

Anelise Marcos de Assumpção

Interações tróficas de representantes da ictiofauna introduzida e nativa, na fase jovem, em lagos do Vale do rio Doce-MG.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientadora: Prof^a Dr^a Arnola Cecília Rietzler

São Carlos - SP

2005

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

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

A851i Assumpção, Anelise Marcos de
Interações tróficas de representantes da ictiofauna
introduzida e nativa, na fase jovem, em lagos do Vale
do rio Doce-MG / Anelise Marcos de Assumpção. -- São
Carlos, 2005.

Dissertação (Mestrado) -- Escola de Engenharia de
São Carlos-Universidade de São Paulo, 2005.
Área: Ciências da Engenharia Ambiental.
Orientador: Prof^a. Dr^a. Arnola Cecília Rietzler.

1. Ictiofauna. 2. Espécies introduzidas e nativas.
3. Lagos do Vale do Rio Doce, MG. 4. Conteúdo
estomacal. 5. Seletividade alimentar. 6. Eficiência
alimentar. I. Título.

Dedico este trabalho a meus pais, que dedicaram suas vidas à formação da minha, ao meu marido Fabiano e à minha filha Isabella pelo amor, incentivo e compreensão.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela concessão da bolsa de mestrado e apoio financeiro para a realização desta pesquisa;

Ao Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Biodiversidade Brasileira (PROBIO), no qual este trabalho está inserido;

À Prof^a Dr^a Arnola Cecília Rietzler, pela amizade, orientação e apoio em todas as etapas deste trabalho;

Ao Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espindola, pela colaboração, disponibilização de seus laboratórios, leitura, correção e sugestões para melhoria deste trabalho;

À Prof^a Dr^a Odete Rocha, também pela disponibilização de seus laboratórios e materiais, além da colaboração no desenvolvimento deste trabalho;

Às Prof^{as} Dr^{as} Nelsy Fenerich Verani e Prof^a Dr^a Márcia Noélia Eler, pelas considerações na fase inicial deste trabalho;

À Prof^a Dr^a Lúcia Helena Sipaúba Tavares pela leitura correção e sugestões para melhoria deste trabalho;

Ao Dr. Marcelo Vasconcellos e aos funcionários do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da Universidade Federal de São Carlos, em especial ao Dr. José Valdecir de Lucca, Airton Santos Soares e Luiz pelo, grande apoio nas coletas e preparo dos materiais;

Ao Dr. Evandro Matteus Moretto, Dr. Paulo Pamplin, Dr^a Rosângela, Renata e Katiúscia, pela identificação das espécies;

À Dr^a Fernanda Marciano, pela análise estatística dos dados;

À secretária Claudete, do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, pela ajuda e atenção, nos momentos mais críticos;

Ao Achilles Guilardi pela ajuda e atenção no pólo computacional do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada;

À bibliotecária Mara, do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, pela ajuda no período de revisão bibliográfica;

Às amigas da república Daniela e Sabrina Ferreira Lauritto, pela constante companhia.

Aos amigos do curso Érica, Daiane, Julieta, Andrea, Aline, Viviane, Domingo Sávio, Luiz Felipe, Ricardo, Ozelito, Daniel, Orlando Paulino e Jair, pelas boas horas de descontração que, de uma forma ou de outra, contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho;

Ao Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo e toda sua equipe de estudos limnológicos pela aprendizagem e incentivo no estudo desta ciência;

Aos meus pais e irmãos pelo valioso auxílio e incentivo;

À minha filha Isabella, por sua doçura, alegria, carinho e colaboração;

Ao meu marido, pelo apoio, incentivo e compreensão;

Enfim, a todos que estiveram envolvidos comigo durante este tempo e que, de uma forma ou de outra, contribuíram para o meu crescimento profissional e pessoal,

Muito obrigada!

RESUMO

ASSUMPÇÃO, A. M. **Interações tróficas de representantes da ictiofauna introduzida e nativa, na fase jovem, em lagos do Vale do rio Doce-MG.** Dissertação de Mestrado da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade De São Paulo, São Carlos, 2005.

Estudos realizados no sistema lacustre do Vale do rio Doce revelam um empobrecimento da ictiofauna após a introdução das espécies alóctones tucunaré (*Cichla ocellaris*) e piranha (*Pygocentrus nattereri*). Estas espécies, na fase adulta, não apresentam nenhum predador ou competidor efetivo nos ambientes estudados. Neste contexto e visando contribuir para medidas de manejo e prevenção de impactos com a introdução de espécies, este estudo objetivou conhecer a alimentação e avaliar, por meio de experimentos em laboratório, a seletividade alimentar e eficiência de alevinos destas duas espécies introduzidas na captura de invertebrados planctônicos comparadas a *Astyanax cf bimaculatus* e *Geophagus brasiliensis* (espécies nativas). Os alevinos, capturados em diferentes lagoas, foram medidos, pesados e tiveram seus estômagos analisados. A seletividade alimentar foi calculada através do índice de seletividade qualitativa de IVLEV (1961) e o índice da razão de procura por alimento (FRi) de EDMONDSON e WINBERG (1971). A eficiência alimentar dos alevinos foi calculada e comparada através das taxas de predação. *G. brasiliensis*, *A. cf bimaculatus* e *C. ocellaris* apresentaram alimentação variada, baseada em itens de origem animal e vegetal. *G. brasiliensis* apresentou maior variação de itens alimentares baseado principalmente em organismos zooplânctônicos, enquanto *C. ocellaris* e *A. cf bimaculatus* consumiram essencialmente insetos. Os coeficientes de sobreposição alimentar foram significativos para *G. brasiliensis*, *A. cf bimaculatus* e *C. ocellaris*, indicando elevada similaridade na alimentação destas espécies. Entretanto, não foram significativos para *P. nattereri*, devido ao hábito exclusivamente carnívoro, desde a fase jovem. As taxas de predação diferiram significativamente na presença de outros alevinos e em diferentes concentrações de presas. Os alevinos de *C. ocellaris*, *P. nattereri* e *A. cf bimaculatus* foram mais eficientes na captura de presas ágeis, tais como copépodos adultos, comparados a *G. brasiliensis*, indicando boa adaptação na detecção, caça e sucesso na perseguição da presa, desde a fase jovem. A diversidade de peixes, amostrados na fase de alevinos, foi baixa nos diferentes ambientes estudados, não tendo sido coletadas espécies nativas nos lagos com presença de espécies introduzidas, indicando que as espécies nativas tem sido afetadas não apenas pela presença de competidores, mas também de predadores, desde a fase jovem.

Palavras-chave: lagos do Vale do rio Doce-MG; ictiofauna; espécies introduzidas e nativas; conteúdo estomacal; seletividade alimentar; eficiência alimentar.

ABSTRACT

ASSUMPÇÃO, A. M. Trophic interactions of introduced and native ichthyofauna juvenile representatives, in Vale do rio Doce lakes, Minas Gerais State. **Dissertação de Mestrado da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade De São Paulo, São Carlos, 2005**

Studies accomplished in the lacustrine environment of Vale do rio Doce show a decrease of the ichthyofauna after introduction of the aloctone species tucunaré (*Cichla ocellaris*) and piranha (*Pygocentrus nattereri*). These species, in mature phase, do not present any predators or effective competitors in the studied environment. In this context, and aiming to contribute to management and impact prevention measures concerning species introduction, this study was carried out to know the feeding habits and evaluate, through laboratory experiments, the feeding selectivity and efficiency of alevins of these introduced species in capturing planktonic invertebrates, compared to *Astyanax cf bimaculatus* and *Geophagus brasiliensis* (native species). The alevins, captured in different lakes, were measured, weighed and had their stomach analyzed. The feeding selectivity was calculated through the IVLEV (1961) qualitative selectivity rate, and the food searching reason rate (FRi) by EDMONDSON e WINBERG (1971). The alevins feeding efficiency was calculated and compared through the predation rates. *G. brasiliensis*, *A cf bimaculatus* and *C. ocellaris* presented varied nutritional habits, based on both animal and vegetal items. *G. brasiliensis* presented more variation of food items based mainly on zooplanktonic organisms, while *C. ocellaris* and *A cf bimaculatus* consumed insects essentially. The feeding superposition coefficients were significative for *G. brasiliensis*, *A. cf bimaculatus* and *C. ocellaris*, indicating high similarity in their nutritional habits. However, they were not significative for *P. nattereri*, due to their exclusive carnivore habit since their juvenile phase. The predation rates differed significantly in presence of other alevins and in different prey concentrations. The *C. ocellaris*, *P. nattereri* and *A. cf bimaculatus* alevins were more efficient when capturing agile preys, such as adult copepods, compared to *G. brasiliensis*, indicating good adaptation for detecting, hunting and capturing prey since their juvenile phase. The diversity of fish, sampled in the alevin phase, was low in the different lakes studied, and native species were not collected in the lakes with introduced

species, indicating that the native species have been affected not only by competitors, but also by predators' presence, ever since their juvenile phase.

Key words: Vale do rio Doce lakes; ichthyofauna; introduced and native species; stomachic content; feeding selectivity and efficiency.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Delimitação político-administrativa do Vale do Rio Doce. Adaptado de: Mapa Geopolítico de Minas Gerais – IGA / CETEC (1994).....	5
Figura 2- Bacia de drenagem do rio Doce e principais municípios. Adaptado de MELLO (1997).....	7
Figura 3- Lagoa Almécega (BRANCO, 2001).....	10
Figura 4- Lagoa Verde e vegetação de entorno modificada pelo plantio de <i>Eucaliptus</i> sp (BRANCO, 2001).....	10
Figura 5- Lago Dom Helvécio, o maior de todos do sistema, com forma dendrítica (TUNDISI, 1997).....	11
Figura 6- Lagoa Carioca, menor lagoa de todo o sistema, com vegetação natural de entorno preservada (BRANCO, 2001).....	11
Figura 7- Exemplar de <i>Pygocentrus nattereri</i>	18
Figura 8: Adulto macho de <i>Cichla ocellaris</i>	19
Figura 9- Valores máximos, medianos e mínimos do comprimento total dos peixes acordo com os locais de ocorrência: lagoa Almécega (A), lagoa Verde (V) e lago Dom Helvécio (DH).....	26
Figura 10: Valores máximos, medianos e mínimos do comprimento padrão dos peixes de acordo com os locais de ocorrência: lagoa Almécega (A), lagoa Verde (V) e lago Dom Helvécio (DH).....	27
Figura 11- Valores mínimos, medianos e máximos dos pesos totais dos peixes, de acordo com os locais de ocorrência: lagoa Almécega (A), lagoa Verde (V) e lago	

Dom Helvécio (DH).....	28
Figuras 12- Valores mínimos, medianos e máximos dos pesos dos estômagos dos peixes de acordo com os locais de ocorrência: lagoa Almécega (A), lagoa Verde (V) e lago Dom Helvécio (DH).....	29
Figura 13: Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de <i>G. brasiliensis</i> coletados na lagoa Almécega.....	34
Figura 14- Frequência relativa pelo Método de Pontos (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de <i>G. brasiliensis</i> coletados na lagoa Almécega.....	34
Figura 15- Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de <i>G. brasiliensis</i> coletados na Lagoa Verde.....	35
Figura 16- Frequência relativa pelo Método de Pontos (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de <i>G. brasiliensis</i> coletados na Lagoa Verde.....	35
Figura 17- Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de <i>A. cf bimaculatus</i> coletados na lagoa Almécega.....	38
Figura 18- Frequência relativa pelo Método de Pontos (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de <i>A. cf bimaculatus</i> coletados na lagoa Almécega.....	38
Figura 19- Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de <i>A. cf bimaculatus</i> coletados na lagoa Verde.....	39
Figura 20- Frequência relativa pelo Método de Pontos (%) dos itens alimentares	

encontrados nos estômagos analisados de <i>A. cf bimaculatus</i> coletados na lagoa Verde.....	39
Figura 21- Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de <i>C. ocellaris</i>	42
Figura 22- Frequência relativa pelo Método de Pontos (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de <i>C. ocellaris</i>	43
Figura 23- Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de <i>P. nattereri</i>	45
Figura 24- Frequência relativa pelo Método de Pontos (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de <i>P. nattereri</i>	45
Figura 25- Porcentagem dos itens alimentares mais freqüentes na espécie nativa <i>G. brasiliensis</i> das lagoas Almécega (A) e Verde (V) e nas espécies introduzidas <i>C. ocellaris</i> e <i>P. nattereri</i> do lago Dom Helvécio (DH).....	48
Figura 26- Porcentagem dos itens alimentares mais freqüentes na espécie nativa <i>A cf bimaculatus</i> das lagoas Almécega (A) e Verde (V) e nas espécies introduzidas <i>C. ocellaris</i> e <i>P. nattereri</i> do lago Dom Helvécio (DH).....	48
Figura 27- Porcentagem de cladóceros nos estômagos das espécies de peixes nas lagoas Almécega (A), Verde (V) e no lago Dom Helvécio (DH).....	50
Figura 28- Porcentagem de copépodos nos estômagos das espécies de peixes nas lagoas Almécega (A), Verde (V) e no lago Dom Helvécio (DH).....	51
Figura 29- Porcentagem de rotíferos nos estômagos das espécies de peixes nas lagoas Almécega (A), Verde (V) e no lago Dom Helvécio (DH).....	51

Figura 30- Delineamento experimental para avaliação da seletividade alimentar de alevinos na captura de zooplâncton composto.....	62
Figura 31- Delineamento experimental para avaliação das eficiências de captura de zooplâncton concentrado pelos alevinos.....	65
Figura 32- Delineamento experimental para avaliação das eficiências de captura dos alevinos, utilizando diferentes concentrações da comunidade zooplanctônica.....	66
Figura 33- Linhas de tendência da taxa média de predação (indivíduos/alevino/hora) de <i>C.ocellaris</i> sobre a comunidade zooplanctônica concentrada do lago Dom Helvécio (a) e lagoas Almécega (b) e Carioca (c), nos recipientes-teste com 1, 3 e 6 alevinos.....	76
Figura 34- Linha de tendência da taxa média de predação (indivíduos/alevino/hora) de <i>G.brasiliensis</i> sobre a comunidade zooplanctônica natural da lagoa Almécega, nos recipientes-teste com 1 e 3 alevinos; (a) alevinos de 2,0 cm e (b) alevinos de 4,0 cm.....	77
Figura 35- Linha de tendência da taxa média de predação (indivíduos/alevino/hora) de <i>A. cf bimaculatus</i> sobre a comunidade zooplanctônica natural da lagoa Almécega, nos recipientes-teste com 1 e 3 alevinos.....	78
Figura 36- Linha de tendência da taxa média de predação (indivíduos/alevino/hora) de <i>Pygocentrus nattereri</i> sobre a comunidade zooplanctônica natural do lago Dom Helvécio, nos recipientes-teste.....	79
Figura 37- Linha de tendência da taxa de predação (indivíduos/alevino/hora) de <i>C. ocellaris</i> , para diferentes concentrações da comunidade zooplanctônica do lago Dom Helvécio.....	81

Figura 38- Linha de tendência da taxa de predação (indivíduos/alevino/hora) de <i>G.brasiliensis</i> , para diferentes concentrações da comunidade zooplanctônica da lagoa Almécega.....	82
Figura 39- Linha de tendência da taxa de predação (indivíduos/alevino/hora) de <i>A. cf bimaculatus</i> , para diferentes concentrações da comunidade zooplanctônica da lagoa Almécega.....	83
Figura 40 - Porcentagem dos principais itens zooplanctônicos consumidos por espécie de alevino, por hora.....	84

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Espécies de peixes presentes nas lagoas do Vale do rio Doce.....	12
Tabela 2- Escala de pontos para estimativa do estágio e do grau de repleção dos estômagos das espécies estudadas.....	23
Tabela 3- Frequência absoluta e relativa dos graus de repleção (Gr) das espécies de peixes estudadas, nas respectivas lagoas em que foram coletados.....	31
Tabela 4- Coeficientes de sobreposição alimentar, calculados para as espécies estudadas, coletadas nas lagoas Almécega e Verde e lago Dom Helvécio.....	54
Tabela 5- Valores dos índices de eletividade (Ivlev) e índice de procura por alimento (FRi) para as diferentes espécies de peixe, na fase de alevinos.....	69
Tabela 6- Valores dos índices de eletividade (Ivlev) e da razão de procura por alimento (FRi) de <i>Cichla ocellaris</i> para as diferentes espécies de zooplâncton, nos demais experimentos realizados.....	70
Tabela 7-Taxa de predação (presas/alevino/hora), de acordo com alimento fornecido, em diferentes densidades, no intervalo de 1 hora.....	71
Tabela 8- Densidades naturais (indivíduos.L ⁻¹) e valores por alíquota (concentrado zooplancônico em porcentagem) dos táxons zooplancônicos do lago Dom Helvécio, e lagoas Almécega e Carioca.....	74

SUMÁRIO

Resumo	vi
Abstract.....	viii
1. Introdução Geral.....	1
2- Objetivos Gerais.....	3
3- Caracterização da Área de Estudo.....	4
3.1- Considerações Gerais.....	4
3.2- O sistema de lagos do Vale do rio Doce.. ..	6
3.3- Ambientes estudados.....	9
4- Capítulo I –	
Análise do conteúdo estomacal de <i>Cichla ocellaris</i> e <i>Pygocentrus nattereri</i> (espécies introduzidas) e <i>Geophagus brasiliensis</i> e <i>Astyanax cf bimaculatus</i> (espécies nativas) de lagos do Vale do rio Doce-MG e suas implicações.....	13
4.1- Introdução.....	13
4.1.2- Espécies de peixes estudadas.....	17
4.2- Objetivos.....	21
4.3- Materiais e Métodos.....	22
4.3.1- Coleta e análise de conteúdo estomacal de <i>Geophagus brasiliensis</i> , <i>Astyanax cf bimaculatus</i> , <i>Cichla ocellaris</i> e <i>Pygocentrus nattereri</i> em fase juvenil.....	22
4.3.2- Avaliação da alimentação.....	22
4.4- Resultados e Discussão.....	25
4.4.1- Comprimento corpóreo e peso dos peixes.....	25
4.4.2- Grau de repleção.....	29

4.4.3- Análise do conteúdo digestivo das espécies estudadas.....	32
4.4.3.1- Dieta das espécies nativas.....	33
4.4.3.2 - Dieta das espécies introduzidas.....	42
4.4.3.3- Comparação das dietas alimentares pelo método de Morisita.....	53
4.5- Conclusões.....	56
5- Capítulo II-	
Seletividade e eficiência alimentar de alevinos de <i>Astyanax cf bimaculatus</i> e <i>Geophagus brasiliensis</i> (espécies nativas) e de <i>Cichla ocellaris</i> e <i>Pygocentrus nattereri</i> (espécies introduzidas) em lagos do Vale do rio Doce – MG.....	58
5.1- Introdução.....	58
5.2 – Objetivos	61
5.3 – Materiais e Métodos.....	61
5.3.1- Origem dos organismos e local de realização dos experimentos.....	61
5.3.2-Avaliação da seletividade e eficiência alimentar dos alevinos	61
5.3.2.1 - Avaliação da seletividade de alevinos na captura de zooplâncton composto.....	62
5.3.2.2 - Avaliação da eficiência de alevinos na captura de zooplâncton composto.....	64
5.3.2.3- Avaliação da eficiência alimentar de alevinos na captura de zooplâncton natural e concentrado.....	64
5.3.2.4- Itens alimentares consumidos pelos alevinos nos experimentos.....	68
5.4- Resultados e Discussão.....	68
5.4.1- Seletividade e eficiência alimentar de alevinos nos experimentos com zooplâncton composto.....	68
5.4.2 -Eficiência alimentar de alevinos em experimentos com zooplâncton natural e concentrado.....	73
5.4.3- Análise dos itens alimentares consumidos pelos alevinos nos experimentos.....	84
5.5-Conclusões.....	88

6 - Considerações Finais.....89

7- Referências91

ANEXO

1- Introdução Geral

De acordo com BARRETT e ROSENBERG (1982), as perturbações nos ecossistemas influenciam na determinação da diversidade. Perturbações recorrentes da separação dos continentes e da formação de ilhas parecem ter sido forças poderosas na origem da diversidade de espécies e na manutenção da diversidade ecológica, quebrando, por exemplo, a dominância de algumas espécies e favorecendo o aumento da diversidade.

As comunidades existentes atualmente resultam de processos evolutivos e mesmo se houvesse ausência da civilização humana, as comunidades continuariam, vagarosamente, a se alterar como espécies antigas que desapareceram e novas se desenvolveram, devido à evolução e imigração (DIAMOND, 1984).

As seqüências sucessionais das comunidades naturais acarretam mudanças “equilibradas” no intervalo espaço-tempo. Já as invasões de espécies exóticas que resultam do comércio humano acarretam mudanças abruptas neste intervalo, devido a taxa de introdução e a origem da introdução (BIOLOGICAL POLLUTION, 1991).

A introdução de espécies exóticas em novas áreas geográficas muitas vezes ocorre sem interferência humana e muitas espécies introduzidas são assimiladas pelas comunidades sem qualquer efeito evidente. Entretanto, algumas são responsáveis por mudanças dramáticas nas espécies nativas e comunidades naturais (BIOLOGICAL POLLUTION, op. cit.).

A introdução de novas espécies aumentou significativamente devido às ações humanas, seja de forma acidental ou intencional e, nos últimos tempos, tem sido considerada a maior causa dessas introduções. Como consequência, muitas das espécies atualmente existentes apresentam uma área de distribuição que não foi a determinada inicialmente (CRISTINO et al., 2000).

Segundo a revista Forum Ambiente de 1965, a introdução de espécies "estranhas" em um país constitui uma das maiores ameaças à biodiversidade do planeta, além de trazer prejuízos econômicos, danos para a saúde pública, entre outros. Esta situação torna-se problemática porque as espécies que são introduzidas podem seguir dois caminhos: ou ocupam nichos ecológicos idênticos aos seus originais e podem conseguir se adaptar com sucesso; ou, ao contrário, inserem-se em nichos ecológicos já ocupados e proporcionam

competições com as espécies já existentes, originando a exclusão de alguma delas (CRISTINO et al., 2000).

Porém, não é correto concluir que a introdução de espécies em uma dada área inevitavelmente causará um declínio na diversidade de espécies no local. Esse efeito só se apresentará quando as novas espécies introduzidas forem “agressivas” no uso dos recursos e as espécies locais não tiverem respostas adaptativas a elas (SCHULZE; MOONEY, 1994 e BROWN; MOYLE, 1997).

No Brasil, o número de espécies de peixes exóticas e alóctones introduzidas é considerável, embora nem todas as introduções sejam bem sucedidas. Há, no entanto, muitos casos preocupantes, particularmente nos reservatórios de médio e pequeno porte e em sistemas ainda não represados, onde o impacto sobre as populações das espécies nativas locais é prejudicial (DURÃES, 2000; GODINHO et al., 1994).

A Portaria do IBAMA nº 149 de 29 de outubro de 1998 considera o impacto que as translocações podem causar ao meio ambiente e à biodiversidade nativa. Considera também, o risco dessas espécies serem vetores de organismos patogênicos não encontrados nas espécies da fauna e flora aquática nativa, estabelecendo em seu Artigo 1º as normas para introdução de peixes e de outros organismos aquáticos, sendo os infratores sujeitos às sanções da Lei de Crimes Ambientais, nº 9.605 de 12 de fevereiro de 1998 e legislação complementar.

A partição de recursos entre espécies coexistentes tem sido considerada como um dos processos responsáveis pela estrutura de populações e conseqüentemente das comunidades (AGOSTINHO et al., 2003a). A compreensão de como os organismos utilizam os recursos permite identificar os fatores que afetam sua distribuição e abundância. Isto justifica os estudos de dinâmica trófica, incluindo as interações entre espécies como predação e competição (DEUS; PETRERE-JUNIOR, 2003).

Estudos realizados nos lagos e lagoas do Vale do rio Doce revelaram um empobrecimento da ictiofauna após a introdução de algumas espécies alóctones e têm apontado o tucunaré (*Cichla ocellaris*) e a piranha (*Pygocentrus nattereri*) como os principais responsáveis pelas extinções (GODINHO et al., 1994). As espécies forrageiras nativas são as mais ameaçadas, pois não estão adaptadas às agressivas estratégias de caça destas espécies, principalmente na fase adulta.

Por outro lado, poucas são as espécies sobre as quais se conhece bem o comportamento alimentar ao longo da vida. Considerando o pequeno tamanho das larvas, a maioria das espécies tem em comum a utilização de plâncton nos primeiros estágios do ciclo de vida e apresentam mudanças na dieta posteriormente (ZAVALA-CAMIN, 1996). Sabe-se, entretanto, que na região estudada, as espécies introduzidas não apresentam nenhum predador ou competidor efetivo, em sua fase adulta.

Neste contexto, esta dissertação é composta por dois capítulos que apresentam, na primeira parte, informações sobre a alimentação de peixes nativos e introduzidos, na fase jovem, nos locais em que ocorrem e, na segunda parte, o comportamento alimentar destas mesmas espécies na fase jovem, quanto à eficiência e seletividade.

O presente trabalho está inserido no Sub-projeto “Monitoramento e Desenvolvimento de Tecnologias para o Manejo de Espécies Exóticas em Águas Doces”, incorporado ao programa apresentado pelo Governo Brasileiro ao GEF (Global Environment Facility)/ BIRD – Banco Internacional para Reconstrução e Desenvolvimento, como parte do Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Biodiversidade Brasileira (PROBIO), cuja supervisão está a cargo do Ministério do Meio Ambiente (MMA), com a gestão administrativo-financeira do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

2- Objetivos Gerais

O presente estudo teve como objetivo geral conhecer a dieta alimentar e outras interações tróficas de espécies de peixes nativas e introduzidas, na fase jovem, em lagos do Vale do rio Doce (MG), de forma a avaliar o efeito das introduções sobre as populações nativas.

3- Caracterização da Área de Estudo

3.1- Considerações gerais

A região do Vale do rio Doce (Figura 1) situa-se na grande área fisiográfica denominada “Depressão Interplanáltica do rio Doce”, confinada entre as elevações correspondentes ao planalto reverso da serra do Mar, com uma altitude média de 300 metros e situada sobre um embasamento de gnaisses variados, micaxistos, quartzitos e granitos, que afloram indiferentemente nas elevações do planalto circundante à depressão do médio rio Doce. Os rebordos dessa depressão ligam-se normalmente ao aparecimento de estruturas pré-cambrianas diversificadas com predomínio de biotitas gnaisses tanto nas elevações do planalto, quanto na área deprimida (DE MEIS, 1977).

Esta região está sujeita à massas de ar oriundas do sul, oeste e leste, o que ocasiona um clima com características secas de maio a agosto e úmidas de outubro a março, quando se pode evidenciar um verão de fato. As temperaturas variam entre 28 e 39°C nos meses mais quentes e entre 7 e 20°C nos meses mais frios. A precipitação anual varia de 1.350 a 1.900 milímetros (GODINHO, 1996), com chuvas concentradas no verão (dezembro a março), de acordo com TUNDISI et al. (1995 a).

AB’SABER (1977), caracterizou a área como pertencente ao “Domínio Tropical Atlântico”, conhecido como Domínio de “Mares e Morros” florestados, desenvolvido em posição azonal, na fachada atlântica tropical do Brasil, anexo a um sub-domínio de “Chapadões Florestados”, correspondente aos planaltos florestados do oeste de São Paulo e norte do Paraná (Domínio das Matas Atlânticas).

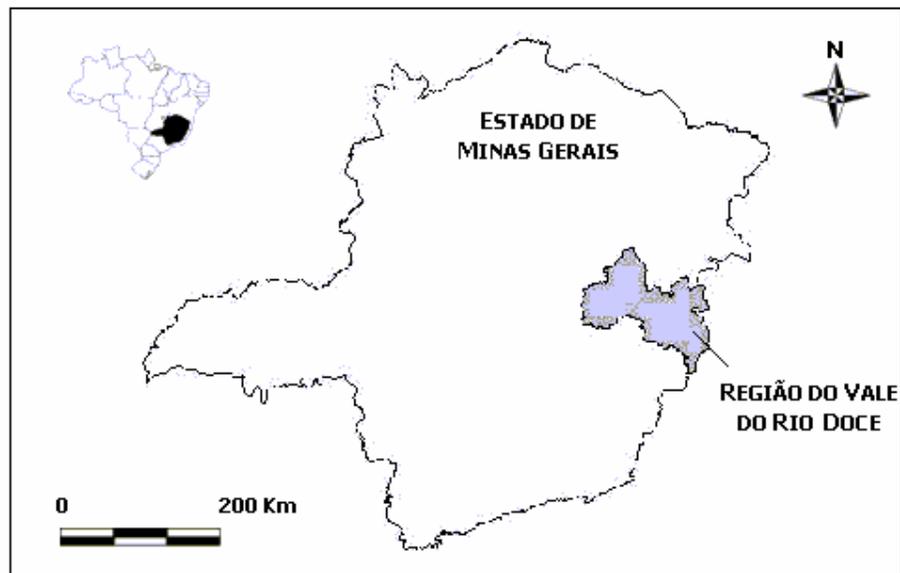


Figura 1- Delimitação político-administrativa do Vale do Rio Doce. Adaptado de: Mapa Geopolítico de Minas Gerais – IGA / CETEC (1994). Digitalização: Assessoria da Secretaria Geral do Governador.

Originalmente, quase toda sua bacia foi coberta por floresta tropical úmida de Mata Atlântica, compondo um dos maiores biomas tropicais da Terra, comparável apenas à floresta Amazônica. Atualmente, sua área está grandemente devastada devido ao intenso desmatamento da cobertura vegetal, iniciado nas primeiras décadas do século XX, que restringiu a floresta a pequenos fragmentos espalhados ao longo da bacia, tendo sua área geográfica e biodiversidade animal e vegetal consideravelmente diminuída, restando apenas 7% da cobertura inicial (FONSECA, 1997) e devido à substituição, em larga escala, por culturas de essências exóticas como *Eucalyptus* e o *Pinus* e também grandes áreas de cultura (DE MEIS, 1977).

Dentre os grandes fragmentos florestais naturais que restam hoje na região da Bacia do rio Doce, pode-se destacar o Parque Estadual do rio Doce (com 35000 ha) como sendo o maior deles, apresentando mosaicos de matas principalmente do tipo secundária e um vasto sistema de lagos naturais (GODINHO, 1996), único no Brasil por se tratarem de lagos muito antigos.

3.2- O sistema de lagos do Vale do rio Doce

A Bacia Hidrográfica do rio Doce (Figura 2) está localizada a sudeste de Minas Gerais compreendendo uma área de drenagem de 83.400 Km², dos quais 86% pertencem ao Estado de Minas Gerais e 14% ao Estado do Espírito Santo, abrigando uma população de 3,1 milhões de habitantes, distribuídos em 222 municípios (MELLO, 1997).

A maioria dos lagos e lagoas que ocorrem neste sistema não se localizam às margens do rio Doce, devido ao fato de seu leito ter sido abandonado várias vezes ao longo do tempo. Hoje, por estudos geomorfológicos, pode-se observar dois leitos antigos com várias lagoas associadas (GODINHO, 1996).

Os dois principais rios da região, Doce e Piracicaba, carregaram volumes consideráveis de sedimento clásticos, originando pacotes aluviais arenosos, francamente quartzosos. Alguns tributários conseguiram acompanhar a subida do nível de base dos coletores, porém aqueles rios de baixo número de ordem, desprovidos de carga sólida para acompanhar o ritmo de colmatagem, sofreram processo de afogamento progressivo, barrados nas suas embocaduras pela rápida deposição dos coletores (PFLUG, 1969 apud DE MEIS, 1977), originando uma densa rede de lagos ao longo de toda região do médio rio Doce (DE MEIS, op. cit).

De acordo com PFLUG (1969) apud DE MEIS (1977), os lagos foram provavelmente originados no quaternário. Entretanto, um grande número de lagos do médio rio Doce continua a evoluir hoje em dia, sem qualquer conexão com a dinâmica fluvial atual: representam sistemas isolados, bacias fechadas em processos de lenta colmatagem ou ressecamento.

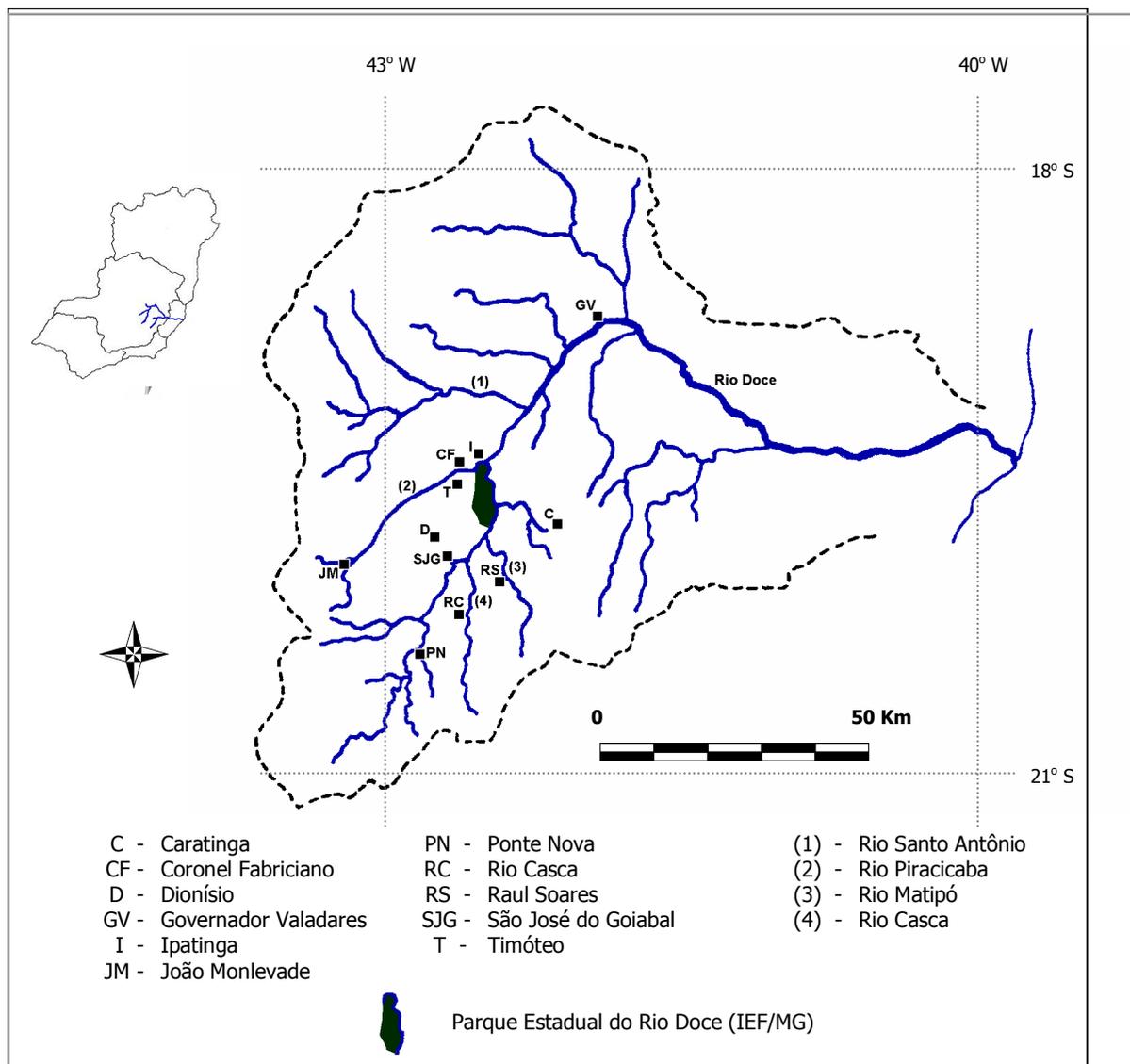


Figura 2- Bacia de drenagem do rio Doce e principais municípios. Adaptado de MELLO (1997).

Como os lagos e lagoas desse sistema são, predominantemente, permanentes e fechados, ou seja, não recebem e nem exportam água de tributários, o ciclo hidrológico é regido pelo aporte de água das chuvas diretamente ou pelo escoamento na bacia de drenagem e do lençol freático e pela perda de água através do processo físico de evaporação e pela transpiração das macrófitas.

Dessa forma, as principais alterações na qualidade destes sistemas ocorrem devido a variações nas características físicas, químicas e biológicas do material alóctone que é carreado do sistema terrestre (MORETTO, 2001a).

Segundo GODINHO (1996), no período das chuvas, eventualmente, podem ocorrer comunicações de algumas lagoas entre si, com o rio Doce e com outros tributários desta bacia, possibilitando a formação de “pontes” por onde podem passar peixes e outros organismos aquáticos. Este parece ser o motivo pelo qual grande parte das lagoas deste sistema apresentam as mesmas espécies exóticas de peixes e invertebrados aquáticos.

O sistema de lagos do Vale do rio Doce é constituído por cerca de 160 corpos lacustres que sofrem algum tipo de impacto, seja pelo uso da água ou pela modificação da paisagem. Apenas cerca de 50 dessas lagoas estão preservadas, pois estão situadas no interior do Parque Estadual do Rio Doce (latitude 19°50'S e longitude 42°35' e 42°40'W), apresentando a vegetação do entorno praticamente inalterada (MORETTO, op.cit).

Esta região possui um extenso pólo industrial denominado Zona Metalúrgica ou “Vale do Aço”, onde estão implantadas importantes usinas siderúrgicas, como a Usina Siderúrgica de Minas Gerais (USIMINAS), a Aços Especiais Itabira S.A. (Acesita) e a Companhia Siderúrgica Belgo-Mineira (MELLO, 1997) e, de maneira geral, o sistema de drenagem desta bacia apresenta um papel fundamental na economia do leste brasileiro, principalmente no leste do Estado de Minas Gerais e nordeste do Espírito Santo, uma vez que fornece água para fins doméstico, agropecuário, industrial e geração de energia.

Tendo em vista o grau de devastação e sua rica rede de drenagem, a Bacia do rio Doce é considerada um ecossistema tropical bastante ameaçado, pois está associada a uma extensa área industrial, da qual recebe esgotos, rejeitos e efluentes das atividades industriais e dos centros urbanos (MORETTO, op.cit.).

3.3- Ambientes estudados

A coleta de peixes foi realizada em duas lagoas e um lago da Bacia do Vale do rio Doce: Almécega, Verde e Dom Helvécio, respectivamente. Para o desenvolvimento dos experimentos em laboratório, foi utilizada água e a comunidade zooplanctônica destes ambientes e de uma terceira lagoa: Carioca.

Nas lagoas Almécega e Verde não há presença de *Cichla ocellaris* e de *Pygocentrus nattereri*, ao contrário da lagoa Carioca e do lago Dom Helvécio, nas quais a presença destas espécies alóctones é confirmada, de acordo com informações obtidas pelo sub-projeto “Monitoramento e Desenvolvimento de Tecnologias para o Manejo de Espécies Exóticas em Águas Doces” (PROBIO/MMA). A lagoa Verde, assim como a lagoa Almécega, apresenta a vegetação de entorno modificada antropicamente pelo plantio de *Eucalyptus* spp, sendo que a lagoa Almécega apresenta maior diversidade de ictiofauna comparada à lagoa Verde.

Muitos estudos limnológicos foram desenvolvidos no lago Dom Helvécio e tiveram início em 1976 (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 1981). Este lago é o maior de todo o sistema de lagos da região e, apesar do alto índice de visitação, este lago apresenta alto grau de preservação da vegetação do entorno por estar localizada no interior do Parque Estadual do rio Doce (TUNDISI et al., 1995b). De acordo com SAIJO e TUNDISI (1987), o lago Dom Helvécio tem profundidade máxima de 32,5m, sendo a média de 12,0 m, e área de 6,87 Km². Sua forma é dendrítica e o carreamento de nutrientes ocorre através das chuvas e do escoamento superficial da floresta. A lagoa Carioca é uma das menores lagoas da região e também está inserida no interior do Parque Estadual do rio Doce. Devido a isso, sua vegetação de entorno está preservada.

As imagens destas três lagoas e do lago estão apresentadas nas Figuras 3, 4, 5 e 6.



Figura 3-Lagoa Almécega (BRANCO, 2001)



Figura 4- Lagoa Verde e vegetação de entorno modificada pelo plantio de *Eucalyptus* sp (BRANCO, 2001).

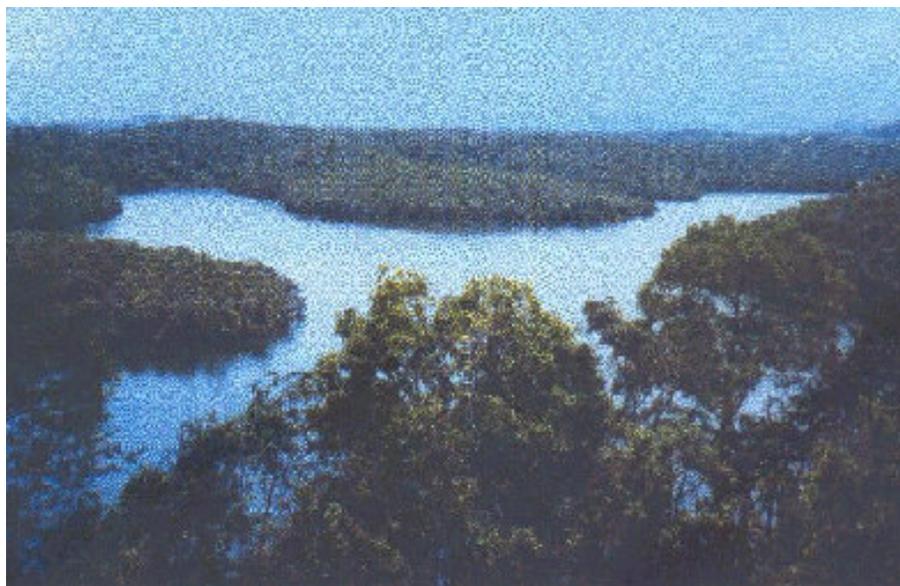


Figura 5- Lago Dom Helvécio, o maior de todos do sistema, com forma dendrítica (TUNDISI; SAIJO, 1997).



Figura 6- Lagoa Carioca, menor lagoa de todo o sistema, com vegetação natural de entorno preservada (BRANCO, 2001).

A Tabela 1 apresenta as espécies de peixes presentes nos ambientes estudados.

Tabela 1- Espécies de peixes presentes nos lagos do Vale do rio Doce.

Lagoa Verde*	Lagoa Almécega*	Lago Dom Helvécio**	Lagoa Carioca*
<i>Astyanax</i> sp	<i>Astyanax</i> sp	<i>Astyanax bimaculatus</i>	<i>Astyanax</i> sp
<i>Geophagus brasiliensis</i>	<i>Cyphocharax</i> sp	<i>Cichla ocellaris</i> ***	<i>Gymnotus carapo</i>
<i>Hoplias malabaricus</i>	<i>Geophagus brasiliensis</i>	<i>Cichlasoma facetum</i>	<i>Hoplias malabaricus</i>
<i>Olygossarchus solitarius</i>	<i>Gymnotus carapo</i>	<i>Hoplias malabaricus</i>	<i>Cichla ocellaris</i> ***
	<i>Hoplosternum littorale</i>	<i>Leporinus steindachneri</i>	<i>Hoplosternum littorale</i>
	<i>Hoplias malabaricus</i>	<i>Lycengraulis</i> sp	<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>
	<i>Leporinus steindachneri</i>	<i>Pachipops adspersus</i>	<i>Parauchenipterus striatulus</i>
	<i>Leporinus copelandii</i>	<i>Parauchenipterus striatulus</i>	<i>Pygocentrus nattereri</i> ***
	<i>Lycengraulis</i> sp	<i>Pygocentrus nattereri</i> ***	<i>Rhamdia</i> sp.
	<i>Moenkhausia doceana</i>	<i>Rhamdia</i> sp	
	<i>Olygossarchus solitarius</i>		
	<i>Pachipops adspersus</i>		
	<i>Rhamdia</i> sp		

* Coletas realizadas em março de 2003 (PROBIO).

** GODINHO et al., 1994.

*** Espécies introduzidas e detectadas a partir de 1982 (GODINHO et al., 1994).

4- Capítulo I

Análise do conteúdo estomacal de *Cichla ocellaris* e *Pygocentrus nattereri* (espécies introduzidas) e *Geophagus brasiliensis* e *Astyanax cf bimaculatus* (espécies nativas) de lagos do Vale do rio Doce-MG e suas implicações.

4.1- Introdução

De acordo com ROSENFELD e MANN (1992), atualmente, vários países utilizam a definição de espécie introduzida como “qualquer espécie intencional ou acidentalmente transportada e liberada pelo homem em um ambiente fora de sua área de distribuição”, adotada pela EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission). A introdução é entendida como inserção de elemento totalmente novo na fauna de uma região independentemente da origem geográfica. Esta definição engloba outros termos como espécie alóctone (proveniente de outra bacia – introduções intracontinentais) e espécie exótica (proveniente de outro país, continente ou zona zoogeográfica), termos estes que, apesar de usados, não mostram distinções ecologicamente consistentes, envolvendo apenas aspectos políticos.

Geralmente a idéia de espécie introduzida está intimamente associada à introdução de espécies de um continente a outro. Este conceito se aplica mais apropriadamente à fauna e à vegetação terrestre. No caso da fauna e flora de águas doces, a transposição de espécies de uma bacia hidrográfica para outra pode representar uma ameaça similar, ainda que no mesmo continente (ROCHA et al., 2001).

Organismos invasores podem exercer um ou mais dentre os vários e distintos efeitos que ocasionam ou contribuem para a extinção das plantas e animais nativos. A predação e a herbivoria têm sido os efeitos mais estudados, mas alguns organismos introduzidos se hibridizam com espécies nativas proximamente relacionadas, competindo por alimento e por locais de nidificação, podendo introduzir doenças. Qualquer um destes efeitos pode desencadear mudanças posteriores que afetam adversamente os organismos nativos, levando-os à extinção ou deixando-os mais vulneráveis a outros impactos, como a super-exploração pesqueira, a poluição química e a fragmentação dos habitats (PIMM; GILPIN, 1989).

Os efeitos das espécies introduzidas parecem ser mais drásticos nas ilhas e em comunidades de água doce, que não deixam de ser ilhas até certo ponto. Uma das principais preocupações com a biodiversidade é a ocorrência de centros de endemismo, de modo que habitats semelhantes em diferentes partes do mundo são ocupados por diferentes grupos de espécies que evoluíram ali. Se cada espécie tivesse igual acesso a qualquer parte da Terra, deveríamos esperar que apenas um pequeno número teria sucesso e se tornaria dominante em cada bioma. Até onde essa homogeneização poderia ocorrer naturalmente dependeria de barreiras físicas à dispersão. Muitas dessas barreiras, entretanto, foram rompidas pelo homem e, atualmente, o número de espécies exóticas em diferentes áreas é muito grande (PIMM; GILPIN, op. cit).

As águas doces são ambientes particularmente sujeitos às invasões biológicas, pois a dispersão é grandemente facilitada pelo próprio fluxo da água. Segundo WELCOMME (1998), a introdução de organismos aquáticos é bastante difundida em todo o mundo, tendo verificado 1354 introduções destes organismos em cerca de 140 países.

Dentre os vertebrados, o grupo de peixes tem se destacado com relação à introdução de espécies exóticas, no século XX, com graves conseqüências em diferentes partes do mundo (ZARET; PAINE, 1973). Segundo MILLER (1989), a redução na diversidade e as modificações na estrutura da fauna de peixes nos grandes lagos africanos foram evidentes desastres ecológicos no século XX. Em outras regiões, onde a fauna nativa de peixes foi depauperada, como em Cuba na América Central, ou no Lago Lanao nas Filipinas, as introduções foram catastróficas.

Mudanças dramáticas também têm ocorrido no Lago Balaton, na Hungria, nos últimos 45 anos, com variações na qualidade da água que resultaram no decréscimo das comunidades de peixes e na diversidade de invertebrados (BIRO, 1997). A comunidade de peixes foi alterada em resposta à eutrofização antrópica, às perturbações ambientais e devido à introdução de espécies de peixes exóticas que transformaram a cadeia alimentar, aumentaram a competição intra e inter-específica e provocaram uma maior sobreposição de nichos entre as espécies nativas e exóticas.

De acordo com FERNANDO (1991), o lado negativo da introdução é a eliminação ou declínio das populações nativas de peixes. Este impacto é quase sempre atribuído à introdução de peixes piscívoros além das outras mudanças induzidas pelo homem. GODINHO et al., (1994), também afirmam que os predadores fornecem os exemplos mais conhecidos de extinção de espécies em decorrência de introdução. Segundo LOWE-McCONNELL (1987), a invasão do piscívoro *Lates*, por volta de 1960, causou um impacto dramático na fauna de peixes do lago Victoria na África. TWONGO (1995) concluiu que depois da introdução de espécies exóticas no lago Victoria e Kyoga na África, as espécies nativas começaram a declinar devido à competição.

Entretanto, o impacto das introduções de peixes não pode ser separado de outros impactos antropogênicos. A introdução de peixes nas águas continentais tropicais da Ásia e América tem causado impactos em série. Estes impactos são difíceis de serem atribuídos somente aos peixes, uma vez que as maiores mudanças na natureza, em extensão e tipos de habitats aquáticos, têm sido causadas por intervenções humanas (FERNANDO, op.cit.).

No Brasil, SANTOS et al. (1994) estudaram dois reservatórios do estado de Minas Gerais que foram dominados pela presença de espécies alóctones piscívoras: Furnas, com a presença de *Cichla ocellaris* e Marimondo, com a presença de *C. ocellaris* e *Plagioscion squamosissimus* e verificaram uma diminuição na população de peixes forrageiros e alterações na estrutura da comunidade zooplancônica.

Estudos realizados por GODINHO et al. (1994) no Parque Estadual do Rio Doce, mostraram que o tucunaré (*Cichla ocellaris*), a piranha (*Pygocentrus nattereri*) e o cará-amazonas e também conhecido como apaiari (*Astronotus ocellatus*), trazidos de outras regiões do Brasil, causaram estragos sem precedentes na população de peixes nativos dentro do parque (lagoa Carioca e lago Dom Helvécio) e na lagoa Jacaré, localizada próxima ao parque.

Levantamentos feitos por estes autores revelaram que, de 1983 a 1992, a variedade de peixes do Lago Dom Helvécio caiu de 18 para 9 espécies e nas outras duas lagoas, o índice de empobrecimento da ictiofauna foi o mesmo, pois os peixes nativos não estão adaptados às agressivas estratégias de caça das espécies introduzidas. Embora a abundância não tenha apresentado resultados significativamente diferentes entre os lagos com e sem a introdução, a biomassa encontrada nos lagos sem introdução foi maior.

O tucunaré foi apontado como o grande responsável pelas extinções e a piranha, junto com o cará-amazonas, os coadjuvantes desse processo. As piranhas e os tucunarés, atualmente, predominam no lago Dom Helvécio, constituindo cerca de 80% da biomassa de peixes. Possivelmente essas espécies estão provocando extinções em outras lagoas da região, já que algumas delas intercomunicam no período das cheias (GODINHO et al., 1994).

Dados apresentados por ROSS (1986), mostram que contrariamente aos organismos terrestres pelo qual a segregação de habitats é mais importante, para peixes e outros organismos aquáticos, a separação trófica é mais significativa. De acordo com GERKING (1994), a partição de recursos alimentares é o principal fator no desenvolvimento da comunidade de peixes nos habitats aquáticos.

Uma importante consideração feita por PAINE (1966) refere-se à necessidade de se entender a complexidade da teia alimentar nos sistemas ecológicos, a relação entre os fatores físicos, biológicos, genéticos e ambientais, e como essas relações afetam a diversidade de espécies (MARTINEZ; LAWTON, 1995; MCCANN et al., 1998). Essa discussão se baseia no princípio de Gause da exclusão competitiva. Muitos modelos indicam que na comunidade que alcança o equilíbrio competitivo, as espécies podem coexistir através da partição de recursos. Entretanto, deve haver um limite na riqueza de espécies imposto por fatores físicos e estendido pelo limite de recursos disponíveis (MAC ARTHUR, 1965).

Assim, conhecer como espécies dividem os recursos disponíveis, a amplitude do nicho e o grau de sobreposição entre elas na comunidade torna possível a compreensão da estrutura da comunidade e indiretamente sua diversidade (DEUS; PETRERE-JUNIOR, 2003).

Em alguns casos, a estratégia alimentar empregada por certos peixes limitam seus graus de adaptação trófica quando confrontada com algum tipo de mudança no ambiente. Quando alguma mudança influencia os recursos disponíveis, isto resulta primeiramente em mudanças ao nível de organismos, que conseqüentemente afetam os outros níveis, como população e finalmente a comunidade (PIET, 1998).

Para a maioria das espécies de peixes, a alimentação contendo invertebrados planctônicos é fundamental para o desenvolvimento larval e juvenil (BASILE-MARTINS, 1984). A maioria destas espécies produz grande quantidade de ovos, dos quais, entretanto, poucos atingem a vida adulta.

De acordo com LOWE-MCCONNELL (1987), a maioria das espécies de peixes de água doce exibe uma considerável plasticidade na dieta, modificando-a conforme crescem ou mudam de biótipo, ou de acordo com os alimentos disponíveis estacionalmente ou por seleção ativa de alimentos preferidos de acordo com escolha individual. Sendo assim, é difícil a previsão dos possíveis impactos das espécies exóticas sobre as nativas no que se refere ao tipo de recurso alimentar. É, portanto, necessário conhecer o comportamento alimentar das espécies nos ambientes em que ocorrem para se ter uma idéia do impacto.

Uma forma de se avaliar a pressão que as espécies exóticas estão exercendo sobre as espécies nativas é caracterizar a dieta das espécies exóticas e nativas e verificar se há sobreposição alimentar (LOWE-MCCONNELL, op.cit.). Estudos sobre a alimentação de peixes fornecem dados sobre as características biológicas da espécie, proporcionando um melhor entendimento das relações tróficas existentes em ecossistemas aquáticos.

4.1.2- Espécies de peixes estudadas

Dentre as espécies de peixes introduzidas e consideradas no presente trabalho, a piranha, encontrada na lagoa Carioca e no lago Dom Helvécio, é *Pygocentrus nattereri* KNER, 1860 (Pisces: Characidae), chamada popularmente de piranha vermelha (Figura 7); sendo a espécie mais comum dentre as piranhas e uma das mais agressivas.

É restrita às águas doces, com distribuição geográfica original da Bacia Amazônica, Araguaia-Tocantins, Prata, São Francisco e açudes do Nordeste (LOPES et al., 1991; FINK, 1993). Alguns espécimes foram coletados na Florida (COURTENAY et al., 1974) e no Texas (HOWELLS, 1992). Entretanto, esta espécie não é estabelecida no golfo de drenagens do México (COURTENAY et al., 1984; COURTENAY et al., 1991; SHAFLAND, 1996).

LACHNER et al. (1970) relataram que esta é a espécie de piranha mais comum e a mais distribuída em lojas tropicais de peixes e em alguns aquários públicos dos Estados Unidos, desde a década de 1960, devido à sua reputação como carnívora voraz



Figura 7- Exemplar de *Pygocentrus nattereri*.

BENNET et al. (1997) relataram menores rendimentos comerciais em reservatórios infestados de piranha, ao contrário dos reservatórios livres delas. Os adultos parecem afetar significativamente populações de outros peixes predadores em águas abertas, através do ataque aos indivíduos mais jovens que tipicamente habitam a vegetação litorânea.

O regime alimentar natural de peixes tropicais, em especial desta espécie, curiosamente ainda é pouco conhecido (SILVA; ARAÚJO-LIMA, 2003). De acordo com BENNET et al. (1997), esta é uma espécie piscívora que vive em cardumes pequenos ou até com mais de 100 indivíduos. Quando forma grandes cardumes, pode ser perigosa em determinadas situações e se reproduz rapidamente mesmo sob condições artificiais, sendo que os machos guardam os ovos.

O tucunaré comum, *Cichla ocellaris* SCHNEIDER, 1801 (Pisces: Cichlidae), é uma espécie piscívora, amplamente distribuída na região norte do Brasil, principalmente no sistema amazônico, destacando-se pelo grande porte, podendo atingir peso de até 8 quilogramas, sendo portanto, de grande importância comercial (Figura 8).

C. ocellaris é excelente na pesca esportiva e, por esta razão, foi introduzido em vários corpos d'água locais e em outros países como Havaí, Porto Rico e Panamá, onde foram verificados os efeitos dramáticos sobre a fauna de peixes local (ZARET 1980 apud ZARET e PAINE 1973).

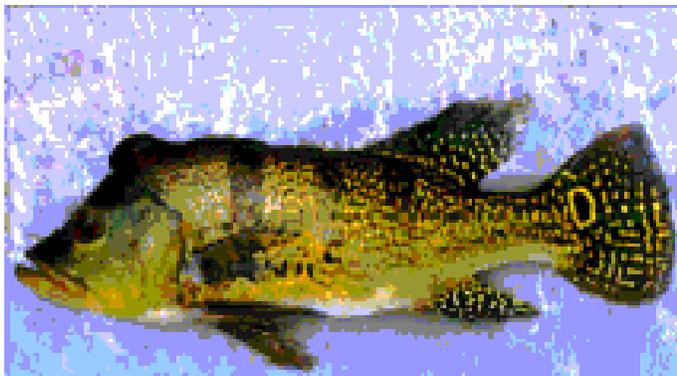


Figura 8: Adulto macho de *Cichla ocellaris*

O ciclo de vida inicia quando o macho maduro seleciona um local para atrair a fêmea, expondo essa localização próxima ao local de desova. O macho maduro (Figura 8), é facilmente identificado pela protuberância bem desenvolvida próxima à cabeça (ZARET, 1980). Após a formação do casal, ambos preparam o local de ovoposição. A desova, com raras exceções, ocorre em locais horizontais, planos e livres de algas e vegetações. A fêmea libera os ovos em fileira e o macho a segue eliminando os espermatozoides (BRAGA, 1982).

São depositados aproximadamente 10000 ovos, dependendo do tamanho da fêmea. Os fungos acumulados nos ovos são removidos pelos pais. Os ovos amadurecem em 48 horas e, quando eclodem, os pais transportam as larvas, na boca, até uma cavidade próxima que será o ninho. Essa transferência pode reduzir o risco de infecções por fungos nos ovos. Em aproximadamente 3 dias, estas larvas se tornam nadadoras livres. Com a absorção final do saco vitelínico, as larvas passam a se alimentar de pequenos crustáceos e rotíferos e, no final de 2 meses a 10 semanas, quando estão com 60-70 mm de comprimento corporal (CP), estas deixam os pais e adentram a vegetação litorânea (BRAGA, op.cit).

Com CP acima deste valor mencionado (60-200 mm), os jovens passam a ingerir insetos, camarões e peixes pequenos, permanecendo em cardumes, e acima deste tamanho, os peixes adultos tornam-se solitários, alimentando-se de peixes maiores. DURÃES et al. (2000), registraram canibalismo bastante expressivo, no rio Paraíba, enquanto ZARET (1980) observou que na Amazônia, o mesmo gênero raramente exerce canibalismo.

Os pais, enquanto guardam os filhos, não se alimentam (período que leva aproximadamente 8 a 10 semanas). Isto significa que os adultos irão se alimentar apenas antes de entrarem em uma próxima fase reprodutiva (ZARET, 1980).

Quanto à alimentação das larvas sobre o zooplâncton, este fornece muitos recursos protéicos, críticos ao rápido crescimento e muitas questões sobre a procriação sazonal podem ser explicadas de acordo com a abundância do zooplâncton. Entretanto, a dependência das larvas sobre o zooplâncton não pode ser superestimada, o que pode ser explicado pelo grande número de relações ecológicas, não apenas de *C. ocellaris*, mas de ciclídeos em geral (BARLOW, 1974).

O fato é que muitos ciclídeos procriam em áreas lânticas, mesmo espécies que quando adultas são de ambientes lóticos, provavelmente devido ao suprimento para as larvas, uma vez que o zooplâncton é muito mais abundante em ambientes lânticos que em ambientes lóticos. O tucunaré é um peixe altamente prolífico e que se adapta muito bem às condições lânticas (ZARET, 1980), motivos pelos quais suas populações se expandem rapidamente em reservatórios.

Entre os peixes Characidae, o maior número de gêneros encontra-se na subfamília Tetragonopterinae, sendo *Astyanax* BAIRD e GIRRARD, 1854, um dos mais ricos em espécies e com distribuição geográfica mais ampla. Além disso, diversas de suas populações apresentam pouca diferenciação morfológica, ecológica e comportamental, sugerindo um grupo em especiação (GURGEL, 2004).

Os mais importantes representantes deste gênero são os lambaris-de-rabo-vermelho *A. fasciatus* e os lambaris-do-rabo-amarelo *A. bimaculatus* (ARAÚJO e SIMONI, 1997), conhecidos também por tambiú, piabas no Nordeste e matupiris no Norte. Possuem importância como forrageiros de algumas espécies carnívoras (CAMARA et al., 1991), sendo ainda utilizados como alimento para os pescadores. Apresentam corpo alongado, nadadeiras avermelhadas, escamas com reflexo dourado, ocelo umeral e faixa lateral bem nítida (VANZOLINI et al., 1964).

O gênero *Astyanax* inclui peixes de pequeno porte, até 200 mm, nas bacias hidrográficas neotropicais (GARUTTI, 1999). GODOY (1959), os considera como elementos importantes para a manutenção do equilíbrio ecológico e salienta que apresentam o mesmo ciclo reprodutivo de peixes de “piracema”, realizando curtas migrações ascendentes na época de cheias, o que proporciona o estímulo necessário para a reprodução. *Astyanax bimaculatus* LINNAEUS, 1758 (Pisces: Characidae), começam a reproduzir a partir de 5 cm de comprimento.

Uma fêmea tem de 5 mil a 40 mil ovos, que são postos em plantas aquáticas, onde ficam fracamente aderidos. A eclosão dos ovos ocorre em menos de 20 horas e os pais não cuidam dos ovos nem dos filhotes (GODINHO, 1996).

Das espécies de peixes pertencentes à família Cichlidae e ao gênero *Geophagus*, a mais comum na região sul do Brasil é o *Geophagus brasiliensis* QUOY e GAYMARD, 1824 (Pisces: Cichlidae), conhecido popularmente como cará. Segundo BARBIERI (1975), os machos diferem das fêmeas pela magnífica coloração e mancha lateral maior. Durante a época da reprodução, os machos destacam-se das fêmeas por apresentarem uma intumescência frontal denominada gibosidade, que desaparece após a fase da reprodução.

São peixes de ambientes lênticos que não necessitam migrar para efetuar a desova. As fêmeas desovam parceladamente dois mil óvulos e os machos apresentam números baixos de espermatozóides (BARBIERI, op.cit). De acordo com GUIMARÃES (1938), o baixo número de gametas é uma característica de peixes que cuidam da prole. O local onde depositam os ovos é impenetrável e protegido fielmente pelo casal. Mesmo após a eclosão, os alevinos continuam protegidos pelo casal (VAZZOLER, 1992). IHERING (1929) observou que ocorre incubação oral, realizada pelo macho não apenas no momento de perigo, mas também para mantê-los juntos ao casal. Por outro lado, o canibalismo em relação a alevinos alheios já foi constatado (NIKOLSKY, 1963).

4.2- Objetivos

Neste estudo, foram considerados os seguintes objetivos:

- a) Verificar a alimentação de jovens de *Geophagus brasiliensis* e *Astyanax cf bimaculatus* nas lagoas Almécega e Verde através da análise de conteúdo estomacal;
- b) Verificar a alimentação de jovens de *Cichla ocellaris* e *Pygocentrus nattereri* no lago Dom Helvécio, através da análise de conteúdo estomacal;
- c) Avaliar e comparar aspectos qualitativos e quantitativos dos itens alimentares encontrados nas espécies nativas e introduzidas.

4.3- Materiais e Métodos

4.3.1- Coleta e análise de conteúdo estomacal de *Geophagus brasiliensis*, *Astyanax cf bimaculatus*, *Cichla ocellaris* e *Pygocentrus nattereri* em fase juvenil

A coleta de peixes na fase juvenil (incluindo alevinos e jovens) foi realizada no mês de abril de 2003, no início da manhã, na região litorânea das lagoas Verde e Almécega e do lago Dom Helvécio, com rede de arrasto de 1,5 m de altura e 10,0 m de comprimento, com abertura de malha (tela tipo “mosqueteiro”) de 1 mm nas margens de cada lagoa.

Nos arrastos efetuados, foram capturados 69 alevinos de *Geophagus brasiliensis*, sendo 57 exemplares da lagoa Almécega e 12 da lagoa Verde. Nestas respectivas lagoas foram capturados 22 e 32 espécimes de *Astyanax cf bimaculatus*, equivalendo a 54 indivíduos desta espécie. No lago Dom Helvécio foram coletados 9 exemplares de *Cichla ocellaris* e 3 de *Pygocentrus nattereri*.

Depois de coletados, os peixes foram imediatamente anestesiados com solução de benzocaína a 2 % para se evitar a regurgitação e, em seguida, colocados em formalina a 10% para análise em laboratório, seguindo a metodologia adotada no trabalho de RIETZLER (1995).

Em laboratório, os organismos foram medidos, considerando-se o comprimento corpóreo total e comprimento padrão (comprimento do peixe desde a ponta do focinho até o osso hipural, ou extremo do pedúnculo caudal, excluindo a barbatana caudal) e pesados em balança semi-analítica. Posteriormente, os estômagos foram retirados, pesados e abertos para se estimar o grau de enchimento. Os seus conteúdos, mantidos em álcool a 70%, foram colocados em placa de Petri, para separação e avaliação dos itens alimentares com o auxílio de lupa estereoscópica e microscópio.

4.3.2- Avaliação da alimentação

Para a avaliação do grau de enchimento dos estômagos, para cada classe de enchimento ou repleção, foi atribuído um dado grau de repleção e para cada um destes foram atribuídos pontos, de acordo com KNOPPEL (1970), HARAM e JONES (1971), como indicado na Tabela 2.

Tabela 2 – Escala de pontos para estimativa do estágio e do grau de repleção dos estômagos das espécies estudadas

Estádio de repleção	Grau de repleção	Pontos
Vazio	0	0
Traços (até 10%)	A	0,5
1/4 cheio	B	1
2/4 cheio	C	2
3/4 cheio	D	3
4/4 cheio	E	4

Para quantificação dos graus de repleção, foi adotado o grau médio de repleção (Gr), calculado segundo a expressão:

$$Gr = \frac{\sum i \cdot fa}{\sum fa}$$

onde: “ i ” = grau de repleção atribuído (pontos), “ fa ” é a frequência absoluta de indivíduos com grau “ i ” de repleção.

Para a análise dos itens alimentares, adotou-se um método qualitativo (Frequência de Ocorrência) e outro quantitativo (Método de Pontos), proposto por SWYNNERTON e WHORTHINGTON (1940), os quais, de acordo com a revisão feita por HYNES (1950) e comentada por COBERT (1961) são mais práticos e adequados.

A frequência de ocorrência dos itens alimentares na dieta dos alevinos foi calculada através da fórmula:

$$fo = \frac{n_i}{r}$$

onde, n é o número de estômagos contendo o item alimentar i e r é o número total de estômagos com conteúdo.

No Método de Pontos, para cada freqüência relativa de itens encontrados (até cerca de 1/4, 2/4, 3/4 e 4/4 cheios) foram atribuídos os graus e os pontos correspondentes. De acordo com os dados da tabela anteriormente citada. Semelhantemente foi adotada a mesma expressão usada para o cálculo do Gr, sendo o valor de cada item:

$$fr (Gr) = \frac{\sum i \cdot fa}{\sum fa}$$

sendo “i” o grau atribuído (pontos) e “fa”, a freqüência absoluta dos itens considerados com o grau “i”.

Foram determinados os itens de maior participação nos estômagos, por espécie, através da fórmula:

$$= \frac{fo_i X \cdot fr_i X}{\sum (fo_i \cdot fr_i) X} \cdot 100$$

onde: fo é a freqüência de ocorrência e fr freqüência relativa dos itens alimentares (i) da espécie X.

Os itens de maior participação foram selecionados para comparações da participação destes entre as espécies nativas e introduzidas.

Na tentativa de conhecer se existe similaridade na dieta dos alevinos nesta fase, foi estimado o grau de sobreposição alimentar das espécies coletadas, através do método numérico de MORISITA (1959, apud ZARET; RAND, 1971) na forma de coeficiente de sobreposição, assim calculado:

$$C \lambda = \frac{2 \cdot \sum_{i=1}^S X_i \cdot Y_i}{\sum_{i=1}^S X_i^2 + \sum_{i=1}^S Y_i^2}, \text{ onde:}$$

S = número total de categorias de alimento;

X_i e Y_i = freqüência relativa dos itens alimentares (i) das espécies X e Y.

$C \lambda$ varia então de 0 (quando não há categorias de alimentos em comum) a 1 (quando apresentam a mesma composição proporcional de seus itens). Neste trabalho, foi assumido que valores iguais ou maiores do que 0,60 representam alta sobreposição da dieta, de acordo com ZARET e RAND (1971). É importante ressaltar que foram estudados diferentes ambientes e os valores calculados deste coeficiente são, portanto, apenas uma suposição de sobreposição alimentar.

4.4- Resultados e Discussão

Foram analisados 135 exemplares de peixes, em fase jovem, dentre quatro espécies encontradas e os dados obtidos foram tratados por ambiente nos quais estes organismos foram coletados.

4.4.1- Comprimento corpóreo e peso dos peixes

Os valores máximos, mínimos e medianos do comprimento corpóreo total (CT) e padrão (CP) dos peixes foram plotados em gráficos, por espécie (Figuras 9 e 10, respectivamente). Os exemplares de *G. brasiliensis* apresentaram os menores valores medianos e mínimos em ambas as lagoas estudadas e *C. ocellaris* os maiores valores mediano e máximo de CT e CP.

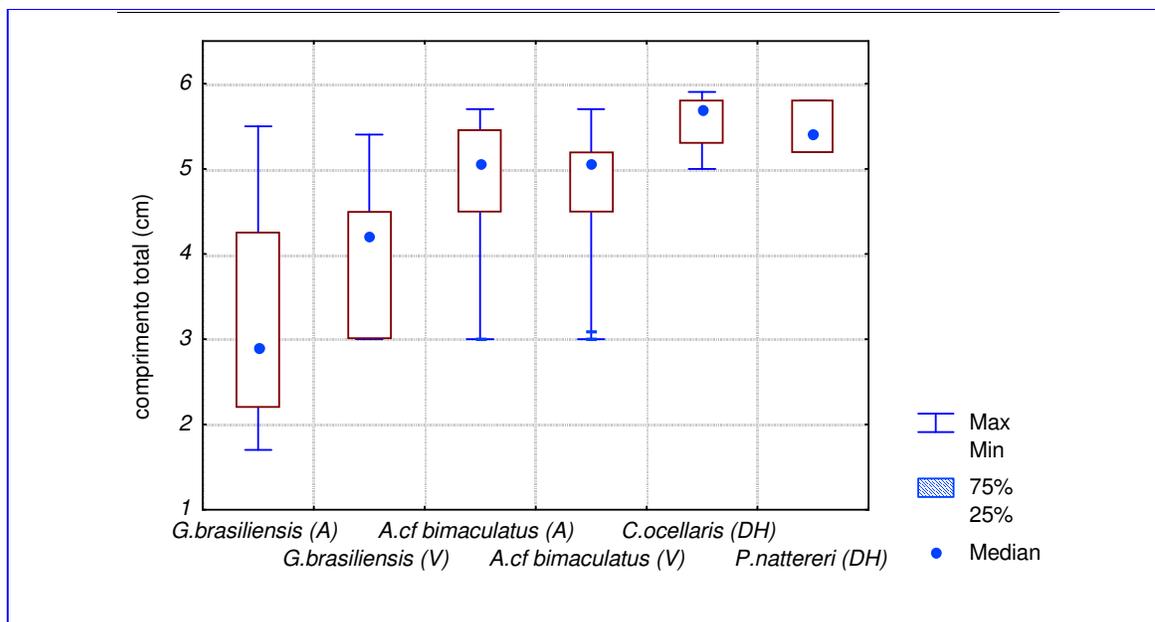


Figura 9- Valores máximos, medianos e mínimos do comprimento total dos peixes acordo com os locais de ocorrência: lagoa Almécega (A), lagoa Verde (V) e lago Dom Helvécio (DH).

Os espécimes de *G. brasiliensis* da lagoa Almécega apresentaram comprimento total (CT) entre 1,7 e 5,5 cm e pesaram entre 0,10 e 3,88g. Os indivíduos da mesma espécie coletados na lagoa Verde foram medianamente maiores e apresentaram CT entre 3,0 e 5,4 cm e pesaram entre 0,34 e 2,77 g. Os valores de CP variaram de 1,3 a 4,8 cm para os espécimes da lagoa Almécega e de 2,5 a 4,3 cm para os espécimes da lagoa Verde.

Os espécimes de *A. cf bimaculatus* apresentaram CT entre 3,0 e 5,7 cm nas duas lagoas, mas pesaram entre 0,44 e 3,90g na lagoa Almécega e entre 1,55 a 4,10g na lagoa Verde. Os valores de CP variaram de 2,5 a 5,4 cm para os espécimes da lagoa Almécega e de 1,5 a 4,8 cm para os espécimes da lagoa Verde.

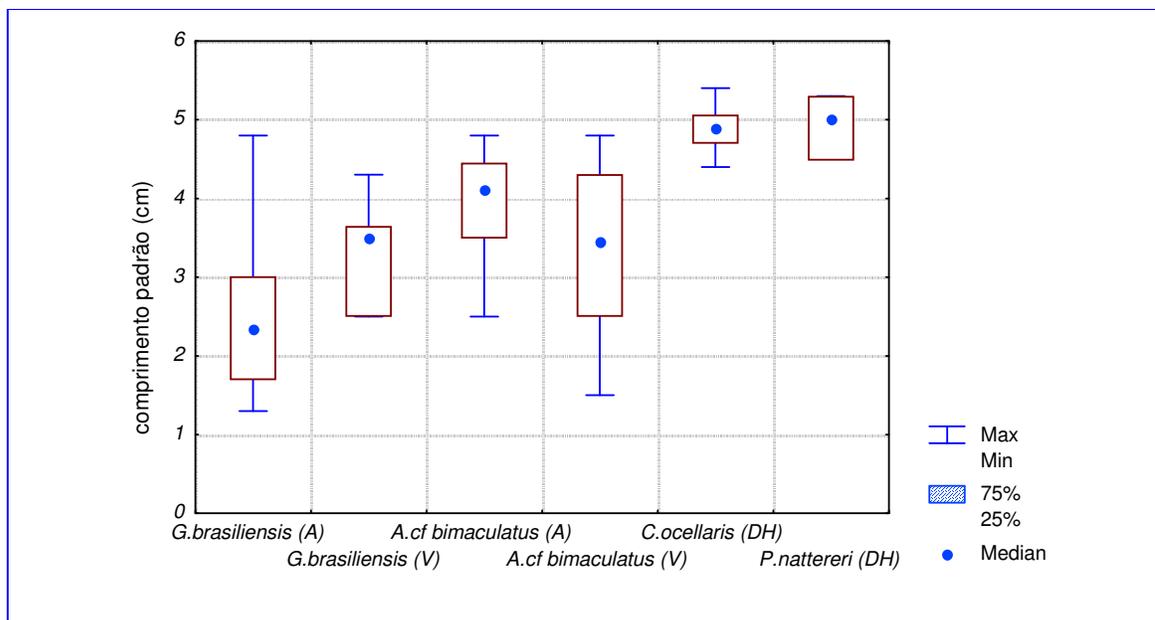


Figura 10: Valores máximos, medianos e mínimos do comprimento padrão dos peixes de acordo com os locais de ocorrência: lagoa Almécega (A), lagoa Verde (V) e lago Dom Helvécio (DH).

Para os exemplares de *C. ocellaris* os dados de CT variaram de 5,0 a 5,9 cm e o peso foi de 1,92 e 4,32 g. Para os de *P. nattereri*, estes valores variaram de 5,2 e 5,8 cm de CT e pesaram entre 5,25 e 5,50 g. Os CP destes exemplares variaram, para as respectivas espécies de 4,4 a 5,4 cm e 4,5 a 5,3 cm.

Todos os indivíduos coletados foram analisados e devido ao tamanho trataram-se de indivíduos entre a fase de alevino e jovem. Para os espécimes de *A. cf bimaculatus*, os indivíduos foram considerados em fase juvenil. É importante informar que não foram encontradas nenhuma fêmea ovada e nenhum macho em estágio de maturação avançado.

Os pesos totais dos peixes e de seus respectivos estômagos também foram plotados em gráficos que mostram os valores máximos, medianos e mínimos (Figuras 11 e 12, respectivamente). *G. brasiliensis* apresentou os menores valores de peso total e do estômago, enquanto *P. nattereri* os maiores valores.

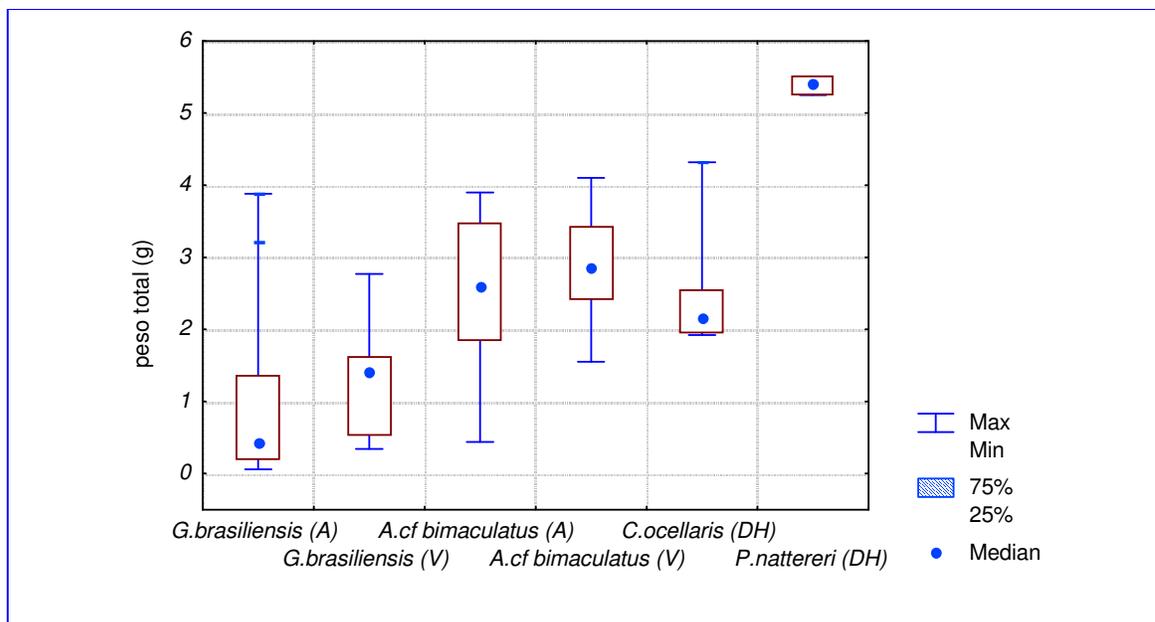
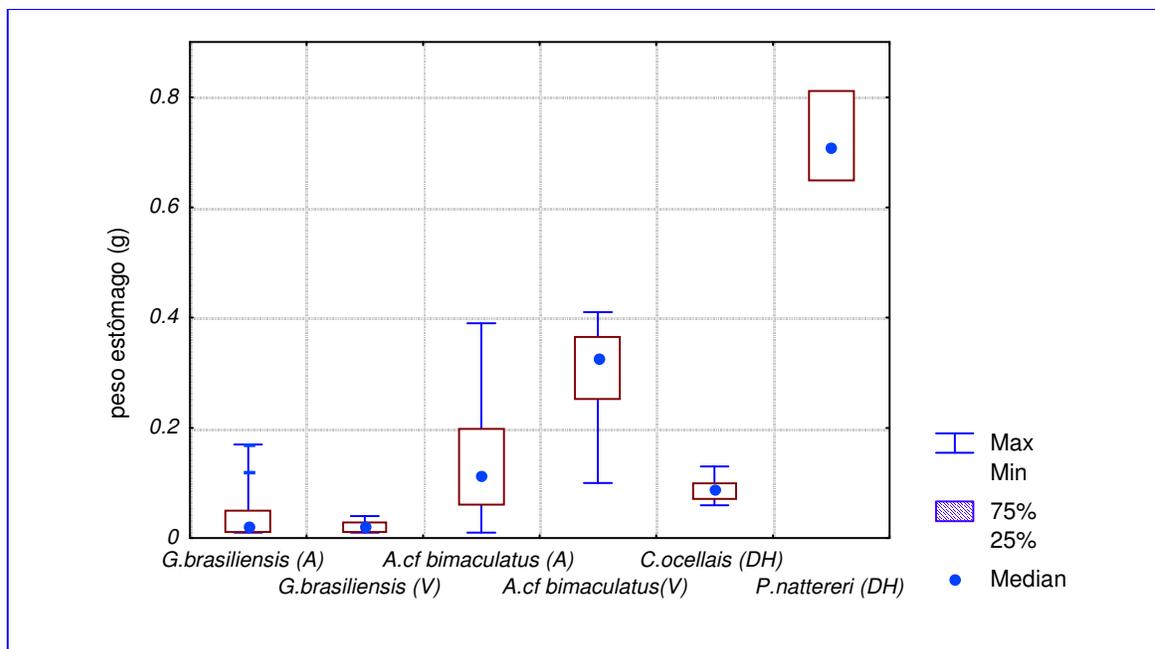


Figura 11- Valores mínimos, medianos e máximos dos pesos totais dos peixes, de acordo com os locais de ocorrência: lagoa Almécega (A), lagoa Verde (V) e lago Dom Helvécio (DH).

Os pesos dos estômagos com conteúdo não atingiram 0,20 g para os espécimes de *G. brasiliensis* em ambas as lagoas em que foram coletados. No caso de *A. cf bimaculatus* variaram de 0,02 a 0,39 g; de *C. ocellaris* de 0,09 a 0,13 g e de *P. nattereri* entre 0,65 e 0,81 g.



Figuras 12- Valores mínimos, medianos e máximos dos pesos dos estômagos dos peixes de acordo com os locais de ocorrência: lagoa Alméciga (A), lagoa Verde (V) e lago Dom Helvécio (DH).

4.4.2- Grau de repleção

Os valores da frequência absoluta e relativa dos graus de repleção (Gr) dos estômagos foram determinados por espécie de peixe, de acordo com as lagoas onde estes ocorreram e estão apresentados na Tabela 3.

Dos exemplares coletados na lagoa Alméciga, 98% exemplares de *G. brasiliensis* apresentaram estômagos com conteúdo, e 100% no caso de *A. cf bimaculatus*.

Para os exemplares coletados na lagoa Verde, 85% dos indivíduos de *G. brasiliensis* apresentaram estômago com conteúdo e em relação a *A. cf bimaculatus*, 90% apresentaram estômagos com conteúdo. Quanto aos exemplares de *C. ocellaris* e *P. nattereri*, todos os indivíduos apresentaram estômagos com conteúdo.

Os graus de repleção foram atribuídos subjetivamente através de comparações com pesos e tamanhos dos demais indivíduos da mesma espécie com tamanhos e pesos aproximados.

Considera-se que um estômago está repleto quando contém alimento suficiente para preencher seu volume total, embora a saciação geralmente ocorra antes desse estágio, mesmo no período do dia em que ocorre maior ingestão (ZAVALA-CAMIN, 1996). Mas mesmo que se determine com precisão o volume estomacal máximo possível, dificilmente o peixe ingerirá todo o alimento que o estômago permitir (RÖSCH, 1987) e considerando que a saciação ocorra antes do estômago atingir o seu limite físico de distensão, o mais apropriado seria estabelecer o volume máximo médio em condições naturais (ZAVALA-CAMIN, 1996).

As larvas dos peixes geralmente ingerem alimento em quantidades correspondentes ao volume máximo do estômago, enquanto que, nos adultos, a ingestão é geralmente inferior ao volume máximo do estômago. Essas quantidades aumentam conforme o peixe cresce, mas os valores relativos apresentam uma relação inversamente proporcional ao tamanho do peixe (ZAVALA-CAMIN, 1996). Além destes fatores, tudo depende do momento da coleta, do ciclo e ritmos alimentares e se a digestão já foi iniciada. Para análise, deve-se considerar que boa parte do material é encontrado em estado amorfo, devido a diferentes graus de digestibilidade dos tipos de alimento.

Os graus de repleção considerados apresentaram pouca variação para as quatro espécies estudadas. Foram poucos os indivíduos coletados que não apresentaram conteúdo em seus estômagos. Poucos também foram os indivíduos que apresentaram estômagos repletos de conteúdo. Seus estômagos estavam, em média, de 1/4 a 1/2 do volume preenchido. As maiores variações do grau médio de repleção dos estômagos parecem estar ligadas ao desenvolvimento gonadal. Indivíduos jovens, sem passar pelos processos e alterações decorrentes dos ciclos de maturação gonadal, mostraram-se mais homogêneos quanto ao grau médio de repleção dos adultos correspondentes, provavelmente alimentando-se mais continuamente.

Tabela 3: Frequência absoluta e relativa dos graus de repleção (Gr) das espécies de peixes estudadas, nas respectivas lagoas em que foram coletadas, sendo “n” o número de indivíduos.

Espécie	<i>Geophagus brasiliensis</i>				<i>Astyanax cf bimaculatus</i>				<i>Cichla ocellaris</i>		<i>Pygocentrus nattereri</i>	
	Lagoa	Almécega		Verde		Almécega		Verde		Dom Helvécio		Dom Helvécio
Pontos	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
0	1	2,0	2	15,0	0	0,0	3	0,09	0	0,0	0	0
A	23	41,0	2	16,0	3	14,0	10	0,31	1	11,0	0	0
B	0	0,0	0	0,0	0	0,0	4	0,13	0	0	1	33,3
C	26	46,0	6	46,0	13	58,0	11	0,34	5	56,0	2	66,6
D	6	11,0	3	23,0	5	23,0	4	0,13	3	33,0	0	0,0
E	0	0,0	0	0,0	1	5,0	0	0	0	0,0	0	0,0
TOTAL	56	100,0	13	100,0	22	100,0	32	100,0	9	100,0	3	100,0
Gr	1,5		1,7		2,1		1,3		2,2		1,66	

4.4.3- Análise do conteúdo digestivo das espécies estudadas

A análise da dieta alimentar das quatro espécies de peixes coletados, permitiu a obtenção dos resultados descritos a seguir, considerando-se dois grupos distintos: espécies nativas e espécies introduzidas.

Os itens alimentares encontrados nos estômagos dos peixes jovens foram classificados nos seguintes grupos:

- Protozoários;
- Algas, em sua maioria diatomáceas;
- Ostracodos;
- Turbelários: do gênero *Mesostoma*;
- Microcrustáceos do grupo Copepoda representados pelas espécies de Calanoida *Argyrodiaptomus furcatus* e *Notodiaptomus isabelae* e náuplios de Copepoda Calanoida; pelas espécies de Cyclopoida *Thermocyclops minutus*, *Mesocyclops brasiliensis*, *Tropocyclops prasinus* e náuplios de Copepoda Cyclopoida; e por Harpacticoida;
- Microcrustáceos do grupo Cladocera representados pelas espécies *Moina micrura*, *Bosmina longirostris*, *Daphnia* sp, *Bosminopsis deitersi*, *Chydorus pubescens*, *Biapertura affinis* e *Ceriodaphnia cornuta*;
- Rotíferos, constituídos basicamente por *Lecane* sp, e *Cephalodella* sp e *Ptygura libera*;
- Nematódeos;
- Oligoquetos, representados pela família Tubificidae;
- Aracnídeos representados por ácaros aquáticos e Hydracarina;

- Insetos, incluindo insetos aquáticos em estágios imaturos de desenvolvimento constituídos em maior parte por larvas de Chironomídeos e *Chaoborus* sp e também fragmentos de insetos terrestres como Díptera, Coleoptera e Hymenoptera;
- Material orgânico de origem vegetal: material semi-digerido representados por raízes, folhas e caules de macrófitas e demais vegetações de margem;
- Material orgânico de origem animal: corpo de insetos, aranhas, camarões e peixe em partes ou por inteiro;
- Detritos não identificados: matéria orgânica alterada, de tal modo que não foi possível identificar a origem animal ou vegetal;
- Sementes;
- Areia;
- Escamas e partes de alevinos de *Geophagus brasiliensis* encontradas em *Astyanax* cf *bimaculatus* e de *Cichla ocellaris* encontradas em *Pygocentrus nattereri*.

4.4.3.1- Dieta das espécies nativas

As espécies nativas capturadas nas lagoas Almécega e Verde tiveram a análise do conteúdo feita de acordo com o local de coleta.

a)- *Geophagus brasiliensis*

Dentre os itens alimentares considerados, foram encontrados 15 itens, nos exemplares da lagoa Almécega. Esta espécie foi a que apresentou maior variabilidade de itens na dieta, tendo sido encontrados, com maiores freqüências de ocorrência, os copépodos, seguidos de areia, cladóceros, sementes, detritos não identificados e material orgânico de origem vegetal, com valores variando entre 34 e 70%, como mostra a Figura 13. Os itens com maiores valores de freqüência no Método de Pontos foram, na seqüência, material orgânico de origem vegetal, copépodos, areia e detritos não identificados com valores acima de 11%, apresentados na

Figura 14. O item protozoário apresentou frequência relativa muito baixa (0,2%) e, por isso, este item não foi plotado no respectivo gráfico.

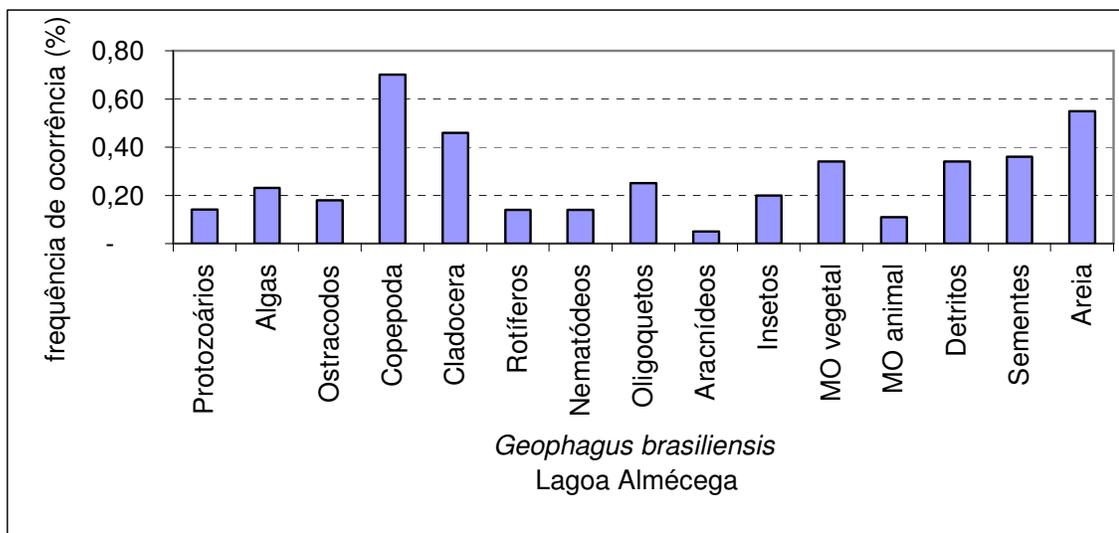


Figura 13: Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de *G. brasiliensis* coletados na lagoa Almécega.

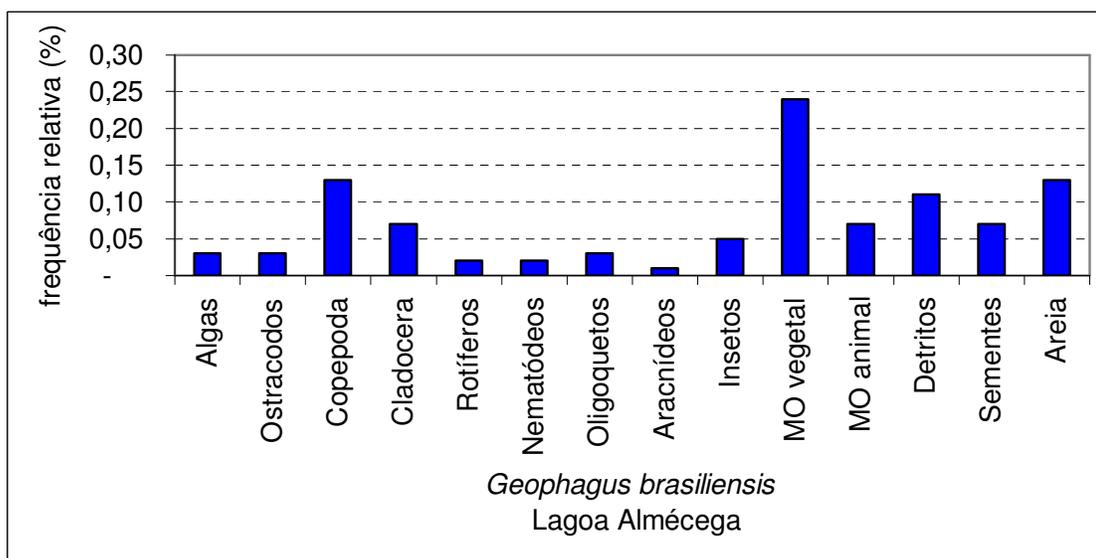


Figura 14- Frequência relativa pelo Método de Pontos (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de *G. brasiliensis* coletados na lagoa Almécega.

Nos exemplares da lagoa Verde foram encontrados 12 dos itens considerados, sendo os itens cladóceros, copépodos e outros detritos encontrados com mesmos valores de frequência, seguidos por areia, com frequência de ocorrência acima de 40%, apresentados na Figura 15. Detritos não identificados, cladóceros, matéria orgânica de origem animal e copépodos foram, na sequência, os itens de maior frequência relativa no Método de Pontos e, juntos somaram 79% de frequência, como mostra a Figura 16.

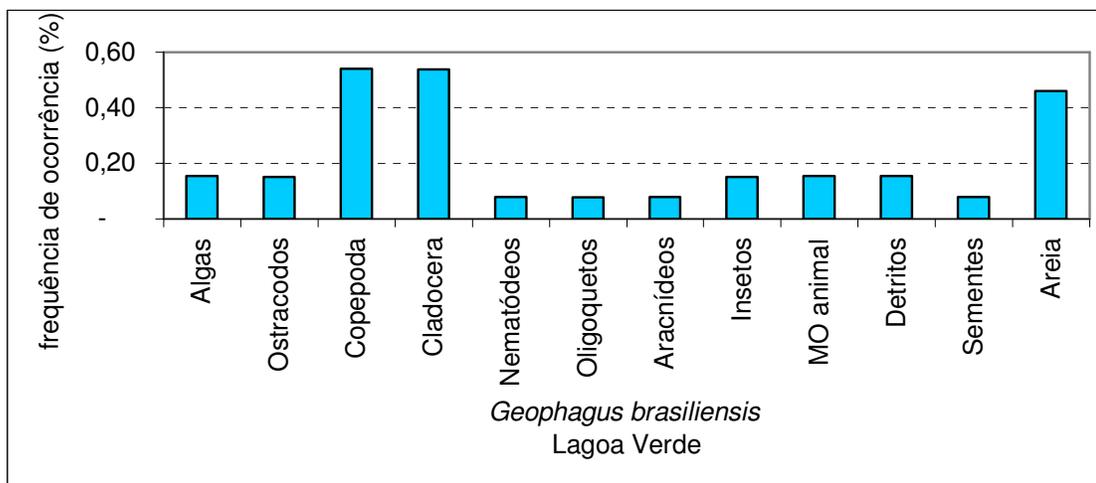


Figura 15- Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de *G. brasiliensis* coletados na Lagoa Verde.

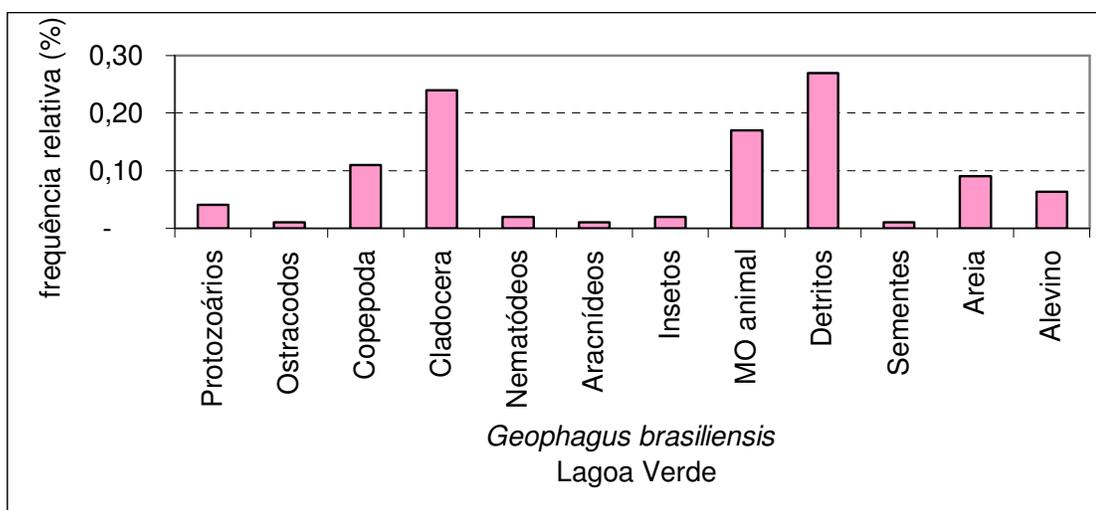


Figura 16- Frequência relativa pelo Método de Pontos (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de *G. brasiliensis* coletados na Lagoa Verde.

Geophagus brasiliensis apresentou grande variabilidade de itens alimentares, com maior frequência relativa de matéria orgânica vegetal, copépodos e areia na lagoa Almécega e de detritos e cladóceros na lagoa Verde. A maioria dos trabalhos sobre a alimentação de ciclídeos do gênero *Geophagus* referem-se a seus hábitos alimentares na fase adulta e assinalam o item detritos como uma dos principais componentes da dieta destes peixes (SCHROEDER – ARAUJO, 1980).

A palavra grega *Geophagus*, escolhida para designar o gênero acará foi bem aplicada dado o seu hábito de permanecer junto ao lodo (RIBEIRO, 1915 apud BARBIERI, 1975). MAGALHÃES (1931), considera essa espécie como exclusivamente iliófaga. No presente estudo, o item detritos constituiu um item de intermediária a alta predominância na dieta de *G. brasiliensis*, embora tenha sido também a espécie que apresentou maior variabilidade de itens encontrados, indicando dieta variada.

GUIMARÃES (1938), considera esta espécie como larvófaga por excelência até atingir um comprimento de mais ou menos 4 cm, procurando, após esse tamanho, alimentos mais sólidos e volumosos. KNÖPPEL (1970) estudou a dieta de espécies amazônicas do gênero *Geophagus* e encontrou predominância dos itens sementes, detritos, matéria vegetal e microcrustáceos. LAZZARO (1987; 1991) apresenta um histórico da evolução dos peixes planctívoros, desde macrófagos até micrófagos, reconhecendo que podem ser facultativos ou obrigatórios, sendo que os facultativos são mais comuns entre os peixes de água doce, devido às intensas alterações do habitat com as estações do ano e cita, como exemplo, *G. brasiliensis*, que mudam de seletores a filtradores ativos conforme crescem.

Neste estudo, os dados obtidos para esta espécie, que apresentou medidas máximas de CP de 4,8 cm, foram de uma dieta variada, de origem vegetal e de origem animal, baseada principalmente em microcrustáceos e em insetos, alguns em estágio larval. Como os itens detritos e areia, apesar de presentes, não foram predominantes em relação aos itens já citados, podemos considerar a presença do comportamento seletivo para esta espécie nesta fase.

NIKOLSKY (1963), em estudo com Cichlidae, considerou *G. brasiliensis* como carnívoro. Neste trabalho, nenhum dos exemplares de *G. brasiliensis* apresentaram carnivoria, provavelmente por se tratarem de indivíduos na fase jovem.

UEIDA (1983), estudando o regime alimentar temporal dos peixes de riacho na região de Limeira (SP), verificou que para *G. brasiliensis* não houve variação estacional da frequência de ocorrência dos principais itens alimentares da dieta desta espécie, tendo sido

encontrada uma maior variedade de itens autóctones do que alóctones. ROMANINI (1989), analisando a composição da dieta alimentar dos peixes do reservatório de Americana (SP) encontrou, para indivíduos jovens e adultos de *G. brasiliensis*, maior frequência de ocorrência dos itens crustáceos, detritos, insetos e areia, coletados na estação seca e chuvosa, sendo que na estação chuvosa, o item vegetais superiores também foi encontrado com alto valor de frequência.

Embora este estudo não possa apresentar informações a respeito de diferenças estacionais na dieta dos peixes, devido à amostragem ter sido realizada em uma única coleta, os resultados obtidos estiveram de acordo com os diversos trabalhos acima citados. A dieta de *G. brasiliensis* teve participação de diversas categorias de itens, o que classifica a espécie como de hábito onívoro, conforme os estudos de NOMURA e CARVALHO (1972).

No trabalho de SMITH et al. (2002), *G. brasiliensis* foi descrito como alimentando-se de sementes, algas filamentosas, rotíferos e copépodos. As frequências de ocorrência e relativa dos itens nas duas lagoas estudadas mostraram que *G. brasiliensis* apresentou uma dieta composta principalmente por pequenos invertebrados, incluindo particularmente microcrustáceos e copépodos, material de origem vegetal e outros detritos. A maior parte dos itens encontrados foram autóctones, com exceção feita à algumas sementes, material de origem vegetal e alguns insetos. Algas e rotíferos apresentaram baixos valores de frequência, enquanto sementes ocorreram com frequências intermediárias.

b) *Astyanax cf bimaculatus*

Nos exemplares da lagoa Almécega, foram encontrados 14 dos itens alimentares considerados, sendo outros detritos, nematódeos e matéria orgânica de origem vegetal os itens mais frequentes, com ocorrência acima de 30%, de acordo com a Figura 17. Detritos não identificados e matéria orgânica de origem vegetal e animal apresentaram os maiores valores de frequência relativa, os quais, somados, corresponderam a mais de 60% do total (Figura 18). As escamas e partes ainda não decompostas encontradas nestes estômagos corresponderam a alevinos de *G. brasiliensis*.

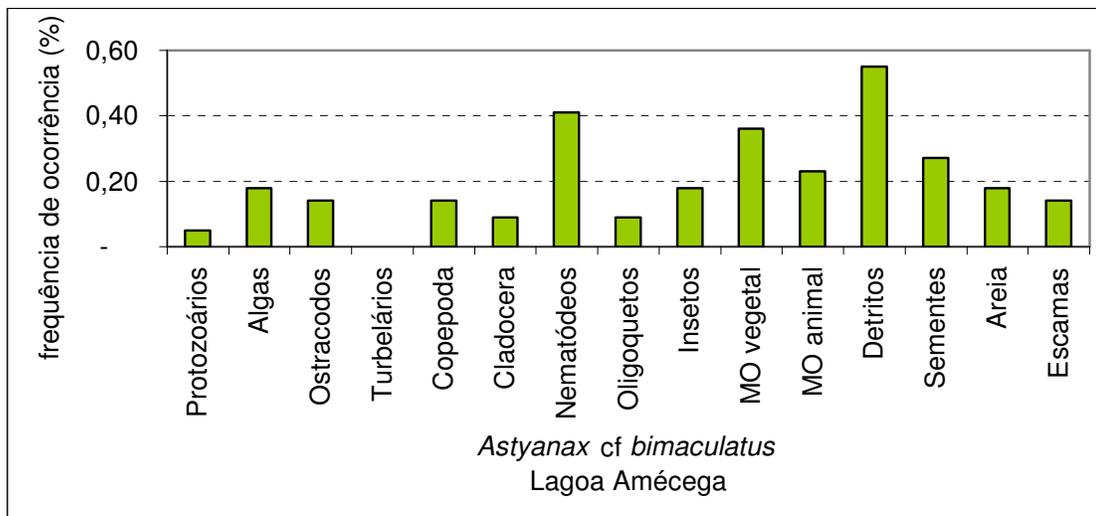


Figura 17- Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de *A. cf bimaculatus* coletados na lagoa Almécega.

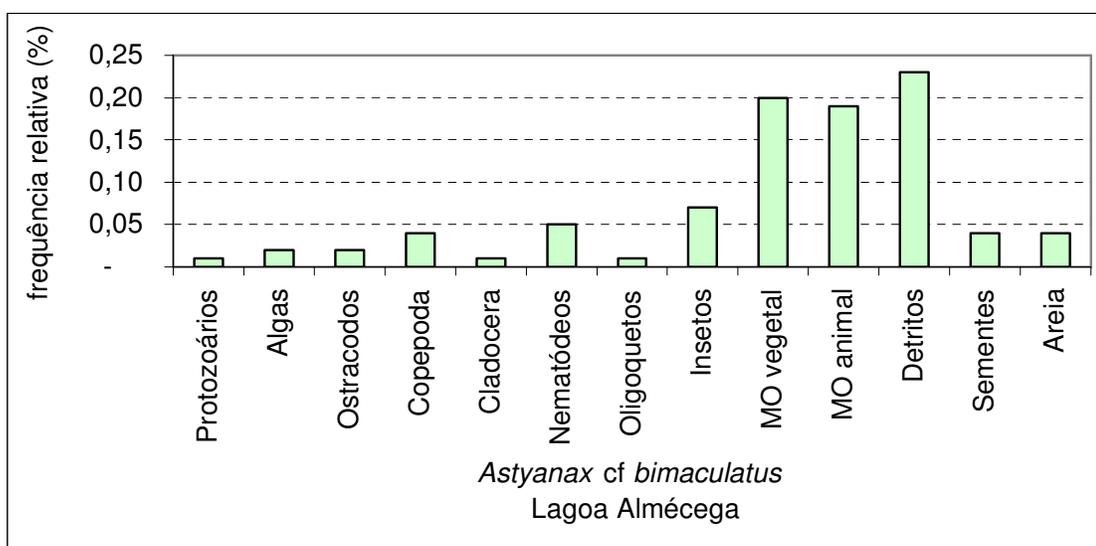


Figura 18- Frequência relativa pelo Método de Pontos (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de *A. cf bimaculatus* coletados na lagoa Almécega.

Para os espécimes da lagoa Verde, dos itens alimentares considerados, foram encontrados 14 itens. Os itens com maior frequência de ocorrência foram cladóceros, insetos e detritos não identificados, cujos valores foram superiores a 50%, como mostra a Figura 19. Insetos e matéria orgânica de origem animal e vegetal foram, na seqüência, os itens com

maiores freqüências relativas pelo Método de Pontos, representando 57% do volume dos estômagos (Figura 20).

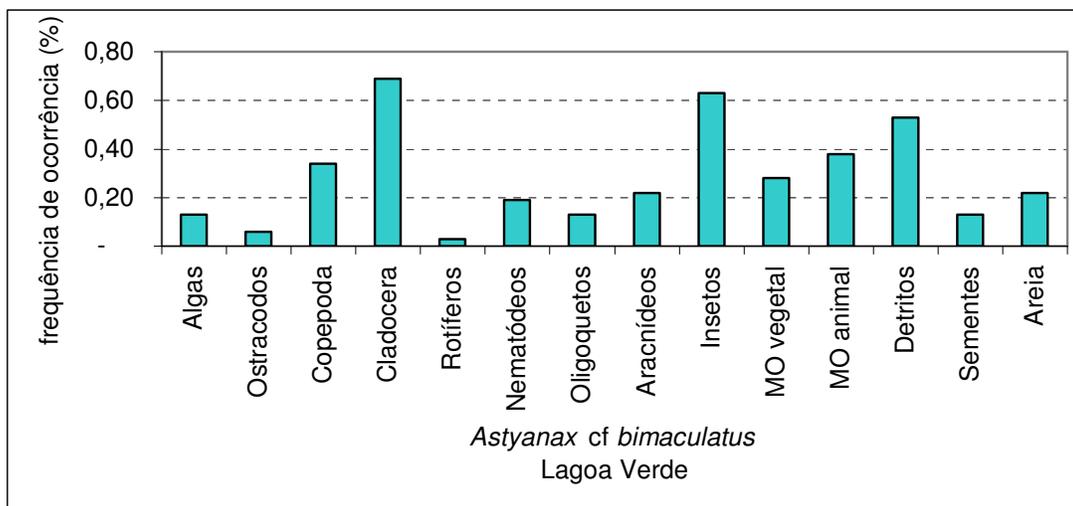


Figura 19- Freqüência de ocorrência (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de *A. cf. bimaculatus* coletados na lagoa Verde.

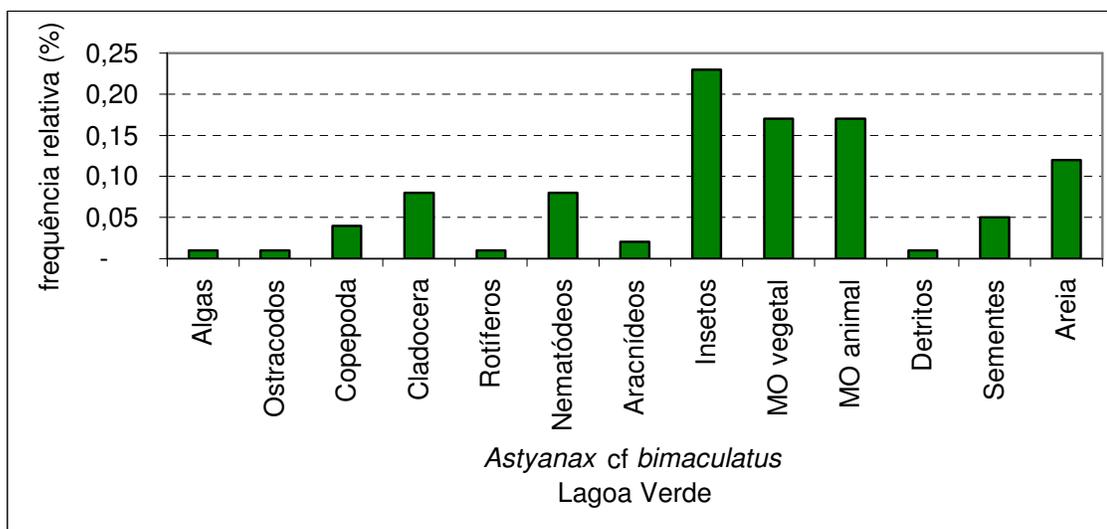


Figura 20- Freqüência relativa pelo Método de Pontos (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de *A. cf. bimaculatus* coletados na lagoa Verde.

No estudo de UEIDA (1983) com *Astyanax bimaculatus*, os itens vegetais superiores e insetos terrestres foram os predominantes, tanto em ocorrência como em volume. O item seguinte, em ordem de importância, foi insetos aquáticos representado não apenas por larvas aquáticas, mas também por Collembola, encontrados em uma frequência superior a das larvas aquáticas.

No presente trabalho, a dieta de *A. cf bimaculatus* também apresentou altos valores de frequência para os itens alimentares mencionados, sendo que o item insetos, apesar de não ter sido subdividido em aquáticos e terrestres, foi representado em sua maior parte por organismos terrestres, principalmente Hymenoptera, enquanto os insetos aquáticos encontrados foram representados principalmente por *Chaoborus* sp.

NOMURA (1975a), em estudos realizados no rio Moji-Guaçu, SP, considerou *A. bimaculatus* como onívoro, com predominância de consumo de restos de vegetais superiores.

BARBOSA e MATSUMURA-TUNDISI (1984) ao estudarem o consumo de organismos zooplancônicos por adultos e juvenis de *A. fasciatus*, verificaram que os indivíduos jovens alimentaram-se principalmente de zooplâncton e macroinvertebrados (larvas de insetos), enquanto os adultos também consumiram algas e detritos. ORTAZ e INFANTE (1986) também consideraram os organismos zooplancônicos importantes em termos numéricos para a alimentação da espécie.

ROMANINI (1989) analisou o conteúdo estomacal de *Astyanax bimaculatus* e encontrou insetos como o item alimentar mais frequente e dominante, quanto ao volume. O autor considerou detritos e vegetais superiores como itens complementares no tripé básico de sustentação alimentar dos indivíduos adultos desta espécie. Para os indivíduos jovens, encontrou os mesmos itens seguidos de crustáceos, areia e sementes, como os mais frequentes.

Para *Astyanax fasciatus*, este mesmo autor encontrou, em geral, como mais frequentes e dominantes em volume, os itens insetos, crustáceos, vegetais superiores e detritos, para indivíduos jovens e adultos, nas estações seca e chuvosa. Estes resultados foram muito próximos aos obtidos neste trabalho, para *Astyanax cf bimaculatus* na fase jovem, visto que estes itens foram encontrados em elevadas porcentagens tanto para a frequência de ocorrência quanto a relativa, em ambos ambientes estudados.

GODINHO (1996), descreveu *A. bimaculatus*, que ocorre nas lagoas do Parque Estadual do Vale do rio Doce, mostrando alimentação bastante variada, comendo alimentos de origem vegetal (algas, sementes e pequenos frutos) e animal (insetos aquáticos e terrestres, organismos planctônicos e pequenos peixes).

No trabalho realizado por MARQUES e VIEIRA (1999), a dieta de *A. bimaculatus* no reservatório de Peti, MG, caracterizou-se pela predominância de insetos, seguido de zooplâncton, sementes e vegetais. Estes autores consideraram a espécie onívora e também generalista, alimentando-se dos recursos mais abundantes. Os dados obtidos no presente estudo mostraram presença frequente dos itens mencionados na dieta de *A. cf bimaculatus* em ambas as lagoas estudadas.

PORTO (2000), analisando a alimentação de peixes do gênero *Astyanax*, verificou a predominância de insetos na categoria de fragmentos, Hymenoptera, Homoptera, Coleoptera, larvas de insetos aquáticos e restos vegetais. Verificou também que a maioria dos itens alimentares ingeridos por estas espécies eram de origem alóctone. No presente estudo, foram observadas sementes inteiras por todo o trato digestivo de *A. cf bimaculatus*, a maior parte, nos exemplares coletados na lagoa Almécega. Os valores de frequência deste item foram intermediários, embora tenha sido observado seu consumo em ambas as lagoas estudadas.

VILELLA et al. (2002) estudaram a dieta de seis espécies de *Astyanax* e encontraram hábito alimentar onívoro, com insetos e restos de vegetais superiores como os itens mais importantes em suas dietas. Estes autores consideraram que estas espécies agem como dispersoras de sementes, principalmente de macrófitas. Além disso, SMITH et al. (2002), ao estudarem espécies de peixes comuns na região sudeste do Brasil, verificaram *A. altiparanae* alimentando-se de macrófitas aquáticas, algas, insetos e pequenos crustáceos.

No presente estudo, a dieta de *A. cf bimaculatus*, em ambas lagoas, teve como itens alimentares mais frequentes cladóceros, insetos, materiais de origem vegetal e animal e detritos não identificados, que caracterizaram uma dieta onívora. Além desses itens, vale ressaltar a presença de partes de peixe dentre os itens encontrados, caracterizando os indivíduos encontrados como carnívoros/insetívoros, na fase jovem.

4.4.3.2 - Dieta das espécies introduzidas

a) *Cichla ocellaris*

Foram encontrados 12 dos itens alimentares considerados. Os itens com maior frequência de ocorrência foram, na seqüência, detritos não identificados, copépodos, insetos, cladóceros e matéria orgânica de origem animal, que representaram valores acima de 44%, como mostra a Figura 21. Foram encontradas peles e partes ainda não decompostas de alevinos, mas não foi possível identificar a espécie.

Insetos e matéria orgânica de origem animal ocorreram com mesma frequência relativa (19%), seguidos de matéria orgânica de origem vegetal, detritos não identificados e cladóceros, somando mais de 78% da frequência relativa pelo Método de Pontos; este e os demais valores de frequência de cada item encontram-se na Figura 22.

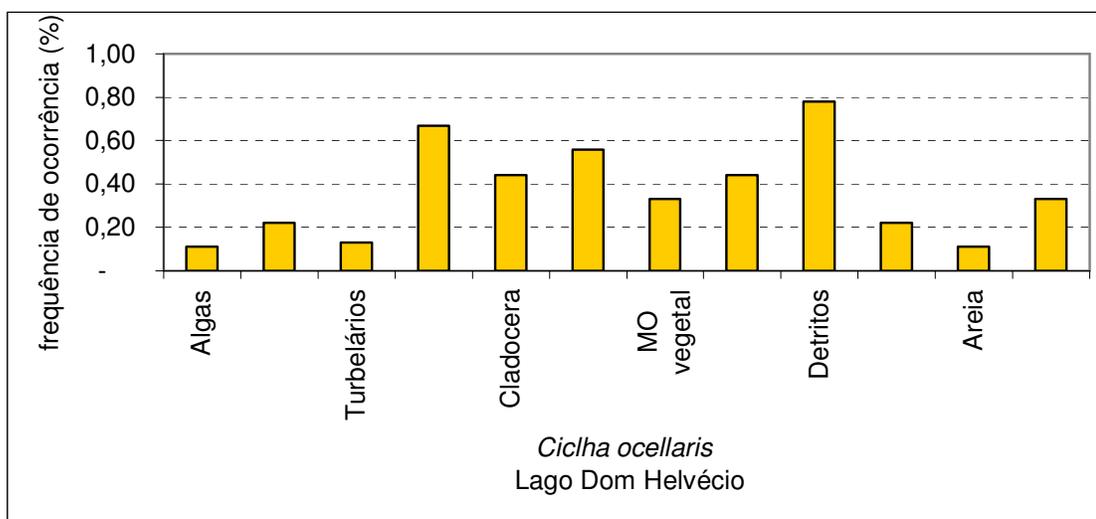


Figura 21- Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de *C. ocellaris*.

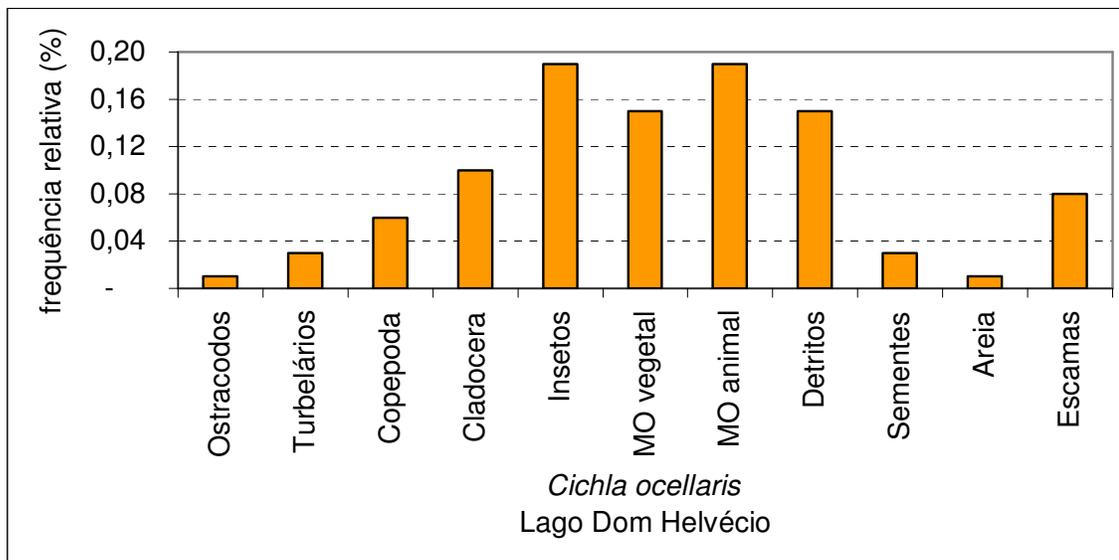


Figura 22- Frequência relativa pelo Método de Pontos (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de *C. ocellaris*.

C. ocellaris apresentou dieta variada, de origem animal e vegetal, consumindo cladóceros e copépodos com alta frequência, assim como *G. brasiliensis*.

A dieta encontrada nos exemplares de *C. ocellaris* foi atribuída totalmente a indivíduos jovens, de acordo com o comprimento padrão (CP) dos indivíduos analisados.

Segundo BRAGA (1982), os alevinos de tucunaré começam a se alimentar ativamente tão logo iniciam a natação, por volta do 4º ou 5º dia após a eclosão, independentemente da absorção do saco vitelíneo.

De acordo com ZARET (1980), os jovens da espécie *C. ocellaris* permanecem com os pais, aproximadamente de 8 a 10 semanas ou até os peixes atingirem CP entre 60 – 70 mm, alimentando-se de zooplâncton e, somente com CP entre 60 e 200 mm os jovens passam a ingerir insetos, camarões e peixes pequenos, permanecendo em cardumes. Acima deste tamanho, os peixes se tornam solitários e passam a se alimentar de peixes maiores.

Segundo POPOVA (1978), a transição da planctofagia está associada a uma série de mudanças morfológicas e comportamentais. SANTOS et al. (1994), ao estudarem os efeitos da introdução do tucunaré nos reservatórios de Furnas e Marimbondo, registraram dieta predominantemente ictiófaga para tucunarés menores que 10 cm. DURÃES et al. (2000), verificaram em *Cichla monoculus* que na fase zooplancófaga persistiu pelo menos até os

peixes atingirem cerca de 120 mm de comprimento padrão, embora tenham observado a ingestão de peixes em indivíduo de 87 mm. Para os adultos amostrados foi observado canibalismo bastante expressivo.

Segundo ZARET (1977), o canibalismo é freqüentemente observado entre peixes de água doce, principalmente em espécies predadoras, embora, de acordo com ZARET (1980), estudando *C. ocellaris* na Amazônia, esta espécie raramente exerce canibalismo e apenas sobre jovens de até 10 semanas, atribuindo aos desenhos e ao colorido que aparecem nestes peixes após essa fase, a função de alertar indivíduos maiores, evitando a predação intraespecífica.

No presente estudo, não foi possível atribuir canibalismo aos indivíduos de *C. ocellaris* analisados. A carnivorina, entretanto, nesses indivíduos com medidas de comprimento corpóreo inferior a 6 cm, foi confirmada em muitos exemplares analisados através da presença de escamas, pele e partes da musculatura de peixes nos conteúdos dos estômagos. A dieta desta espécie foi baseada principalmente em microcrustáceos, insetos, material de origem animal e vegetal .

b) *Pygocentrus nattereri*

Nos exemplares de *Pygocentrus nattereri* coletados no lago Dom Helvécio, foram encontrados dois itens nos estômagos: matéria orgânica de origem animal, escamas e partes de alevinos de *C. ocellaris*, sendo que o primeiro item citado foi encontrado em abundância nos três exemplares examinados (Figura 23).

Escamas e partes de *Cichla ocellaris* representaram 29% da freqüência relativa pelo método de Pontos, como mostra a Figura 24.

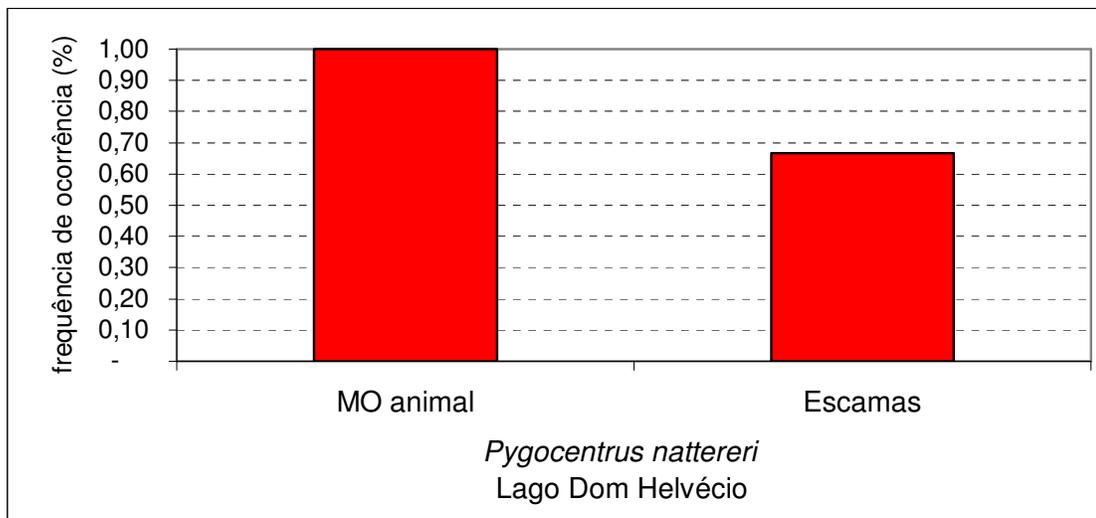


Figura 23- Frequência de ocorrência (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de *P. nattereri*.

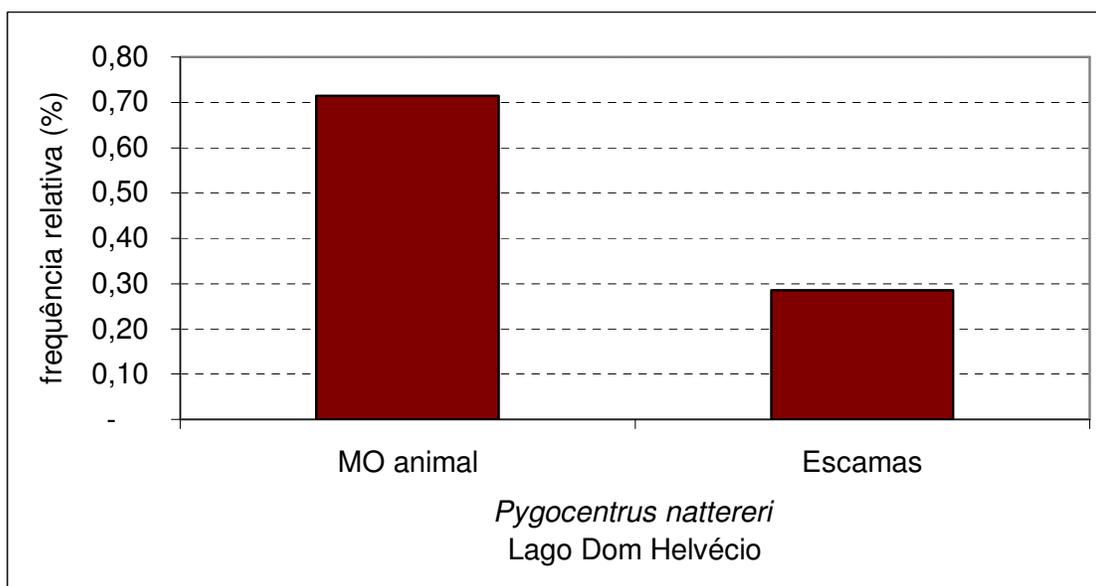


Figura 24- Frequência relativa pelo Método de Pontos (%) dos itens alimentares encontrados nos estômagos analisados de *P. nattereri*.

Segundo MOE (1964), *P. nattereri* é uma espécie oportunista que alimenta-se somente de peixes e invertebrados aquáticos, mas podendo predar qualquer organismo que encontre, incluindo organismos terrestres.

Alto grau de piscivoria especializada foi descrito por SAZIMA e MACHADO (1990) para piranhas, em estudos restritos a momentos de grande fartura de presas (peixes). Em seu trabalho, mostraram que a dieta de *P. nattereri* é baseada quase que exclusivamente em caracídeos, ciclídeos e outros tipos de peixes, inteiros ou partes. Estes autores observaram que mesmo indivíduos pequenos (5 – 10 cm) podem comer presas inteiras, a exemplo de pequenos caracídeos Tetragonoperinae e Cheirodontinae, assim como ciclídeos.

De acordo com BITTENCOURT (1994), esta espécie apresenta características biológicas e demográficas que sugerem táticas eficientes à vida em lagos de várzea. PAULY (1994) afirma que no caso de *Pygocentrus nattereri*, o tamanho da presa não é fator limitante e tem a reputação de ser um predador voraz, agressivo e capaz de consumir rapidamente grande quantidade de presas. Este mesmo autor observou que esta espécie tem o hábito de arrancar pedaços da presa para alimentar-se, diferentemente de outros piscívoros como o tucunaré.

ZELDITCH e FINK (1995), em um estudo sobre a dieta desta espécie com o desenvolvimento ontogenético, considerou que os indivíduos jovens alimentam-se geralmente de microcrustáceos, larvas e adultos de insetos, e na fase adulta se alimentam principalmente de carne. GODINHO (1996), em levantamento feito sobre os peixes do Parque Estadual do Vale do rio Doce, descreveu esta espécie como carnívora, que se alimenta de peixes (inteiros ou em pedaços), insetos, caranguejos e répteis, tendo o hábito de vasculhar o fundo ou a vegetação à procura de suas presas, podendo emboscar e perseguir pequenos peixes por trás e também podendo alimentar-se de animais em decomposição.

Apesar desta constatação, a espécie pode ter formas alternativas de alimentação em função das mudanças estacionais, como verificado por MACHADO (2003), MACHADO-ALLISON e GARCIA (1986), apresentando outros tipos de alimentação carnívora e herbívora, e também demonstrado por GOULDING (1980), em estudo com piranhas na Amazônia, as quais alimentaram-se de frutos. Além disso, SAZIMA e MACHADO (1990), constataram que piranhas pantaneiras, mesmo em fartura de presas, ingerem itens de origem vegetal e animal que não peixe, embora em menor escala.

Neste trabalho, os três espécimes coletados de *Pygocentrus nattereri* apresentaram itens alimentares de origem exclusivamente animal, com ocorrência de nadadeiras e pedaços de musculatura de *C. ocellaris*, indicando alto grau de piscivoria.

Parece, todavia, que o mais coerente para estes indivíduos na fase jovem é ter uma dieta mais alternativa e o resultado encontrado ter sido decorrência do pequeno número de espécimes amostrados. MACHADO-ALLISON e GARCIA (1986), observaram que *P. nattereri* é zooplancetófago durante os primeiros estágios de desenvolvimento nas planícies alagadas da Venezuela e altera a dieta conforme cresce. Embora este comportamento não tenha sido constatado, deve-se considerar a possibilidade de variação da alimentação de uma mesma espécie em diferentes biótopos e sistemas hidrográficos.

Os exemplares de *Cichla ocellaris* apresentaram dieta variada, embora baseada principalmente na carnívoria (piscívoria). No caso dos exemplares de *Pygocentrus nattereri*, nesta mesma fase, embora um pequeno número de exemplares tenham sido analisados, verificou-se uma alimentação exclusivamente ictiófaga.

No presente estudo, os dois métodos empregados para a análise de conteúdo estomacal (Frequência de ocorrência dos itens e análise volumétrica, inferida indiretamente pela avaliação da abundância dos itens pelo Método de Pontos), utilizados em conjunto, diminuem distorções como superestimar a importância de um item muito frequente, porém pequeno e de baixo valor nutricional, assim como de um item grande e nutritivo, porém acidental.

De acordo com ZAVALA –CAMIN (1996) a combinação dos métodos procura equilibrar os valores de exemplares grandes, presentes em pequeno número, com exemplares pequenos, em grande número e permite estimativas sobre seletividade ou disponibilidade das espécies usadas como presas.

Através da combinação dos valores obtidos nestes dois métodos foi possível avaliar os itens de maior importância para as espécies estudadas. Dos itens alimentares encontrados nos peixes analisados, os itens mais frequentes em porcentagem decrescente, foram: material de origem animal, detritos não identificados, cladóceros, insetos, material de origem vegetal, copépodos, escamas e alevinos de peixes e sementes. O item areia foi desconsiderado, por não ser um possível item de competição.

Esses itens de maior importância foram plotados em gráficos para melhor comparação entre os valores mais frequentes das espécies nativas com as espécies introduzidas (Figuras 25 e 26).

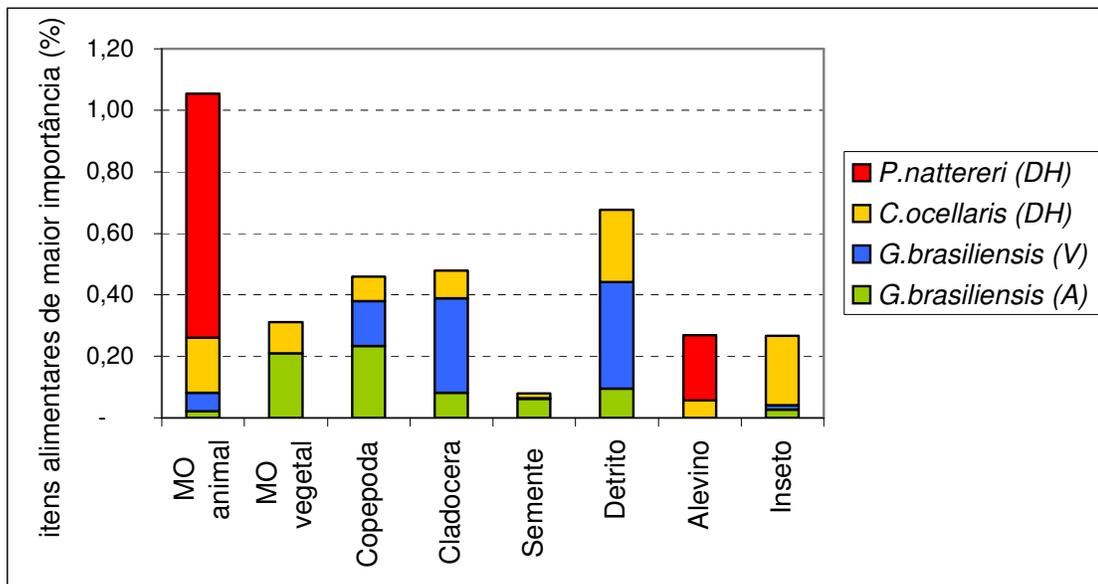


Figura 25- Porcentagem dos itens alimentares mais freqüentes na espécie nativa *G. brasiliensis* das lagoas Almécega (A) e Verde (V) e nas espécies introduzidas *C. ocellaris* e *P. nattereri* do lago Dom Helvécio (DH).

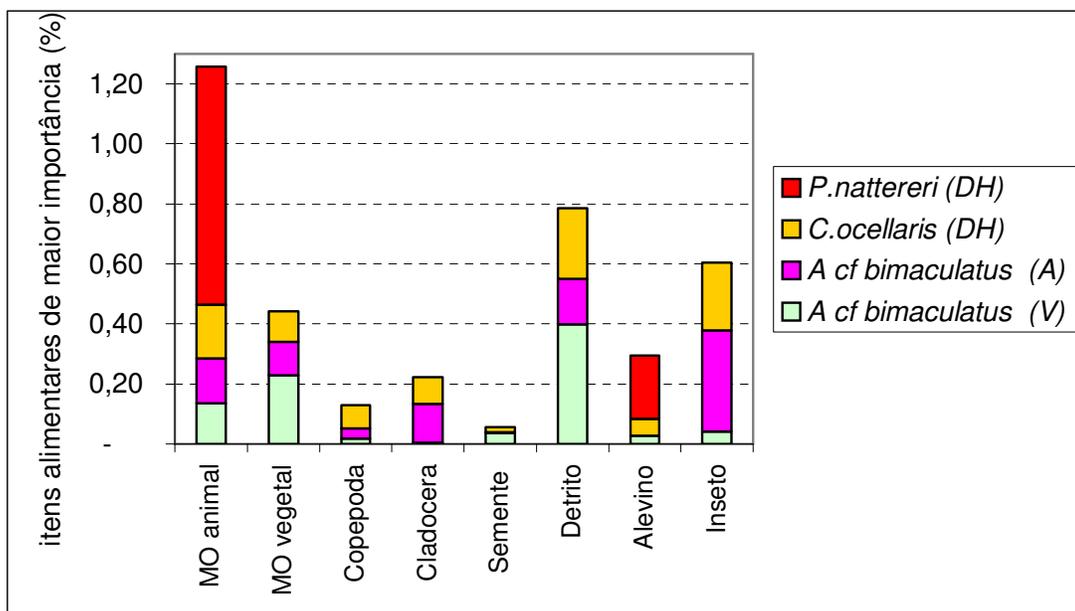


Figura 26- Porcentagem dos itens alimentares mais freqüentes na espécie nativa *A cf bimaculatus* das lagoas Almécega (A) e Verde (V) e nas espécies introduzidas *C. ocellaris* e *P. nattereri* do lago Dom Helvécio (DH).

Os valores percentuais das frequências para *P. nattereri* foram diferenciadas das demais espécies devido à uma dieta baseada exclusivamente em itens de origem animal, enquanto as outras espécies variaram entre itens de origem vegetal e animal.

Na dieta de *G. brasiliensis*, os itens de origem animal foram principalmente organismos zooplancctônicos dos grupos cladóceros e copépodos, e detritos. Para *C. ocellaris*, a alimentação foi mais variada, baseada em insetos, alevinos, zooplâncton e detritos. As porcentagens dos itens mais frequentes para *A. cf bimaculatus* mostraram-se muito próximos dos valores obtidos para *C. ocellaris*, o que pode indicar hábitos de forrageamento e preferências alimentares semelhantes.

De acordo com a revisão feita por LAZZARO (1987), muitas espécies de peixes alimentam-se de plâncton durante um período de suas vidas, mudando o hábito planctívoro conforme crescem; neste período, algumas são planctívoras obrigatórias com dieta baseada exclusivamente no plâncton, enquanto outras são planctívoras facultativas, alimentando-se de plâncton assim com de outros itens. Desta forma, possivelmente o hábito alimentar de *G. brasiliensis* exiba tendência à planctivoria obrigatória, enquanto *A. cf bimaculatus* e *C. ocellaris* à planctivoria facultativa.

Dentre os organismos zooplancctônicos predados, o grupo dos cladóceros apresentou maior participação na dieta de *G. brasiliensis* da lagoa Verde, de *A. cf bimaculatus* da lagoa Alméga e de *C. ocellaris* do lago Dom Helvécio. De acordo com DRENNER (1977), os cladóceros são mais vulneráveis que os copépodos na probabilidade de captura, devido à alta capacidade de fuga dos copépodos em relação aos cladóceros, o que possivelmente seja um dos fatores que justificam estes resultados.

Os itens cladóceros e copépodos divididos em subitens (espécies) para o conhecimento da participação percentual de cada espécie de zooplâncton na dieta destes alevinos capturados mostraram que dentre cladóceros foram encontradas 7 espécies (Figura 27). Para o item copépodos, foram encontradas 5 espécies e um item correspondente à soma de náuplios de copépodos Cyclopoida, como mostra a Figura 28. O item rotíferos esteve presente na dieta com baixas frequências de ocorrência e relativa, tendo sido encontrados apenas nos estômagos de *G. brasiliensis* da lagoa Alméga e *A. cf bimaculatus* da lagoa Verde. Suas porcentagens foram plotadas em relação às espécies que apresentaram zooplâncton na dieta, para efeito de comparação (Figura 29).

Com exceção feita aos indivíduos de *P. nattereri*, nos demais alevinos foram encontradas as espécies de Cladocera *Bosminopsis deitersi*, *Biapertura affinis*, *Daphnia* sp, *Ceriodaphnia silvestrii*, *Bosmina hagmani*, *Moina micrura* e *Chydorus pubescens*, num total de 7 espécies. *G.brasiliensis* apresentou maior variedade de Cladocera no conteúdo estomacal em ambas as lagoas em que foi encontrado, sendo maior o consumo de *Chydorus pubescens*. *A cf bimaculatus* também apresentou maior consumo desta espécie dentre os Cladocera, mas a diversidade deste grupo foi menor. Já os estômagos de *C. ocellaris*, mostraram maior ingestão de *Daphnia* sp.

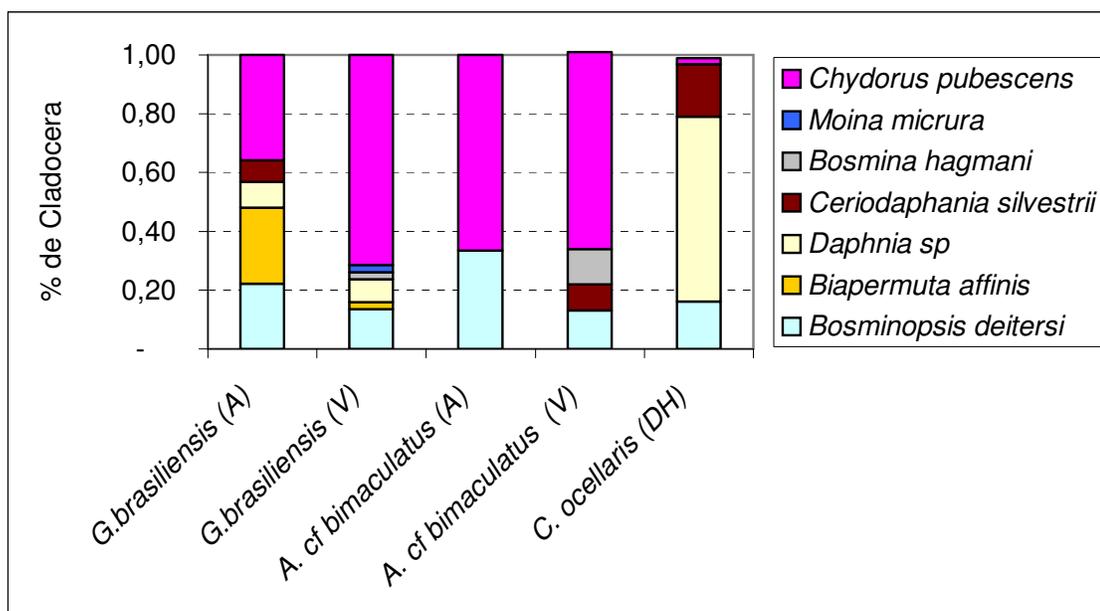


Figura 27- Porcentagem de cladóceros nos estômagos das espécies de peixes nas lagoas Almécega (A), Verde (V) e no lago Dom Helvécio (DH).

Dentre o grupo dos Copepoda, foram ingeridos pelos peixes, as espécies *Notodiptomus isabelae*, *Argyrodiptomus furcatus*, *Harpacticoida*, *Mesocyclops brasilianus* e *Thermocyclops minutus*, além de náuplios de Cyclopoida, totalizando 5 espécies, como mostra a Figura 28.

Do grupo de Rotifera foram encontradas apenas 3 espécies: *Ptygura libera*, *Lecane luna*, *Cephalodella* sp em apenas 2 espécies de peixe: *G. brasiliensis* da lagoa Almécega e *A cf bimaculatus* da lagoa Verde. *G. brasiliensis* apresentou maior quantidade de *Ptygura*

libera, enquanto nos estômagos de *A cf bimaculatus* foram encontrados somente exemplares de *Lecane luna* (Figura 29).

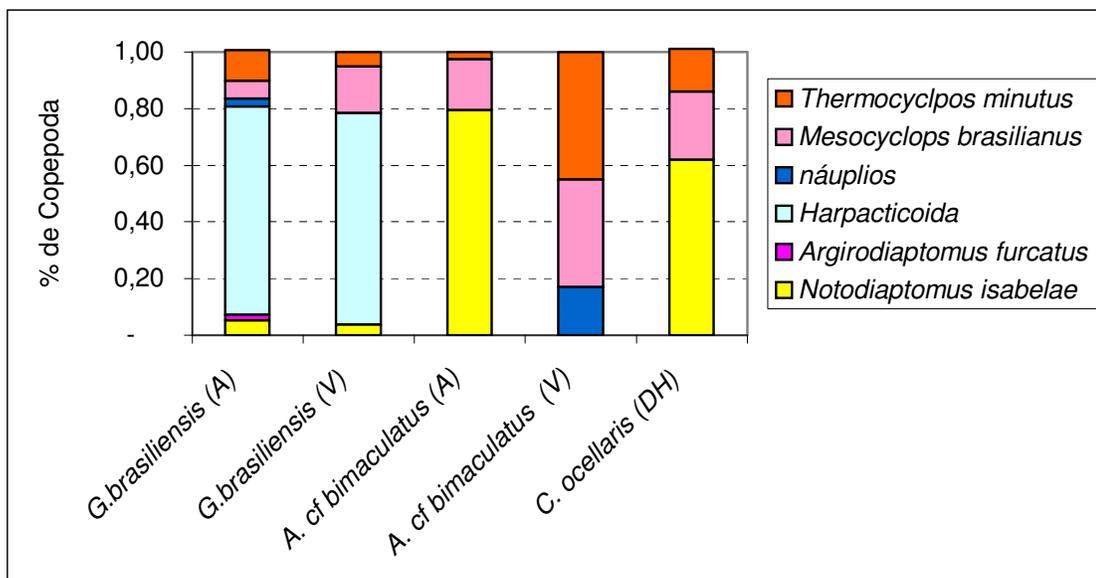


Figura 28- Porcentagem de copépodos nos estômagos das espécies de peixes nas lagoas Almécega (A), Verde (V) e no lago Dom Helvécio (DH).

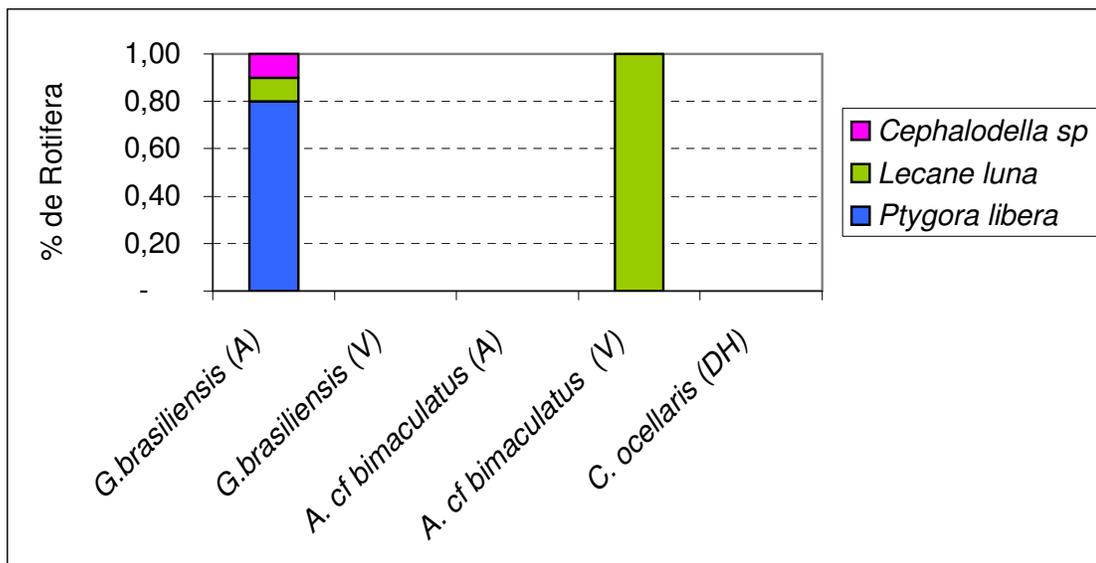


Figura 29- Porcentagem de rotíferos nos estômagos das espécies de peixes nas lagoas Almécega (A), Verde (V) e no lago Dom Helvécio (DH).

Nos estômagos de *C. ocellaris* e *A. cf bimaculatus* da lagoa Almécega o grupo dos copépodos foi representado principalmente por *Notodiaptomus isabelae*, enquanto a sua presença foi muito baixa em *G. brasiliensis*, que mostrou maior consumo de Harpacticoida. *C. ocellaris* e *A. cf bimaculatus* provavelmente apresentam estratégias semelhantes de caça, que são adaptadas ao consumo de presas maiores e rápidas mas que, entretanto, proporcionam maior ganho de energia, como é o caso de *Notodiaptomus isabelae*.

Numerosos estudos enfatizam a seletividade por tamanho por parte dos planctívoros visuais nas comunidades aquáticas, e algumas outras características tais como abertura bucal em larvas e espécies pequenas (HUNTER, 1979) e dependência da iluminação e turbidez (VINYARD; O'BRIEN, 1976). Baseado nas diferenças de detecção visual entre planctívoros facultativos e obrigatórios JANSSEN (1982) enfatizou que ao avistar as presas, os planctívoros facultativos fazem uma escolha entre a mais compensadora energeticamente que otimize o gasto de energia na captura, ou a de maior tamanho.

Os peixes da lagoa Almécega e Verde apresentaram maior diversidade de zooplâncton na dieta, dentre os grupos zooplancônicos abordados, enquanto os peixes do lago Dom Helvécio apresentaram reduzida variedade de espécies zooplancônicas na dieta. Este fato pode estar relacionado indiretamente com a diversidade de zooplâncton nos locais de forrageamento destas espécies de peixe.

Em estudo realizado em 16 lagoas do Vale do rio Doce, MORETTO (2001b) encontrou maiores valores do Índice de Shannon para a lagoa Almécega e maior equitabilidade dentre o zooplâncton, sendo 30 táxons de espécies de famílias típicas de regiões litorâneas, local de forrageamento dos peixes, principalmente nesta fase.

De acordo com MATSUMURA-TUNDISI, (1986), a comunidade zooplancônica do lago Dom Helvécio é composta principalmente por copépodos que contribuem com 72% do total de zooplâncton, com seis espécies identificadas. Cladocera contribui com 9% , incluindo 8 espécies. Rotíferos contribuem com 6% e com poucas espécies (5 ou 6 espécies) que somados à baixa densidade de náuplios de copépodos conferem a este lago características incomuns, comparadas a outros sistema aquáticos.

Segundo TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI (1995), este fato pode estar relacionado à estabilidade do lago que favorece o crescimento de estrategistas K, como copépodos e ostrácodos que são mais abundantes neste lago, o que pode explicar maior

ocorrência de adultos de copépodos ao invés de náuplios, pelo enriquecimento do ciclo de vida e reprodutivo.

Embora as informações descritas acima sejam condizentes com os resultados do presente estudo, tendo em vista a presença de copépodos maiores *Notodiptomus isabellae*, *Mesocyclops brasiliensis* e *Thermocyclops minutus* na dieta de *C. ocellaris*, assim como a ausência de ingestão de rotíferos, a ocorrência destes itens na dieta parece estar mais relacionada aos hábitos e preferências alimentares das espécies de peixes estudadas.

É importante ressaltar que a ingestão de rotíferos foi muito pequena ou ausente para todos os peixes estudados, o que pode ser atribuído ao interesse em forragear destas espécies, como explica o modelo de forrageamento ótimo de WERNER e HALL (1974), baseado na capacidade de visualização da presa e fornecimento máximo de energia por unidade de tempo.

É preciso considerar que o grupo dos rotíferos apresenta menores dimensões, implicando na dificuldades de visualização além do baixo fornecimento de energia. Para LAZZARO (1987) o consumo de uma presa varia em função do tamanho, forma da pigmentação, contraste e habilidade de fuga por parte da presa e da eficiência em avistar, da preferência, da experiência, da fome, do comportamento alimentar e do sucesso de captura por parte do predador.

Deve-se considerar também que os exemplares de peixes ocorrentes na mesma lagoa foram coletados juntos, no mesmo local, o que indica que estas espécies compartilham do mesmo ambiente de forrageamento. Os resultados apresentados quanto a porcentagem das espécies zooplanctônicas encontradas nos estômagos mostram que ocorreram diferenças na captura destes recursos alimentares, não apenas entre os diferentes locais de coleta, mas também entre as espécies que coexistem na mesma lagoa.

4.4.3.3- Comparação das dietas alimentares pelo método de Morisita

Na Tabela 4, são apresentados os valores dos coeficientes de sobreposição alimentar, para as quatro espécies, calculados para os seis grupos estudados, verificando-se que estes valores variaram de 0,15 a 0,92.

Tabela 4- Coeficientes de sobreposição alimentar, calculados para as espécies estudadas, coletadas nas lagoas Almécega e Verde e lago Dom Helvécio

Espécie	Local	<i>G.brasiliensis</i>	<i>G.brasiliensis</i>	<i>A.cf bimaculatus</i>	<i>A cf bimaculatus</i>	<i>C. ocellaris</i>	<i>P. nattereri</i>
		Almécega	Verde	Almécega	Verde	D Helvécio	D Helvécio
<i>G. brasiliensis</i>	Almécega	xx	0,58	0,79*	0,74*	0,71*	0,15
<i>G. brasiliensis</i>	Verde	0,58	xx	0,67*	0,62*	0,69*	0,31
<i>A cf bimaculatus</i>	Almécega	0,79*	0,67*	xx	0,83*	0,87*	0,42
<i>A cf bimaculatus</i>	Verde	0,74*	0,62*	0,83*	xx	0,92*	0,33
<i>C. ocellaris</i>	D Helvécio	0,71*	0,69*	0,87*	0,92*	xx	0,44
<i>P. nattereri</i>	D Helvécio	0,15	0,31	0,42	0,33	0,44	xx

* valores \geq a 0,60 foram considerados significativos

MATTHEWS (1998) sugere que, em níveis moderados de disponibilidade de recursos, as espécies de peixes podem divergir na sua exploração utilizando o recurso ao qual estão mais adaptadas e quando os recursos são super abundantes, as espécies podem utilizá-los de forma oportunista sem haver competição.

Embora não tenha sido possível quantificar e qualificar a disponibilidade dos diferentes itens alimentares nos ambientes, deve-se lembrar que as espécies estudadas foram coletadas em locais diferentes e os graus de sobreposição são apenas uma suposição de competição por alimento.

De acordo com valores adotados em ZARET e RAND (1971), para significância dos coeficientes de sobreposição, *G. brasiliensis* não apresentou dieta similar, nos dois ambientes estudados, apesar do coeficiente ter ficado muito próximo de um valor significativo. Segundo LOWE-MCCONNELL (1987), a maioria das espécies de peixe de água doce exibe uma considerável plasticidade na sua dieta e o resultado obtido neste trabalho esteve provavelmente relacionado ao fato dos alevinos de *G. brasiliensis* da lagoa Almécega consumirem maior quantidade de material de origem vegetal e sementes, em relação aos indivíduos da lagoa Verde. Entretanto, para os alevinos de *A. cf bimaculatus*, o mesmo não ocorreu, visto que o valor do coeficiente foi alto, indicando elevada similaridade de sua dieta em ambientes diferentes.

Os coeficientes de sobreposição alimentar foram significativos para as espécies *G. brasiliensis*, *A. cf bimaculatus* e *C. ocellaris* em todos os ambientes estudados e indicaram elevada similaridade na dieta destas espécies. ZARET e RAND (1971) demonstraram que

uma maior sobreposição de nichos ocorreu na época de chuva em um rio tropical no Panamá, coincidindo com a maior abundância de alimentos e o contrário ocorreu durante a estação seca, período de menor disponibilidade alimentar. Este pode ter sido um dos fatores que justificam os elevados valores de sobreposição alimentar do presente estudo, o qual foi desenvolvido no período das chuvas.

Por outro lado, para *P. nattereri*, os valores de sobreposição não foram significativos em relação a nenhuma das espécies, devido provavelmente ao seu hábito exclusivamente carnívoro.

Segundo ROSS (1986), o grau de parentesco entre espécies tem efeito significativo sobre a similaridade ecológica com espécies menos aparentadas, mostrando menor sobreposição alimentar, possivelmente devido às diferenças morfológicas (SIMBERLOFF; DAYAN, 1991). No presente estudo, este fato não foi evidenciado, pois os maiores valores de sobreposição alimentar ocorreram entre as espécies não aparentadas *A. cf. bimaculatus* e *C. ocellaris*, fato que pode indicar competição por recursos alimentares nos ambientes em que estas espécies coexistam.

As sobreposições alimentares calculadas para as espécies em seus respectivos locais de ocorrência foram altas e os resultados indicaram que, nesta fase, estas espécies habitam biótopos semelhantes.

A partição de recursos entre espécies coexistentes tem sido considerada como um dos processos responsáveis pela estrutura das populações e conseqüentemente da comunidade (AGOSTINHO et al., 2003b). A dieta zooplancófaga é rica em proteínas e permite rápido crescimento das larvas e alevinos (ZAVALA-CAMIN, 1996).

Os dados obtidos mostraram uma comunidade de peixes (alevinos e jovens) pouco diversificada e com baixa abundância de indivíduos nos lagos do Vale do rio Doce, sendo que no lago Dom Helvécio foi obtido um número muito reduzido de peixes em relação às outras lagoas, além da ausência de espécies nativas.

GODINHO et al. (1994), registraram a presença de 8 espécies nativas de peixes no lago Dom Helvécio, dentre elas a forrageira *Astyanax bimaculatus* e 2 espécies introduzidas. No presente trabalho, foram coletadas apenas 2 dessas espécies neste lago, ambas introduzidas.

Embora no presente estudo a coleta de peixes tenha sido feita em um único período (abril de 2003), os elevados valores de sobreposição alimentar, a baixa diversidade e abundância de peixes na fase juvenil e principalmente a ausência de espécies nativas em relação à de espécies nativas registradas, indicaram que as populações introduzidas alteraram as populações das espécies nativas. Estes fatos podem justificar o baixo estoque de indivíduos, principalmente de espécies nativas e em fase juvenil, afetadas negativamente pela competição alimentar com *C. ocellaris*, nesta mesma fase, e pela predação de *C. ocellaris* e *P. nattereri* na fase juvenil e adulta.

4.5- Conclusões

- ✓ Uma maior número de exemplares de peixes, em fase juvenil, foi coletado nas lagoas em que não ocorreu introdução de espécies de peixes alóctones, enquanto nas lagoas em que ocorreram essas introduções não houve captura de nenhuma espécie nativa;
- ✓ A maioria dos estômagos dos peixes analisados na fase jovem apresentou conteúdo, embora não estivessem totalmente preenchidos, devido à alimentação contínua destes organismos nas fases iniciais de desenvolvimento;
- ✓ Na análise de conteúdo estomacal, verificou-se uma maior variedade de itens alimentares nos exemplares de *G. brasiliensis* ocorrido na lagoa Almécega;
- ✓ Os itens alimentares mais freqüentes para *G. brasiliensis*, *A. cf bimaculatus* e *C. ocellaris*, em porcentagem decrescente, foram: material de origem animal, detritos não identificados, cladóceros, insetos, material de origem vegetal, copépodos, escamas e alevinos de peixes e sementes;
- ✓ No conteúdo estomacal de *G. brasiliensis*, os itens de origem animal foram principalmente organismos zooplancônicos incluindo cladóceros e copépodos, enquanto para *C. ocellaris* e *A. cf bimaculatus*, a alimentação contendo itens de origem animal foi mais variada, incluindo insetos, alevinos e zooplâncton;

- ✓ Os coeficientes de sobreposição alimentar foram significativos para *G. brasiliensis*, *A. cf. bimaculatus* e *C. ocellaris* em todos os ambientes estudados indicando elevada similaridade na dieta destas espécies, nesta fase, baseada em itens alimentares de origem vegetal e animal;
- ✓ Desde as fases iniciais de desenvolvimento, as espécies introduzidas afetam negativamente as populações nativas não apenas devido à competição, mas principalmente à predação.

5- Capítulo II

Seletividade e eficiência alimentar de alevinos das espécies nativas *Astyanax cf bimaculatus* e *Geophagus brasiliensis* e das espécies introduzidas *Cichla ocellaris* e *Pygocentrus nattereri* em lagos do Vale do rio Doce – MG.

5.1- Introdução

Os ancestrais de peixes teleósteos evoluíram como predadores generalistas (GOSLINE, 1971), que alimentavam-se de presas grandes, sendo assim considerados macrófagos. A principal divergência deste padrão foi a tendência à alimentação com presas menores, como o plâncton, constituindo os micrófagos. Esta evolução dos macrófagos aos micrófagos foi marcada pelo desenvolvimento de estruturas especializadas e da regressão de outras, sendo que atualmente os mais especializados dos micrófagos são as espécies filtradoras. Hoje, os teleósteos incluem mais de 95% das espécies de peixes existentes (MARSHALL, 1965), sendo os micrófagos os mais evoluídos em águas continentais, na maioria das ordens.

LAZZARO (1987) apresenta um histórico da evolução dos peixes planctívoros, desde macrófagos até micrófagos, reconhecendo que podem ser facultativos ou obrigatórios, sendo os facultativos mais comuns entre os peixes de água doce, devido às intensas alterações do habitat com as estações do ano. A maioria dos trabalhos referentes a peixes planctívoros tem considerado os planctívoros facultativos que são predadores oportunistas (ZAVALLA-CAMIN, 1996).

Por outro lado, podem ocorrer mudanças no comportamento alimentar de acordo com a idade. *Geophagus brasiliensis*, assim como *Tilapia rendalli*, por exemplo, mudam de seletores a filtradores ativos conforme crescem (LAZZARO, 1991). O mesmo ocorre com *Polyodon spathula*, que acima de 22,5 cm de comprimento são filtradores, mas quando jovens são seletivos, alimentando-se de plâncton específico (ROSEN; HALES, 1981).

A dieta ou regime alimentar refere-se à natureza do alimento preferido ou mais consumido pelo peixe. Considerando-se o pequeno tamanho das larvas, a maioria das espécies têm em comum a utilização de plâncton como primeiro alimento. Entretanto, excetuando as espécies que continuam planctívoras, quando jovens ou adultas, as demais geralmente diversificam sua alimentação (ZAVALLA-CAMIN, 1996).

A seletividade alimentar é um comportamento que condiciona a escolha do alimento mais apropriado às necessidades do peixe. Entretanto, a presença de determinado tipo de alimento no estômago não significa, necessariamente, que se trata do alimento preferido, tendo em vista que possa ter sido ingerido somente por estar disponível, enquanto o alimento preferido estiver ausente, pouco freqüente ou difícil de capturar (ZAVALA-CAMIN, op.cit).

Com relação ao sucesso de captura pelos peixes, é preciso considerar tanto a eficiência de captura do predador como a habilidade da presa em escapar. No caso de larvas e espécies menores, o tamanho da boca pode ser um fator limitante. Peixes jovens marinhos e larvas de água doce são altamente ineficientes no que diz respeito ao comportamento alimentar e perspicácia visual.

Organismos que constituam uma fonte alimentar são freqüentemente perceptíveis em curtas distâncias, com tamanho entre 2 e 8 mm para larvas mais novas e entre 3 a 40 mm para larvas de 15 – 20 mm de comprimento, embora muitas delas não sejam capturadas com sucesso devido à baixa velocidade e baixa capacidade de captura do peixe. Já larvas de peixe com aproximadamente quatro semanas depois de eclodidos os ovos, atingem mais de 50% de sucesso na captura, devido ao processo de aprendizagem, ao desenvolvimento das barbatanas e do crescimento das mandíbulas inferiores (ROSENTHAL; HEMPEL, 1970).

Numerosos trabalhos ressaltam o papel desempenhado pelos peixes planctófagos na regulação e tamanho das populações planctônicas (WELLS, 1970; SPRULES, 1972; WARSHAW, 1972; O'BRIEN, 1979). Além da predação direta sobre os componentes zooplactônicos, os peixes podem, indiretamente, provocar mudanças na comunidade zooplanctônica, através da remoção seletiva de outros predadores, tais como larvas de *Chaoborus* (NORTHCOTE et al., 1978).

Por outro lado, embora existam muitos trabalhos sobre as relações entre peixes planctófagos e as comunidades planctônicas, como os de LAZZARO (1985; 1987), ainda são pouco conhecidas as diferenças no comportamento alimentar entre espécies nativas e invasoras, nas fases larvais e jovens. Mecanismos competitivos, por recursos alimentares, podem ser um importante fator pelo qual espécies exóticas afetam as nativas (GODINHO et al., 1994), sendo que introduções bem sucedidas, em geral, envolvem espécies que exibem hábito alimentar generalista e oportunismo trófico (TAYLOR et al., 1984).

Há também a questão da influência da predação de espécies introduzidas sobre espécies nativas. ZARET (1980), em um estudo com *Cichla ocellaris*, introduzido no Panamá, mostrou que esse predador afetava diferentemente as comunidades de peixes autóctones que viviam no lago Gatún e no tributário rio Chagres. As doze espécies nativas comuns foram reduzidas em 99%, com muitas extinções no lago, embora uma comunidade predador-presa estável tenha se desenvolvido no tributário.

Alguns autores como SOULÉ (1989), acreditavam que pesquisadores em bioquímica e genética molecular, em colaboração com imunologistas e epidemiologistas resolveriam o problema das espécies exóticas em 25 anos. No entanto, não foi o que se verificou, sendo bastante duvidoso que isto seja ecologicamente ou economicamente viável, pois baseia-se na erradicação das espécies por meios extremamente sofisticados, com conseqüências à biota e difíceis de serem avaliados a curto prazo, como já se observa nas primeiras iniciativas com os organismos transgênicos.

Assim, é bastante previsível que os aportes de recursos e o tempo necessário para o desenvolvimento das técnicas bioquímico-moleculares ou genético-moleculares para solucionar, caso a caso, o problema da introdução de espécies exóticas sejam inviáveis a curto e médio prazo. Programas múltiplos envolvendo a utilização de diferentes métodos de controle tem maiores possibilidades de sucesso. No mundo todo, o desenvolvimento de “*ecotecnologias*” (técnicas baseadas nas interações entre as espécies) para a *biomanipulação* dos ecossistemas, têm sido recomendadas.

Neste contexto, foi proposto um estudo experimental para avaliação das possíveis vantagens de espécies introduzidas sobre nativas, levando-se em conta que alguns ambientes já foram impactados com a introdução de *Cichla ocellaris* e *Pygocentrus nattereri*, enquanto outros ainda apresentam apenas espécies nativas. Os objetivos deste estudo encontram-se a seguir.

5.2 – Objetivos

O presente estudo, procurou, por meio de experimentos em laboratório, verificar diferenças no comportamento alimentar dos alevinos de *Cichla ocellaris* e *Pygocentrus nattereri* (espécies introduzidas) e de *Astyanax cf bimaculatus* e *Geophagus brasiliensis* (espécies nativas), avaliando:

- a) uma possível seletividade na captura de invertebrados planctônicos.
- b) a eficiência alimentar, de acordo com as taxas de predação em diferentes condições experimentais.

5.3 – Materiais e Métodos

5.3.1- Origem dos organismos e local de realização dos experimentos

Os experimentos de predação foram desenvolvidos nos Laboratórios do Parque Estadual do Vale do Rio Doce – MG e do Departamento de Biologia Evolutiva da Universidade Federal de São Carlos –SP. Os organismos zooplanctônicos, utilizados como fonte de alimento, assim como a maior parte dos exemplares de alevinos, foram retirados das lagoas Carioca e Almécega, e do lago Dom Helvécio no Vale do rio Doce. Alguns dos exemplares de alevinos de *C. ocellaris* utilizados foram obtidos de fornecedores da Fazenda Sertãozinho, em São Carlos, SP.

5.3.2-Avaliação da seletividade e eficiência alimentar dos alevinos

Foram realizados experimentos com alevinos das espécies nativas *Astyanax cf bimaculatus* (lambari) e *Geophagus brasiliensis* (cará) e das espécies introduzidas *Cichla ocellaris* (tucunaré) e *Pygocentrus nattereri* (piranha), visando avaliar uma possível seletividade destas espécies na captura de invertebrados planctônicos, bem como suas eficiências de captura. Foram considerados três tipos de experimentos, descritos a seguir.

5.3.2.1 - Avaliação da seletividade de alevinos na captura de zooplâncton composto

Neste caso, foram montados experimentos, com três réplicas e um controle (Figura 30), utilizando material coletado nas lagoas Carioca, Almécega e Dom Helvécio. Cada experimento foi composto por:

- 250 mL de água da respectiva lagoa filtrada;
- 250 mL de água filtrada do aquário dos alevinos de peixes (quando adquiridos de fornecedores);
- zooplâncton composto da respectiva lagoa ou lago, contendo números iguais das espécies de zooplâncton;
- 1 alevino de *C. ocellaris*, *A. cf bimaculatus* ou *G. brasiliensis*;
- 1 controle, sem a presença de peixes.

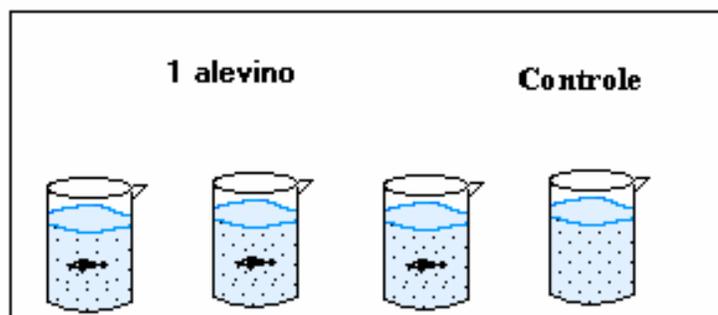


Figura 30- Delineamento experimental para avaliação da seletividade alimentar de alevinos na captura de zooplâncton composto.

O composto zooplancônico oferecido às três espécies de alevinos continha 10 indivíduos de *Chaoborus* sp, 10 indivíduos de *Thermocyclops minutus* e 10 indivíduos de *Notodiaptomus isabelae*.

Para os alevinos de *Cichla ocellaris*, foram montados mais dois experimentos, contendo cada um, 10 indivíduos das seguintes espécies zooplancônicas, respectivamente: *Notodiaptomus isabelae*, *Thermocyclops minutus* e náuplios; e *Notodiaptomus isabelae*, *Thermocyclops minutus* e *Mesocyclops brasilianus*. Os organismos zooplancônicos utilizados nos experimentos foram escolhidos devido a maior disponibilidade dentre o material coletado.

Os recipientes-teste foram mantidos sob aeração e a duração dos experimentos foi de 2 horas, sendo que previamente aos experimentos, os peixes foram mantidos em repouso e jejum de 2 horas.

Após o intervalo do experimento, os alevinos foram retirados e a solução restante foi filtrada em malha 68 μm . O material retido foi analisado com o auxílio de lupa, tendo sido contado o zooplâncton restante de cada espécie.

Com os dados obtidos, calculou-se o índice de procura por alimento (“FRi : forage ratio index”), de EDMONSON e WINBERG (1971):

$$\text{FRi} = r_i / p_i,$$

onde: r_i = a razão do tipo de alimento i ; e p_i = a proporção deste no ambiente.

Os valores de FRi variam de 0 (nulo) ao $+\infty$ (quando a seleção é altamente positiva). Fri é igual a 1 para alimentação ao acaso, ou seja, não ocorre seleção ou alimentação nula, quando o tipo de presa i é consumido em proporção igual à sua presença no ambiente.

Também foi calculado o índice de seletividade qualitativa de IVLEV (1961), chamado de eletividade (E):

$$E = \frac{r_i - P_i}{r_i + P_i}$$

onde: r_i = porcentagem de cada item no conteúdo estomacal e P_i = porcentagem de cada item no ambiente.

Os resultados apresentam limites de -1 a $+1$, com eletividade positiva quando o resultado é > 0 , ausência de eletividade quando o valor é zero e eletividade negativa quando é < 0 . Valores de E entre $-0,3$ e $+0,3$ são geralmente considerados não significativamente diferentes de 0, e indicam alimentação não seletiva.

5.3.2.2 - Avaliação da eficiência de alevinos na captura de zooplâncton composto

Além dos experimentos mencionados anteriormente, foram montados experimentos similares para as três espécies de peixes, embora utilizando apenas uma espécie zooplanctônica, em densidade conhecida, para a determinação da taxa de consumo de presa, no intervalo de 1h, a qual foi estimada através da densidade adicionada e do controle:

$$\text{taxa de predação} = (D_{ci} - D_f) - (D_{ci} - D_{cf})$$

onde: D_{ci} = densidade inicial da espécie de zooplâncton adicionada; D_{cf} = densidade final da espécie zooplânctônica predada intraespecificamente e, D_f = densidade final da espécie zooplanctônica adicionada após predação intraespecífica e predação pela espécie de alevino de peixe em questão.

As espécies zooplanctônicas oferecidas como alimento foram: *Notodiaptomus isabellae*, *Thermocyclops minutus* e *Chaoborus* sp.

5.3.2.3- Avaliação da eficiência alimentar de alevinos na captura de zooplâncton natural e concentrado

Foram realizados experimentos considerando-se duas condições experimentais descritas a seguir.

Para avaliar a taxa de predação de acordo com a presença de outro indivíduo no ambiente, foi montado um experimento em recipientes-teste contendo 1 e 3 alevinos cada, das seguintes espécies: *Pygocentrus nattereri*, *Geophagus brasiliensis* e *Astyanax* cf *bimaculatus*. Em cada recipiente, foi adicionada a comunidade de zooplâncton em concentração natural do lago Dom Helvécio para a primeira espécie e da lagoa Alméciga para as duas últimas, correspondendo aos locais onde estes alevinos ocorrem.

O experimento conduzido (Figura 31) também incluiu o uso de alevinos de *C. ocellaris*, embora neste caso, contendo 1, 3 e 6 alevinos nos recipientes-teste. A comunidade zooplânctônica adicionada consistiu em alíquotas de um concentrado zooplânctônico, coletado no lago Dom Helvécio e lagoas Carioca e Almécega, e adicionados separadamente.

Esta condição experimental foi desenvolvida com alevinos de *G. brasiliensis*, *A. cf bimaculatus* e *C. ocellaris* de 1,5 a 3,0 cm de comprimento padrão (CP). Exemplares de *G. brasiliensis*, *A. cf bimaculatus* e *P. nattereri*, embora um pouco maiores (4,0 cm de CP), também foram utilizados nos experimentos.

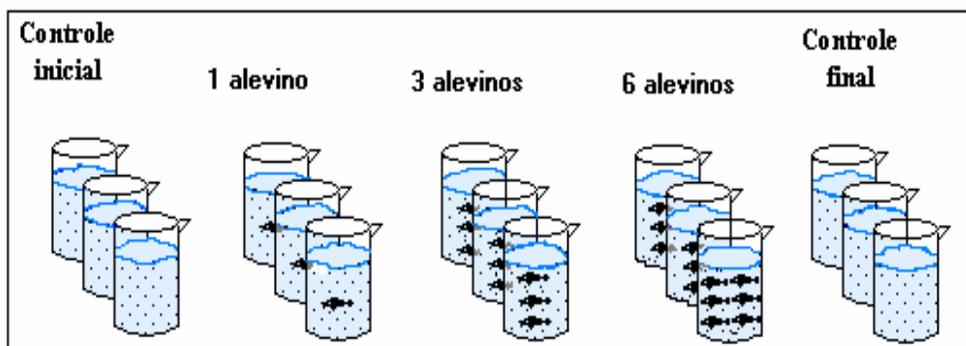


Figura 31- Delineamento experimental para avaliação das eficiências de captura de zooplâncton concentrado pelos alevinos.

Assim, para a montagem do experimento, foram utilizados:

- 450 ml de água da lagoa ou lago filtrada;
- 450 ml de água filtrada do aquário dos alevinos de peixes (quando adquiridos de fornecedores);
- 100 ml do concentrado de zooplâncton (equivalente a concentração natural em 1 litro de água da lagoa e alíquota) das lagoas Carioca, Almécega e/ou lago Dom Helvécio (em função do experimento com *C. ocellaris*);
- 1 e 3 alevinos da mesma espécie, sendo que para *Cichla ocellaris*, também foram utilizados 6 indivíduos, por recipiente-teste;

Os recipientes-teste foram mantidos sob aeração e a duração do experimento foi de 4 horas. Previamente aos experimentos, os peixes foram mantidos em repouso e jejum de 2 horas.

No início do experimento, o controle inicial foi fixado em formalina 8%, para identificação e quantificação da comunidade zooplanctônica inicial. O mesmo foi feito no final do experimento com o controle final. Após o término do experimento, os peixes foram retirados e toda a água foi filtrada em malha 68 μm . O concentrado restante foi fixado em formol a 8%, para posterior identificação e quantificação da comunidade zooplanctônica restante.

Para avaliar a taxa de predação de acordo com diferentes concentrações de alimento, foi montado um experimento similar, mas contendo apenas 1 alevino por recipiente-teste. A comunidade zooplanctônica adicionada como alimento foi de 1x, 2x e 4x a concentração natural de zooplâncton dos locais onde estes peixes ocorrem (Figura 32), ou seja, lagoa Almécega para *G. brasiliensis* e *A. cf bimaculatus* e lago Dom Helvécio para *C. ocellaris*. Alevinos de *P nattereri* não foram considerados, devido ao número insuficiente de indivíduos.

Este experimento foi desenvolvido com alevinos de *G. brasiliensis*, *A. cf bimaculatus* e *C. ocellaris* medindo entre 1,5 e 3,0 cm de CP. Os recipientes-teste foram mantidos sob aeração e a duração do experimento foi de 3 horas. Previamente ao experimento, os peixes foram mantidos em repouso e jejum de 2 horas. Após o término deste, os procedimentos foram os mesmos dos descritos para a condição experimental anterior.

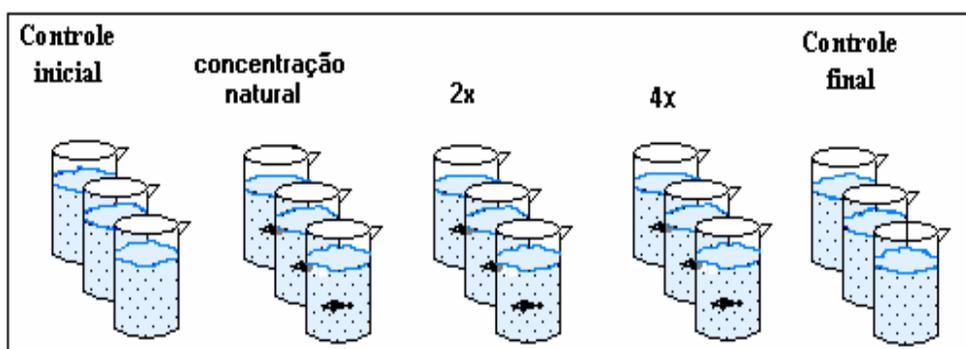


Figura 32- Delineamento experimental para avaliação das eficiências de captura dos alevinos, utilizando diferentes concentrações da comunidade zooplanctônica.

As comunidades zooplânctônicas foram identificadas e quantificadas por espécie para o grupo dos copépodos. Quanto aos demais organismos zooplanctônicos, foram somados em um único grupo, os valores encontrados para os náuplios de Cyclopoida e de Calanoida e também para os copepoditos de Cyclopoida e Calanoida. Além disso, foram somados todos os valores encontrados para as espécies de Cladocera (*Daphnia laevis*, *Diaphanosoma birgei*, *Ceriodaphnia pulchella* e *Bosmina hagmani*) e de Rotifera (*Keratella americana*, *Brachionus quadridentatus* e *Ptygura libera*).

A identificação taxonômica e a quantificação do zooplâncton foi realizada utilizando-se microscópio óptico estereoscópico, e microscópio óptico comum, com base na seguinte bibliografia: EDMONDSON (1959); ROCHA e MATSUMURA-TUNDISI (1976); BRANDLOVA et al. (1972); KOSTE (1978a, 1978b); PAGGI (1978); KORINEK (1981); MATSUMURA-TUNDISI (1984); VAN DE VELDE (1984); MATSUMURA-TUNDISI (1986); MONTÚ e GOEDEN (1986); REID, (1988); ELMOOR-LOUREIRO (1997); PENNAK (1991); SEGERS e DUMONT (1994); SEGERS (1995-1996); MORETTO (2001b).

Ao final de cada experimento, utilizando a comunidade zooplanctônica concentrada, foram estimados os seguintes valores:

- Dci = densidade inicial da comunidade zooplanctônica, de acordo com os grupos, estimados pela contagem do controle inicial;
- Dcf = densidade final da comunidade zooplanctônica predada, apenas por invertebrados, de acordo com os grupos, estimada pela contagem do controle final;
- Df = densidades finais da comunidade zooplanctônica, de acordo com os grupos, após predação por invertebrados e pela espécie de peixe em questão.

O número de organismos predados, por grupo zooplanctônico, foi determinado através da taxa de predação por recipiente-teste, de acordo com a fórmula abaixo:

$$\text{taxa de predação /h} = \frac{(Dci - Df) - (Dci - Dcf)}{h}$$

OBS: para facilitar a comparação dos diferentes experimentos, as taxas de predação foram calculadas por hora.

Aos resultados obtidos nos três tipos de experimentos, foi aplicado um tratamento estatístico utilizando o programa SYSTAT 9.0. Para verificar a existência de diferenças significativas entre os dados, foram feitas análises multivariadas (MANOVA) e análise de variância (ANOVA). Para os resultados com $p < 0,05$, foram confeccionados gráficos utilizando o programa estatístico STATISTICA for Windows (Stat Soft, Inc. 2000).

5.3.2.4- Itens alimentares consumidos pelos alevinos nos experimentos

Para verificar os itens mais predados por espécie de alevino, foram calculadas as porcentagens de consumo por item alimentar, por espécie de alevino, de acordo com o somatório das taxas de predação dos itens encontrados.

5.4- Resultados e Discussão

5.4.1- Seletividade e eficiência alimentar de alevinos nos experimentos com zooplâncton composto

Quanto a seletividade alimentar, os valores dos índices de Ivlev e FRi foram diferentes para as três espécies de alevinos consideradas (Tabela 5). *A.cf bimaculatus* apresentou maiores valores para ambos os índices em relação a *Chaoborus* sp, seguido de *Thermocyclops minutus*. No caso de *Notodiaptomus isabellae*, verificou-se valores menores e negativo para este experimento.

No experimento com *Geophagus brasiliensis* os valores positivos e maiores foram para *Chaoborus* sp e negativos para *Thermocyclops minutus* e *Notodiaptomus isabellae* (Tabela 5). *G. brasiliensis* e *A. cf bimaculatus* apresentaram maiores valores dos índices para *Chaoborus* sp provavelmente porque, em relação aos demais itens presentes, esta espécie é mais facilmente visualizada, devido ao tamanho.

Tabela 5- Valores dos índices de eletividade (Ivlev) e índice de procura por alimento (FRi) para as diferentes espécies de peixe, na fase de alevinos

Zooplâncton\Espécie de peixe	<i>Cichla ocellaris</i>		<i>A cf bimaculatus</i>		<i>Geophagus brasiliensis</i>	
	Ivlev	FRi	Ivlev	Fri	Ivlev	FRi
<i>Chaoborus sp</i>	-0,08	0,84	0,10	1,21	0,27	1,75
<i>Thermocyclops minutus</i>	0,20	1,50	0,01	1,02	-0,52	0,31
<i>Notodiptomus isabelae</i>	-0,21	0,66	-0,13	0,77	-0,03	0,94

Entretanto, nos experimentos com *C. ocellaris*, os índices de Ivlev e FRi foram positivos e maiores para *Thermocyclops minutus*. Para *Chaoborus sp* e *Notodiptomus isabelae* os valores dos índices indicaram não haver seleção por estes organismos (Tabela 5).

Nos demais experimentos realizados também com material zooplanctônico composto (Tabela 6) oferecido a *C. ocellaris*, observou-se que, alternando a presença de *Thermocyclops minutus* e *Notodiptomus isabelae* (juntos), com a presença de *Mesocyclops brasiliensis* ou náuplios, os índices mostraram para o primeiro caso, maior preferência por *Mesocyclops brasiliensis* e, na ausência desta e com presença de náuplios, a preferência foi por *Notodiptomus isabelae*, diferindo, portanto, do observado no experimento contendo *Chaoborus sp*. Isto indicou que a preferência pelo item alimentar pode variar de acordo com a presença de outros itens no ambiente, mesmo que suas densidades sejam as mesmas, podendo caracterizar seletividade oportunista, de acordo com as vantagens oferecidas pelas espécies de presas.

A seleção qualitativa diferenciada ocorre na maioria das espécies de um ecossistema e é comum entre as formas iniciais de vida e os adultos, mas tende a ser uniforme entre indivíduos da mesma espécie e do mesmo tamanho (ZAVALA-CAMIN, 1996).

Esse mesmo autor discute que a eletividade é um fenômeno em que intervêm diversos fatores simultaneamente, podendo modificar fortemente o resultado da fórmula se alguns desses fatores tiverem uma influência muito grande.

Tabela 6-Valores dos índices de eletividade (Ivlev) e da razão de procura por alimento (FRi) de *Cichla ocellaris* para as diferentes espécies de zooplâncton, nos demais experimentos realizados

Experimento 1			Experimento 2		
Espécie de zooplâncton	Índice de Ivlev	Índice FRi	Espécie de zooplâncton	Índice de Ivlev	Índice FRi
<i>Mesocyclops brasiliensis</i>	0,29	1,80	Náuplios	-1,00	0,00
<i>Thermocyclops minutus</i>	0,03	1,07	<i>Thermocyclops minutus</i>	-0,73	0,16
<i>Notodiaptomus isabellae</i>	-0,76	0,13	<i>Notodiaptomus isabellae</i>	0,48	2,84

É importante enfatizar que a utilização de dois índices pode evidenciar melhor o comportamento das espécies. Embora os índices adotados no presente trabalho, os quais são muito utilizados na literatura a exemplo de ZAVALA-CAMIM (op.cit), tenham apresentado valores diferentes, mostraram resultados coerentes indicando comportamento seletivo dos alevinos em relação ao alimento oferecido.

Quanto às taxas de predação, verificou-se valores variados para os diferentes grupos zooplancônicos e também para os mesmos grupos, em mesmas condições de concentração (Tabela 7). As maiores taxas de predação de *A. cf bimaculatus* foram para *Daphnia* sp e *Chaoborus* sp, enquanto *G. brasiliensis* apresentou elevado consumo de *Thermocyclops minutus* comparado a *Chaoborus* sp, em mesmas densidades. Para *C. ocellaris* os valores das taxas de predação foram próximos aos valores obtidos para *A. cf bimaculatus*, em relação à *Daphnia* sp, para os recipientes com 1 e 2 alevinos.

Tabela 7-Taxa de predação (presas/alevino/hora), de acordo com alimento fornecido, em diferentes densidades, no intervalo de 1 hora

Predador	CP (cm)	Presa	Densidade	Taxa de predação
<i>G. brasiliensis</i>	1,5	<i>Chaoborus sp</i>	10	4
<i>G. brasiliensis</i>	1,5	<i>Chaoborus sp</i>	30	5
<i>G. brasiliensis</i>	1,5	<i>Thermocyclops minutus</i>	30	9
<i>A.cf bimaculatus</i>	4,0	<i>Turbellaria</i>	30	11
<i>A.cf bimaculatus</i>	2,5	<i>Chaoborus sp</i>	30	16
<i>A.cf bimaculatus</i>	4,0	<i>Notodiaptomus isabelae</i>	30	12
<i>A.cf bimaculatus</i>	2,5	<i>Thermocyclops minutus</i>	30	4
<i>A.cf bimaculatus</i>	4,0	<i>Daphnia sp</i>	30	16
<i>A.cf bimaculatus</i>	4,0	<i>Daphnia sp</i>	100	23
<i>A.cf bimaculatus</i>	4,0	<i>Daphnia sp</i>	100	13
<i>C.ocellaris</i> *	2,0	<i>Chaoborus sp</i>	30	5
<i>C.ocellaris</i>	4,0	<i>Chaoborus sp</i>	30	9
<i>C.ocellaris</i>	4,0	<i>Chaoborus sp</i>	30	8
<i>C.ocellaris</i>	2,0	<i>Thermocyclops minutus</i>	30	14
<i>C.ocellaris</i>	4,0	<i>Thermocyclops minutus</i>	30	18
<i>C.ocellaris</i>	2,0	<i>Daphnia sp</i>	100	24
<i>C.ocellaris</i> *	2,0	<i>Daphnia sp</i>	100	13
<i>C.ocellaris</i> **	2,0	<i>Daphnia sp</i>	100	10

* 2 alevinos por recipiente-teste e **3 alevinos por recipiente.

Segundo MOORE e MOORE (1976), os principais fatores que determinam o tipo de alimento ingerido são: disponibilidade da presa, distribuição espacial da presa na coluna d'água, capacidade de disfarce, mobilidade e capacidade de escape, eficiência de caça do peixe, condicionamento a certos tipos de alimento, temperatura e turbidez da água.

De acordo com ZAVALA-CAMIN (1996), observações diretas ou experimentais, em que são colocadas à disposição do peixe duas ou mais presas em iguais condições de escolha, ou mesmo a obtenção de informações sobre a dieta na natureza por longos períodos, são as formas corretas de analisar as preferências alimentares, destacando três tipos de seletividade, que não são mutuamente exclusivas: por palatabilidade, por tamanho e por qualidade.

Segundo este mesmo autor, a seletividade por palatabilidade permite determinar se o objeto abocanhado deve ou não ser ingerido. Já na seletividade qualitativa, que consiste na procura por alimento mais apropriado ao potencial digestivo e a conversão alimentar do predador, e, na seletividade por tamanho, excetuando os planctívoros, que estão adaptados a capturar micro-presas, para a maioria dos peixes, é mais vantajoso capturar um ou poucos alimentos grandes do que muitos pequenos, de tal forma que o tamanho do alimento se torna um fator importante para a obtenção mais freqüente de energia.

Peixes planctívoros utilizam dois comportamentos distintos para predação do plâncton: atacam plâncton específico individualmente selecionado visualmente na coluna d'água (JANSSEN, 1976) e filtradores que podem rondar os itens alimentares com a boca aberta enquanto nadam rapidamente (ROSEN; HALES, 1981) ou alimentam-se através da sucção rítmica para capturar alimento enquanto nadam vagarosamente (JANSSEN, op.cit.).

É importante ressaltar que a detecção e habilidade de captura do peixe de uma dada presa no ambiente natural depende da agilidade e comportamento de fuga dessa presa, diferindo de condições experimentais em que os organismos ficam mais expostos aos predadores. Assim, uma presa capturada abundantemente em um experimento pode não ser predada no ambiente natural se não puder ser vista ou capturada pelo peixe (LAZZARO, 1987).

No presente estudo, as três espécies testadas apresentaram comportamento planctívoro e seletivo, visto que mostraram, em sua maioria, preferência por presas maiores ou mais lentas (como *Chaoborus* sp e *Daphnia* sp, respectivamente), o que pode indicar seletividade por tamanho, embora as preferências tenham variado para o mesmo grupo de presas.

De acordo com a Tabela 7, o tamanho dos alevinos influenciaram nas taxas de predação, com menor consumo por alevinos menores, no caso dos alevinos de *G. brasiliensis* com 1,5 cm de comprimento e apresentaram menores taxas de consumo comparados aos alevinos das outras espécies com comprimento entre 2,5 a 4,0 cm. Maiores densidades de presas também resultaram em menores taxas de predação, como mostram os dados de alevinos de *A. cf bimaculatus* e *C. ocellaris* em relação a *Daphnia* sp. Entretanto, o aumento na densidade de alevinos nos recipientes diminuíram os valores das taxas de predação por alevino.

Os resultados obtidos indicaram preferência de *A. cf bimaculatus* por *Chaoborus* e de *C. ocellaris* por *T. minutus*, embora ambos tenham mostrado valores das taxas de predação muito próximas, em relação a *Daphnia* sp.

Segundo LAZZARO (1987), numerosos estudos tem enfatizado os componentes capazes de alterar vários modelos de seletividade de tamanho de planctívoros visuais na comunidade zooplantônica, tais como: a limitação da abertura da boca para larvas e espécies pequenas (BLAXER, 1966; ROSENTHAL; HEMPEL, 1970; WONG; WARD, 1972; FELLER; KACZYNSKI, 1975; FURNASS, 1979; HUNTER, 1979); a função da visibilidade da presa; movimento da presa e fuga; respostas adaptativas da presa (migração vertical); desenvolvimento de carapaça; redução da pigmentação; a dependência da luz e turbidez; efeitos da fome e densidade de presa; a experiência do predador e as vantagens da aprendizagem.

G. brasiliensis apresentou as menores taxas de predação em relação às outras duas espécies estudadas, com valores abaixo de 10 organismos predados por hora, enquanto *A. cf bimaculatus* e *C. ocellaris*, apresentaram valores maiores para as mesmas densidades de presa. Sendo assim, nos experimentos apresentados, *G. brasiliensis* apresentou menor eficiência em capturar o zooplâncton disponível comparado às outras duas espécies estudadas.

Estes experimentos mostraram diferenças na preferência por presas relacionadas tanto à diferentes eficiências em capturá-las, quanto à habilidade de fuga destas presas.

5.4.2 -Eficiência alimentar de alevinos em experimentos com zooplâncton natural e concentrado

Os experimentos com zooplâncton concentrado foram iniciados com a análise do zooplâncton de cada lagoa considerada. As densidades numéricas das comunidades zooplantônicas naturais e valores percentuais do zooplâncton concentrado (alíquotas) das lagoas e lago estudados estão apresentadas na Tabela 8. Para a lagoa Carioca, os dados representam apenas valores por alíquota, pois os testes foram realizados apenas com a comunidade zooplantônica concentrada.

Tabela 8- Densidades naturais (indivíduos.L⁻¹) e valores por alíquota (concentrado zooplancônico em porcentagem) dos táxons zooplancônicos do lago Dom Helvécio, e lagoas Almécega e Carioca.

Organismos\Ambientes	D.Helvécio		Almécega		Carioca
	Natural	alíquota	Natural	Alíquota	Alíquota
	(ind.L ⁻¹)	(%)	(ind.L ⁻¹)	(%)	(%)
Náuplios de Copepoda	98	9	120	51	2
Copepoditos de Copepoda	15	0	24	0	4
<i>Thermocyclops minutus</i>	68	22	24	14	94
<i>Mesocyclops brasilianus</i>	45	16	27	1	1
<i>Tropocyclops prasinus</i>	0	3	0	0	0
Harpacticoida	0	15	18	0	0
<i>Notodiaptomus isabelae</i>	25	10	9	3	0
<i>Daphnia laevis</i>	11	1	27	2	0
<i>Diaphanosoma birgei</i>	0	0	0	0	0
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	8	16	9	0	0
<i>Bosmina hagmani</i>	0	5	0	17	0
<i>Keratella americana</i>	4	1	0	0	0
<i>Brachionus quadridentus</i>	0	0	0	11	0
<i>Ptygura libera</i>	0	1	0	0	0
TOTAL	274	100	259	100	100

Foram encontradas diferenças significativas entre as comunidades zooplancônicas nos ambientes estudados, com $p=0$ para náuplios, copepoditos, *Thermocyclops minutus*, *Notodiaptomus isabelae*, *Mesocyclops brasilianus* e Harpacticoida. A riqueza de espécies e abundância do zooplâncton foram menores na lagoa Carioca. No lago Dom Helvécio e lagoa Almécega foram encontradas 13 e 11 espécies zooplancônicas, respectivamente, e suas densidades numéricas foram semelhantes (Tabela 8).

As taxas médias de predação por alevino nos recipientes-teste com 1, 3 e 6 *C. ocellaris* mostraram diferenças significativas ($p<0,05$) para as alíquotas das comunidades zooplancônicas do lago Dom Helvécio e das lagoas Almécega e Carioca (Figura 33a, b e c).

O mesmo ocorreu nos experimentos realizados com alevinos de *G. brasiliensis* e *A. bimaculatus*, de diferentes tamanhos (2,0 e 4,0 cm de CP), sobre as comunidades zooplanctônicas naturais, nos quais as taxas médias de predação por alevino apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) nos recipientes-teste com 1 e 3 indivíduos, como mostram as Figuras 34 (a e b) e 35 (a e b), respectivamente. Para *P. nattereri* também foi verificada diferença significativa ($p < 0,05$) nas taxas de predação entre os alevinos dos recipientes-testes com 1 e 3 indivíduos de peixe (Figura 36).

O aumento do número de indivíduos por recipiente-teste implicou na redução das taxas de predação por alevino. Os valores das taxas de predação por alevino nos diferentes recipientes-teste, de acordo com a comunidade zooplanctônica adicionada e concentrações utilizadas estão apresentados no Anexo 1.

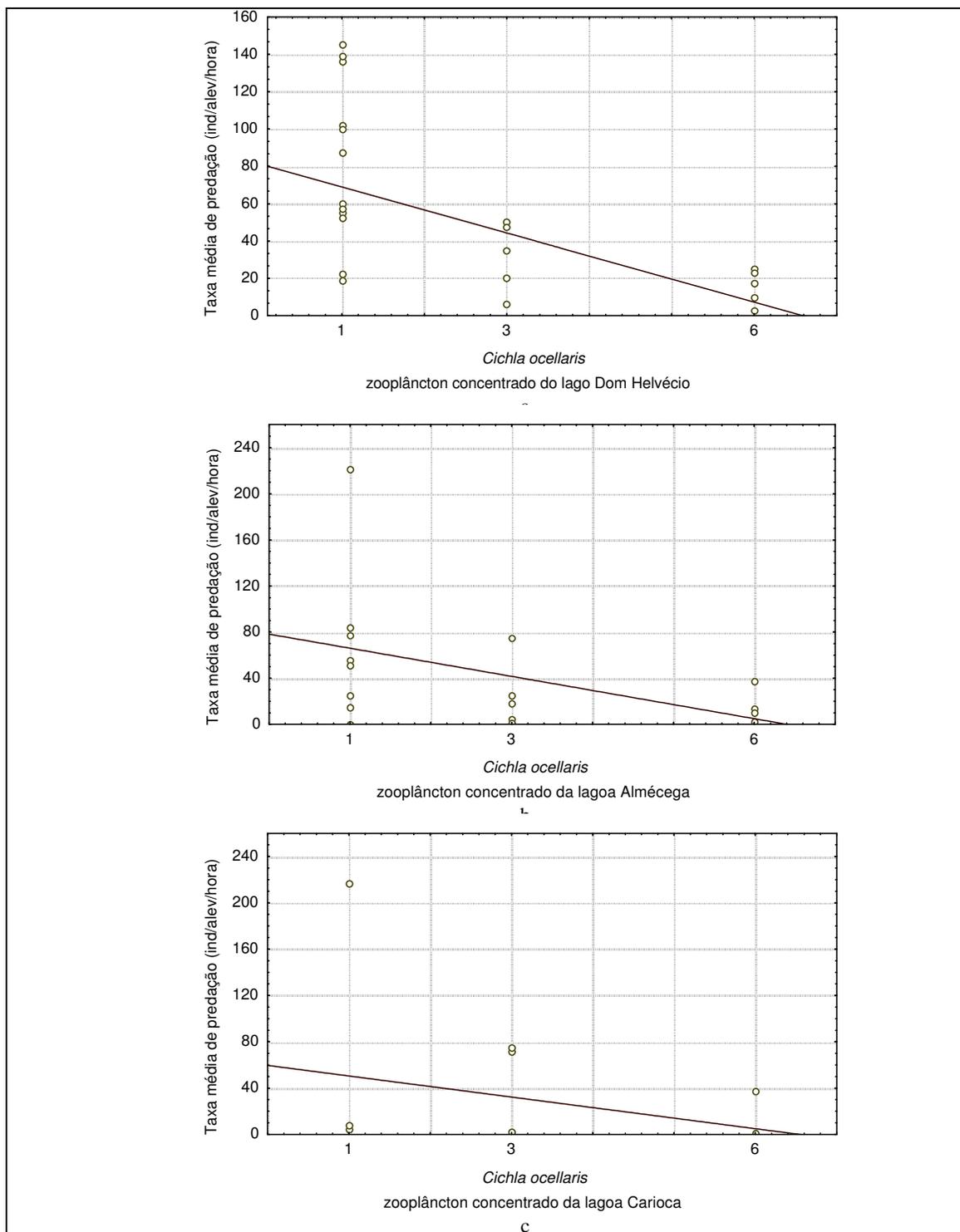


Figura 33- Linhas de tendência da taxa média de predação (indivíduos/alevino/hora) de *C. ocellaris* sobre a comunidade zooplancônica concentrada do lago Dom Helvécio (a) e lagoas Almécega (b) e Carioca (c), nos recipientes-teste com 1, 3 e 6 alevinos.

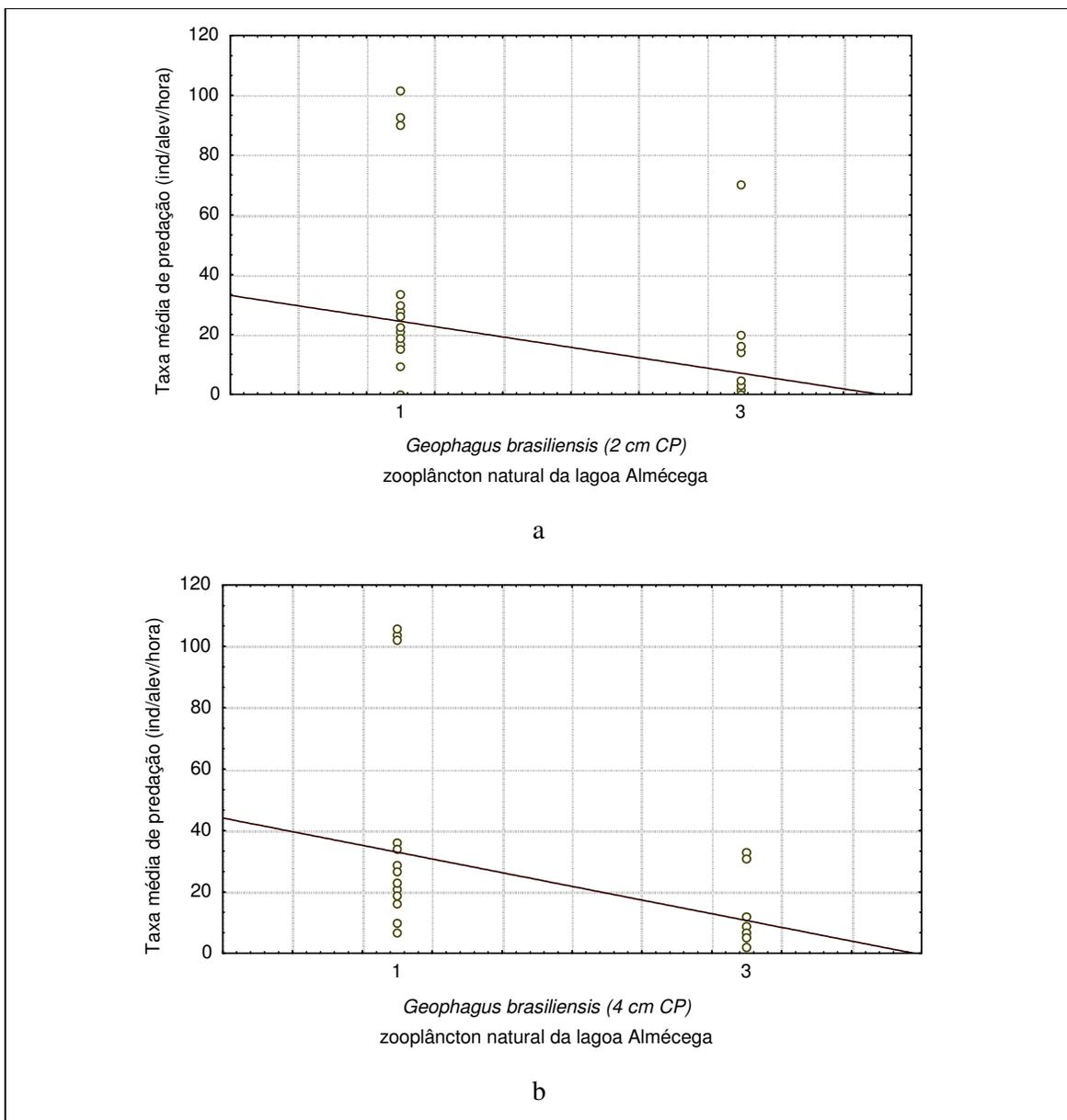


Figura 34- Linha de tendência da taxa média de predação (indivíduos/alevino/hora) de *G.brasiliensis* sobre a comunidade zooplanctônica natural da lagoa Almécega, nos recipientes-teste com 1 e 3 alevinos; (a) alevinos de 2,0 cm e (b) alevinos de 4,0 cm.

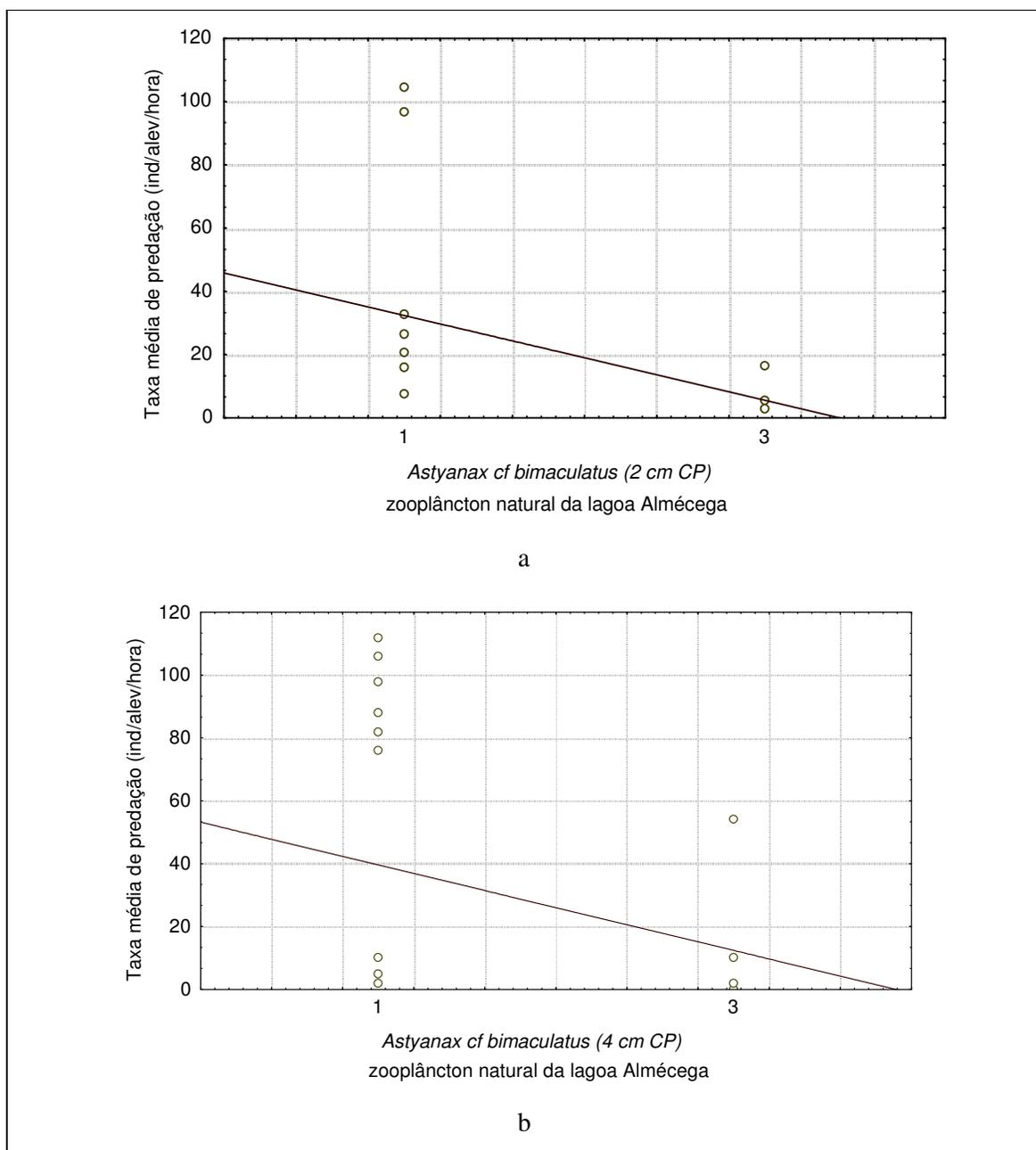


Figura 35- Linha de tendência da taxa média de predação (indivíduos/alevino/hora) de *A. cf. bimaculatus* sobre a comunidade zooplanctônica natural da lagoa Almécega, nos recipientes-teste com 1 e 3 alevinos.

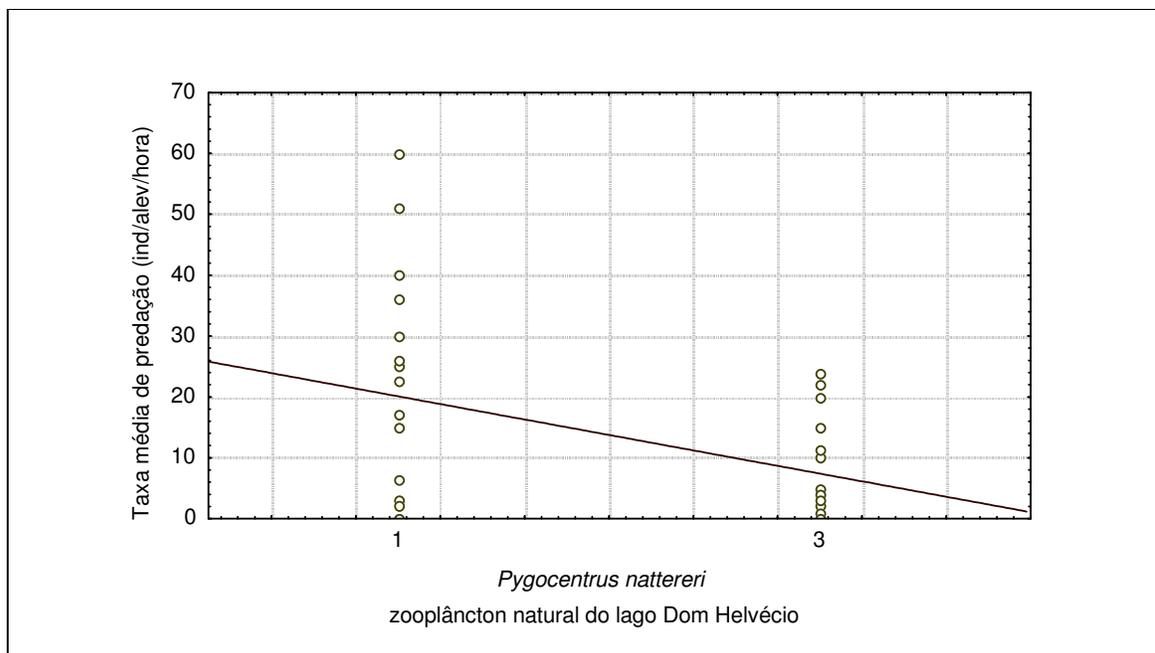


Figura 36- Linha de tendência da taxa média de predação (indivíduos/alevino/hora) de *Pygocentrus nattereri* sobre a comunidade zooplanctônica natural do lago Dom Hélvécio, nos recipientes-teste com 1 e 3 alevinos.

A redução nas taxas médias de predação indicou que a presença de outro indivíduo, mesmo que da mesma espécie, inibiu a alimentação, visto que as demais variáveis, por recipiente, foram mantidas.

De acordo com IWAMOTO (1986), a densidade de estocagem é um fator importante a ser considerado, por interferir no crescimento, na eficiência alimentar e sobretudo na sobrevivência. A densidade de estocagem também interfere no comportamento dos peixes (STICKNEY, 1994).

Além disso, segundo JOBLING (1994), baixas densidades podem levar ao subaproveitamento do espaço, enquanto que altas densidades provocam contaminação da água por excesso de excreção nitrogenada, principalmente quando se trata de espécies carnívoras.

A densidade elevada pode também ser considerada um potencial estressor dos peixes. No caso da piscicultura intensiva, é necessário adicionar às dietas um suplemento vitamínico que garanta uma diminuição na taxa de estresse causada pela alta densidade (HALVER, 1989). Este estresse é prejudicial ao crescimento, provocando agressividade e perseguição social e gerando maior demanda metabólica e alteração no comportamento alimentar dos peixes (LEFRANÇOIS et al., 2001).

Por outro lado, PAIVA e BALDISSEROTO (2000), verificaram para o jundiá (*Rhamdia quelen*), que maiores densidades de estocagem favorecem a formação de grupos na captura de alimento e que o aumento da densidade de estocagem contribuiu para o não territorialismo entre os peixes e, conseqüentemente, para a diminuição do canibalismo.

Dentre os vários fatores que podem causar fracasso na produção de alevinos destaca-se a densidade de estocagem larval (HAYASHI, 2001). A densidade de estocagem elevada implica em redução da taxa de crescimento, maior variação em tamanho de um mesmo lote, pior conversão alimentar e estabelecimento de hierarquia social (KHAN, 1994). VILELA e HAYASHI (2001) conclui que o desenvolvimento dos juvenis de lambari é afetado pela densidade de estocagem.

Os resultados obtidos neste trabalho indicaram que as taxas médias de predação por alevino das espécies *G. brasiliensis* e *A.cf bimaculatus* diminuíram para 1/3 nos recipientes com 3 indivíduos, comparadas às taxas de predação dos alevinos nos recipientes com apenas 1 indivíduo. No caso de *C. ocellaris*, reduziram à 1/3 e 1/6 nos recipientes com 3 e 6 indivíduos, respectivamente.

Para *P. nattereri* as taxas de predação nos recipientes com 1 e 3 indivíduos mostraram valores máximos comparados aos valores encontrados nos controles. Isto indicou que os alevinos consumiram praticamente todo o zooplâncton presente nos recipientes, indicando também, que a presença de outro indivíduo influenciou na redução do número de organismos predados, por competição e não por inibição da alimentação.

Além de um possível estresse causado pela presença de outros indivíduos, outro fator que deve ser ressaltado neste caso é que a concentração de alimento foi mantida e, conseqüentemente, a sua densidade por alevino diminuiu, implicando em maior dificuldade de captura pelos peixes.

Quando o adensamento de peixes é grande, há maior dificuldade de acesso ao alimento (SCHIMITTOU, 1993), gerando competição nas zonas de alimentação (HUNTINGFORD; LEANIZ, 1997). No presente estudo, entretanto, este fato não foi observado provavelmente porque o pequeno volume dos recipientes-teste (1 dm³) não possibilitou a criação de zonas específicas de alimentação (CAVERO, 2002).

Embora os fenômenos que geram estresse nos peixes nem sempre estejam relacionados à tomada de alimento, existem aqueles que influenciam na condição fisiológica e sanidade dos peixes, como o déficit de oxigênio, no caso de peixes de respiração aquática

obrigatória (ONO; KUBITZA,1999). Entretanto, este fato também não deve ser considerado, no caso do presente estudo, pois todos os recipientes-testes permaneceram sob aeração durante os experimentos.

Quanto aos experimentos com um peixe por recipiente-teste e diferentes concentrações da comunidade zooplancônica, entretanto foram encontradas diferenças significativas ($p < 0,05$) nas taxas de predação para todas as espécies consideradas.

Nos recipientes contendo *C. ocellaris*, as taxas de predação por recipiente aumentaram de acordo com o aumento da densidade da comunidade zooplancônica (Figura 37), com diferença significativa ($p=0$) para náuplios, copepoditos, *Thermocyclops minutus*, *Mesocyclops .brasilianus*, *Notodiaptomus isabelae*, cladóceros, rotíferos. O aumento da taxa predação foi devido, principalmente, ao consumo de copépodos, os quais ocorreram em maiores densidades.

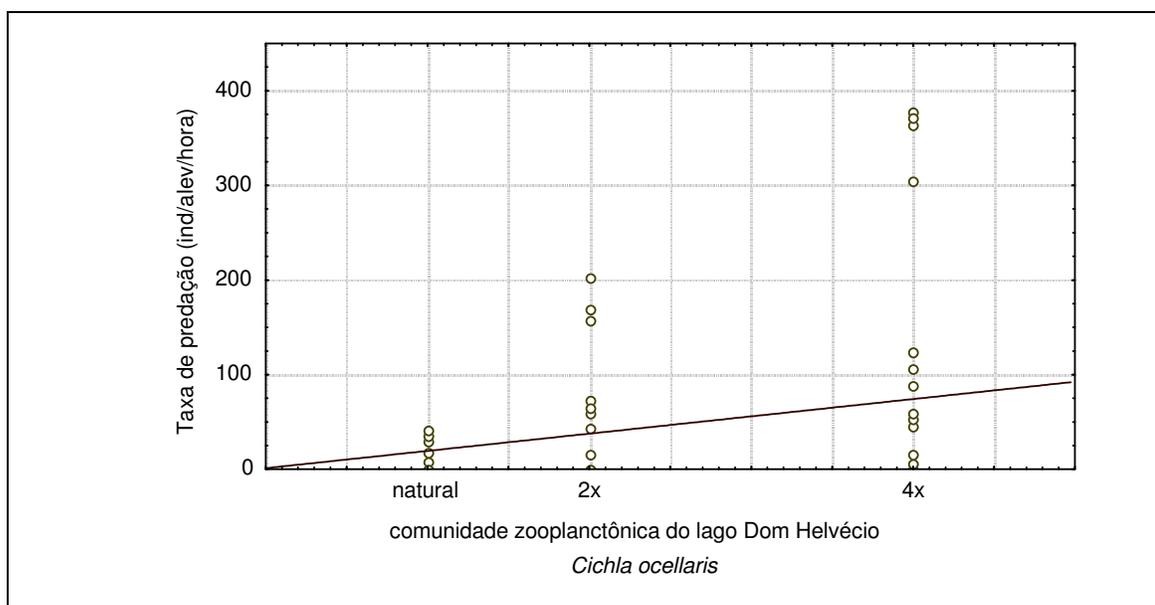


Figura 37- Linha de tendência da taxa de predação (indivíduos/alevino/hora) de *C. ocellaris*, para diferentes concentrações da comunidade zooplancônica do lago Dom Hérvicio.

Para os alevinos de *G. brasiliensis*, o aumento na concentração de zooplâncton significou ($p < 0,05$) aumento na taxa de predação (Figura 38) para náuplios, copepoditos, *Notodiaptomus isabelae*, *Mesocyclops brasilianus*, *Thermocyclops minutus*, Harpacticoida e cladóceros.

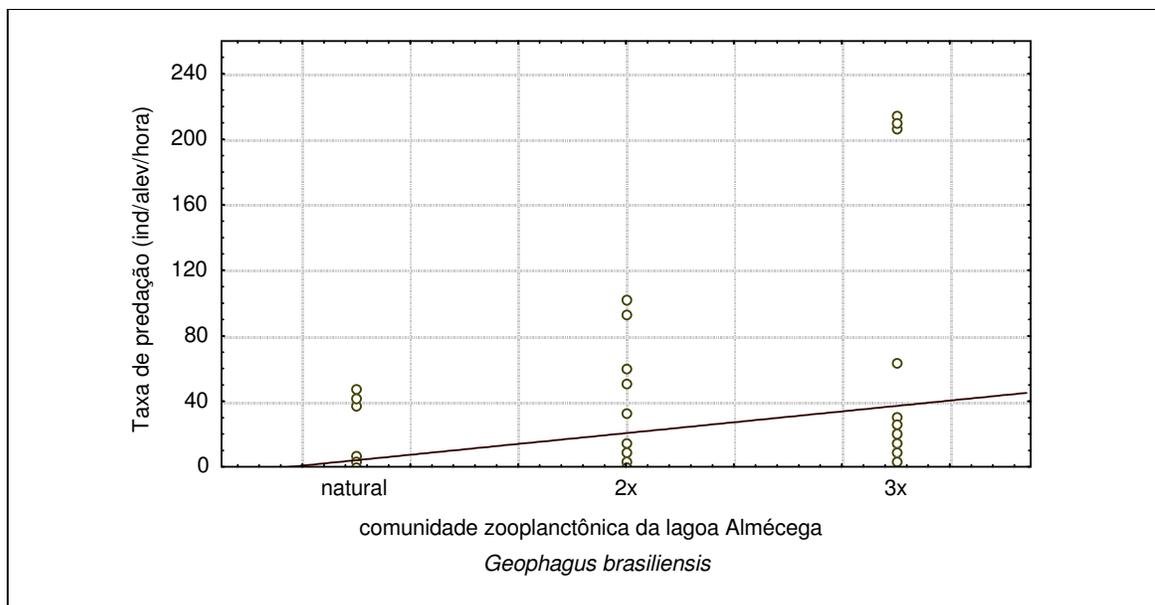


Figura 38- Linha de tendência da taxa de predação (indivíduos/alevino/hora) de *G.brasiliensis*, para diferentes concentrações da comunidade zooplanctônica da lagoa Almécega.

Para *A. cf bimaculatus*, ocorreram diferenças significativas ($p < 0,05$) nas taxas de predação, para todos os grupos de zooplanctônicos encontrados (náuplios, copepoditos, *T. minutus*, *N. isabelae*, *M. brasiliensis*, Harpacticoida e cladóceros), indicando aumento do consumo com o aumento da concentração (Figura 39).

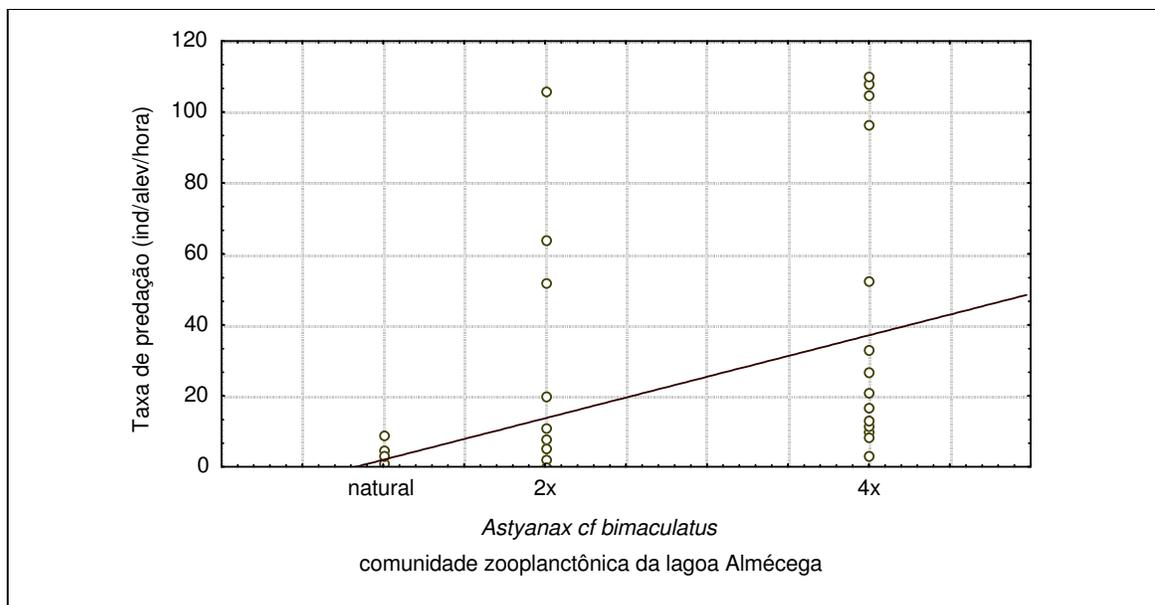


Figura 39- Linha de tendência da taxa de predação (indivíduos/alevino/hora) de *A. cf bimaculatus*, para diferentes concentrações da comunidade zooplancônica da lagoa Almécega.

Estes resultados mostraram que o aumento no fornecimento de alimento implicou em um aumento na taxa de consumo, provavelmente por se tratarem de indivíduos jovens e terem à disposição apenas pequenos organismos, necessitando assim, de grandes quantidades para se satisfazerem e, desta forma, alimentaram-se continuamente.

Um dos fatores que determinam a frequência alimentar dos peixes é o estágio de desenvolvimento dos animais, sendo que os peixes jovens (pós-larvas e alevinos) apresentam maior atividade metabólica e maiores necessidades alimentares comparados aos animais adultos (MURAI; ANDREWS, 1976; FOLKVORD; OTTERA, 1993). Espécies de peixes onívoros com estômago pequeno, como tilápia *Oreochromis niloticus*, procuram alimento mais frequentemente por apresentarem limitações na capacidade de armazenamento de alimento. Já as espécies carnívoras e algumas onívoras, possuem estômago grande e podem ingerir grande quantidade de alimento em único momento, mantendo-se saciados por um longo período (TUCKER; ROBINSON, 1991).

Os dados obtidos indicaram que em situações de alimento em abundância, a presença de outros alevinos pode não influenciar nas taxas de predação, como observado nos experimentos com zooplâncton composto para *G. brasiliensis*, *A. cf bimaculatus* e *C. ocellaris*. Além destes, os experimentos com zooplâncton natural e concentrado nos quais os alevinos consumiram todo o zooplâncton adicionado, indicaram que a diminuição nas taxas de predação esteve mais relacionada a uma possível competição do que a um efeito de inibição ou estresse gerados pela presença de outro indivíduo.

5.4.3- Análise dos itens alimentares consumidos pelos alevinos nos experimentos

As porcentagens de predação de cada um dos itens alimentares considerados por alevino (Figura 40), mostraram diferenças principalmente em função das densidades numéricas dos itens alimentares nos ambientes estudados. A maioria dos organismos ingeridos por *C. ocellaris* foram *T. minutus* (57), seguidos por náuplios (17). O principal fator relacionado a esta mais elevada porcentagem foi, provavelmente, a elevada densidade deste item na lagoa Carioca e no lago Dom Helvécio. Entretanto, nos experimentos com zooplâncton composto, a porcentagem de consumo deste item foi baixa em relação à obtida para *Daphnia* sp.

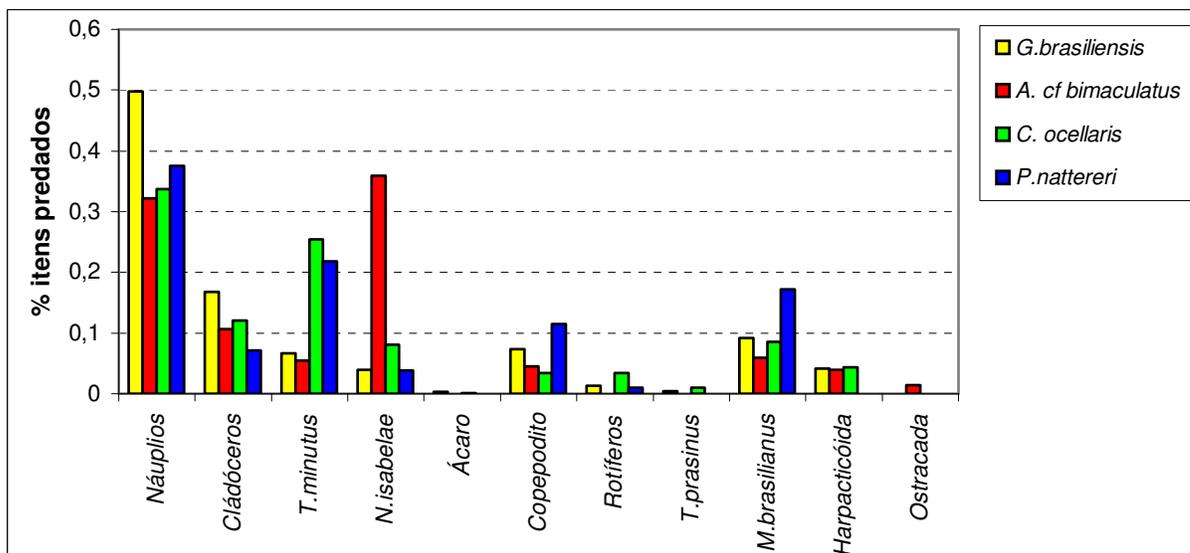


Figura 40 - Porcentagem dos principais itens zooplânctônicos consumidos por espécie de alevino, por hora.

A. cf bimaculatus apresentou maior porcentagem total de consumo de *N. isabelae* (62), sendo os demais itens consumidos em menor porcentagem (abaixo de 20). Para *P. nattereri*, os itens mais consumidos foram náuplios (49) e *M. brasilianus* (17). Os demais itens estiveram abaixo de 10.

G. brasiliensis também apresentou maior consumo total de náuplios (52), seguido de cladóceros (19), indicando ter predado organismos menores, mais abundantes (no caso de náuplios) e fáceis de predação (menos ágeis na fuga). O mesmo não pode ser dito em relação a *P. nattereri*, cuja elevada porcentagem de náuplios predados pode ser justificada pela ingestão acidental juntamente com o item perseguido.

Copépodos adultos em geral, não constituíram um item percentualmente expressivo dentre os organismos consumidos por *G. brasiliensis*. Entretanto, para *A. cf bimaculatus* e *C. ocellaris* o mesmo não foi verificado, pois estas espécies tiveram elevado consumo de *N. isabelae* e *T. minutus*, respectivamente, confirmando os experimentos realizados com zooplâncton composto. Desta forma, considerando-se que os experimentos com *G. brasiliensis* e *A. cf bimaculatus* foram desenvolvidos com as mesmas comunidades zooplantônicas (da lagoa Almécega), possivelmente estas diferenças se relacionem às preferências de cada espécie e, também, às habilidades em capturar cada espécie de presa.

BARBOSA e MATSUMURA-TUNDISI (1984) estudaram o consumo de organismos zooplantônicos pelo *Astyanax fasciatus* e encontraram para indivíduos jovens maior preferência e seleção por copépodos em relação aos cladóceros, enquanto indivíduos adultos consumiram mais cladóceros.

Muitos estudos mostram uma maior capacidade de fuga do predador por parte dos copépodos. De acordo com DRENNER et al. (1978), DRENNER e MCCOMAS (1980), organismos zooplantônicos são capazes de desviar da corrente de sucção, produzida por predadores e através de uma simulação da probabilidade específica de captura, concluíram que os cladóceros são mais vulneráveis que copépodos aos mecanismos de captura por sucção de planctívoro.

Estes resultados confirmaram experimentos desenvolvidos por SZLAUER (1965), mostrando que copépodos adultos têm maior habilidade em escapar enquanto cladóceros como *Bosmina longirostris* não tem essa capacidade. Para FLEMMINGER e CLUTTER (1965), DRENNER e MCCOMAS (op.cit), a maioria dos copépodos, é capaz de detectar e

evitar a captura, como mostram experimentos de filtração, utilizados para capturar plâncton. Sendo assim, *A.cf bimaculatus* e *C. ocellaris* apresentaram maior habilidade em predar organismos mais ágeis, comparados com *G. brasiliensis*.

No presente estudo, dentre os grupos de zooplânctônicos predados, o dos rotíferos foi pouco expressivo e, devido a seus valores não serem representativos, foram desconsiderados no gráfico da Figura 40.

Os valores de predação obtidos para as espécies de cladóceros foram somados e representaram menor consumo, no geral, em relação às espécies de copépodos. Este fato pode estar relacionado à densidade e conseqüente disponibilidade destes organismos no ambiente.

Náuplios constituíram um item altamente predado para todas as espécies estudadas, embora nos experimentos com zooplâncton composto tenham indicado seletividade intermediária a baixa. Um dos fatores que provavelmente justifique este fato foi sua disponibilidade. Este item foi encontrado em elevadas densidades nos ambientes estudados.

Por outro lado, muitos trabalhos enfatizam uma discrepância entre o tamanho das menores presas ingeridas pelos peixes especializados e o espaço mínimo entre as brânquias. Teoricamente, a probabilidade de retenção dos filtradores é determinada pela distribuição da frequência cumulativa dos espaços intrebranquiais. O ataque dos predadores especializados dá-se diretamente na presa, embora mais de uma presa possa ser ingerida (WRIGHT et al., 1983).

Segundo o mesmo autor, presas pequenas e lentas quase sempre são ingeridas acidentalmente pela seleção passiva e a probabilidade da ingestão acidental de presas aumenta com o aumento da quantidade de presas no ambiente. Pode-se ser enfatizar, entretanto, que a ingestão acidental não é a maior contribuição alimentar para os predadores de partículas seletivos.

ZAMBONI FILHO (1992) também verificou menor importância na dieta e menor seleção de rotíferos e náuplios em larvas de tambaqui em diferentes condições de criação e produtividade. FREGADOLLI (1990), verificou, em experimentos de laboratório, a preferência de larvas de peixe por cladóceros, atribuída ao seu maior tamanho em relação aos rotíferos e náuplios, e menor habilidade de escape em relação aos copépodos adultos.

De acordo com LARKIN (1956), ambientes de água doce oferecem poucas oportunidades para especialização alimentar, resultando em uma tolerância maior ao tipo de habitat, flexibilidade nos hábitos alimentares, levando muitas espécies à competição pelos recursos alimentares de seu ambiente.

Um dos principais efeitos da predação seletiva de peixes sobre a comunidade zooplancônica é a substituição de grandes espécies por outras de menor tamanho (BROOKS e DODSON, 1965). Sendo assim, ambientes nos quais a comunidade zooplancônica está sujeita a uma forte pressão de predação, são caracterizados por populações de organismos de pequeno tamanho, geralmente pequenos cladóceros, tais como *Bosmina* e rotíferos.

No presente estudo, comparando-se os resultados obtidos nos experimentos com zooplâncton composto e concentrado, pode-se verificar que, apesar de apresentarem hábito alimentar seletivo, os alevinos de *G. brasiliensis* mostraram menor eficiência na captura de organismos zooplancônicos mais ágeis em relação às outras três espécies de alevinos estudadas e, sua alimentação esteve associada à disponibilidade de presas menos ágeis, principalmente náuplios e cladóceros, mesmo que fornecendo menor ganho energético.

A.cf bimaculatus, *C. ocellaris* e *P. nattereri* também apresentaram hábito alimentar seletivo, com maior eficiência em capturar presas maiores (que proporcionam maior ganho energético por unidade de captura) e com maior capacidade de fuga, indicando maior habilidade do predador na captura.

De acordo com os resultados obtidos nos experimentos com zooplâncton composto e concentrado, pode-se inferir que a presença das espécies introduzidas em um mesmo ambiente que as nativas, implicaria em competição por recursos alimentares, nesta fase, visto primeiramente que o aumento da densidade de alevinos “inibe” a predação e também, que as eficiências de captura das espécies introduzidas são similares e até superiores às espécies nativas, *A. cf bimaculatus* e *G.brasiliensis*, respectivamente..

Finalmente, deve-se considerar também o fato das espécies nativas, em fase de alevinos, não terem sido coletadas nos ambientes com a presença das espécies introduzidas. Assim, já na fase de alevinos, as espécies introduzidas podem prejudicar o desenvolvimento das espécies nativas através da competição por alimento, nos ambientes em que foram introduzidos.

Neste sentido, fazem necessárias medidas urgentes e eficazes de manejo para os ambientes onde ocorreram introduções mais recentes, procurando-se evitar que as espécies nativas sejam extintas, além de um controle rígido para evitar novas introduções nos demais ambientes aquáticos deste sistema, dentro e fora do Parque Estadual do Rio Doce.

5.5-Conclusões

- ✓ Na fase de alevinos, tanto as espécies introduzidas, *Cichla ocellaris* e *Pygocentrus nattereri*, quanto a espécie nativa *Astyanax cf bimaculatus* apresentaram hábito planctívoro seletivo por tamanho;
- ✓ *Geophagus brasiliensis* apresentou hábito menos seletivo à presas mais ágeis que as demais espécies, consumindo, em geral, presas menores porém em maiores densidades;
- ✓ A habilidade de fuga das presas influenciou na predação por alevinos, verificando-se menores porcentagens de consumo de copépodos adultos, por *G. brasiliensis*;
- ✓ Os alevinos de *Cichla ocellaris* e *Astyanax cf bimaculatus* foram mais eficientes que os de *Geophagus brasiliensis* na captura de copépodos adultos, indicando maior adaptação para detecção, caça e sucesso na perseguição da presa, na fase jovem;
- ✓ As taxas de predação dos alevinos foram menores na presença de outros alevinos, indicando inibição da alimentação por estresse ou competição,
- ✓ As taxas de predação foram maiores com o aumento das concentrações de presas (zooplâncton), devido a maior atividade metabólica e conseqüentemente, maiores necessidades alimentares, implicando numa alimentação contínua nesta fase;
- ✓ Nos ambientes em que as espécies foram introduzidas, as espécies provavelmente foram prejudicadas devido à competição por recursos alimentares na fase jovem, especialmente aquelas com menor habilidade em capturar presas mais ágeis, como é o caso de *G. brasiliensis*.

6 - Considerações Finais

Muitos estudos têm demonstrado que a dieta influencia o comportamento, a integridade estrutural, saúde, funções fisiológicas, a reprodução e o crescimento dos peixes. Segundo TAYLOR e FREEBERG (1984), um dos principais fatores responsáveis pela alta taxa de mortalidade nas fases larvais e jovens de peixes é a disponibilidade de alimento planctônico. A competição por recursos alimentares é, talvez, o principal meio pelo qual espécies exóticas afetam as nativas (GODINHO et al., 1994). De acordo com TAYLOR et al., (1984), introduções bem sucedidas envolvem espécies que exibem hábito alimentar generalista e oportunismo trófico.

G. brasiliensis apresentou hábito alimentar onívoro na fase de alevino, com comportamento seletivo aos alimentos mais abundantes e de menor tamanho, e baixa eficiência em capturar organismos mais ágeis para otimizar o ganho energético, mesmo considerando o cuidado parental com a prole e maior chance, conseqüentemente, de aprendizagem na alimentação.

A. cf bimaculatus apresentou hábito seletivo, assim como as espécies introduzidas, com eficiências em capturar presas mais ágeis como copépodos adultos. É necessário ressaltar, entretanto que, esta espécie atinge na fase adulta, porte menor que as espécies introduzidas e que o hábito alimentar planctívoro se mantêm, apesar de ampliado em variedade e dimensão, enquanto as espécies introduzidas passam a carnívoras e piscívoras.

A determinação das necessidades qualitativas e quantitativas de alimento das espécies nativas é de fundamental importância para uma adequada formulação de manejo das espécies introduzidas de peixes.

Neste contexto, os resultados do presente estudo, associados com informações existentes sobre a estrutura e dinâmica populacional destas espécies, visam contribuir para o desenvolvimento de um modelo (práticas) de controle e manejo das espécies de peixes introduzidas, tendo demonstrado a importância de conservação dos ambientes em que são ainda encontradas apenas espécies nativas.

Através da interação de conhecimento entre pesquisadores, pescadores, pode-se tentar reduzir os estoques das populações introduzidas através da técnica chamada de "biomanipulação", metodologia usada de maneira pioneira no Lago Paranoá pela Companhia de Saneamento de Brasília (Caesb) (STARLING e ROCHA, 2005a; 2005b).

Sua implementação depende de se conhecer a cadeia alimentar, as interações dos organismos aquáticos envolvidos e a integração dos processos ecológicos e biológicos. No Lago Paranoá, o sucesso da experiência de biomanipulação, em grande parte depende da eficiência dos pescadores, a qual depende da liberação definitiva da pesca comercial com tarrafa no Lago Paranoá, pelo IBAMA. Proposta similar poderia ser aplicada nas lagoas do Vale do rio Doce em que ocorreram as introduções. Através da pesca supervisionada e controlada, poderiam ser retiradas apenas as espécies introduzidas, reduzindo e eliminando, desta forma, seus estoques gradativamente.

Para SHAFLAND (1986), os programas de manejo devem contemplar a prevenção através de esforços jurídicos, enfatizando leis e estatutos que definam critérios legais para as introduções, com ações que permitam, quando possível, a eliminação das espécies exóticas. No presente estudo, além de uma legislação efetiva, a educação ambiental deve ser desenvolvida com as comunidades locais de pescadores e de turistas, de maneira que ocorra a conscientização e sejam evitadas novas introduções nas demais lagoas.

Se faz necessário, portanto, o desenvolvimento e aplicação de técnicas de biomanipulação associadas à ações sócio-políticas, que visem a redução do estoque populacional das espécies invasoras, cuja presença comprovadamente interfere na diversidade da fauna local, além de assegurar que novas introduções não ocorram em outros ambientes naturais deste sistema.

7- REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. Os domínios morfoclimáticos da América do sul – primeira aproximação. **Geomorfologia** **52**. USP Instituto de Geografia, São Paulo, 1977. p.1– 2.
- AGOSTINHO, C. S.; HAHN, N. S.; MARQUES, E. E. Patterns of food resource use by two congeneric species of Piranhas (*Serrasalmus*) on the upper Paraná river floodplain. **Braz. J. Biol.**, 2003a. v. 63, n. 2, p.177-182.
- AGOSTINHO, A. A; GOMES. L. C; SUZUKI, H. I.; JÚLIO Jr, H. F. Migratory Fishes of the Upper Paraná River Basin, Brazil In: **Migratory Fishes of South America**. The World Bank 2003b. p.938. <http://web.idrc.ca/openebooks/114-0/>, acesso em 25/08/ 2003.
- ARAÚJO, F. G.; SIMONI, M. R. F. Relação peso-comprimento do lambari rabo vermelho (*Astyanax fasciatusparaybae*) e do lambari rabo amarelo (*Astyanax bimaculatus*) na represa de Ribeirão das Lajes, Rio de Janeiro. **Arq. Biol. Tecnol.**, Curitiba, 1997. v. 40, n.2, p.453-458.
- BARBIERI, G. Crescimento relativo do *Geophagus brasiliensis* (QUOY ; GAIMARD, 1821), na represa do lobo. Estado de São Paulo. **Tese de doutorado**, Instituto de Biociências USP, São Paulo, 1975. p. 135.
- BARBOSA, P. M. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Consumption of zooplanktonic organisms by *Astyanax fasciatus* Cuvier, 1819 (Osteichthyes, SP, Brazil. **Hydrobiologia**, 1984. v. 113, p.171-181.
- BARLOW, G. W. Contrasts in social behavior between Central American cichlid fishes and coral-reef surgeon fishes. **Am. Zool**, 1974. n.14, p. 9 – 34.
- BARRETT, G. W.; ROSENBERG. R. Stress Effects on Natural Ecosystems. **John Wiley; Sons, New York, 1982**.
- BASILE-MARTINS, M. A. Criação de organismos para alimentação de larvas de peixe. **Anais do 3º Simpósio Brasileiro de Aqüicultura**. São Carlos, 1984. p. 97-100.
- BENNET, W. A.; CURRIE, R. J.; WAGNER, P. F.; BEITINGER, T. L. Cold tolerance and potential overwintering of the red-bellied pirhana *Pygocentrus nattereri* in the United States. **Transactions of the American Fisheries Society**, 1997. v. 126, p. 841-849.
- BIOLOGICAL POLLUTION. **The Control And Impact Of Invasive Exotic Species: proceeding of a symposium held at the University Place Conference Center; Indiana**

University-Purdue University at Indianapolis on October, 25 ; 26, 1991. Bill N. Mcknight editor, p. 261.

BIRO, P. Temporal variation in Lake Balaton and its fish populations. **Ecology of Freshwater Fish**. 1997.v. 6, n. 4, p. 196-216.

BITTENCOURT, M. M. Aspectos da demografia e da ciclo de vida de *Pygocentrus nattereri* Kner, 1860 em um lago de várzea da Amazônia Central (Lago do Rei, Ilha do Carreiro). **Tese de doutorado**. INPA/UFAM, Manaus, 1994. p.205.

BLAXTER, J. H. S. The behavior and physiology of herring and other clupeids. In: RUSSEL, F. S. (ed). **Advances in Marine Biology**. Academic Press, New York, 1966. v. 1, p. 261- 393.

BRAGA, R. A. Ninhos de tucunaré, *Cichla temensis* Humboldt e *C. ocellaris* Bloch ; Schneide (Actinopterygii, Cichlidae). p 361 – 368. In: **Coletânea de Trabalhos Técnicos – Pesca e Piscicultura**. Fortaleza, Brasil, 1982. DNOCS.

BRANCO, M. B. C. Projeto de conservação e utilização sustentável da biodiversidade brasileira. **UFSCar**, São Carlos, 2001.

BRANDLOVA, J.; BRANDL, Z.; FERNANDO, C. H. The Cladocera of Ontario with remarks on some species and distribution. **Can. J. Zool**. 1972. v. 50, p. 1373-1403.

BROOKS, J. L.; DODSON, S. I. Predation, body size, and composition of plankton. **Science**, 1965. n. 150. p. 28-35.

BROWN, L. R.; MOYLE, P. B. Invading species in the Eel River, California: successes, failures, and relationships with resident species. **Environmental Biology of Fishes**.1997. n. 49 , p. 271- 291.

CAMARA, J. J. C.; RODRIGUES, A. M.; CAMPOS, E. C.; SANTOS, R. A., MANDELLI, J. Pesca seletiva do tambiú, *Astyanax bimaculatus* Linnaeus, 1758 (Characiformes, Characidae), com a utilização de redes de emalhar, na represa de Ibitinga, rio Tietê, estado de São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, 1991. v. 18, p. 51-60.

CAVERO, B. A. S. Densidade de estocagem de juvenis de pirarucu, *Arapaima gigas* (Cuvier, 1829) em tanques-rede de pequeno volume. **Dissertação de Mestrado**, 2002. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, 2002. p.51.

CETEC (1994). Adaptado de: Mapa Geopolítico de Minas Gerais – IGA. **Digitalização: Assessoria da Secretaria Geral do Governador**

COBERT, P. S. The food of non-cichlid fishes in the Lake Victoria Basin, with remarks on their evolution to lacustrine conditions. **Proc. Zool. Soc**, London, 1961. 136: 1-101.

COURTENAY, W. R.; Jr., SAHLMAN, H.F.; MILEY, W.W.; HERREMA, D.J.. Exotic fishes in fresh and brackish waters of Florida. **Biological Conservation**, 1974. v. 6, n. 4, p.292-302.

COURTENAY, W. R. Jr.; HENSLEY, D.A.; TAYLOR, J.N.; McCANN J.A. Distribution of exotic fishes in the continental United States. p. 41-77. *In*: COURTENAY, W.R. Jr., STAUFFER, J.R. Jr. **Distribution, Biology and Management of Exotic Fishes**. The John Hopkins University Press. Baltimore,1984.

COURTENAY, W. R., Jr.; JENNINGS D.P.; WILLIAMS, J.D. Appendix 2. Exotic Fishes. p. 97-107. *In*: ROBINS, C.R.; BAILEY R.M.; BOND, C.E.; BROOKER, J.R., LACHNER, E.A., LEA, R.N.; SCOTT, W.B.. **Common and Scientific Names of Fishes from the United States and Canada**. American Fisheries Society Special Publication 20. Bethesda, Maryland, 1991.

CRISTINO, A.; VICENTE, A.; GOMES, C. Grupo de Estudos de Recursos Ambientais. **CiênciaJ**, 2000 n. 15, p. 5-6. Disponível em: <http://www.ajc.pt/cienciaj/n15/gera.php3>. Acesso em: 05/06/2002.

DE MEIS, M. R. M. As unidades morfoestratigráficas do médio Vale do rio Doce. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. 1977. v. 49, n.3, p 443-459.

DEUS, C. P.; PETRERE-JUNIOR, M. Seasonal diet shifts of seven fish species in an atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. **Braz. J. Biol.**, 2003. v. 63, n. 4, p. 579-588.

DIAMOND, J. M. Historic extinctions: A Roseta stone for undestanding pre-historic extinctions. *In*: **Quaternary Extinctions: A Pre-Historic Revolution**. Univ. Of Arizona Press, Tucson, 1984.

DRENNER, R. W. The feeding mechanics oh the gizzard shad (*Dorosoma cepedianum*). **Ph. D Thesis**, Univ. Kansas, Lawrence, 1977. p. 91.

DRENNER, R. W.; STRICKLER, J. R.; O'BRIEN, W.J. Capture probability. The role of zooplankter escape in the selective feeding of planktivorous fish. **J. Fish Can.**, 1978. vol 34, p. 1370 – 1373.

DRENNER, R. W.; MCCOMAS, S. R. The roler of zooplankter escape ability in the selective feeding and impact of planctivorous fish. *In*: KERFOOT, W.C. (ed). **Evolution and ecology of zooplankton communities**. The Univ. Press of New England, Harnover, New Hampshire, USA, 1980. p. 587 – 593.

DURÃES, R.; SANTOS, G. B.; FORMAGIO, P. S. Observações sobre alimentação do tucunará *Cichla monoculus* (Pisces, Cichlidae) em um reservatório do sudeste brasileiro. **Revista de Ictiologia**, 2000, n. 8 (1/2), p. 53-56.

- EDMONDSON, W. T. **Fresh Water Biology**. 2nd Edition. John Wiley ; Sons, Inc, 1959.
- EDMONDSON, W. T.; WINBERG, G. G. **A manual on methods for assessment of secondary productivity in fresh waters**. IBP Handbook n. 17, Blackwell, Oxford, 1971. p. 368.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Brasília, Editora Universa, Universidade Católica de Brasília, 1997.
- FELLER, R.J.; KACZYNSKI, V. M. Size selective predation by juvenile Chum Salmon (*Oncorhynchus keta*) on epibenthic prey in Puget Sound. **J. Fish. Res. Bd Can** , 1975, v. 32. p. 1419-1429.
- FERNANDO, C. H. Impacts of fish introductions in tropical Asia and America. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, 1991. v. 48 (suppl 1), p. 24 -32.
- FINK, W. L. Revision of the pirhana genus *Pygocentrus* (Teleostei, Characiformes). **Copeia**, 1993. n. 3. p.665-687.
- FLEMMINGER, A.; CLUTTER. Avoidance of towed nets by zooplankton. **Limnol. Oceanogr**, 1965. n. 10, p. 96-104.
- FOLKVORD, A.; OTTERA, H. Effects of initial size distribution, day length, and feeding frequency on growth survival, and cannibalism in juvenil Atlantic cod (*Gadus morhua*, L.). **Aquiculture**, 1993. v. 144, p. 243 -260.
- FONSECA, G. A. B. Impactos Antrópicos e Biodiversidade Terrestre. *In*: PAULA, J. A. **Biodiversidade, população e economia de uma região de mata atlântica**. Belo Horizonte. UFMG/Cedeplar,1997. p. 455-466.
- FREGADOLLI, C. H. Estudo comparativo do comportamento alimentar das larvas de pacu, (Holmberg, 1887) e tambaqui, *Colossoma macropomum* (Curvier *Piaractus mesopotamicus*, 1818) em laboratório. **Dissertação de mestrado**. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, 1990. p. 174.
- FURNASS, T. I. Laboratory experiments on prey selection by perch fry (*Perca fluviatiles*). **Freshwat Biol**, 1979. n. 9. p. 33-43.
- GARUTTI, V. Descrição de *Astyanax argyrimarginatus* SP.N. (CHARACIFORMES, CHARACIDAE) procedente da bacia do rio Araguaia, Brasil. **Rev. Brasil. Biol.**, 1999. v. 59, n. 4. p. 585 – 591.
- GERKING, S. D. **Feeding ecology of fish**. Academic Press, London, 1994. p. 416.

GODINHO, A. L.; FONSECA, M. T.; ARAÚJO, L. M. The ecology of predator fish introductions: the case of Rio Doce Valley Lakes. *In: Ecology and Human Impact on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais*, 1994. p.193.

GODINHO, A. L. **Peixes do Parque Estadual do Rio Doce** - Belo Horizonte, Instituto Estadual de Florestas / Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. p. 35.

GODOY, M. P. Age, growth, sexual maturity, behavior, migratory, tagging and transplantation of curimatá (*Prochilodus scrofa* Steindachner, 1881) of Mogi Guassu river, São Paulo State, Brasil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, São Paulo, 1959. v. 31, p. 447-477.

GOSLINE, W. A. Functional morphology and classification of teleostean fishes. Honolulu, Univ. Press of Hawaii, 1971.

GOULDING, M. **The fishes and the Forest: exploration in Amazonin natural history**. University of California Press. Berkeley, 1980. p. 280.

GUIMARÃES, J. R. A. O acará *Geophagus brasiliensis*, Quoy e Gaimard. **Rev. Ind. Anim.**, São Paulo, 1938. n. 6. p. 658 - 662.

GURGEL, H. C. B. Estrutura populacional e época de reprodução de *Astyanax fasciatus* (Cuvier) (Characidae, Tetragonopterinae) do rio Ceará Mirim, Poço Branco, Rio grande do Norte, Brasil. **Rev. Brasil. Zool.**, 2004. v. 21, n. 1, p. 131-135.

HALVER, J. E. The vitamins. In: HALVER, J. E. (Ed). *Fish nutrition*. San Diego: Academic press, 1989. 2 ed, p. 32 -109.

HARAM, O. J.; JONES, J. W. Some observations on the food of the gwyniad *Coregonus clupeioides pennantii* Valenciennes of Llyn (Lake Bala), north Wales. **J. Fish Biol.**, 1971. n. 3, p. 287-295.

HOWELLS, R. G. **Annotated list of introduced non-native fishes, molluscs, crustaceans and aquatic plants in Texas waters**. Texas Parks and Wildlife Data Management Series N. 78. Austin, 1992. p. 19.

HUNTER, J. R. The feeding behaviour and ecology of marine fish larvae. In: BARDACH, J. E. (ed). **The Physiological and Behavioral Manipulation of Food Fish as Production and Management Tools**, 1979.

HUNTINGFORD, F. A.; LEANIZ, C. G. Social dominance, prior residence and acquisition of profitable feeding sites in juvenile Atlantic salmon. **Journal of Fish Biology**, London, 1997. v. 51, n. 5, p. 1009-1014.

HYNES, H. B. N. The food of freshwater sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) and *Pygosteus pungitius* with a review of methods used in studies of the food of fishes. **J. Anim. Ecol.**, 1950, n.19. p.36-58.

IHERING, R. Von. **Os óvulos e a desova dos peixes d'água doce do Brasil.** Boletim Biológico, 1929. v. 14, p, 97 – 109.

IVLEV, V.S. **Experimental ecology of the feeding of fishes.** New Haven Yale Univ. Press, New Haven, 1961. p. 302

IWAMOTO, R. N.; MYERS, J. M.; HERSHBERGER, W. K. Genotype-environmental interactions for growth of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. **Aquaculture**, 1986. v.57, n.14, p.153-51.

JANSSEN, J. Feeding modes and prey size selection in the alewife (*Alosa pseudoharengus*). **J. Fish. Res. Bd. Can.**, 1976. v. 33. p 1972-1975.

JANSSEN, J. Comparison of searching behavior for zooplankton in an obligate planktivore, blueback herring (*Alosa aestivalis*) and a facultative planktivore, bluegill (*Lepomis macrochirus*). **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, 1982. v. 39, no 912, p. 1649 – 1654.

JOBLING, M. **Fish bioenergetics.** London: Chapman ; Hall, 1994. 294p.

KHAN, M. S. Effect of population density on the growth, feed and protein conversion efficiency and biochemical composition of a tropical freshwater catfish, *Mystus nemurus* (Curvier & Valenciennes). **Aquacult. Fish. Manag.**, Oxford, 1994. v.25, p.753-760.

KNOPPEL, H. A. Food of Central Amazonian Fishes. Contribution to the nutrient ecology of Amazon Rain-Forest-Streams **Amazoniana**, 1970. vol 2 n. 3, p. 257-352.

KORINEK, V. *Diaphanosoma birgei* n. sp. (Crustacea, Cladocera). A new species from America and its widely distributed subspecies *Diaphanosoma birgei* spp. *lacustris* n. spp. **Can. J. Zool.**, 1981. vol. 59, n. 6, p. 1115-1121.

KOSTE, W. **Rotatoria** - Die Radertiere Mitt leuropas - I Text band. 1978a.

KOSTE, W. **Rotatoria** - Die Radertiere Mitt leuropas - II Text band. 1978b.

LACHNER, E. A.; ROBINS, C. R.; COURTENAY, W. R. Jr. **Exotic fishes and other aquatic organisms introduced into North America.** Smithsonian Contributions to Zoology N. 59. Washington, D.C, 1970. p. 29.

LARKIN, P. A. Interspecific competition and population control in freshwater fish. **J. Fish. Res. Bd. Can.**, 1956. v. 13, n. 3, p. 327-342.

LAZZARO, X. Los peces planctófagos Y suas interrelaciones con las comunidades planctónicas. In: **Curso internacional avançado: métodos em limnologia**, 2. São Carlos, 1985. p. 1-33.

LAZZARO, X. A review of planktivorous fishes: their evolution, feeding behaviors, selectivities, and impacts. **Hydrobiologia**, 1987. v. 146, p. 97-167.

LAZZARO, X. Feeding convergence in South American and African zooplanktivorous cichlids *Geophagus brasiliensis* and *Tilapia rendalli*. *Env. Biol. Fish.*, 1991. vol 31, n. 3, p. 283-293.

LEFRANÇOIS, C.; CLAIREAUXA, G.; MERCIERA, C. Effect of density on the routine metabolic expenditure of farmed rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Aquaculture**, 2001. v.195, p.269-277.

LOPES, R. A.; SALA, M. A.; LEME DOS SANTOS, H. S.; NUTI-SOBRINHO, A.; PAULA-LOPES, O. V. Desarrollo de los ovocitos de la pirana *Pygocentrus nattereri* Kner, 1860 (Pisces: Characidae). **Revista de Biologia Tropical**, 1991. v. 39, no 1, p.7-14.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge Tropical Biology Series, 1987. p. 382.

MAC ARTHUR, J. W. Patterns of species diversity. **Biol. Rev.**, 1965. v. 40, p. 510-533.

MACHADO, F. A. História natural de peixes do pantanal: com destaque em hábitos alimentares e defesa contra predadores. **Tese de Doutorado**., UNICAMP.2003. p. 99.

MACHADO-ALLISON ; GARCIA (1986) In: História natural de peixes do Pantanal: com destaque em hábitos alimentares e defesa contra predadores. **Tese de Doutorado**, UNICAMP, Campinas, 2003. p. 99.

MAGALHÃES, A. C. **Classificação de famílias de peixes fluviais**. In: **Monografia Brasileira de peixes Fluviaes**. São Paulo, Graficars – Romiti ; Zanin, 1931.

MARQUES, S.; VIEIRA, F. Análise da dieta de *Astyanax bimaculatus* do reservatório de Peti, na bacia do rio Piracicaba, MG. Reumo do ... *Biologia*, 1999. http://www.icbs.pucminas.br/eventos/jornadabio/xi_14.htm. Acesso em: 16/09/2003.

MARSHALL, N. B. **The life of fishes**. Weidenfeld and Nicolson, London, 1965. p. 402.

MARTINEZ, N. D.; LAWTON, J. H. **Scale and food-web structure – from local to global** **Oikos**, 1995, v. 73, p. 148-154.

MATSUMURA-TUNDISI, T. Occurrence of species of the genus *Daphnia* in Brazil. **Hydrobiologia**, 1984. v. 112, p. 161-165.

MATSUMURA-TUNDISI, T. Latitudinal distribution of Calanoida copepods in Freshwater aquatic systems of Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**. 1986. v. 46, n. 3, p. 527-553.

MATTHEWS, W. J. **Patterns in freshwater fish ecology**. Chapman Hall. New York, 1998. p.756.

MCCANN, K.; HASTINGS, A.; HUXEL, G. R. Weak trophic interactions and the balance of nature. **Nature**, 1998. v. 395, p. 794-797.

MELLO, C. L. **Sedimentação e tectônica cenozóicas no médio Vale do Rio Doce (MG, sudeste do Brasil) e suas implicações na evolução de um sistema de lagos**. São Paulo, SP. Tese de doutoramento. Instituto de Geociências - Universidade de São Paulo, 1997. p. 365.

MILLER, D.J. Introductions and extinction of fish in the African great lakes. **Tree**, 1989. v. 4, n.2, p 56-59.

MOE, M. A. Jr. Survival potential of piranhas in Florida. **Quarterly Journal of the Florida Academy of Sciences**, 1964. v. 27, n. 3, p.197-210.

MONTÚ, M.; GOEDEN, I. M. Atlas dos Cladocera e Copepoda (Crustacea) do Estuário da Lagoa dos Patos (Rio Grande, Brasil). **Nerítica, Pontal do Sul, PR**. 1986. v. 1, n. 2, p. 1-34.

MOORE, J, W.; MOORE, I. A. The basins of food selection in flounders, *Platichthys flesus* (L.), in the Severn Estuary. **J. Fish. Biol.**, 1976. v. 9, p. 139-156.

MORETTO, E. M. Diversidade zooplancônica e variáveis limnológicas das regiões limnética e litorânea de cinco lagoas do Vale do Rio Doce-MG, e suas relações com o entorno. **Dissertação de Mestrado da Escola de Engenharia de São Carlos**. Universidade de São Paulo, 2001a. p. 267.

MORETTO, E. M. Projeto de Conservação e utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira – PROBIO. **Relatório Técnico**. Categoria DTI-7H. Ministério do Meio Ambiente, 2001b.

MORISITA, M. Measuring of the dispersion of individuals and analysis of the distribution patterns. **Mem. Fac. Sci. Kyushu Univ.**, 1959, v. 2, p. 215-235.

MURAI, T.; ANDREWS, J. W. **Effect of frequency of feeding on growth and food conversion of channel catfish fry**. Bulletin of Japanese Society on Science of Fisheries, 1976. v. 42, p. 159 – 161.

NIKOLSKY, G. V. **The Ecology of Fishes**. London. Academic Press, 1963. p. 352.

NOMURA, H. Alimentação de três espécies de peixes do gênero *Astyanax* Baird ; Girard, 1854 (Osteichthyes, Characidae) do rio Mogi Guaçu, SP. **Rev. Bras. Biol.**, 1975a. n 4, p. 595 – 614.

NOMURA, H; CARVALHO, S. C. Biologia e número de rastros de acará, *Geophagus brasiliensis* (Quoy ; Gaimard, 1824) (Pisces, Cichlidae). **Rev. Bras. Biol.**, 1972. v. 32, n. 2, p. 169 –176

NORTHCOTE, T. G.; WALTERS, C. J.; HUME, J. M. B. Inicial impacts of experimental fish introductions on the macrozooplankton of small oligotrophic lakes. **Rev. Intern. Verein. Limnol.**, 1978. v. 20, p. 2003-2012.

O' BRIEN, W. J. The predatory-prey interaction of planktivorous fish and zooplankton. **Am. Scientist**, 1979, n.67, p. 572-581.

ONO, E. A.; KUBITZA, F. **Cultivo de peixes em tanques-rede**. Rev. Ampliada. Jundiá: F. Kubitza, 2. ed., 1999. p. 68.

ORTAZ, M.; INFANTE, O. Section de zooplancton pur *Astyanax bimaculatus* (Linneus, 1758) em el lago de Valencia, Venezuela. **Acta Sienc Venez.**, Caracas, 1986. v.37, p.298-301.

PAGGI, J. C. Revision de las especies argentinas del genero *Diaphanosoma* Fischer (Crustacea, Cladocera), **Acta Zoologica Lilloana.**, 1978. v. XXXIII, n. 1, p. 43-65.

PAINE, R. T. Food web complexity and species diversity. **Am. Nat.**, 1966. v. 100, n. 910, p. 65-75.

PAIVA, R.; BALDISSEROTTO, B. Densidade de estocagem e crescimento de alevinos de jundiá *Rhamdia quelen* (QUOY ; GAIMARD, 1824) fingerlings. **Ciência Rural**, 2000. v.30, n.3, p.509-513.

PAULY, D. Quantitative analysis of published data on the growth, metabolism, food consumption, and related features of the red-bellied piranha, *Serrasalmus nattereri* (Characidae). **Environmental Biology of Fishes**, 1994. v. 41, p. 423-437.

PENNAK, R. W. **Fresh-water invertebrates of the United States - Protozoa to Mollusca**. 3rd edition, Wiley-Interscience Publication, 1991.

PFLUG, R. Quaternary lakes of eastern Brazil. **Photogrammetria**, 1969. n. 24, p.29 – 35.

PIET, G. J. Impact of environmental perturbation on a tropical fish community. **Can. J. Fish Aquat. Sci.**, 1998. v. 55. p. 1842- 1853.

PIMM, S. L.; GILPIN, M. E. Theoretical Issues in Conservation Biology. *In: Perspectives in Ecological Theory*. Princeton, 1989. p.287-305.

POPOVA, O. A. The role of predaceous fishes in ecosystems.. *In : Ecology of freshwater fish production*. GERRKING, S. D. (Ed). Blackwell Scientific Publications, Oxford, United Kingdom.1978. p. 215 –499

PORTO, E. A. S. Caracterização da dieta alimentar de lambaris gênero *Astyanax* e *Hemigrammus* em Córrego do Cerrado e Bacia do Araguaia, Barra do Garças – MT, 2000.

REID, J. W. *Thermocyclops decipiens* (Copepoda Cyclopoida). Exemplo de confusão taxonômica. **Acta Limnol. Brasil**.1988. v. 1, p. 479-499.

RIBEIRO, A. M. **Fauna Brasiliensis**. Peixes. Arc. Mus. Nac., Rio de Janeiro, 1915. n. 5, p. 38 – 43.

RIETZLER, A. C. Alimentação, ciclo de vida e análise de coexistência de espécies de Cyclopoida na Represa de Barra Bonita, São Paulo. **Tese de Doutorado da Escola de Engenharia de São Carlos**, Universidade de São Paulo, São Paulo,1995. p. 385

ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Atlas do zooplâncton (Represa do Broa, São Carlos) V. I - Copepoda**. Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências e Tecnologia. Departamento de Ciências Biológicas, 1976.

ROCHA, O.; ESPÍNDOLA, E. G.; RIETZLER, A. C. Proposta: **Monitoramento e Desenvolvimento de Tecnologia para o Manejo de Espécies Exóticas em Águas Doces**. Apresentada à Fundação de Apoio Institucional ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico – FAI.UFSCar, 2001. p. 25.

ROMANINI, P. H. Distribuição e ecologia de peixes no reservatório de Americana, São Paulo,1989. vol 1. 148p.

RÖSCH, R. Effect of experimental conditions on the estomach evacuation of *Coregonus lavaretus* L. *J. Fish. Biol.*, 1987. v. 30, p. 521-531.

ROSEN, R. A.; HALES, D. C. Feeding of paddlefish, *Polydon spathula*. **Copeia**, 1981. v. 2, p. 417 – 440.

ROSENFELD, A.; MANN, R. **Dispersal of living organism into aquatic ecosystems**. Maryland Sea Grant Publications, 1992. p. 471 .

ROSENTHAL, H.; HEMPEL, G. Experimental studies in feeding and food requirements of herring larvae (*Clupea harengus* L.) In: STEELE, J. H. (ed). **Marine Food Chains**. Oliver and Boyd, Edinburgh, 1970. p 344-364.

ROSS, S. T. Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. **Copeia**, 1986, v. 2, p. 352-388.

SAIJO, Y.; TUNDISI, J. G. **Limnological studies in Central Brazil: Rio Doce Valley lakes and Pantanal wetland, Brazil**. 3rd Report. Water Research Institute, Nagoya University, Japan, 1987.

SANTOS, G. B; MAIA-BARBOSA, P. M; VIEIRA, F.; LÓPEZ, C. M. Fish and zooplankton community structure in reservoirs of southeastern Brazil: effects of the introduction of exotic predatory fish. In: **Ecology and Human Impact on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais**, 1994. p.193.

SAZIMA, I.; MACHADO, F. A. Underwater observations of piranhas in western Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, 1990. v. 28, p. 17-31.

SCHIMITTOU, H. R. **Produção de peixes em alta densidade em tanques-rede de pequeno volume**. Campinas: Associação Americana de Soja/Mogiana Alimentos, 1993. p.78.

SCHROEDER-ARAÚJO, L. T. Alimentação dos peixes da represa de Ponte Nova, Alto Tietê, São Paulo. **Tese de Doutorado**, Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, 1980. p. 88.

SCHULZE, E. D.; MOONEY, H. A. **Biodiversity and Ecosystem Function**. Springer, 1994.

SEGERS, H.; DUMONT, H. J. Rotifer species (Rotifera: Monogononta) in Broa reservoir (SP., Brazil) on 26 August 1994, with the description of three new species. **Hydrobiologia**, 1994. v. 316, p. 183-197.

SEGERS, H. **Introduction to the practice of identifying – Rotifera**. Universiteit Gent. 1995-1996.

SHAFLAND, P. L. A review of Florida's efforts to regulate, assess and manage exotic fishes. **Fisheries**, 1986. v. 11, n. 2, p. 20-25.

SILVA, E. C. S ; ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M. Influência do tipo de alimento e da temperatura na evacuação gástrica da piranha-caju (*Pygocentrus nattereri*) em condições experimentais. **Acta Amaz**, 2003. v. 33, n.1., p. 145-156.

SIMBERLOFF D, DAYAN T. The guild concept and the structure of ecological communities. **Rev. Ecol. Syst**, 1991, v. 22, p. 115-143.

SMITH, W.S.; ROCHA, O.; ESPÍNDOLA, E.L.G.; RIETZLER, A. C.; KUNIEDA, E.; FRAGOSO, E.N.; FRACACIO, R. **Peixes de água doce**. PROBIO. São Carlos, 2002. p.19.

SOULÉ, M. E. Conservation Biology in the Twenty-First Century: Summary and Outlook. pp 297-307. *In: Conservation for the Twenty-first Century*. Western, D. And Pearl, M. C. (Eds.), Oxford University Press, 1989. p. 365.

SPRULES, W. G. Effects on size-selective predation and food competition on high altitude zooplankton communities. **Ecology**, 1972. v. 53, n. 3, p. 375-386.

STARLING, F. L. R. M.; ROCHA, A. J. A. Manejo de Conflitos Sócio-ambientais no Programa de Biomanipulação do Lago Paranoá, em Brasília-DF: O Caso da Pesca com Tarrafa em: <http://www.ucb.br/mestradoplan/projmonitoramento.asp> acesso em 26/01/2005a.

STARLING, F. L. R. M.; ROCHA, A. J. A Monitoramento da Pesca Profissional de Tarrafa como Instrumento de Manejo Ecológico do Lago Paranoá, Brasília - DF <http://www.ucb.br/mestradoplan/projmonitoramento.asp>. acesso em 26/01/2005b.

STICKNEY, R. R. **Principles of aquaculture**. New York: John Wiley ; Sons, 1994. 502p.

SWYNNERTON, G. H.; WORTHINGTON, E. B. Note on the food of fish in Haweswater (Westmorland). **J. Anim. Ecol.**, 1940. v. 9, p. 183-187.

SZLAUER, L. The refuge ability of plankton animals before plankton eating animals. **Pol. Arch. Hydrobiol.**, 1965. v. 13, n. 26, p. 89-95.

TAYLOR, J. N., COURTENAY, W. R.; MCCANN, J. A. Know impacts of exotic fishes in the continental United States, 1984. p. 132-173. *In: Courtenay, W. R.; Stauffer, J. R. (ed), Distribution, biology and management of exotic fishes*. Johns Hopkins Univ. Press Baltimore.

TAYLOR, W. W.; FREEBERG, M. H. Effect of food abundance on larvae lake White fish, *Coregonus clupeaformis*. Mitchill, growth and survival. **J. Fish. Biol.**, 1984. n. 25, p. 733-41.

TUCKER, C. S.; ROBINSON, E. H. Feed and practices. Channel catfish farming handbook. New York: AVI Book, 1991. cap 10, p 292 – 315.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Estudos Limnológicos no Sistema de Lagos do Médio Rio Doce, MG – Brazil. **Anais do II Sem. Regional de Ecologia**, 1981. p. 133-258.

TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Chemical Studies on Sediments of four Lakes. *In: Limnology in Brasil*. Editors, RJ: ABC SBL, 1995a. p. 161-167.

TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M. ; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnology of a Warm Monomictic Lake at Rio Doce Forest Park (Lake Dom Helvécio, MG, Eastern Brazil). *In: Limnology in Brasil*. Editors, RJ: ABC SBL. 1995b. p. 245-256.

TUNDISI, J. G.; SAIJO, Y. **Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil**. Brazilian Academy of science. University of São Paulo. School of Engineering at São Paulo Center for Water Resources and Applied Ecology. 1997. p. 528

TWONGO, T. Impact of fish species introductions on the tilapias of Lakes Victoria and Kyoga. 1995. p. 45-57. In: T.J. Pitcher and P.J.B. Hart (eds.) The impact of species changes in African Lakes. Chapman & Hall Fish & Fisheries Series 18.

UEIDA, V. S. Regime alimentar, distribuição espacial e temporal de peixes (TELEOSTEI) em um riacho na região de Limeira, São Paulo. **Dissertação (Mestrado) Unicamp**. 1983. p. 151.

VAN DE VELDE, I. Revision of the African species of the genus *Mesocyclops* Sars, 1914 (Copepoda: Cyclopidae). **Hydrobiologia**, 1984. v. 109, p.

VANZOLINI, P. E.; REBOUÇAS, R.; BRITSKI, H. A. Caracteres morfológicos de reconhecimento específico em três espécies simpátricas de lambaris do gênero *Astyanax* (Pisces, Characidae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, 1964. v. 16, p. 267-299.

VAZZOLER, A. E. A. M. Síntese de conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da America do Sul (Teleostei, Ostariophysi). **Rev. Brasil. Biol.**, 1992. v. 52, n. 4, p. 627-640.

VILELA, C; HAYASHI, C. Desenvolvimento de juvenis de lambari *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758), sob diferentes densidades de estocagem em tanques-rede. **Acta Scientiarum**, Maringá, 2001. v. 23, n. 2, p. 491-496.

VILELLA, F. S.; BECKER, F. G.; HARTZ, S. M. Diet of *Astyanax* species (Teleostei, Characidae) in an Atlantic Forest River in Southern Brazil. **Braz. Arch. Biol. Technol**, 2002. v. 45, n.2, p. 223-232.

VINYARD, G. L.; O'BRIEN, W. J. Effects on light and turbidity on the reactive distance of bluegill (*Lepomis macrochirus*). **Fish. Res. Bd. Can**, 1976. v. 33, p. 2845 – 2849.

WARSHAW, S. J. Effects of alewives (*Alosa pseudoharengus*) on the zooplankton of lake wononskopomuc, Connecticut. **Limnol. Oceanogr.**, 1972. v. 17, n. 6, p. 816-825.

WELCOMME, R. L. International introductions of inland aquatic species. **FAO Fish. Tec. Pap**, 1988. p. 294.

WELLS, L. R. Effects of alewives predation on zooplankton population in Lake Michigan. **Limnol. Oceanog.**, 1970. v. 15, p. 556-565.

WERNER, E. E.; HALL, D. J. Optimal foraging and the size selection of prey by the bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). **Ecology**, 1974. v. 55, p. 1042- 1052.

WONG, B.; WARD, F. J. Size selection of *Daphnia pulicaria* by yellow perch (*Perca flavescens*) fry in West Bule Lake, Manitoba. **J. Fish. Res. Bd. Can.**, 1972. v. 29, p. 1761 – 1764..

WRIGHT, D. I; O'BRIEN, W. J.; LUECKE, C. A new estimate of zooplâncton retention by gill rakers and its ecological significance. **Trans. Am. Fish. Soc.**, 1983. v. 112, p. 638-646.

ZAMBONE-FILHO, E. Incubação, larvicultura e alevinagem do tambaqui (*Colossoma macropomum* Curvier, 1818). **Tese de doutorado**. Universidade Federal de São Carlos), São Carlos, SP, 1992 p.202

ZARET, T. M. Inhibition of cannibalism in *Cichla ocellaris* and hypothesis of predator mimicry among South American fishes. **Evolutions**, 1977. vol 31, n. 2, p. 421-437.

ZARET, T. M. Life history and growth relationships of *Cichla ocellaris*, a predatory south american cichlid. **Biotropica**, 1980. v.12, n.2, p. 144-157.

ZARET, T. M.; RAND, A. S. Competition in tropical stream fishes: support for the competitive exclusion principle. **Ecology**, 1971. v. 52, n. 2, p. 336 – 42

ZARET, T. M.; PAINE, R. T. Species introduction in a tropical lake. **Science**, 1973. n. 182, p. 449 – 455.

ZAVALA-CAMIN, L. A. **Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes**. Nupelia. Maringá. EDUEM, 1996. p. 129.

ZELDITCH, M. L.; FINK, W. L. Allometry and developmental integration of body growth in pirhana, *Pygocentrus nattereri* (Teleostei: Ostariophysii). **Journal of Morphology**, 1975. 223:341-355.

ANEXO

Tabela1- Taxa de predação por alevino, de acordo com a comunidade zooplancônica oferecida e concentrações utilizadas

Alevino	CP (cm)	Quantid	Lago	Concen.	Náuplios	Cladóceros	<i>T.minutus</i>	<i>N.isabelae</i>	Copepodito	Rotíferos	<i>T.prasinus</i>
<i>C. ocellaris</i>	2	1	D.Helvécio	concentrado	55	146	138	57	0	19	23
<i>C. ocellaris</i>	2	1	D.Helvécio	concentrado	60	136	139	60	0	19	23
<i>C. ocellaris</i>	2	1	D.Helvécio	concentrado	60	138	135	53	0	19	23
<i>C. ocellaris</i>	2	3	D.Helvécio	concentrado	20	50	49	22	0	6	8
<i>C. ocellaris</i>	2	3	D.Helvécio	concentrado	20	49	47	22	0	6	8
<i>C. ocellaris</i>	2	3	D.Helvécio	concentrado	20	48	48	21	0	6	8
<i>C. ocellaris</i>	2	6	D.Helvécio	concentrado	10	25	24	11	0	3	4
<i>C. ocellaris</i>	2	6	D.Helvécio	concentrado	10	25	25	11	0	3	4
<i>C. ocellaris</i>	2	6	D.Helvécio	concentrado	10	24	23	11	0	3	4
<i>C. ocellaris</i>	2	1	Almécega	concentrado	221	84	56	15	0	50	0
<i>C. ocellaris</i>	2	1	Almécega	concentrado	224	77	52	15	0	50	0
<i>C. ocellaris</i>	2	1	Almécega	concentrado	224	82	58	15	0	25	0
<i>C. ocellaris</i>	2	3	Almécega	concentrado	75	26	19	5	0	17	0
<i>C. ocellaris</i>	2	3	Almécega	concentrado	75	27	20	5	0	17	0
<i>C. ocellaris</i>	2	3	Almécega	concentrado	75	27	20	5	0	17	0
<i>C. ocellaris</i>	2	6	Almécega	concentrado	37	14	10	3	0	8	0
<i>C. ocellaris</i>	2	6	Almécega	concentrado	37	14	9	3	0	8	0
<i>C. ocellaris</i>	2	6	Almécega	concentrado	37	14	10	3	0	8	0
<i>C. ocellaris</i>	2	1	Carioca	concentrado	5	0	217	0	8	0	0
<i>C. ocellaris</i>	2	1	Carioca	concentrado	5	0	217	0	9	0	0
<i>C. ocellaris</i>	2	1	Carioca	concentrado	5	0	217	0	9	0	0

continua...

...continuação

Alevino	CP(cm)	Quantid	Lago	Concent.	Náuplios	Cladóceros	<i>T. minutus</i>	<i>N.isabelae</i>	Copepodito	Rotífero	<i>M.brasilianus</i>	Harpacticoida
<i>C. ocellaris</i>	2	3	Carioca	concentrado	2	0	71	0	3	0	0	0
<i>C. ocellaris</i>	2	3	Carioca	concentrado	2	0	75	0	3	0	0	0
<i>C. ocellaris</i>	2	3	Carioca	concentrado	1	0	74	0	3	0	0	0
<i>C. ocellaris</i>	2	6	Carioca	concentrado	1	0	38	0	1	0	0	0
<i>C. ocellaris</i>	2	6	Carioca	concentrado	1	0	38	0	1	0	0	0
<i>C. ocellaris</i>	2	6	Carioca	concentrado	1	0	37	0	1	0	0	0
<i>C. ocellaris</i>	2	1	D.Helvécio	natural	30	8,5	27	12,5	5,5	2	22,5	0
<i>C. ocellaris</i>	2	1	D.Helvécio	natural	35	9,5	32	11,5	2,5	2	22,5	0
<i>C. ocellaris</i>	2	1	D.Helvécio	natural	41	8,5	31	11,5	5,5	2	22,5	0
<i>C. ocellaris</i>	2	1	D.Helvécio	natural	17	9,5	33	11,5	7,5	2	22,5	0
<i>C. ocellaris</i>	2	1	D.Helvécio	2x	203	15	59,5	60,5	62,5	2,5	42,5	0
<i>C. ocellaris</i>	2	1	D.Helvécio	2x	169	16	73,5	60,5	61,5	2,5	39,5	0
<i>C. ocellaris</i>	2	1	D.Helvécio	2x	158	13	65,5	58,5	55,5	3,5	42,5	0
<i>C. ocellaris</i>	2	1	D.Helvécio	2x	201	16	75,5	59,5	69,5	3,5	42,5	0
<i>C. ocellaris</i>	2	1	D.Helvécio	4x	377,5	46	88,5	59,5	13,5	12	49	1,5
<i>C. ocellaris</i>	2	1	D.Helvécio	4x	364,5	54	123,5	58,5	13,5	12	49	1,5
<i>C. ocellaris</i>	2	1	D.Helvécio	4x	304,5	16	105,5	58,5	13,5	12	49	1,5
<i>C. ocellaris</i>	2	1	D.Helvécio	4x	370,5	56	104,5	58,5	5,5	12	44	1,5
<i>P.nattereri</i>	2	1	D.Helvécio	natural	51	7	30	6	25	2	23	0
<i>P.nattereri</i>	2	1	D.Helvécio	natural	60	15	36	3	17	0	26	0
<i>P.nattereri</i>	2	1	D.Helvécio	natural	40	6	30	6	15	2	23	0
<i>P.nattereri</i>	2	3	D.Helvécio	natural	24	5	10	2	4	1	11	0
<i>P.nattereri</i>	2	3	D.Helvécio	natural	22	5	15	3	4	1	11	0
<i>P.nattereri</i>	2	3	D.Helvécio	natural	20	4	5	2	2	0	5	0

continua...

...continuação

Alevino	CP(cm)	Quantid	Lagoa	Concent.	Náuplios	Cladóccera	<i>T.minutus</i>	<i>N.isabellae</i>	Copepodito	<i>M.brasilianus</i>	Harpacticoida	Ostracoda
<i>A. cf bimaculatus</i>	2	1	Almécega	natural	1	5	2	5	1	0	0	1
<i>A. cf bimaculatus</i>	2	1	Almécega	natural	1	3	1	9	0	0	1	0
<i>A. cf bimaculatus</i>	2	1	Almécega	natural	1	2	0	5	0	0	0	0
<i>A. cf bimaculatus</i>	2	1	Almécega	2x	20	5	2	52	2	2	5	2
<i>A. cf bimaculatus</i>	2	1	Almécega	2x	21	5	2	106	6	8	2	3
<i>A. cf bimaculatus</i>	2	1	Almécega	2x	8	7	2	64	7	11	0	2
<i>A. cf bimaculatus</i>	2	1	Almécega	4x	105	33	21	108	21	27	16	3
<i>A. cf bimaculatus</i>	2	1	Almécega	4x	97	32	21	110	21	27	16	3
<i>A. cf bimaculatus</i>	2	1	Almécega	4x	52	17	10	109	11	13	8	3
<i>A. cf bimaculatus</i>	2	1	Almécega	natural	105	33	21	8	21	27	16	0
<i>A. cf bimaculatus</i>	2	1	Almécega	natural	97	32	21	9	21	27	16	0
<i>A. cf bimaculatus</i>	2	3	Almécega	natural	17	6	3	2	4	4	3	0
<i>A. cf bimaculatus</i>	2	3	Almécega	natural	17	6	3	2	4	4	3	0
<i>A. cf bimaculatus</i>	2	3	Almécega	natural	17	6	3	2	4	4	3	0
<i>A. cf bimaculatus</i>	4	1	Almécega	concentrado	76	5	2	98	0	0	0	2
<i>A. cf bimaculatus</i>	4	1	Almécega	concentrado	88	5	1	106	0	0	0	3
<i>A. cf bimaculatus</i>	4	1	Almécega	concentrado	112	2	10	82	0	0	0	2
<i>A. cf bimaculatus</i>	4	3	Almécega	concentrado	10	2	1	54	0	0	0	1
<i>A. cf bimaculatus</i>	4	3	Almécega	concentrado	0	2	1	55	0	0	0	1
<i>A. cf bimaculatus</i>	4	3	Almécega	concentrado	2	1	1	54	0	0	0	1

continua...

...continuação

Alevino	CP(cm)	Quantid	Lagoa	Concent.	Náuplios	Cladóceras	<i>T.minutus</i>	<i>N.isabelae</i>	Copepodito	Rotífero	<i>T.prasinus</i>	<i>M.brasilianus</i>	Harpacticoida	Ácaro
<i>G.brasiliensis</i>	2	1	Almécega	natural	93	33	21	9	21	0	0	26	16	0
<i>G.brasiliensis</i>	2	1	Almécega	natural	102	33	21	9	23	0	0	27	10	0
<i>G.brasiliensis</i>	2	1	Almécega	natural	90	28	17	15	15	0	0	30	19	0
<i>G.brasiliensis</i>	2	3	Almécega	natural	14	20	2	3	2	4	1	5	0	0
<i>G.brasiliensis</i>	2	3	Almécega	natural	16	21	1	3	2	4	1	4	0	0
<i>G.brasiliensis</i>	2	3	Almécega	natural	70	2	2	1	3	0	0	1	1	0
<i>G.brasiliensis</i>	4	1	Almécega	natural	104	36	21	10	23	0	0	27	16	0
<i>G.brasiliensis</i>	4	1	Almécega	natural	106	34	21	9	21	0	0	27	16	0
<i>G.brasiliensis</i>	4	1	Almécega	natural	102	29	19	7	21	0	0	27	16	0
<i>G.brasiliensis</i>	4	3	Almécega	natural	33	12	7	5	7	0	0	12	5	0
<i>G.brasiliensis</i>	4	3	Almécega	natural	34	9	7	2	6	0	0	9	5	0
<i>G.brasiliensis</i>	4	3	Almécega	natural	31	11	7	3	7	0	0	7	5	0
<i>G.brasiliensis</i>	2	1	Almécega	natural	37	7	4	2	7	0	0	2	0	0
<i>G.brasiliensis</i>	2	1	Almécega	natural	47	6	5	2	7	0	0	2	0	0
<i>G.brasiliensis</i>	2	1	Almécega	natural	42	6	4	2	7	0	0	0	0	0
<i>G.brasiliensis</i>	2	1	Almécega	2x	93	33	4	9	9	1	0	14	2	1
<i>G.brasiliensis</i>	2	1	Almécega	2x	102	33	6	9	8	1	0	14	2	1
<i>G.brasiliensis</i>	2	1	Almécega	2x	51	60	6	7	8	1	0	13	0	0
<i>G.brasiliensis</i>	2	1	Almécega	4x	207	63	21	9	21	12	0	26	16	3
<i>G.brasiliensis</i>	2	1	Almécega	4x	215	63	31	9	23	12	0	27	10	3
<i>G.brasiliensis</i>	2	1	Almécega	4x	211	63	15	18	28	12	0	32	12	3

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)