

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

“Efeitos das Estações Seca e Chuvosa e
da Ausência de Cheias nas Comunidades de
Peixes de Três Lagoas Marginais do Médio
São Francisco”

Paulo dos Santos Pompeu

Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Ciências Biológicas
Belo Horizonte
1997

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
Curso de Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre



***EFEITOS DAS ESTAÇÕES SECA E CHUVOSA E DA
AUSÊNCIA DE CHEIAS NAS COMUNIDADES DE PEIXES DE
TRÊS LAGOAS MARGINAIS DO MÉDIO SÃO FRANCISCO.***



Vista parcial da lagoa Curral de Vara

Paulo dos Santos Pompeu

Belo Horizonte
1997

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
Curso de Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre

*EFEITOS DAS ESTAÇÕES SECA E CHUVOSA E DA AUSÊNCIA
DE CHEIAS NAS COMUNIDADES DE PEIXES DE TRÊS LAGOAS
MARGINAIS DO MÉDIO SÃO FRANCISCO.*

Paulo dos Santos Pompeu

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Dr. Hugo Pereira Godinho

Belo Horizonte
1997

**Dissertação defendida e aprovada em 10 de março de 1997, pela
seguinte banca examinadora:**



Dr. Hugo P. Godinho
Orientador



Dr. Carlos A. R. M. Araújo-Lima



Dr. Francisco A. R. Barbosa

“A ecologia é a ciência da sinfonia da vida, é a ciência da sobrevivência”.

José A. Lutzenberger

Dedico este trabalho aos meus pais e à Beatriz.

Agradecimentos

Gostaria de prestar aqui meu agradecimento às instituições e pessoas que tornaram possível a realização deste trabalho.

À CODEVASF, que integrou este projeto em colaboração com a UFMG, em especial, ao Centro de Sensoriamento Remoto desta instituição, pelo fornecimento dos dados da morfometria das lagoas (área e perímetro). Agradeço especialmente aos técnicos desta instituição: Albert Bartolomeu de Sousa Rosa, Aristóteles Fernandes de Mello, Marcelo José de Melo, Atadeu e Edson pelo auxílio nas coletas e colaboração durante todo o projeto.

Ao U. S. Fish and Wildlife Service, através da Fundação Biodiversitas, e ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq) pelas bolsas de estudo concedidas.

Ao professor Hugo Pereira Godinho pela orientação e apoio durante todo o trabalho.

Ao professor Alexandre Lima Godinho, que contribuiu decisivamente para a minha formação de biólogo, pelas suas valiosas críticas ao manuscrito e acompanhamento constante durante todo o Curso de Mestrado.

Ao Professores Hugo Pereira Godinho e Alexandre Lima Godinho, às biólogas Beatriz Dabés, Magda Greco e Alessandra, ao biólogo Millôr Sabará e aos amigos pescadores de três Marias: João e “Periquito” pelo auxílio nas coletas e companhia durante os trabalhos de campo.

À Édina, pelos aconselhamentos estatísticos.

Aos amigos biólogos Fábio Vieira, Volney Vono, Gilmar Bastos Santos e Carlos Bernardo Mascarenhas Alves pelas valiosas críticas ao manuscrito e aos demais componentes do Laboratório de Ictiologia pelo apoio e amizade durante toda a realização do trabalho.

Aos amigos Carlos Bernardo e Volney pelo empréstimo de alguns slides.

Às estagiárias Renata Durães e Simone Marques pelo auxílio nos trabalhos de laboratório.

Aos professores do curso de mestrado, em especial ao professor Rogério Parentoni Martins pelo apoio, amizade e valiosas críticas ao manuscrito.

Ao biólogo Fábio Vieira pelos constantes auxílios e sugestões na identificação das espécies coletadas e na análise de conteúdo estomacal.

À Beatriz, minha querida companheira, pelo carinho, atenção e incentivo.

Aos meus familiares, em especial aos meus pais, irmãos e avós, que me apoiaram e incentivaram durante todos estes anos.

Aos meus amigos, em especial Jean, Rodrigo Otávio (Vick), André, Luiz Alfredo (Lú), Walter, Rodrigo Câmara (Mcgiver) e Paulo pelo apoio e amizade.

Aos meus colegas de turma, em especial ao biólogo Júlio César Rodrigues Fontenelle, pelo companheirismo e amizade.

Às secretarias do Curso de Mestrado, Sônia e Rogéria, pela atenção e paciência durante todo este tempo.

À Deus e à todas as pessoas que eu tenha esquecido de mencionar e que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho.

Resumo

Neste trabalho, determinaram-se os efeitos das estações seca e chuvosa e da ausência de cheias (seca prolongada) na riqueza, diversidade, abundância, condição, alimentação e sobreposição alimentar nas comunidades de peixes de três lagoas marginais do médio São Francisco. Procurou-se ainda determinar se as espécies de peixes localmente extintas durante o período de seca prolongada possuem características ecológicas que as diferem das demais. Cada lagoa foi amostrada por um período de dois anos, onde foram realizadas quatro coletas: duas ao final da estação de seca (set/94 e set/95) e duas ao final da estação chuvosa (mar/95 e mar/96). Os peixes foram coletados com redes de emalhar e arrasto com rede de tela mosquiteira. Foram capturadas 50 espécies de peixes, que correspondem a cerca de 1/3 de toda fauna relacionada para a bacia. A presença de jovens de 48 espécies, incluindo 8 migratórias, evidenciada a importância destas lagoas para o ciclo de vida das espécies da bacia. Ao longo da seca prolongada foi evidenciada diminuição gradual na abundância e na riqueza de espécies de peixes das lagoas. Os itens alimentares mais consumidos foram peixes, macrófitas, invertebrados e detritos, sendo que o consumo de cada um destes itens variou entre lagoas. A biomassa de consumidores piscívoros e herbívoros não variou entre estações, a de invertívoros foi maior na estação chuvosa e a de detritívoros declinou ao longo das coletas. A sobreposição alimentar entre todos os peixes da comunidade aumentou ao longo da seca prolongada. Já a sobreposição alimentar entre os invertívoros foi maior na estação chuvosa. Algumas espécies invertívoras estiveram mais pesadas nas coletas da estação chuvosa. Já *Curimatella lepidura*, detritívora, apresentou melhor condição nas duas primeiras coletas, em relação às duas últimas. Nas duas lagoas que permaneceram com grande volume de água durante todo o período, as espécies de piracema se extinguíram localmente com maior frequência que as demais espécies. Já na lagoa onde ocorreu redução acentuada da área, as espécies com tolerância a níveis baixos de oxigênio dissolvido foram as com menor probabilidade de extinção local. Este estudo suporta o princípio de que o pulso de inundação é fundamental para a manutenção das comunidades de peixes de lagoas marginais.

Abstract

EFFECTS OF DRY AND WET SEASON AND LACK OF FLOODING ON FISH COMMUNITIES OF THREE MARGINAL LAGOONS IN THE MIDDLE SÃO FRANCISCO RIVER.

The effects of a dry, wet season and lack of flooding corresponding to a long dry period on richness, diversity, abundance, condition, feeding and diet overlapping of fish communities of 3 marginal lagoons were determined. This study also determined whether locally extinct species during the long dry period were ecologically distinct. The fishes were collected at the end of dry seasons (September, 1994 and September, 1995) and of wet seasons (March, 1995 and March, 1996) using gill nets and straight haul seine. Fifty species were collected which represent 1/3 of the species registered for the basin. The presence of young of 48 species, including 8 migratory ones, reinforces the importance of marginal lagoons as nursery and feeding areas. Gradual decrease on fish abundance and richness were observed during the long dry period. The main food items consumed by the fish communities were fishes, macrophytes, aquatic invertebrates and detritus. The importance of each item varied amongst lagoons. There were no differences in piscivores and herbivores biomass between seasons. Invertivore biomass was higher in the wet season in all lagoons whereas detritivore biomass declined during the study period. An increase on diet overlapping during the long dry period was observed in all fish communities. A higher diet overlapping among invertivores occurred during the wet season. Seven invertivores species were heavier in the wet season. *Curimatella lepidura*, a detritivore, was in better condition in the first two sampling field work. The 2 lagoons that maintained high water level during the long dry period were likely to have their migratory fish population extirpated. In the remaining lagoon, in which occurred drastic reduction of area, nonextirpated species were mainly those which are able to live in extremely low oxygen levels. The importance of adequate flood pulses for the maintenance of floodplain fish communities was reinforced in the present study.

Sumário

Agradecimentos.....	iv
Resumo.....	vi
Abstract.....	vii
Sumário.....	viii
I - Introdução.....	1
II - Objetivos.....	3
III - Local de estudo.....	4
IV - Metodologia.....	7
1 - Similaridade de fauna entre lagoas.....	7
2 - Relação da riqueza com a área, perímetro e forma das lagoas.....	8
3 - Captura por unidade de esforço.....	8
4 - Diversidade.....	9
5 - Alimentação.....	9
6 - Biomassa dos consumidores.....	10
7 - Sobreposição alimentar.....	11
8 - Condição das espécies de peixes.....	12
9 - Características biológicas das espécies de peixes extintas localmente.....	12
V - Resultados.....	14
1 - Ictiofauna das lagoas.....	14
2 - Relação da riqueza com a área, perímetro e forma das lagoas.....	22
3 - Captura por unidade de esforço.....	23
4 - Diversidade.....	23
5 - Alimentação.....	26
6 - Biomassa dos consumidores.....	31
7 - Sobreposição alimentar.....	31
8 - Condição das espécies de peixes.....	35
9 - Características biológicas das espécies de peixes extintas localmente.....	37
VI - Discussão.....	40
1 - Comunidade de peixes.....	40
2 - Relação da riqueza com a área, perímetro e forma das lagoas.....	42
3 - Captura por unidade de esforço.....	43
4 - Alimentação e biomassa dos consumidores.....	45
5 - Sobreposição alimentar.....	54
6 - Condição das espécies de peixes.....	56
7 - Características biológicas das espécies de peixes extintas localmente.....	58
8 - Implicações para a conservação e o manejo.....	59
VII - Conclusões.....	61
VIII - Bibliografia.....	62

I - Introdução

Planícies de inundação são áreas periodicamente inundadas pelo transbordamento lateral de rios e lagoas (Junk *et al.*, 1989; Junk & Welcomme, 1990). Nos rios tropicais, uma grande fração das comunidades de peixes utiliza estes ambientes como habitat de alimenta o, reprodução e refúgio (Lowe-McConnell 1975; 1987; Welcomme, 1979).

Durante a estação seca, as áreas alagadas da planície de inundação tornam-se isoladas do canal principal do rio, constituindo numerosos poços e lagoas marginais. Alguns destes poços e lagoas permanecem até a inundação seguinte e outros secam (Lowe-McConnell, 1975).

A riqueza em espécies de peixes de um lago   limitada pela capacidade das espécies de persistir e coexistir e   resultado do equilíbrio entre coloniza o e perdas por extinções locais (Barbour & Brown, 1974). Nas lagoas marginais, a coloniza o ocorre durante o período de inundação e as extinções, durante o período de seca (Halyc & Balon, 1983).

Durante a fase de seca ocorrem elevados níveis de preda o, redu o da oferta e qualidade do alimento e, em alguns casos, redu o na disponibilidade de oxigênio e ressecamento (Junk *et al.*, 1989). Todos estes fatores influenciam a extin o diferencial de espécies durante este período.

Em resposta às condi es adversas da estação seca, algumas espécies de peixes são oportunistas, mudando sua dieta de acordo com a disponibilidade de alimento. Outras são capazes de suportar baixos níveis de oxigênio (Lowe-McConnell, 1975; Machado-Allison, 1994) e a maioria apresenta processo de matura o gonadal sincronizado com o início da estação chuvosa (Vazzoler & Menezes, 1992).

Desta maneira, o regime sazonal das planícies de inundação afeta diretamente as comunidades de peixes, influenciando na desova, alimenta o, crescimento, disponibilidade de oxigênio, etc (Lowe-McConnell, 1967). O regime sazonal também produz e mant m a alta diversidade estrutural destes ambientes, que permite grande diversidade de espécies (Junk *et al.*, 1989; Neiff, 1990).

A estrutura da comunidade engloba todas as maneiras nas quais os indivíduos de diferentes espécies interagem e se relacionam para produzir padrões de alocação de recursos e de abundância espacial e temporal e reflete a adaptação de cada espécie na comunidade (Giller, 1984). Desta maneira, mudanças na estrutura das comunidades podem indicar mudanças nas condições ambientais (Munkittrick & Dixon, 1989).

No Brasil, alguns estudos abordaram aspectos da estrutura das comunidades de peixes em planícies de inundação. Alguns deles foram realizados no Pantanal (Catella, 1992), no rio Paraná (Bonetto *et al.*, 1969; Cordivola de Yuan, 1992; Agostinho & Zalewski, 1995), na Amazônia (Knöpel, 1970; Junk, 1985; Goulding *et al.*, 1988), no Mogi-Guaçu (Meschiatti, 1992) e no alto São Francisco (Sato *et al.*, 1987). Estes estudos abordaram, principalmente, aspectos da alimentação, reprodução e composição da ictiofauna e demonstraram a importância destes ambientes como berçário para as espécies de peixes.

Nas últimas décadas, tem-se observado uma crescente destruição das planícies de inundação através de barramentos, canalização e desmatamento. Esta destruição tem consequências diretas sobre a comunidade de peixes (Bugenyi, 1991; Diegues, 1994; Agostinho & Zalewski, 1995) e afeta negativamente a produtividade pesqueira dos rios. A construção de barragens afeta diretamente as comunidades de peixes das planícies de inundação, visto que altera o nível de flutuação da água dos rios, modificando o ciclo sazonal de inundações. Com a construção de barragens, diminui-se a frequência de inundação das lagoas marginais, fazendo com que períodos de seca prolongada (ausência de inundações) se tornem mais frequentes.

Assim, estudos sobre a estrutura das comunidades de peixes de planícies de inundação, e dos efeitos da ausência de cheias sobre estas comunidades são imprescindíveis, visto que suas informações podem subsidiar ações que visem a conservação e o manejo da ictiofauna destes ambientes.

II - Objetivos

Neste trabalho, determinaram-se os efeitos das estações seca e chuvosa e da ausência de cheias (seca prolongada) nas comunidades de peixes de três lagoas marginais do médio São Francisco. Desta forma, procurou-se responder às questões:

- A riqueza de espécies de peixes varia em função da área, perímetro e forma das lagoas?

- A riqueza, diversidade e abundância de peixes variam entre lagoas e ao longo de uma seca prolongada?

- Os principais grupos tróficos das comunidades de peixes variam entre lagoas e entre as estações seca e chuvosa?

- A sobreposição alimentar entre as espécies de peixes varia entre estações e ao longo de uma seca prolongada?

- A condição das espécies de peixes muda com as estações seca e chuvosa? E durante uma seca prolongada?

- Os peixes localmente extintos durante o período de seca prolongada possuem características ecológicas que os diferem dos demais?

Como subproduto do trabalho, foram comparadas as comunidades de peixes das lagoas, e determinados os itens alimentares consumidos pelas espécies de peixes.

III - Local de estudo

A bacia do rio São Francisco, com área de 631.133 km², corresponde a 7,4 % do território brasileiro. Situa-se entre os paralelos 21° e 7° S, o que lhe confere características climáticas bastante variadas, com precipitações que vão de 350 mm a 1900 mm em anos normais. Seu regime hidrológico caracteriza-se por apresentar cheias no verão e estiagem no inverno. A descarga média anual do rio é de 100x10⁹ m³, com vazão média de 3.150 m³/s (PLANVASF, 1986). Os usos atuais de suas águas incluem geração de energia, irrigação, abastecimentos industrial e urbano, navegação e pesca (Diegues, 1994).

O rio São Francisco é rico em planícies de inundação e lagoas marginais. A jusante de Três Marias, sua planície de inundação ocupa cerca de 2.000 km² (Welcomme, 1990). Alguns trabalhos salientaram a importância das lagoas marginais do rio São Francisco como criadouros de peixes (revisão de Menezes, 1956). Sato *et al.* (1987) demonstraram a importância de algumas lagoas marginais do alto São Francisco no recrutamento de espécies de piracema, que neste rio, são as mais importantes para a pesca comercial e desportiva.

A pesca é uma atividade tradicional no rio São Francisco. A importância histórica da pesca nesta bacia está registrada em muitas publicações, grande parte das quais foram catalogadas por Menezes (1956, 1973). A produção total de pescado, estimada para o vale do São Francisco na década de 50, variou de 2.000 a 3.500 ton./ano (Braga, 1964). Ainda hoje, a pesca profissional é praticada segundo peculiaridades regionais, sendo, de modo geral, desorganizada, realizada com petrechos de pesca e embarcações rudimentares e conta com cerca de 26.000 pescadores (PLANVASF, 1989). As atividades desenvolvidas pelo barco pesqueiro da colônia de pescadores de Pirapora, Minas Gerais, durante o 2º semestre de 1987, foram acompanhadas por Godinho *et al.* (no prelo). A captura foi de 12 kg/ pescador/dia.

Devido ao grande potencial hidro-energético, algumas represas hidrelétricas encontram-se implantadas ao longo de sua bacia. De acordo com planos de expansão do sistema hidrelétrico brasileiro, a curto prazo, estão programados três novos barramentos para o trecho do rio São Francisco no estado de Minas Gerais, à jusante da represa de Três Marias (Godinho, 1993).

O médio São Francisco, região que abrange o trecho entre Pirapora (MG) e a represa de Sobradinho (BA), é o segmento que recebe os maiores afluentes (rio das Velhas, Paracatu e Urucuia). É neste trecho que se observam os maiores transbordamentos (2 a 18 vezes o seu leito, representando largura média de 9 km, atingindo 16 km na região de Januária e chegando a 84 km próximo de Xique-Xique) e também as vazantes mais lentas (Comissão Interministerial de Estudos para Controle das Enchentes do Rio São Francisco, 1980). Este trecho do rio São Francisco ainda está livre de grandes barramentos hidrelétricos, e é particularmente rico em lagoas marginais. A represa de Três Marias, embora exerça um efeito regulador sobre o nível da água do rio São Francisco, não modificou o ciclo natural de inundação destas lagoas marginais. No médio São Francisco, os tributários Paracatu, Urucuia e Rio das Velhas são os grandes formadores das cheias, sendo que só o primeiro é responsável, em média, pela quarta parte dos deflúvios das cheias do rio São Francisco (Comissão Interministerial de Estudos para Controle das Enchentes do Rio São Francisco, 1980).

As três lagoas estudadas localizam-se na região do médio São Francisco, nos municípios de Jafba, MG (lagoas Juazeiro e Cajueiro; margem direita do rio São Francisco) e Itacarambí, MG (lagoa Curral de Vara; margem esquerda do rio São Francisco) (Figura 1). As três lagoas se conectaram ao rio São Francisco no período das cheias de 1993/1994. As lagoas Curral de Vara e Cajueiro permaneceram com água e isoladas do rio durante todo o período de estudo (09/94 a 03/96). A lagoa Juazeiro secou em setembro de 1995 e se conectou ao rio no período das cheias de 1995/1996.

A lagoa Juazeiro possui forma alongada, águas turvas (Sabará, 1996) e grande quantidade de macrófitas flutuantes na margem (Greco, 1996). Durante o período de estudo sua profundidade máxima variou de 0,5 a 2,0 m e sua área oscilou entre 0,24 e 0,49 km².

A lagoa Cajueiro possui forma alongada, água transparente (zona fótica igual à profundidade total), profundidade máxima de 4 metros (Sabará, 1996) e, além de grande quantidade de macrófitas flutuantes na margem, também apresenta vegetação submersa que recobre todo o seu fundo (Greco, 1996). Durante o período de estudo, sua área variou de 0,22 a 0,48 km².

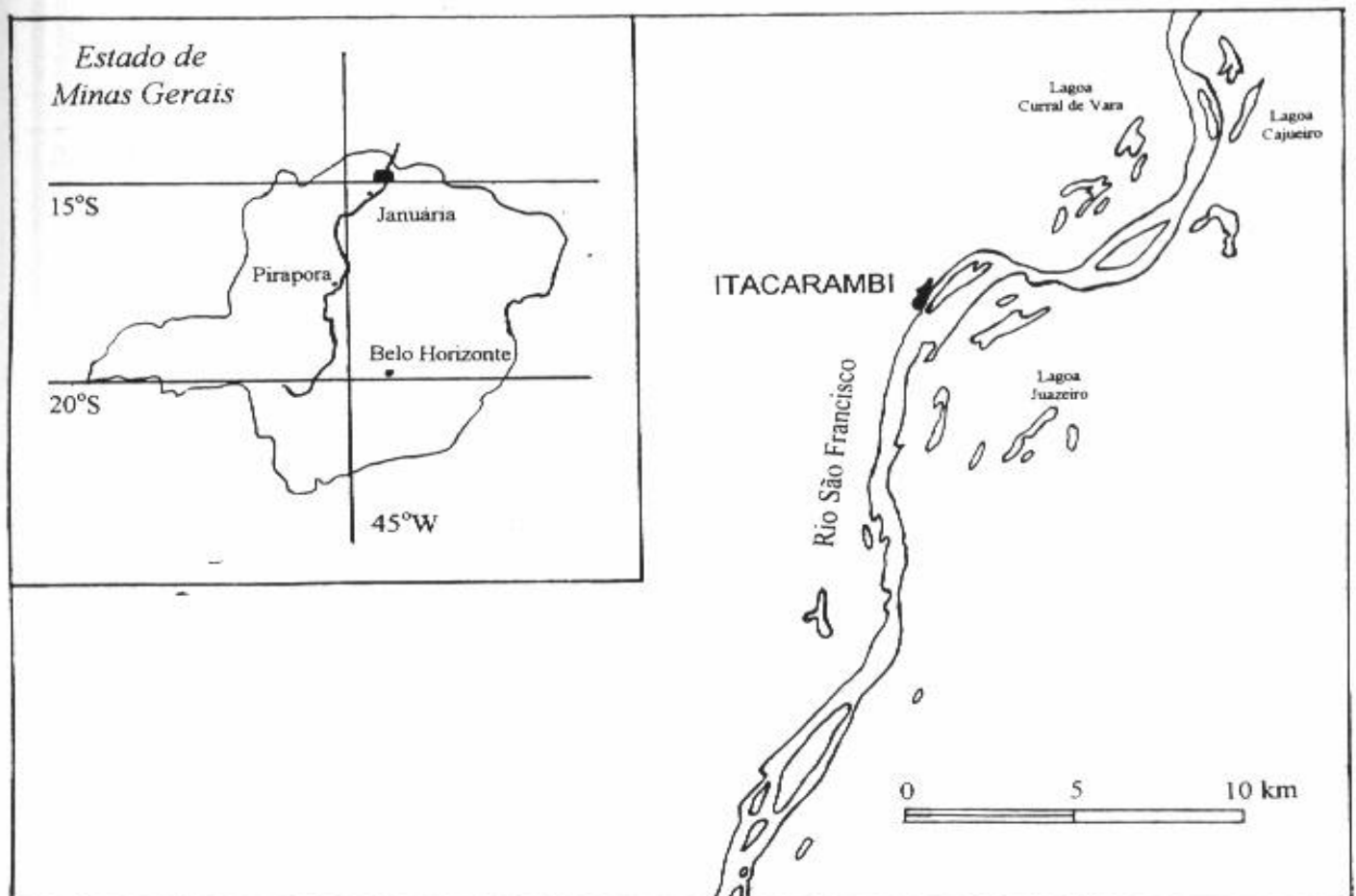


Figura 1. Localização das lagoas Curral de Vara, Cajueiro e Juazeiro

A lagoa Curral de Vara possui forma dendrítica, água mais turva que a anterior e profundidade máxima de três metros (Sabará, 1996). Esta lagoa, ao contrário das demais, apresenta pequena quantidade de macrófitas, sob a forma de pequenas manchas descontínuas na região litorânea (Greco, 1996). Sua área variou de 0,25 a 0,32 km².

Durante o período de setembro de 1994 a setembro de 1995, a temperatura da água nas lagoas variou de 24,0 a 30,1 °C, o pH variou de 6,7 a 8,28, a condutividade de 95 a 360 µS/cm e o oxigênio dissolvido de 5,0 a 7,2 mg/l (Tabela 1). Na lagoa Juazeiro em setembro de 1995, quando se encontrava sob a forma de uma pequena lâmina d'água, é bastante provável que em virtude da elevada temperatura da água e grande densidade de peixes, tenham ocorrido baixos valores de oxigênio dissolvido.

Tabela 1. Características limnológicas por lagoa e coleta (Sabará, 1996).

Lagoas	Curral de Vara				Cajueiro				Juazeiro			
	09/9 4	03/9 5	09/9 5	03/9 6	09/9 4	03/9 5	09/9 5	03/9 6	09/9 4	03/9 5	09/9 5	03/9 6
pH	7,8	8,28	8,17	7,72	7,9	8,15	8,29	7,83	6,7	7,7	-	7,21
Temperatura (°C)	28,0	24,0	25,0	30,1	28,0	25,0	24,5	29,4	28,0	26,0	-	29,6
Condutividade(µS/cm)	183	360	360	288	140	178	230	171	117	95	-	219
O ₂ dissolvido (mg/l)	7,2	6,6	5,1	6,22	7,2	6,5	6,8	7,10	5,0	6,9	-	4,54

IV - Metodologia

Cada uma das três lagoas foi amostrada por um período de dois anos, durante os quais foram realizadas quatro coletas: duas ao final da estação seca (set/94 e set/95) e duas ao final da estação chuvosa (mar/95 e mar/96). Em cada coleta, foram armados de 1 a 3 conjuntos de redes de emalhar, cada um deles contendo uma rede de cada uma das malhas 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14 e 16 cm (entre nós opostos). Os conjuntos de redes foram armados no período de 10:00 às 14:00 horas e de 17:00 às 21:00 horas. Para a captura de peixes de pequeno porte, foram realizados arrastos pela manhã e à tarde com o auxílio de rede de tela mosquiteira (malha 1 mm) e do ictiotóxico timbó (rotenona). Arrasto com rede de tela mosquiteira foi a única forma de captura na lagoa Juazeiro em setembro de 1995, quando esta se encontrava com a lâmina d'água reduzida.

Os peixes capturados foram imediatamente fixados em formalina 10% e posteriormente conservados em álcool a 70%. No laboratório, cada indivíduo capturado foi pesado, medido para a obtenção do comprimento padrão e identificado segundo Gosline (1940), Machado-Allison (1971), Kullander (1983) e Britski *et al.* (1988).

1 - Similaridade de fauna entre lagoas

Para se comparar a composição das comunidades de peixes calculou-se, entre as lagoas, o índice de similaridade de Sorensen (Magurran, 1988) segundo a fórmula:

$$S = 2j/(a + b) \text{ onde:}$$

S = índice de similaridade,

j = número de espécies em comum,

a e b = número de espécies nas lagoas a e b .

2 - Relação da riqueza com a área, perímetro e forma das lagoas

O número de espécies de peixes em cada lagoa foi relacionado com a área, perímetro e o índice de desenvolvimento de margem. O índice de desenvolvimento de margem, que está diretamente relacionado com a forma da lagoa, foi calculado segundo a fórmula (Barbour & Brown, 1974; Kent & Wong, 1982):

$$IDM = L / \sqrt{4 \pi A} \quad \text{onde:}$$

IDM = índice de desenvolvimento de margem,
 L = perímetro da lagoa,
 A = área da lagoa.

A riqueza de espécies foi determinada por coleta e lagoa. Espécies capturadas pela primeira vez em uma coleta foram computadas na riqueza da coleta anterior, caso, no período, não tenha ocorrido comunicação da lagoa com o rio. A área e o perímetro de cada lagoa foram determinados por coleta, através do programa ARC/INFO, utilizando-se imagens do satélite TM-LANDSAT 5.

Possíveis relações da riqueza com a área, perímetro e índice de desenvolvimento de margem foram testadas através de regressão linear simples (SAS, 1985). Estas relações também foram testadas com as variáveis área, perímetro e IDM transformadas pelo logaritmo natural.

3 - Captura por unidade de esforço (redes de emalhar)

Para cada lagoa calculou-se, por coleta, as capturas por unidade de esforço em número ($CPUE_{ni}$) e biomassa ($CPUE_{bi}$) por malha, segundo as fórmulas:

$$CPUE_{ni} = N_i / EP_i \quad \text{e}$$

$$CPUE_{bi} = B_i / EP_i \quad \text{onde:}$$

$CPUE_{ni}$ = captura por unidade de esforço em número de indivíduos da malha i ,

$CPUE_{bi}$ = captura por unidade de esforço em biomassa da malha i ,

N_i = número total de indivíduos capturados na malha i ,

B_i = biomassa (g) capturada na malha i ,

EP_i = esforço de pesca em 100 m^2 de rede da malha i , mantidas na água por 8h,

i = tamanho da malha (3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14 e 16 cm - medidos entre nós opostos).

Foi calculada para cada lagoa e coleta, a captura total em número (CPUE_n) e em biomassa (CPUE_b), através do somatório das capturas de todas as malhas.

Para determinar se a abundância de peixes diminuiu ao longo da seca prolongada, diferenças nas CPUE's totais foram testadas entre coletas através de ANOVA (SAS, 1985). Este teste foi realizado apenas com os dados das lagoas Curral de Vara e Cajueiro, uma vez que na lagoa Juazeiro ocorreram mudanças bruscas na área entre coletas.

Diferenças nas capturas entre lagoas também foram testadas através de ANOVA (SAS, 1985).

4 - Diversidade

Para as espécies capturadas em redes de emalhar, foram calculados por coleta e lagoa, os índices de diversidade de Shannon-Wiener (Magurran, 1988; Krebs, 1989), através da captura em número (CPUE_n) e biomassa (CPUE_b) das espécies, segundo a fórmula abaixo:

$$H' = \sum_{i=1}^S (P_i) \cdot (\log P_i) \text{ onde:}$$

H' = índice de diversidade,

S = número de espécies,

P_i = abundância (CPUE_n ou CPUE_b) relativa da espécie i .

Diferenças na diversidade entre coletas foram testadas, para cada lagoa, através do teste t (Magurran, 1988). Diferenças na diversidade entre lagoas, foram testadas através de ANOVA (SAS, 1985).

5 - Alimentação

Para o estudo da alimentação das espécies de peixes, foram analisados em estereomicroscópio, todos os indivíduos coletados em redes de emalhar. Os itens alimentares foram pesados (precisão de 0,01g) e identificados até a menor categoria taxonômica possível. Das espécies em que foram observadas poucas variações no

conteúdo estomacal, analisou-se um número limitado de indivíduos. Foram determinados a frequência de ocorrência (F_i = número de vezes em que o item i ocorreu, dividido pelo número total de estômagos com alimento) e o peso relativo (P_i = somatório do peso do item i dividido pelo somatório do peso de todos os itens) de cada item.

O índice alimentar, proposto por Kawakami & Vazzoler (1980), foi então calculado para cada espécie, lagoa e coleta, segundo a fórmula:

$$IA_i = (F_i \cdot P_i) / \sum_{i=1}^n F_i \cdot P_i \text{ onde:}$$

IA_i = índice alimentar do item i ,
 F_i = frequência de ocorrência do item i ,
 P_i = peso do item i .

Para as espécies de pequeno porte (comprimento padrão máximo menor que 10 cm), analisou-se o conteúdo estomacal de, pelo menos, 10 indivíduos da amostra total quando disponíveis. Para estas espécies foi calculada a frequência de ocorrência de cada item.

Na descrição da dieta dos peixes, o termo “detrito” foi utilizado para designar toda matéria orgânica particulada, de origem animal ou vegetal, e “macrófita” refere-se às plantas aquáticas vasculares, enraizadas ou flutuantes, bem como as algas de grande porte (Gerking, 1994).

Para as espécies em que não encontrou-se nenhum indivíduo com conteúdo estomacal, informações sobre sua alimentação foram obtidas na literatura.

6 - Biomassa dos consumidores

Para determinar quais os principais grupos tróficos das comunidades de peixes foi calculada, por lagoa e coleta, a biomassa relativa dos consumidores para cada item alimentar através da equação (Catella, 1992; modificada):

$$IAW_i = \sum_{i=1}^n (IA_i \cdot W_e) \text{ onde:}$$

IAW_i = biomassa relativa dos consumidores do item i ,

I_{Ai} = índice alimentar do item i ,

W_e = CPUEb relativa da espécie "e" que ingeriu i .

A biomassa relativa dos consumidores de cada item alimentar foi então agrupada em quatro grupos tróficos principais, correspondentes aos seguintes itens alimentares:

- Piscívoros: peixes inteiros, escamas e nadadeiras.

- Herbívoros: algas filamentosas, macrófitas, frutos e vegetais terrestres.

- Invertívoros (termo utilizado por Allan, 1995; Angermeier, 1995; dentre outros): invertebrados aquáticos e terrestres, principalmente insetos, moluscos e zooplâncton.

- Detritívoros: detrito.

Diferenças na biomassa relativa representada por cada grupo trófico foram testadas entre estações e entre lagoas através de ANOVA (SAS, 1985).

7 - Sobreposição alimentar

A sobreposição de nichos é descrita como a sobreposição da utilização entre duas espécies adjacentes em um gradiente de recursos, e é usualmente medida através dos dados de utilização de recursos como alimento e microhabitat (Giller, 1984). Uma vez que a alimentação varia em função de fatores como habitat, tamanho da boca, dentição, método de alimentação, etc, neste trabalho utilizamos a sobreposição alimentar entre as espécies como indicativo da sobreposição de nichos entre as mesmas.

A sobreposição alimentar foi calculada entre os pares de espécies capturados em rede de emalhar através do índice de Morisita simplificado (Krebs, 1989), segundo a fórmula abaixo:

$$C = \frac{2 \sum p_{ij} p_{ik}}{\sum p_{ij}^2 + \sum p_{ik}^2} \text{ onde:}$$

C = índice de sobreposição alimentar,

p_{ij} = índice alimentar do item i , da espécie j ,

p_{ik} = índice alimentar do item i , da espécie k ,

n = número total de recursos.

Para se determinar se a sobreposição alimentar aumenta durante uma seca prolongada, foram comparados, em cada lagoa, os valores de sobreposição ao longo das coletas. Para as espécies invertívoras, possíveis diferenças nas sobreposições alimentares entre as estações seca e chuvosa foram testadas através do teste t (SAS, 1985).

8 - Condição das espécies de peixes

Entre peixes do mesmo tamanho estará em melhores condições o mais pesado (Ricker, 1975). Para determinar se a condição das espécies muda no transcorrer das estações seca e chuvosa, ou durante a seca prolongada, compararam-se as retas de regressão do logaritmo natural do peso pelo logaritmo natural do comprimento entre estações e entre coletas. Diferenças entre as retas foram testadas por regressão múltipla, utilizando-se a estação ou as coletas como variável muda (Kachigan, 1982).

Foram utilizadas para esta comparação apenas as espécies em que foram capturados pelo menos 15 indivíduos em cada grupo de comparação. Foram consideradas significativas as diferenças a nível de 5%.

9 - Características biológicas das espécies extintas localmente

Para determinar se as espécies de peixes extintas nas lagoas durante o período de seca possuem características biológicas que as diferem das espécies que permaneceram nestas lagoas, foram comparadas as seguintes características entre os dois grupos de espécies:

- comprimento máximo: os peixes foram agrupados em 4 classes de tamanho de acordo com o comprimento padrão do maior indivíduo capturado ($x < 5\text{cm}$; $5 \leq x < 15\text{cm}$; $15 \leq x < 30\text{cm}$; $x \geq 30\text{cm}$). Para cada classe foram atribuídos valores de 1 a 4.

- posição trófica: foram atribuídos valores numéricos para cada categoria segundo modelo proposto por Angermeier (1995). Assim, detritívoro e herbívoro = 1, invertívoro = 3, piscívoro = 5. Os valores daquelas que ingeriram mais de 1 item foram baseados nas médias correspondentes (por exemplo: invertívoro-piscívoros = 4). Para a

classificação em categoria trófica foram considerados aqueles itens alimentares cujo índice alimentar foi maior ou igual a 30%.

- migração reprodutiva: para as espécies que são migradoras foi atribuído o valor 1, e para as espécies não migradoras ou de comportamento migratório desconhecido, o valor 0.

Na lagoa Juazeiro, foi comparada ainda a tolerância ou não à hipóxia: para as espécies tolerantes a baixos níveis de oxigênio foi atribuído o valor 0, e para as demais espécies o valor 1.

O teste exato de Fisher (Fleiss, 1981) foi usado para examinar as associações entre atributos ecológicos e a extinção local das espécies. A regressão logística foi utilizada para examinar a separação ecológica entre estes dois grupos de espécies, e para o cálculo das razões de chance. A razão de chance equivale à razão de probabilidade de extinção entre dois grupos de espécies (p.e., migradores e não migradores), e é calculada através da fórmula (Hosmer & Lemeshow, 1989):

$$RC = e^{\beta_i} \text{ onde:}$$

RC = razão de chance para a variável i ,
 β_i = estimador para a variável i .

Como período de seca prolongada consideraram-se as três primeiras coletas para a lagoa Juazeiro e todo o período de estudo para as demais.

V - Resultados

1 - Ictiofauna das lagoas

Foram capturados 11072 indivíduos pertencentes a 50 espécies (Tabela 2). Destes, 1511 foram capturados nas redes de emalhar e 9561 em arrastos. A lagoa Curral de Vara foi a que apresentou o maior número de espécies capturadas (44), e a Cajueiro, o menor (34). Na lagoa Juazeiro foram capturadas 35 espécies até setembro de 1995 e 29 espécies após sua recolonização (Tabela 3).

Tabela 2. Lista de espécies capturadas nas lagoas Curral de Vara, Cajueiro e Juazeiro com os respectivos nomes vulgares (quando disponíveis).

Superordem Clupeomorpha	
Ordem Clupeiformes	
Subordem Clupeoidei	
Família Engraulidae	
<i>Anchoviella vaillanti</i> (Steindachner, 1908)	
Superordem Ostariophysi	
Ordem Characiformes	
Família Characidae	
Subfamília Tetragonopterinae	
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Reinhardt, 1874)	lambari-do-rabo-amarelo
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	lambari
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1919)	lambari-do-rabo-vermelho
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	piaba
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	piaba
<i>Hypheosobrycon santae</i> (Eigenmann, 1907)	
<i>Moenkhausia costae</i> (Steindachner, 1907)	piaba
<i>Phenacogaster franciscoensis</i> Eigenmann, 1911	piaba
<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)	piaba
<i>Tetragonopterus chalceus</i> Agassiz, 1829	piaba-rapadura
Subfamília Cheirodontinae	
<i>Cheirodon piaba</i> Lütken, 1874	piabinha
<i>Holoshstes heterodon</i> Eigenmann, 1915	piabinha
<i>Megalamphodus micropterus</i> Eigenmann, 1915	piabinha
Subfamília Bryconinae	
<i>Brycon lundii</i> Reinhardt, 1874	matrinchã
Subfamília Triportheinae	
<i>Triportheus guentheri</i> (Garman, 1890)	piaba-facão
Subfamília Characinae	
<i>Roeboides xenodon</i> (Reinhardt, 1849)	piaba
Subfamília Acestrorhynchinae	
<i>Acestrorhynchus britskii</i> Menezes, 1969	peixe-cachorro
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Reinhardt, 1874)	peixe-cachorro
Subfamília Salmininae	
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1817)	dourado
Subfamília Stethaprioninae	
<i>Orthospinus franciscensis</i> (Eigenmann, 1929)	piaba
	continua.....

continuação.....

Subfamília Myleinae	
<i>Myleus micans</i> (Reinhardt, 1874)	pacu
Subfamília Serrasalminae	
<i>Pygocentrus piraya</i> (Cuvier, 1820)	piranha
<i>Serrasalmus brandtii</i> Reinhardt, 1874	pirambeba
Subfamília Characidiinae	
<i>Characidium</i> sp.	canivete
Família Erythrinidae	
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix in Eigenmann, 1829)	jeju
<i>Hoplias malabaricus</i> (Block, 1794)	traira
Família Anostomidae	
<i>Leporinus elongatus</i> Valenciennes, 1849	piau-verdadeiro
<i>Leporinus piau</i> Fowler, 1941	piau-gordura
<i>Leporinus renhardti</i> Lütken, 1874	piau-três-pintas
<i>Leporinus taeniatus</i> Lütken, 1874	timburé
<i>Schizodon knerii</i> (Steindachner, 1875)	piau-branco
Família Curimatidae	
<i>Curimatella lepidura</i> Eig. & Eigenmann, 1889	manjuba
Família Prochilodontidae	
<i>Prochilodus affinis</i> Reinhardt, 1874	curimata-pioa
<i>Prochilodus marggravii</i> (Walbaum, 1792)	curimata-pacu
Ordem Siluriformes	
Subordem Gymnotoidei	
Família Gymnotidae	
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	sarapó
Família Sternopygidae	
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1887)	sarapó
Subordem Siluroidei	
Família Auchenipteridae	
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	cangati
Família Pimelodidae	
<i>Pimelodella</i> cf. <i>vittata</i> (Kröyer, 1874)	mandizinho
<i>Pimelodus fur</i> (Reinhardt, 1874)	mandi-branco
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacépède, 1803	mandi-amarelo
<i>Pimelodus</i> sp.	mandi-branco
<i>Pseudoplatystoma coruscans</i> (Agassiz, 1829)	surubim
Família Callichthyidae	
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	tamoatá
Família Loricariidae	
<i>Pterygoplichthys etentaculatus</i> (Agassiz, 1829)	casculo
Ordem Synbranchiformes	
Família Synbranchidae	
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	mussum
Superordem Acanthopterygii	
Ordem Perciformes	
Subordem Labroidei	
Família Cichlidae	
<i>Cichla temensis</i> Humboldt, 1833*	tucunaré
<i>Cichlasoma sactifranciscense</i> Kullander, 1983	cará
<i>Crenicichla lepidoda</i> Heckel, 1840	joão-bobo
Ordem Cyprinidotiformes	
Família Poeciliidae	
<i>Poecilia hollandi</i> (Henn, 1916)	barrigudinho

* Espécie exótica à bacia do São Francisco.

Tabela 3. Espécies capturadas por coleta nas lagoas Curral de Vara, Cajueiro e Juazeiro.

Espécie	Curral de Vara				Cajueiro				Juazeiro			
	9/94	3/95	9/95	3/96	9/94	3/95	9/95	3/96	9/94	3/95	9/95	3/96
<i>A. bimaculatus</i>	X	X	X	X	-	-	-	-	X	X	X	X
<i>A. britskii</i>	X	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-	X
<i>A. eigenmanniorum</i>	X	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-
<i>A. fasciatus</i>	x	X	-	-	-	-	-	-	x	X	-	-
<i>A. lacustris</i>	X	X	X	X	X	x	X	X	X	X	-	X
<i>A. vaillanti</i>	-	-	-	X	X	X	x	X	-	-	-	-
<i>B. lundii</i>	X	x	X	-	X	X	X	-	X	X	-	X
<i>B. stramineus</i>	x	x	X	-	x	x	X	-	-	-	-	-
<i>C. lepidoda</i>	x	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-	X
<i>C. lepidura</i>	X	X	X	X	x	x	X	-	X	X	-	X
<i>C. piaba</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	-
<i>C. sanctifranciscense</i>	X	X	X	X	x	X	X	X	X	X	X	-
<i>C. temensis</i>	x	x	X	-	X	X	X	X	-	-	-	-
<i>Characidium</i> sp.	x	x	X	-	X	X	X	-	X	X	-	-
<i>E. virescens</i>	X	x	X	-	X	X	-	-	X	X	-	X
<i>G. carapo</i>	-	-	-	-	x	X	-	-	x	x	X	-
<i>H. heterodon</i>	x	X	X	-	-	-	-	-	x	X	-	X
<i>H. littoralae</i>	x	x	X	-	-	-	-	-	X	X	X	X
<i>H. malabaricus</i>	X	x	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>H. marginatus</i>	X	x	X	-	X	X	X	X	-	-	-	-
<i>H. santae</i>	-	-	-	-	X	X	X	-	x	X	-	-
<i>H. unitaeniatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	X	-
<i>L. elongatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X
<i>L. piau</i>	X	X	X	-	X	X	X	X	x	X	-	-
<i>L. renhardti</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	-	X
<i>L. taeniatus</i>	x	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>M. costae</i>	X	X	X	X	x	X	X	-	X	X	-	X
<i>M. micans</i>	-	-	-	X	X	X	X	-	-	-	-	-
<i>M. micropterus</i>	X	x	X	-	X	X	X	-	-	-	-	-
<i>O. franciscensis</i>	X	X	X	X	-	-	-	-	X	X	-	X
<i>P. affinis</i>	X	X	X	-	X	-	-	-	X	-	-	X
<i>P. cf. vittata</i>	x	x	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. coruscans</i>	X	x	X	X	X	-	-	-	-	-	-	X
<i>P. etentaculatus</i>	X	X	X	X	x	x	X	X	X	x	X	-
<i>P. franciscoensis</i>	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. fur</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X
<i>P. hollandi</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	-	-	-
<i>P. kennedyi</i>	X	x	X	-	x	x	X	-	X	-	-	X
<i>P. maculatus</i>	X	X	X	X	X	x	X	X	X	X	-	X
<i>P. marggravii</i>	X	X	X	-	x	X	X	-	X	X	-	X
<i>P. piraya</i>	X	X	X	X	x	X	X	X	X	X	-	X
<i>Pimelodus</i> sp.	x	x	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>R. xenodon</i>	X	X	X	X	X	X	X	-	X	X	-	X
<i>S. brandtii</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	-	X
<i>S. brasiliensis</i>	X	x	X	-	X	-	-	-	-	-	-	X
<i>S. knerii</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	-	X
<i>S. marmoratus</i>	x	x	X	-	x	x	X	-	x	x	X	X
<i>T. chalceus</i>	X	X	X	X	X	X	X	-	X	X	-	X
<i>T. galeatus</i>	-	-	-	-	x	x	X	-	x	x	X	X
<i>T. guentheri</i>	X	X	X	X	-	-	-	-	X	X	-	X

X = espécie capturada na coleta; x = espécie capturada em coleta posterior; - = espécie não capturada.

O índice de similaridade variou de 0,62 a 0,78 (Tabela 4) entre lagoas, sendo que os menores valores de similaridade foram encontrados entre a lagoa Juazeiro após a recolonização (03/96) e as demais lagoas, incluindo a própria lagoa Juazeiro até setembro de 1995.

Tabela 4. Índice de similaridade de fauna entre as lagoas

Lagoas	Cajueiro	Juazeiro até 09/95	Juazeiro em 03/96
Curral de Vara	0,78	0,76	0,69
Cajueiro	-	0,76	0,62
Juazeiro até 09/95	-	-	0,69

Na primeira coleta, *Curimatella lepidura* dominou a captura em número (CPUE_n) nas lagoas Curral de Vara e Juazeiro, enquanto que na lagoa Cajueiro a CPUE_n foi dominada por *Schizodon knerii*. Na lagoa Juazeiro, após a recolonização, não ocorreu nítida dominância de nenhuma espécie. As demais espécies com os maiores valores de captura em número diferiram entre lagoas (Figura 2).

Nas coletas com arrasto, evidenciou-se a dominância de poucas espécies, sendo que em todas as lagoas, duas ou três espécies totalizaram mais que 50% do número de indivíduos capturados (Figura 3). As espécies dominantes, no entanto, diferiram entre lagoas.

Na lagoa Juazeiro, em setembro de 1995, quando se apresentava com uma pequena lâmina d'água, foram capturadas 10 espécies de peixes. Destas, *Hoplerythrinus unitaeniatus* e *Hoplosternum littorale* representaram juntas, 82% do número de indivíduos e 99% da biomassa capturada.

Nas lagoas Curral de Vara e Juazeiro, a maioria dos indivíduos e a maior parte da biomassa foram capturados pelas redes das malhas 3, 4 e 5 (Figuras 4 e 5). No entanto, na lagoa Juazeiro após sua recolonização, a captura de 7 surubins (*Pseudoplatystoma coruscans*) e 14 dourados (*Salminus brasiliensis*), fez com que a maior parte da biomassa fosse capturada pelas malhas de tamanho intermediário. Assim, a ictiofauna destas lagoas foi constituída principalmente por espécies e indivíduos de pequeno porte. A lagoa Cajueiro, por sua vez, apresentou-se pobre em espécies e indivíduos de pequeno porte, uma vez que em todas as coletas, as capturas foram maiores nas malhas 5 a 8 (Figura 6).

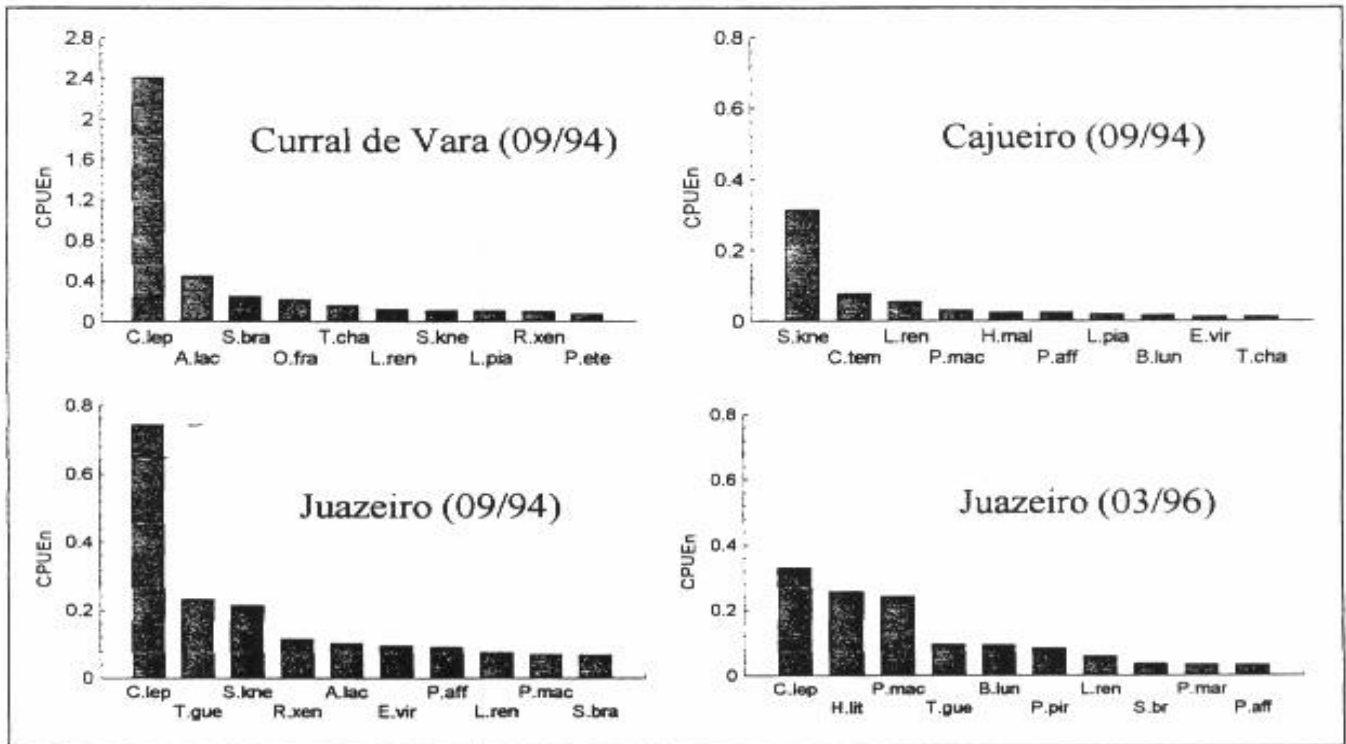
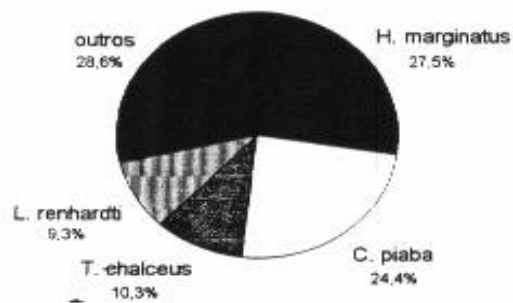
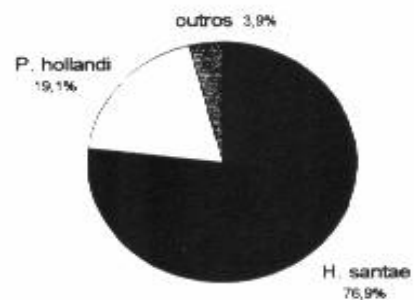


Figura 2. CPUEn das espécies mais abundantes por lagoa em 09 /94 e para a lagoa Juazeiro após a recolonização, em 03/96. (A.lac = *A. lacustris*; B.lun = *B. lundii*; C.tem = *C. temensis*; E.vir = *E. virescens*; H.lit = *H. littorale*; L.pia = *L. piau*; L.ren = *L. renhardti*; O.fra = *O. franciscensis*; P.ete = *P. etentaculatus*; P.aff = *P. affinis*; P.mac = *P. maculatus*; P.mar = *P. margravii*; P.pir = *P. piraya*; R.xen = *R. xenodon*; S.br = *S. brasiliensis*; S.bra = *S. brandtii*; S.kne = *S. knerii*; T.cha = *T. chalcus*; T.gue = *T. guentherii*;))

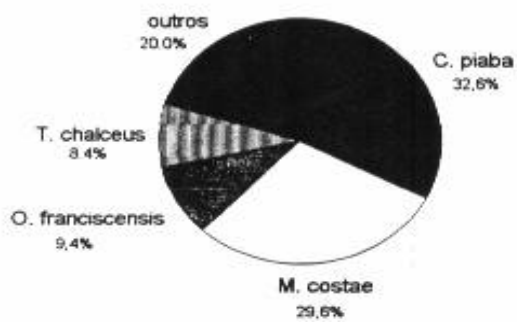
Curral de Vara (09/94)



Cajueiro (09/94)



Juazeiro (09/94)



Juazeiro (03/96)

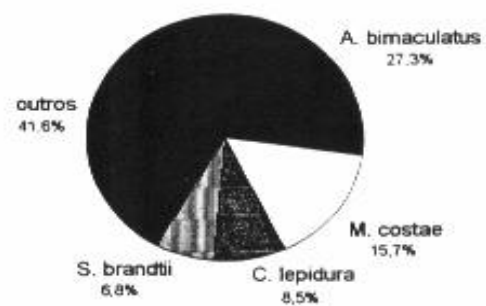


Figura 3. Espécies numericamente mais abundantes em arrastos em 09/94, e na lagoa Juazeiro após sua recolonização, em 09/96.

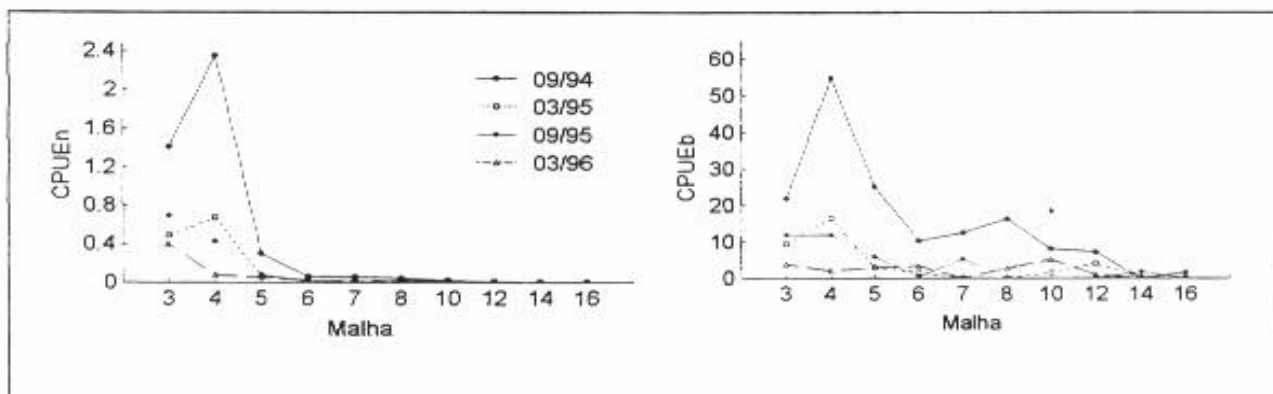


Figura 4. Captura por unidade de esforço em número (CPUE_n) e biomassa (CPUE_b) por malha e coleta para a lagoa Curral de Vara.

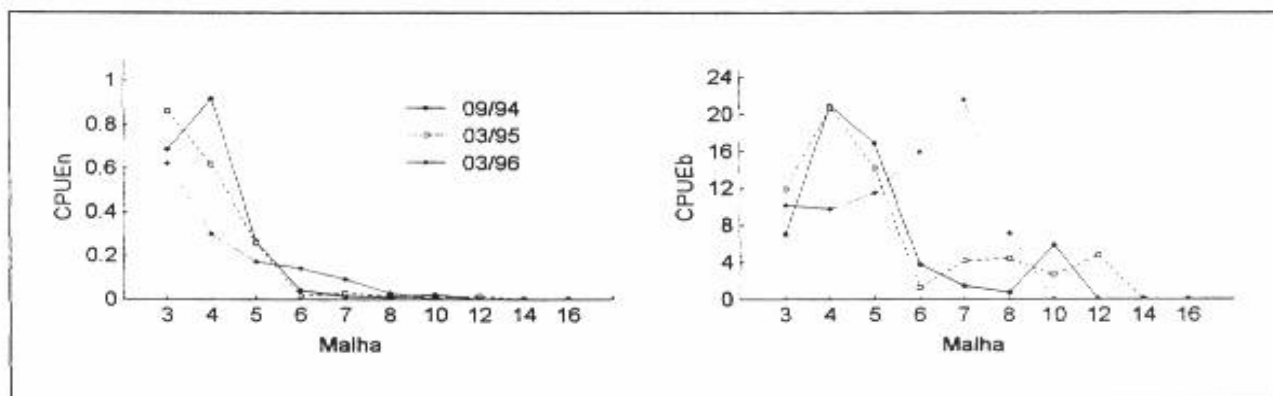


Figura 5. Captura por unidade de esforço em número (CPUE_n) e biomassa (CPUE_b) por malha e coleta para a lagoa Juazeiro.

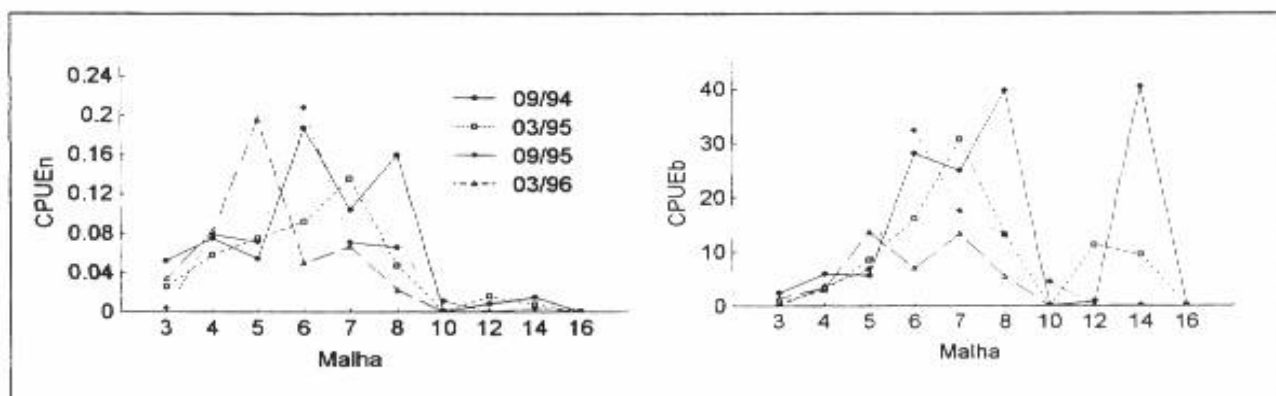


Figura 6. Captura por unidade de esforço em número (CPUE_n) e biomassa (CPUE_b) por malha e coleta para a lagoa Cajueiro.

Das espécies capturadas, 8 (*Salminus brasiliensis*, *Prochilodus affinis*, *Prochilodus marggravii*, *Pseudoplatystoma coruscans*, *Leporinus renhardti*, *Leporinus taeniatus*, *Leporinus elongatus* e *Brycon lundii*) são de piracema (Sato *et al.*, 1987; Lamas, 1993). Estas espécies representaram, na primeira coleta, de 25 a 35% da captura em biomassa nas lagoas, e alcançaram cerca de 80% da captura em número na lagoa Juazeiro, após sua recolonização (Figura 7). Os indivíduos capturados destas espécies eram, em sua maioria, jovens.

Com exceção de *Acestrorhynchus britskii* e *Gymnotus carapo*, foram capturados indivíduos jovens de todas as espécies não migradoras de médio e grande portes (comprimento padrão do maior indivíduo capturado > 10 cm) em pelo menos uma coleta (Tabela 5). O maior número de espécies de jovens de piracema foi capturado na lagoa Juazeiro, após a recolonização em março de 1996.

Tabela 5. Ocorrência de alevinos e/ou jovens das espécies não migradoras de maior porte (comprimento padrão máximo > 10cm), por lagoa e coleta.

Espécie	Curral de Vara				Cajueiro				Juazeiro			
	9/94	3/95	9/95	3/96	9/94	3/95	9/95	3/96	9/94	3/95	9/95	3/96
<i>A. lacustris</i>					x			x				x
<i>C. lepidura</i>	x	x							x			x
<i>C. temensis</i>					x	x						
<i>E. virescens</i>	x	x	x		x	x						x
<i>H. littorale</i>									x	x	x	x
<i>H. malabaricus</i>	x					x	x	x		x		x
<i>H. unitaeniatus</i>											x	
<i>L. piau</i>		x										
<i>M. micans</i>							x					
<i>P. etentaculatus</i>	x	x	x									
<i>P. maculatus</i>		x							x	x		x
<i>P. piraya</i>								x				x
<i>Pimelodus</i> sp.			x									
<i>S. brandtii</i>	x	x			x	x	x	x		x		x
<i>S. knerii</i>	x		x									x
<i>S. marmoratus</i>			x								x	
<i>T. galeatus</i>							x					
<i>T. guentheri</i>		x	x									

Na lagoa Cajueiro, foi observada a presença de uma espécie exótica, o tucunaré (*Cichla temensis*). Nesta lagoa, esta espécie foi a segunda mais capturada em número e biomassa, atrás apenas do piau-branco (*Schizodon knerii*).

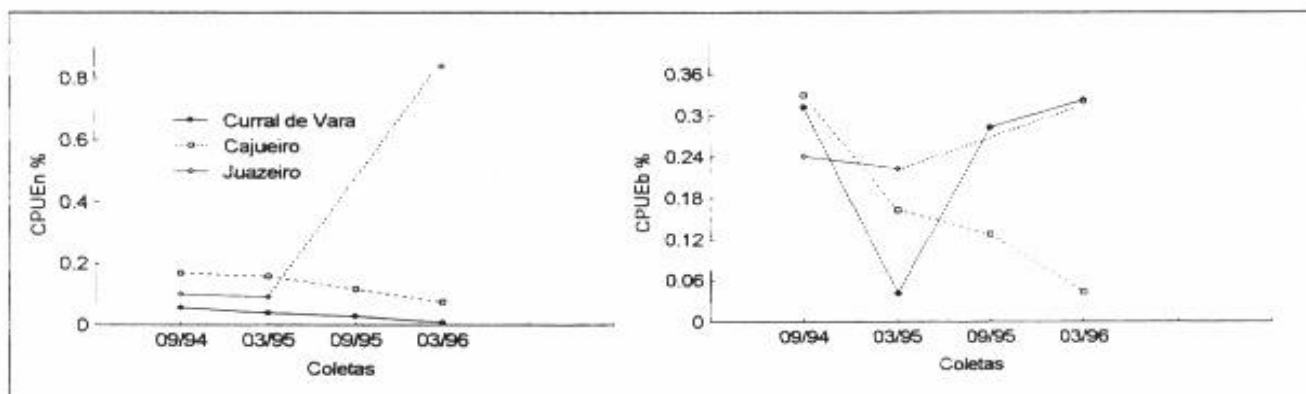


Figura 7. Percentagem das capturas em número (CPUEn) e biomassa (CPUEb) representada por espécies de piracema por lagoa e coleta.

2 - Relação da riqueza com a área, perímetro e forma das lagoas

Ao longo das coletas ocorreu redução da área, do perímetro e da riqueza em todas as lagoas. A lagoa Juazeiro foi a que apresentou a maior redução de área, perdendo, da primeira para a segunda coleta, cerca de 1/3 do seu tamanho. Esta lagoa, que se encontrava praticamente seca na terceira coleta, recuperou sua área, perímetro e riqueza após a comunicação com o rio (Tabela 6).

Tabela 6. Valores de área, perímetro, índice de desenvolvimento de margem (IDM) e riqueza por lagoa em coleta.

Lagoa/coleta	Área (km ²)	Perímetro (km)	IDM	Riqueza
Curral de Vara				
09/94	0.317	5.54	2.78	43
03/95	0.317	5.54	2.78	41
09/95	0.254	3.67	2.06	39
03/96	0.252	3.72	2.09	24
Cajueiro				
09/94	0.481	7.94	3.23	34
03/95	0.469	7.64	3.16	31
09/95	0.222	5.35	3.2	29
03/96	0.222	5.35	3.2	15
Juazeiro				
09/94	0.365	4.50	2.10	35
03/95	0.244	4.24	2.42	30
09/95	-	-	-	10
03/96	0.492	4.91	1.97	28

Embora tenha ocorrido diminuição progressiva da área e do perímetro, o índice de desenvolvimento de margem pouco variou ao longo das coletas. Não foram evidenciadas relações significativas entre a riqueza de espécies e a área, perímetro e IDM, mesmo quando transformadas pelo logaritmo natural (Tabela 7).

Tabela 7. Análise de regressão entre a riqueza (riq) e a área, perímetro e índice de desenvolvimento de margem (IDM) das lagoas.

Regressão	Graus de liberdade	F	p
riq x área	10	0.014	0.9098
riq x perímetro	10	0.039	0.8477
riq x IDM	10	0.126	0.7312
riq x log-área	10	0.019	0.8928
riq x log-perímetro	10	0.019	0.8935
riq x log-IDM	10	0.137	0.7182

3 - Captura por unidade de esforço

Nas lagoas Curral de Vara e Cajueiro observou-se, ao longo das coletas, diminuição progressiva das capturas por unidade de esforço em número (CPUE_n) e biomassa (CPUE_b) (Figura 8), sendo esta última, significativa (Figura 9).

Na lagoa Juazeiro ocorreu aumento das capturas da primeira para a segunda coleta. Nesta lagoa, após a recolonização, os valores das capturas foram similares aos das coletas anteriores.

4 - Diversidade

Embora a riqueza de espécies tenha diminuído ao longo das coletas, as diversidades calculadas através da CPUE_n e da CPUE_b variaram de maneira irregular (Figura 10). Na lagoa Juazeiro, a diversidade teve queda acentuada da primeira para a segunda coleta, recuperando-se após a colonização. Na lagoa Cajueiro, a diversidade não apresentou grandes alterações ao longo das quatro coletas. A lagoa Curral de Vara, por sua vez, apresentou maior diversidade na terceira coleta. Não foram observadas, para uma mesma lagoa, diferenças significativas na diversidade entre coletas.

A lagoa Cajueiro, quando comparada com as demais, apresentou os menores valores de diversidade calculada pela CPUE_n e CPUE_b, sendo esta última significativa (Figura 11).

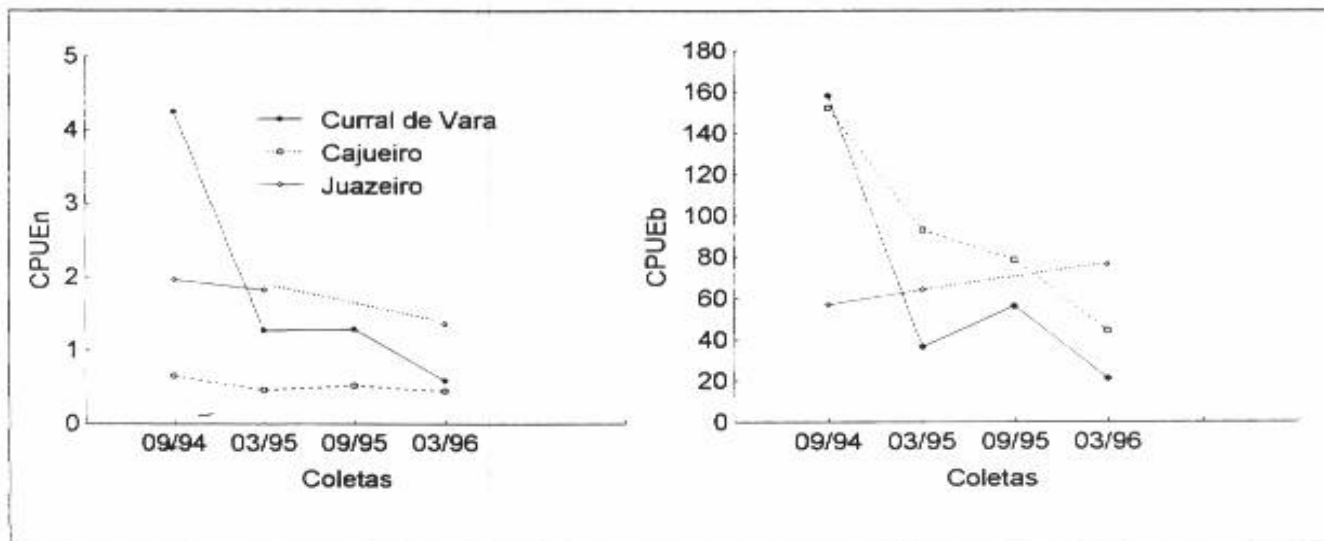


Figura 8. Capturas totais por unidade de esforço em número (CPUE_n) e biomassa (CPUE_b) por lagoa ao longo das coletas.

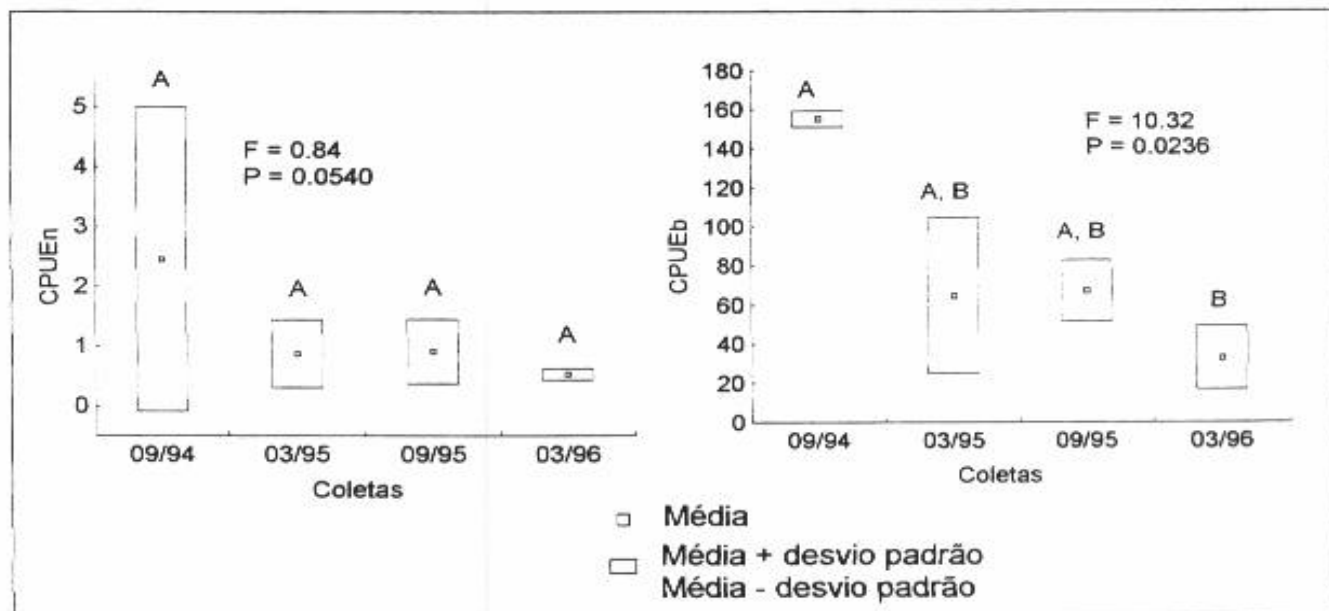


Figura 9. Média e desvio padrão dos valores de captura total por unidade de esforço em número (CPUE_n) e biomassa (CPUE_b) nas lagoas por coleta (letras diferentes = diferenças significativas pelo teste de Tukey).

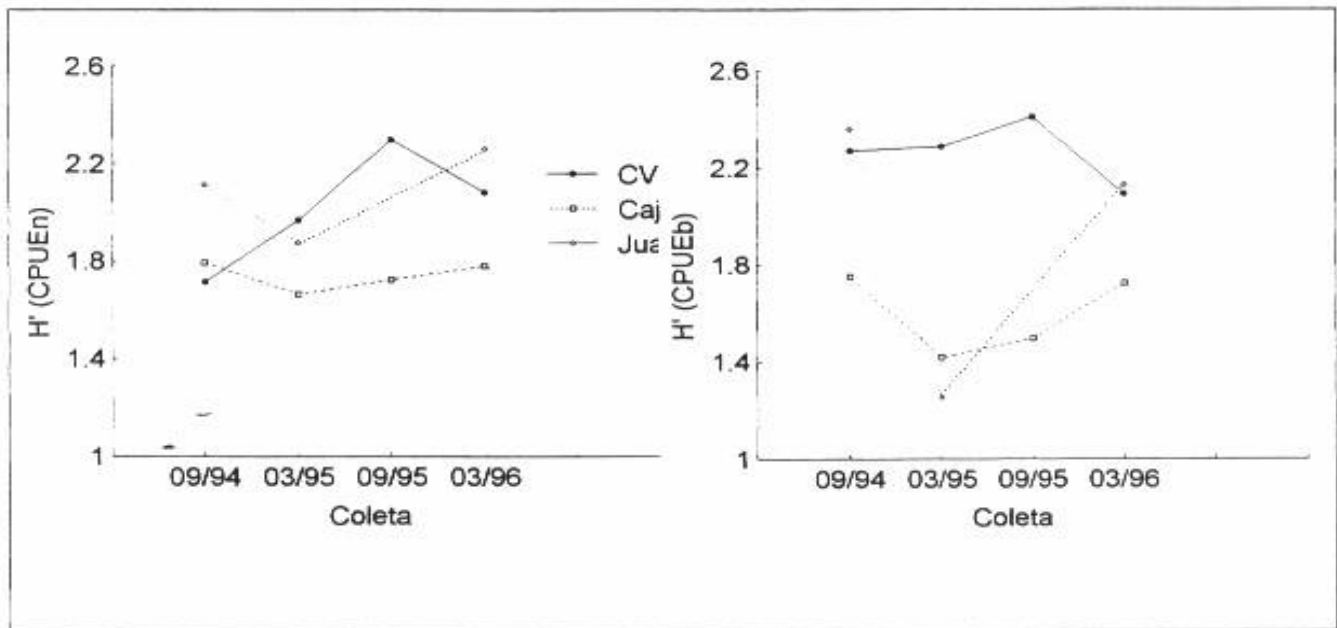


Figura 10. Índice de diversidade (H') calculado pela CPUE_n e CPUE_b por lagoa ao longo das coletas.

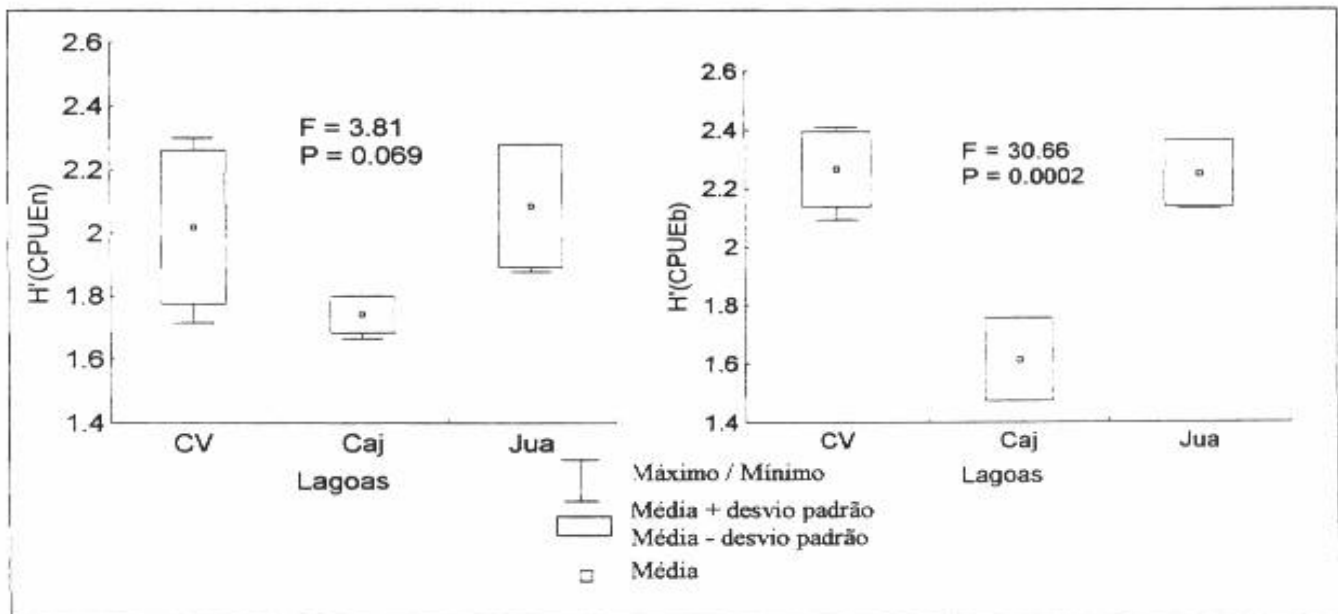


Figura 11. Média, desvio padrão e amplitude do índice de diversidade (H') calculado pela CPUE_n e CPUE_b por lagoa (CV = Curral de Vara, Caj = Cajueiro, Jua = Juazeiro).

5 - Alimentação

Dos 1530 exemplares analisados, 930 apresentaram conteúdo estomacal. Os principais itens consumidos foram algas, insetos aquáticos e zooplâncton para as espécies de menor porte (Tabela 8) e peixes, macrófitas, algas filamentosas e insetos aquáticos para as de maior porte (Tabela 9).

A maioria das espécies consumiu os mesmos itens alimentares nas três lagoas e nas estações seca e chuvosa. No entanto, insetos aquáticos e frutos foram consumidos em maior número na estação chuvosa.

A pirambeba, *S. brandtii*, foi a única espécie que apresentou diferenças na composição de itens alimentares entre lagoas e estações, além de marcada ontogenia trófica (Figura 12). Nas lagoas Curral de Vara e Juazeiro, os itens predominantes foram peixes inteiros, escamas e nadadeiras. Na Cajueiro, foram consumidos principalmente insetos aquáticos. Insetos aquáticos foram consumidos com maior frequência na estação chuvosa. Escamas e nadadeiras foram consumidas com maior intensidade pelos indivíduos menores.

Tabela 8. Itens alimentares consumidos pelas espécies de pequeno porte. N = número de indivíduos com conteúdo estomacal. Itens: peixe = peixe consumido inteiro, escam = escamas, algas = algas filamentosas e/ou unicelulares, macr = macrófitas, fruto = frutos e/ou sementes, ins.aq = insetos aquáticos (em geral formas jovens), ins.ter = insetos terrestres, zoopl = zooplâncton e detrit = detrito. (-, +, ++, +++ representam frequência de ocorrência menor que 10%, entre 10 e 30%, entre 30 e 60% e maior que 60% respectivamente).

Espécie (N)	Item								
	Peixe	Escam	Algas	Macr	Fruto	Ins.aq	Ins.ter	Zoopl	Detrit
<i>A. bimaculatus</i> (20)	+	+	+	++	+	-			
<i>A. eigenmanniorum</i> (10)			++	-		++		-	
<i>A. fasciatus</i> (15)			-		-	+++	-		
<i>A. vaillanti</i> (11)						++		+++	
<i>B. stramineus</i> (10)			++			+		++	-
<i>C. lepidota</i> (7)		-	-			+++			-
<i>C. piaba</i> (11)			+++			-		++	
<i>C. sanctifranciscense</i> (11)		+	+			++		-	+
<i>Characidium</i> sp. (4)			-			+		+++	
<i>H. heterodon</i> (18)			+++			-		++	
<i>H. marginatus</i> (11)			-			+++	-	+	
<i>H. santae</i> (10)			+	-		+		+++	
<i>M. costae</i> (36)	+		-	-	-	+++			
<i>M. micropterus</i> (9)	-	-	-			-		++	
<i>P. franciscoensis</i> (3)								+++	
<i>P. hollandii</i> (4)			++			++		-	
<i>P. kenedyi</i> (11)			++		-	-		++	

Tabela 9. Itens alimentares consumidos pelas espécies de maior porte, exceto *S. brandtii*. N = número de indivíduos analisados, com algum conteúdo estomacal. Itens: peixe = peixe consumido inteiro, escam / nadad = escamas e/ou nadadeiras, macr / alga = macrófitas e/ou algas filamentosas, fruto = frutos e/ou sementes, inseto aquát = insetos aquáticos (em geral formas jovens), inseto terrest = insetos terrestres, zoopl = zooplâncton, detrit = detrito, molus = moluscos. (-, +, ++, +++ representam índice alimentar menor que 10%, entre 10 e 30%, entre 30 e 60% e maior que 60% respectivamente).

Espécie (N)/ estação	Item								
	Peixe	Escam nadad	Macr alga	Fruto	Inseto aquát	Inseto terrest	Zoopl	Detrit	Molus
<i>A. britskii</i> (6) -									
seca -	+++								
chuva	+++								
<i>A. lacustris</i> (31)									
seca	+++								
chuva	+++								
<i>B. hundi</i> (30)									
seca	-		+++	-	+	-			
chuva	-		+++	+	+				
<i>C. lepidura</i> (60)									
seca								+++	
chuva								+++	
<i>C. temensis</i> (19)									
seca	+++		-		-				
chuva	+++		-						
<i>E. virescens</i> (26)									
seca					+++		-	-	
chuva					+++				
<i>H. litorale</i> (5)									
chuva			+		++			++	
<i>H. malabaricus</i> (11)									
seca	+++								
chuva	+++		-		+				
<i>L. elongatus</i> (5)									
chuva	-		-		+++		-		-
<i>L. piau</i> (24)									
seca	++	-	+++	-	-				
chuva	+		+++	-	+			-	
<i>L. renhardti</i> (41)									
seca		-	+		+++		-	-	
chuva	-		+	-	+++			-	-
<i>L. taeniatus</i> (2)									
chuva			+++					-	
<i>M. micans</i> (4)									
seca			+++		-				
chuva			+++						
<i>O. franciscensis</i> (24)									
seca		+	-		+++		-		
chuva			-		+++		-		
<i>P. affinis</i> (10)									
seca			-					+++	
chuva			-					+++	

continua...

continuação....

Espécie / estação	Item								
	Peixe	Escam nada	Macr alga	Fruto	Inseto aquát	Inseto terrest	Zoopl	Detrit	Molus
<i>P. coruscans</i> (2)									
seca	+++								
chuva	+++								
<i>P. fur</i> (1)									
chuva					+++				
<i>P. etentaculatus</i> (20)									
seca			++					+	
chuva			++		-			+	
<i>Pimelodus</i> sp. (20)									
seca		-	-		+++				
chuva		+			+++			-	
<i>P. maculatus</i> (54)									
seca		-	+		+++		-		
chuva		-	-		+++		-		-
<i>P. marggravii</i> (21)									
seca			-					+++	
chuva			-					+++	
<i>P. piraya</i> (36)									
seca	+++		+		-				
chuva	+++	-	-		-				
<i>P. cf. vittata</i> (1)					+++			+	
<i>R. xenodon</i> (28)									
seca		-	-		+++				
chuva		-			+++				
<i>S. brasiliensis</i> (9)									
seca	+++								
chuva	+++		-						
<i>S. knerii</i> (85)									
seca			+++						
chuva			+++		-				
<i>T. chalceus</i> (95)									
seca	-	-	+		++			-	
chuva		-	-		+++		-		
<i>T. guentheri</i> (58)									
seca	-	-	-	-	+++	-	-		
chuva					+++	-	+	-	

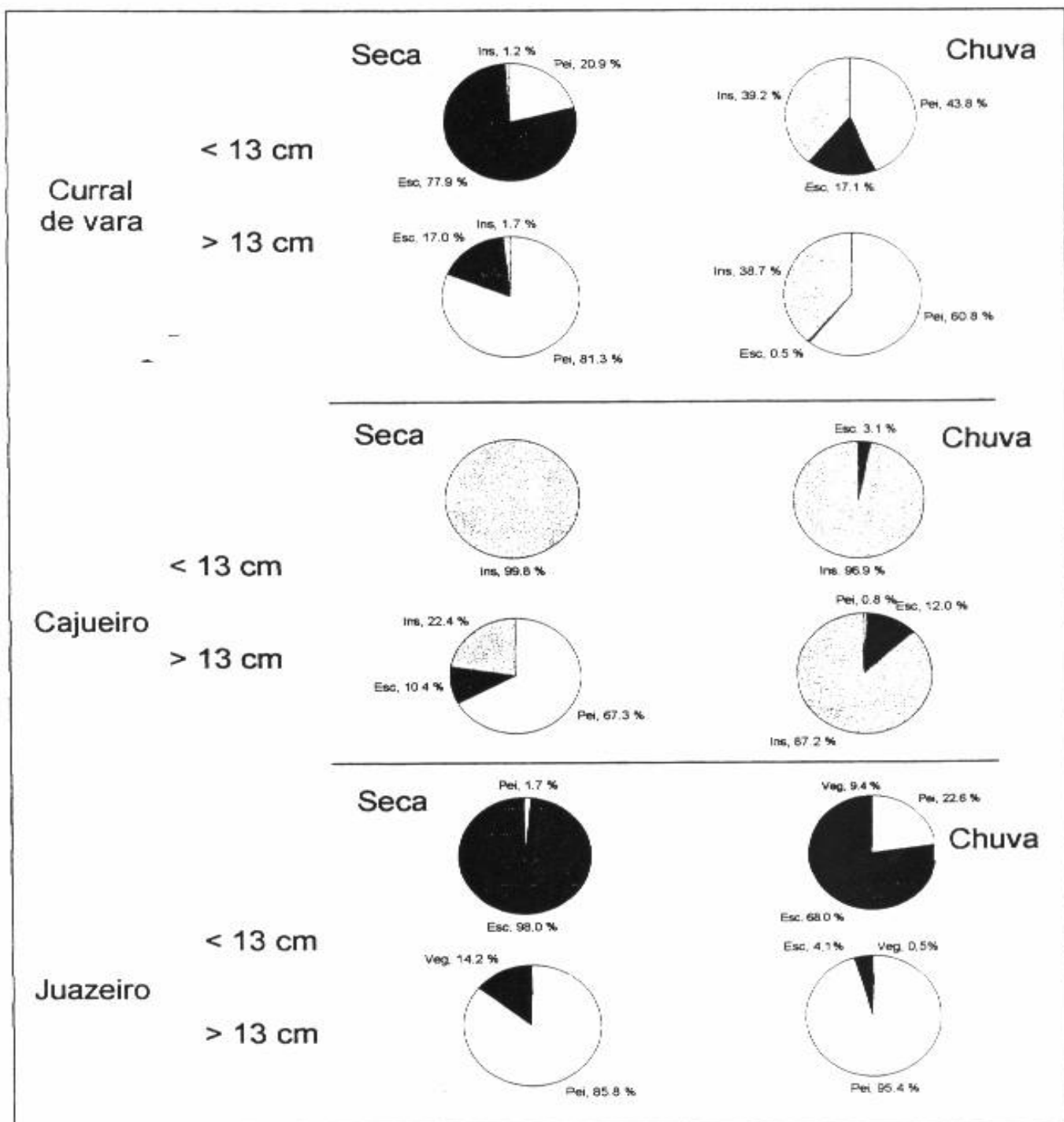


Figura 12. Itens alimentares consumidos por *Serrasalmus brandtii* por lagoa, estação e classe de tamanho (comprimento padrão) (Veg = vegetais; Pei = peixes; Esc = escamas e/ou nadadeiras; Ins = insetos aquáticos).

De maneira geral, piscívoros foram representados por espécies de maior porte, invertívoros por espécies de pequeno e médio porte, enquanto os detritívoros, herbívoros e herbívoros-invertívoros foram representados em todas as classes de tamanho (Figura 13).

Não registrou-se conteúdo estomacal em indivíduos de quatro espécies (*G. carapo*, *H. unitaeniatus*, *T. galeatus* e *S. marmoratus*). Alguns trabalhos indicam que a alimentação de *G. carapo* e *T. galeatus* é predominantemente invertívora (Barbieri & Barbieri, 1984; Andrian & Barbieri, 1996), a de *H. unitaeniatus* herbívora-detritívora (Knöpel, 1970), enquanto que *S. marmoratus* ingere basicamente peixes (Lowe-McConnell, 1975).

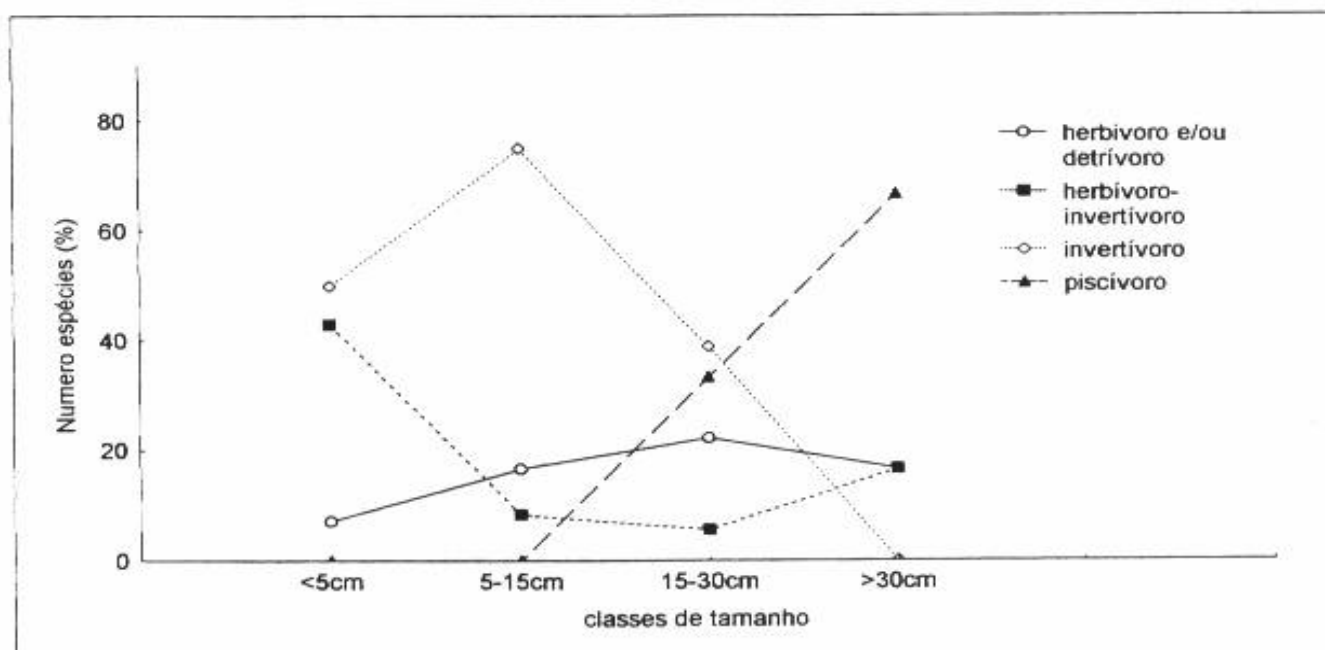


Figura 13. Número relativo de espécies herbívoras e/ou detritívoras, herbívoras- invertívoras, invertívoras e piscívoras por classe de tamanho.

6 - Biomassa dos consumidores

A maior parte da comunidade consumiu peixes, insetos aquáticos, macrófitas e detrito. (Tabela 10).

Tabela 10. Biomassa relativa (%) de consumidores por item alimentar, lagoa e coleta.

Itens	Lagoa Curral de Vara				Lagoa Cajueiro				Lagoa Juazeiro		
	9/94	3/95	9/95	3/96	9/94	3/95	9/95	3/96	9/94	3/95	3/96
Algas	7,4	2,3	8,7	10,9	2,2	11,4	5,9	1,0	2,5	13,3	4,2
Detrito	26,6	26,2	13,7	2,2	3,8	10,6	4,1	0	38,3	41,4	31,2
Escamas	1,0	1,9	2,8	2,5	0	0	0	0,7	2,5	0	0
Frutos	1,3	0	0	0	0,5	0	0,3	0	0	0,1	2,5
Ins. aquático	5,6	13,6	5,7	27,2	2,2	10,2	7,0	36,5	11,9	13,7	17,2
Ins. terrestre	0	0	0	0,1	0	0	0,1	0	0,1	0,1	0
Macrófitas	6,7	10,1	4,4	5,9	44,8	52,1	57,5	42,5	18,9	7,9	0,5
Moluscos	0	0	0	0	0	0,4	0	4,3	0	0	0,1
Nadadeiras	0,8	1,7	1,2	0,9	0,2	0,4	0	0	1,7	0,2	0,2
Peixes	48,8	43,9	63,2	50,3	46,2	15,0	22,9	15,0	22,9	19,8	34,7
Veg. terrestres	1,5	0,3	0	0	0,1	0	1,2	0	1,1	3,4	2,4
Zooplâncton	0,3	0	0	0	0	0	1,1	0	0	0	7,1

A importância relativa dos grupos tróficos, exceto os invertívoros, variou significativamente entre lagoas (Figura 14). A lagoa Juazeiro apresentou maior biomassa relativa de detritívoros, a Cajueiro de herbívoros e a Curral de Vara de piscívoros.

A biomassa de piscívoros e herbívoros não variou significativamente entre estações. A biomassa de consumidores invertívoros, por outro lado, foi maior na estação chuvosa (Figura 15). Já a biomassa de detritívoros apresentou tendência de queda ao longo das coletas nas lagoas Curral de Vara e Cajueiro (Figura 16).

7 - Sobreposição alimentar

Observou-se um aumento progressivo nos valores médios de sobreposição alimentar nas lagoas ao longo das coletas. A lagoa Juazeiro, no entanto, apresentou os menores valores na última coleta, após sua recolonização (Figura 17).

Entre os invertívoros, os valores de sobreposição alimentar foram, nas três lagoas, mais elevados na estação chuvosa (Figura 18), sendo que nas lagoas Curral de Vara e Cajueiro foram estatisticamente diferentes.

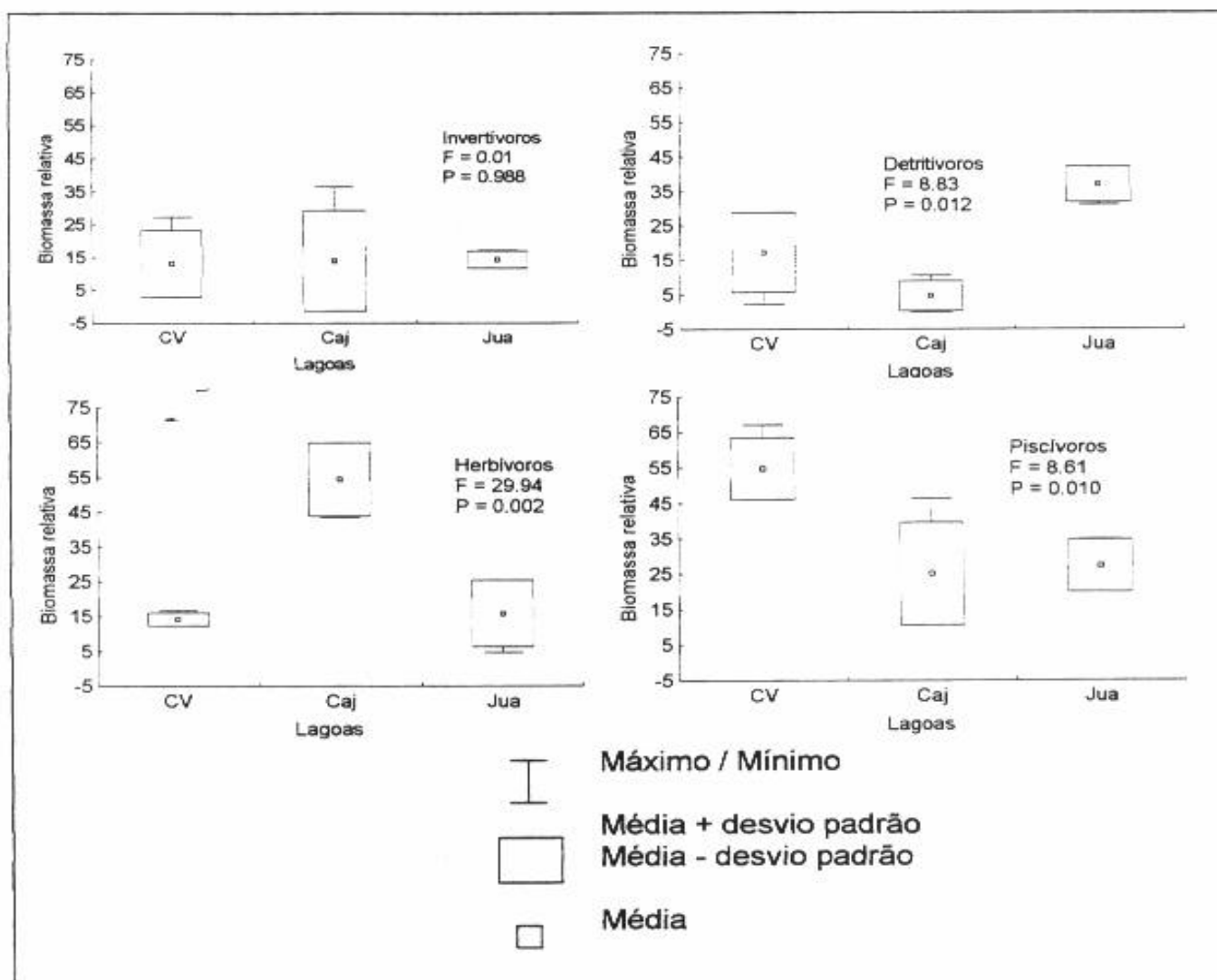


Figura 14. Biomassa relativa (%) dos grupos tróficos para as lagoas (CV = Curral de Vara, Caj = Cajueiro, Jua = Juazeiro).

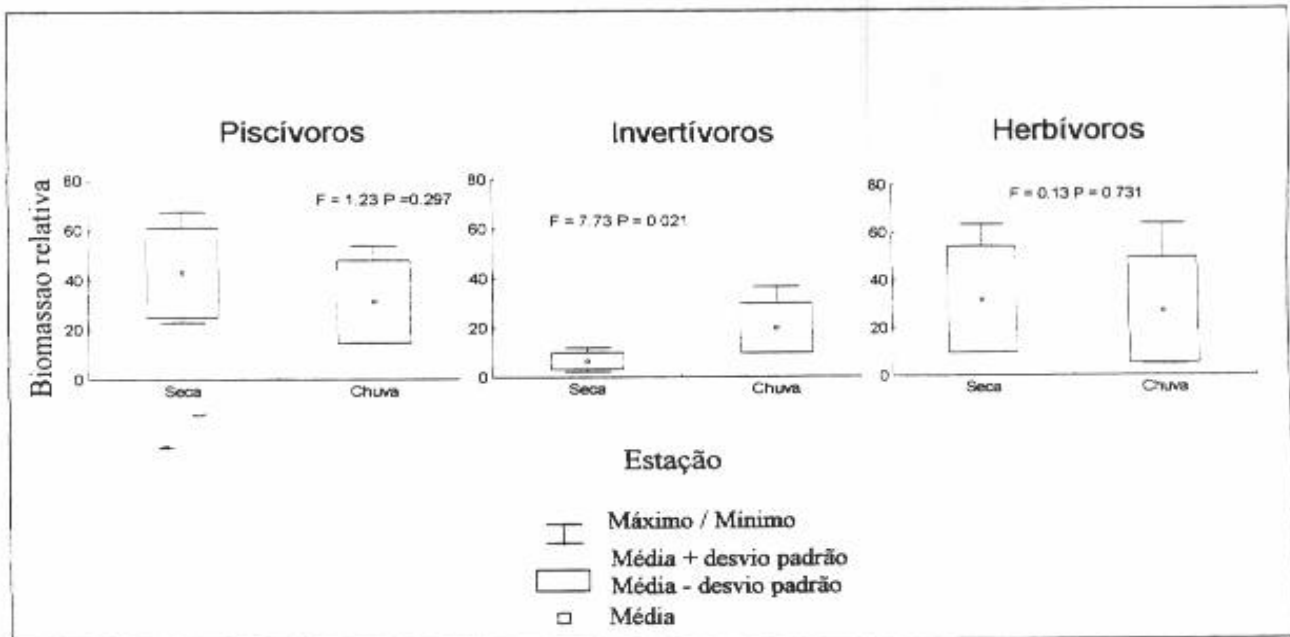


Figura 15. Comparação da biomassa relativa (%) de piscívoros, insetívoros e herbívoros por estação, para todas as lagoas.

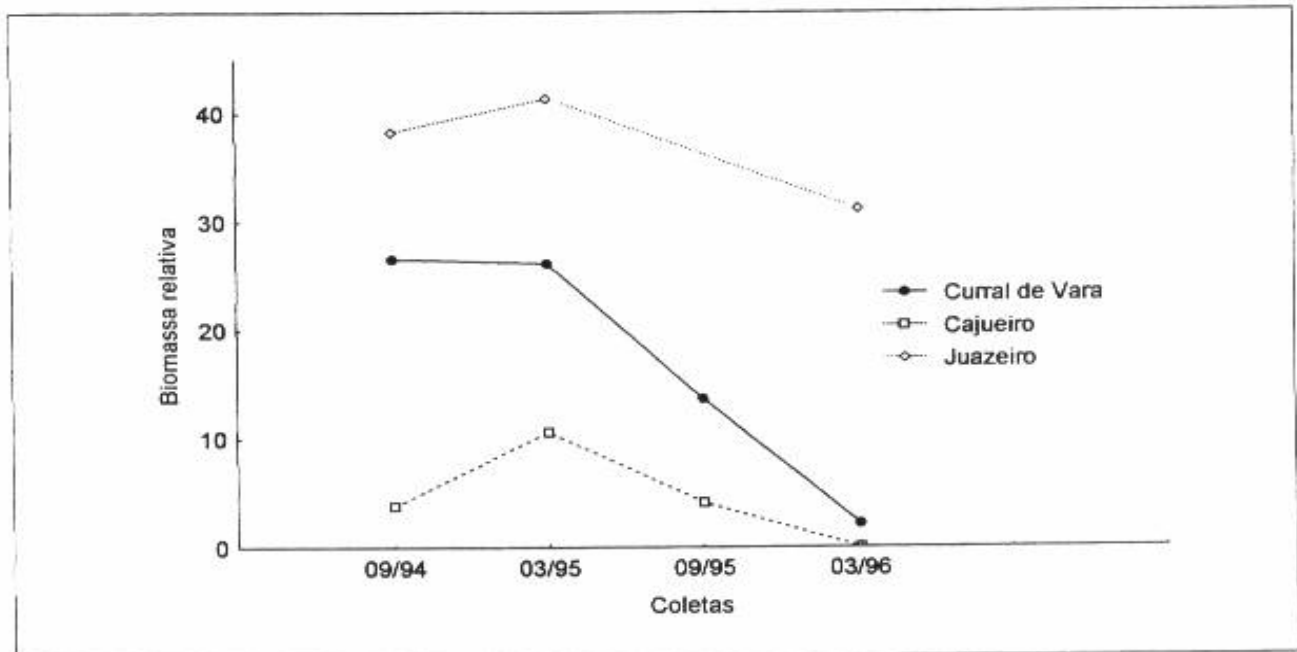


Figura 16. Biomassa relativa (%) de detritívoros por lagoa ao longo das coletas.

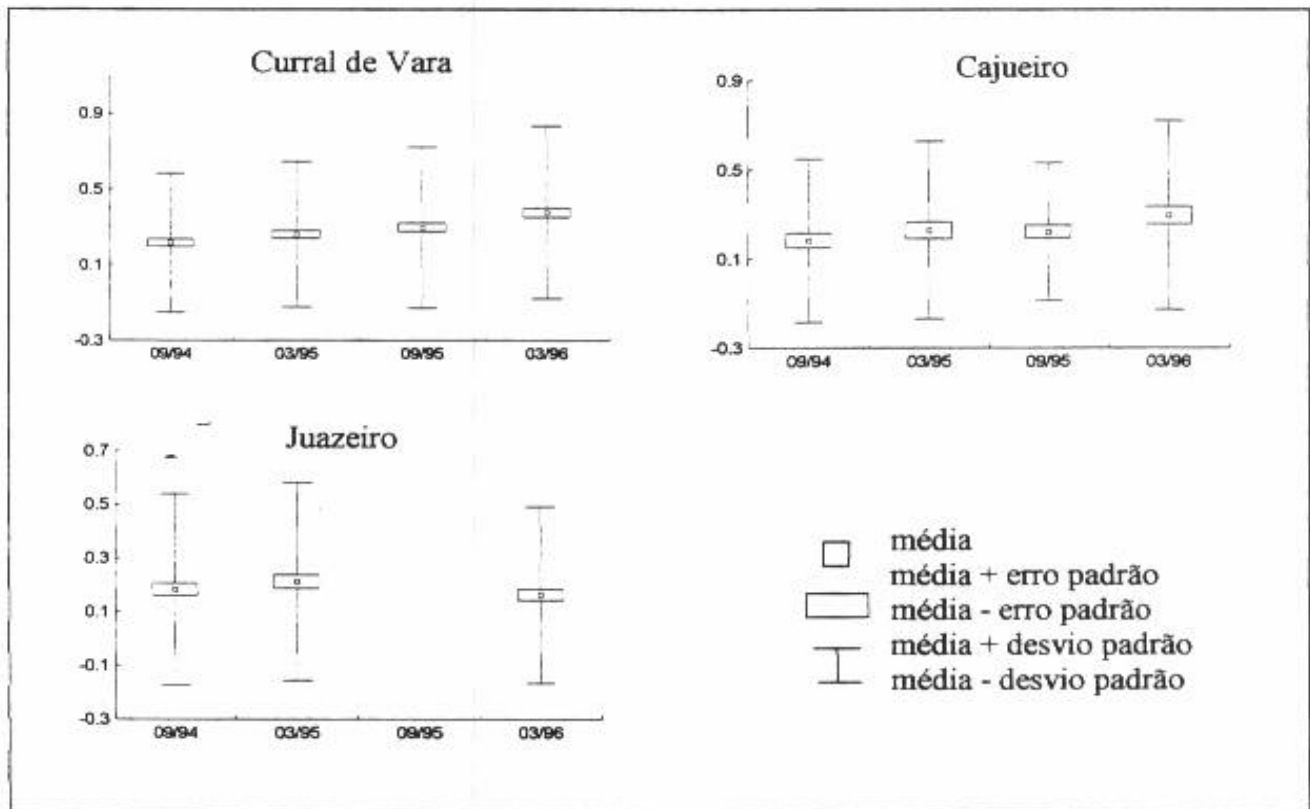


Figura 17. Índices de sobreposição alimentar entre os pares de espécies por lagoa ao longo das coletas.

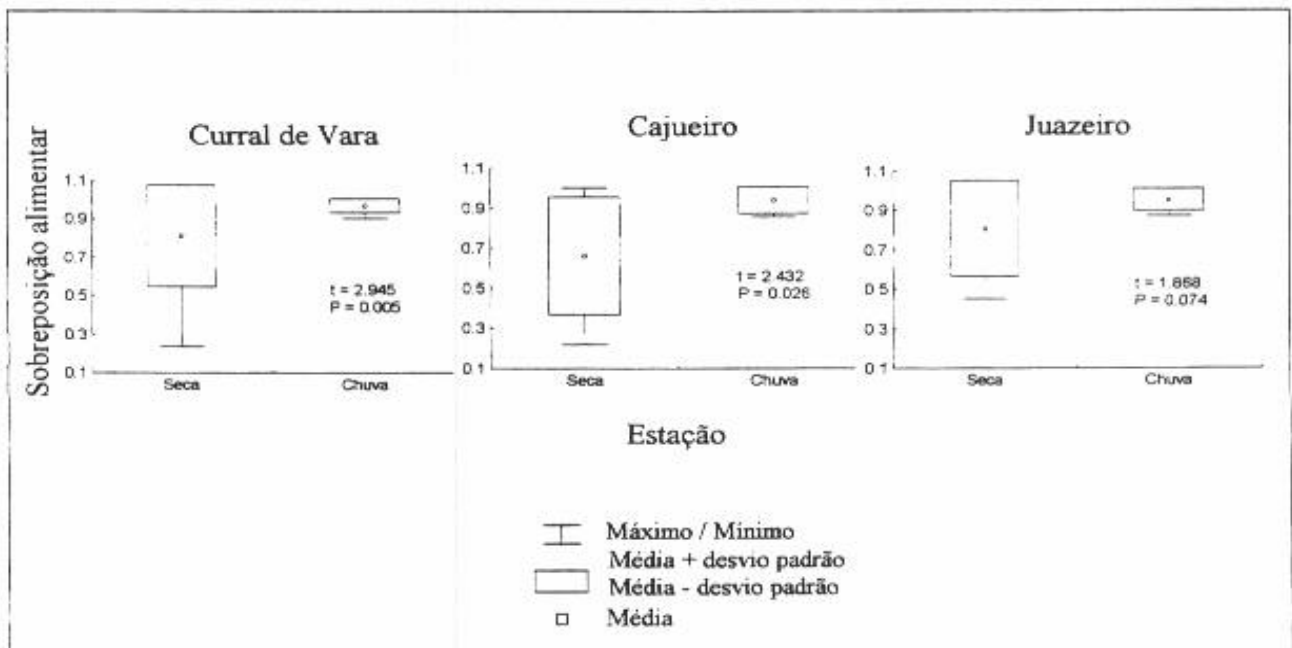


Figura 18. Sobreposição alimentar entre as espécies insetívoras por estação e lagoa.

8 - Condição das espécies de peixes

Das 15 espécies para as quais as retas de regressão peso x comprimento foram comparadas entre coletas e estações, 7 mostraram-se mais pesadas na estação chuvosa, e uma, *C. lepidura* das lagoas Curral de Vara e Juazeiro, apresentava melhor condição nas duas primeiras coletas em relação às duas últimas (Tabela 11; Figuras 19 e 20). Diferenças significativas na condição entre estações ou coletas não foram observadas para nenhuma espécie piscívora. Com exceção de *S. knerii*, herbívora, todas as espécies que estiveram mais pesadas na estação chuvosa apresentam dieta constituída basicamente por insetos. *C. lepidura*, que esteve mais pesada nas primeiras coletas, é detritívora.

Tabela 11. Comparação da relação peso/comprimento entre as estações seca e chuvosa, por espécie e lagoa (* comparação realizada entre as duas primeiras coletas e as duas últimas). Diferenças significativas estão em negrito.

Lagoa / Espécie	Beta	P	Número de indivíduos	
			seca	chuva
Curral de Vara				
<i>A. lacustris</i>	-0.010	0.840	83	15
<i>C. lepidura</i> *	-0.169	0.000	313	72
<i>R. xenodon</i>	0.059	0.115	22	17
<i>S. brandtii</i>	0.015	0.153	59	67
<i>T. chalceus</i>	0.948	0.000	26	46
Cajueiro				
<i>C. temensis</i>	-0.007	0.865	22	21
<i>L. renhardti</i>	0.010	0.617	19	15
<i>S. knerii</i>	0.043	0.2178	65	52
Juazeiro				
<i>C. lepidura</i> *	0.254	0.000	95	48
<i>H. littorale</i>	-0.098	0.000	48	95
<i>L. renhardti</i>	-0.120	0.001	17	26
<i>P. maculatus</i>	-0.036	0.049	17	94
<i>S. knerii</i>	-0.115	0.037	53	17
<i>T. chalceus</i>	-0.390	0.000	18	21
<i>T. guentheri</i>	-0.265	0.000	84	48

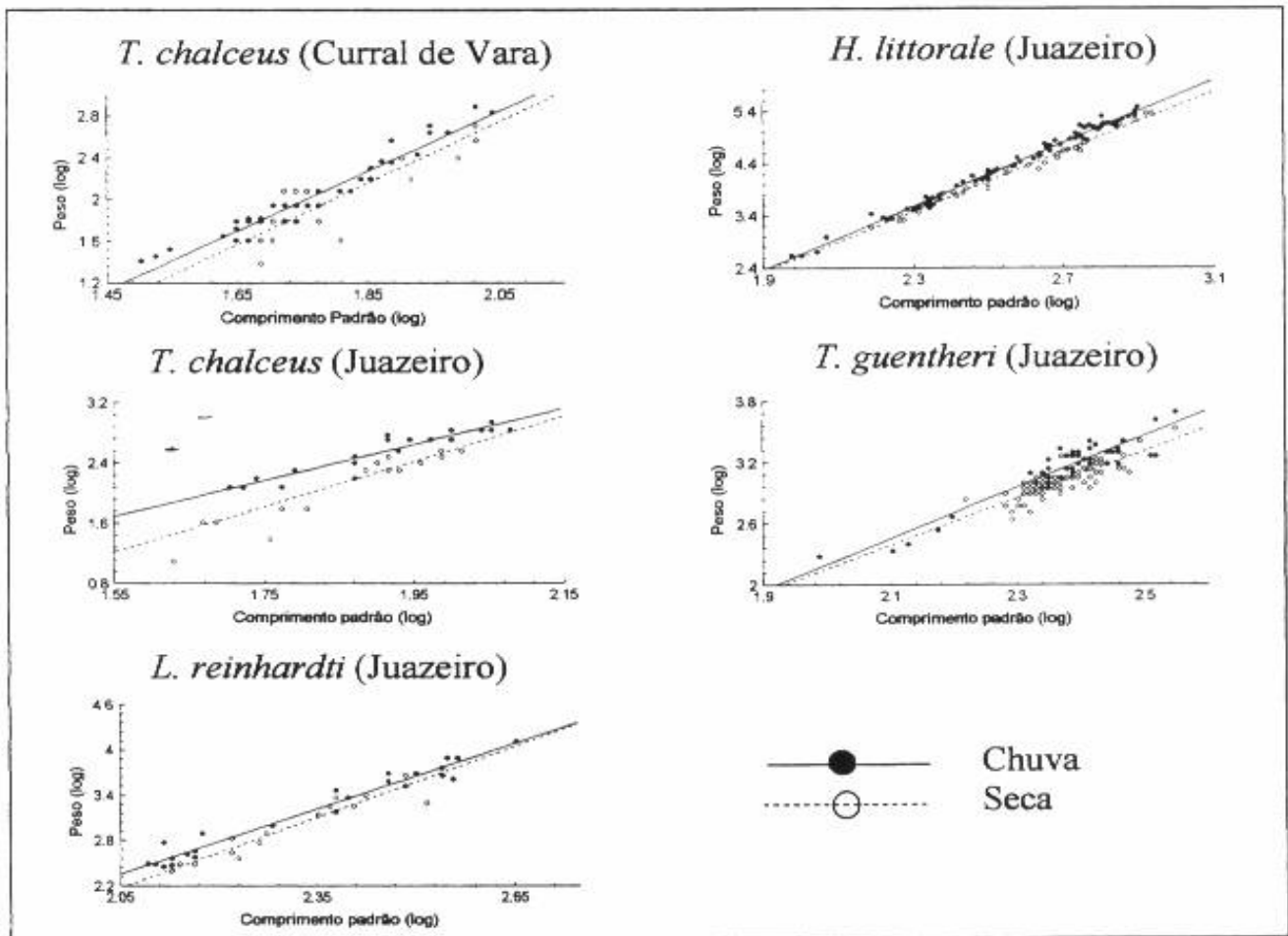


Figura 19. Relações entre o logaritmo natural do peso e o logaritmo natural do comprimento para as espécies invertívoras significativamente mais pesadas na estação chuvosa.

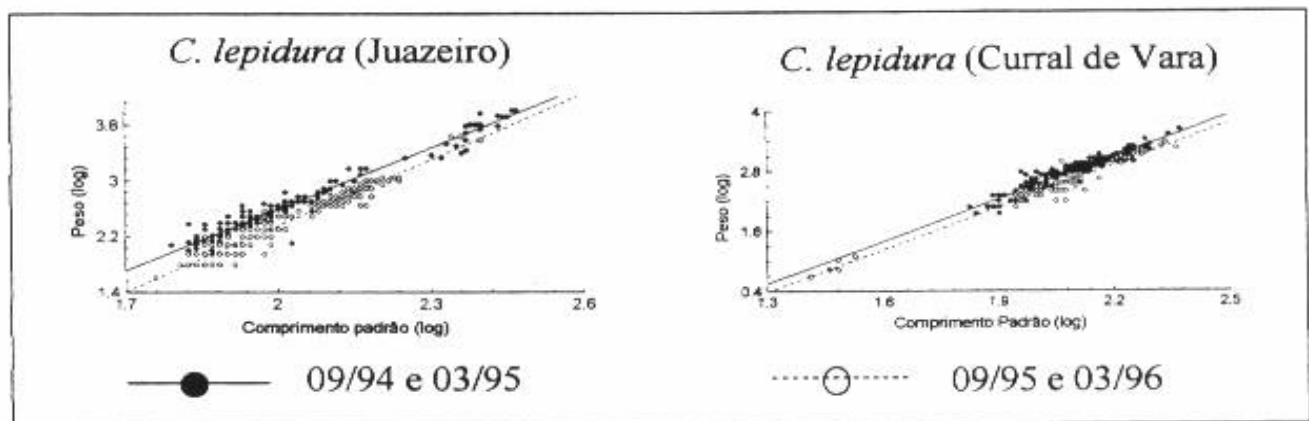


Figura 20. Relações entre o logaritmo natural do peso e o logaritmo natural do comprimento para as espécies significativamente mais pesadas nas duas primeiras coletas.

9 - Características biológicas das espécies extintas localmente

As características biológicas utilizadas no presente estudo, para cada uma das espécies coletadas, encontram-se na tabela 12.

Tabela 12. Características biológicas das espécies (CP = comprimento padrão; Tol. hipóx = tolerância à hipóxia).

Espécie	Alimentação	CP máximo (cm)	Tol. hipóx.	Migração
<i>A. bimaculatus</i>	alg-invert	7.0	-	n ^{1,10}
<i>A. britskii</i>	piscívoro	17.3	-	n ¹⁰
<i>A. eigenmanniorum</i>	alg-invert	3.8	-	n ¹
<i>A. fasciatus</i>	invertívoro	4.4	-	n ^{1,10}
<i>A. lacustris</i>	piscívoro	23.4	-	n ^{1,10}
<i>A. vaillanti</i>	invertívoro	3.6	-	n ¹⁰
<i>B. lundii</i>	herbívoro	24.0	-	s ¹
<i>B. stramineus</i>	alg-invert	4.2	-	n ¹
<i>C. lepidoda</i>	invertívoro	8	-	n ¹
<i>C. lepidura</i>	detritívoro	11.0	-	n ^{1,10}
<i>C. piaba</i>	alg-invert	3.3	-	n ^{1,10}
<i>C. sactifranciscense</i>	invertívoro	4.6	-	n ¹
<i>C. temensis</i>	piscívoro	34.4	-	n ¹
<i>Characidium</i> sp.	invertívoro	2.9	-	n ^{1,10}
<i>E. virescens</i>	invertívoro	25.5	-	n ¹⁰
<i>G. carapo</i>	invertívoro	26.2	s ⁹	n ^{1,10}
<i>H. heterodon</i>	alg-invert	3.1	-	-
<i>H. littorale</i>	invert-detrit	18.8	s ⁶	n ¹
<i>H. malabaricus</i>	piscívoro	31.3	s ^{3,4,5}	n ^{1,10}
<i>H. marginatus</i>	invertívoro	3.1	-	n ¹⁰
<i>H. santae</i>	invertívoro	2.2	-	-
<i>H. unitaeniatus</i>	herb-detrit	24.6	s ³	-
<i>L. elongatus</i>	invertívoro	9.0	-	s ^{1,10}
<i>L. piau</i>	herb-pisci	20.5	-	n ^{1,10}
<i>L. renhardti</i>	invertívoro	17.0	-	s ^{1,10}
<i>L. taeniatus</i>	herbívoro	10.8	-	s ^{1,10}
<i>M. costae</i>	invertívora	5.7	-	n ¹⁰
<i>M. micans</i>	invertívoro	15.0	-	-
<i>M. micropterus</i>	invertívoro	2.60	-	-
<i>O. franciscensis</i>	invertívoro	9.0	-	n ¹⁰
<i>P. affinis</i>	detritívoro	23.3	-	s ^{1,10}
<i>P. cf. vittata</i>	invertívoro	5.6	-	n ¹⁰
<i>P. coruscans</i>	piscívoro	68.0	-	s ^{1,10}
<i>P. etentaculatus</i>	algívoro	23.4	s ^{6,8}	-
<i>P. franciscoensis</i>	invertívoro	3.4	-	-
<i>P. fur</i>	invertívoro	10.0	-	-
<i>P. hollandi</i>	alg-invert	2.8	-	-
<i>P. kennedyi</i>	alg-invert	4	-	-
<i>P. maculatus</i>	invertívoro	23.0	-	n ¹
<i>P. marggravii</i>	detritívoro	36.6	-	s ^{1,10}
<i>P. piraya</i>	piscívoro	31.0	-	n ¹⁰
<i>Pimelodus</i> sp.	invertívoro	16.0	-	n ¹⁰
<i>R. xenodon</i>	invertívoro	9.4	-	n ¹⁰
<i>S. brandtii</i>	invertívoro	18.0	-	n ^{1,10}
<i>S. brandtii</i> (Cajueiro)	invert-pisc	-	-	n ^{1,10}
<i>S. brasiliensis</i>	piscívoro	58.0	-	s ^{1,10}
<i>S. knerii</i>	herbívoro	27.3	-	n ^{1,10}
<i>S. marmoratus</i>	piscívoro	17	s ⁸	-
<i>T. chalceus</i>	invertívoro	9.0	-	n ¹⁰
<i>T. galeatus</i>	invertívoro	16.5	s ⁷	n ¹⁰
<i>T. guentheri</i>	invertívoro	12.4	-	n ^{1,10}

1 = Lamas (1993); 2 = Acuña & Sanz (1992); 3 = Rantin *et al.* (1992); 4 = Hochachka, *et al.* (1978); 5 = Driedzic *et al.* (1978); 6 = Carter & Beadle (1931); 7 = Bastos (1956); 8 = Kramer *et al.* (1978); 9 = Machado-Allison (1994); 10 = Sato *et al.* (1987).

Na lagoa Cajueiro, espécies migradoras se extinguíram com maior frequência que as não migradoras. Nas demais lagoas, embora também tenha sido observada nítida relação entre migração e extinção local, as diferenças nas taxas de extinção entre estes dois grupos de espécies não foram significativas (Tabela 13).

O tamanho e o tipo de alimentação das espécies que se extinguíram não foram significativamente diferentes daquelas que não se extinguíram localmente, em todas as lagoas estudadas (Tabela 13).

Sete espécies apresentam algum tipo de adaptação à baixas concentrações de oxigênio dissolvido. Na lagoa Juazeiro, única lagoa em que ocorreu expressiva redução da área e com provável diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido, a tolerância à hipóxia foi determinante para a não extinção de espécies (Tabela 13).

O modelo de regressão logística foi mais apropriado que o teste de Fisher para separar as espécies que se extinguíram das que não se extinguíram localmente. Nas lagoas Cajueiro e Curral de Vara, as espécies migradoras tiveram de 11 a 17 vezes mais chances de se extinguir. Já na lagoa Juazeiro, as espécies sem tolerância a hipóxia apresentaram probabilidade de extinção local cerca de 10^5 vezes maior (Tabela 14).

Tabela 13. Número de espécies que se extinguíram e que não se extinguíram para cada característica biológica por lagoa. (*Teste exato de Fisher; S = sim; N = não)

Lagoa	Extinção	Atributos				Probabilidade*	
		Migração					
		Migradores		Não migradores			
C. de Vara	S	5		14		0.211	
	N	2		22			
Cajueiro	S	5		14		0.022	
	N	1		14			
Juazeiro	S	4		20		0.296	
	N	0		10			
		Tamanho					
		>5cm	5-15cm	15-30cm	>30cm		
C. de Vara	S	9	2	6	2	0.114	
	N	4	8	9	3		
Cajueiro	S	5	5	6	3	0.191	
	N	5	0	7	3		
Juazeiro	S	7	6	9	2	0.712	
	N	2	1	6	1		
		Alimentação					
		Detrito - vegetais	vegetais - invertebrados	invertebrados	invertebrados - peixes	peixes	
C. de Vara	S	5	5	7	-	2	0.355
	N	3	3	12	-	6	
Cajueiro	S	3	2	11	0	4	0.159
	N	2	3	5	1	3	
Juazeiro	S	5	2	3	-	3	0.348
	N	1	4	12	-	4	
		Tolerância à hipóxia					
		Tolera		Não tolera			
Juazeiro	S	0		24		0.000	
	N	7		3			

Tabela 14. Sumário do modelo de regressão logística para cada lagoa

Lagoas	Variáveis	Estimador	- 2 log L	Qui- quadrado	Graus de liberdade	Probabilidade	Razão de chance
Curral de Vara							
	intercepto	-0.1891	59.028				
	migração	-2.8738	56.490	2.538	1	0.1111	17.7
	tamanho	0.0565	52.900	3.590	1	> 0.05	
	modelo			6.128	2	0.0467	
Cajueiro							
	intercepto	-0.6628	46.070				
	migração	-2.4780	44.080	1.990	1	0.1584	11.9
	tamanho	0.0363	42.687	1.393	1	>0.10	
	modelo			3.383	2	0.1843	
Juazeiro							
	intercepto	-2.0794	41.194				
	oxigênio	11.7265	18.838	22.356	1	0.0001	1.2 x 10⁵
	modelo			22.356	1	0.0001	

VI - Discussão

1 - Comunidades de peixes

As 50 espécies de peixes capturadas nas lagoas Curral de Vara, Cajueiro e Juazeiro correspondem a cerca 1/3 das espécies relacionadas para a bacia do São Francisco por Travassos (1960) e Britski *et al.* (1988). Este número de espécies é superior ao encontrado por Sato *et al.* (1987) em 9 lagoas marginais do alto São Francisco, onde foram registradas 37 espécies.

Espécies das subfamílias Tetragonopterinae e Cheirodontinae parecem estar associadas à macrófitas em planícies de inundação (Junk, 1973). Estas espécies foram as mais abundantes em bancos de macrófita na Amazônia (Junk, 1973) e no médio e alto Paraná (Bonetto *et al.*, 1969; Delariva *et al.* 1994). Neste estudo estas também foram as espécies mais abundantes nos arrastos realizados em bancos de macrófitas (*Eichornia azurea* e *E. crassipes*).

Embora a riqueza de peixes em bancos de macrófitas de planícies de inundação seja alta, em geral, a diversidade é baixa, com dominância de poucas espécies. Segundo Delariva *et al.* (1994), este fato, também observado nas lagoas estudadas, pode ser atribuído às condições estressantes a que estão submetidas estas comunidades. Estes ambientes apresentam menores valores de oxigênio dissolvido e pH que ambientes lóticos, permitindo que apenas as poucas espécies tolerantes se tornem numerosas.

Em geral, observam-se diferenças consideráveis na composição de espécies de peixes em lagoas marginais de um mesmo sistema (Bonetto, *et al.*, 1969; Welcomme, 1985). Alguns autores relacionam estas diferenças às variações de tamanho das lagoas (Lowe-McConnell, 1964; Cordiviola de Yuan, 1992), onde espécies de maior porte habitariam as maiores lagoas. Entretanto, esta explicação não é válida para as lagoas aqui descritas, já que estas não apresentam diferenças expressivas de tamanho.

Segundo Welcomme (1985) e Chapman & Chapman (1993), a composição inicial de espécies de uma lagoa é resultado da retenção aleatória dos indivíduos após a inundação. Desta maneira, a composição de espécies nas lagoas seria consequência direta

da composição de espécies do rio no período da inundação, e da extinção local de espécies após este período. Diferenças no “pool” de espécies colonizadoras, e no tempo para que ocorressem as extinções locais, podem ter provocado a baixa similaridade entre a comunidade de peixes da lagoa Juazeiro após sua recolonização, e a ictiofauna das demais lagoas, incluindo a própria Juazeiro em coletas anteriores.

As três lagoas estudadas apresentam diferenças estruturais, como por exemplo: diferentes quantidades de macrófitas, qualidade da água, profundidade, etc. Estas devem produzir diferenças na oferta de recursos e também podem ter influenciado na composição de espécies de cada lagoa através de seleção de habitats durante a inundação, ou através do favorecimento ou extinção de determinadas espécies. O piau-branco, que se alimenta de macrófitas, foi a espécie mais abundante na lagoa Cajueiro, a única que apresenta o fundo coberto por macrófitas submersas.

A importância das áreas alagáveis como criatórios de muitas espécies de peixes continentais, incluindo as migradoras, já foi evidenciada nas bacias do Orinoco (Lowe-McConnell, 1987; Machado-Allison, 1994; Mago-Leccia, 1970), da Amazônia (Lowe-McConnell, 1967; Goulding & Carvalho, 1982; Bayley, 1988) do Paraná (Cordiviola de Yuan & Hassan, 1989; Cordiviola de Yuan, 1992; Agostinho & Zalewski, 1995) e do próprio São Francisco (Sato *et al.*, 1987). A captura de alevinos e jovens da maioria das espécies presentes nas lagoas, reforçam a importância destes ambientes no ciclo de vida das espécies de peixes da bacia do São Francisco, incluindo as de piracema.

Levantamentos em lagoas marginais do rio São Francisco têm evidenciado maior dominância de peixes pequenos, representados por alevinos, jovens de espécies de piracema e espécies de pequeno porte (Braga, 1964; Sato *et al.*, 1987). De fato, nas lagoas Curral de Vara e Juazeiro, esta dominância foi evidenciada pela maior captura nas malhas de menor tamanho.

Ao contrário das demais lagoas, na Cajueiro boa parte da ictiofauna é constituída por espécies de médio porte. Nesta lagoa foi observada a presença de uma espécie exótica, o tucunaré (*Cichla temensis*), predador de origem amazônica (Lowe-McConnell, 1975).

De maneira geral, a introdução de espécies exóticas tem causado profundas modificações nas comunidades receptoras, tais como: remoção da vegetação, degradação

da qualidade da água, introdução de parasitas e doenças, alterações tróficas (Courtenay & Stauffer, 1984), mudanças genéticas (Ferguson, 1990) e extinção de espécies (Zaret & Paine, 1973; Barel *et al.*, 1985; Miller, 1989). Estudando lagoas do médio rio Doce com e sem introduções do tucunaré (*Cichla ocellaris*) e da piranha (*Pygocentrus* sp.), Godinho *et al.* (1994) observaram que, além de menor riqueza, as lagoas com tucunaré e piranha apresentavam menor abundância de espécies e de indivíduos de pequeno porte, resultados da maior pressão de predação. O número de lagoas analisadas no presente estudo não permite conclusões sobre os efeitos da introdução do tucunaré nestes ambientes. No entanto, a menor riqueza, menor diversidade e menor captura de peixes de pequeno porte na lagoa Cajueiro, sugerem que a introdução do tucunaré pode estar causando modificações na comunidade de peixes.

Nas lagoas Juazeiro e Curral de Vara foi observada a presença do tamoatã, *Hoplosternum littorale*, espécie de ampla distribuição, encontrada da ilha de Trindade até o Rio de Janeiro (Gosline, 1940). Embora não se tenha registro de introduções desta espécie no São Francisco, é possível que ela seja exótica a esta bacia, uma vez que apesar do grande número de coletas realizadas no São Francisco, desconhecia-se a presença deste até há poucos anos (Oliveira, 1991; Reis, com. pes.).

2 - Relação da riqueza com a área, perímetro e forma das lagoas

A relação espécie-área é um dos padrões biogeográficos mais estudados (Lomolino, 1989). Duas principais hipóteses têm sido levantadas para explicar a elevada correlação que é geralmente observada entre o número de espécies e a área (Connor & McCoy, 1979). A primeira é derivada da teoria de biogeografia de ilhas, onde o equilíbrio entre colonização e extinção resultaria na curva espécie área. Na segunda, o aumento da área é relacionado com o aumento de habitats e conseqüente aumento de riqueza.

De acordo com a primeira teoria, a ausência de relação entre a área e o número de espécies nas lagoas estudadas poderia ser explicada pela falta de tempo para se alcançar o equilíbrio. Desta maneira, um grande número de espécies teria colonizado a lagoa muito recentemente para que as extinções locais reduzissem a biota para o equilíbrio (Barbour &

Brown, 1974). De fato, até a última coleta deste estudo, o número de espécies nas lagoas Cajueiro e Curral de Vara ainda declinava. No entanto, em ambientes da mesma natureza, em que as colonizações através do rio são frequentes, já foi encontrada relação significativa entre a riqueza de espécies de peixes e a área (Halyc & Balon, 1983).

A margem fornece áreas para a desova, reprodução, abrigo para os jovens e alimentação e pode geralmente ser mais produtiva que outras zonas relativamente mais homogêneas (Ryder, 1978). Assim, de acordo com a segunda teoria, além da área, o índice de desenvolvimento de margem (IDM) também estaria relacionado com o número de espécies, o que também não ocorreu.

Em ambientes em que a inundação tem papel fundamental na manutenção das comunidades (Junk *et al.*, 1989), diferenças na frequência e intensidade da comunicação das lagoas com o rio devem ser os fatores determinantes para a riqueza de espécies, fazendo com que o efeito da área, perímetro e forma da lagoa tenham importância menor.

Além disto, as três lagoas apresentavam diferenças marcantes com relação à profundidade, quantidade de macrófitas e parâmetros físico-químicos (condutividade, pH, temperatura, etc.). Por afetarem diretamente a disponibilidade de habitats, estes fatores também podem ser apontados como responsáveis pela falta de relação da riqueza com a área e IDM. Além destas, a ausência de relação também pode ser resultado da presença do tucunaré na lagoa Cajueiro, já que esta introdução pode ter ocasionado uma diminuição na riqueza original desta lagoa.

3 - Captura por unidade de esforço

Nas lagoas Curral de Vara e Cajueiro observou-se queda gradual nos valores de captura ao longo das coletas. Uma vez que no caso destas lagoas a imigração foi inexistente, a mortalidade natural e a pesca podem ser a causa do fenômeno.

A oscilação do nível das águas tem sido apontada como um dos fatores mais importantes que afetam as populações de peixes dos ambientes lênticos de planícies de inundação (Cordiviola de Yuan, 1992). Durante a estação seca, os peixes das lagoas

marginais estão expostos à superpopulação em áreas com pouca comida, intensa pressão de predação, dessecação e desoxigenação (Lowe-McConnell, 1964).

A diminuição da oferta de alimento durante a estação seca estaria relacionada a redução da área das lagoas, através da diminuição do aporte de material alóctone e da superfície disponível para a fotossíntese. Além disto, durante este período, a lagoa não recebe nutrientes do canal principal do rio, principal fonte de compostos inorgânicos dissolvidos (Junk *et al.*, 1989).

A pressão de predação nestas lagoas seria exercida pelos peixes piscívoros, além de pescadores e outros animais predadores, observados em todas as lagoas.

Redução progressiva na abundância de peixes também foi observada em lagoas marginais do rio Phongolo (África do Sul), durante uma seca prolongada provocada por uma barragem à montante (Merron & Bruton, 1993). Menor captura de peixes durante a estação seca também foi observada por Bonetto *et al.* (1969) e Cordiviola de Yuan (1992) em lagoas marginais do rio Paraná.

As menores capturas durante a seca podem, no entanto, ser compensadas pela concentração de peixes em virtude de uma perda acentuada de área (Bonetto *et al.*, 1969). Este foi provavelmente o caso da lagoa Juazeiro, que apresentou aumento na captura da primeira para a segunda coleta, período em que perdeu cerca de 1/3 de sua área.

Como a lagoa Juazeiro, outras lagoas da planície de inundação do São Francisco devem ter secado durante este período de dois anos sem transbordamentos do rio São Francisco. O dessecação de lagoas em planícies de inundação é um fenômeno que se repete com intensidade variável todos os anos, conduzindo à grande perda de biomassa (Bonetto *et al.*, 1969). Esta perda foi calculada para o médio Paraná em 40.000 t de peixes / ano (Bonetto *et al.*, 1969). Embora este dessecação seja natural, os efeitos da perda de biomassa de peixes durante longos períodos sem inundação não podem ser ignorados.

4 - Alimentação e biomassa dos consumidores

Família Engraulidae

A família Engraulidae é constituída em sua maioria por peixes marinhos, sendo que no rio São Francisco ocorre apenas o gênero *Anchoviella* (Britski *et al.* 1988). O hábito alimentar parece variar entre as espécies de *Anchoviella* de água doce. Enquanto que *A. brevirostris*, do Amazonas, é preferencialmente herbívora (Marlier, 1968 *apud* Lowe-McConnell, 1975), *A. gamesi*, do rio Negro alimenta-se principalmente de invertebrados aquáticos (Goulding *et al.* 1988). A dieta observada para *A. vaillantii* se assemelha mais com a última, uma vez que ingeriu basicamente insetos aquáticos e zooplâncton.

Subfamílias Tetragonopterinae, Cheirodontinae, Characidae e Stethaprioninae

Estas quatro subfamílias de Characidae compreendem peixes de pequeno porte que em geral não ultrapassam 10 cm de comprimento. Vivem numa grande variedade de ambientes, sendo a maioria das espécies onívoras e muito ativas (Britski *et al.*, 1988).

Embora boa parte das espécies e da biomassa de peixes em lagoas marginais seja representada por estas famílias (Bonetto *et al.*, 1969), poucos são os trabalhos sobre a alimentação de suas espécies.

O gênero *Astyanax* tem sido descrito como onívoro. A dieta de *A. bimaculatus* nas lagoas estudadas foi constituída basicamente por vegetais (algas, macrófitas e frutos) além de peixes e escamas em menor proporção. Predominância de vegetais na dieta desta espécie também foi encontrada em populações de outras bacias (Nomura, 1975; Catella, 1992; Meschiatti, 1992). O consumo de escamas por espécies deste gênero foi relatado por Sazima (1984).

Embora também tenha ingerido algas e frutos, a dieta de *A. fasciatus* foi constituída basicamente por insetos, mesmo item predominante nos exemplares amazônicos analisados por Knöppel (1970).

Moenkausia costae apresentou dieta constituída basicamente por insetos aquáticos e peixes, além de ter ingerido pequena porção de matéria vegetal (algas, macrófitas e frutos). Estudos sobre a alimentação de outras espécies do gênero, demonstra que, no grupo, existe

uma ampla variedade de hábitos alimentares: *M. intermedia* alimenta-se de matéria orgânica, insetos e zooplâncton (Esteves & Galetti Jr, 1994), *M. sancta-filomaenae* de insetos terrestres, vegetais superiores e sedimentos (Catella, 1992), *M. dichroua* de zooplâncton e sedimentos (Catella, 1992) e *M. cerus* e *M. lepidura* de detritos, tecido vegetal e insetos (Knöppel, 1970).

Dentre a variedade de itens consumidos por *Tetragonopterus chalceus*, insetos aquáticos foram o alimento predominante. Da mesma maneira, analisando o conteúdo estomacal de *T. argenteus*, Catella (1992) concluiu que esta espécie apresenta amplo espectro alimentar constituído principalmente por insetos aquáticos.

Subfamília Triportheinae

Estudos têm revelado que as espécie do gênero *Triportheus* alimentam-se de uma ampla variedade de recursos (Almeida, 1984). Insetos aquáticos e zooplâncton foram os principais itens consumidos por duas espécies do Pantanal (Catella, 1992). Zooplâncton foi o principal alimento de *T. culter* do lago do Castanho no rio Solimões (Almeida, 1984). Frutos, insetos aquáticos e terrestres foram consumidos por *T. angulatus* da Venezuela (Machado-Allison, 1994) e *T. angulatus* e *T. elongatus* do rio Tocantins (Braga, 1990), rio Madeira (Goulding, 1980) e lago do Castanho (Almeida, 1984). A importância de frutos na dieta de espécies deste gênero é salientada por Gerking (1994).

Embora tenha sido classificado como invertívoro, *Triportheus guentherii* também ingeriu uma ampla variedade de itens alimentares. No entanto, ao contrário das espécies da bacia Amazônica, frutos e insetos terrestres tiveram importância reduzida na dieta desta espécie.

Subfamília Characinae

O gênero *Roeboides* é reconhecidamente lepidófago (Sazima, 1984). Estudando a alimentação de três espécies no Pantanal, Catella (1992) observou que o nível de lepidofagia variou bastante entre as espécies, sendo que escamas representaram de 10,4 a 99,8 % do índice alimentar. O restante da alimentação foi constituída principalmente por insetos aquáticos.

R. xenodon apresentou dieta predominantemente insetívora. Embora tenha ingerido escamas, estas não representaram em nenhuma das lagoas mais que 10% do índice alimentar.

Subfamília Acestrorhynchinae

O gênero *Acestrorhynchus* é reconhecidamente piscívoro (Lowe-McConnell, 1975). Menezes (1969) observou que para 6 espécies deste gênero a alimentação é constituída basicamente por peixes. No Rio Negro, Goulding *et al.* (1988) observaram que peixes são o principal alimento na dieta de 5 espécies do gênero.

De fato, *A. lacustris* e *A. britski* consumiram, nas duas estações e em todas as lagoas, somente peixes que foram engolidos inteiros. A ingestão de peixes por *A. lacustris* também foi observada na represa de Três Marias (Catella & Torres, 1984) e em uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu (Meschiatti, 1992).

Subfamília Salmininae

Os salminíneos são characiformes predadores, ictiófagos, que habitam principalmente os grandes rios (Britski *et al.* 1988). Como os demais representantes desta subfamília, a alimentação de *Salminus brasiliensis* foi basicamente piscívora.

Subfamília Serrasalminae

Estudos recentes têm revelado que as piranhas são um grupo diversificado de peixes, com diversidade de formas de corpo e com hábito, dieta, tática de caça e comportamento social diversos (Goulding, 1980; Braga, 1981; Nico & Taphorn, 1988; Sazima & Machado, 1990).

A alimentação de predadores é limitada pelo tamanho da presa e varia em função da disponibilidade do alimento (Griffiths, 1975). Estudando 8 espécies de piranha nos Ilhanos da Venezuela, Nico e Taphorn (1988) observaram que, em geral, o hábito alimentar e a dieta de 8 espécies de piranhas mudam com a idade, passando de mutilador de nadadeiras e/ou comedor de escamas quando jovem, até predominantemente piscívoro quando adulto. Além disto, as piranhas menores ingeriram, em grande parte, invertebrados. Ontogenia

trófica também foi encontrada para as 9 espécies de piscívoros estudados por Winemiller (1989). Nestas espécies, os jovens consomem insetos e microcrustáceos.

As mudanças sazonais e ontogenéticas observadas para este grupo sugerem que, apesar das grandes especializações no aparato alimentar, estes peixes são oportunistas, como as outras espécies das áreas inundáveis tropicais (Lowe-McConnell, 1975; Welcomme, 1985; Nico & Taphorn, 1988).

A alimentação observada para *Serrasalmus brandtii* é semelhante à encontrada por Bedê *et al.* (1993) para esta espécie, corresponde aos padrões observados para as demais espécies de piranha, e demonstra o caráter oportunista da espécie. A ingestão de maiores quantidades de inseto aquático na estação chuvosa estaria ligada à maior disponibilidade deste alimento. Já a grande ingestão de insetos aquáticos na lagoa Cajueiro poderia estar ligada a dois fatores: competição com o tucunaré e menor abundância de indivíduos de pequeno porte.

A alimentação de *Pygocentrus piraya*, por sua vez, apresentou dieta mais especializada, sendo constituída basicamente por peixes.

Subfamílias Myleinae e Bryconinae

Estudos sobre a alimentação de espécies dos gêneros *Brycon* e *Myleus* demonstraram que estes peixes são preferencialmente herbívoros, e se alimentam principalmente de vegetais de origem alóctone, principalmente frutos e sementes (Menezes, 1969; Goulding, 1980; Welcomme, 1985; Gerking, 1994).

Embora *Brycon lundii* e *Myleus micans* tenham apresentado dieta essencialmente herbívora, os vegetais consumidos foram basicamente de origem autóctone, em especial, macrófitas. É interessante notar, que em geral, os estudos que evidenciaram elevado consumo de frutos e sementes para estes grupos foram conduzidos em florestas alagadas, onde o aporte deste material é certamente mais elevado que nas lagoas estudadas.

Além de matéria vegetal, *B. lundii* também consumiu insetos aquáticos e peixes. Embora seja preferencialmente herbívora, esta espécie é oportunista, e apresenta aparelho digestivo típico de onívoros (Menin & Mimura, 1992).

Família Erythrinidae

A análise da dieta de *Hoplias malabaricus* de diferentes bacias tem revelado que, assim como nas lagoas estudadas, a alimentação dos adultos desta espécie é constituída basicamente por peixes (Knöppel, 1970; Lowe-McConnell, 1975; Faccio & Torres, 1988; Catella, 1992; Meschiatti, 1992), enquanto que os jovens podem ingerir certa quantidade de invertebrados (Winemiller, 1989).

Apesar da tendência à piscivoria, esta espécie é oportunista, mudando de dieta de acordo com a oferta de alimento (Winemiller, 1989; Machado-Allison, 1994), ou com o nível de competição por presas (Pompeu & Godinho, 1994). Isto explicaria o maior consumo de insetos aquáticos durante a estação chuvosa.

Família Anostomidae

De maneira geral, os peixes deste grupo possuem hábito alimentar onívoro (Andrian *et al.*, 1994a) com tendência à herbivoria (Britski *et al.*, 1988; Gerking, 1994) e se alimentam pastando junto à pedras e plantas (Lowe-McConnell, 1975).

O hábito alimentar onívoro de *Leporinus* tem sido confirmado para várias de suas espécies por Knöppel (1970), Nomura (1976), Goulding (1980), Silva & Torres (1988), Meschiatti (1992), Catella (1992), Andrian *et al.* (1994b), entre outros. As quatro espécies deste gênero analisadas apresentaram diferentes hábitos alimentares. Enquanto que *L. elongatus* e *L. renhardti* consumiram preferencialmente insetos aquáticos, *L. piau* e *L. taeniatus* apresentaram dieta basicamente herbívora, sendo que o último, também consumiu peixes em pequena proporção.

O consumo de pequenas quantidades de peixes não parece ser raro entre os anostomídeos do gênero *Leporinus*. Pequena proporção deste item também foi encontrada na dieta de *L. obtusidens*, *L. friderici* e *L. lacustris* do Rio Paraná (Andrian *et al.*, 1994b), e de *L. friderici* e *L. fasciatus* na Amazônia (Goulding, 1980).

A alimentação de *Schizodon knerii* foi constituída basicamente por macrófitas aquáticas. Forte tendência a herbívora foi também verificada para *S. fasciatus* (Santos, 1981), *S. vittatum* (Braga, 1990), *S. borelli* (Catella, 1992), *S. nasutus* (Meschiatti, 1992) e *S. intermedius* (Yabe & Bennemann, 1994).

Famílias Curimatidae e Prochilodontidae

As espécies das famílias Curimatidae e Prochilodontidae são, de maneira geral, consideradas detritívoras (Lowe-McConnell, 1975; Bowen, 1984; Gerking, 1994). Da mesma maneira, o curimatídeo *Curimatella lepidura* e os prochilodontídeos *Prochilodus affinis* e *P. marggravii* apresentaram dieta constituída basicamente por detrito, com a presença de pequenas quantidades de algas filamentosas.

A presença de algas junto ao sedimento no conteúdo estomacal é usualmente observada para os curimatídeos (Castro, 1988; Sazima & Caramaschi, 1989; Fugi & Hahn, 1991) e para os prochilodontídeos (Fugi & Hahn, 1991; Meschiatti, 1992; Almeida *et al.*, 1993).

Família Sternopygidae

Os Gymnotoidei são, em geral, insetívoros de hábito noturno (Lowe-McConnell, 1975). Nas lagoas estudadas *Eigenmannia virescens* alimentou-se de insetos aquáticos, principalmente larvas de dípteros. Dieta semelhante foi encontrada para esta espécie no Pantanal (Catella, 1992) e em espécies congêneres na Amazônia (Goulding, 1988).

Família Loricariidae

Os cascudos ou acarís são animais de fundo, onde vivem raspando o substrato para alimentar-se (Britski *et al.* 1988). *Pterigoplichthys etentaculatus* alimentou-se basicamente de algas filamentosas e detrito. Dieta semelhante foi encontrada para as espécies deste gênero nos llanos da Venezuela (Machado-Allison, 1994) e no rio Negro (Goulding *et al.*, 1988).

Embora esta espécie tenha ingerido razoável porção de detrito, o valor deste item alimentar para esta espécie é incerto. *Ancistrus spinosus*, Loricariidae com o mesmo hábito alimentar, não consegue aproveitar o detrito ingerido junto com as algas (Power, 1984).

Família Callichthyidae

A dieta de *Hoplosternum littorale* apresentou-se bastante diversificada. O caráter onívoro desta espécie foi também evidenciado por Winemiller (1987), Meschiatti (1992) e Mol (1995). Nestes estudos, assim como nas lagoas estudadas, algas, insetos aquáticos e detrito foram os itens predominantes na dieta desta espécie.

Família Pimelodidae

As espécies do gênero *Pimelodus* são, em geral, onívoras, e alimentam-se de peixes, frutos e insetos (Lowe-McConnell, 1975; Goulding, 1980; Menin & Mimura, 1992). As três espécies do gênero coletadas nas lagoas apresentaram dieta predominantemente insetívora. Escamas e macrófitas também foram consumidas por *Pimelodus* sp. e *P. maculatus*.

Analisando a dieta de *P. maculatus* do rio Mogi-Guaçu, Nomura *et al.* (1972) observaram que esta espécie se alimenta basicamente de insetos aquáticos e escamas de peixes. Esta mesma espécie, na represa de Três Marias, alimentou-se principalmente de larvas de inseto e moluscos (Souza, 1988).

O gênero *Pseudoplatystoma* é, por sua vez, piscívoro (Lowe-McConnell, 1975). Nos 2 exemplares de *P. coruscans* em que foi encontrado algum conteúdo estomacal, este foi constituído somente por peixes inteiros.

Família Cichlidae

Os tucunarés (*Cichla* spp.), são predadores de origem amazônica (Lowe-McConnell, 1991; Goulding, 1980; Zaret, 1980; Goldstein, 1988). *Cichla temensis* introduzido na lagoa Cajueiro apresentou dieta basicamente piscívora.

Alguns autores reconhecem o gênero *Crenicichla* como piscívoro (Lowe-McConnell, 1991; Gerking, 1994). No entanto, *C. lepidota* apresentou dieta constituída basicamente por insetos aquáticos. Dieta semelhante foi observada por Lobón-Cerviá *et al.* (1993) para esta mesma espécie, em riachos do Distrito Federal.

Peixes do gênero *Cichlasoma* são conhecidos por possuírem um largo espectro alimentar, constituído basicamente por matéria vegetal, insetos aquáticos e peixes (Knöppel, 1970; Lowe-McConnell, 1991), apresentando em alguma espécies,

predominância de insetos aquáticos (Martinez-Palacios & Ross, 1988). *C. sanctifranciscense* apresentou dieta semelhante à de outras espécies do grupo, sendo constituída principalmente de insetos aquáticos, além de algas, escamas e detrito em menores proporções.

Família Poeciliidae

Os poecilídeos são primariamente peixes de águas rasas e onívoros (Endler, 1984). *Poecilia hollandii* apresentou forte tendência a onivoria, tendo sua alimentação constituída basicamente por insetos aquáticos, algas e zooplâncton.

As cadeias tróficas dos rios sul-americanos que produzem inundações sazonais caracterizam-se pela importância do material vegetal alóctone (frutos, sementes, etc), insetos e detritos como fonte de alimento para muitas espécies de peixes, e pela presença de um grande número de espécies predadoras (Lowe-McConnell, 1975, 1987; Goulding, 1980; Welcomme, 1985; Machado-Allison, 1990).

Em revisão sobre aspectos tróficos de rios brasileiros, Araújo-Lima *et al.* (1995) observaram que em planícies de inundação a maioria das guildas tróficas encontraram-se bem representadas, sendo que os detritívoros compunham a biomassa mais abundante em 8 dos 10 trabalhos analisados. O consumo de peixes e insetos foi, de maneira geral, bem representado, enquanto que algas filamentosas e microinvertebrados foram pouco consumidos.

Já em planícies de inundação da Amazônia, frutos e sementes também constituem um importante alimento para a comunidade de peixes, sendo consumido por até um terço das espécies (Goulding *et al.*, 1988).

No sistema estudado também foi verificada elevada biomassa de piscívoros, insetívoros e detritívoros. No entanto, da mesma maneira que comunidades de peixes do rio Paraná (Araújo-Lima *et al.*, 1995), frutos e sementes foram consumidos em pequena quantidade e por poucas espécies. Estas diferenças no consumo de frutas estão relacionadas com diferenças regionais na disponibilidade deste alimento. Ao contrário da planície de

inundação do São Francisco, na Amazônia a floresta fica inundada por um longo período e frutifica durante quase todo o ano (Goulding, 1980).

Embora tenha sido um dos principais itens consumidos pelas espécies de peixes de pequeno porte, zooplâncton foi, de maneira geral, um item muito pouco consumido pelas espécies de maior porte. No entanto, na lagoa Juazeiro após a sua recolonização, este item foi consumido por 7% da biomassa de peixes. Este maior consumo de zooplâncton foi realizado principalmente por *T. guentherii*, e ocorreu devido à elevada abundância deste alimento. Nesta lagoa, o processo de ressecamento e posterior preenchimento da área, pelas águas pluviais e fluviais, provocou colonização expressiva dos organismos zooplantônicos que se desenvolveram com densidades elevadas, favorecidos pela disponibilidade de nutrientes, originados da decomposição das plantas aquáticas mortas em seu leito (Dábes, 1996).

Dentre as mudanças sazonais geralmente observadas para as comunidades de peixes tropicais, diferenças na abundância de alimentos entre as estações seca e chuvosa afetam diretamente estas comunidades. Em resposta à estas variações, grande parte das espécies são oportunistas (Lowe-McConnell, 1975; Welcomme, 1985; Nico & Taphorn, 1988), mudando de dieta de acordo com a disponibilidade de alimento (Lowe-McConnell 1964; Welcomme, 1985; Prejs & Prejs, 1987).

Com exceção de *S. brandtii*, não foi observado em nenhuma outra espécie diferenças acentuadas na dieta entre as estações seca e chuvosa. No entanto insetos aquáticos foram consumidos em maior proporção na estação chuvosa, quando este recurso é mais abundante (Wolda, 1988).

Nos trópicos, a principal rota do fluxo energético dos ambientes aquáticos se dá através da cadeia de detritos (Bowen, 1984). Os detritos de uma planície de inundação se originam de macrófitas, fitoplâncton e litter da floresta (Araújo-Lima *et al.*, 1995) sendo que na Amazônia boa parte dos detritos consumidos pelos peixes deriva primariamente do fitoplâncton (Araújo-Lima *et al.*, 1986). A planície de inundação recebe diretamente toda classe de nutrientes do canal principal do rio, sendo este, a maior fonte de compostos inorgânicos dissolvidos. Deste modo, a fertilidade da planície de inundação depende do status nutricional da água e dos sedimentos derivados do rio (Junk *et al.*, 1989). Em lagoas

mais afastadas do canal principal, a entrada de água do rio também carrega detritos provenientes da “lavagem” da vegetação circundante (Neiff, 1990).

Nas lagoas Curral de Vara e Juazeiro, observou-se, ao longo das coletas, diminuição na biomassa de peixes que se alimentam de detritos. A provável perda de qualidade nutricional dos detritos, devido à falta de comunicação com o rio, pode ter afetado as populações de detritívoros, contribuindo para a diminuição da biomassa destas espécies.

Ao contrário das demais lagoas, a biomassa de peixes que se alimentou de macrófitas na lagoa Cajueiro foi sempre superior à que se alimentou de detritos. A elevada abundância de macrófitas submersas nesta lagoa, além de fornecer grandes quantidades deste alimento, deve diminuir o consumo de detritos, já que forma um tapete em toda a extensão do leito da lagoa. Este elevado consumo de vegetais autóctones pela comunidade de peixes não parece ser comum em planícies de inundação (veja Araújo-Lima *et al.*, 1995).

5 - Sobreposição alimentar

Um grande número de espécies de peixes possui a capacidade de mudar seus hábitos alimentares em resposta à mudanças sazonais na disponibilidade de alimento (Gerking, 1994).

Segundo Gerking (1994), especialistas são mais claramente delineados quando a comida é abundante e generalistas quando a comida é escassa. Assim, quanto menor a disponibilidade de recursos, maior a sobreposição alimentar entre todos os peixes de uma comunidade. Isto explicaria o aumento gradual na sobreposição alimentar durante a seca prolongada nas lagoas estudadas. Desta maneira, as espécies da comunidade compartilhariam os mesmos poucos recursos durante a estação seca.

Estudos realizados em savanas tropicais (Lowe-McConnell 1964; 1967; Prejs & Prejs, 1987) e na Amazônia (Goulding, 1980; Bayley, 1988) também apontaram maior sobreposição alimentar na estação seca. No entanto, estes resultados são diferentes daqueles derivados de estudos em riachos tropicais.

Zaret e Rand (1971), trabalhando em riachos de floresta na América Central, observaram que durante a estação seca a redução na quantidade de comida aumenta a necessidade por competição e provoca menor sobreposição através de alimentação mais especializada. Segundo estes autores, isto suportaria o princípio de exclusão competitiva de Gauss, em que duas espécies não podem ocupar exatamente o mesmo nicho, de modo que uma irá sempre ser eliminada pela competição. No entanto, este princípio parece ser contraditório quando a redução da disponibilidade de comida produz muita sobreposição (Lowe-McConnell, 1975).

Assim, algumas comunidades mostram maior sobreposição quando a comida é escassa, enquanto que outras quando ela é abundante. Segundo Goulding (1980), esta aparente contradição mostra como a estrutura das comunidades pode variar entre habitats.

Payne (1986) atribui estas diferenças às diferenças na abundância de alimento durante a estação seca. Em córregos, embora ocorra redução no suprimento de comida na estação seca, o aporte de alimento ainda permanece considerável, permitindo uma segregação ecológica mais elaborada. Por outro lado, nos rios de savana os recursos alimentares ficam muito escassos a ponto de não permitir uma comunidade altamente estruturada, e os peixes devem portanto ser oportunistas durante este período.

Quando comparamos a sobreposição alimentar das espécies invertívoras, observamos que nas três lagoas estudadas, as sobreposições são maiores na estação chuvosa. Nesta estação insetos são mais abundantes. Assim, se considerarmos que este é o alimento preferencial destas espécies, realmente seria esperado maior sobreposição na estação chuvosa.

Goulding (1980) concluiu que, na Amazônia, ocorre maior sobreposição alimentar na estação seca. No entanto, os dados deste autor sugerem que, assim como nas lagoas do médio São Francisco, para uma guilda em particular, ocorre maior sobreposição alimentar na estação chuvosa (Tabela 15). Analisando a sobreposição alimentar entre 9 espécies de piscívoros dos llanos da Venezuela, Winemiller (1989) também encontrou maior sobreposição na estação chuvosa.

Quando analisamos a comunidade como um todo, e uma guilda em particular, encontramos resultados antagônicos, embora coerentes. Assim, o número de guildas

tróficas na comunidade também deve influenciar o resultado das comparações da sobreposição alimentar. Estudos abrangendo uma única guilda, ou animais que se alimentam preferencialmente do mesmo item, tenderiam a encontrar maior sobreposição quando a comida é mais abundante. Por outro lado, estudos envolvendo várias guildas, ou animais que se alimentam de diferentes itens, tenderiam a encontrar maior sobreposição quando a comida é escassa, já que a comunidade compartilharia os mesmos poucos recursos. É interessante notar, que em riachos tropicais onde estudos demonstraram maior sobreposição na estação chuvosa, em geral, existe um número reduzido de guildas tróficas (Vannote *et al.*, 1980).

Tabela 15. Cálculo de sobreposição alimentar para as guildas tróficas de Goulding (1980) em que os dados apresentados permitiam tal comparação. (Os valores utilizados para o cálculo das sobreposições foi o do volume total por item).

Espécies	Estação chuvosa (floresta inundada)	Estação seca (lagos e rios)
Grandes caracídeos comedores de frutos e sementes		
<i>Colossoma macropomum</i> x <i>P. bidens</i>	0.998	0.059
Os <i>Triportheus</i>		
<i>Triportheus elongatus</i> x <i>T. angulatus</i>	0.969	0.422
Pacus comedores de sementes, frutos e folhas		
<i>Mylossoma duriventris</i> x <i>M. albiscopis</i>	1.000	0.000
<i>M. duriventris</i> x <i>Myleus</i> sp.	0.998	0.000
<i>M. albiscopis</i> x <i>Myleus</i> sp.	0.999	0.606

6 - Condição das espécies de peixes

Declínio no fator de condição é usualmente interpretado como diminuição das reservas de energia tais como glicogênio armazenado no fígado ou gordura corporal. Este declínio pode refletir mudanças na atividade alimentar e na disponibilidade de alimentos (Goede & Barton, 1990), ou pode estar ainda, relacionado com o estágio de desenvolvimento gonadal (Le Cren, 1951).

As espécies de desova única são as que apresentam as maiores diferenças na condição, decorrentes do estágio de desenvolvimento gonadal. Nestas espécies, menor condição é encontrada após o período reprodutivo. A reprodução das espécies sul-americanas ocorre em geral de outubro a março, com frequência mais elevada em dezembro e janeiro. O ritmo cíclico de variação do nível fluviométrico é fator preponderante no desencadeamento do processo de maturação gonadal que culmina com a desova (Vazzoler & Menezes, 1992). Nas espécies em que observamos diferenças no fator de condição, a disponibilidade de alimento deve ser o principal fator responsável por este fenômeno, visto que, com exceção de *Leporinus reinhardti*, todas as demais espécies que apresentaram estas diferenças são de desova parcelada e/ou baixo IGS (Lamas, 1993). Além disto, melhor condição foi encontrada sempre, em março, no final do provável período reprodutivo.

Estresse nutricional pode ser causado por quantidade insuficiente ou qualidade inadequada da comida (Talbot, 1993). A estação seca atua como um inverno fisiológico para muitas espécies, quando estas se alimentam pouco e vivem de suas reservas de gordura. Adensadas em poços restritos, onde pouca comida está disponível, numerosas espécies podem ser encontradas dividindo os mesmos recursos alimentares (Lowe-McConnell, 1967). Lowe-McConnell (1975) observou que, em planícies de inundação, peixes onívoros alimentam-se de detritos durante a estação seca, quando outros alimentos são escassos. Estes detritívoros temporários perdem condição à medida que utilizam suas reservas de gordura e proteínas. A estação chuvosa é, nestes ambientes, a principal estação de alimentação (Lowe-McConnell, 1967; 1975; Junk, 1985).

A limitação na oferta de alimento pode, no entanto, afetar de maneira particular grupos de espécies (Bayley, 1988). Nas lagoas estudadas, peixes herbívoros e piscívoros não apresentaram diferenças na condição entre estações. Ao contrário de peixes, insetos são um alimento sazonal (Wolda, 1988). A melhor condição na estação chuvosa, observada para os insetívoros, deve estar ligada à maior abundância deste recurso.

Já uma possível diminuição gradual da qualidade nutricional dos detritos durante o período em que não ocorreu comunicação com águas do rio, pode ter provocado a diminuição progressiva da condição do detritívoro *C. lepidura*.

7 - Características biológicas das espécies extintas localmente

Os peixes tropicais de água doce apresentam grande diversidade na morfologia, fisiologia e atributos ecológicos (Lowe-McConnell, 1987). Segundo Neiff (1990), em planícies de inundação a seleção natural tende a favorecer a permanência e a abundância dos organismos de nicho amplo.

Winemiller (1989) identificou 3 estratégias básicas de reprodução dos peixes sul-americanos de ambientes sazonais: 1) espécies sedentárias com reprodução prolongada e cuidado parental; 2) peixes de pequeno porte com rápida capacidade de colonização e reprodução contínua; 3) peixes de grande porte, elevada fecundidade, com migração reprodutiva e sem cuidado parental.

Nas lagoas Cajueiro e Curral de Vara, onde não ocorreu diminuição drástica do nível da água, as espécies migradores (grupo 3 de Winemiller, 1989) se extinguiram com maior frequência que as demais espécies. Isto se deve ao fato de que além de não reproduzirem nas lagoas, estas espécies, devido ao seu maior porte, são as preferidas pelos pescadores.

Algumas espécies de peixes de planícies de inundação são capazes de suportar os baixos níveis de oxigênio, que frequentemente ocorrem durante a estação seca (Lowe-McConnell, 1975; Junk *et al.*, 1989; Junk & Welcomme, 1990; Machado-Allison, 1990; 1994). Estudando os peixes do lago Camaleão (Amazônia), que apresenta deficiência de oxigênio por longos períodos, Junk *et. al* (1983) observaram que pelo menos 1/4 das espécies coletadas eram capazes de viver em concentrações extremamente baixas de oxigênio.

Das três lagoas estudadas, a tolerância a baixos níveis de oxigênio só foi determinante para a sobrevivência das espécies após diminuição brusca da área, sendo este o caso da lagoa Juazeiro.

Das sete espécies que apresentam algum tipo de adaptação à hipóxia, 4 são capazes de respirar o oxigênio atmosférico: *H. unitaeniatus* respira através da bexiga natatória (Driedzig *et al.*, 1978), *M. etentaculatus* através do estômago (Carter & Beadle, 1931; Kramer *et al.*, 1978), *H. littorale* através do intestino (Carter & Beadle, 1931) e *S.*

marmoratus pelas próprias brânquias (Kramer *et al.*, 1978). *H. littorale*, além de respirar o ar atmosférico pelo intestino, apresenta modificações nas células sanguíneas que garante maior eficiência durante a hipóxia (Acunã & Sanz, 1992). *Hoplias malabaricus*, embora não respire o ar atmosférico, tolera baixas tensões de oxigênio através de baixo metabolismo e tem necessidade de pequena convecção de água para a respiração (Rantin *et al.*, 1992), grande superfície respiratória e alta capacidade anaeróbia (Driedzig *et al.*, 1978; Hachachka *et al.*, 1978).

Em análise de regressão logística, a ausência de espécies em um grupo de comparação faz com que a razão de chance tenda para o infinito. Este é o caso da lagoa Juazeiro, onde nenhuma das espécies com tolerância à níveis baixos de oxigênio se extinguiu localmente, o que levou a razão de chance para níveis da ordem de 10^5 . Assim embora este valor esteja superestimado, ele indica que a adaptação a baixos níveis de oxigênio teve papel fundamental para a sobrevivência das espécies nesta lagoa.

Em nenhuma lagoa foi determinada a influência do tipo de alimentação ou do tamanho máximo das espécies na chance de extinção local. Assim, o número de espécies que se extinguiram em cada classe de tamanho ou de alimentação refletiu uma característica inerente à fauna da lagoa, e não, uma predisposição das espécies à extinção.

8 - Implicações para a conservação e o manejo

A importância das planícies de inundação para os peixes e a pesca nos grandes rios tropicais (Welcomme, 1979; Agostinho & Zalewski, 1995; Bretschko, 1995) torna estes habitats críticos para a conservação e o manejo (Shiomer *et al.*, 1995).

A construção de represas hidrelétricas afeta diretamente as várzeas e lagoas marginais, uma vez que diminui o nível de flutuação das águas do rio (Bernacsek, 1984). Esta mudança é catastrófica para boa parte das espécies de peixes conhecidas, incluindo as espécies que desovam no rio, nas planícies de inundação e as espécies migradoras (Sato *et al.*, 1987; Grubaugh & Anderson, 1988; Woynarovich, 1991; Martinez *et al.*, 1994). A importância das inundações para a manutenção da riqueza de peixes e da pesca comercial

já foi descrita em diversos trabalhos (Welcomme & Hagborg, 1977; Junk & Welcomme, 1990; Neiff, 1990).

A diminuição do nível de flutuação das águas do rio São Francisco provocaria menor frequência de inundação das lagoas marginais. Períodos de seca prolongada, como o estudado, seriam então cada vez mais frequentes. Desta maneira, é provável que boa parte das mudanças na estrutura das comunidades, observadas nas lagoas estudadas, venham a ocorrer na região, caso sejam realizados novos barramentos. Dentre estas consequências destacar-se-iam a diminuição da abundância e da riqueza de espécies de peixes nas lagoas marginais.

Os rios Paracatú, Urucuia e das Velhas são os maiores geradores de cheias no São Francisco, dobrando em apenas 220 km, entre Pirapora e São Francisco, as vazões máximas observadas (Comissão Interministerial de Estudos Para Controle das Enchentes do rio São Francisco, 1980). Desta maneira, além do próprio rio São Francisco, barragens nestes afluentes teriam consequências diretas para a ictiofauna da região.

O aumento do fluxo de água da represa de Três Marias durante o período das chuvas deve ser estudado como alternativa de manejo para a manutenção da inundação anual ou bianual das lagoas marginais da região. Além disto, o estudo das partições de queda de futuros reservatórios deveriam levar em conta a manutenção destas inundações.

Operações desta natureza afetariam diretamente as comunidades de peixes destas lagoas, com consequências positivas para a conservação da ictiofauna e manutenção da pesca na região.

VII - Conclusões

As lagoas marginais do médio São Francisco apresentam uma comunidade rica em espécies de peixes, que correspondem a cerca de 1/3 de toda fauna descrita para a bacia. Foi evidenciada a importância destas lagoas para o ciclo de vida das espécies de peixes da bacia do São Francisco, incluindo as de piracema.

A seca prolongada provocou diminuição gradual da abundância e da riqueza de espécies de peixes das lagoas. Não foi evidenciada correlação significativa entre a riqueza e a área, perímetro e a forma das lagoas.

Os peixes das lagoas alimentam-se principalmente de peixes, macrófitas, invertebrados e detritos, sendo que a biomassa dos consumidores de cada um destes itens varia entre lagoas. A biomassa de consumidores piscívoros e herbívoros não variou entre estações, a de invertívoros foi maior na estação chuvosa e a de detritívoros declinou ao longo da seca prolongada.

A sobreposição alimentar entre todos os peixes da comunidade aumentou ao longo da seca prolongada. Já a sobreposição alimentar entre os invertívoros foi maior na estação chuvosa.

Algumas espécies invertívoras estiveram mais pesadas nas coletas da estação chuvosa. Já *C. lepidura*, detritívora, apresentou melhor condição nas duas primeiras coletas, em relação às duas últimas.

Nas lagoas Curral de Vara e Cajueiro as espécies de piracema se extinguíram localmente com maior frequência que as demais espécies. Já na lagoa Juazeiro, onde ocorreu redução acentuada da área, as espécies com tolerância a hipóxia foram as com menor probabilidade de extinção local.

De maneira geral, este estudo suporta princípio de que o pulso de inundação é a principal força que controla a biota em rios de planície de inundação, sendo fundamental para a manutenção das comunidades de peixes das lagoas marginais.

VIII - Bibliografia

- ACUÑA, M.L. & SANZ, M. 1992. Estudio preliminar sobre las variaciones de la citomorfología sanguínea del pez de agua dulce *Hoplosternum littorale* sometido a hipoxia experimental. Acta. Biol. Venez., 13: 53-63.
- AGOSTINHO, A.A. & ZALEWSKI, M. 1995. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Parana River, Brazil. Hidrobiologia, 303: 141-148.
- ALLAN, D.-J. 1995. Stream ecology: structure and function of running waters. Chapman & Hall, London, 388p.
- ALMEIDA, R.G. 1984. Biologia alimentar de três espécies de *Triportheus* (Pisces: Characoidei, Characidae) do lago do Castanho, Amazonas. Acta Amazônica, 14: 48-76.
- ALMEIDA, V.L.L.; RESENDE, E.K.; LIMA, M.S. & FERREIRA, C.J.A. 1993. Dieta e atividade alimentar de *Prochilodus lineatus* (Characiformes, Prochilodontidae) no Pantanal do Miranda-Aquidauana, Mato Grosso do Sul, Brasil. Revista UNIMAR, 15: 125-141.
- ANDRIAN, I.F. & BARBIERI, G. 1996. Espectro alimentar e variações sazonal e espacial na composição da dieta de *Parauchenipterus galeatus* Linnaeus, 1766, (Siluriformes, Auchenipteridae) na região do reservatório de Itaipu, PR. Rev. Bras. Biol., 56: 409-422.
- ANDRIAN, I.F.; TORRENTE, G. & FERRETTI, C.M.L. 1994a. Atividade alimentar das piavas *Schizodon borelli* (Boulenger, 1900) e *S. altoparanae* Garavello & Britski, 1990 (Characiformes, Anostomidae), na planície de inundação do alto Rio Paraná (22°40'-22°50'S/53°15'-53°40'W), Brasil. Revista UNIMAR, 16: 107-116.
- ANDRIAN, I.F.; COSTA DÓRIA, C.R.; TORRENTE, G. & FERRETTI, C.M.L. 1994b. Espectro alimentar e similaridade na composição de dieta de quatro espécies de *Leporinus* (Characiformes, Anostomidae), do Rio Paraná (22°10'-22°50'S/53°10'-53°40'W), Brasil. Revista UNIMAR, 16: 97-106.
- ANGERMEIER, P.L. 1995. Ecological attributes of extinction-prone species: loss of freshwater fishes of Virginia. Conservation Biology, 9: 143-158.
- ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M.; AGOSTINHO, A.A. & FABRÉ, N.N. 1995. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In: TUNDISI, J.D.; BICUDO, C.E.M. & MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnology in Brazil. Rio de Janeiro, ABC/SBL. pp. 105-136.

- ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M.; FORSBERG, B.R.; VICTORIA, R. & MARTINELLI, L. 1986. Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon. Science, 234: 1256-1258.
- BARBIERI, G. & BARBIERI, M.C. 1984. Note on nutritional dynamics of *Gymnotus carapo* (L.) from the Lobo Reservoir, São Paulo State, Brazil. J. Fish. Biol., 24: 351-355.
- BARBOUR, C.D. & BROWN, J.H. 1974. Fish species diversity in lakes. Am. Nat., 108: 473 - 489.
- BAREL, C.D.N.; DORIT, R. & GREENWOOD, P.H. 1985. Destruction of fisheries on Africa's lakes. Nature, 315: 19-20.
- BASTOS, J.A.M. 1956. Consumo e taxa mínima de oxigênio do apaiari "Astronotus ocellatus" (Spix); cangati "Trachycorystes" sp. e corvina, "Plagioscion squamosissimus" (Heckel). Rev. Bras. Biol., 16: 103-114.
- BAYLEY, P.B. 1988. Factors affecting growth rates of young tropical fishes: seasonality and density-dependence. Environmental Biology of Fishes, 21: 127-142.
- BEDÊ, L.C; SANTOS, G.B; ALVES, C.B.M. & PELLI, A. 1993. Alimentação de peixes do reservatório da Pampulha, Belo Horizonte, MG, com ênfase na malacofagia. Revista Ceres, 40: 429-437.
- BERNACSEK, G.M. 1984. Guidelines for dam design and operation to optimize fish production in impounded river basins (based on a review of the ecological effects of large dams in Africa). CIFA Tech Pap, 11: 1-98.
- BONETTO, A.A.; CORDIVIOLA de YUAN, E.; PIGNALBERI, C. & OLIVEROS, O. 1969. Ciclos hidrológicos del río Parana y las poblaciones de peces contenidas en las cuencas temporarias de su valle de inundación. Physis, 78: 213-223.
- BOWEN, S.H. 1984. Detritivory in neotropical fish communities. Environ. Biol. Fishes, 9: 59-66.
- BRAGA, A.R. 1964. Disponibilidade de peixes em poços do rio São Francisco. Bol. Soc. Cear. Agron., 5: 77-86.
- BRAGA, A.R. 1981. Ecologia e etologia das piranhas do nordeste do Brasil (Pisces - Serrasalmus Lacépède, 1803). Fortaleza, DENOCS. 268p.
- BRAGA, F.M.S. 1990. Aspectos da reprodução e alimentação de peixes comuns em um trecho do rio Tocantins entre Imperatriz e Estreito, Estados do Maranhão e Tocantins, Brasil. Rev. Bras. Biol., 50: 547-558.
- BRETSCHKO, G. 1995. River/land ecotones: scales and patterns. Hidrobiologia, 303: 83-91.

- BRITSKI, H.A.; SATO, Y. & ROSA, A.B.S. 1988. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias (com chave de identificação para os peixes da bacia do São Francisco). Brasília, Câmara dos Deputados/ CODEVASF, 143p.
- BUGENYI, F.W.B. 1991. Ecotones in a changing environment: management of adjacent wetlands for fisheries production in the tropics. Verh. Internat. Verein. Limnol., 24: 2547-2551.
- CARTER, G.S. & BEADLE, L.C. 1931. The fauna of the swamps of the Paraguayan Chaco in relation to its environment - II. Respiratory adaptations in the fishes. J. Limn. Soc., London (Zool), 37: 327-368.
- CASTRO, I. 1988. Observações preliminares sobre o espectro alimentar de *Curimatella lepidura* Eignmann & Eigenmann, 1889 (Piscis, Curimatidae), da represa de Três Marias. In: Coletânea de resumos dos encontros da Associação Mineira de Aquicultura; 1982-1987. Brasília, CODEVASF, p. 20.
- CATELLA, A.C. & TORRES, G.E. 1984. Observações sobre o espectro e estratégia alimentar do peixe-cachorro *Acestrorhynchus lacustris* (Reinhardt, 1974) (Characidae, Acestrorhynchinae) do reservatório de Três Marias, Rio São Francisco, MG. In: Anais do IV Seminário Regional de Ecologia de São Carlos. Universidade Federal de São Carlos. p. 103-125.
- CATELLA, A.C. 1992. Estrutura da comunidade e alimentação dos peixes da Baía do Onça, uma lagoa do Pantanal do rio Aquidauana, MS. Campinas, UNICAMP 1992. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade Estadual de Campinas. 215p.
- CHAPMAN, L.J. & CHAPMAN, C.A. 1993. Fish populations in tropical floodplain pools: a re-evaluation of Holden's data on the River Sokoto. Ecology of Freshwater fishes, 2: 23-30.
- COMISSÃO INTERMINISTERIAL DE ESTUDOS PARA CONTROLE DAS ENCHENTES DO RIO SÃO FRANCISCO. 1980. Relatório. s. n. 193p.
- CONNOR, E.F. & McCOY, E.D. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. The American Naturalist, 113: 791-833.
- CORDIVIOLA de YUAN, E. & HASSAN, C.P. 1989. Ichthyological studies in la Cuarentena Lagoon (Carabajal Island), Paraná river: density of *Prochilodus platensis* Holmberg (Curimatidae). Hidrobiologia, 183: 43-46.
- CORDIVIOLA DE YUAN, E. 1992. Fish populations of lentic environments of the Paraná River. Hydrobiologia, 237: 159-173.
- COURTENAY Jr., W.R. & STAUFFER Jr., J.R. 1984. Distribution, biology and management of exotic fishes. The Johns Hopkins University Press. Baltimore. 430p.

- DÁBES, M.B.G.S. 1996. Composição da microfauna (plâncton e pleuston) das lagoas Cajueiro, Curral de Vara e Juazeiro. IN: Godinho, H.P. Inventário das lagoas marginais do Rio São Francisco, na região do projeto Jaiba. CODEVASF/UFMG, B. Horizonte/MG.
- DELARIVA, R.L.; AGOSTINHO, A.A.; NAKATANI, K. & BAUMGARTNER, G. 1994. Icthyofauna associated to aquatic macrophytes in the upper Paraná river floodplain. UNIMAR 16: 41-60.
- DIEGUES, A.C. 1994. An inventory of Brazilian wetlands. IUCN, Glang, Switzerland. 224p.
- DRIEDZIC, W.R.; PHLEGER, C.F.; FIELDS, J.H.A. & FRENCH, C. 1978. Alterations in energy metabolism associated with the transition from water to air breathing in fish. Can. J. Zool., 56: 730-735.
- ENDLER, J.A. 1984. Natural and sexual selection on color patterns in poeciliid fishes. Environ. Biol. Fishes, 10: 95-111.
- ESTEVES, K.E. & GALETTI Jr., P.M. 1994. Feeding ecology of *Moenkhausia intermedia* (Pisces, Characidae) in a small oxbow lake of Mogi-Guaçu River, São Paulo, Brazil. Verh. Internat. Verein. Limnol., 25: 2198-2204.
- FACCIO, I. & TORRES, G.E. 1988. Regime alimentar de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) e *H. lacerdae* (Ribeiro, 1907) (Pisces, Erythrinidae) do reservatório de Três Marias, Rio São Francisco, MG. In: Coletânea de resumos dos encontros da Associação Mineira de Aquicultura; 1982-1987. Brasília, CODEVASF, p. 64.
- FERGUSON, M.M. 1990. The genetic impact of introduced fishes on native species. Can. J. Zool., 68: 1053-1057.
- FLEISS, J.R. 1981. Statistical methods for rates and proportions. (2nd ed). John Wiley & Sons, New York, 321p.
- FUGI, R. & HAHN, N. 1991. Espectro alimentar e relações morfológicas com o aparelho digestivo de três espécies de peixes comedores de fundo do Rio Paraná, Brasil. Rev. Bras. Biol., 51: 873-879.
- GERKING, S.D. 1994. Feeding ecology of fish. Academic Press, San Diego. 416p.
- GILLER, P.S. 1984. Community structure and the niche. Chapman & Hall, London, 176p.
- GODINHO, A.L.; FONSECA, M.T. & ARAÚJO, L.M. 1994. The ecology of predator fish introductions: the case of Rio Doce valley lakes. In: PINTO-COELHO, R.; GIANI, A. & VON SPERLING, E (Ed). Ecology and human impacts on lakes and reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies. Belo Horizonte. p. 77-83.

- GODINHO, A.L. 1993. E os peixes de Minas em 2010? Ciência Hoje, 16: 44-49.
- GODINHO, H.P., MIRANDA M.O.T., GODINHO, A.L. & SANTOS, J.E. Pesca e biologia do surubim (*Pseudoplatystoma coruscans*) no rio São Francisco, em Pirapora, MG. Bol. Tec. CEPTA, Pirassununga, no prelo.
- GOEDE, R.W. & BARTON, B.A. 1990. Organismic indices and autopsy-based assesment as indicators of helth and condition of fish. American Fisheries Society Symposium, 8: 93-108.
- GOLDSTEIN, R.J. 1988. Cichlids of the world. Neptune City, T. F. H. 382p.
- GOSLINE, W.A. 1940. A revision of the neotropical catfishes of the family Callichthyidae. Stanford Ichth. Bull., 2: 1-36.
- GOULDING, M. & CARVALHO, M.L. 1982. Life history and management of the tambaqui (*Colossoma macropomum*, Characidae): an important Amazonian food fish. Rev. Bras. Biol., 1: 107-133.
- GOULDING, M. 1980. The fishes and the forest. Explorations in Amazonian natural history. University of California Press. Berkeley. 280p.
- GOULDING, M.; CARVALHO, M.L. & FERREIRA, E.G. 1988. Rio Negro: rich life in poor water. The Hague: SBC Academic Publishing, 200p.
- GRECO, M.B. 1996. Levantamento e biomassa das macrófitas aquáticas das lagoas Juazeiro, Cajueiro e Curral de Vara. IN: Godinho, H.P. Inventário das lagoas marginais do Rio São Francisco, na região do projeto Jaíba. CODEVASF/UFMG, B. Horizonte/MG.
- GRIFFITHS, D. 1975. Prey availability and the food of predators. Ecology, 56: 1209-1214.
- GRUBAUGH, J.W & ANDERSON, R.V. 1988. Spatial and temporal availability of floodplain habitat: long-term changes at pool 19, Mississippi River. American Midland Naturalist, 119: 402-411.
- HALYC, L.C. & BALON, E.K. 1983. Structure and ecological production of the fish taxocene of a small floodplain system. Can. J. Zool., 61: 2446-2464.
- HOCHACHKA, P.W.; GUPPY, M.; GUDERLEY, H.E.; STOREY, K.B. & HULBERT, W.C. 1978. Metabolic biochemistry of water-vs. air-breathing fishes: muscle ensymes and ultraestructure. Can. J. Zool., 56: 736-750.
- HOSMER, D.W. & LEMESHOW, S. 1989. Applied logistic regression. J. Wiley, New York. 307p.

- JUNK, W.J. & WELCOMME, R.L. 1990. Floodplains. In: PATTEN, B. C. Wetlands and shallow continental waters bodies. vol 1. SPB Academic Publishing, The Netherlands. p. 491-524.
- JUNK, W.J. 1973. Investigations on the ecology production - biology of the "floating meadows" (*Paspalo-Echinochloetum*) on the Middle Amazon. Amazoniana, 4: 9-102.
- JUNK, W.J. 1985. Temporary fat storage, an adaptation of some fish species to the waterlevel fluctuations and related environment changes of Amazon river. Amazoniana, IX: 315-351.
- JUNK, W.J.; SOARES, G.M. & CARVALHO, F.M. 1983. Distribution of fish species in a lake of the Amazon river floodplain near Manaus (lago Camaleão), with special reference to extreme oxygen conditions. Amazoniana, 7: 397-431.
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B. & SPARKS, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 106: 110-127.
- KACHIGAN, S.K. 1982. Multivariate Statistical Analysis. Radius Press, New York. 297p.
- KAWAKAMI, E. & VAZZOLER, G. 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado ao estudo de alimentação de peixes. Bolm. Inst. Oceanogr. S. Paulo, 29: 205 - 207.
- KENT, C. & WONG, J. 1982. An index of litoral zone complexity and its measurement. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 39: 847-853.
- KNOPEL, H.A. 1970. Food of Central Amazonian Fishes. Contribution to the nutrient-ecology of Amazonian rain-forest-streams. Amazoniana, II: 257-352.
- KRAMER, D.L.; LINDSEY, C.C.; MOODIE, G.E.E. & STEVENS, E.D. 1978. The fishes and the aquatic environment of the central Amazon basin, with particular reference to respiratory patterns. Can. J. Zool., 56: 717-729.
- KREBS, C.J. 1989. Ecological methodology. Harper & Row, London, 654p.
- KULLANDER, S.O. 1983. A revision of the South American cichlid genus *Cichlasoma* (Teleostei: Cichlidae). The Swedish Museum of Natural History, Sweden. 296p.
- LAMAS, I.R. 1993. Análise de características reprodutivas de peixes de água doce, com ênfase no local de desova. Belo Horizonte, UFMG. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) - Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais. 72p.
- LE CREN, E.D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). Ecology, 20: 201-209.

- LOBÓN-CERVIÁ, J.; UTRILLA, C.G.; QUEROL, E. & PUIG, M.A. 1993. Population ecology of pike-cichlid, *Crenicichla lepidota*, in two streams of the Brazilian Pampa subject to a severe drought. J. Fish. Biol., 43: 537-557.
- LOMOLINO, M.V. 1989. Interpretations and comparisons of constants in the species-area relationship: an additional caution. The American Naturalist, 133: 277-280.
- LOWE-McCONNELL, R.L. 1964. The fishes of Rupunini savanna district of British Guiana, South America. Part 1: Ecological groupings of fish species and effects of the seasonal cycle on the fish. J. Limn. Soc. (Zool.), 45: 103-144.
- LOWE-McCONNELL, R.L. 1967. Some factors affecting fish populations in Amazonian waters. Atas do Simpósio sobre a Biota Amazônica, 7: 177-186.
- LOWE-McCONNELL, R.L. 1975. Fish communities in tropical freshwaters, Longman, London and New York, 337p.
- LOWE-McCONNELL, R.L. 1987. Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge University Press, London. 382p.
- LOWE-McCONNELL, R.L. 1991. Ecology of cichlids in South American and African waters, excluding the African Great Lakes. In: KEENLEYSIDE, M. H. A. Cichlid fishes: behaviour, ecology and evolution. London, Chapman & Hall. p. 60-85.
- MACHADO-ALLISON, A. 1971. Contribucion al conocimiento de la taxonomia del genero *Cichla* (Perciformes: Cichlidae) en Venezuela. Parte I. Acta Biol. Venez., 7: 459-497.
- MACHADO-ALLISON, A. 1990. Ecologia de los peces de las areas inundables de los llanos de Venezuela. Interciência, 15: 411-423.
- MACHADO-ALLISON, A. 1994. Factors affecting fish communities in the flooded plains of Venezuela. Acta Biol. Venez., 15: 59-75.
- MAGO-LECCIA, F. 1970. Estudios preliminares sobre la ecologia de los peces de los llanos de Venezuela. Acta Biol. Venez., 7: 71-102.
- MAGURRAN, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Croom HEBN, London. 179p.
- MARLIER, G. 1967. Ecological studies on some lakes of the Amazon Valley. Amazoniana, 1: 91-115.
- MARTINEZ, P.J.; CHART, T.E.; TRAMMELL, M.A.; WULLSCHLEGER, J.G. & BERGERSEN, E.P. 1994. Fish species composition before and after construction of a main stem reservoir on the White River, Colorado. Env. Biol. Fish., 40: 227-239.

- MARTINEZ-PALACIOS, C.A. & ROSS, L.G. 1988. The feeding ecology of the Central American cichlid *Cichlasoma urophthalmus* (Gunther). J. Fish. Biol., 33: 665-670.
- MENEZES, N.A. 1969. The food of *Brycon* and three closely related genera of the tribe Acestrorhynchinae. Papéis Avulsos Zool. S. Paulo, 22: 217-223.
- MENEZES, R.S. 1956. Pesca e piscicultura no vale do São Francisco. Boletim da Secret. da Agricultura., Industr. e Comércio do Est. de Pernambuco, 23: 43-105.
- MENEZES, R.S. 1973. Pesquisa de pesca e piscicultura no rio São Francisco - levantamento das realizações anteriores e perspectivas futuras. Fortaleza, Convênio DNOC/S/CHESF/SUDEPE, Doc. Téc. n. 1. 36p.
- MENIN, E. & MIMURA, O.M. 1992. Anatomia funcional comparativa do estômago de três peixes Teleostei de hábito alimentar onívoro. Revista Ceres, 39: 233-260.
- MERRON, G. & BRUTON, M. 1993. Changes in fish communities of the Phongolo floodplain, Zululand (South Africa) before, during and after a severe drought. Regulated Rivers: research & management, 8: 335-344.
- MESCHIATTI, A.J. 1992. Alimentação da comunidade de peixes de uma lagoa marginal do Rio Mogi-guaçu, SP. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, 120p.
- MILLER, D.J. 1989. Introduction and extinction of fishes in African great lakes. Tree, 4: 56-59.
- MOL, J.H. 1995. Ontogenetic diet shifts and diet overlap among three closely related neotropical armoured catfishes. J. Fish Biol., 47: 788-807.
- MUNKITTRICK, K.R.E. & DIXON, D.G. 1989. A holistic approach to ecosystem health assesment using fish populations characteristics. Hydrobiologia, 188/189: 123-135.
- NEIFF, J.J. 1990. Ideas para la interpretacion ecologica del Parana. Interciencia, 15: 424-441.
- NICO, L.G. & TAPHORN, D.C. 1988. Food habits of piranhas in the low llanos of Venezuela. Biotropica, 20: 311-321.
- NOMURA, H. 1975. Alimentação de três espécies de peixes do gênero *Astyanax* Baird & Girard, 1854 (Osteichthyes, Characidae) do rio Mogi-Guaçu, SP. Rev Bras. Biol., 35: 595-614.
- NOMURA, H. 1976. Fecundidade e hábitos alimentares da piava *Leporinus copelandi* Steindachner, 1875 do rio Mogi-Guaçu, SP. (Osteichthyes, Anostomidae). Rev. Bras. Biol., 36: 269-273.

- NOMURA, H.; POZZI, R. & MANREZA, F.A. 1972. Caracteres merísticos e dados biológicos sobre o mandí-amarelo, *Pimelodus maculatus* (Bloch, 1782), do rio Mogi-Guaçu (Piscis, Pimelodidae). Rev. Bras. Biol., 32: 1-14.
- OLIVEIRA, J.C. 1991. Presença de *Hoplosternum* (Teleostei, Siluriformes, Callichthyidae) nas bacias do São Francisco, Paraíba do Sul e Alto Paraná: primeiro registro e comentário. In: Encontro Brasileiro de Ictiologia, IX, 1991, Maringá. Resumos...; Maringá, Universidade Estadual de Maringá. p. 118.
- PAYNE, A.I. 1986. The ecology of tropical lakes and rivers. John Wiley e Sons, Chichester, 301p.
- PLANVASF. 1986. Plano Diretor para o Desenvolvimento do Vale do São Francisco. Brasília. 80p.
- PLANVASF. 1989. Programa para o desenvolvimento da pesca e da aquicultura. Brasília, Plano Diretor para o Desenvolvimento do Vale do São Francisco. 192p.
- POMPEU, P.S. & GODINHO, A.L. 1994. Efeito da introdução do tucunaré e da piranha na alimentação da traíra nas lagoas do Médio Rio Doce. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 2. Londrina. Resumos..., Londrina, Sociedade de Ecologia do Brasil. p.276.
- POWER, M.E. 1984. The importance of sediment in the grazing ecology and size class interactions of an armored catfish, *Ancistrus spinosus*. Environ. Biol. Fishes, 10: 173-181.
- PREJS, A. & PREJS, K. 1987. Feeding of tropical freshwater fishes: seasonality in resource availability and resource use. Oecologia, 71: 397-404.
- RANTIN, F.T.; KALININ, A.L.; GLADD, M.L. & FERNANDES, M.N. 1992. Respiratory responses to hypoxia in relation to mode of life of two erythrinid species (*Hoplias malabaricus* and *Hoplias lacerdae*). J. Fish Biol., 41: 805-812.
- REIS, R.E. Laboratorio de Ictiologia, Museu de Ciências da PUCRS. Caixa Postal 1429, CEP - 90620-900, Porto Alegre, RS., Brasil.
- RICKER, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, 191: 1-382.
- RYDER, R.A. 1978. Fish yield assessment of large lakes and reservoirs - a prelude to management. In: GERKING, S. D. Ecology of freshwater fish production. Blackwell Scientific Publications, Oxford. p. 403-446.

- SABARÁ, M.G. 1996. Parâmetros limnológicos básicos, produtividade primária do fitoplâncton, concentração de clorofila-a e nutrientes dissolvidos nas Lagoas Juazeiro, Cajueiro e Curral de Vara. IN: Godinho, H.P. Inventário das lagoas marginais do Rio São Francisco, na região do projeto Jaíba. CODEVASF/UFGM, B. Horizonte/MG.
- SANTOS, G.M. 1981. Estudos da alimentação e hábitos alimentares de *Schizodon fasciatus* Agassiz, 1829, *Rhytiodus microlepis* Kner 1859 e *Rhytiodus argenteofuscus* Kner 1859, do lago Janauacá-AM. (Osteichthyes, Characoidei, Anostomidae). Acta Amazônica, 11: 267-283.
- SAS, 1985. SAS user's guide; statistic version, 5 edition. Cary, NC, SAS Institute Inc.. 956p.
- SATO, Y.; CARDOSO, E.L. & AMORIM, J.C.C. 1987. Peixes das lagoas marginais do São Francisco a montante da represa de Três Marias (Minas Gerais). CODEVASF, Brasília, 42p.
- SAZIMA, I. & CARAMASCHI, E.P. 1989. Comportamento alimentar de duas espécies de *Curimata*, sintópicas no Pantanal do Mato Grosso (Osteichthyes, Characiformes). Rev. Bras. Biol., 49: 325-333.
- SAZIMA, I. & MACHADO, F.A. 1990. Underwater observations of piranhas in western Brazil. Environmental Biology of Fishes, 28: 17-31.
- SAZIMA, I. 1984. Scale-eating in characoids and other fishes. Environ. Biol. Fishes, 10: 9-23.
- SHIEMER, F.; ZALEWSKI, M. & THORP, J.E. 1995. Land/inland water ecotones: intermediate habitats critical for conservation and management. Hidrobiologia, 303: 259-264.
- SILVA, A.C. & TORRES, G.E. 1988. Alimentação natural do *Leporinus piau* Fowler, 1941 (Piscis, Anostomidae) do reservatório de Três Marias, rio São Francisco, MG. In: Coletânea de resumos dos encontros da Associação Mineira de Aquicultura; 1982-1987. Brasília, CODEVASF, p. 64.
- SOUZA, M.R.F. 1988. Observações sobre o espectro alimentar de *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Osteichthyes, Siluriformes, Pimelodidae) da represa de Três Marias, MG. In: Coletânea de resumos dos encontros da Associação Mineira de Aquicultura; 1982-1987. Brasília, CODEVASF, p. 18.
- TALBOT, C. 1993. Some aspects of the biology of feeding and growth in fish. Proceedings of the Nutrition Society, 53: 403-416.

- TRAVASSOS, H. 1960. Catálogo dos peixes do vale do rio São Francisco. Bol. Soc. Cear. Agron., 1: 1-66.
- VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R. & CUSHING, C.E. 1980. The river continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37: 130-137.
- VAZZOLER, A.E.A.M. & MENEZES, N.A. 1992. Síntese de conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysi). Rev. Bras. Biol., 52: 627-640.
- WELCOMME, P.L. 1979. Fisheries ecology of floodplain rivers. Longman Inc, New York. 317p.
- WELCOMME, R.L. & HAGBORG, D. 1977. Towards a model of a floodplain fish population and its fishery. Env. Biol. Fish., 2: 7-24.
- WELCOMME, R.L. 1985. River Fisheries. FAO Fish. Tech Pap., 262: 1-330.
- WELCOMME, R.L. 1990. Status of fisheries in South American rivers. Interciencia, 15: 337-345.
- WINEMILLER, K.O. 1987. Feeding and reproductive biology of the currito, *Hoplosternum littorale* in the Venezuelan llanos with comments on the possible function of the enlarged male pectoral spines. Environ. Biol. Fishes, 20: 219-227.
- WINEMILLER, K.O. 1989. Ontogenetic diet shifts and resource partitioning among piscivorous fishes in the Venezuelan llanos. Environ. Biol. Fishes, 26: 177-199.
- WOLDA, H. 1988. Insect seasonality: why? Ann. Rev. Ecol. Sys., 19: 1-18.
- WOYNAROVICH, E. 1991. The hydroelectric power plants and the fish fauna. Verh. Internat. Verein. Limnol., 24: 2531-2536.
- YABE, R.S & BENNEMANN, S.T. 1994. Regime alimentar de *Schizodon intermedius* Garavello & Britski do Rio Tibagi, Paraná, e sua relação com algumas características morfológicas do trato digestivo. Rev. Bras. Zool., 11: 777-788.
- ZARET, T.M. & PAINE, R.T. 1973. Species introduction in a tropical lake. Science, 182: 449-455.
- ZARET, T.M. & RAND, A.S. 1971. Competition in tropical stream fishes: support for the competitive exclusion principle. Ecology, 52: 336-342.
- ZARET, T.M. 1980. Life history and growth relationships of *Cichla ocellaris*, a predatory South American cichlid. Biotropica, 12: 144-157.

