiais colocadas no ambiente aquático podem produzir consequências como: aumentar o substrato colonizável pelo perifíton e outros grupos forrageiros que servem de alimento para espécies de peixes de interesse para a pesca comercial e esportiva; aumentar a quantidade de buracos e reentrâncias que facilitem o escape de presas, constituindo refúgios importantes no interior do sistema; e, aumentar o substrato adequado para a desova de espécies que possuem preferências por substrato rochoso (Polovina, 1991; Bohnsack, 1989).

Polovina & Sakai (1989), relataram os resultados de um estudo de longa duração acerca dos impactos da introdução de recifes artificiais no Japão e observaram evidências de aumento no estoque total do polvo *Octopus dofleini*.



A maioria dos estudos comparativos entre as associações de peixes de recifes artificiais e as associações de recifes naturais mostram grande similaridade na composição de espécies, ainda que a abundância e a biomassa de cada espécie possam apresentar diferenças consideráveis (Ambrose & Swarbrick, 1989; Bohnsack & Sutherland, 1985; Matthews, 1985; Solonsky, 1985).

Stone *et al.* (1979), comparam as populações de peixes residentes sobre recifes artificiais e naturais na costa da Flórida, verificando que as populações apresentaram flutuações de abundância similares ao longo dos dois anos de estudo. Esses autores colocaram os recifes artificiais a cerca de 25 metros dos recifes naturais e a movimentação dos peixes entre os recifes foi constante, o recrutamento de juvenis para o recife artificial ocorreu a partir do recife natural. Eles concluíram que a introdução do recife artificial nas proximidades do recife natural duplicou a capacidade de suporte da área.

Ambrose & Swarbrick (1989) realizaram um estudo comparativo entre as associações de peixes de recifes artificiais e de recifes naturais na Costa Oeste do Estados Unidos, concluindo que as associações apresentavam composição de espécies similar, com maior densidade de peixes nas associações do recife artificial.

DeMartini *et al.* (1989), efetuaram um estudo similar e detectaram diferenças de padrões de abundância e densidade de peixes entre recifes artificiais e ambientes marinhos naturais, verificando que a densidade foi maior sobre os recifes.

Stone *et al.* (1991) fizeram uma revisão com o objetivo de comparar a abundância de peixes verificada em recifes artificiais e naturais a partir de estudos realizados em águas tropicais e subtropicais. Os resultados indicaram consistentemente a existência de abundâncias maiores nas associações de peixes de recifes artificiais (Tabela 2).

Bohnsack *et al.* (1991), consideram que, apesar das informações mostrarem abundâncias e densidades de peixes consistentemente maiores nos recifes artificiais do que nos recifes naturais, os resultados devem ser considerados com cautela, uma



vez que algumas iniciativas fracassadas de introdução de recifes artificiais não têm sido divulgadas.

Tabela 2. Comparação da biomassa de peixes em recifes tropicais e subtropicais.

Referência	Local	Kg.Há <sup>-1</sup> /ano
<i>Recifes Naturais</i>		
Randall, 1963	Ilhas Virgens	1590
Wass, 1967	Baía Kaneohe, Oahu	1250
Bardach, 1959	Bermudas	490
Odum & Odum, 1955	Atol Eniwetok	450
Brock, 1954	Média de 9 áreas no Havai	360
Fast, 1974	SO de Porto Rico	270
	Média	735
<i>Recifes Artificiais</i>		
Randal, 1963	Ilhas Virgens (blocos de concreto)	6980
McVey, 1970	Recife Pokai (tubos de concreto)	2620
Fast, 1974	Porto Rico (pneus)	2180
Morris, 1965	Recife Pokai (carros)	1660
Stone <i>et al.</i> , 1979	Costa da Flórida, EUA (pneus)	680
Morris, 1965	Keawakapu, Maui (carros)	260
	Média	2199

Fonte: Stone *et al.*, 1979

## 2.2 Comunidades de peixes de água doce: diversidade, ecótonos e refúgios

Jackson (1994) afirma que a questão fundamental em relação às comunidades naturais, consiste em determinar se estas são associações exclusivas de espécies interdependentes coevoluindo ou agrupamentos casuais que habitam determinada região e podem tolerar as condições ambientais existentes.

As definições de comunidade disponíveis na literatura ecológica confirmam a importância desta questão. Krebs (1985) define uma comunidade como um grupo de populações de plantas e/ou animais que habitam um determinado local. Begon *et al.*



(1986) definem uma comunidade como um corpo organizado de indivíduos em uma localidade específica. Odum (1980) define a comunidade como uma associação de populações de espécies que ocorrem em conjunto no espaço e no tempo. Southwood *et al.* (1979) concebem uma comunidade natural como um corpo organizado de indivíduos que habitam um local específico.

Um dos objetivos centrais em Ecologia de Comunidades é entender os mecanismos e processos responsáveis pelos padrões observados nas comunidades naturais, responsáveis pelas diferenças e similaridades existentes entre elas (Angermeier & Karr, 1983; Kohler, 1992).

Hutchinson (1959) e MacArthur & Levins (1967) sugeriram que as interações inter e intraespecíficas, principalmente a competição se constituem no principal obstáculo para a coexistência de espécies e a diversidade das comunidades naturais. Contudo, a noção de que um único fator deve ser determinante na organização das comunidades naturais vem sendo refutada. A importância das interações bióticas e, conseqüentemente da coevolução da espécies, na formação da estrutura das comunidades naturais é discutida por diversos autores (Connell, 1975; 1980; Connell & Souza, 1983; May, 1981, Menge & Sutherland, 1987; Persson, 1997). E, em geral, é aceito que a estrutura e a dinâmica das comunidades naturais é resultante do somatório das interações bióticas e dos padrões correntes e passados de variáveis abióticas (Dunson & Travis, 1991).

As propriedades estruturais e funcionais das associações ecológicas podem ser resultantes de vários mecanismos interagindo. Aparentemente, os três mais importantes, são: a limitação por recursos, em geral alimento e/ou espaço (Connell, 1975; 1978), a variabilidade e/ou complexidade ambiental (Gorman & Karr, 1978; Copp, 1992; Grossman *et al.*, 1987; Chesson, 1986; Menge & Sutherland, 1987) e as interações bióticas, principalmente predação e competição (Grime, 1973; Ayal & Safriel, 1982; Cornel & Lawton, 1992; Persson, 1997).

O padrão observado com picos de diversidade ocorrendo em níveis intermediários de produtividade biológica, levou à proposição de que a baixa fertilidade do ambiente reduz a diversidade através da limitação por nutrientes e que



alta fertilidade remove essa limitação, mas resulta em comunidades mais simples como um resultado da exclusão competitiva (Schluter & Ricklefs, 1993).

Drobner *et al.* (1998), relacionaram a biomassa total existente na comunidade com a pressão ambiental e propuseram que locais com alta pressão ambiental e baixa biomassa devem apresentar pequena quantidade de espécies, locais com níveis intermediários de pressão ambiental e biomassa devem exibir elevada riqueza de espécies e locais com baixa pressão ambiental e alta biomassa devem, novamente, abrigar comunidades mais simples.

Ambientes com elevada heterogeneidade espacial e, conseqüentemente, ampla variedade de habitats, favorecem a estruturação de comunidades com elevada diversidade, possibilitando que organismos diversos, em termos morfológicos e funcionais, tornem-se aptos a explorar com sucesso os vários nichos existentes (Gorman & Karr, 1978; Townsend, 1989).

Angermeier & Schlosser (1989) estudaram a relação espécie-área para peixes de água doce, comparando comunidades de sistemas tropicais e temperados, e verificaram que o volume do local amostrado foi fator determinante para o número de espécies. Os autores afirmaram que apesar da complexidade estrutural do habitat não explicar consistentemente a variabilidade na riqueza de espécies, características do habitat que diferenciam os diferentes locais são críticas para as interações dos peixes com seu ambiente físico e biológico.

Persson (1997), estudou o papel da competição, da predação e de fatores ambientais como agentes estruturadores de comunidades de peixes de água doce, concluindo que as interações bióticas foram determinantes. Porém, verificaram que fatores abióticos, como o pH e a condutividade também exerceram papéis importantes. Tonn *et al.* (1990), verificaram relações negativas entre as biomassas de *Perca fluviatilis* e de *Rutilus rutilus*, em lagos da Finlândia, e consideraram que isto se devia a competição entre as duas espécies de piscívoros.

Rodriguez & Lewis Jr. (1997), estudaram o efeito da piscivoria sobre as associações de peixes de lagos da várzea do rio Orinoco. Verificaram que a

eficiência da ação dos peixes piscívoros estava relacionada com a capacidade de localização da presa e, conseqüentemente, com características ambientais como: transparência da água, profundidade e área do local. Paiva *et al.* (1994), estudaram as relações entre o número de espécies de peixes predadores e o rendimento pesqueiro em reservatórios, verificando que os melhores rendimentos eram obtidos na presença de duas espécies de predadores.

Perturbações naturais também podem influenciar na estrutura das comunidades naturais. Um ambiente ou paisagem inclui, geralmente, um mosaico de manchas de perturbações de diferentes intensidades e tamanhos, de forma tal que cada mancha encontra-se em algum estágio sucessional, fora do equilíbrio. Resultando que o mosaico inteiro, componente de um sistema com um equilíbrio regional maior, contém mais espécies do que qualquer mancha individual (Schluter & Ricklefs, 1993). Esta observação é o fundamento da “Hipótese de Perturbação Intermediária” (Connell, 1975; 1978; Petraits *et al.*, 1989; Souza, 1984), na qual as perturbações naturais são consideradas como um fenômeno que evita que as populações alcancem níveis excessivos e previne a ocorrência da competição exclusiva.

Chesson & Huntly (1997) discutiram a influência de condições ambientais adversas e flutuantes sobre a dinâmica de comunidades, e concluíram que os efeitos positivos das perturbações só se concretizam quando estas criam, espacial ou temporalmente, novas oportunidades de nicho.

A fauna das comunidades naturais de ambientes lóticos são, em geral, dependentes da disponibilidade de habitats e do fornecimento de recursos pelo fluxo normal da corrente (Lake & Schreiber, 1991), das características geomorfológicas da bacia hidrográfica (Vanotte *et al.*, 1980), da sazonalidade e da influência das águas subterrâneas (Ward & Stanford, 1989), ou ainda, no caso de sistemas de grandes rios com planícies aluviais adjacentes, das flutuações do ciclo hidrológico (Junk *et al.*, 1989).



A heterogeneidade espacial é um fator de grande influência sobre a diversidade observada nas comunidades de peixes (Gorman & Karr, 1978). Schlosser (1995) considera que a heterogeneidade longitudinal dos habitats no ambiente fluvial está, primariamente, associada com diferenças na profundidade, no substrato e na velocidade da corrente. Enquanto que, a heterogeneidade lateral está, em princípio, associada com a proximidade entre o habitat e o canal principal e com a quantidade de madeira caída (*debris*) oriunda da floresta.

Em ambientes lóticos, as zonas de descontinuidade ou manchas de habitat dentro do ambiente podem ser entendidas conceitualmente como um arquipélago, com duas diferenças importantes em relação a ilhas verdadeiras: (i) simples zonas de descontinuidade são, em geral, muito pequenas para autosustentar populações de peixes; (ii) apesar de não existirem barreiras físicas que evitem a movimentação entre as zonas de descontinuidade, a predação pode fazer com que diversas espécies passem quase todo o seu ciclo vital dentro desta área restrita (Hill & Grossman, 1987; Angermeier & Schlosser, 1989).

Ault & Johnson (1998) estudaram a influência da complexidade espacial, em termos de profundidade, disponibilidade de abrigo e características do substrato, sobre a riqueza de espécies em comunidades de peixes de recifes de corais e concluíram que os padrões observados podem ser resultantes da conjunção da complexidade espacial com as interações bióticas (competição e predação) existentes no interior das comunidades.

Schlosser (1995), considera que três temas devem ser abordados quando se debate a influência da heterogeneidade espacial sobre as comunidades aquáticas: (i) a influência das interfaces terra-água sobre os processos tróficos no ambiente aquático (Karr & Schlosser, 1978; Naiman *et al.*, 1988); (ii) a função das relações espaciais em escala regional na regulação das dinâmicas populacionais (Dunning *et al.*, 1992); (iii) a influência da presença ou ausência de refúgios em face de situações ambientais adversas (Sedell *et al.*, 1990).

Interfaces entre sistemas ecológicos adjacentes são regiões que possuem um conjunto de características únicas definidas por escalas espaciais e temporais e pela



potência das interações entre os sistemas ecológicos adjacentes (Naiman & Décamps, 1997). Simplificadamente, uma interface pode ser comparada com uma membrana semipermeável que controla o fluxo de energia e material entre manchas ambientais adjacentes (Naiman *et al.*, 1988).

As interfaces têm recursos próprios, controlam os fluxos de energia e material, são potencialmente sensíveis às interações entre as populações biológicas e suas variáveis, apresentam biodiversidade relativamente alta e mantém habitats críticos para espécies raras e ameaçadas, além de constituírem refúgio contra predadores e áreas de origem para a recolonização de ambientes perturbados (Naiman *et al.*, 1988).

Junk *et al.* (1989), propuseram o conceito de ATTZ (aquatic-terrestrial transition zone) para designar as áreas alagáveis adjacentes ao canal principal de grandes rios com planície de inundação e ressaltaram a importância destas áreas para a estrutura e a dinâmica do sistema.

A literatura ecológica adota, no entanto, um conceito mais abrangente, definindo como ecótono a zona de fronteira entre ecossistemas adjacentes (Larrouse Cultural, 1998). Kolasa & Zalewski (1995), contudo, ressaltam a inconsistência conceitual apontada por Shugart (1990), que argumentou que se um ecótono é uma fronteira entre ecossistemas e os ecossistemas têm fronteiras definidas arbitrariamente, então os ecótonos também são coisas arbitrárias”.

Uma outra definição remove esta dificuldade, mas cria outra. Segundo Holland (1988), um ecótono é uma zona de transição entre sistemas ecológicos adjacentes ou mesmo uma zona de descontinuidade dentro de um ecossistema uniforme, tal como um banco de macrófitas aquáticos num ambiente fluvial. O problema criado por esta definição é que as abordagens funcionais que fundamentam o conceito de ecossistema não requerem a uniformidade de aparência postulada pela definição (Kolasa & Zalewski, 1995). Diversos autores procuram solucionar estes problemas conceituais, definindo funções e atributos próprios do ecótono (Bretschko, 1995; Kolasa & Zalewski, 1995; Décamps & Naiman, 1990).

Bretschko (1995), aceita a definição de Holland mas ressalta a necessidade de uma diferenciação clara entre ecótonos, simples fronteiras e ecossistemas, com o objetivo de assegurar a clareza do conceito:

- As interações entre os ecossistemas adjacentes resultam em mecanismos que não existem dentro dos ecossistemas, mas somente no ecótono;
- Os princípios fundamentais de fluxo de energia e material, bem como da dinâmica das comunidades são válidos para ecossistemas e ecótonos. Contudo, os ecótonos são caracterizados por descontinuidades e pela variabilidade do fluxo, tanto em intensidades, quanto em direção; e
- Ecossistemas dinâmicos são estabilizados através de mecanismos de *feedback* (Margalef, 1968). Enquanto que, os ecótonos são basicamente instáveis, com forte dependência das interações entre os ecossistemas.

Os rios naturais, incluindo as zonas ripárias, estão entre os ecossistemas mais diversos, dinâmicos e complexos do mundo (Naiman *et al.*, 1988). São ambientes que podem ser visualizados em quatro dimensões:

- longitudinalmente, desde os trechos superiores até os trechos situados rio abaixo, ressaltando que corredeiras e poços ou remansos apresentam associações de peixes diferentes (Greenberg, 1991; Schlosser, 1985);
- transversalmente, do canal do rio, através da planície aluvial adjacente, até as terras mais altas, principalmente em sistemas de grandes rios com planície aluvial adjacente (Junk *et al.*, 1989);
- verticalmente, através de interstícios no leito do rio e dentro dos canais e lençóis subterrâneos (Grossman *et al.*, 1987); e,
- temporalmente, em escalas sazonais, anuais e de longo prazo (Ward & Stanford, 1989). Estas dimensões podem ser entendidas como gradientes espaciais que sofrem modificações graduais ou abruptas, sob a influência da geomorfologia e da energia cinética do sistema (Sedell *et al.*, 1990).



Assim, Agostinho *et al.* (1993) estudaram a distribuição espacial de *Prochilodus scrofa* na planície de inundação do trecho superior do Rio Paraná e no Reservatório de Itaipu, observando que as formas jovens e imaturas ocupavam predominantemente as lagoas e canais marginais da planície de inundação adjacente, concluindo que a complexidade do sistema, com estas áreas alagáveis, forneciam abrigo e alimentação fundamentais para o desenvolvimento dos estágios iniciais do ciclo vital da espécie.

Schlosser (1995), ressaltou a importância das interações funcionais que controlam o fluxo de nutrientes e energia através dos ecótonos terra-água, com diversos efeitos potenciais na determinação da estrutura e da dinâmica das populações de peixes.

Duas interações funcionais são particularmente críticas: a influência das trocas de nutrientes e energia, entre os ambientes aquático e terrestre, sobre o suprimento de recursos; e, o efeito das interações predador-presa sobre o uso do habitat e a disponibilidade de recursos (Schlosser, 1995).

Collares-Pereira *et al.* (1995), estudaram a influência dos ecótonos da zona riparia e da variabilidade espacial sobre as associações de peixes de rio de quarta e sexta ordens na Península Ibérica. Concluíram que a estrutura do habitat afeta substancialmente a composição e a estrutura de tamanho das associações de peixes. Sendo que a cobertura da zona riparia, a cobertura por macrófitas, a declividade do banco fluvial e a profundidade foram as variáveis mais importantes.

Kirchhofer (1995), realizou um estudo sobre a distribuição das espécies de peixes nos rios e lagos suíços e observou que os fatores primários na determinação da riqueza de espécies são a altitude e a dimensão do rio; e, que a estrutura e disponibilidade de ecótonos devem ser considerados fatores secundários, singularmente importante para espécies especializadas.

Sedell *et al.* (1990), consideram que habitats ou fatores ambientais que proporcionam resistência e/ou resiliência para as comunidades bióticas impactadas por perturbações biofísicas podem ser chamados de refúgios.



No interior de um sistema fluvial existem muitos tipos de refúgios, que devem ser observados e avaliados a partir de uma escala apropriada (Tabela 3). Estruturas que constituem microhabitats e/ou zonas de descontinuidade dentro do ambiente aquático como árvores e rochas caídas, assim como trechos distintos, vegetação riparia, tributários, planícies aluviais, canais marginais e águas subterrâneas que constituem parte integrante da paisagem fluvial (Welcomme, 1979), são exemplos de refúgios (Sedell *et al.*, 1990).

O tipo e a disponibilidade dos refúgios muda com o trecho do rio, com as características geomorfológicas da bacia e com o grau de impactação existente (Vannote *et al.*, 1980; Seddel *et al.*, 1990).

Tabela 3. Tipos de refúgios fluviais em diferentes escalas espaciais (adaptado de Sedell, Reeves, Hauer, Stanford & Hawkins, 1990).

Escala Espacial	Tipo de Refúgio
Partículas	Areia, pedras e galhos de árvores.
Unidades do canal	Margens complexas, coberturas de vegetação riparia e/ou macrófitas, zonas profundas, árvores e conexões com águas subterrâneas.
Trechos do rio	Vegetação lateral, grandes árvores, baías, bocas de tributários, conexões hiporeicas, conexões com águas subterrâneas e conjunto de unidades do canal por trechos.
Seção do rio	Áreas de vegetação lateral extensas, áreas de planícies aluviais, conexões com tributários, habitats lânticos associados (lagoas marginais, canais laterais isolados, pântanos,...).
Bacia fluvial	Planícies aluviais, áreas com vegetação inundáveis, áreas de transição hidráulica, conjunto de áreas de vegetação lateral,

O uso de microhabitats é um aspecto importante no ciclo vital de muitas espécies de peixes de água doce, particularmente no início de sua ontogenia, quando o tamanho relativamente pequeno do corpo e a mobilidade reduzida tornam os peixes jovens susceptíveis às pressões ambientais, como elevações bruscas na velocidade da

corrente (Heggenes, 1988) e predação (Cerri & Fraser, 1983; Power & Matthews, 1983; Rozas & Odum, 1988).

Zweimüller (1995), estudou o uso de microhabitats por duas espécies de peixes bênticos em rios de segunda ordem e verificou a existência de marcada segregação espacial.

Maceina & Reeves (1996), usando dados da pesca esportiva, verificaram a existência de correlação positiva entre a abundância de bancos de macrófitas e a taxa de captura de *Micropterus salmoides* em dois reservatórios no Rio Tennessee, Alabama.

### 3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

#### 3.1 O rio Tietê

O rio Tietê nasce nos contrafortes ocidentais da Serra do Mar, no município de Salesópolis, numa altitude de 840 metros, tem 1.050 km de comprimento e corta o Estado de São Paulo no sentido Leste-Oeste até desaguar no rio Paraná (Figura 2) (Almeida *et al.*, 1981; Ponçano *et al.*, 1981).

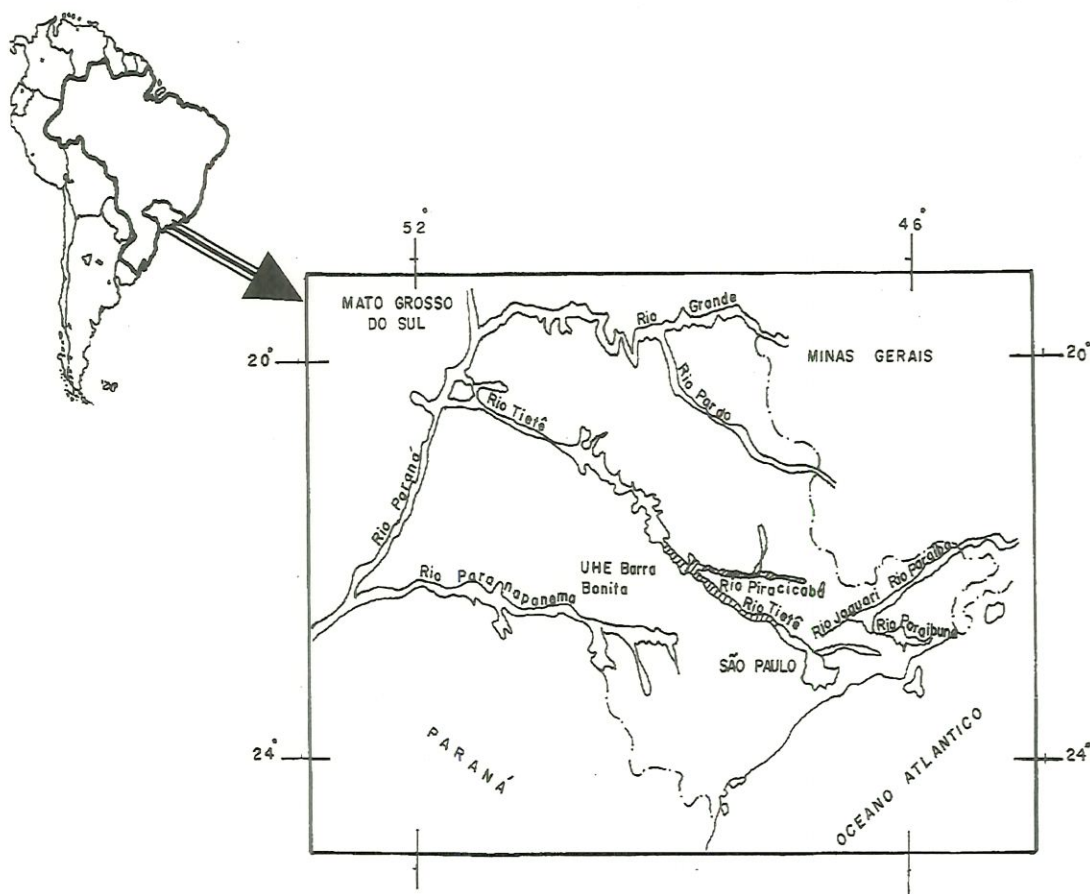


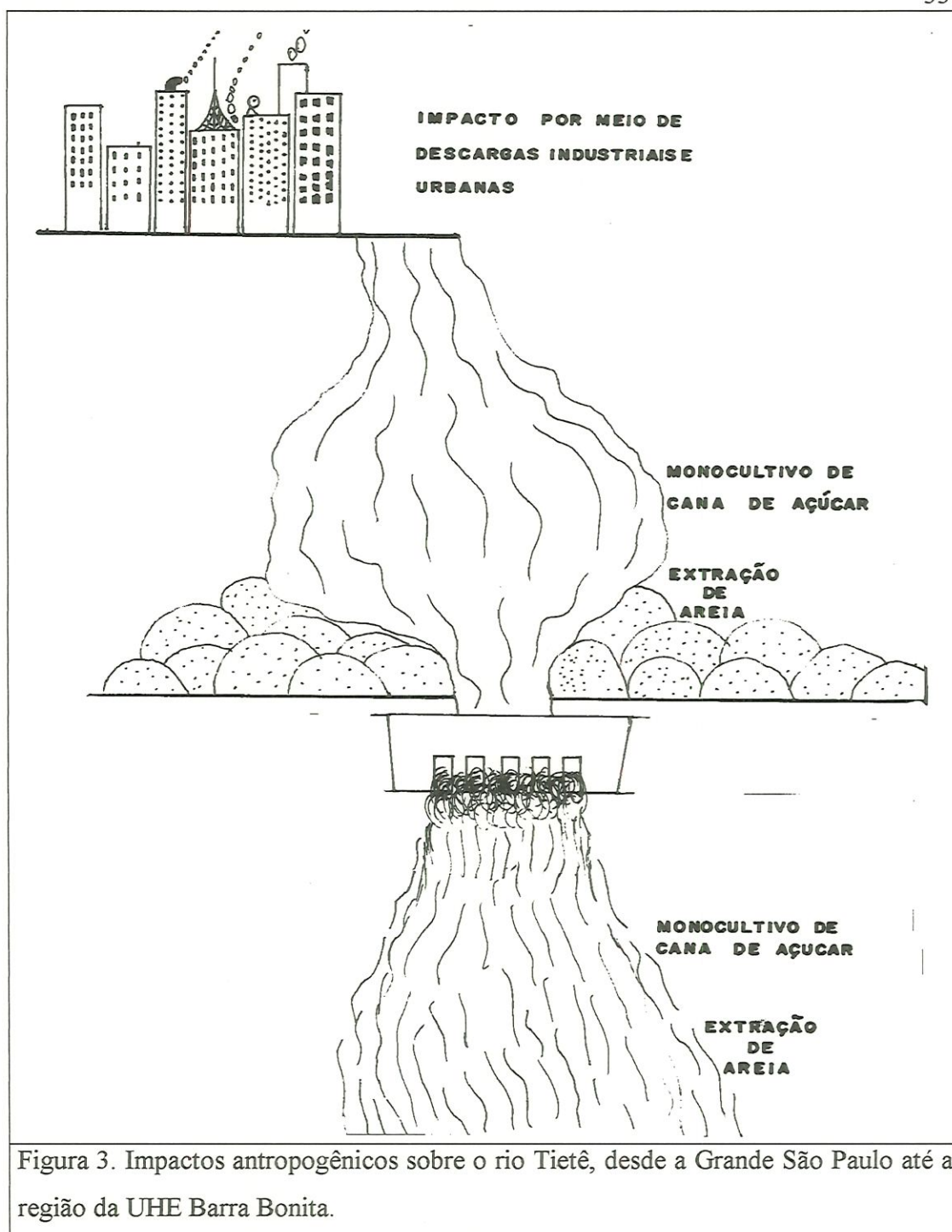
Figura 2. Mapa de localização da bacia hidrográfica da região Sudeste do Brasil.



É um rio bastante impactado, com problemas de contaminação e poluição ocorrendo ao longo de seu curso. A região mais crítica está situada no trecho que atravessa a Grande São Paulo, exatamente até o reservatório de Barra Bonita, numa extensão de cerca de 150 km, que recebe os resíduos urbanos e industriais de cerca de 17 milhões de habitantes (52 % da população paulista) que produzem mais de 3000 m<sup>3</sup> de esgotos/dia, sendo estes lançados sem nenhum tratamento (Rocha, 1991). Além da carga poluidora da área metropolitana de São Paulo, vários afluentes também bastante impactados, como o rio Sorocaba e o rio Piracicaba contribuem para o aumento da carga de poluentes. Nesta região, os níveis de poluição e contaminação são bastante críticos e a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) estimou que o rio Tietê recebe mais de 4.500 m<sup>3</sup> de esgoto por dia (CETESB, 1995).

A medida que a distância das regiões metropolitanas da Grande São Paulo vai aumentando, os problemas de poluição e contaminação devidos à esgotos industriais e domésticos vão se reduzindo. Contudo, tipos diferentes de contaminantes causam impactos, geralmente temporários, porém agudos, sobre as águas do rio Tietê. Nas regiões de monocultivo de cana-de-açúcar, o emprego de inseticidas pesados é a principal forma de impacto (Figura 3).

O rio Tietê tem seu potencial hidroenergético bastante aproveitado. Atualmente, existem seis Usinas Hidroelétricas em funcionamento ao longo de seu curso até seu encontro com o rio Paraná. As barragens construídas em toda sua extensão, formando uma verdadeira 'cascata' de reservatórios, apresentam efeitos benéficos para o ecossistema, pois os reservatórios funcionam como bacias de decantação e a qualidade da água melhora de um reservatório para o seguinte (Petrere Jr., 1996), fazendo com que uma atividade pesqueira tradicional, ainda que de pouca intensidade, se mantenha nas cidades situadas nas suas margens.



### 3.2 O Reservatório da UHE Barra Bonita e a zona lótica situada a jusante da barragem.

O reservatório da UHE Barra Bonita foi formado com o fechamento da barragem em 1963. Está localizado nas coordenadas 22°29'S - 48°34'W e tem área

total inundada de 319,12 km<sup>2</sup>. É o primeiro grande reservatório do rio Tietê, situado logo abaixo de sua união com o rio Piracicaba (Figura 4). É abastecido por um total de 47 tributários, dos quais se destacam o rio Capivara, o rio Araquá, o rio do Peixe e o rio Alambari, que constituem vias importantes para o desenvolvimento do ciclo reprodutivo de várias espécies migradoras e contribuem decisivamente para a manutenção da ictiofauna local, juvenis e adultos de piava (*Schizodon borelii*), piapara (*Leporinus obtusidens*) curimbatá (*Prochilodus lineatus*) e tabarana (*Salminus hilarii*), todas espécies migradoras, que são capturados no reservatório e nesses tributários, indicando adaptação destas espécies às condições atuais (CESP, 1996).

Tabela 4. Principais características do reservatório da UHE Barra Bonita.

Localização	22°29'S – 48°34' W
Volume	3160x10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> (na cota máxima de 415,5 m)
Perímetro (aproximado)	525 Km
Profundidade Máxima	25 m
Profundidade Média	16 m
Altitude	430 m
Altura das Turbinas	5,5 m
Superfície da Bacia	32330 km <sup>2</sup>
Área Inundada	32484 km <sup>2</sup>
Tempo de Retenção	1 mês (verão) / 6 meses (demais estações)

Fonte: Calijuri & Tundisi (1990); CETESB (1995).

Apesar do grande impacto antropogênico a que está submetido, a presença de tributários, aliada a existência de ilhas e baías que aumentam a complexidade do ecossistema, tornaram-no um refúgio para várias espécies de peixes (Barrela, 1998).

Desde a criação do reservatório, a alternativa escolhida pela CESP para aumentar o rendimento das pescarias comerciais e esportivas na área do reservatório da UHE Barra Bonita foi o peixamento com espécies nativas e exóticas, sendo que as espécies mais semeadas foram as exóticas: Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e a carpa comum (*Cyprinus carpio*) (Tabela 5). Infelizmente, uma vez que a estatística





Tabela 5. Peixamentos realizados no Reservatório da UHE Barra Bonita, de janeiro de 1979 a junho de 1995.

Espécie	Número de Alevinos
Curimatá <i>Prochilodus linneatus</i>	741.700
Lambari <i>Astyanax</i> sp.	739.200
Piava três-pintas <i>Schizodon borelli</i>	15.500
Bagre <i>Rhamdia</i> sp.	7.000
Tilápia do Nilo <i>Oreochromis niloticus</i>	7.163.200
Sardinha <i>Triporthesus a. angulatus</i>	169.400
Trairão <i>Hoplias lacerdae</i>	22.000
Apaiari <i>Astronotus crassipinis</i>	11.500
Carpa <i>Cyprinus carpio</i>	1.099.700

Fonte: CESP, 1996.

Estudos limnológicos realizados pela CESP (1996) indicaram um reservatório hipereutrófico, com altas concentrações de nutrientes, evidenciando elevado aporte de matéria orgânica. Os valores médios de condutividade se mostraram altos, provavelmente devido ao uso da bacia de drenagem, onde predomina a cultura de cana-de-acúcar. O teor de oxigênio dissolvido no período chuvoso, tende a zero devido as altas concentrações de matéria orgânica, oriundas da Grande São Paulo e do rio Piracicaba. Análises indicaram que o teor de mercúrio em 44% das amostras coletadas (água/peixes/sedimentos) encontrava-se acima dos limites permissíveis (Costa, 1995).

Levantamentos realizados pela CESP no período de 1986 a 1994, coletaram 59 espécies de peixes, sendo que os saguirus (*Steindachnerina insculpta* e *Cyphocharax nagelii*) e o lambari (*Astyanax bimaculatus*) foram os mais frequentes (CESP, 1993; 1996). Uma pesca comercial artesanal se desenvolve no reservatório e na zona lótica situada a jusante da barragem, em conjunto com pescarias esportivas e de subsistência praticadas por moradores das cidades de Barra Bonita e Igarapu do Tietê.

Segundo a CESP (1993; 1996), a composição do pescado capturado pelos pescadores profissionais é formada por 42 espécies, sendo 37 autóctones e 5 exóticas. Destacam-se: os mandis (*Pimelodus maculatus*, *Inheringichthys labrosus* e *Pimelodella* sp.), o curimatá (*Prochilodus lineatus*), a curvina (*Plagiosciom squamosissimus*), a traíra (*Hoplias malabaricus*), as piavas (*Leporinus friderici* e *Schizodon borelii*), a piapara (*Leporinus obtusidens*) e os saguirus (*Steindachnerina insculpta*, *Cyphocharax nagelii* e *Cyphocharax modesta*).



## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Os recifes artificiais

Os recifes artificiais foram construídos com pneus e engradados de madeira do tipo usado para transporte de mercadorias. Todos os recifes foram construídos na forma de uma pirâmide com onze pneus sobre uma base formada por dois engradados, com dimensões de 2,45 x 1,05 x 1,25 m (Figuras 5(a) Desenho esquemático do recife artificial. 5(b) foto da construção do recife). Usamos cordas de nylon multifilamento para amarrar os pneus entre si e com a base de madeira, pedras coletadas nas margens do reservatório foram usadas como poitas para manter sua estrutura no fundo e garantir sua estabilidade.

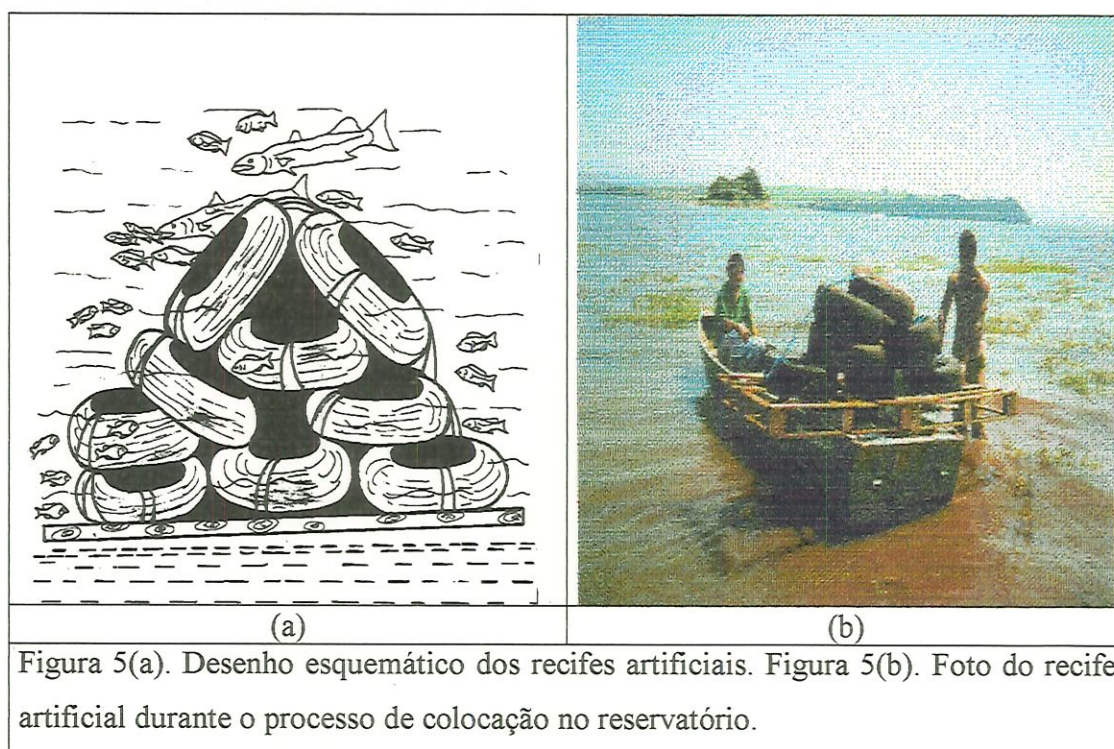
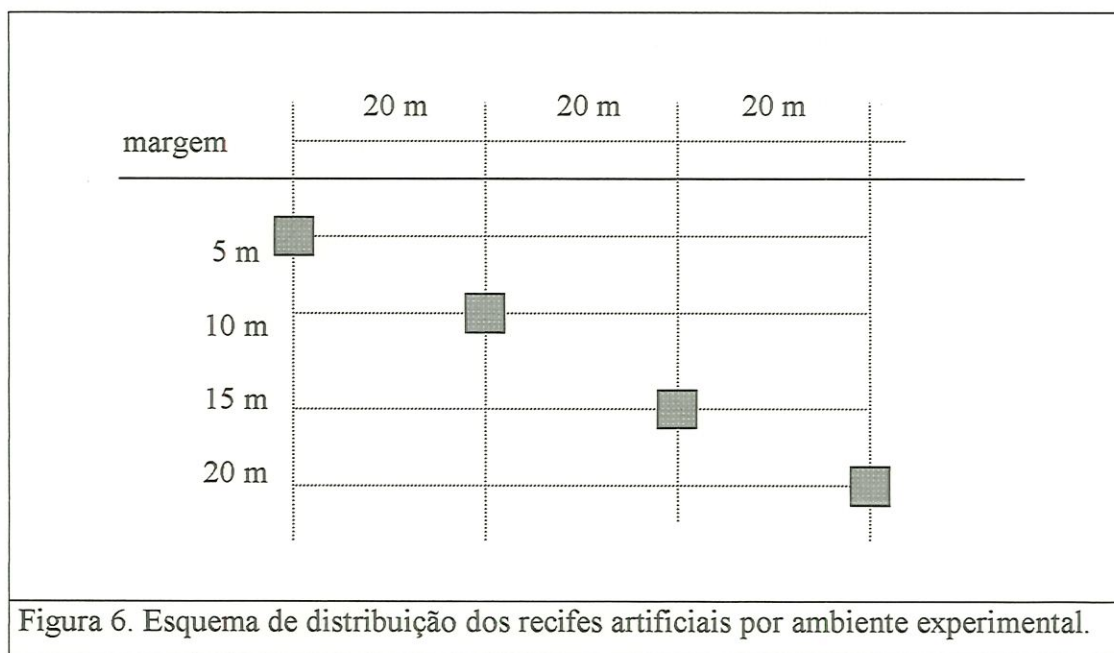


Figura 5(a). Desenho esquemático dos recifes artificiais. Figura 5(b). Foto do recife artificial durante o processo de colocação no reservatório.

Foram escolhidos dois locais no Rio Tietê, na área de influência da represa de UHE Barra Bonita. O primeiro, situado no interior do reservatório, cerca 2000 metros a montante da barragem, nas proximidades do ponto conhecido como “Porto de Areia do Delegado”. O segundo local foi a zona lótica situada a aproximadamente 1500 metros a jusante da barragem. Em cada um destes ambientes foram colocados quatros recifes artificiais, afundados a 5, 10, 15 e 20 metros da margem, respectivamente, com distâncias mínimas de 20 metros entre paralelas traçadas a partir da margem, com a finalidade de garantir independência entre os recifes (Figura 6). A profundidade do local onde os recifes foram colocados foi mantida entre 3 e 4 metros. Com a mesma configuração anterior, foram definidas áreas de controle nos dois ambientes experimentais, como pontos de amostragem situados em distâncias similares áquelas em que foram colocados os recifes. Deste modo, cada recife artificial e cada área controle situado a uma determinada distância constituiu uma unidade experimental individual.



#### 4.2 As pescarias experimentais.

As pescarias experimentais foram realizadas bimensalmente, entre os dias 10 e 20 de cada mês, a partir de fevereiro de 1998, cerca de 60 dias após a colocação dos recifes artificiais na água. O esforço de pesca foi padronizado através do uso



permanente de uma bateria de redes-de-espera, com dimensões padrões e diferentes tamanhos de malha (Tabela 6), em cada unidade experimental, e pela constância do tempo de permanência das redes na água em 18 horas, correspondendo a um esforço de pesca total de 1080 m.h para cada unidade experimental em cada uma das pescarias.

Tabela 6. Composição das baterias de redes-de-espera usadas em cada unidade experimental.

Rede	Comprimento (m)	Altura (m)	Diâmetro do fio (mm)	Distância entre nós adjacentes (mm)
01	10	1,50	0,30	30
02	10	1,60	0,30	40
03	10	1,70	0,40	50
04	10	1,70	0,50	60
05	10	1,70	0,50	70
06	10	1,70	0,60	80

#### 4.3 Coleta, identificação e biometria dos peixes capturados.

Os peixes capturados foram separados em lotes por unidade experimental e por rede. Em seguida, foram identificados e separados a nível de espécie com o auxílio de chaves de identificação (Britski, 1972; Britski, Sato & Rosa, 1984; Silimon *et al.*, 1996). De cada peixe foram tomadas as medidas do comprimento padrão, em milímetros, e do peso total, em gramas.

#### 4.4 Medidas de parâmetros físico-químicos.

Concomitantemente com a realização das amostragens, os seguintes parâmetros físico-químicos foram medidos:

- Transparência da água, em cm, com disco de Secchi;
- Oxigênio Dissolvido, em mg/l, com um Water Quality Checker U-10 HORIBA;
- Condutividade, em  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , com um Water Quality Checker U-10 HORIBA;





- Temperatura, em °C, com um Water Quality Checker U-10 HORIBA;
- Turbidez com um Water Quality Checker U-10 HORIBA;
- pH com um Water Quality Checker U-10 HORIBA;

A medição destes parâmetros foi efetuada sempre no horário compreendido entre 8:00 e 9:00 horas da manhã.

#### **4.5 Análise dos dados.**

##### **4.5.1 – As comunidades.**

O conhecimento da estrutura e da dinâmica das associações de organismos na natureza é um dos principais objetivos da Ecologia. O reconhecimento de que os ecossistemas mudam com o tempo tem levado a busca de métodos para identificar e quantificar essas mudanças. De acordo com duas abordagens principais:

- (i) através de medidas fundamentadas na estrutura das comunidades;
- (ii) através do uso de organismos indicadores (Washington, 1984).

A primeira abordagem, que consiste no estudo da estrutura das comunidades naturais, pode se dar:

- (i) através da observação das espécies ordenadas segundo suas similaridades totais e de procurar explicar os agrupamentos formados em função dos fatores ambientais mais importantes.
- (ii) mediante uso de modelos de abundância das espécies e de índices de diversidade e/ou de similaridade (Washington, 1984).

May (1984) considera que a estrutura de associações de peixes pode ser descrita por várias propriedades, como abundância numérica, biomassa, riqueza de espécies, diversidade, equitabilidade, movimentação e aspetos tróficos.

Magurran (1988) sugere uma rotina para estudos de comunidades naturais, principalmente àqueles relacionados com diversidade: 1) assegurar, quando possível, que os tamanhos das amostras sejam iguais e grandes o bastante para serem

representativos; 2) traçar um gráfico de abundância das espécies; 3) calcular os índices de Margalef e Berger-Parker, pois são medidas diretas que fornecem uma rápida estimativa dos componentes de diversidade; 4) determinar o  $\alpha$  da série logarítmica, que é considerado por May (1975) como um bom índice de diversidade; 5) em estudos em que a diversidade é o tema principal, é valioso o ajuste dos principais modelos de espécie-abundância; 6) quando réplicas forem disponíveis, fazer uma Análise de Variância para testar as diferenças entre as comunidades; 7) considerar o uso do procedimento *jack-knife* a fim de melhorar a estimativa da diversidade e obter um intervalo de confiança; 8) quando o estudo for comparativo com outros já realizados, levar em conta a consistência e a aceitação do índice de diversidade escolhido.

Neste trabalho, a rotina proposta por Magurran (1988) será seguida nas análises das estruturas das comunidades e na comparação das comunidades amostradas nas unidades experimentais.

#### 4.5.1.1 Índices de Diversidade

A literatura ecológica apresenta uma substancial quantidade de tentativas de fornecer uma medida de diversidade através de um único número-índice, que possa ser usado em estudos comparativos, e vários autores analisaram estes índices (Goodman, 1975; May, 1975; Washington, 1984; Magurran, 1988).

Uma medida de diversidade de espécies deve levar em consideração o número de espécies (riqueza de espécies) e suas abundâncias relativas (equitabilidade) (Margalef, 1968; Hurlbert, 1971; Goodman, 1975).

Os índices de diversidade mais usados podem ser classificados em dois tipos básicos.

- (i) os que avaliam a dominância de uma ou mais espécies na estrutura da comunidade;
- (ii) aqueles derivados da teoria de informações (Magurran, 1988; May, 1975; Washington, 1984).

Entre os índices de diversidade propostos com base na dominância de uma ou mais espécies, escolhemos o índice de Berger-Parker que representa a dominância de uma espécie na estrutura da comunidade, de acordo com a fórmula

$$d = \frac{n_{\max}}{N}, \quad (\text{Berger \& Parker, 1970})$$

onde,

$n_{\max}$  é o número de indivíduos da espécie mais abundante; e

$N$  é o número de indivíduos presentes na amostra.

Segundo May (1975), o índice de Berger-Parker é fácil de calcular e pode ser interpretado diretamente. Como no índice de Simpson, é comum o uso do complemento ou do recíproco do índice de Berger-Parker,  $1-d$  ou  $1/d$ , a fim de que o valor apresentado tenha correlação direta e positiva com a diversidade.

Dentre os índices da teoria de informação, foi usado neste trabalho o índice de Shannon ( $H'$ ), estimado pela fórmula:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i, \quad (\text{Shannon \& Weaver, 1949})$$

onde,

$$p_i = \frac{n_i}{N}, \text{ e}$$

$n_i$  é o número de indivíduos da espécie  $i$ ,

$N$  é o número de indivíduos presentes na amostra.

Por último, foi calculada a equitabilidade

$$E = \frac{H'}{\ln S} \quad (\text{Magurran, 1988})$$

onde

$H'$  é o índice de diversidade de Shannon;

$S$  é o número de espécies presentes na amostra.



MacArthur (1955) foi o primeiro a usar a equação proposta por Shannon & Weaver para fins ecológicos. Considerando  $p_i$  como a proporção de energia que passa através de um caminho trófico  $i$ . É um dos índices de diversidade mais usados em ecologia, principalmente pela associação com o princípio da entropia e com a Teoria de Complexidade-Estabilidade (Goodman, 1975).

#### 4.5.1.2 Os modelos de espécie/abundância.

Os modelos de distribuição de abundância de espécies são descrições estatísticas usadas para investigar a estrutura das comunidades naturais (Krebs, 1989). May (1975) e Southwood (1978) consideram esses modelos como o principal fundamento para a investigação da diversidade, pois utilizam todas as informações sobre a diversidade das comunidades animais e vegetais e constituem, desta maneira, a mais completa descrição matemática deste tipo de dado.

Neste trabalho, o ajuste dos modelos de espécie-abundância foi efetuado para as distribuições Geométrica, Logarítmica, Lognormal e *Broken-Stick*, considerando quatro comunidades distintas:

- (i) a coleção de peixes amostrada nos recifes situados no reservatório;
- (ii) a coleção de peixes amostrada nas áreas controle do reservatório;
- (iii) a coleção de peixes amostrada nos recifes situados na zona lótica;
- (iv) a coleção de peixes amostrada nas áreas controle da zona lótica.

Após o ajuste dos dos modelos, sua adequação aos dados foi avaliada através de um teste de aderência de  $\chi^2$  (Sokal & Rohf, 1995; Zar, 1996).

A suposição básica da série Geométrica é que a espécie dominante utiliza uma proporção  $k$  de um determinado recurso limitante, a segunda espécie em dominância usa a mesma proporção  $k$  da porção restante do recurso e assim sucessivamente, até que todas as espécies ocupem sua posição na estrutura da comunidade (May, 1975; 1988). A abundância de cada espécie deve resultar equivalente a proporção do recurso limitante que ela utiliza e a estrutura resultante é

uma associação com umas poucas espécies dominantes e as demais raras (May, 1975; Magurran, 1988).

A expressão matemática é dada pela equação (Magurran, 1988):

$$n_i = N.C_k.k.(1 - k)^{i-1}$$

onde,

$n_i$  é o número de indivíduos da espécie  $i$ ;

$k$  é a proporção do nicho disponível que cada espécie ocupa, sendo calculada iterativamente pela equação (Magurran, 1988):

$$N_{\min}/N = \frac{\left[ \frac{k}{(1-k)} \right] \cdot [(1-k)^S]}{[1 - (1-k)^S]}$$

onde,

$N_{\min}$  é o número de indivíduos na espécie menos abundante;

$N$  é o número total de indivíduos;

$S$  é o número de espécies; e,

$C_k$  é uma constante dada pela equação (Magurran, 1988):

$$C_k = [1 - (1 - k)^S]^{-1}$$

A série Logarítmica foi a primeira tentativa de descrever a relação entre o número de espécies e suas abundâncias (Fisher *et al.*, 1943). Neste modelo, o número esperado de espécies com  $n$  indivíduos é dado por  $\alpha x^n/n$ , onde  $x$  é uma constante menor do que 1,0, dependente do tamanho da amostra e  $\alpha$  é uma constante característica da comunidade, independente do tamanho da amostra, que pode ser usada satisfatoriamente como um índice de diversidade (Magurran, 1988).

May (1975) sugere que a Série Logarítmica pode ser explicada por uma variação da hipótese de preenchimento do nicho. Em geral, considera-se que a Série Logarítmica oferece descrições particularmente boas de amostras de comunidades pequenas, pioneiras ou estressadas (May, 1975). Além disso, o ajuste de uma Série Logarítmica pode resultar de efeitos amostrais e/ou estocásticos (Boswell & Patil,

1971) ou pode descrever, simplesmente, amostras pequenas de uma comunidade que se ajuste a uma distribuição lognormal (Preston, 1948).

O parâmetro  $x$  da série logarítmica é determinado por iteração através da equação (Magurran, 1988)

$$S/N = \left[ \frac{(1-x)}{x} \right] [-\ln(1-x)]$$

onde,

$S$  é o número de espécies; e,

$N$  é o número total de indivíduos.

E o parâmetro  $\hat{\alpha}$  é estimado pela equação (Magurran, 1988):

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

A distribuição lognormal é considerada como um bom descritor da estrutura de comunidades naturais, particularmente para comunidades grandes, estáveis, no equilíbrio ou nas proximidades deste (May, 1975; Whittaker, 1975; Preston, 1980).

A distribuição lognormal é descrita pela equação (May, 1975):

$$S(R) = S_0 \cdot e^{-(a \cdot R)^2},$$

onde,

$S(R)$  é o número de espécies na oitava  $r$  a partir da oitava modal;

$S_0$  é o número de espécies na oitava modal;

$a$  é um parâmetro relacionado com a variância da distribuição.

O número total de espécies na comunidade ( $S^*$ ) pode ser estimado através da equação (May, 1975).

$$S^* = \frac{S}{(1-p_0)}$$

onde,



$p_0$  é a área da curva normal.

A distribuição lognormal é contínua e em forma de sino. Em geral, a porção a esquerda da curva permanece oculta, tornando-se truncada no ponto em que as espécies são representadas por um único indivíduo (Preston, 1948). May (1975) considera que a distribuição lognormal é o mais importante modelo de espécie-abundância e apresenta uma ampla revisão acerca de seus embasamentos teóricos, suas propriedades matemáticas e suas relações com outros modelos e com índices de diversidade.

O modelo *Broken-Stick* foi proposto por MacArthur (1957) e representa adequadamente comunidades mais equilibradas, em termos de abundância relativa das espécies, do que os modelos Geométrico, Logarítmico e Lognormal. A hipótese teórica que serve de fundamento para o modelo é que o espaço do nicho divide-se aleatoriamente e simultaneamente em segmentos contínuos não superpostos (MacArthur, 1957).

Como com a série Geométrica, o modelo *Broken-Stick* é convencionalmente escrito em termos de ordem de abundância e o número de indivíduos nas espécies mais abundantes  $N_i$  é obtido pela equação (Magurran, 1988):

$$N_i = \frac{N}{S} \cdot \sum_{n=1}^S \frac{1}{n},$$

onde,

$N$  é o número total de indivíduos, e

$S$  é o número total de espécies;

$n$  é o número de indivíduos de cada classe de abundância.

May (1975), explica que o modelo *Broken-Stick* é descrito unicamente pela riqueza de espécies ( $S$ ), uma vez que sua distribuição é mais equitativa e afirma que a equação exata para determinar o número de espécies para cada classe de abundância é dada por:

$$S(n) = \left[ \frac{S \cdot (S - 1)}{N} \right] \left( 1 - \frac{n}{N} \right)^{S-2},$$

onde,

$S(n)$  é o número de espécies na classe de abundância com  $n$  indivíduos.

#### 4.5.1.3 – Agrupamento e Ordenação das Comunidades

A análise de agrupamentos procura reconhecer graus de similaridade entre objetos em função de variáveis, com o objetivo de estabelecer grupos naturais determinados de forma hierárquica, começando de classes pequenas e indo para classes cada vez maiores, porém menos homogêneas (Valentin, 1995).

Os métodos de agrupamentos mais usados em Ecologia são politéticos não-probabilísticos efetuados por aglomeração sequencial hierárquica, ou seja, são usados muitos descritores, os objetos são reunidos um após o outro, respeitando uma determinada sequência de operações e os elementos-objetos de um grupo tornam-se elementos do grupo superior, constituindo assim uma série hierárquica (Valentin, 1995).

Dentre os métodos existentes, Tongeren (1995) destaca:

- (i) Método de agrupamento por ligação simples;
- (ii) Método de agrupamento por ligação completa;
- (iii) Método de agrupamento pela associação média;
- (iv) Método de agrupamento por centroides;
- (v) Método de agrupamento pela variância mínima.

Valentin (1995) compara os diversos métodos e conclui que o método de agrupamento pela variância mínima, também conhecido como Método de Ward é um dos mais eficientes, pois evita a formação de grupos de difícil interpretação como no método de ligação simples e a formação de dendrogramas dilatados, comuns quando se usa o método de ligação completa. Neste método, em cada etapa, a variância

intragrupo é calculada para todas as associações possíveis, agrupando-se os grupos que minimizam esta variância (Tongeren, 1995).

Neste trabalho, foram usados o método de agrupamento pela variância mínima, estimando a distância Euclidiana entre os objetos, para tentar identificar padrões em função dos agrupamentos formados pelas unidades experimentais, sem levar em consideração a variação temporal. A técnica foi executada por duas vezes, uma com dados totais (soma dos valores das seis amostragens) de abundância numérica das espécies capturadas em cada unidade; e, a segunda, com dados totais de abundância em biomassa das espécies.

A ordenação é um termo coletivo para técnicas multivariadas que ordenam locais/comunidades ao longo de eixos a partir de dados de abundância de espécies (Braak, 1995). Os métodos, aplicações, recomendações e restrições são discutidos por diversos autores (Ludwig & Reynolds, 1985; Manly, 1986; Braak, 1995).

Com o objetivo de ordenar as unidades experimentais em um número reduzido de eixos, segundo as espécies de peixes encontradas e suas respectivas abundâncias, usamos uma Análise de Componentes Principais (ACP).

A ACP estabelece, a partir de uma matriz de semelhança (correlações, variâncias-covariâncias, similaridades), um conjunto de eixos perpendiculares. Cada componente corresponde a um autovetor dessa matriz e representa um fator/variável ecológica. Deste modo, a partir de uma matriz de correlação entre  $m$  fatores/variáveis, serão calculados  $m$  autovetores (eixos fatoriais) de comprimento  $\lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_m$  decrescentes em função de sua contribuição à variância total dos dados. Esses comprimentos correspondem aos  $m$  autovalores da matriz (Manly, 1986; Braak, 1995). A ACP apresenta a vantagem de reduzir a dimensão dos dados sem perder informações (Ludwig & Reynolds, 1988). Além disso, a análise não requer multinormalidade e os dados podem ser quantitativos, qualitativos ou mistos (Manly, 1986).

De modo semelhante ao procedimento efetuado quando aplicamos o agrupamento, foram feitas duas análises de componentes principais: a primeira, com



dados totais de abundância numérica das espécies capturadas em cada unidade experimental. E, a segunda, com dados de biomassa. Nas duas análises, o fator tempo não foi considerado, os totais capturados nas seis amostragens foram agrupados para formar uma única amostra.

#### **4.5.1.4 A comparação das unidades experimentais usando análise de variância com medidas repetidas no tempo**

Rundle & Jackson (1996) sugerem que os estudos relacionados com a estrutura e a organização de comunidades naturais devem utilizar técnicas objetivas, multivariadas e quantitativas que revelem a influência das variabilidades temporal e espacial. A consideração das variabilidades temporal e espacial é importante uma vez que serão estas que fornecerão explicações acerca dos fatores que originam os padrões observados (Resh & Rosemberg, 1989).

Com a introdução dos recifes artificiais nos dois ambientes, reservatório e zona lótica, obedecendo as distâncias da margem de 5, 10, 15 e 20 metros e realizando pescarias bimensais nas proximidades dos recifes e em áreas controles construímos um esquema de planejamento experimental hierárquico com três fatores (Figura 7): ambiente (2 níveis), presença e ausência de recifes artificiais dentro de ambiente (2 níveis) e distância da margem dentro de ambiente (4 níveis).

O esquema de planejamento experimental usado pressupõe a realização de seis medidas repetidas (amostragens) no tempo sobre as mesmas unidades experimentais, com o objetivo de testar a hipótese de que a presença dos recifes artificiais não teve efeito sobre as associações de peixes ao longo do tempo, neste caso um ano.

A opção pela análise com medidas repetidas é devida a dois fatores:

- (i) a importância de testar evolução temporal da influência dos recifes artificiais sobre as associações de peixes;
- (ii) ao fato de que a realização de amostras consecutivas nos mesmas unidades experimentais ao longo do tempo, viola o princípio de

independência das observações da Análise de Variância unidimensional

		AMBIENTE							
		RESERVATÓRIO				ZONA LÓTICA			
		DISTÂNCIA DA MARGEM (METROS)							
		5	10	15	20	5	10	15	20
COM RECIFE ARTIFICIAL	Bimestre								
	1								
	2								
	3								
	4								
	5								
SEM RECIFE ARTIFICIAL	Bimestre								
	1								
	2								
	3								
	4								
	5								

Figura 7. Esquema de planejamento experimental hierárquico com três fatores: ambiente (2 níveis), recifes artificiais (2 níveis) e distância da margem (4 níveis) com medidas repetidas no tempo (6 bimestres).

A vantagem do planejamento com medidas repetidas é que, além de testar a existência de diferenças entre os tratamentos, este tipo de análise avalia o efeito das variações temporais sobre o tratamento, testando as interações de cada um destes tratamentos com o tempo (Girden, 1992).

A análise com medidas repetidas no tempo é, em princípio, multivariada e tem o seguinte modelo estatístico (Crowder & Hand, 1996; Girden, 1992; Norman & Streiner, 1993; Ott, 1988).

$$Y_{ijkl} = \mu + \alpha_i \tau_i + \delta_j(\alpha_i) \tau_i + \gamma_k(\alpha_i) \tau_i + \tau_i + \varepsilon_{ijkl}$$

onde,

$$Y_{ijk t} = \begin{bmatrix} Y_1 \\ Y_2 \\ Y_3 \\ Y_4 \\ Y_5 \\ Y_6 \end{bmatrix} \quad \text{é a matriz resposta com 6 medidas repetidas no tempo } t \text{ tomadas no ambiente } i, \text{ no recife artificial } j \text{ e na distância } k;$$

$\mu$  é a média geral;

$\alpha_i \cdot \pi_t$  é o efeito do ambiente  $i$  ( $i = 1, 2$ ) ao longo do tempo  $t$  ( $t = 1, \dots, 6$ )

$\delta_j(\alpha_i) \cdot \pi_t$  é o efeito do recife artificial  $j$  ( $j = 1, 2$ ) dentro do ambiente  $i$  ao longo do tempo  $t$  ( $t = 1, \dots, 6$ );

$\gamma_k(\alpha_i) \cdot \pi_t$  é o efeito da distância  $k$  ( $k = 1, \dots, 4$ ) dentro do ambiente  $i$  ao longo do tempo  $t$  ( $t = 1, \dots, 6$ );

$\pi_t$  é o efeito do tempo  $t$  ( $t = 1, \dots, 6$ )

$\varepsilon_{ijk t}$  são variáveis aleatórias, independentes e identicamente distribuídas com distribuição normal  $N[0, \sigma^2]$ .

Um esquema experimental com medidas repetidas pode ser analisado de modo univariado, como um modelo *split-plot*, se determinadas condições forem atendidas. Isto é vantajoso, uma vez que os testes univariados apresentam, em geral, maior sensibilidade para perceber diferenças entre tratamentos (Cole & Grizzle, 1966; SAS/STAT, 1990). Além disso, os testes univariados possibilitam interpretação mais clara e precisa dos resultados (Cole & Grizzle, 1966; Maceina *et al.*, 1994).

As suposições para a Análise de Variância univariada com medidas repetidas são: independência entre as unidades amostrais (não entre as medidas), homogeneidade das variâncias, normalidade dos dados e esfericidade dos componentes ortogonais (Cole & Grizzle, 1966; Christensen, 1991; Girden, 1992).



A esfericidade é uma condição necessária para a Análise de Variância com medidas repetidas pelo método univariado (Girden, 1992). Ela foi demonstrada por Huynh & Feldt (1970) e considera que todas as diferenças entre pares de medidas devem ser igualmente variáveis. A esfericidade dos componentes ortogonais pode ser melhor entendida através da matriz de covariância  $\Sigma$ , que nos delineamentos com medidas repetidas onde as correlações são uniformes, assume a forma:

$$\Sigma = \sigma^2 \cdot \begin{bmatrix} 1 & \rho & \dots & \rho \\ \rho & 1 & \dots & \rho \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ \rho & \rho & \dots & 1 \end{bmatrix},$$

onde,

$\sigma^2$  é a variância das respostas sob qualquer tratamento; e

$\rho$  é a correlação entre as respostas sob dois tratamentos quaisquer.

A matriz de variância  $\Sigma$  com a forma anterior é chamada de matriz uniforme (Geisser, 1963), a forma acima indica que as correlações entre as respostas dos tratamentos são constantes. Nesta situação, os dados podem ser analisados segundo um modelo *split-plot*, considerando os fatores como componentes da unidade principal (variação entre tratamentos) e o tempo e a interação dos fatores com o tempo como componentes da unidade secundária (variação dentro dos tratamentos).

O princípio fundamental dos delineamentos *split-plot* é a divisão de unidades experimentais consideradas principais, para as quais os níveis de um ou mais fatores são aplicados, em unidades experimentais secundárias, para as quais níveis de um ou mais fatores adicionais são aplicados (Mead, 1988).

Nos delineamentos *split-plot*, as respostas das unidades principais e secundárias aos tratamentos são sempre uniformemente correlacionadas uma vez que as medidas são efetuadas em um mesmo momento. Nos delineamentos com medidas repetidas no tempo estas correlações podem ou não permanecer uniforme, uma vez que as unidades experimentais podem ser influenciadas diversamente pelo fator

tempo (Girden, 1992). A condição de esfericidade, explicada anteriormente, verifica a uniformidade das correlações entre medidas tomadas em momento diversos.

Quando a hipótese de esfericidade dos componentes ortogonais é aceita, os resultados do teste univariado são válidos e a probabilidade crítica do valor estimado para F é o critério para aceitar ou rejeitar a hipótese testada (SAS/STAT, 1990).

Quando a hipótese de esfericidade dos componentes ortogonais é rejeitada, os resultados do teste univariado podem ser corrigidos a partir de duas estimativas de  $\varepsilon$ , uma fornecida por Greenhouse & Geisser (1959) e outra fornecida por Huynh & Feldt (1976). Neste caso, a probabilidade crítica para o teste da hipótese serão os valores corrigidos pelos valores de  $\varepsilon$  de Greenhouse & Geisser e de Huynh & Feldt (Girden, 1992; SAS/STAT, 1990). Contudo, a capacidade das estimativas de Greenhouse & Geisser e de Huynh & Feldt de corrigir as distorções causadas pela ausência de esfericidade dos componentes ortogonais pode ser limitada e o emprego de análises univariadas quando esta suposição não é satisfeita pode levar a erros tipo I, ou seja, a rejeição da hipótese nula quando ela é verdadeira (SAS/STAT, 1990).

Neste trabalho, realizamos análises multivariadas com medidas repetidas no tempo, segundo o modelo proposto, usando como variáveis respostas:

- a Biomassa (gramas);
- o Índice de Shannon ( $H'$ ), com dados de biomassa;
- o Índice de Berger-Parker, com dados de número de indivíduos.

Sempre que a esfericidade dos componentes ortogonais for aceita, um teste univariado com objetivo de comparar a variação entre os tratamentos e dentro dos tratamentos ao longo tempo foi desenvolvido, com o seguinte modelo estatístico.

$$Y_{ijkl} = \mu + \alpha_i + \delta_j(\alpha_i) + \gamma_k(\alpha_i) + \xi_{ijk} + \pi_l + \pi_l * \alpha_i + \pi_l * \delta_j(\alpha_i) + \pi_l * \gamma_k(\alpha_i) + \varepsilon_{ijkl}$$

onde,

$\mu$  é a média geral;

$\alpha_i$  é o efeito do ambiente  $i$  ( $i = 1, 2$ )

$\delta_j(\alpha_i)$  é o efeito do recife artificial  $j$  ( $j = 1, 2$ ) dentro do ambiente  $i$ ;

$\gamma_k(\alpha_i)$  é o efeito da distância  $k$  ( $k = 1, \dots, 4$ ) dentro do ambiente  $i$ ;

$\xi_{ijk}$  é o termo de resíduo da unidade principal;

$\pi_t$  é o efeito do tempo  $t$  ( $t = 1, \dots, 6$ );

$\pi_t^* \alpha_i$  é o efeito da interação do tempo  $t$  ( $t = 1, \dots, 6$ ) com o ambiente  $i$  ( $i = 1, 2$ );

$\pi_t^* \delta_j(\alpha_i)$  é o efeito da interação do tempo  $t$  ( $t = 1, \dots, 6$ ) com o recife artificial  $j$  ( $j = 1, 2$ ), dentro do ambiente  $i$  ( $i = 1, 2$ );

$\pi_t^* \gamma_k(\alpha_i)$  é o efeito da interação do tempo  $t$  ( $t = 1, \dots, 6$ ) com a distância  $k$  ( $k = 1, \dots, 4$ ), dentro do ambiente  $i$  ( $i = 1, 2$ );

$\varepsilon_{ijkt}$  é o termo de resíduo na unidade secundária.

Supondo que:

$$\xi_{ijk} \sim N [0, \sigma^2_{UP}] \text{ e}$$

$$\varepsilon_{ijkt} \sim N [0, \sigma^2_{US}]$$

sendo,

$\sigma^2_{UP}$  variância das observações na unidade principal e

$\sigma^2_{US}$  variância das observações na unidade secundária.

Quando a hipótese de esfericidade foi rejeitada, apresentamos os resultados do teste  $T^2$  de Hotelling (Girden, 1992; SAS/STAT, 1990) ao lado dos resultados da análise univariada. O teste  $T^2$  é, em princípio, uma analogia multivariada do teste  $t$  de Student para comparação de médias (Anderson, 1958; Crowder & Hand, 1996).

Em um teste univariado para comparação de uma média amostral  $\bar{x}$  com uma média populacional conhecida  $\mu$ , se a amostra satisfaz a condição  $N [\mu, \sigma^2]$ , a estatística comumente usada é dada pela equação:

$$t = \sqrt{N} \cdot \frac{\bar{x} - \mu}{s}$$

Hotteling<sup>2</sup> *apud* Anderson (1958) propôs a seguinte generalização para o teste univariado acima, que pode ser expandido para considerar várias médias:

<sup>2</sup> HOTTELING, H. (1931) The generalization of Student's ratio. *Ann. Math. Stat.*, v.2, p.360-78 *apud* ANDERSON, T. W. (1958) *An Introduction to Multivariate Statistical Analysis*. John Wiley & Sons.



$$T^2 = N(\bar{x} - \mu)' \Sigma^{-1} (\bar{x} - \mu)$$

onde,

$\bar{x}$  = vetor média de uma amostra  $N$ ;

$\Sigma$  = matriz de covariância; e,

$\mu$  = vetor média da população.

Um modelo simplificado, com base no mesmo conjunto de dados, foi usado para testar a hipótese de ausência de efeito de agregação dos recifes artificiais sobre juvenis, usando o comprimento médio de *Plagiosciom squamosissimus* como variável resposta. Esta espécie foi escolhida por ser a mais frequente, estando presente nas capturas feitas em todas as unidades experimentais.

Com o objetivo de assegurar a ortogonalidade do desenho, os dados das diferentes distâncias foram agrupados e os resultados dos dois tipos de ambiente foram considerados repetições para os efeitos de presença e ausência de recifes artificiais. O modelo multivariado resultante foi:

$$Y_{it} = \mu + \alpha_i \pi_t + \pi_t + \varepsilon_{it},$$

onde,

$$Y_{it} = \begin{bmatrix} Y_1 \\ Y_2 \\ Y_3 \\ Y_4 \\ Y_5 \\ Y_6 \end{bmatrix} \text{ é a matriz resposta com 6 medidas repetidas no tempo } t \text{ tomadas no recife artificial } i;$$

$\mu$  é a média geral;

$\alpha_i \pi_t$  é o efeito do recife artificial  $i$  ( $i = 1, 2$ ) ao longo do tempo  $t$  ( $t = 1, \dots, 6$ )

$\pi_t$  é o efeito do tempo  $t$  ( $t = 1, \dots, 6$ )

$\varepsilon_{ijk}$  são variáveis aleatórias, independentes e identicamente distribuídas com distribuição normal  $N[0, \sigma^2]$ .

Quando um dos efeitos do modelo usado na análise com medidas repetidas contém apenas dois níveis, não se dispõe de graus de liberdade suficientes para testar a esfericidade dos componentes ortogonais. SAS/STAT (1990), afirma que neste caso nenhum ajuste é necessário. Enquanto Girden (1992), sem se ater a este caso particular, estabelece que quando não for possível fazer inferências sobre a esfericidade deve ser usado o fator de correção de Greenhouse-Geiser.

Neste trabalho, o modelo univariado simplificado usado para testar a igualdade entre as estimativas de comprimento médio dos exemplares de *Plagiosciom squamosissimus* capturados nos recifes e aquelas obtidas dos peixes capturados nas áreas controle é:

$$Y_{it} = \mu + \alpha_i + \xi_i + \pi_t + \pi_t * \alpha_i + \varepsilon_{it}$$

onde,

$\mu$  é a média geral;

$\alpha_i$  é o efeito do recife artificial  $i$  ( $i = 1, 2$ )

$\xi_i$  é o termo de resíduo da unidade principal;

$\pi_t$  é o efeito do tempo  $t$  ( $t = 1, \dots, 6$ );

$\pi_t * \alpha_i$  é o efeito da interação do tempo  $t$  ( $t = 1, \dots, 6$ ) com o recife artificial  $i$  ( $i = 1, 2$ );

$\varepsilon_{it}$  é o termo de resíduo na unidade secundária.

Supondo que:

$$\xi_i \sim N[0, \sigma_{UP}^2] \text{ e}$$

$$\varepsilon_{it} \sim N[0, \sigma_{US}^2]$$

sendo,

$\sigma_{UP}^2$  variância das observações na unidade principal e

$\sigma_{US}^2$  variância das observações na unidade secundária

Quando o total capturado e/ou a distribuição destes totais não foi uniforme pelas amostragens ou pelas unidades experimentais, um teste  $t$  de Student não pareado, com variância *pooled*, após a aceitar a hipótese de homogeneidade de

variâncias através do teste de Bartlett (Zar, 1996) foi usado para testar se a captura de juvenis nos recifes artificiais era igual àquela verificada nas áreas controle.



## 5 RESULTADOS

### 5.1 A ictiofauna

Após a realização das seis amostragens, foi capturado um total de 1246 peixes, correspondente a uma biomassa de 215,035 kg, distribuídos em 28 espécies, pertencentes a 23 gêneros de 13 Famílias e 3 Ordens da Classe OSTEICHTHYES.

A Ordem Characiformes contribuiu com 17 espécies, de seis famílias, e foi o grupo predominante na fauna de peixes do rio Tietê, na área de influência do reservatório de Barra Bonita.

A elaboração da lista taxonômica obedeceu a ordenação proposta por Nelson (1994) a nível de Superordem e as modificações sugeridas por Fink & Fink (1981) e Lauder & Liem (1983) para os grupos inferiores.

#### Lista Taxonômica

Classe OSTEICHTHYES

Subclasse ACTINOPTERYGII

Superordem OSTARIOPHYSI

Ordem CHARACIFORMES

Família CHARACIDAE

Subfamília TETRAGONOPTERINAE

*Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758)

*Moenkhausia intermedia* Eigenmann, 1908

Subfamília CYNOPOTAMINAE

*Galeocharax knerii* (Steindachner, 1879)

Subfamília SALMININAE

*Salminus hilarii* Valenciennes, 1849

*Salminus maxilosus* Valenciennes, 1840

## Família SERRASALMIDAE

## Subfamília SERRASALMINAE

*Serrasalmus spilopleura* Kner, 1860

## Subfamília MYLEINAE

*Myleus tiete* (Eigenmann & Norris, 1900)*Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1891)

## Família CURIMATIDAE

*Steindachnerina insculpta* (Fernando-Yepes, 1948)*Cyphocharax modesta* (Fernando-Yepes, 1948)*Cyphocharax nagelii* (Steindachner, 1889)

## Família PROCHILODONTIDAE

*Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1849)

## Família ANOSTOMIDAE

*Leporinus obtusidens* (Valenciennes, 1847)*Schizodon nasutus* Kner, 1859*Schizodon borellii* (Boulenger, 1895)

## Família ERYTHRINIDAE

*Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794)*Hoplias lacerdae* Ribeiro, 1908

## Ordem SILURIFORMES

## Subordem SILUROIDEI

## Família LORICARIDAE

*Hypostomus ancistroides* (Ihering, 1911)*Hypostomus aff strigiceps* (Regan, 1908)

## Família DORADIDAE

*Rhinodoras d'orbigny* (Kroeyer, 1855)

## Família CALLICHTHYDAE

*Callichthys callichthys* (Linnaeus, 1758)

## Família PIMELODIDAE

## Subfamília PIMELODINAE

*Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803

## Subfamília SORUBIMINAE



*Iheringichthys labrosus* (Kroeyer, 1874)

## Subordem GIMNOTOIDEI

## Família STERNOPYGIDAE

*Sternopygus macrurus* (Valenciennes, 1847)

## Superordem ACANTHOPTERIGII

## Ordem PERCIFORME

## Família CICHLIDAE

*Cichla monoculus* Spix, 1831*Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824)*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758

## Família SCIANIDAE

*Plagioscion squamosissimus* Heckel, 1840

As tabelas 7a, 7b, 8a, 8b, 9a, 9b, 10a, 10b, 11a, 11b, 12a e 12b contém os dados de abundância numérica e biomassa, em gramas, das espécies capturadas nas pescarias realizadas em cada unidade experimental nas amostragens de 1 a 6.

Tabela 7a. Número e biomassa, entre parênteses, de peixes capturados a montante do reservatório de Barra Bonita, na primeira amostragem.

Espécie	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
<i>Astyanax bimaculatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Moenkhausia intermedia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Galeocharax knerii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus hilarii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus maxilosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myleus tiete</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Steinchnerina inculpta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphocharax modesta</i>	-	-	-	-	1(80)	1(82)	-	-
<i>Cyphocharax nagelii</i>	-	-	-	-	1(94)	-	-	-
<i>Prochilodus lineatus</i>	-	-	1(1342)	-	-	1(449)	1(696)	-
<i>Leporinus obtusidens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizodon nasutus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizodon borellii</i>	-	-	-	-	-	-	-	1(171)
<i>Hoplias lacerdae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias malabaricus</i>	1(202)	-	1(561)	-	1(295)	-	-	-
<i>Hypostomus ancistroides</i>	2(159)	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hypostomus strigaceps</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhinodoras d'orbigny</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Callichthys callichthys</i>	2(215)	5(576)	2(246)	-	3(431)	2(261)	-	-
<i>Pimelodus maculatus</i>	3(454)	2(397)	-	-	-	2(291)	3(524)	3(560)
<i>Iheringichthys labrosus</i>	1(137)	-	-	-	2(245)	-	-	-
<i>Sternopygus macrurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cichla monoculus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Geophagus brasiliensis</i>	5(372)	3(204)	3(177)	-	3(315)	-	-	-
<i>Oreochromis niloticus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	6(575)	2(185)	3(357)	-	5(616)	1(187)	1(101)	-
Total	20(2114)	12(1362)	10(2683)	-	16(2076)	7(1270)	5(1321)	4(731)



Tabela 7b. Número e biomassa, entre parênteses, de peixes capturados na zona lítica a jusante do Reservatório de Barra Bonita, na primeira amostragem.

Espécie	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
<i>Astyanax bimaculatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Moenkhausia intermedia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Galeocharax knerii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus hilarii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus maxillosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myleus tiete</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Steinchnarina insculpta</i>	13(1666)	6(777)	-	-	48(6303)	5(1358)	5(543)	-
<i>Cyphocharax modesta</i>	11(1193)	3(325)	2(215)	-	6(697)	4(410)	2(228)	-
<i>Cyphocharax nagelii</i>	5(527)	6(643)	-	-	8(894)	9(1028)	5(506)	-
<i>Prochilodus lineatus</i>	-	-	-	-	-	1(445)	-	-
<i>Leporinus obtusidens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizodon nasutus</i>	-	-	-	-	-	-	2(707)	-
<i>Schizodon borellii</i>	2(291)	2(327)	-	-	3(305)	2(678)	2(572)	-
<i>Hoplias lacerdae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias malabaricus</i>	1(295)	1(694)	2(1168)	-	2(435)	-	1(498)	-
<i>Hypostomus ancistroides</i>	4(543)	1(104)	-	-	2(277)	-	-	-
<i>Hypostomus strigaceps</i>	1(762)	3(1450)	1(421)	2(1000)	-	-	-	-
<i>Rhinodoras d'orbigny</i>	2(263)	2(196)	-	-	-	-	-	-
<i>Callichthys callichthys</i>	7(1236)	4(552)	1(110)	-	5(613)	-	-	-
<i>Pimelodus maculatus</i>	7(1165)	8(1389)	7(1064)	4(594)	-	1(141)	-	-
<i>Iheringichthys labrosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sternopygus macrurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cichla monoculus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Geophagus brasiliensis</i>	7(521)	-	-	-	1(63)	-	-	-
<i>Oreochromis niloticus</i>	-	-	1(167)	-	-	-	-	-
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	2(268)	-	-	1(145)	-	2(604)	1(138)	-
<b>Total</b>	<b>62(8730)</b>	<b>36(6457)</b>	<b>14(3145)</b>	<b>7(1739)</b>	<b>75(9587)</b>	<b>31(4664)</b>	<b>18(3192)</b>	<b>-</b>

Tabela 8a. Número e biomassa, entre parênteses, de peixes capturados a montante do reservatório de Barra Bonita, na segunda amostragem.

Espécie	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
<i>Astyanax bimaculatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Moenkhausia intermedia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Galeocharax knerii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus hilarii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus maxillosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	2(57)	-	-	-	5(754)	-	-	-
<i>Myleus tiete</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Steinchnarina insculpta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphocharax modesta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphocharax nagelii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prochilodus lineatus</i>	1(235)	1(238)	2(507)	-	-	-	-	-
<i>Leporinus obtusidens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizodon nasutus</i>	-	1(140)	-	-	1(160)	1(174)	-	-
<i>Schizodon borellii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias lacerdae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias malabaricus</i>	1(253)	2(504)	-	-	-	-	-	-
<i>Hypostomus ancistroides</i>	1(82)	1(58)	-	-	-	-	-	-
<i>Hypostomus strigaceps</i>	1(106)	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhinodoras d'orbigny</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Callichthys callichthys</i>	-	-	-	-	4(422)	-	-	-
<i>Pimelodus maculatus</i>	4(621)	4(607)	3(483)	1(178)	-	2(367)	3(687)	2(453)
<i>Iheringichthys labrosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sternopygus macrurus</i>	-	-	1(250)	-	-	-	-	-
<i>Cichla monoculus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Geophagus brasiliensis</i>	4(251)	1(55)	-	-	-	-	-	-
<i>Oreochromis niloticus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	18(1957)	8(904)	5(667)	1(179)	8(956)	5(1055)	1(638)	-
<b>Total</b>	<b>32(3562)</b>	<b>18(2506)</b>	<b>11(1907)</b>	<b>2(357)</b>	<b>18(2292)</b>	<b>8(1596)</b>	<b>4(1325)</b>	<b>2(453)</b>

Tabela 8b. Número e biomassa, entre parênteses, de peixes capturados na zona lótica a jusante do Reservatório de Barra Bonita, na segunda amostragem.

Espécie	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
<i>Astyanax bimaculatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Moenkhausia intermedia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Galeocharax knerii</i>	-	1(112)	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus hilarii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus maxilosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	1(230)	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myleus tiete</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Steinchnarina insculpta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphocharax modesta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphocharax nagelii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prochilodus lineatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leporinus obtusidens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizodon nasutus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizodon borellii</i>	2(406)	3(690)	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias lacerdae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias malabaricus</i>	1(249)	3(654)	-	-	4(881)	2(465)	-	-
<i>Hypostomus ancistroides</i>	3(301)	5(878)	1(231)	-	3(650)	-	1(296)	-
<i>Hypostomus strigaceps</i>	3(463)	-	-	-	3(955)	2(554)	-	-
<i>Rhinodoras d'orbigny</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Callichthys callichthys</i>	5(739)	1(127)	-	-	3(435)	-	-	-
<i>Pimelodus maculatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Iheringichthys labrosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sternopygus macrurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cichla monoculus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Geophagus brasiliensis</i>	2(108)	-	-	-	4(269)	-	-	-
<i>Oreochromis niloticus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	5(477)	3(772)	2(413)	2(587)	1(115)	5(801)	4(1040)	2(621)
Total	22(2975)	16(3233)	3(644)	2(587)	18(3305)	9(1820)	5(1336)	2(621)

Tabela 9a. Número e biomassa, entre parênteses, de peixes capturados a montante do Reservatório de Barra Bonita, na terceira amostragem.

Espécie	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
<i>Astyanax bimaculatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Moenkhausia intermedia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Galeocharax knerii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus hilarii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus maxilosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	2(59)	-	-	-	1(24)	-	-	-
<i>Myleus tiete</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Steinchnarina insculpta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphocharax modesta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphocharax nagelii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prochilodus lineatus</i>	-	-	1(460)	-	-	-	-	-
<i>Leporinus obtusidens</i>	-	-	-	1(180)	-	-	-	-
<i>Schizodon nasutus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizodon borellii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias lacerdae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias malabaricus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hypostomus ancistroides</i>	3(200)	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hypostomus strigaceps</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhinodoras d'orbigny</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Callichthys callichthys</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pimelodus maculatus</i>	3(343)	3(394)	1(138)	-	-	-	-	-
<i>Iheringichthys labrosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sternopygus macrurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cichla monoculus</i>	2(186)	1(89)	-	-	-	-	-	-
<i>Geophagus brasiliensis</i>	2(143)	2(164)	-	-	1(67)	-	-	-
<i>Oreochromis niloticus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	1(170)	1(185)	-	-	2(206)	1(311)	2(280)	-
Total	13(1101)	7(832)	2(598)	1(180)	4(297)	1(311)	2(280)	-

Tabela 9b. Número e biomassa, entre parênteses, de peixes capturados na zona lótica a jusante do Reservatório de Barra Bonita, na terceira amostragem

Espécie	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
<i>Astyanax bimaculatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Moenkhausia intermedia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Galeocharax knerii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus hilarii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus maxilosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	8(315)	2(74)	-	-	3(124)	-	-	-
<i>Myleus tiete</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Steinchnarina insculpta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphocharax modesta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphocharax nagelii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prochilodus lineatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leporinus obtusidens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizodon nasutus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizodon borellii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias lacerdae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias malabaricus</i>	-	-	-	-	2(590)	2(659)	1(332)	-
<i>Hypostomus ancistroides</i>	2(232)	1(125)	-	-	3(190)	1(75)	-	-
<i>Hypostomus strigaceps</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhinodoras d'orbigny</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Callichthys callichthys</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pimelodus maculatus</i>	2(207)	-	2(301)	-	-	-	1(112)	-
<i>Iheringichthys labrosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sternopygus macrurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cichla monoculus</i>	1(96)	1(88)	-	-	-	-	-	-
<i>Geophagus brasiliensis</i>	3(188)	-	-	-	2(113)	1(50)	-	-
<i>Oreochromis niloticus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	4(412)	6(677)	1(113)	-	-	5(993)	5(881)	3(745)
<b>Total</b>	<b>20(1450)</b>	<b>10(964)</b>	<b>3(414)</b>	<b>-</b>	<b>10(1017)</b>	<b>9(1777)</b>	<b>7(1325)</b>	<b>3(745)</b>

Tabela 10a. Número e biomassa, entre parênteses, de peixes capturados no a montante do Reservatório de Barra Bonita, na quarta amostragem.

Espécie	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
<i>Astyanax bimaculatus</i>	1(28)	1(30)	-	-	-	-	-	-
<i>Moenkhausia intermedia</i>	2(59)	-	-	-	-	-	-	-
<i>Galeocharax knerii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus hilarii</i>	-	-	-	1(147)	-	-	-	-
<i>Salminus maxilosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	8(673)	3(144)	-	-	5(465)	-	-	-
<i>Myleus tiete</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Steinchnarina insculpta</i>	-	-	2(193)	-	-	-	-	-
<i>Cyphocharax modesta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphocharax nagelii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prochilodus lineatus</i>	1(152)	2(258)	-	-	3(266)	2(172)	1(154)	-
<i>Leporinus obtusidens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizodon nasutus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizodon borellii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias lacerdae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias malabaricus</i>	2(750)	2(322)	-	-	-	-	-	-
<i>Hypostomus ancistroides</i>	-	-	-	-	2(306)	-	-	-
<i>Hypostomus strigaceps</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhinodoras d'orbigny</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Callichthys callichthys</i>	1(144)	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pimelodus maculatus</i>	-	-	-	1(240)	-	1(159)	1(225)	1(222)
<i>Iheringichthys labrosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sternopygus macrurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cichla monoculus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Geophagus brasiliensis</i>	3(187)	-	-	-	2(174)	-	-	-
<i>Oreochromis niloticus</i>	-	1(654)	-	-	-	-	-	-
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	2(266)	1(152)	3(468)	1(189)	2(313)	2(227)	3(385)	1(225)
<b>Total</b>	<b>20(2259)</b>	<b>10(1560)</b>	<b>5(661)</b>	<b>3(576)</b>	<b>14(1524)</b>	<b>5(558)</b>	<b>5(764)</b>	<b>2(447)</b>



Tabela 10b. Número e biomassa, entre parênteses, de peixes capturados na zona lótica a jusante do Reservatório de Barra Bonita, na quarta amostragem.

Espécie	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
<i>Astyanax bimaculatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Moenkhausia intermedia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Galeocharax knerii</i>	-	-	-	-	-	1(96)	-	-
<i>Salminus hilarii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus maxilosus</i>	-	-	-	1(940)	-	-	-	-
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	6(1254)	1(387)	-	-	4(1249)	2(336)	-	-
<i>Myleus tiete</i>	-	-	-	-	1(71)	1(83)	-	-
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Steinchnerina insculpta</i>	3(293)	1(101)	-	-	4(438)	2(195)	-	-
<i>Cyphocharax modesta</i>	1(70)	1(79)	-	-	1(70)	-	-	-
<i>Cyphocharax nagelii</i>	1(133)	-	-	-	1(103)	1(103)	-	-
<i>Prochilodus lineatus</i>	3(440)	1(74)	-	-	4(587)	2(328)	-	-
<i>Leporinus obtusidens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizodon nasutus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizodon borellii</i>	-	2(314)	2(314)	-	-	-	-	-
<i>Hoplias lacerdae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias malabaricus</i>	2(1062)	1(385)	1(390)	-	1(410)	2(872)	-	-
<i>Hypostomus ancistroides</i>	1(206)	2(490)	-	-	2(408)	-	-	-
<i>Hypostomus strigaceps</i>	1(320)	1(680)	-	-	1(390)	1(375)	-	-
<i>Rhinodoras d'orbigny</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Callichthys callichthys</i>	3(451)	-	-	-	2(265)	-	-	-
<i>Pimelodus maculatus</i>	-	-	1(186)	2(405)	-	3(531)	2(399)	-
<i>Iheringichthys labrosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sternopygus macrurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cichla monoculus</i>	1(92)	-	-	-	-	-	-	-
<i>Geophagus brasiliensis</i>	1(51)	-	-	-	3(177)	-	-	-
<i>Oreochromis niloticus</i>	2(1357)	2(1781)	-	-	1(815)	1(904)	-	-
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	13(1676)	7(992)	-	-	7(822)	5(496)	2(243)	-
Total	38(7405)	19(5283)	4(890)	3(1345)	32(5805)	21(4319)	4(642)	-

Tabela 11a. Número e biomassa, entre parênteses, de peixes capturados a montante do reservatório, na quinta amostragem.

Espécie	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
<i>Astyanax bimaculatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Moenkhausia intermedia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Galeocharax knerii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus hilarii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus maxilosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	2(674)	2(609)	5(1518)	1(630)	-	1(33)	2(212)	2(610)
<i>Myleus tiete</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Steinchnerina insculpta</i>	3(347)	-	-	-	7(762)	1(111)	5(657)	-
<i>Cyphocharax modesta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphocharax nagelii</i>	2(216)	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prochilodus lineatus</i>	7(1032)	5(779)	-	-	3(465)	-	-	-
<i>Leporinus obtusidens</i>	-	-	-	-	2(336)	-	-	-
<i>Schizodon nasutus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizodon borellii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias lacerdae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias malabaricus</i>	1(225)	1(204)	-	-	-	-	-	-
<i>Hypostomus ancistroides</i>	-	2(159)	-	-	-	-	-	-
<i>Hypostomus strigaceps</i>	1(93)	1(117)	-	-	-	-	-	-
<i>Rhinodoras d'orbigny</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Callichthys callichthys</i>	2(440)	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pimelodus maculatus</i>	-	-	-	-	-	2(307)	1(234)	1(438)
<i>Iheringichthys labrosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sternopygus macrurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cichla monoculus</i>	1(95)	-	-	-	-	-	-	-
<i>Geophagus brasiliensis</i>	2(105)	1(57)	-	-	-	-	-	-
<i>Oreochromis niloticus</i>	-	1(171)	3(728)	-	-	-	-	-
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	8(1771)	8(1626)	3(630)	4(876)	4(1165)	6(1599)	2(520)	-
Total	29(4998)	21(3722)	11(2876)	16(1506)	16(2728)	10(2050)	10(1623)	3(1048)

Tabela 11b. Número e biomassa, entre parênteses, de peixes capturados na zona lótica a jusante do Reservatório de Barra Bonita, na quinta amostragem.

Espécie	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
<i>Astyanax bimaculatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Moenkhausia intermedia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Galeocharax knerii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus hilarii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus maxilosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	2(511)	-	4(1167)	-	1(80)	3(1088)	-	-
<i>Myleus tiete</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	1(120)	-	-	-	-	-	-	-
<i>Steinchnarina insculpta</i>	2(229)	1(118)	1(116)	-	-	-	-	-
<i>Cyphocharax modesta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphocharax nagelii</i>	6(592)	7(648)	-	-	4(370)	4(375)	-	-
<i>Prochilodus lineatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leporinus obtusidens</i>	-	1(513)	-	-	-	-	-	-
<i>Schizodon nasutus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizodon borellii</i>	3(869)	1(199)	3(1291)	1(455)	1(123)	1(544)	2(1000)	-
<i>Hoplias lacerdae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias malabaricus</i>	4(1747)	4(2452)	1(910)	-	4(1237)	-	-	-
<i>Hypostomus ancistroides</i>	1(117)	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hypostomus strigaceps</i>	2(259)	-	-	-	-	1(121)	-	-
<i>Rhinodoras d'orbigny</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Callichthys callichthys</i>	7(870)	5(696)	1(122)	-	3(307)	3(354)	-	-
<i>Pimelodus maculatus</i>	1(491)	-	-	3(1733)	-	-	-	-
<i>Iheringichthys labrosus</i>	1(152)	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sternopygus macrurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cichla monoculus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Geophagus brasiliensis</i>	3(190)	-	-	-	2(107)	1(64)	3(232)	-
<i>Oreochromis niloticus</i>	-	2(715)	-	-	-	1(309)	-	-
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	2(182)	8(2305)	2(995)	-	7(791)	3(350)	2(226)	1(192)
<b>Total</b>	<b>35(6329)</b>	<b>29(7646)</b>	<b>12(4601)</b>	<b>4(2188)</b>	<b>22(3015)</b>	<b>17(3205)</b>	<b>7(1458)</b>	<b>1(192)</b>

Tabela 12a. Número e biomassa, entre parênteses, de peixes capturados a montante do Reservatório de Barra Bonita, na sexta amostragem.

Espécie	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
<i>Astyanax bimaculatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Moenkhausia intermedia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Galeocharax knerii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus hilarii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus maxilosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	2(405)	-	3(406)	-	3(109)	2(654)	-	-
<i>Myleus tiete</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Steinchnarina insculpta</i>	-	2(287)	-	-	2(218)	2(178)	-	-
<i>Cyphocharax modesta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphocharax nagelii</i>	-	-	-	-	1(122)	2(182)	-	-
<i>Prochilodus lineatus</i>	-	-	-	-	2(266)	2(284)	-	-
<i>Leporinus obtusidens</i>	-	-	-	-	1(106)	-	1(192)	-
<i>Schizodon nasutus</i>	-	-	1(224)	-	-	-	-	-
<i>Schizodon borellii</i>	-	2(231)	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias lacerdae</i>	4(897)	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias malabaricus</i>	3(648)	2(514)	-	-	1(204)	1(678)	1(682)	-
<i>Hypostomus ancistroides</i>	2(134)	1(111)	-	-	-	-	-	-
<i>Hypostomus strigaceps</i>	4(1086)	2(205)	-	-	1(93)	-	1(114)	1(601)
<i>Rhinodoras d'orbigny</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Callichthys callichthys</i>	2(329)	4(1008)	-	-	-	-	-	-
<i>Pimelodus maculatus</i>	1(286)	1(272)	3(685)	1(281)	1(234)	1(245)	6(1599)	1(328)
<i>Iheringichthys labrosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sternopygus macrurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cichla monoculus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Geophagus brasiliensis</i>	3(194)	1(78)	-	-	1(112)	-	-	-
<i>Oreochromis niloticus</i>	-	-	-	-	1(171)	-	-	-
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	7(1711)	6(2295)	2(617)	3(1966)	6(1459)	8(1735)	4(1903)	1(550)
<b>Total</b>	<b>28(5690)</b>	<b>21(5001)</b>	<b>9(1932)</b>	<b>4(2247)</b>	<b>21(3094)</b>	<b>18(3974)</b>	<b>13(4490)</b>	<b>3(1479)</b>

Tabela 12b. Número e biomassa, entre parênteses, de peixes capturados na zona lótica a jusante do Reservatório de Barra Bonita, na sexta amostragem.

Espécie	Recife artificial				Área controle			
	5	10	15	20	5	10	15	20
<i>Astyanax bimaculatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Moenkhausia intermedia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Galeocharax knerii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus hilarii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus maxillosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	2(264)	3(1200)	2(457)	-	2(109)	4(767)	1(202)	-
<i>Myloplus tiete</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Steinchnerina insculpta</i>	3(396)	-	1(99)	-	-	-	-	-
<i>Cyphocharax modesta</i>	8(727)	-	2(156)	-	1(102)	3(283)	1(84)	-
<i>Cyphocharax nagelii</i>	4(439)	-	3(349)	-	3(357)	1(99)	2(254)	-
<i>Prochilodus lineatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leporinus obtusidens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizodon nasutus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Schizodon borellii</i>	6(875)	-	2(351)	1(498)	1(101)	2(378)	-	-
<i>Hoplias lacerdae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias malabaricus</i>	-	2(1033)	-	-	3(838)	2(630)	1(488)	-
<i>Hypostomus ancistroides</i>	-	1(106)	1(211)	-	1(95)	-	-	-
<i>Hypostomus strigaceps</i>	-	1(226)	-	-	-	1(241)	-	-
<i>Rhinodoras d'orbigny</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Callichthys callichthys</i>	11(1289)	3(513)	-	-	5(639)	5(649)	-	-
<i>Pimelodus maculatus</i>	1(153)	5(800)	1(168)	3(577)	-	-	3(632)	1(177)
<i>Iheringichthys labrosus</i>	1(198)	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sternopygus macrurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cichla monoculus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Geophagus brasiliensis</i>	7(536)	-	-	-	3(186)	1(61)	-	-
<i>Oreochromis niloticus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	3(541)	4(610)	1(91)	2(385)	3(604)	3(479)	3(609)	2(321)
<b>Total</b>	<b>46(5418)</b>	<b>19(4488)</b>	<b>13(1882)</b>	<b>6(1460)</b>	<b>22(3031)</b>	<b>22(3587)</b>	<b>11(2269)</b>	<b>3(498)</b>

## 5.2 Descrição das comunidades

A maior riqueza de espécies foi observada nas amostras coletadas nos recifes artificiais, no reservatório (RR) e na zona lótica (ZR), com um total de 22 espécies observadas em cada ambiente. A menor riqueza de espécies foi verificada nas amostras da área controle do reservatório (RC), com 17 espécies.

Um padrão exibindo diversas espécies com abundâncias intermediárias é observado nas comunidades amostradas na zona lótica, principalmente no local onde foram colocados os recifes artificiais. Um padrão de redução mais acentuada, a partir de poucas espécies muito abundantes é observado no reservatório, particularmente na área controle (Figura 8).



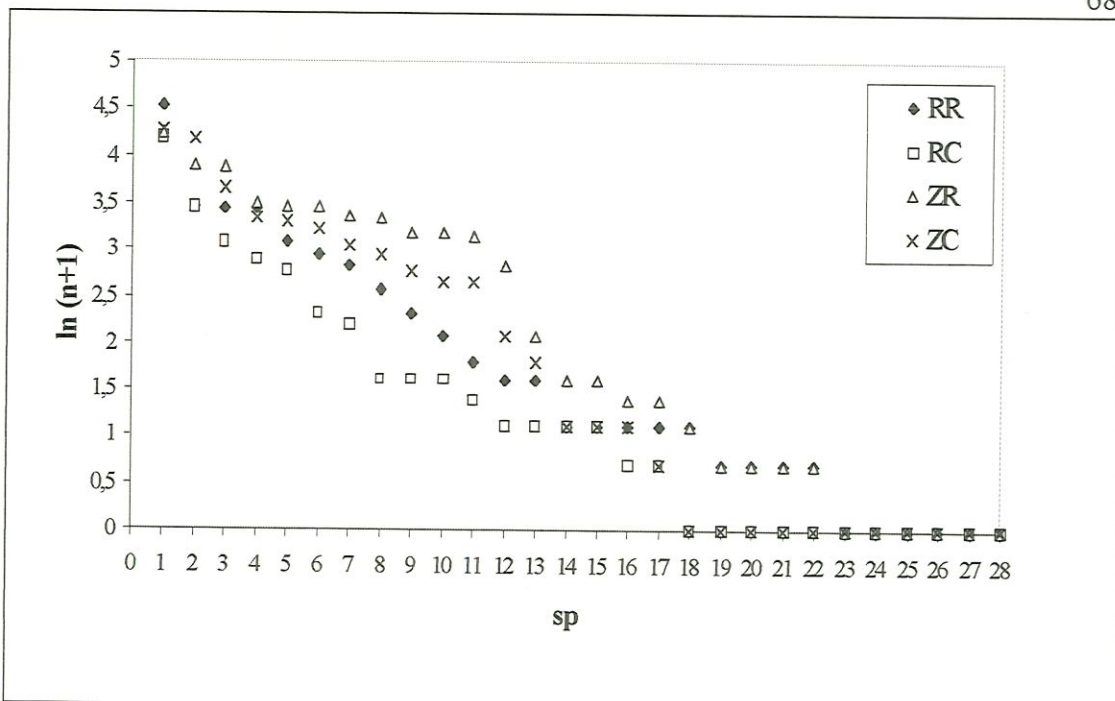


Figura 8. Whittaker Plot de dados transformados de número de indivíduos,  $\ln(n+1)$ , para cada uma das comunidades. Sendo RR – reservatório com recifes; RC – área controle no reservatório; ZR – zona lótica com recifes; ZC – área controle na zona lótica.

Com dados de abundância em termos de biomassa, o padrão de maior uniformidade das distribuições das amostras obtidas na zona lótica se repete, com maiores quantidades de biomassa sendo coletadas na zona lótica com recifes (ZR) e as menores na área controle do reservatório (RC) (Figura 9).

De modo geral, os gráficos de dispersão dos dados transformados de biomassa exibem maior uniformidade do que os gráficos obtidos a partir dos dados transformados de número de indivíduos (Figura 9).

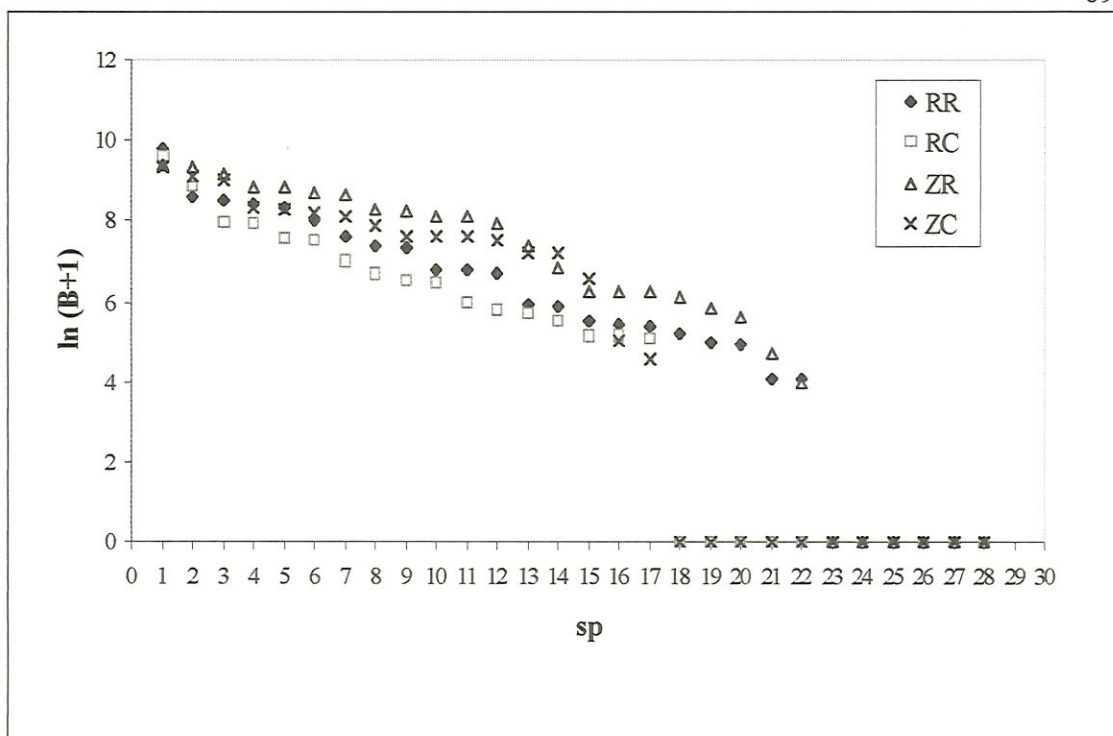


Figura 9. Whittaker Plot de dados transformados da biomassa,  $\ln(B+1)$ , para cada uma das comunidades. Sendo RR – reservatório com recifes; RC – área controle no reservatório; ZR – zona lítica com recifes; ZC – área controle na zona lítica.

### 5.3 Ajuste dos dados aos modelos de espécie-abundância.

A comunidade amostrada nos recifes artificiais colocados no reservatório se ajustou à série Logarítmica e à distribuição Lognormal. A comunidade das áreas de controle dentro do reservatório se ajustou à série Geométrica, à série Logarítmica e à distribuição Lognormal. A comunidade dos recifes artificiais situados na zona lítica se ajustou apenas à distribuição Lognormal. A comunidade das áreas de controle localizadas na zona lítica se ajustou a todos os modelos: série Geométrica, série Logarítmica, distribuição Lognormal e modelo *Broken-Stick* (Tabela 13).

Tabela 13. Resultados dos ajuste dos dados aos modelos de espécie-abundância, sendo RR = reservatório com recifes, RC = área controle no reservatório, ZR = zona lótica com recifes e ZC = área controle na zona lótica.

Série Geométrica				Série Logarítmica			Distribuição Lognormal			Modelo <i>Broken-Stick</i>		
	Gl	$\chi^2$	p	Gl	$\chi^2$	p	gl	$\chi^2$	p	gl	$\chi^2$	p
RR	27	46,376	0,012	6	5,347	0,500	10	7,712	0,657	6	23,849	0,001
RC	27	25,695	0,535	5	6,943	0,225	8	5,580	0,694	5	11,098	0,049
ZR	27	55,520	0,001	6	15,491	0,017	11	13,496	0,262	6	13,333	0,038
ZC	27	38,925	0,064	6	7,493	0,278	9	4,075	0,906	6	6,499	0,369

As estimativas do  $\alpha$  da série logarítmica, considerado por May (1975) como um bom índice de diversidade, foram 5,5159 para a comunidade amostrada nos recifes artificiais do reservatório, 3,9831 para a comunidade da área controle do reservatório, 4,9280 para a comunidade dos recifes da zona lótica e 3,8563 para a comunidade da área controle da zona lótica.

A riqueza de espécies estimada pelo ajuste da distribuição lognormal foi igual a 24,2 espécies para a comunidade do reservatório com recifes artificiais, 15,3 espécies para a comunidade da área controle no reservatório, 23 espécies para a comunidade da zona lótica com recifes artificiais e de 17,2 espécies para a comunidade na área controle da zona lótica.

#### 5.4 Informações sobre as Unidades Experimentais: Biomassa, Riqueza de Espécies, Índices de Diversidade e Dominância e Equitatividade.

As Tabelas 14a, 14b, 15a, 15b, 16a, 16b, 17a, 17b, 18a, 18b, 19a e 19b apresentam informações gerais sobre as coleções amostradas em cada unidade experimental e em cada amostragem, incluindo: o número de indivíduos ( $N$ ), a riqueza de espécies ( $S$ ), a biomassa ( $B$ ), em gramas, o Índice de Shannon ( $H'$ ), calculado com dados de abundância numérica e de biomassa, a Equitatividade ( $E$ ), calculada com os valores do Índice de Shannon com dados de número de indivíduos e de biomassa, e o Índice de Berger-Parker ( $d$ ) e seu inverso ( $1/d$ ).



A riqueza de espécies (S), o número de indivíduos (N) e a biomassa (B) diminuem com o aumento da distância da margem em que as unidades experimentais estão localizadas (Tabelas 14a a 19b).

Tabela 14a. Dados sobre as comunidades do reservatório resultantes da primeira amostragem.

	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
Número de Espécies (S)	7	4	5	0	7	5	3	2
Número de Indivíduos (N)	20	12	10	0	16	7	7	4
Biomassa, em gramas (B)	2114	1362	2683	0	2076	1270	1321	731
Índice de Shannon ( $H'_N$ )	1,752	1,308	1,505	0	1,771	1,550	0,950	0,562
Índice de Shannon ( $H'_B$ )	1,819	1,279	1,340	0	1,768	1,489	0,901	0,544
Equitabilidade ( $E_N$ )	0,900	0,943	0,935	0	0,910	0,963	0,865	0,812
Equitabilidade ( $E_B$ )	0,935	0,923	0,832	0	0,908	0,925	0,820	0,785
Índice de Berger-Parker (d)	0,300	0,417	0,300	0	0,312	0,286	0,600	0,750
Inverso de Berger-Parker (1/d)	3,333	2,398	3,333	0	3,205	2,825	1,667	1,333

Tabela 14b. Dados sobre as comunidades da zona lótica resultantes da primeira amostragem.

	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
Número de Espécies (S)	12	10	6	3	8	7	7	0
Número de Indivíduos (N)	62	36	14	7	75	31	18	0
Biomassa, em gramas (B)	8730	6457	3145	1739	9587	4664	3192	0
Índice de Shannon ( $H'_N$ )	2,218	2,110	1,468	0,956	1,286	1,615	1,765	0
Índice de Shannon ( $H'_B$ )	2,297	2,074	1,460	0,892	1,249	1,781	1,849	0
Equitabilidade ( $E_N$ )	0,892	0,916	0,819	0,870	0,618	0,830	0,907	0
Equitabilidade ( $E_B$ )	0,924	0,901	0,814	0,812	0,601	0,915	0,950	0
Índice de Berger-Parker (d)	0,210	0,222	0,500	0,571	0,640	0,355	0,278	0
Inverso de Berger-Parker (1/d)	4,769	4,504	2,000	1,751	1,562	2,817	3,597	0

Tabela 15a. Dados sobre as comunidades do reservatório resultantes da segunda amostragem.

	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
Número de Espécies (S)	8	7	4	2	4	3	2	1
Número de Indivíduos (N)	32	18	11	2	18	8	4	2
Biomassa, em gramas (B)	3562	2506	1907	357	2292	1596	1325	453
Índice de Shannon ( $H'_N$ )	1,450	1,581	1,241	0,693	1,211	0,900	0,562	0
Índice de Shannon ( $H'_B$ )	1,445	1,589	1,334	0,693	1,228	0,853	0,692	0
Equitabilidade ( $E_N$ )	0,697	0,812	0,895	0,999	0,873	0,819	0,811	0
Equitabilidade ( $E_B$ )	0,695	0,816	0,962	0,999	0,886	0,776	0,998	0
Índice de Berger-Parker (d)	0,562	0,444	0,454	0,500	0,444	0,625	0,750	1
Inverso de Berger-Parker (1/d)	1,779	2,252	2,203	2,000	2,252	1,600	1,333	1

Tabela 15b. Dados sobre as comunidades da zona lítica resultantes da segunda amostragem.

	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
Número de Espécies (S)	8	6	2	1	6	3	2	1
Número de Indivíduos (N)	22	16	3	2	18	9	5	2
Biomassa, em gramas (B)	2975	3233	644	587	3305	1820	1336	621
Índice de Shannon ( $H'_N$ )	1,934	1,652	0,636	0	1,725	0,995	0,500	0
Índice de Shannon ( $H'_B$ )	1,959	1,592	0,653	0	1,619	1,072	0,529	0
Equitabilidade ( $E_N$ )	0,930	0,922	0,917	0	0,963	0,906	0,721	0
Equitabilidade ( $E_B$ )	0,942	0,888	0,942	0	0,903	0,976	0,763	0
Índice de Berger-Parker (d)	0,227	0,312	0,667	1	0,222	0,555	0,800	1
Inverso de Berger-Parker (1/d)	4,405	3,205	1,499	1	4,504	1,802	1,250	1

Tabela 16a. Dados sobre as comunidades do reservatório resultantes da terceira amostragem.

	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
Número de Espécies (S)	6	4	2	1	3	1	1	0
Número de Indivíduos (N)	13	7	2	1	4	1	2	0
Biomassa, em gramas (B)	1101	832	598	180	297	311	280	0
Índice de Shannon ( $H'_N$ )	1,738	1,277	0,693	0	1,040	0	0	0
Índice de Shannon ( $H'_B$ )	1,684	1,247	0,540	0	0,793	0	0	0
Equitabilidade ( $E_N$ )	0,970	0,921	0,999	0	0,947	0	0	0
Equitabilidade ( $E_B$ )	0,940	0,899	0,779	0	0,722	0	0	0
Índice de Berger-Parker (d)	0,231	0,429	0,500	1	0,500	1	1	0
Inverso de Berger-Parker (1/d)	4,329	2,331	2,000	1	2,000	1	1	0

Tabela 16b. Dados sobre as comunidades da zona lítica resultantes da terceira amostragem.

	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
Número de Espécies (S)	6	4	2	0	4	4	3	1
Número de Indivíduos (N)	20	10	3	0	10	9	7	3
Biomassa, em gramas (B)	1450	964	414	0	1017	1777	1325	745
Índice de Shannon ( $H'_N$ )	1,583	1,089	0,636	0	1,366	1,149	0,796	0
Índice de Shannon ( $H'_B$ )	1,705	0,929	0,586	0	1,130	0,927	0,827	0
Equitabilidade ( $E_N$ )	0,883	0,785	0,917	0	0,985	0,829	0,724	0
Equitabilidade ( $E_B$ )	0,951	0,670	0,845	0	0,815	0,669	0,753	0
Índice de Berger-Parker (d)	0,400	0,600	0,667	0	0,300	0,555	0,714	1
Inverso de Berger-Parker (1/d)	2,500	1,667	1,499	0	3,333	1,802	1,401	1



Tabela 17a. Dados sobre as comunidades do reservatório resultantes da quarta amostragem.

	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
Número de Espécies (S)	8	6	2	3	5	3	3	2
Número de Indivíduos (N)	20	10	5	3	14	5	5	2
Biomassa, em gramas (B)	2259	1560	661	576	1524	558	764	447
Índice de Shannon ( $H'_N$ )	1,791	1,696	0,673	1,098	1,532	1,055	0,950	0,693
Índice de Shannon ( $H'_B$ )	1,692	1,511	0,604	1,079	1,562	1,086	1,028	0,693
Equitabilidade ( $E_N$ )	0,861	0,946	0,971	1,000	0,952	0,960	0,865	0,999
Equitabilidade ( $E_B$ )	0,814	0,843	0,871	0,982	0,970	0,988	0,936	0,999
Índice de Berger-Parker (d)	0,400	0,300	0,600	0,333	0,357	0,400	0,600	0,500
Inverso de Berger-Parker (1/d)	2,500	3,333	1,667	3,003	2,801	2,500	1,667	2,000

Tabela 17b. Dados sobre as comunidades da zona lótica resultantes da quarta amostragem.

	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
Número de Espécies (S)	13	10	3	2	13	11	2	0
Número de Indivíduos (N)	38	19	4	3	32	21	4	0
Biomassa, em gramas (B)	7405	5283	890	1345	5805	4319	642	0
Índice de Shannon ( $H'_N$ )	2,144	2,009	1,040	0,636	2,331	2,240	0,693	0
Índice de Shannon ( $H'_B$ )	2,133	1,913	1,056	0,612	2,291	2,153	0,663	0
Equitabilidade ( $E_N$ )	0,836	0,872	0,947	0,917	0,909	0,934	0,999	0
Equitabilidade ( $E_B$ )	0,832	0,831	0,961	0,883	0,893	0,898	0,956	0
Índice de Berger-Parker (d)	0,342	0,368	0,500	0,667	0,219	0,238	0,500	0
Inverso de Berger-Parker (1/d)	2,924	2,717	2,000	1,499	4,566	4,202	2,000	0

Tabela 18a. Dados sobre as comunidades do reservatório resultantes da quinta amostragem.

	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
Número de Espécies (S)	10	8	3	2	4	4	4	2
Número de Indivíduos (N)	29	21	11	5	16	10	10	3
Biomassa, em gramas (B)	4998	3722	2876	1506	2728	2050	1623	1048
Índice de Shannon ( $H'_N$ )	2,019	1,737	1,067	0,500	1,282	1,089	1,221	0,636
Índice de Shannon ( $H'_B$ )	1,869	1,593	1,018	0,680	1,179	0,702	1,276	0,680
Equitabilidade ( $E_N$ )	0,877	0,835	0,971	0,721	0,925	0,785	0,881	0,917
Equitabilidade ( $E_B$ )	0,812	0,766	0,927	0,981	0,851	0,506	0,920	0,981
Índice de Berger-Parker (d)	0,276	0,381	0,454	0,800	0,437	0,600	0,500	0,667
Inverso de Berger-Parker (1/d)	3,623	2,625	2,203	1,250	2,288	1,667	2,469	1,718



Tabela 18b. Dados sobre as comunidades da zona lítica resultantes da quinta amostragem.

	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
Número de Espécies (S)	13	8	6	2	7	8	3	1
Número de Indivíduos (N)	35	39	12	4	22	17	7	1
Biomassa, em gramas (B)	6329	7646	4601	2188	3015	3205	1458	192
Índice de Shannon ( $H'_N$ )	2,354	1,807	1,633	0,562	1,755	1,925	1,079	0
Índice de Shannon ( $H'_B$ )	2,221	1,716	1,545	0,511	1,551	1,831	0,840	0
Equitabilidade ( $E_N$ )	0,918	0,869	0,911	0,810	0,902	0,926	0,982	0
Equitabilidade ( $E_B$ )	0,866	0,825	0,862	0,737	0,797	0,881	0,765	0
Índice de Berger-Parker (d)	0,200	0,276	0,333	0,750	0,318	0,235	0,429	1
Inverso de Berger-Parker (1/d)	5,000	3,623	3,003	1,333	3,145	4,255	2,331	1

Tabela 19a. Dados sobre as comunidades do reservatório resultantes da sexta amostragem.

	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
Número de Espécies (S)	9	9	4	2	11	7	5	3
Número de Indivíduos (N)	28	21	9	4	21	18	13	3
Biomassa, em gramas (B)	5690	5001	1932	2247	3094	3974	4490	1479
Índice de Shannon ( $H'_N$ )	2,066	2,005	1,311	0,562	2,178	1,658	1,311	1,098
Índice de Shannon ( $H'_B$ )	1,923	1,659	1,310	0,377	1,873	1,600	1,246	1,068
Equitabilidade ( $E_N$ )	0,940	0,912	0,946	0,811	0,908	0,852	0,815	0,999
Equitabilidade ( $E_B$ )	0,875	0,755	0,945	0,544	0,781	0,822	0,774	0,972
Índice de Berger-Parker (d)	0,250	0,286	0,333	0,750	0,286	0,444	0,461	0,333
Inverso de Berger-Parker (1/d)	4,000	3,497	3,003	1,333	3,497	2,252	2,169	3,003

Tabela 19b. Dados sobre as comunidades da zona lítica resultantes da sexta amostragem.

	Recife artificial				Área controle			
	Distância da margem							
	5	10	15	20	5	10	15	20
Número de Espécies (S)	10	7	8	3	9	9	6	2
Número de Indivíduos (N)	46	19	13	6	22	22	11	3
Biomassa, em gramas (B)	5418	4488	1882	1460	3031	3587	2269	498
Índice de Shannon ( $H'_N$ )	2,070	1,809	1,991	1,011	2,063	2,048	1,673	0,636
Índice de Shannon ( $H'_B$ )	2,128	1,756	1,938	1,085	1,883	2,001	1,622	0,651
Equitabilidade ( $E_N$ )	0,899	0,929	0,957	0,920	0,939	0,932	0,934	0,917
Equitabilidade ( $E_B$ )	0,924	0,902	0,932	0,987	0,857	0,911	0,905	0,939
Índice de Berger-Parker (d)	0,239	0,263	0,231	0,500	0,227	0,227	0,273	0,667
Inverso de Berger-Parker (1/d)	4,184	3,802	4,329	2,000	4,405	4,405	3,663	1,499

## 5.5 Análise de Agrupamentos

Na análise de agrupamentos realizada com a matriz de dados de número de indivíduos capturados em 16 unidades experimentais, usando a Distância Euclidiana e o método de agrupamento de Ward, o coeficiente de correlação cofenética foi igual a 0,831. Inicialmente, dois grandes grupos foram formados nas proximidades do nível 140,0 em função da distância da margem. O grupo A é constituído, predominantemente, pelas unidades experimentais situadas mais próximas da margem. Uma divisão no nível 80,0, subdivide este grupo, isolando um subgrupo A2, formado pelas unidades experimentais da zona lótica situadas a 5 metros da margem. O subgrupo A1 é mais complexo, sendo formado por um subgrupo A11, de unidades experimentais do reservatório e de outro subgrupo A12, de unidades experimentais da zona lótica (Figura 10).

O grupo B é constituído por unidades experimentais amostradas nas distâncias de 15 e 20 metros da margem. O grupo se divide, no valor de distância de aproximadamente 30,0, em dois subgrupos, B1 e B2. O subgrupo B1 é formado, principalmente, pelas unidades experimentais situadas no reservatório, a 15 metros da margem; e, o subgrupo B2 é formado, em sua maioria, por unidades localizadas na zona lótica, a 20 metros da margem.

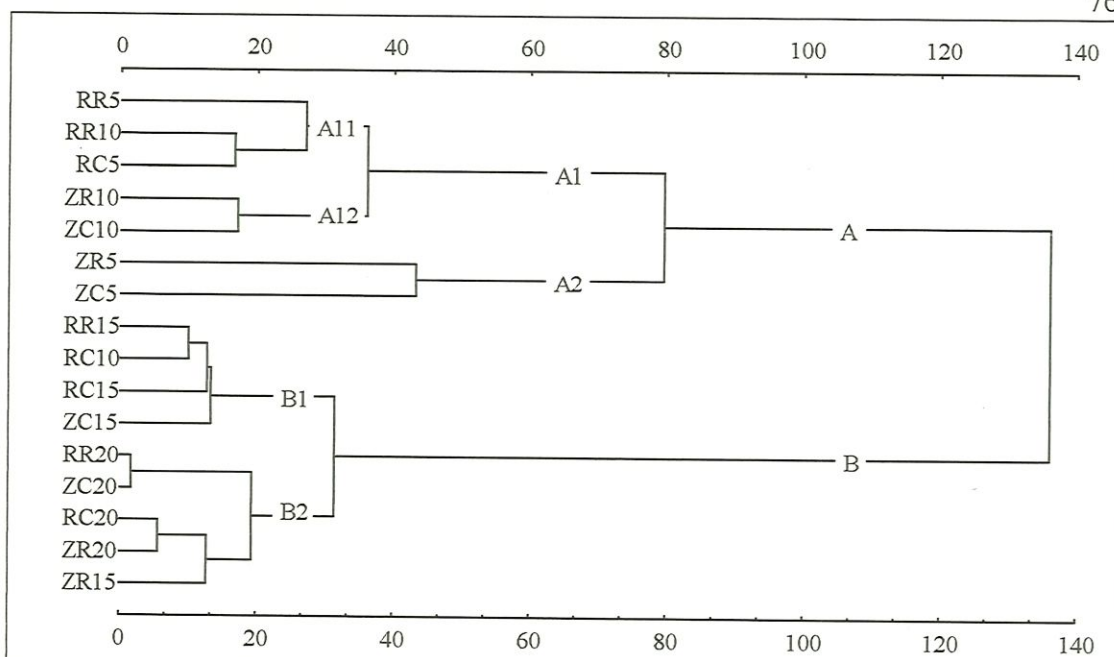


Figura 10. Dendrograma resultante da análise de agrupamentos realizada sobre a matriz de 16 unidades experimentais e 28 espécies de peixes, com dados de abundância numérica, usando a Distância Euclidiana e o método de agrupamento da Variância Mínima. Sendo RR5 – reservatório com recifes a 5 metros; RR10 – reservatório com recifes a 10 metros da margem; RR15 – reservatório com recifes a 15 metros da margem; RR20 – reservatório com recifes a 20 metros da margem; RC5 – área controle no reservatório a 5 metros; RC10 – área controle no reservatório a 10 metros; RC15 – área controle no reservatório a 15 metros; RC20 – área controle no reservatório a 20 metros; ZR5 – zona lítica com recifes a 5 metros; ZR10 – zona lítica com recifes a 10 metros; ZR15- zona lítica com recifes a 15 metros; ZR20 – zona lítica com recifes a 20 metros; ZC5 – área controle na zona lítica a 5 metros; ZC10 – área controle na zona lítica a 10 metros; ZC15 – área controle na zona lítica a 15 metros; ZC20 – área controle na zona lítica a 20 metros.

O coeficiente de correlação cofenética da análise de agrupamentos com dados de biomassa foi igual 0,912. Os resultados foram relativamente diferentes daqueles encontrados na análise de agrupamentos com dados de abundância numérica (Figura 11).



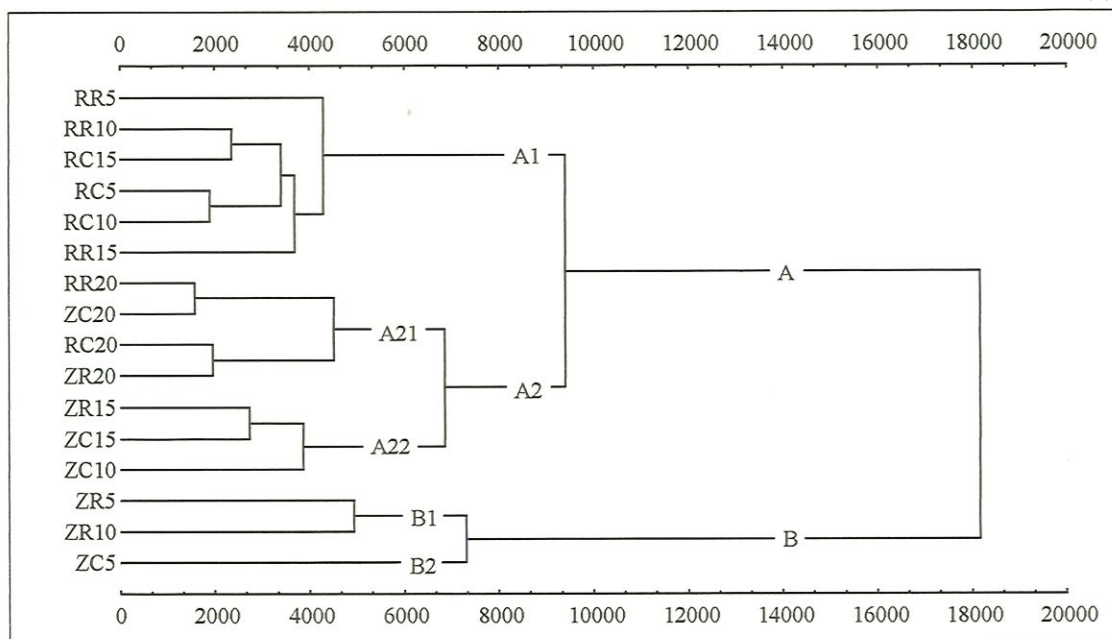


Figura 11. Dendrograma resultante da análise de agrupamento realizada sobre a matriz de 16 unidades experimentais e 28 espécies de peixes, com dados de biomassa, usando a Distância Euclidiana e o método de agrupamento de Ward. Sendo RR5 – reservatório com recifes a 5 metros; RR10 – reservatório com recifes a 10 metros da margem; RR15 – reservatório com recifes a 15 metros da margem; RR20 – reservatório com recifes a 20 metros da margem; RC5 – área controle no reservatório a 5 metros; RC10 – área controle no reservatório a 10 metros; RC15 – área controle no reservatório a 15 metros; RC20 – área controle no reservatório a 20 metros; ZR5 – zona lítica com recifes a 5 metros; ZR10 – zona lítica com recifes a 10 metros; ZR15- zona lítica com recifes a 15 metros; ZR20 – zona lítica com recifes a 20 metros; ZC5 – área controle na zona lítica a 5 metros; ZC10 – área controle na zona lítica a 10 metros; ZC15 – área controle na zona lítica a 15 metros; ZC20 – área controle na zona lítica a 20 metros.

A primeira divisão formou dois grupos, o grupo A, bastante abrangente e complexo, e o grupo B, constituído pelas unidades experimentais situadas na zona lítica, à pequena distância da margem. O grupo A pode ser dividido em dois subgrupos, A1 e A2: o subgrupo A1 é formado predominantemente por unidades experimentais do reservatório e situadas em distâncias pequena e média da margem. O subgrupo A2, mais generalista, é formado por unidades situadas nos dois ambientes, com e sem recifes artificiais e à distâncias maiores em relação a margem;

sendo possível distinguir um subgrupo A21 de unidades situadas a 20 metros da margem e um subgrupo A22 das unidades experimentais localizadas a 10 e 15 metros da margem (Figura 11).

O grupo B constituído pelas unidades experimentais da zona lótica situadas perto da margem do rio, divide-se no subgrupo B1, formado pelas unidades da zona lótica com recifes artificiais e no subgrupo B2, constituído pela unidade experimental localizada na área controle da zona lótica a uma distância de 5 metros da margem (Figura 11).

## 5.6 Análise de Componentes Principais

Na Análise de Componentes Principais efetuada com os valores de abundância em número de indivíduos das 28 espécies amostradas nas 16 unidades experimentais, foram obtidos 3 fatores com autovalores maiores que 1 (Tabela 20) e interpretados apenas 2 (Figura 12).

Tabela 20. Resultados da Análise de Componentes Principais com dados de número de indivíduos: cargas obtidas para as unidades experimentais em cada componente com autovalor maior do que 1,0.

Unidades Experimentais	CPI	CPII	CPIII
Reservatório com recife a 5 metros = RR5	0,88641	0,15624	0,25067
Reservatório com recife a 10 metros = RR10	0,92266	0,07363	0,18169
Reservatório com recife a 15 metros = RR15	0,92080	-0,02669	0,20929
Reservatório com recife a 20 metros = RR20	0,88967	-0,12740	0,35718
Área controle no reservatório a 5 metros = RC5	0,83634	0,39507	0,21864
Área controle no reservatório a 10 metros = RC10	0,95165	-0,01269	0,24837
Área controle no reservatório a 15 metros = RC15	0,87887	-0,37162	-0,05143
Área controle no reservatório a 20 metros = RC20	0,58107	-0,72180	-0,31096
Zona lótica com recife a 5 metros = ZR5	0,68024	0,45924	-0,41361
Zona lótica com recife a 10 metros = ZR10	0,88574	0,13695	-0,21351
Zona lótica com recife a 15 metros = ZR15	0,69986	-0,35305	-0,53033
Zona lótica com recife a 20 metros = ZR20	0,64944	-0,70810	-0,20955
Área controle na zona lótica a 5 metros = ZC5	0,42516	0,64488	-0,47601
Área controle na zona lótica a 10 metros = ZC10	0,81846	0,41991	-0,24586
Área controle na zona lótica a 15 metros = ZC15	0,90794	0,10765	-0,02742
Área controle na zona lótica a 20 metros = ZC20	0,90807	-0,09156	0,34420
Variância total explicada pelo componente	10,65001	2,33000	1,42414

O primeiro componente explica 66,563% da variância do modelo, sendo as seguintes unidades experimentais as que mais contribuíram, em ordem decrescente, para a sua formação: área controle no reservatório a 10 metros da margem,



reservatório com recifes a 10 metros da margem e reservatório com recifes a 15 metros da margem, com cargas de 0,95165, 0,92266 e 0,92080, respectivamente, indicando que o principal fator de ordenação das unidades experimentais no eixo do primeiro componente é o ambiente em que as mesmas estão localizadas (Figura 12).

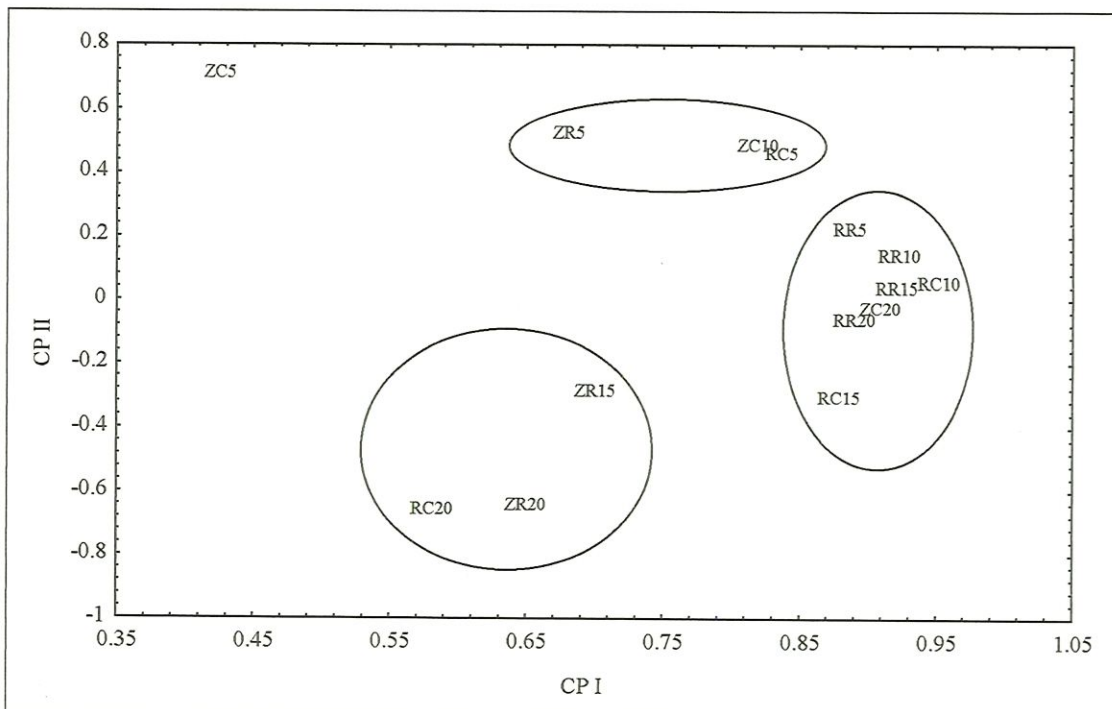


Figura 12. Projeção das coordenadas das unidades experimentais. O primeiro componente principal CPI explica 66,563% da variação do modelo e ordena as unidades segundo o ambiente. O segundo componente principal CPII contribui com 14,563% da variação do modelo e representa o efeito da distância da margem. Sendo RR5 – reservatório com recifes a 5 metros; RR10 – reservatório com recifes a 10 metros da margem; RR15 – reservatório com recifes a 15 metros da margem; RR20 – reservatório com recifes a 20 metros da margem; RC5 – área controle no reservatório a 5 metros; RC10 – área controle no reservatório a 10 metros; RC15 – área controle no reservatório a 15 metros; RC20 – área controle no reservatório a 20 metros; ZR5 – zona lítica com recifes a 5 metros; ZR10 – zona lítica com recifes a 10 metros; ZR15- zona lítica com recifes a 15 metros; ZR20 – zona lítica com recifes a 20 metros; ZC5 – área controle na zona lítica a 5 metros; ZC10 – área controle na zona lítica a 10 metros; ZC15 – área controle na zona lítica a 15 metros; ZC20 – área controle na zona lítica a 20 metros.



O segundo componente totaliza 14,563% da variância total do modelo. As unidades que mais contribuíram para a formação do eixo correspondente ao segundo componente foram, com cargas positivas: área controle na zona lótica a 5 metros da margem, zona lótica com recifes a 5 metros da margem e área controle na zona lótica a 10 metros da margem, com cargas de 0,64488, 0,45924 e 0,41991, respectivamente; e, com cargas negativas foram a área controle no reservatório a 20 metros da margem e a zona lótica com recifes a 20 metros da margem, com cargas iguais a -0,72180 e -0,70810, respectivamente. Indicando que a distância da margem é o principal elemento de ordenação das unidades experimentais no segundo componente (Figura 12).

Uma segunda Análise de Componentes Principais foi realizada, usando os dados de biomassa das 28 espécies capturadas em cada uma das 16 unidades experimentais. Neste caso, três fatores alcançaram autovalores maiores que 1,0 e a explicação geral para o padrão observado na formação dos eixos é bastante similar àquela verificada quando foi usado o número de indivíduos como variável resposta (Tabela 21).

Tabela 21. Resultados da Análise de Componentes Principais com dados de biomassa, cargas obtidas para as unidades experimentais em cada componente com autovalor maior do que 1,0.

Unidades Experimentais	CPI	CPII	CPIII
Reservatório com recife a 5 metros = RR5	0,94075	-0,03594	0,19470
Reservatório com recife a 10 metros = RR10	0,96738	-0,16259	0,04325
Reservatório com recife a 15 metros = RR15	0,78983	-0,15615	0,14410
Reservatório com recife a 20 metros = RR20	0,89845	-0,26913	0,27450
Área controle no reservatório a 5 metros = RC5	0,87890	-0,00633	0,44188
Área controle no reservatório a 10 metros = RC10	0,94421	-0,19677	0,24932
Área controle no reservatório a 15 metros = RC15	0,89618	-0,32100	-0,14036
Área controle no reservatório a 20 metros = RC20	0,62800	-0,37621	-0,62084
Zona lótica com recife a 5 metros = ZR5	0,66845	0,59851	-0,17850
Zona lótica com recife a 10 metros = ZR10	0,80080	0,38389	-0,26878
Zona lótica com recife a 15 metros = ZR15	0,71451	0,31679	-0,46574
Zona lótica com recife a 20 metros = ZR20	0,52882	-0,41357	-0,69614
Área controle na zona lótica a 5 metros = ZC5	0,40646	0,77394	0,46071
Área controle na zona lótica a 10 metros = ZC10	0,83892	0,46503	0,01956
Área controle na zona lótica a 15 metros = ZC15	0,87778	0,06793	-0,01584
Área controle na zona lótica a 20 metros = ZC20	0,85907	-0,24208	0,37331
Variância total explicada pelo componente	10,36915	2,06332	1,74621



Dois eixos da análise de componentes principais podem ser explicados em função das variáveis assumidas: ambiente, presença de recifes artificiais e distância da margem. O primeiro eixo, responsável por 64,807% da variação total do modelo é formado predominantemente pelas cargas das unidades experimentais: reservatório com recife a 10 metros (RR10), área controle no reservatório a 10 metros (RC10), reservatório com recife a 5 metros (RR5), reservatório com recife a 20 metros (RR20) e área controle no reservatório a 15 metros, com valores de 0,96738, 0,94421, 0,94075, 0,89845 e 0,89618, respectivamente. Indicando a influência predominante do tipo de ambiente na formação deste eixo. (Figura 13).

O segundo componente foi formado, principalmente, por influência das unidades: área controle na zona lítica a 5 metros da margem (ZC5), zona lítica com recifes a 5 metros da margem (ZR5) e área controle na zona lítica a 10 metros da margem (ZC10), com cargas positivas de 0,77394, 0,59851 e 0,46503, respectivamente. E pelas unidades experimentais: zona lítica com recifes a 20 metros da margem (ZR20), área controle no reservatório a 20 metros da margem (RC20) e área controle no reservatório a 15 metros da margem (RC15), com cargas negativas de -0,41357, -0,37621 e -0,32100, respectivamente. Indicando a predominância da distância da margem como fator de formação deste eixo (Figura 13).

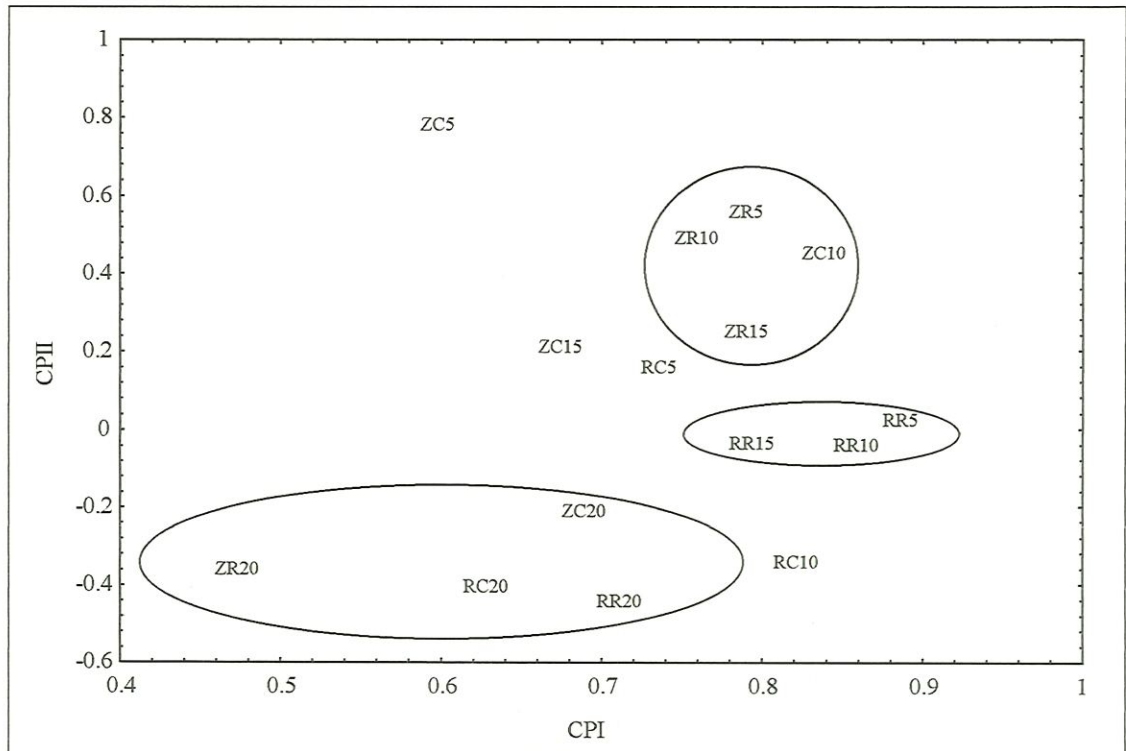


Figura 13. Projeção das coordenadas das unidades experimentais. O primeiro componente principal CPI explica 64,807% da variação do modelo e ordena as unidades em função do tipo de ambiente. O segundo componente principal CPII contribui com 12,896% da variação do modelo e representa o efeito do ambiente sobre a estrutura da comunidade. Sendo RR5 – reservatório com recifes a 5 metros; RR10 – reservatório com recifes a 10 metros da margem; RR15 – reservatório com recifes a 15 metros da margem; RR20 – reservatório com recifes a 20 metros da margem; RC5 – área controle no reservatório a 5 metros; RC10 – área controle no reservatório a 10 metros; RC15 – área controle no reservatório a 15 metros; RC20 – área controle no reservatório a 20 metros; ZR5 – zona lítica com recifes a 5 metros; ZR10 – zona lítica com recifes a 10 metros; ZR15- zona lítica com recifes a 15 metros; ZR20 – zona lítica com recifes a 20 metros; ZC5 – área controle na zona lítica a 5 metros; ZC10 – área controle na zona lítica a 10 metros; ZC15 – área controle na zona lítica a 15 metros; ZC20 – área controle na zona lítica a 20 metros.



## 5.7 A Análise de Variância com Medidas Repetidas.

### 5.7.1 Análise de Variância com medidas repetidas usando a biomassa como variável resposta.

A Análise de Variância com dados de biomassa testa a hipótese de ausência de efeito de agregação dos recifes artificiais sobre os peixes existentes no sistema, ao mesmo tempo que verifica a inexistência de diferenças na abundância de peixes entre os dois ambientes (reservatório e zona lótica) e entre as distâncias de margem (5, 10, 15 e 20 metros da margem).

O teste de Mauchly aplicado para testar a esfericidade dos componentes ortogonais resultou em um valor de  $\chi^2 = 30,685$  (gl = 14, p = 0,0061), rejeitando a hipótese de validade de F para comparar o efeito dentro dos fatores. Assim, as probabilidades críticas para testar as hipóteses na análise de variância univariadas dentro dos fatores (interações fatores x tempo) são dados nas colunas G-G, valor corrigido por 0,3512 ( $\epsilon$  de Greenhouse-Geiser) e H-F, valor corrigido por 1,2296 ( $\epsilon$  de Huynh-Feldt). Neste trabalho sempre que o teste de esfericidade rejeitar a hipótese de correlação entre os componentes ortogonais, usaremos o valor crítico corrigido pelo  $\epsilon$  de Greenhouse & Geiser, por ser uma medida mais conservativa (SAS/STAT, 1990).

Os resultados da Análise de Variância univariada entre os fatores confirmam aqueles verificados pelas análises de Agrupamento e de Componentes Principais, indicando a existência de diferenças significativas na biomassa disponível entre os dois ambientes e entre as distâncias da margem estabelecidas. A hipótese de nulidade para os efeitos da presença do recife artificial também foi rejeitada, indicando que os recifes atuam como agregadores de biomassa (Tabela 22).

As pescarias na zona lótica apresentam rendimentos significativamente superiores aos rendimentos verificados no reservatório (Figura 14a). O efeito caracterizado pela presença dos recifes artificiais sobre a biomassa total capturada também é significativo (Figura 14b). O rendimento das pescarias teve uma relação inversa com a distância da margem, com um acentuado decréscimo a partir dos 10

metros de distância (Figura 14c). A interação entre os recifes artificiais e as várias distâncias da margem não mostram efeito segundo o modelo (Figura 14d), indicando que os dois fatores atuam independentemente sobre o rendimento das pescarias.

Tabela 22. Resultados da Análise de Variância univariada com medidas repetidas usando a biomassa total capturada nas unidades experimentais em cada amostragem como variável resposta.

Testes de Hipóteses para os efeitos entre os fatores							
Fonte de Variação	gl	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	P		
Ambiente	1	26799180,04167	26799180,04167	30,14	0,0015		
Recife(Ambiente)	2	14337745,20833	7168872,604167	8,06	0,0199		
Distância(Ambiente)	6	148924594,125	24820765,6875	27,91	0,0004		
Erro up	6	5335539,79167	889256,63194				
Testes de Hipóteses para os efeitos dentro dos fatores (interações fatores x tempo)							
Fonte de Variação	gl	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	P	G-G	H-F
Tempo	5	76193701,8333	15238740,3667	34,72	0,0001	0,0001	0,0001
Tempo*Ambiente	5	40989419,4583	8197883,8917	18,68	0,0001	0,0004	0,0001
Tempo*Recife (Ambiente)	10	18046286,7917	1804628,6792	4,11	0,0012	0,0326	0,0012
Tempo*Distância (Ambiente)	30	54553303,375	1818443,4458	4,14	0,0001	0,015	0,0001
Erro us	30	13167015,2083	438900,5069				

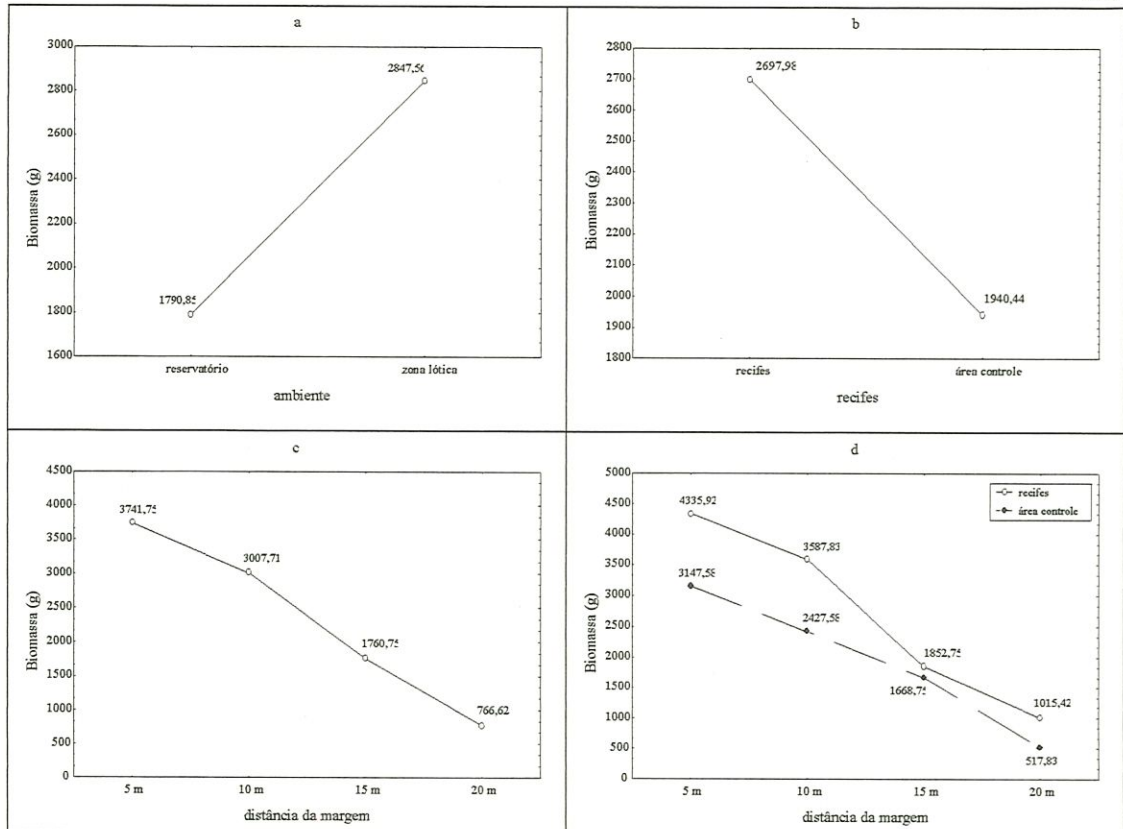


Figura 14. Efeitos principais dos fatores e das interações entre os fatores do modelo estatístico usando a biomassa como variável resposta, sendo a) ambientes; b) presença/ausência de recifes artificiais dentro de ambiente; c) distância da margem dentro de ambiente; e, d) interação entre presença/ausência de recifes artificiais e a distância da margem dentro de ambiente.

Na análise dos efeitos das interações entre os fatores e o tempo, efeitos dentro dos fatores, os resultados indicam a existência de diferenças significativas para a interação do tempo com os três fatores: ambiente, recifes artificiais e distâncias da margem. Além das interações dos fatores com o tempo, o efeito do tempo foi significativo (Tabela 22), sugerindo a existência de uma forte sazonalidade no rendimento das capturas, em termos de biomassa (Figura 15).



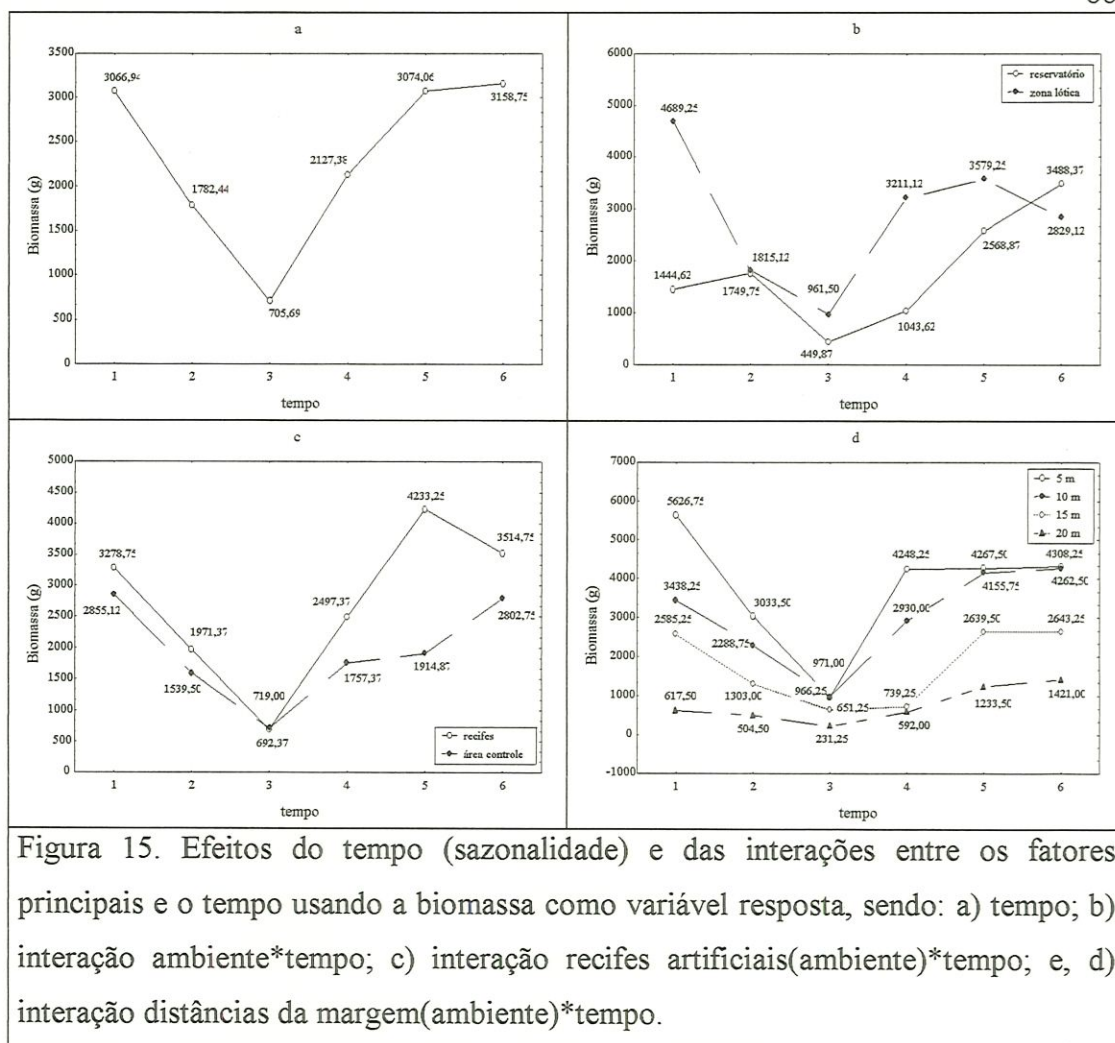


Figura 15. Efeitos do tempo (sazonalidade) e das interações entre os fatores principais e o tempo usando a biomassa como variável resposta, sendo: a) tempo; b) interação ambiente\*tempo; c) interação recifes artificiais(ambiente)\*tempo; e, d) interação distâncias da margem(ambiente)\*tempo.

O teste  $T^2$  de Hotteling confirmou, em parte, os resultados da Análise de Variância univariada, indicando a existência de efeito significativo do tempo e das interações entre o tempo e o ambiente e entre o tempo e os recifes artificiais dentro de ambiente. Entretanto, aceitou a hipótese de igualdade para o efeito das interações entre tempo e distância da margem dentro de ambiente sobre a biomassa de peixes (Tabela 23).

Tabela 23. Resultados do teste  $T^2$  de Hotteling usando a biomassa total capturada nas unidades experimentais em cada amostragem como variável resposta.

Fonte de Variação	$T^2$	gl (numerador)	gl (denominador)	F	P
Tempo	1362,9011	5	2	545,1605	0,0018
Tempo*Ambiente	430,0439	5	2	172,0175	0,0058
Tempo*Recife(Ambiente)	323,8592	5	2	10	0,0303
Tempo*Distância(Ambiente)	656,2266	30	2	8,7497	0,1076

### 5.7.2 Análise de Variância com medidas repetidas usando estimativas de Índices de Diversidade como variáveis resposta.

O mesmo modelo de análise de variância usando índices de diversidade como variáveis resposta testa a hipótese de que os recifes artificiais não exercem efeitos perceptíveis sobre a estrutura das comunidades de peixes. A rejeição desta hipótese indicaria que os recifes executam funções similares a ecótonos e/ou refúgios

- Índice de Shannon ( $H'$ ), calculado com dados de biomassa, como variável resposta.

O Índice de Shannon é uma das medidas de diversidade mais usadas na literatura ecológica e seu uso facilita a comparação com outros estudos realizados sobre diversidade.

O teste aplicado aos componentes ortogonais aceita a hipótese de esfericidade ( $\chi^2 = 13,5115$ , gl = 14, p = 0,4867), permitindo o uso direto da probabilidade crítica de F para testar o efeito dentro dos fatores (interações fatores x tempo).

O resultado do teste univariado dos efeitos entre os fatores, indica a existência de diferenças estatisticamente significativas na diversidade, medida pelo Índice de Shannon, devido a presença de recifes artificiais e a distância da margem em que os recifes foram introduzidos, mas não aponta a existência de diferenças significativas entre a diversidade estimada para o reservatório e aquela estimada para a zona lótica (Tabela 24).

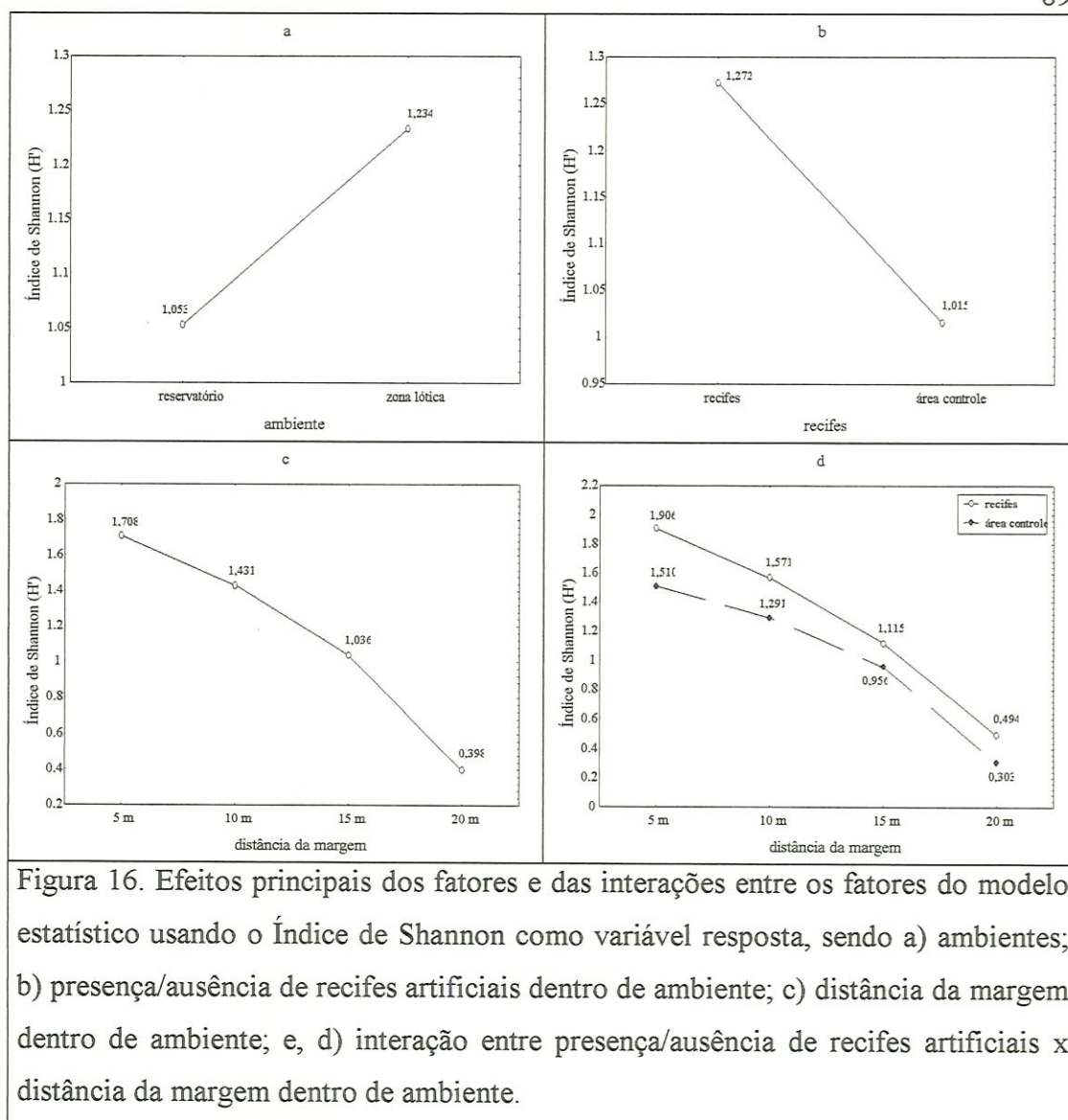
Tabela 24. Resultados da Análise de Variância univariada com medidas repetidas usando o Índice de Shannon, estimado a partir de dados da biomassa capturada nas unidades experimentais em cada amostragem, como variável resposta.

Testes de Hipóteses para os efeitos entre os fatores							
Fonte de Variação	Gl	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	P		
Ambiente	1	0,78554	0,78554	5,46	0,058		
Recife(Ambiente)	2	1,58079	0,790394	5,50	0,044		
Distância(Ambiente)	6	24,41495	4,069159	28,30	0,0004		
Erro up	6						
Testes de Hipóteses para os efeitos dentro dos fatores (interações fatores x tempo)							
Fonte de Variação	Gl	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	P	G-G	H-F
Tempo	5	7,24949	1,44989	18,85	0,0001	0,0001	0,0001
Tempo*Ambiente	5	0,3134	0,06268	0,81	0,5486	0,4946	0,5486
Tempo*Recife (Ambiente)	10	1,3331	0,13331	1,73	0,1188	0,1787	0,1188
Tempo*Distância (Ambiente)	30	2,71619	0,09054	1,18	0,3291	0,3722	0,3291
Erro us	30	2,30763	0,07692				

Ainda que não tenham sido observadas diferenças estatisticamente significativas, a comunidade amostrada na zona lítica apresenta diversidade média maior que aquela do reservatório (Figura 16a). A presença de recifes artificiais apresenta efeito positivo sobre a diversidade (Figura 16b). A relação inversa entre a distância da margem e a biomassa se repete na relação da distância da margem com a diversidade (Figura 16c). A interação entre os fatores presença de recifes artificiais e distância da margem não apresenta efeito sobre as estimativas de diversidade (Figura 16d).

Os resultados dos testes de hipóteses para os efeitos do tempo e das interações fatores x tempo indicaram que apenas o efeito da sazonalidade (tempo) sobre as estimativas de diversidade foi significativo. Nenhuma das interações de fatores x tempo: ambiente x tempo, presença de recifes x tempo e distância da margem x tempo, correspondentes aos efeitos dentro dos fatores, foram estatisticamente significativas (Tabela 24).





O efeito do tempo é bastante acentuado sobre as medidas de diversidade (Figura 17a). As interações dos fatores ambiente, recifes artificiais e distância de margem com o tempo não apresentam efeito (Figuras 17b, 17c e 17d).

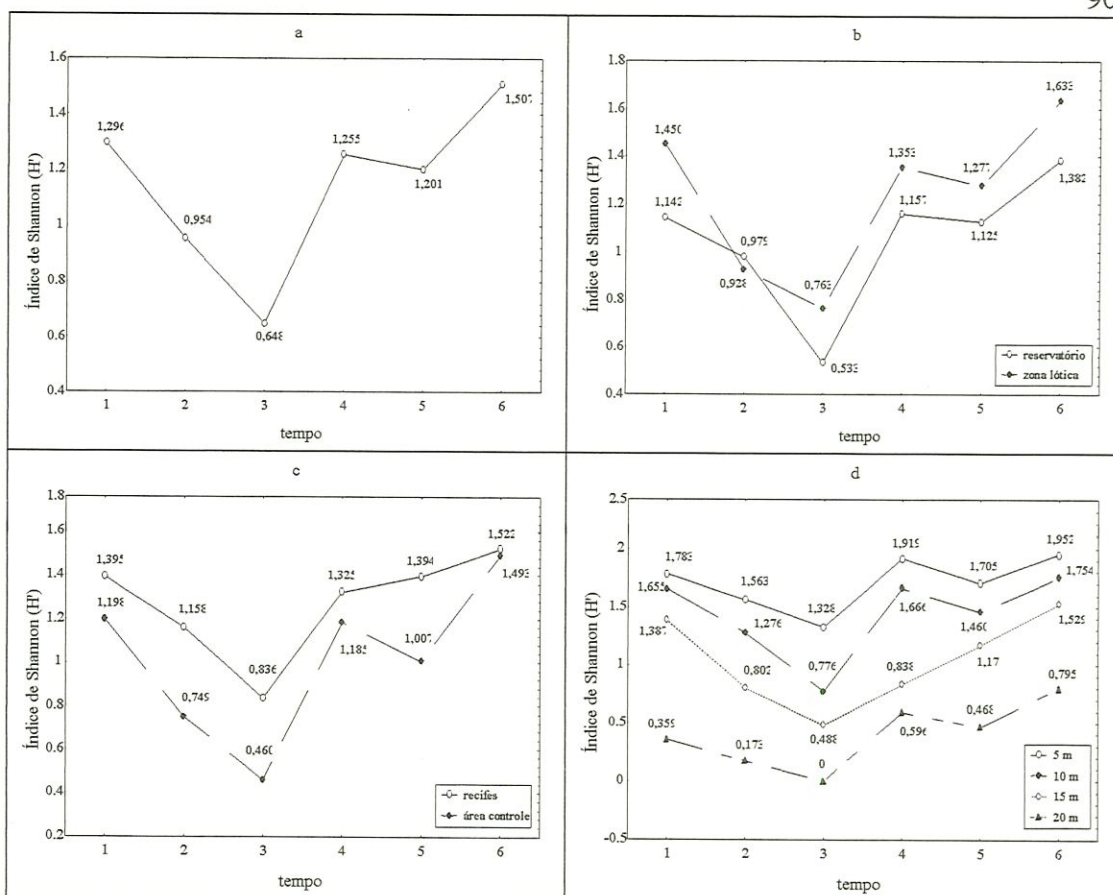


Figura 17. . Efeitos do tempo (sazonalidade) e das interações entre os fatores principais e o tempo, sendo: a) tempo; b) interação ambiente x tempo; c) interação presença/ausência de recifes artificiais (ambiente) x tempo; e, d) interação distâncias da margem (ambiente) x tempo.

- Inverso do Índice de Berger-Parker ( $1/d$ ), calculado com dados de abundância numérica das espécies.

O Índice de Berger é uma das medidas de diversidade baseadas na dominância de obtenção e interpretação mais diretas.

O valor do  $\chi^2 = 8,8395$  ( $gl = 14$ ,  $p = 0,8412$ ) aplicado para testar a esfericidade dos componentes ortogonais valida o uso da análise univariada para testar o efeito das interações entre os fatores e o tempo.

Os resultados dos testes de hipóteses entre os fatores indicam a existência de diferenças significativas em função do ambiente onde foi realizada a pescaria, da presença dos recifes artificiais e da distância da margem onde se realizou a pescaria (Tabela 25). Por outro lado, de forma similar ao que ocorreu quando foi usado o Índice de Shannon, os testes das hipóteses de efeitos dentro dos fatores indicaram a existência de efeito significativo somente para o tempo. Nenhuma das interações fatores x tempo apresentou efeitos significativos quando o Índice de Berger-Parker foi usado como variável-resposta (Tabela 25).

Tabela 25. Resultados da Análise de Variância univariada com medidas repetidas usando o Índice de Berger-Parker (*d*) como variável resposta para cada uma das unidades experimentais.

Testes de Hipóteses para os efeitos entre os fatores							
Fonte de Variação	gl	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	P		
Ambiente	1	3,550089	3,550089	11,18	0,0156		
Recife(Ambiente)	2	3,558399	1,779199	5,60	0,0424		
Distância(Ambiente)	6	66,549795	11,091632	34,92	0,0002		
Erro a	6						
Testes de Hipóteses para os efeitos dentro dos fatores (interações fatores x tempo)							
Fonte de Variação	gl	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	P	G-G	H-F
Tempo	5	20,69532	4,13906	6,61	0,0003	0,0034	0,0003
Tempo*Ambiente	5	2,14521	0,42904	0,69	0,6384	0,5718	0,6384
Tempo*Recife (Ambiente)	10	6,56828	0,65682	1,05	0,4293	0,4275	0,4293
Tempo*Distância (Ambiente)	30	15,77311	0,52577	0,84	0,6825	0,6422	0,6825
Erro b	30	18,78782	0,62626				



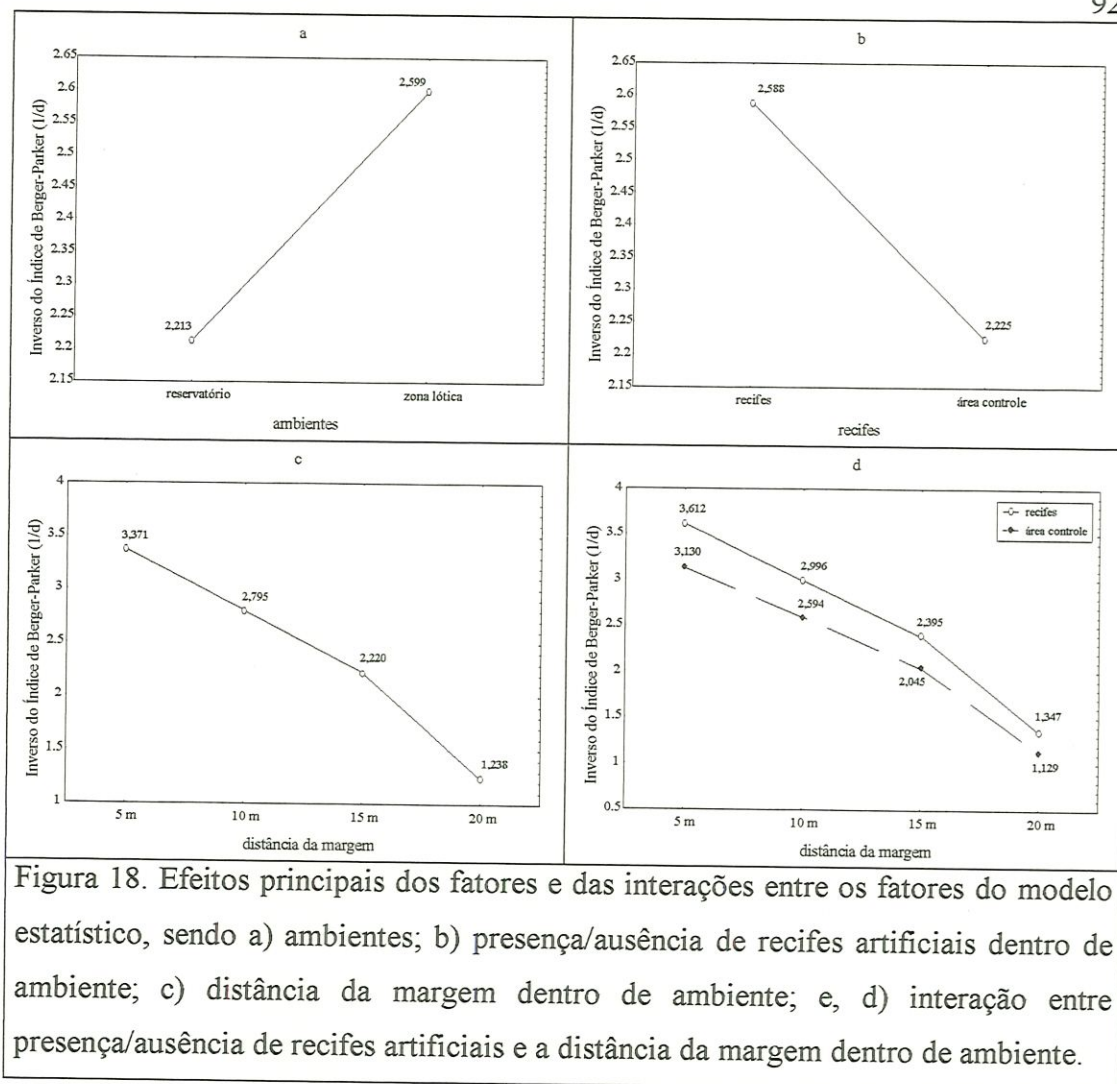
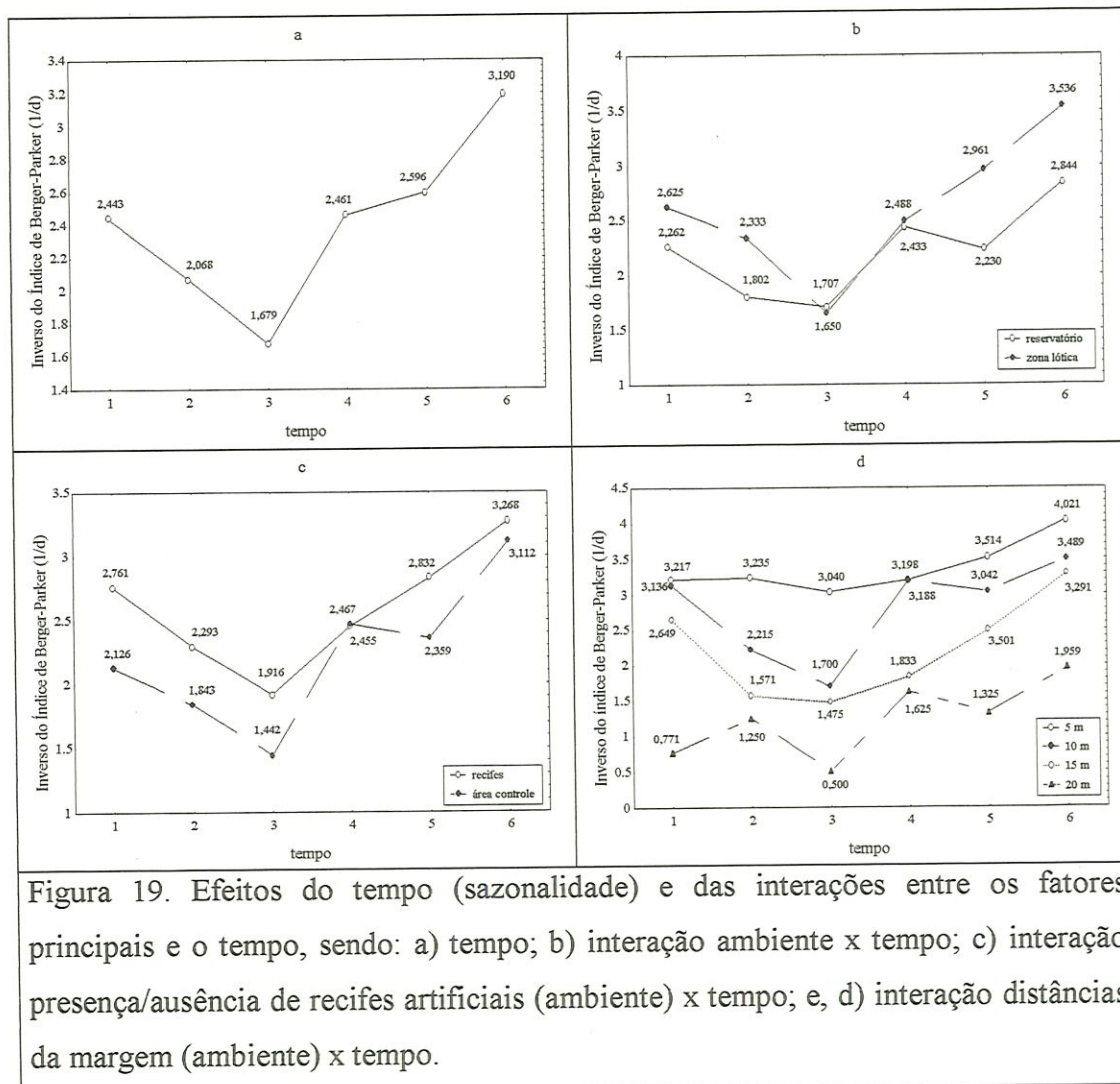


Figura 18. Efeitos principais dos fatores e das interações entre os fatores do modelo estatístico, sendo a) ambientes; b) presença/ausência de recifes artificiais dentro de ambiente; c) distância da margem dentro de ambiente; e, d) interação entre presença/ausência de recifes artificiais e a distância da margem dentro de ambiente.

De forma similar ao que ocorreu quando empregamos o Índice de Shannon, não existe diferença estatística entre as comunidades do reservatório e as comunidades da zona lótica quando usamos o Índice de Berger-Parker para medir diversidade. Contudo, persiste o padrão observado de maior diversidade na zona lótica (Figura 18a).

São também consistentes com os resultados da análise usando o Índice de Shannon, os resultados dos contrastes entre a presença e ausência de recifes e entre as diferentes distâncias da margem (Figuras 18b e 18c). A interação entre recifes artificiais e distância da margem não apresentou efeito (Figura 18d).



O forte efeito do tempo é um resultado que persiste para os resultados das análises usando biomassa, Índice de Shannon e Índice de Berger-Parker como variável resposta (Figura 19a). As interações dos fatores: tipo de ambiente, recifes artificiais e distância da margem com o tempo não foram significativas (Figuras 19b, 19c e 19d).

### 5.7.3 Testes da hipótese de agregação de juvenis

- Análise de Variância com medidas repetidas usando o comprimento médio de *Plagiosciom squamosissimus* como variável resposta.

A ANOVA com medidas repetidas aceitou a hipótese de nulidade para o efeito de agregação diferenciada dos recifes artificiais sobre juvenis de *Plagiosciom squamosissimus*, não indicando diferenças significativas no comprimento médio dos peixes capturados nas áreas com e sem recifes (Tabela 26). Também não foi observado nenhum padrão sazonal no tamanho dos peixes capturados (Tabela 26).

Tabela 26. Resultados da Análise de Variância univariada com medidas repetidas usando o comprimento médio de *P. squamosissimus* como variável resposta.

Testes de Hipóteses para os efeitos entre os fatores							
Fonte de Variação	gl	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	P		
Recife	1	5,453067	5,453067	0,27	0,6543		
Erro a	2	40,1737667	20,0868833				
Testes de Hipóteses para os efeitos dentro dos fatores (interações fatores x tempo)							
Fonte de Variação	gl	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	P	G-G	H-F
Tempo	5	4404,2345	880,84691	1,50	0,2727	0,3284	0,2727
Tempo*Recife	5	1706,26658	341,2533167	0,58	0,7140	0,5935	0,7140
Erro b	10	5864,286833	586,4286833				

- Teste *t* de Student não pareado com dados de comprimento de *Pimelodus maculatus*, *Prochilodus lineatus*, *Serrasalmus spilopleura* e *Cyphocharax nagelii*.

A aplicação do teste de Bartlett não rejeitou a hipótese de homogeneidade das variâncias para a comparação do comprimento dos peixes das espécies *P. maculatus*, *P. lineatus*, *S. spilopleura* e *C. nagelii* capturados nos recifes artificiais e nas áreas de controle, indicando a adequação do teste *t* de Student com variância *pooled*.

Os resultados do teste indicam que não existe diferença no comprimento médio dos indivíduos de *P. maculatus*, *P. lineatus*, *S. spilopleura* e *C. nagelii*



capturados nas proximidades dos recifes daqueles capturados nas áreas de controle (Tabela 27)

Tabela 27. Resultados do teste *t* de Student para testar a hipótese de agregação de juvenis de *P. maculatus*, *P. lineatus*, *S. spilopleura* e *C. nagelii* pelos recifes artificiais.

espécie	N <sub>recifes</sub>	$\bar{x}_{recifes} \pm s$	N <sub>controle</sub>	$\bar{x}_{controle} \pm s$	t	p
<i>Pimelodus maculatus</i>	78	201,4 ± 30,4	43	206,0 ± 22,4	-0,860	0,392
<i>Prochilodus lineatus</i>	25	190,0 ± 42,6	25	180,7 ± 37,5	0,820	0,425
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	61	149,2 ± 53,2	43	145,1 ± 47,8	0,400	0,690
<i>Cyphocharax nagelii</i>	34	159,5 ± 15,2	38	163,7 ± 13,5	-1,230	0,220

### 5.8 Resultados das medidas de parâmetros físico-químicos

Os parâmetros físico-químicos medidos apresentaram, em geral, pequena variação durante o experimento. Apenas a temperatura apresentou a esperada variação, com redução nos meses de outono-inverno. A diminuição das chuvas, no período de inverno, aumentou a transparência da água na zona lótica mas não no interior do reservatório. A pequena variabilidade dos parâmetros físico-químicos, ao longo do ano, não justificaram sua incorporação ao modelo estatístico. (Tabelas 28a e 28b ).

Tabela 29a. Resultados dos parâmetros físico-químicos medidos no reservatório.

Mês	PH	Temperatura (°C)	Oxigênio Dissolvido (mg/l)	Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ )	Turbidez	Transparência (m)
1	6,92	25,2	5,38	91	31	1,1
2	7,06	23,7	6,8	89	30	1,1
3	7,23	19,4	7,09	94	32	1,4
4	8,16	20,3	7,84	124	63	1,2
5	7,21	23,4	7,91	154	104	1,7
6	7,34	23,5	7,62	146	89	1,8

Tabela 29b. Resultados dos parâmetros físico-químicos medidos na zona lótica.

Mês	PH	Temperatura (°C)	Oxigênio Dissolvido (mg/l)	Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ )	Turbidez	Transparência (m)
1	5,99	24,2	6,71	97	27	0,4
2	5,88	23,2	6,02	95	15	0,5
3	5,92	19,1	5,85	102	28	1,8
4	6,05	19,7	8,2	118	42	2,3
5	5,74	22,1	6,88	148	23	2,2
6	6,02	22,4	7,03	129	31	1,9

## 6 DISCUSSÃO

### 6.1 A ictiofauna

A influência do represamento e da poluição de cursos d'água sobre as comunidades de peixes vem sendo discutida por diversos autores (Barrow, 1987; Agostinho *et al.*, 1993; Petrere Jr., 1994; Barrela, 1998).

Os reservatórios são ecossistemas aquáticos artificiais que alteram as características hidrológicas e ecológicas de um rio e são regulados por fatores como: morfometria, sazonalidade e sistema de operação (Tundisi, 1993). Agostinho (1992) considera que a morfometria da bacia de captação, a vazão, o padrão de circulação, a profundidade, a área e os procedimentos operacionais são os fatores de maior influência sobre a estrutura e a dinâmica das comunidades de peixes de reservatórios.

As características do ecossistema recém-formado pelo represamento provoca instabilidade nas comunidades de peixes (Agostinho, 1992), com reflexos negativos sobre a diversidade (Agostinho & Zalewski, 1995). No interior do reservatório passam a predominar espécies preadaptadas ao ambiente lântico que podem inclusive produzir pescarias bastante rentáveis (Paiva, 1978; Petrere Jr., 1994). Os reflexos imediatos para a área a jusante da barragem são, em geral, negativos devido ao empobrecimento das águas pela retenção de nutrientes no interior do reservatório. Uma exceção aparenta ocorrer no Rio Tietê, onde a sequência de reservatórios retém grande parte da poluição originária da Grande São Paulo, permitindo a manutenção de comunidades comparativamente mais ricas nos trechos inferiores do rio, próximo à confluência com o rio Paraná (Petrere Jr., 1996).

Castro (1997), estudou a comunidade de peixes do reservatório de Barra Bonita através de amostragens mensais, entre agosto/92 e julho/93, em três pontos de



captura e registrou 35 espécies de peixes, com destaque para *Cyphocharax modesta*, *Astyanax bimaculatus*, *Steindachnerina insculpta*, *Plagiosciom squamosissimus* e *Moenkhausia intermedia*.

Barrela (1998) registrou um total de 64 espécies nas bacias dos rios Tietê e Paranapanema. Ao destacar que a fauna de peixes da área sob a influência do reservatório de Barra Bonita apresentava uma riqueza de espécies relativamente alta e inesperada devido a sua posição na bacia do rio Tietê, o autor considerou que trechos lóticos situados acima do reservatório e no rio do Peixe podem ser considerados como refúgios, pois abrigam boa parte das espécies registradas.

Neste trabalho, que não tinha como objetivo a realização de um levantamento ictiofaunístico da área do reservatório de Barra Bonita, o conjunto de 28 espécies observadas é bastante similar àquele dos dois trabalhos acima citados. A predominância de grupos de Characiformes, com uma elevada abundância verificada para *S. insculpta* e *P. squamosissimus* também é um resultado comum com estes trabalhos. A relativa escassez de lambaris, Subfamília TETRAGONOPTERINAE nas capturas está relacionada, provavelmente, com a seletividade dos apetrechos de pesca usados.

## 6.2 Os modelos de distribuição de abundância

May (1975), explica que se o padrão de abundância relativa das espécies de uma comunidade é devido à interação de muitos fatores independentes, de forma tal que a riqueza de espécies é elevada, uma distribuição Lognormal deve se ajustar aos dados. Em conjuntos de espécies relativamente pequenos e homogêneos, onde um único fator é determinante para a estruturação da comunidade, pode surgir o modelo *Broken-Stick*. Enquanto que a situação oposta, observada em comunidades bastante desiguais com poucas espécies muito abundantes e muitas espécies raras, deve justificar a adequação dos dados de abundância de espécies à série Geométrica ou a série Logarítmica.

O ajuste de dados de abundância numérica de espécies componentes de comunidades naturais à distribuição Lognormal é um assunto controverso em

Ecologia. Diversos autores argumentam que o Teorema do Limite Central, que estabelece que todas as distribuições estatísticas aditivas são assintoticamente gaussianas ou normais (May, 1975), explica a convergência de dados de abundância de espécies para a distribuição lognormal (May, 1975; Magurran, 1988).

Por outro lado, o ajuste simultâneo dos dados aos modelos: série Geométrica, série Logarítmica e *Broken-Stick*, como ocorreu na área controle da zona lótica está, provavelmente, relacionado com a inadequação das amostras ou da definição arbitrária das comunidades. Preston (1948), afirma que o ajuste de uma série Logarítmica pode resultar do uso de amostras pequenas de uma comunidade que se ajuste a uma distribuição Lognormal.

A comunidade de peixes amostrada por Barrela (1998) nos rios Tietê e Paranapanema se ajustou à distribuição Lognormal ( $p < 0,01$ ). Contudo, o autor não apresenta os resultados do ajuste de outros modelos ao conjunto de dados.

O padrão de diversidade observado a partir da análise dos valores estimados para o  $\alpha$  da série Logarítmica são parcialmente diferentes daqueles observados nas análises de variância com medidas repetidas. As estimativas de  $\alpha$  indicam que as comunidades amostradas nas proximidades dos recifes artificiais apresentam maior diversidade do que as comunidades amostradas nas áreas controle, desprovidas de estruturas. E mais, que as comunidades do reservatório são mais diversas do que as comunidades amostradas na zona lótica.

### 6.3 Os índices de diversidade

Alguns índices de diversidade mostraram-se inadequados para tratar com dados de amostras pequenas, obtidas de uma única unidade experimental. No índice de Shannon (Shannon & Weaver, 1949), o resultado da fórmula usada para sua determinação foi sempre igual a zero quando a amostra se constituía de uma única espécie. A análise dos resultados da ANOVA que usou o índice de Shannon como variável resposta deve levar em conta que a matriz de dados continha dois tipos de zero, um zero devido a ausência de captura e outro zero provocado pela equação, quando a amostra era formada por uma única espécie.



Apesar de seu extenso uso em pesquisa ecológica, o Índice de Shannon vem sendo alvo de bastante criticismo. Diversos autores argumentam que a associação entre a teoria da informação, os princípios termodinâmicos de entropia e a diversidade ecológica é pouco sustentável (Hurlbert, 1971; Washington, 1984). Goodman (1975), critica a teoria que estabelece relações diretas entre diversidade e estabilidade e a justificativa do uso do Índice de Shannon com base em analogias com o princípio da entropia.

Beisel & Moreteau (1997) propuseram uma fórmula para estimar o limite inferior do índice de Shannon, explicando sua utilidade e aplicabilidade quando a razão entre o número de espécies e o número de indivíduos se aproxima da unidade. Como esta situação era pouco comum no conjunto de dados, foi assumido o risco da análise com dois tipos de zero.

#### **6.4 As análises multivariadas de agrupamentos e de componentes principais**

As análises de agrupamentos e de componentes principais foram usadas neste trabalho com objetivo exploratório (Valentin, 1995), com a finalidade de determinar os padrões iniciais de agrupamento e ordenação das unidades experimentais, somando os dados das seis amostragens. Deste modo, estas análises não levaram em consideração os efeitos das variações temporais nos componentes abióticos sobre as associações de peixes do reservatório e da zona lótica.

A análise de agrupamentos realizada com dados de número de indivíduos evidenciou a importância da distância da margem como um fator primário na determinação da distribuição espacial das espécies de peixes (Figura 10).

Diversos autores vêm observando que os ecótonos terra-água apresentam alta diversidade e elevada abundância relativa (Naiman *et al.*, 1988; Décamps & Naiman, 1990; Duncan & Kubecka, 1995; Kirchofer, 1995; Kolasa & Zalewski, 1995; Schlosser, 1995). Para estes autores, a heterogeneidade espacial característica destas áreas é o fator abiótico mais influente sobre a formação das comunidades.





Margalef (1975) considera que um rio barrado é um ambiente intermediário entre um rio e um lago, com uma heterogeneidade direcional definida pelo curso original do rio. Os reservatórios são ambientes tipicamente sob pressão constante, devido a dois fatores: a entrada contínua de nutrientes com eventuais misturas verticais e o fluxo unidirecional da água (Margalef, 1983). Os fatores mais importantes que influenciam a biota são: morfometria, tempo de retenção, ciclo hidrológico, estratificação termal e padrões de circulação, flutuações no nível da água, precipitação, radiação, ventos, salinização em regiões semi-áridas, ecossistema a jusante da barragem e áreas marginais associadas (Tundisi, 1981, 1990).

Duncan & Kubecka (1995), verificaram a importância dos ecótonos terra/água para a manutenção da diversidade e da abundância de diversas espécies de reservatórios. A presença de baías, bancos de macrófitas e madeira caída na água são alguns dos processos que aumentam a heterogeneidade espacial e favorecem o desenvolvimento de uma fauna rica nas áreas situadas nas proximidades da margem.

As comunidades aquáticas de ambientes lóticos apresentam, em geral, elevada dependência da disponibilidade de habitats e do fornecimento de recursos pelo fluxo normal da corrente (Lake & Schreiber, 1991).

A presença de refúgios naturais e de alimento oriundo da parte terrestre da paisagem são alguns dos fatores que explicam essa concentração nas unidades experimentais situadas mais próximas da margem. Maceina & Reeves (1996), observaram uma relação direta entre a quantidade de bancos de macrófitas flutuantes e o sucesso da pesca esportiva em dois reservatórios no rio Mississipi, concluindo que os bancos de macrófitas constituíam refúgio para diversas espécies de presas de peixes de importância para a pesca esportiva.

Junk *et al.* (1989), estudaram a importância das planícies alagáveis adjacentes aos grandes rios e concluíram que o fluxo sazonal de nutrientes para os lagos da planície, provocado pelo pulso hidrológico, constituía o principal fator para a manutenção da diversidade e da abundância de diversos grupos de plantas e animais. Contudo, os autores também teorizaram acerca do aumento da disponibilidade de habitats nas áreas inundadas durante a fase de enchente/cheia, concluindo que estes

habitats temporários poderiam ser muito importantes para diminuir a vulnerabilidade à predação de várias espécies, principalmente durante as primeiras etapas de seu ciclo vital.

Por outro lado, as áreas situadas mais distantes da margem constituem um ambiente mais hostil, com menores disponibilidades de alimento e de refúgio contra predadores. No reservatório, apenas 7 espécies foram capturadas nas unidades experimentais situadas a 20 metros da margem: *Schizodon borellii*, *Pimelodus maculatus*, *Plagiosciom squamosissimus*, *Leporinus obtusidens*, *Salminus hilarii*, *Serrasalmus spilopleura* e *Hypostomus strigiceps*. Na zona lótica, a quantidade de espécies capturada nas unidades experimentais situadas mais distante da margem, a 20 metros, foi ainda menor: *S. borellii*, *P. maculatus*, *P. squamosissimus*, *S. maxilosus*, e *H. strigiceps*.

O segundo fator determinante para a formação dos agrupamentos de unidades experimentais foi o ambiente onde se realizou a amostragem. Isto ficou bastante evidente na análise de agrupamentos com número de indivíduos, em que os dois grupos principais A e B se dividem em subgrupos menores, isolados pelo ambiente, reservatório e zona lótica (Figura 10).

Ainda que o reservatório conserve algumas características originais de um sistema lótico, principalmente o fluxo unidirecional da corrente, as características dominantes são de sistemas lênticos e se refletem na biota existente. A sardela, *S. insculpta*, foi uma espécie muito frequente nas pescarias na zona lótica, principalmente nas amostragens realizadas nas épocas mais quentes do ano, e pouco frequente nas pescarias feitas no reservatório.

Petriere Jr. (1996), explica que o ambiente lêntico recentemente formado pela barragem, provoca uma redução nas populações de espécies reofílicas, que são substituídas por espécies preadaptadas ao novo ambiente. Assim, ainda que a comunidade continue a conter o mesmo conjunto de espécies, a estrutura da comunidade, em termos de abundância relativa de seus componentes, é influenciada pelas modificações no regime hidrológico e passa a apresentar padrões de dominância diferentes.



No dendrograma resultante da análise de agrupamentos com dados de biomassa, ocorre uma superposição quanto à importância dos fatores tipo de ambiente e distância de margem. A primeira divisão, isola um grupo formado por unidades experimentais da zona lótica situadas a pequena distância da margem. O outro grupo é dividido em dois subgrupos, primeiro em função da distância da margem e, depois, devido ao tipo de ambiente (Figura 11).

Os motivos para a predominância destes fatores na formação dos agrupamentos, a partir da análise com dados de biomassa, são os mesmos apresentados para os resultados com dados de número de indivíduos. Em resumo, a maior disponibilidade de recursos e de habitats das áreas da interface terra-água, que se caracterizam como uma área de elevada heterogeneidade espacial (Naiman & Décamps, 1997), que é um fator de grande influência sobre a diversidade em comunidades de peixes (Gorman & Karr, 1978), são as características determinantes para a predominância da distância da margem como um fator de agrupamento das unidades experimentais. Enquanto que, as diferenças entre o ambiente com características predominantemente lênticas do reservatório e o ambiente lótico situado a jusante da barragem, explicam a importância do tipo de ambiente sobre os agrupamentos formados.

A análise de componentes principais com dados de número de indivíduos repetiu o padrão de dominância da distância da margem e do tipo de ambiente como fatores determinantes para a ordenação das unidades experimentais. Contudo, verifica-se uma tendência para uma inversão na prevalência dos fatores, o eixo do primeiro componente principal ordena as unidades experimentais principalmente em função do tipo de ambiente. Enquanto que, o eixo do segundo componente principal ordena as unidades experimentais devido a distância da margem que as unidades experimentais estão situadas (Figura 12).

Na análise de componentes principais com dados de biomassa, o padrão de prevalência dos fatores distância da margem e tipo de ambiente se inverte, repetindo o padrão verificado nas análises de agrupamentos.



As possíveis causas para a predominância destes fatores na ordenação das unidades experimentais são as mesmas hipotetizadas para os resultados verificados nas análises de agrupamentos.

A presença dos recifes artificiais parece exercer um efeito secundário para a formação dos agrupamentos e para a ordenação das unidades experimentais. Na análise de componentes principais com dados de biomassa, é possível discernir pequenos grupos de unidades experimentais formados por unidades experimentais com recifes artificiais (Figura 13).

Sedell *et al.* (1990), argumentam acerca da importância da definição da escala para o reconhecimento e a avaliação do efeito de refúgios sobre as comunidades de sistemas naturais. Os autores teorizam que um tributário pode ser considerado um refúgio em relação a toda a bacia, ao passo que um banco de macrófitas deve ter efeitos bastante localizados, perceptíveis apenas ao nível do trecho de rio em que ele se encontra. Nesta análise exploratória, os efeitos da presença de recifes artificiais foram absorvidos pelos efeitos de um ecótono terra-água e de características ambientais com dimensões várias ordens de magnitude superior.

### **6.5 Avaliando a hipótese de agregação de biomassa**

Um dos possíveis efeitos da introdução de recifes artificiais no ambiente aquático é a agregação da biomassa existente, sem que ocorram alterações no tamanho do estoque (Polovina, 1991). A análise de variância com medidas repetidas usando a biomassa, capturada em cada amostragem feita sobre as unidades experimentais, como variável resposta testou a hipótese de ausência deste tipo de efeito sobre as associações de peixes.

As diferenças significativas entre os fatores: tipo de ambiente e distância de margem, da unidade principal (Tabela 22), indicando que a zona lótica apresentou maior rendimento médio do que o reservatório e que a distância da margem mantém uma relação inversa com o rendimento (Figuras 14a e 14c), decorrem, em princípio, das mesmas causas apresentadas para explicar os resultados das análises de agrupamentos e de componentes principais.

O maior rendimento médio, em termos de biomassa, da zona lótica em comparação com o reservatório deve-se, provavelmente, à manutenção de uma paisagem mais próxima da original no trecho à jusante da barragem (Figura 20a) e do fenômeno apontado por Petrere Jr. (1996) de retenção de poluentes pela barragem, tornando o trecho subsequente a ela mais adequado à proliferação de comunidades mais ricas e abundantes. Ao passo que o reservatório constitui uma paisagem mais uniforme (Figura 20b)

O resultado do teste para os efeitos da presença dos recifes artificiais, apontando rendimentos significativamente maiores para as pescarias feitas sobre os recifes (Tabela 22), indica que os recifes artificiais estão atuando efetivamente como agregadores de biomassa. Este resultado é similar aos relatados pela maioria dos trabalhos sobre a introdução de estruturas artificiais em ambientes aquáticos (Wickham *et al.*, 1973; Briggs, 1975; Parker *et al.*, 1979; Stone *et al.*, 1979; Walton, 1982; Ambrose & Swarbrick, 1989; DeMartini *et al.*, 1989).

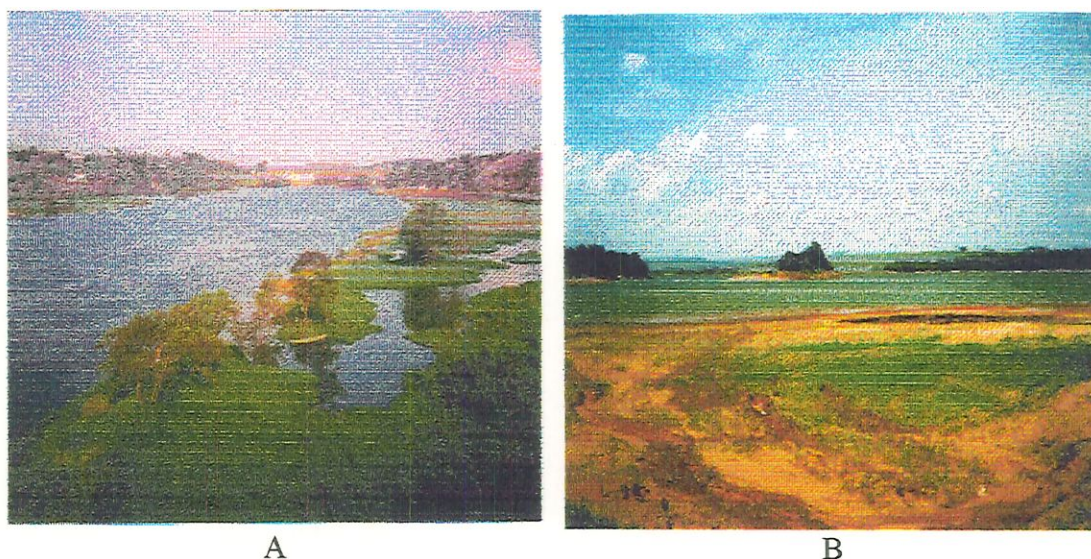


Figura 20. Paisagens da área de estudo. Sendo (a) zona lótica; e, (b) reservatório.

A ausência de interação entre os fatores distância da margem e presença de recifes artificiais, indica que o ambiente mais adverso das áreas situadas a maior distância da margem não consegue ser melhorado pela introdução dos recifes artificiais, pelo menos dentro da escala de tamanho das estruturas usadas neste trabalho.



Além das dimensões dos recifes usados neste experimento, que foram irrelevantes em comparação com a dos dois outros fatores considerados, um outro fator que pode ter contribuído para sua ineficácia como refúgio nas áreas mais distantes da margem é o isolamento de possíveis fontes de colonização. Bohnsack *et al.* (1991), observaram que o isolamento de habitats similares, recifes artificiais e/ou artificiais, exerce influência sobre o tipo de recrutas potenciais e sobre a taxa de colonização. Lake & Schreiber (1991), consideram que a colonização de substratos em meio aquático está diretamente relacionada à diversidade e a abundância dos habitats vizinhos.

Os recifes situados mais próximos do ecótono terra-água são colonizados mais rapidamente e apresentam rendimento médio superior ao das áreas controles situadas em distâncias similares da margem. Ao passo que as diferenças de rendimento entre as pescarias sobre os recifes artificiais e áreas controle situados mais longe da margem são mais reduzidas (Figura 14d).

A ANOVA com medidas repetidas detectou um forte efeito sazonal sobre as capturas (Tabela 22), com rendimentos significativamente mais baixos durante os meses de outono-inverno, amostragens 2, 3 e 4 (Figura 15a). A temperatura foi o único parâmetro físico-químico a variar perceptivelmente ao longo do período de estudo e parece ser o fator responsável por esta sazonalidade nos rendimentos. Talbot *et al.* (1978), verificaram que a velocidade de colonização sobre recifes artificiais australianos era mais lenta no inverno do que no verão. Freitas (1998), estudando a colonização de bentos em rios de baixa ordem na Amazônia Central, não observou efeitos sazonais sobre a velocidade de colonização, possivelmente em função da maior uniformidade climática, típica da região equatorial.

Os resultados significativos da interação dos efeitos dos fatores: tipo de ambiente, distância da margem e presença de recifes artificiais com o tempo, indicam que a sazonalidade atua em conjunto com estes fatores, porém produzindo padrões em que as diferenças devidas aos fatores persistem ao longo do ano. Deste modo, o rendimento médio das pescarias do reservatório e da zona lótica oscilam com a



mesma tendência sazonal de queda durante os meses de inverno e outono, mas com diferenças acentuadas de rendimento nos meses mais quentes do ano (Figura 15b).

A análise do gráfico das médias de rendimento da interação entre a presença dos recifes e o tempo mostra, similarmente, o mesmo padrão de flutuação sazonal para as pescarias realizadas sobre os recifes e sobre as áreas controle. Contudo, verifica-se um aumento da diferença de rendimento a partir da quarta amostragem, indicando, provavelmente, que os recifes já foram colonizados (Figura 15c).

O tempo de colonização de novos substratos em ambiente aquático é bastante variável, sendo influenciado por diversos fatores, como a riqueza de espécies e abundância relativa dos habitats vizinhos (Lake & Schreiber, 1991; Freitas, 1998) e por fatores abióticos (Davis *et al.*, 1982; Bohnsack *et al.*, 1991). Wickham *et al.* (1973), perceberam que a colonização de substratos artificiais colocados na zona pelágica ocorreu em cerca de 24 horas.

O efeito da interação entre a distância da margem e o tempo mostra o mesmo padrão discutido acima. O rendimento das pescarias diminuí acentuadamente para todas as unidades experimentais durante os meses de inverno e outono, implicando que as diferenças de rendimento entre as diferentes distâncias também se reduz. Entretanto, a diferença de rendimento entre as unidades situadas nas diferentes distâncias aumenta nas amostragens feitas nos meses mais quentes do ano (Figura 15d).

Aparentemente, um efeito sazonal afasta os peixes da área de estudo ou diminuí sua vulnerabilidade aos apetrechos de captura, uma vez que a redução nos rendimentos durante os meses de inverno e outono é generalizada por todas as unidades experimentais.

Nos outros meses, a biomassa capturada aumenta de forma significativamente diferenciada entre as unidades experimentais. Em relação ao ambiente, os incrementos são maiores na zona lótica do que no reservatório; em relação aos recifes artificiais, os aumentos são maiores nas áreas onde eles foram colocados do que nas áreas controle; e, em relação a distância da margem, os aumentos são

maiores nas proximidades do ecótono terra-água do que nas unidades experimentais situadas mais distante.

## 6.6 Avaliando a hipótese de impacto dos recifes artificiais sobre a diversidade

A introdução de recifes artificiais em um ambiente aquático exerce efeitos sobre a comunidade, em termos de sua estrutura, afetando a riqueza de espécies, através de algum recurso limitante? Esta é a principal questão acerca da colocação de recifes e outras estruturas artificiais em ambientes aquáticos relacionada com a ecologia de comunidades.

Até o presente, o problema chave para os pesquisadores que tratam da introdução de recifes artificiais vem sendo seu impacto sobre as pescarias. As possíveis situações teorizadas por Polovina (1991), passíveis de acontecer após a introdução de estruturas artificiais, são relacionadas com o aumento de estoques explorados e não com a estrutura da comunidade em que os estoques se inserem.

Os resultados das análises de variância com medidas repetidas que usaram o Índice de Shannon e o Índice de Berger-Parker como variáveis respostas foram bastante similares. No entanto, a hipótese de nulidade para o efeito do tipo de ambiente foi aceita quando o Índice de Shannon foi usado como variável resposta (Tabela 24), e rejeitada quando o Índice de Berger-Parker foi o escolhido (Tabela 25).

Considerando o problema dos dois tipos de zero, gerado na determinação do Índice de Shannon, foi assumido o resultado da ANOVA com o Índice de Berger-Parker como variável resposta como uma indicação mais confiável. Ainda mais porque o valor estimado pelo teste de hipótese para o efeito do ambiente, quando o Índice de Shannon foi usado como variável resposta ( $F = 5,46$ ,  $p = 0,058$ ), encontra-se próximo ao limite de 5%.

As causas da maior diversidade verificada na zona lótica são, em princípio, as mesmas apontadas para a maior abundância, detectada pela análise de variância com medidas repetidas usando a biomassa como variável resposta. A maior



heterogeneidade espacial da zona lótica, nos sentidos longitudinais e laterais (Schlosser, 1995) com várias lagoas marginais e bancos de macrófitas adjacentes ao canal do rio, propiciam habitats para a proliferação de comunidades mais ricas do que no ambiente mais uniforme do reservatório. Agostinho & Zalewski (1995), observaram a importância dos ambientes marginais ao canal do rio principal para a manutenção da diversidade e da abundância específica da fauna do rio Paraná.

A rejeição da hipótese de ausência de efeito sobre a diversidade para a presença dos recifes artificiais, não significa que estas estruturas estejam aumentando o número de espécies presentes no ambiente. Isto fica patente pela inexistência de espécies novas nas amostragens. O resultado assinala a capacidade dos recifes artificiais de aumentar a heterogeneidade espacial, fornecendo habitat adequado à concentração de espécies de presas e de predadores, que permanecem, em geral, dispersas no ambiente, ou em locais de difícil acesso, como nas proximidades de árvores caídas *debris* e/ou bancos de macrófitas isolados do canal principal. Bryant & Sedell (1995), assinalaram a influência da floresta ripária e da presença de árvores caídas sobre a manutenção da diversidade em comunidades aquáticas.

A importância do uso de microhabitats durante o ciclo vital de muitas espécies de peixes de água doce foi observada por diversos autores (Cerri & Fraser, 1983; Power & Matthews, 1983; Heggenes, 1988). Esta importância está diretamente relacionada com a pressão ambiental, em ambientes fluviais com bruscas mudanças na velocidade da corrente, a existência de abrigo é um fator determinante para a possibilidade de sucesso de muitas espécies, principalmente durante as primeiras etapas de sua ontogenia.

Sedell *et al.* (1990), consideram que os habitats que proporcionam resistência e/ou resiliência para as comunidades naturais submetidas a perturbações biofísicas podem ser considerados como refúgios. A pressão ambiental do ambiente lêntico do reservatório pode ser motivada por um conjunto de fatores bióticos, principalmente predação, e abióticos, especialmente poluição.



A importância da predação como um fator de pressão no reservatório pode ser inferida pela ocorrência de predadores de topo, *Plagiosciom squamosissimus*, *Hoplias malabaricus*, *Serrasalmus spilopleura*, *Salminus hilarii*, *S. maxilosus* e *Cichla monoculus* nas capturas, que podem estar limitando o crescimento das populações das demais espécies presentes no ambiente, com reflexos sobre o rendimento pesqueiro e a diversidade total, como observado por Paiva *et al.* (1994) para reservatórios do semi-árido nordestino.

As descargas industriais e urbanas da Grande São Paulo adicionadas às substâncias usadas para o combate de pragas no monocultivo de cana-de-açúcar submetem a área do reservatório a contínuo impacto antropogênico (Rocha, 1991; CETESB, 1995).

Na zona lótica imediatamente a jusante da barragem, a velocidade da corrente que sofre elevações bruscas determinadas pelos procedimentos operacionais da Usina, constitui, provavelmente, o principal fator de pressão abiótica. Heggnes (1988), observou os efeitos das flutuações temporárias na velocidade da corrente sobre populações de truta em rios de baixa ordem.

Similarmente ao reservatório, a predação continua sendo, possivelmente, o principal fator biótico de pressão ambiental na zona lótica. Além dos piscívoros *P. squamosissimus* e *S. spilopleura*, abundantes também no reservatório, na zona lótica ocorreu uma grande frequência de *Hoplias malabaricus* nas capturas, principalmente nas áreas mais próximas da margem. Ayal & Safriel (1982), observaram que a intensidade da predação nos recifes de corais era menor que nos habitats adjacentes.

Os recifes artificiais, nos dois ambientes, devem minorar os efeitos da pressão ambiental, proporcionando abrigo para que várias espécies evitem os predadores e a ação disruptiva da velocidade da corrente.

A importância do ecótono terra-água para manutenção da diversidade foi confirmada pela ANOVA com medidas repetidas. As unidades experimentais localizadas nas proximidades da margem, a distância de 5 e 10 metros, apresentaram estimativas mais altas dos índices de diversidade (Figuras 16c e 18c).

Um efeito sazonal idêntico àquele detectado pela ANOVA com medidas repetidas que usou a biomassa como variável resposta, foi observado nas duas análises que usaram índices de diversidade. Similarmente, ocorreu uma redução na diversidade das espécies capturadas durante os meses mais frios do ano (Tabelas 24 e 25).

Entretanto, nenhuma das interações dos fatores: tipo de ambiente, presença de recifes e distância da margem com o tempo foi significativa (Tabelas 24 e 25). Estes resultados confirmam que as diferenças de diversidade apontadas entre os níveis dos fatores não sofrem influência temporal, pelo menos dentro da escala de tempo em que este estudo se desenvolveu.

### **6.7 Avaliando a hipótese de agregação de juvenis pelos recifes artificiais**

Munro (1995) e McManus (1995) acreditam que a introdução de estruturas artificiais podem provocar efeitos indesejáveis sobre as populações de peixes, principalmente em áreas de atuação de pesca intensiva. O poder de agregação de juvenis dos recifes artificiais poderia aumentar a participação destes nas capturas, com consequências sobre o tamanho médio dos peixes capturados e, possivelmente, sobre o recrutamento.

Polovina (1991), considera que deve ocorrer a conjunção de quatro fatores para que uma situação de sobrepesca seja provocada pela introdução de recifes artificiais: 1) a presença de peixes de pequeno porte no local da pescaria; 2) o uso de aparelhos capazes de capturar indivíduos jovens; 3) um mercado potencial com aceitação para peixes pequenos; e, 4) taxas de exploração elevadas.

A ausência de diferenças no comprimento médio dos exemplares de *Plagiosciom squamosissimus*, *Pimelodus maculatus*, *Prochilodus lineatus*, *Serrasalmus spilopleura* e *Cyphocharax nagelii* capturados próximo aos recifes artificiais e nas áreas controle indica que o poder de agregação de biomassa, observado nas análises, não é exercido diferenciadamente por grupos de tamanho, pelo menos para esta espécie. Infelizmente, a distribuição pouco uniforme das capturas de outras espécies, pelas unidades experimentais e/ou pelas amostragens,

impediu o uso do modelo com medidas repetidas levando em consideração o tipo de ambiente e a distância da margem.



## 7 CONCLUSÕES

Os recifes artificiais colocados no reservatório da UHE Barra Bonita e no trecho lótico imediatamente a jusante da barragem realmente atuaram como agregadores de biomassa nos dois ambientes. O efeito das estruturas sobre a biomassa teve interação com um efeito sazonal, provavelmente a temperatura. Deste modo, foi perceptível que a efetividade dos recifes como agregadores de biomassa dependia da presença de peixes no ambiente, pois nos meses de inverno e outono, a redução na abundância foi generalizada pelas unidades experimentais com e sem recifes artificiais. Contudo, nos meses mais quentes do ano o rendimento médio das capturas nas unidades experimentais com recifes foi maior do que nas unidades experimentais sem recifes.

Esta dependência da presença de peixes para a efetividade do poder de agregação dos recifes também é corroborada pela análise da interação da presença de recifes com a distância da margem. Nas unidades experimentais mais próximas do ecótono terra-água, a presença dos recifes também ocasionava rendimentos médios maiores de biomassa capturada.

Os efeitos da presença de recifes sobre a diversidade são, parcialmente, idênticos àqueles observados sobre a biomassa. O conjunto de espécies presentes nas unidades experimentais com recifes artificiais é significativamente maior do que nas unidades desprovidas de recifes. Contudo, não se verifica o efeito sazonal e a interação entre a presença de recifes e o tempo não é significativa, indicando que as diferenças no conjunto de espécies presentes nas unidades experimentais não se modificam ao longo do ano.

Os resultados dos efeitos da presença de recifes artificiais sobre a biomassa e sobre a diversidade, levam à conclusão de que estas estruturas podem atuar como refúgios dentro do sistema aquático. Aumentando a capacidade de suporte e, conseqüentemente, agregando biomassa e espécies que, de outra forma, permaneceriam dispersas, apresentariam abundância reduzida ou não teriam condições de se estabelecer naquele ambiente devido às pressões ambientais.

A zona lítica foi mais produtiva e apresentou uma riqueza de espécies significativamente maior do que o reservatório, confirmando a teoria de que a maior heterogeneidade espacial pode ser um fator fundamental para a formação de comunidades aquáticas mais ricas.

Uma relação inversa entre a distância da margem e a biomassa foi consistente nos dois ambientes e nas unidades com e sem recifes artificiais. Uma relação inversa similar ocorreu entre a distância da margem e a diversidade. Os dois resultados confirmam a importância dos ecótonos terra-água para a manutenção da diversidade e da abundância de muitas espécies de peixes.

A ausência de diferença entre o comprimento médio dos peixes capturados nos recifes artificiais e o dos peixes capturados nas áreas desprovidas de estruturas, testada para: *Plagiosciom squamosissimus*, *Pimelodus maculatus*, *Prochilodus lineatus*, *Serrasalmus spilopleura* e *Cyphocharax nagelii* indica que as estruturas não agregaram juvenis destas espécies.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, A. A. (1992) Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios. In Agostinho, A. A. & Benedito-Cecílio, E. [eds.] *Situação Atual e Perspectivas da Ictiologia no Brasil*. Documentos do IX Encontro Brasileiro de Ictiologia. Maringá, Editora da Universidade Estadual de Maringá, p.106-21.
- AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A. M.; GOMES, L. C. & OKADA, E. K. (1993) Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* en distintas fases del ciclo de vida, en la planicie de inundación del alto río Paraná y embalse de Itaipu, Paraná, Brasil. *Revue Hydrobiologie Tropical*, v.26, n.1, p.79-90.
- AGOSTINHO, A. A. & ZALEWSKI, M. (1995) The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Parana River, Brazil. *Hydrobiologia*, v.303 (Dev. Hydrobiol., 105), p.141-8.
- ALMEIDA, F. F. M.; HASUI, Y.; PONÇANO, W. L.; DANTAS, A. S. L.; CARNEIRO, C. D. R.; MELO, M. S. & BISTRICHI, C. A. (1981) *Mapa geológico do Estado de São Paulo. Escala 1:500.000*. IPT, Monografias 6: Vol. I Texto 126 pp. Vol. II Mapa.
- AMBROSE, R. F. & SWARBRICK, S. L. (1989) Comparison of fish assemblages on artificial and natural reefs off the coast of southern California. *Bulletin of Marine Science*, v.44, p.718-33.
- ANDERSON, T. W. (1958) *An Introduction to Multivariate Statistical Analysis*. John Wiley & Sons, Inc., 374 p.



- ANGERMEIER, P. L. & KARR, J. R. (1983) Fish communities along environmental gradients in a system of tropical stream. *Environmental Biology of Fishes*, v.9, n.2, p.117-35.
- ANGERMEIER, P. L. & SCHLOSSER, I. J. (1989) Species-area relationships for stream fishes. *Ecology*, v.70, n.5, p.1450-62.
- AULT, T. R. & JOHNSON, C. R. (1998) Spatial variation in fish species richness on coral reefs: habitat fragmentation and stochastic structuring processes. *OIKOS*, v.82, p.354-64.
- AYAL, Y. & SAFRIEL, U. N. (1982) Species diversity of the coral reef – a note on the role of predation and of adjacent habitats. *Bulletin Marine Sciences*, v.32, p.787-90.
- BARRELA, W. (1998) *Alterações das comunidades de peixes nas bacias dos rios Tietê e Paranapanema (SP), devido à poluição e ao represamento*. Rio Claro. 115 p. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista.
- BARROW, C. J. (1987) The environmental impacts of Tucuruí dam on the middle and lower Tocantins river basin, Brazil. *Regulated Rivers*, v.1, p.49-67.
- BAYLEY, P. B. & LI, H. W. (1992). Riverine fishes. In CALOW, P. & PETTS, G.E. [eds.], *The Rivers handbook: hidrological and ecological principles*. Blackwell Scientific Publications. Oxford, p. 251-81.
- BEGON, M.; HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R. (1986) *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. Blackwell, Oxford.
- BEISEL, J. N. & MORETEAU, J. C. (1997) A simple formula for calculating the lower limit of Shannon's diversity index. *Ecological Modelling*, v.99, p.289-92.
- BERGER, W. H. & PARKER, F. L. (1970) Diversity of planktonic Foraminifera in deep sea sediments. *Science*, v.168, p.1345-7.

- BOHNSACK, J. A. (1989) Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preference? *Bulletin of Marine Science*, v.44, p.632-45.
- BOHNSACK, J. A. & SUTHERLAND, D. L. (1985) Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. *Bulletin of Marine Science*, v.37, p.11-39.
- BOHNSACK, J. A.; JOHNSON, D. L. & AMBROSE, R. F. (1991) Ecology of artificial reef habitats and fishes. In SEAMAN Jr., W. & SPRAGUE, L. M. [eds.] *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*. Academic Press Inc., San Diego, p.61-107.
- BOSWELL, M. T. & PATIL, G. P. (1971) Chance mechanisms generating the logarithmic series distribution used in the analysis of numbers of species and individuals. In PATIL, G. P.; PIELOU E. C. & WATERS, W. E. [eds.] *Statistical Ecology*. Pennsylvania State University Press, University Park, p.99-130.
- BRAAK, C. J. F. ter (1995) Ordination. In JONGMAN, R. H. G.; BRAAK, C. J. F. ter & TONGEREN, O. F. R. van [eds.] *Data analysis in community and landscape ecology*, Cambridge University Press, p.91-173.
- BRETSCHKO, G. (1995) River/land ecotones: scales and patterns. *Hydrobiologia*, v.303(Dev. Hydrobiol., 105), p.83-91.
- BRIGGS, P. T. (1975) An evaluation of artificial reefs in New York's marine waters. *New York Fish and Game Journal*, v.22, p.51-6.
- BRITSKI, H. A. (1972) Peixes de água doce do Estado de São Paulo, sistemática. In *Poluição e Piscicultura*. C.I.B.P.U., Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, Instituto de Pesca, São Paulo.
- BRITSKI, H. A.; SATO, Y. & ROSA, A. B. S. (1984) *Manual de Identificação de Peixes da Região de Três Marias: com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco*. Coordenação de Publicações CODEVASF, Divisão de

Piscicultura e Pesca, Câmara dos Deputados, Brasília, 143 p.

BRYANT, M. D. & SEDELL, J. R. (1995) Riparian forests, wood in the water, and fish habitat complexity. In Armantrout, N. B. [ed.] *Condition of the world's aquatic habitats*. Proceedings of the World Fisheries Congress, Theme 1. Oxford & IBH Publishing Co. Pvt. Ltd., New Delhi, p.203-24.

CALIJURI, M. C. & TUNDISI, J. G. (1990) Limnologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita – Estado de São Paulo: mecanismos de funcionamento e bases para o gerenciamento. *Revista Brasileira de Biologia*, v.50, n.4, p.893-913.

CASTRO, A. C. L. (1997) Aspectos ecológicos da comunidade ictiofaunística do reservatório de Barra Bonita, SP. *Revista Brasileira de Biologia*, v.57, n.4, p.665-76.

CERRI, R. D. & FRASER, D. F. (1983) Predation and risk in foraging minnows: balancing conflicting demands. *American Naturalist*, v.121, p.552-61.

CESP (1993) *Produção pesqueira e composição das capturas em reservatórios sob concessão da CESP nos rios Tietê, Paraná e Grande, no período de 1986 a 1991*. Série Produção Pesqueira, v. 1, 73 p.

CESP (1996) *Aspectos limnológicos, ictiológicos e pesqueiros de reservatórios da CESP no período de 1986 a 1994*. Série Pesquisa e Desenvolvimento, v.136, 81 pp.

CETESB (1995) *Relatório da qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. Relatório da Diretoria de Controle da Poluição do Interior, CETESB, São Paulo.

CHANDLER, C. R.; SANDERS Jr., R. M. & LANDRY, A. M. (1985) Effects of three substrate variables on two artificial reef fish communities. *Bulletin of Marine Science*, v.37, p.129-42.



- CHANG, S. D.; RYU, C. R.; MATSUBARA, Y.; LEE, I. H.; PARK, C. & KIM, H. J. (1995) An analysis of hydrodynamic forces on aquatic facilities and dynamic behavior of sea-beds around structures. *Bulletin of Fisheries Science*, v.51, p.1-21.
- CHESSON, P. L. (1986) Environmental variation and the coexistence of species. In DIAMOND, J. & CASE, T. J. [eds.] *Community Ecology*. Harper & Row, New York. P. 240-56.
- CHESSON, P. L. & HUNTLY, N. (1997) The roles of harsh and fluctuating conditions in the dynamics of ecological communities. *American Naturalist*, v.150, p.520-553.
- CHRISTENSEN, R. (1996) *Analysis of Variance, Design and Regression. Applied statistical methods*. Chapman & Hall, London.
- COLE, J. W. L. & GRIZZLE, J. E. (1966) Applications of multivariate analysis of variance to repeated measurements experiments. *Biometrics*, v.22, p.810-28.
- COLLARES-PEREIRA, M. J.; MAGALHÃES, M. F.; GERALDES, A. M. & COELHO, M. M. (1995) Riparian ecotones and spatial variation of fish assemblages in Portuguese lowland streams. *Hydrobiologia*, v.303 (Dev. Hydrobiol., 105), p.93-101.
- CONNEL, J. H. (1975) Some mechanisms producing structure in natural communities: a model and evidence from field experiments. In CODY, M. L. & DIAMOND, J. [eds.], *Ecology and Evolution of Communities*. Harvard University Press, p. 460-90.
- CONNEL, J. H. (1978) Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*, v.199, p.1302-10.
- CONNEL, J. H. (1980) Diversity and the coevolution of competitors, or the ghost of competition past. *Oikos*, v. 35, p.131-8
- CONNEL, J. H. & SOUZA, W. P. (1983) On the evidence needed to judge

- ecological stability or persistence. *American Naturalist*, v.121, p.789-824.
- COPP, G. H. (1992) Comparative microhabitat use of cyprinid larvae and juveniles in a lotic floodplain channel. *Environmental Biology of Fishes*, v.33, p.181-93.
- CORNELL, H. V. & LAWTON, J. H. (1992) Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective. *Journal of Animal Ecology*, v.61, p.1-12.
- COSTA, J. (1995) *Determinação de metais pesados, biocidas organoclorados e bacteriologia no Reservatório da UHE Barra Bonita, CESP, SP*. Relatório Interno, 11 p.
- CROWDER, M. J. & HAND, D.J (1996) *Analysis of Repeated Measures*. Monographs on Statistics and Applied Probability, v.41. Chapman & Hall, London, 257 p.
- DAVIS, N.; BLARICON van, G. R. & DAYTON, P. K. (1982) Man-made structures on marine sediments: effects on adjacent benthic communities. *Marine Biology*, v.70, p.295-303.
- DECAMPS, H. & NAIMAN, R. J. (1990) Aquatic terrestrial ecotones: summary and recommendations. In NAIMAN, R. J. & DECAMPS, H. [eds.] *The ecology and Management of Aquatic-terrestrial Ecotones*. Man and Biosphere Series, Vol. 4. Pathenon Publ. Group, Paris, p. 295-301.
- DeMARTINI, E. E.; ROBERTS, D. A. & ANDERSON, T. W. (1989) Contrasting patterns of fish density and abundance at an artificial rock reef and a cobble-cottom kelp forest. *Bulletin of Marine Science*, v.44, p.881-92.
- DROBNER, U.; BIBBY, J.; SMITH, B. & BASTOW WILSON, J. (1998) The relation between community biomass and evenness: what does community theory predict, and can these predictions be tested? *OIKOS*, v.82, p.295-302.
- DUNCAN, A. & KUBECKA, J. (1995) Land/water ecotone effects in reservoirs on



- the fish fauna. *Hydrobiologia*, v.303 (Dev. Hydrobiol., 105), p.141-8.
- DUNNING, J. B.; DANIELSON, B. J. & PULLIAM, H. R. (1992) Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *OIKOS*, v.65, p.169-75.
- DUNSON, W. A. & TRAVIS, J. (1991) The role of abiotic factors in community organization. *American Naturalist*, v.138, p.1067-91.
- FINK, S. V. & FINK, W. L. (1981) Interrelationships of the Ostariophysan Fishes (Teleostei). *Journal of Linnean Society of Zoology.*, v.724, p.297-353.
- FISHER, R. A.; CORBET, A. S. & WILLIAMS, C. B. (1943) The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology*, v.12, p.42-58.
- FITZHARDINGE, R. C. & BAILEY-BROCK, J. H. (1989) Colonization of artificial reef materials by corals and other sessile organisms. *Bulletin of Marine Science*, v.44, p.567-79.
- FREITAS, C. E. C. (1998) A colonização de substratos artificiais por macroinvertebrados bênticos em áreas de cachoeira da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, v.58, n.1, p.115-20.
- GEISSER, S. (1963) Multivariate analysis of variance for a special covariance case. *Journal of American Statistical Association*, v.58, p.660-9.
- GILLANDERS, B. M. (1997) Patterns of abundance and size structure in the blue groper, *Achoerodus viridis* (Pisces, Labridae): evidence of links between estuaries and coastal reefs. *Environmental Biology of fishes*, v.49, p.153-73.
- GIRDEN, E. R. (1992) *ANOVA: repeated measures*. SAGE University Paper. Series: Quantitative Applications in the Social Sciences, 76 p.
- GOODMAN, D. (1975) The theory of diversity-stability relationships in ecology. *The Quaterly Review of Biology*, v.3, p.237-66.



- GORMAN, O. T.; KARR, J. R. (1978) Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, v.59, n.3, p.507-15.
- GREENBERG, L. A. (1991) Habitat use and feeding behavior of thirteen species of benthic stream fishes. *Environmental Biology of Fishes*, v.31, p.389-401.
- GREENHOUSE, S. W. & GEISSER, S. (1959) On methods in the analysis of profile data. *Psychometrika*, v.24, n.2, p.257-67.
- GRIME, J. P. (1973) Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, v.242, p.344-47.
- GROSSMAN, G. D.; SOSTOA, A. D. ; FREEMAN, M. C. & LOBON-CERVIA, J. (1987) Microhabitat use in a mediterranean riverine fish assemblage – Fishes of the lower Matarraña. *Oecologia*, v.73, p.336-42.
- GROVE, R. S.; SONU, C. J. & NAKAMURA, M. (1991) Design and engineering of manufactured habitats for fisheries enhancement. In SEAMAN Jr., W. & SPRAGUE, L. M. [eds.] *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*. Academic Press Inc.. San Diego, p.109-53.
- HEGGENES, J. (1988) Effects of short-term flow fluctuations on displacement of, and habitat use by, brown trout in a small stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, v.117, p.336-44.
- HILL, M. O. (1973) Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, v.54, n.2, p.427-32.
- HILL, J. & GROSSMAN, G. D. (1987) Home range estimates for three North American stream fishes. *Copeia*, v.1987, p.376-80
- HIXON, M. A. & BEETS, J. P. (1989) Shelter characteristics and Caribbean fish assemblages: experiments with artificial reefs. *Bulletin of Marine Science*, v.44, p.666-80.
- HIXON, M. A. & BROSTOFF, W. N. (1985) Substrate characteristics, fish grazing,

and epibenthic assemblages off Hawaii. *Bulletin of Marine Science*, v.37, p.200-13.

HOESE, H. D. (1978) Artificial reefs. *Fisheries*, v.3, n.4, p.44.

HOLLAND, M. M. (1988) SCOPE/MAB technical consultations on landscape boundaries: report of a SCOPE/MAB workshop on ecotones. 5-7 January, 1987, France. *Biology International, Special Issue*, v.17, p.47-106.

HUECKEL, G. J. & STAYTON, R. L. (1982) Fish foraging on an artificial reef in Puget Sound, Washington. *Marine Fisheries Review*, v.44, n.6-7, p.38-44.

HURLBERT, S. H. (1971) The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, v.52, p.577-86.

HUTCHINSON, G. E. (1959) Homage to Santa Rosalia or why are there so many kind of animals? *American Naturalist*, v.93, p.145-59.

HUYNH, H. & FELDT, L. S. (1970) Conditions under which mean square ratios in repeated measurements designs have exact F-distributions. *Journal of the American Statistical Association*, v.65, p.1582-89.

JACKSON, J. B. C. (1994) Community unity? *Science*, v.264, p.1412-13.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. E. (1989) The flood pulse concept in river-floodplains systems. In Dodge D. P. [ed.]. *Proceedings of the International Large River Symposium. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science*, v.106, p.110-27.

KARR, J. R. & SCHLOSSER, I. J. (1978) Water resources and the land-water interfaces. *Science*, v.201, p.229-34.

KIRCHHOFER, A. (1995) Morphological variability in the ecotone – an important factor for the conservation of fish species richness in Swiss rivers. *Hydrobiologia*, v.303 (Dev. Hydrobiol., 105), p.103-10.

- KOHLER, S. L. (1992) Competition and the structure of a benthic stream community. *Ecological Monographs*, v.62, n.2, p.165-188.
- KOLASA, J. & ZALEWSKI, M. (1995). Notes on ecotone attributes and functions, *Hydrobiologia*, v.303 (Dev. Hydrobiol., 105),p.1-7.
- KREBS, C. J. (1985) *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Harper and Row, New York.
- KREBS, C. J. (1989) *Ecological Methodology*. Harper & Row publishers, New York.
- LAKE, P. S. & SCHREIBER, E. S. G. (1991) Colonization of stones and recovery from disturbance: na experimental study along a river. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v.24, p.2061-64.
- LARROUSE CULTURAL, Enciclopédia (1995). Volume 9, p. 2016.
- LAUDER, G. V. & LIEM, F. L. (1983) The evolution and interrelationships of Actinopterygian fishes. *Bull. Mus. Comp. Zool.*, v.150, p.95-197.
- LÖFFLER, H. (1997) Artificial habitats for fishes in Lake Constance (Bodensee): observation of fish aggregating devices with a remotely operated vehicle. *Fisheries Management and Ecology* v.4, p.419-20.
- LOWE-MCCONNEL, R. H. (1987) *Ecological Studies in Tropical Fish Communities*. Cambridge Tropical Biology Series. Cambridge University Press. Cambridge.
- LUDWIG, J. A. & REYNOLDS, J. F. (1988) *Statistical Ecology: a Primer on Methods and Computing*. John Wiley & Sons, 366p.
- MacARTHUR, R. H. (1955) Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology*, v.36, p.533-6.
- MacARTHUR, R. H. (1957) On the relative abundance of bird species. *Proceedings*



*of National Academy of Science*, v.43, p.293-5.

MacARTHUR, R. H. & LEVINS, R. (1967) The limiting similarity, convergence and divergence of coexisting species. *American Naturalist*, v.101, p.377-85.

MacARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, New Jersey.

MACEINA, M. J.; BETTOLI, P. W. & DeVRIES, D. R. (1994) Use of a split-plot analysis of variance design for repeated-measures fishery data. *Fisheries*, v.19, n.3, p.14-20.

MACEINA, M. J. & REEVES, W. C. (1996) Relations between submersed macrophyte abundance and largemouth bass tournament success on two Tennessee River impoundments. *Journal of Aquatic Plant Management*, v.34, p.33-8.

MAGURRAN, A. E. (1988) *Ecological Diversity and Its Measurement*. Chapman and Hall, 179 p.

MANLY, B. J. F. (1986) *Multivariate Statistical Methods. A Primer*. 3. Ed. Chapman & hall, 215 p.

MARGALEF, R. (1968) *Perspectives in Ecological Theory*. The University of Chicago Press, Chicago, 111 pp.

MARGALEF, R. (1975) Typology of reservoirs. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v.19, p.1841-8.

MARGALEF, R. (1983) *Limnología*. Ediciones Omega, Barcelona.

MATTHEWS, K. R. (1985) Species similarity and movement of fishes on natural and artificial reefs in Monterey Bay, California. *Bulletin of Marine Science*, v.37, p.252-70.

MAY, R. M. (1975) Patterns of species abundance and diversity. In CODY, M. L. &

- DIAMOND J. M. [eds.] *Ecology and Evolution of Communities*. Harvard University Press, Cambridge, p. 81-120.
- MAY, R. M. (1981) Patterns in multispecies communities. In MAY, R. M. [ed.] *Theoretical Ecology: Principles and Applications*. Blackwell Scientific, Oxford, p.197-227.
- MAY, R. M. (1984) *Exploitation of Marine Communities*. Springer-Verlag, Berlin.
- MAY, R. M. (1988) How many species are there on Earth? *Science*, v.241, p.1441-49.
- MEAD, R. (1988) *The Design of Experiments: Statistical Principles for Practical Applications*. Cambridge University Press, Cambridge.
- McMANUS, J. W. (1995) Future prospects of artificial reefs in the Philippines. In MUNRO, J. L. & BALGOS, M. C. [eds.] *Artificial reefs in Philippines*. ICLARM Conf. Proc., v.49, p.33-41.
- MENGE, B. A. & SUTHERLAND, J. P. (1976) Species diversity gradients: synthesis of the roles of predation, competition, and temporal heterogeneity. *American Naturalist*, v.110, p.351-69.
- MENGE, B. A. & SUTHERLAND, J. P. (1987) Community regulation: variation in disturbance, competition, and predation in relation to environmental stress and recruitment. *American Naturalist*, **130**:730-57.
- MORING, J. R.; NEGUS, M. T.; McCULLOUGH, R. D. & HERKE, S. W. (1989) Large concentrations of submerged pulpwood logs as fish attraction structures in a reservoir. *Bulletin of Marine Science*, v.44, p.609-15.
- MUNRO, J. L. (1995) Alternative strategies for coastal fisheries rehabilitation. In MUNRO, J. L. & BALGOS, M. C. [eds.] *Artificial reefs in Philippines*. ICLARM Conf. Proc., v.49, p.42-51.
- MUNRO, J. L. & BALGOS, M. C. (1995) *Artificial reefs in Philippines*. ICLARM

Conf. Proc. 49, 56 p.

- NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H.; PASTOR, J. & JOHNSTON, C. A. (1988) The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. *Journal North American of Benthological Society*, v.7, p.289-306.
- NAIMAN, R. J. & DÉCAMPS, H. (1997) The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual. Review of Ecology and Systematics*, v.28, p.621-58.
- NELSON, J. S. (1994) *Fishes of the World*. 3<sup>a</sup> ed., John Wiley & Sons, New York, 600 p.
- NORMAN, G. R. & STREINER, D. L. (1993) *Biostatistics: a Bare Essentials*. MOSBY, St. Louis, 260 p.
- ODUM, E. P. (1980) *Ecology*. London, Holt-Saunders, 244 p.
- OGAWA, R. (1973) Various biological questions regarding artificial reefs. *Ocean Age*, v.3, p.21-30.
- OTT, L. (1988) *An Introduction to Statistical Methods and Data Analysis*. PWS-Kent, Boston, 835 p. + apendice.
- PAIVA, M. P. (1978) *A Ictiofauna das Grandes Represas Brasileiras*. ELETROBRAS, Rio de Janeiro.
- PAIVA, M. P.; PETRERE JR., M.; PETENATE, A. J.; NEPOMUCENO, F. H. & VASCONCELOS, E. A. (1994). Relationship between the number of predatory fish species and fish yield in large Northeastern Brazilian reservoirs. In COWX, I.G. [ed.] *Rehabilitation of Freshwater Fisheries*, Fishing News Books, Blackwell Scientific, p.120-129.
- PARDUE, G. B. (1973) Production response of the bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus* Rafinesque, to added attachment surface for fish food organisms. *Transactions of the American Fisheries Society*, v.102, p.622-26.



- PARKER, R. O.; STONE, R. B. & BUCHANAN, C. C. (1979) Artificial reefs of Murrells Inlet, South Carolina. *Marine Fisheries Review*, v.41, p.12-24.
- PERSSON, L. (1997) Competition, predation and environmental factors structuring forces in freshwater fish communities: Sumari (1971) revisited. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, v.54, p.85-8.
- PETRAITIS, P. S.; LATHAM, R. E. & NIESENBAUM, R. A. (1989) The maintenance of species diversity by disturbance. *The Quarterly Review of Biology*, v.64, n.4, p.393-418.
- PETREIRE Jr., M. (1994) Sintesis sobre las pesquerias de los grandes embalses tropicais de America del Sur. *Consulta Técnica Sobre Manejo de la Pesca en Embalses en América Latina – COPESCAL*, La Habana, Cuba.
- PETREIRE Jr., M. (1996) Fisheries in large tropical reservoirs in South America. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* v.2, p.111-33.
- POLLARD, D. A. (1989) Artificial habitats for fisheries enhancement in the Australian Region. *Marine Fisheries Review*, v.5, n.4, p.11-26.
- POLOVINA, J. J. (1991) Fisheries applications and biological impacts of artificial habitats. In SEAMAN Jr., W. & SPRAGUE, L. M. [eds.] *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*. Academic Press Inc.. San Diego, p. 153-76.
- POLOVINA, J. J. & SAKAI, I. (1989) Impacts of artificial reefs on fishery production in Shimamaki, Japan. *Bulletin of Marine Science*, v.44, p.997-1003.
- PONÇANO, W. L.; CARNEIRO, C. D. R.; BISTRICHI, C. A.; ALMEIDA, F. F. M. & PRADINI, F. L. (1981) *Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo. Escala 1:1.000.000*. IPT, Monografias 5: Vol. I Texto 94 pp. Vol. II Mapa.
- POWER, M. E. & MATTHEWS, W. J. (1983) Algae-grazing minnows (*Camptostoma animalum*), piscivorous bass (*Micropterus* spp.), and the distribution of attached algae in a small prairie-margin stream. *Oecologia*, v.60,

p.328-32.

PRESTON, F. W. (1948) The commonness and rarity of species. *Ecology*, v.29, p.254-83.

PRESTON, F. W. (1980) Noncanonical distributions of commonness and rarity. *Ecology*, v.61, p.88-97.

RELINI, G. & RELINI, L. O. (1989) Artificial reefs in the Ligurian Sea (Northwestern Mediterranean): aims and results. *Bulletin of Marine Science*, v.44, p.743-51.

RESH, V. H. & ROSEMBERG, D. M. (1989) Spatial-temporal variability and the study of aquatic insects. *Canadian Entomology*, v.121, p.941-63.

ROCHA, A. A. (1991) *Do lendário Anhenbi ao poluído Tietê*. EDUSP, São Paulo, 75 pp.

RODRIGUEZ, M. A. & LEWIS Jr., W. M. (1997) Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, v.67, n.1, p.109-28.

ROZAS, L. P. & ODUM, W. E. (1988) Occupation of submerged aquatic vegetation by fishes: testing the roles of food and refuge. *Oecologia*, v.77, p.101-6.

RUNDLE, H. D. & JACKSON, D. A. (1996) Spatial and temporal variation in littoral-zone fish communities: a new statistical approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, v.53, p.2167-76.

RYU, C. R.; CHANG, S. D. & LIM, K. B. (1986) A study on the scale and arrangement of artificial reefs. *Bulletin of Fisheries Science*, v.38:1-14.

SAS Institute Inc. (1990) SAS/STAT™ Guide for Personal Computers Version 6, Fourth Edition, v. 2. 1028 pp.

SCHLOSSER, I. J. (1985) Flow regime, juvenile abundance and the assemblage structure of stream fishes. *Ecology*, v.66, p.1484-90.

- SCHLOSSER, I. J. (1995) Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. *Hydrobiologia*, v.303 (Dev. Hydrobiol., 105), p.71-81.
- SCHLUTER, D. & RICKLEFS, R. E. (1993) Species diversity: an introduction to the problem. In Ricklefs, R. E. & Schluter, D. [eds.], *Species Diversity in Ecological Communities: historical and geographical perspectives*. The University of Chicago Press, p.1-10.
- SCHOENER, T. W. (1986) Patterns in terrestrial vertebrate arthropod communities: do systematic differences in regularity exist? In DIAMOND J. & CASE, T. J. [eds.] *Community Ecology*. Harper & Row, New York, p. 556-86.
- SCHROEDER, R. E. (1987) Effects of patch reef size and isolation on coral reef fish recruitment. *Bulletin of Marine Science*, v.41, p.441-51.
- SEAMAN Jr, W. & SPRAGUE, L. M. (1991) Artificial habitats in aquatic systems. In SEAMAN Jr., W. & SPRAGUE, L. M. [eds.] *Artificial habitats for marine and freshwater fisheries*. Academic Press Inc., San Diego, p. 1-27.
- SEDELL, J. R. ; REEVES, G. H.; HAUER, F. R.; STANFORD, J. A. & HAWKINS, C. P. (1990) Role of refugia in recovery from disturbances: modern fragmented and disconnected river systems. *Environmental Management*, v.14, n.5, p.711-24.
- SHANNON, C. & WEAVER, W. (1949) *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, URBANA.
- SHUGART, H. H. (1990) Ecological models and the ecotone. In Naiman, R. J. & Décamps, H. [eds.] *The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones*. Man and Biosphere Series. UNESCO, Paris, p.23-36.
- SILIMON, K. Z. S.; LOPES, B. S.; OLIVEIRA, A. C. & BRITSKI, H. A. (1996) *Nomes Científicos e Vulgares dos Peixes do Pantanal Mato-Grossense*. Cuiabá: EMPAER-MT, Documentos 16, 16 p.



- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. (1995) *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 2<sup>nd</sup> ed., W. H. Freeman and Company, 768 p.
- SOLONSKY, A. C. (1985) Fish colonization and the effect of fishing activities on two artificial reefs in Monterey Bay, California. *Bulletin of Marine Science*, v.37, p.336-47.
- SOUTHWOOD, T. R. E. (1978) *Ecological Methods*, Chapman & Hall, London.
- SOUTHWOOD, T. R. E.; BROWN, V. K. & READER, P. M. (1979) The relationships of plant and insect diversities in succession. *Biological Journal of the Linnean Society*, v.12, p.327-48.
- SOUZA, W. P. (1984) The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v15, p.353-91.
- STONE, R. B.; PRATT, H. L.; PARKER Jr., R. O. & DAVIS, G. E. (1979) A comparison of fish populations on an artificial and natural reef in the Florida Keys. *Marine Fisheries Review*, v.41, p.1-11.
- STONE, R. B. (1982) Artificial reefs: Toward a new era in fisheries enhancement? *Marine Fisheries Review*, v.44, p.6-7.
- STONE, R. B.; MCGURRIN, J. M.; SPRAGUE, L. M. & SEAMAN Jr., W. (1991) Artificial habitats of the World: synopsis and major trends. In SEAMAN Jr., W. & SPRAGUE, L. M. [eds.] *Artificial habitats for marine and freshwater fisheries*. Academic Press Inc., San Diego, p. 30-60.
- TALBOT, F. H.; RUSSEL, B. C. & ANDERSON, G. R. V. (1978) Coral reef communities: unstable high diversity systems? *Ecological Monographs*, v.48, p.425-40.
- TONGEREN, O. F. R. van (1995) Cluster analysis. In JONGMAN, R. H. G.; BRAAK, C. J. F. ter & TONGEREN, O. F. R. van [eds.] *Data analysis in community and landscape ecology*, Cambridge University Press, p.174-212.

- TONN, W. M.; MAGNUSON, J. J.; RASK, M. & TOIVONEN, J. (1990) Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: the balance between local and regional processes. *American Naturalist*, v.36, p.345-375.
- TOWNSEND, C. R. (1989) The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, v.8, p.36-50.
- TOWNSEND, C. R. & HILDREW, A. G. (1976) Field experiments on the drifting, colonization and continuous redistribution of stream benthos. *Journal of Animal Ecology*, v.45, p.759-72.
- TUNDISI, J. G. (1981) Typology of reservoirs in Southern Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v.2, p.1031-9.
- TUNDISI, J. G. (1990) Perspectives for ecological modelling of tropical and subtropical reservoirs in South America. *Ecological Modelling*, v.52, p.7-20.
- TUNDISI, J. G. (1993) Man-made lakes. Theoretical bases for reservoir management. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v.33, p.1-4.
- VALENTIN, J. L. (1995) Agrupamento e ordenação. *Oecologia Brasiliensis*, v. 2 (Tópicos em tratamento de dados biológicos), p.27-55.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. (1980) The river continuum. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, v.37, p.130-137.
- WALTON, J. M. (1982) The effects of an artificial reef on resident flatfish populations. *Marine Fisheries Review*, v.44, n.6-7, p.45-8.
- WARD, J. V. & STANFORD, J. A. (1989) Riverine ecosystems: the influence of Man on catchment dynamics and fish ecology. In Dodge, D. P. [ed.] *Proceedings of International Larger River Symposium (LARS)*, Ottawa, Canadá, p. 56-64
- WASHINGTON, H. G. (1984) Diversity, biotic and similarity indices: a review with

- special relevance to aquatic ecosystems. *Water Resources*, v.18, n.6, p.653-94.
- WELCOMME, R. L. (1979) *Fisheries Ecology of Floodplain Rivers*. Longman, London.
- WELCOMME, R. L. & BARTLEY, D. M. (1998) Current approaches to the enhancement of fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, v.5, p.351-382.
- WHITTAKER, R. H. (1975) *Communities and ecosystems*. 2<sup>a</sup> ed. Macmillan, New York.
- WICKHAM, D. A.; WATSON Jr., J. W. & OGREN, L. H. (1973) The efficacy of midwater artificial structures for attracting pelagic sport fish. *Transactions of American Fisheries Society*, v.3, p.563-72.
- WILSON, T. C. & SCHLOTTERBECK, M. E. (1989) Assessment of rockfish utilization at the San Luis Obispo County artificial reef. *Bulletin of Marine Science*, v.44, p.1073.
- WOODHEAD, P. M. J.; PARKER, J. H. & DUEDALL, I. W. (1982) The coal-waste artificial reef program (C-WARP): a new resource potential for fishing reef construction. *Marine Fisheries Review*, v.44, n.6-7, p.16-23.
- WOODHEAD, P. M. & JACOBSON, M. E. (1985) Epifaunal settlement, the process of community development and succession over two years on an artificial reef construction in the New York Bight. *Bulletin of Marine Science*, v.37, p.364-76.
- ZAR, J. H. (1996) *Biostatistical Analysis*. 3<sup>o</sup> ed., Prentice Hall, 662 p.
- ZWEIMÜLLER, I. (1995) Microhabitat use by two small benthic stream fish in a 2<sup>nd</sup> order stream. *Hydrobiologia*, v.303 (Dev. Hydrobiol., 105), p.125-37.