

### **Abstract**

The UHE Escola Mackenzie (Capivara Reservoir) Paranapanema River, was build in 1977 and nowadays is de biggest reservoir in extension and volume in the Paranapanema River Basin. In the first two decades after your construction occurred several introduction (accidental or on purpose) of none native fishes in this area. One of this species was *Cichla monoculus*.

In this context, several researches concluded that species belonging to the *Cichla* gender cause important impact to the Parana River Basin where it has been introduced. The idea of this project came from these observations.

The aim of this study was to analyze the introduction process of the species *Cichla monoculus* in the Capivara reservoir and to evaluate biologically if this species is established or not in the reservoir.

Data from an old project realized in the same area was used covering a period from 1991 to 1999 (Tibagi Project). The samples related to this study were spread in three different cycles (I, II and III): autumn 2001 to summer 2002, autumn 2002 to summer 2003 and autumn 2009 to summer 2010, respectively. The data shown that three years after the *C. monoculus* accidental escaping the species reach abundance proportions equivalent to de native species and further increase to 2003, indicating a establishment process and consequent invasion of the reservoir system, with small depletion during the last cycle (Cycle III). The CPUEn shown a decrease tendencies and the standard length did not present significant alterations. The sexual proportion presents variations and was attributed to the environmental factors. During the study, juveniles were sampled mainly (86.98% Cycle I; 81.81% Cycle II e 83.84% Cycle III) indicating a recruitment success. More than 55% of the specimens collected were between 6 to 11 centimeters of standard length. The Relative Condition Factor (Kn) means were similar (close to 1.0) indicating a high healthiness to this species during the studding's period. The breeding period was long going all thru the rainy season (spring and summer) with a representative emphasis to the spring season. An abnormal extension of the of the dry season during 2009 was noticed and was related to a reduction on the low reproduction activity found on this period.

After this study is possible to conclude that *Cichla monoculus* is established and its distribution spreads all around the Capivara Reservoir.

**Keywords:** *Cichla monoculus*, established species, biological invasion, Capivara Reservoir.

## Resumo

O Reservatório da UHE Escola Mackenzie (Represa de Capivara) Rio Paranapanema foi constituído em 1977 e representa o maior reservatório em extensão e volume ocupado na bacia hidrográfica do Rio Paranapanema e nas primeiras décadas (80 e 90) após sua formação foi palco de constantes introduções acidentais e intencionais dos mais diversos organismos, sendo uma destas espécies a *Cichla monoculus*.

Neste contexto, diversos pesquisadores concluíram que espécies do gênero *Cichla* representam importante impacto à bacia do alto Rio Paraná onde foi introduzida, o que originou a presente proposta desse estudo.

O objetivo central desse projeto foi realizar uma análise do processo de introdução da espécie *Cichla monoculus* no reservatório de Capivara, como forma de avaliar biologicamente se a mesma pode ser considerada como uma invasora “latu senso”.

Foram compilados dados de captura dos anos de 1991 a 1999 (relativos ao projeto Tibagi, trecho reservatório). E as coletas relativas a este estudo foram realizadas trimestralmente correspondendo ao período de outono de 2001 a verão de 2002, outono de 2002 a verão de 2003 e outono de 2009 a verão de 2010 finalizando 3 ciclos (I, II e III, respectivamente). Os resultados nos possibilitaram verificar que após 3 anos da primeira introdução da espécie (1997 a 1998), a mesma já alcançou proporções de abundância equivalente as nativas e com acréscimo populacional subsequente até 2003, com forte indicativo de um processo de estabelecimento e conseqüente invasão no reservatório, com modesta depleção durante o ultimo ciclo de estudo (Ciclo III). Os dados de densidade (CPUE<sub>n</sub>) demonstram uma tendência ao decréscimo e o comprimento padrão médio não apresentou alterações significativas. A proporção sexual apresentou grande variação sendo atribuída a fatores ambientais. Foi capturado uma elevada abundância de indivíduos juvenis (86,98% Ciclo I; 81,81% Ciclo II e 83,84% Ciclo III), fato que indica sucesso no processo de recrutamento. Acima de 55% dos espécimes coletados estavam entre a classe de tamanho de 6 a 11 cm de comprimento padrão. As médias do Fator de Condição Relativo (Kn) foram semelhantes (próximas a 1,0) indicando um alto grau de hígidez para a espécie durante todo o período de estudo. O período reprodutivo foi longo se estendendo por toda a estação chuvosa (primavera e verão) com representativo destaque para a primavera. Um

período extenso da estação seca (outono e inverno) foi representativo culminando com a não detecção de indivíduos em estágios reprodutivos durante a primavera de 2009.

Diante do sucesso e da dispersão da espécie no reservatório se conclui que a mesma encontra-se estabelecida e amplamente distribuída pelo Reservatório.

**Keywords:** *Cichla monoculus*, espécie estabelecida, invasão biológica, Represa de Capivara.

## Introdução

O estudo das chamadas espécies invasoras e suas conseqüências ao meio ambiente e a sociedade, ganha, a cada dia, mais significância e aceitação entre pesquisadores e gestores públicos e privados envolvidos nesta área e representa um importante reforço aos estudos de preservação ambiental e custos sócio-econômicos.

A literatura técnica e científica confirma que o risco oferecido por estes organismos não nativos pode ser variado, podendo até culminar com a exclusão das espécies nativas (Zanet & Paine, 1973; Latini & Petrere Jr., 2004; Pimentel *et al.*, 2005; Bøhn *et al.*, 2008; Brewer, 2008; Pelicice & Agostinho, 2008; Davis, 2009). Associado a este fator, prejuízos elevados são causados à economia devido a conseqüências diretas ou indiretas da introdução destes organismos (Mooney & Cleland, 2001; Pimentel, 2005).

A origem das avaliações neste contexto esta associada ao início da Ciência Biogeográfica (Sec. XIX), facilitando a compreensão deste fenômeno, pois o mundo passou a ser caracterizado em diferentes regiões biológicas. Desta forma, possibilitou estudos direcionados na caracterização de fatores biológicos, sociais, políticos e econômicos (Davis, 2009). Após essa mudança nos conceitos de distribuição e dispersão das espécies, alguns pesquisadores passaram a detectar a presença de organismos de origem exógena, responsáveis por representativos prejuízos econômicos, ambientais e sociais.

Pesquisadores como Alexander Humboldt detectaram a dispersão de *Apuntia* (cactos Americano) pela Europa e Norte da África (1850) (*apud* Davis, 2009), Fitch (1861, 1883, 1886, 1887, 1898) (*apud* Davis, 2009), descreveu o impacto de insetos não nativos sobre a agricultura nos Estados Unidos, o Neo Zelandês Georg Thomson autor do livro: *The naturalisation of animals and plants in New Zealand* (1922) (*apud* Davis, 2009), comenta sobre a diminuição da riqueza de espécies devido à introdução e a destruição de habitats, Allan (1936) (*apud* Davis, 2009) e Egler (1942) (*apud* Davis, 2009) relataram ainda a alteração do meio natural como agente facilitador da introdução.

Todos estes fatores já eram reconhecidos e descritos na época, porem graças a Charles Sutherland Elton, através do livro *The ecology of invasions by animals and plants* (1958) que o tema passou a ser tratado de forma diferenciada e abrangente. Elton (1959) promoveu a dissociação da invasão biológica do restante da ecologia, incluindo

questões preponderantes para a caracterização e compreensão dos fatores envolvidos dentro da problemática de invasões biológicas. Temas como: biogeografia, conservação, epidemiologia, história humana e ecologia de populações, entre outros, são reconsideradas dentro deste foco de estudo.

Os primeiros processos de colonização e migração humana para os diferentes continentes há mais de 100 mil anos (McNeely, 2001), foram o princípio da transposição das barreiras geográficas e provável início da introdução de espécies em regiões fora de sua distribuição original (Elton, 1958) de forma não natural.

As introduções, tanto intencionais como acidentais implicam na movimentação de espécies (potencialmente invasoras), efetuadas ou facilitadas pelo homem, para outro ecossistema ou região onde estas não são historicamente encontradas.

Com o exacerbado desenvolvimento da sociedade humana, a questão das espécies invasoras toma proporções cada vez maiores. Assim, com o recente processo de globalização, houve a aceleração pronunciada da dispersão das espécies em taxas jamais vistas. Devido às exportações agrícolas, comércio de animais, controle biológico, manipulação de ecossistemas, recreação e mesmo introduções acidentais há o incremento progressivo do movimento de espécies que alcançou no século passado níveis sem precedentes (Moyle & Ellsworth, 2004).

Dessa forma, a introdução de espécies que se tornam estabelecidas e invasoras constitui um dos maiores problemas para a funcionalidade dos ecossistemas, afetando os principais tipos de interações interespecíficas como: predação, competição, herbivoria, parasitismo e mutualismo (Fuller *et al.*, 1999). De acordo com o mesmo autor as duas principais causas de extinção de peixes são a destruição de habitat (49%) e introdução de espécies não nativas (35%) seguida pela pesca predatória (13%) e outras causas (3%).

Após a introdução muitas das espécies não se estabelecem, isto é, falham na invasão, e sua população pode extinguir-se, ou ainda permanecer latente (espécies não invasoras). Durante o período de latência esta situação pode agravar-se, provocada por mudanças favoráveis nas condições naturais da área (impactos naturais ou antrópicos) e/ou repetidas introduções (pressão de propágulo), podem favorecer a proliferação destes organismos tornando-os abundantes (a maioria das invasões bem sucedidas ocorre desta forma) (Vermeij, 1996).

Como resultado, a espécie invasora pode modificar características importantes na comunidade a que se integra, geralmente associadas à depleção numérica de espécies

nativas provocada principalmente pela competição ou predação (Lockwood *et al.*, 2007). Muitas vezes este processo traz como consequência o fenômeno chamado homogeneização biótica, que se refere ao incremento da similaridade entre as biotas, causando a substituição de espécies nativas por não nativas (Mack *et al.*, 2000).

A homogeneização biótica resulta em diminuição da diversidade das comunidades causada por fatores como: extirpação, hibridação tanto intra como interespecífica (Rahel, 2000; Simberloff, 2003), modificação do habitat e de interações ecológicas que não ocorreriam naturalmente com a mesma velocidade (Rahel, 2000; Latini & Petrere Jr., 2004). Exemplificando para peixes neotropicais, a introdução de piscívoros tais como *Cichla monoculus*, *Astronotus ocellatus* e *Pygocentrus nattereri* em lagos da bacia do rio Doce, Brasil, reduziu a riqueza e diversidade da ictiofauna nativa (Latini & Petrere Jr., 2004). Tanto este trabalho, assim como o de Zaret & Paine (1973), mostram que a introdução de *Cichla monoculus* tem consequências negativas sobre a estrutura da comunidade, e causam homogeneização biótica. As espécies deste gênero são consideradas de alta capacidade invasora e atualmente ocupam quase todas as bacias hidrográficas brasileiras. Mas poucos foram os estudos que realmente classificaram essas espécies como realmente estabelecidas e invasoras.

Um importante fator a ser considerado é que, as espécies não nativas, uma vez estabelecidas, se tornam permanentes e sua erradicação é pouco provável e de custo muito elevado (Pérez *et al.*, 1997).

No entanto, o processo de introdução e estabelecimento tem demonstrado ser bastante variável e dependente de uma série de fatores (bióticos e abióticos) e da capacidade adaptativa dos diferentes organismos. O que deve ser levado em conta é que toda espécie introduzida é potencialmente invasora, mas nem toda espécie introduzida poderá ser invasora. Por esse motivo, é importante saber a diferença entre uma espécie introduzida (espécie não nativa) e uma invasora. A possibilidade de uma espécie não nativa se tornar invasora depende de suas características fisiológicas e ecológicas para se aclimatar ao novo ambiente, além das questões envolvidas com a biota receptora da espécie.

Segundo Richardson *et al.* (2000), a resistência ecológica está diretamente associada com o grau de perturbação do ambiente, sendo assim, um ambiente com diferentes níveis de perturbação apresentará maior ou menor resistência aos organismos invasores.

Neste contexto, a construção de barragens é considerada como uma das principais formas de interferência humana no regime hídrico natural. As alterações resultantes do processo de modificação do ambiente são catastróficas para muitas espécies de peixes, principalmente para as espécies migratórias dependentes de águas caudalosas (Woyanovich, 1991; Agostinho *et al.*, 2007). O ambiente originalmente lótico se transforma em ambiente lêntico, fato que altera completamente as características limnológicas do rio (temperatura, oxigenação, turbidez, sedimentação, química da água e do solo) e o fluxo de energia. Tais condições podem ser limitantes para as espécies de peixes típicas de rios, enquanto que outras podem não conseguir completar seu ciclo de vida após estas mudanças drásticas no ambiente, fazendo com que, a diversidade e composição das espécies modifiquem-se bastante no vetor espaço-temporal (Agostinho, 2007).

Durante algumas décadas do século passado (entre 1975 a 1997), a política de peixamento era vista como uma importante tentativa de estocagem de peixes e incremento da produção pesqueira nos reservatórios do rio Paranapanema, como compensação aos danos causados pelas hidrelétricas. Com este intuito, a CESP (antiga concessionária responsável pela manutenção das usinas existentes no Rio Paranapanema) realizou a soltura de milhares de juvenis de espécies autóctones e exóticas, sendo estas últimas: *Triphorteus angulatus* (sardela, bacia amazônica), *Hoplias lacerda* (trairão, bacia amazônica), *Astronotus ocelatus* (apaiari, bacia amazônica), *Cyprinus carpio* (carpa capim, asiática), *Oreochromis niloticus* (tilápia-do-nylo, africana), *Plagioscion squamosissimus* (pescada do paiuí ou corvina de água doce, bacia amazônica) (CESP, 1998). As reais conseqüências decorrentes das introduções são pouco conhecidas, uma vez que raramente se sabia a respeito da comunidade ictica presente nos reservatórios antes das introduções e quais eram as possíveis interações entre elas (Carvalho *et al.* 2005).

Assim, muitos pesquisadores têm detectado a introdução de indivíduos do gênero *Cichla* em vários reservatórios nacionais e internacionais (Zanet & Paine, 1973; Orsi & Agostinho 1999; Latini & Petrere Jr., 2004; Kullander & Ferreira, 2006; Pelicice & Agostinho, 2008) mesmo que a introdução de organismos exóticos ou alóctones seja proibida por lei no Brasil pela Portaria n.º 145-N, de 29 de outubro de 1998, editada pelo IBAMA que dispõe sobre: “estabelecer normas para a introdução, reintrodução e transferência de peixes, crustáceos, moluscos e macrófitas aquáticas para fins de aqüicultura, excluindo-se as espécies animais ornamentais” (art. 1º). Tratando

especificadamente da “introdução” de peixes, o art. 3º da referida Portaria que dispõe: “Fica proibida a introdução de espécies de peixes de água doce, bem como de macrófitas de água doce”.

Porem, a ineficácia da fiscalização sobre esse processo, torna-se notória. Essa condição se agrava ainda mais pelo fato destes peixes serem alvo preferencial de pescadores esportivos, associado ao desconhecimento da grande maioria da população dos reais fatores que regem a introdução de organismos em ecossistemas aquáticos, o que acaba por motivar introduções clandestinas (Agostinho *et al.*, 2007).

Esta é a realidade de muitos reservatórios brasileiros, que sofrem com a introdução deliberada de organismos não nativos causando prejuízos incalculáveis à população e à ictiofauna local. Sendo assim, o reservatório de UHE Escola Mackenzie (Capivara) localizado no médio - baixo Rio Paranapanema, foi local de introduções acidentais e intencionais da espécie *Cichla monoculus* (Tucunaré) desde 1997 (Orsi & Agostinho, 1999).

Conhecendo-se o período de chegada da espécie e a variação de sua abundância, torna-se mais viável o estudo dos diferentes processos de estabelecimento e integração à comunidade, bem como o impacto causado pela adição deste organismo ao sistema.

Neste contexto, este estudo teve o objetivo de caracterizar a introdução e detectar a variação temporal de *C. monoculus* no reservatório de Capivara, bem como, demonstrar em qual fase do processo de invasão essa espécie encontra-se.

## **Metodologia**

### **Área de Estudo**

O Reservatório de UHE Escola Mackenzie (Represa de Capivara) foi construído no Rio Paranapanema e inaugurado em 1977, corresponde ao maior reservatório em extensão e volume ocupado na bacia do rio Paranapanema. Sua área de alagamento atinge 26 municípios (12 no Paraná e 14 em São Paulo) totalizando 515 km<sup>2</sup>, cota máxima maximorum (m.a.n.m.) de 336m, com área de drenagem de 85.000 km<sup>2</sup> e perímetro de 1.550 km, com total de 109 km de extensão e um volume de 10.540 m<sup>3</sup>.10<sup>6</sup> e potencia instalada de 640 MW anuais, o que faz dela a maior e mais eficiente dentre as demais instaladas neste rio (Orsi, 2010).



Ainda este ambiente, está situado na porção média-baixa do rio e faz divisa entre os estados de São Paulo e Paraná. É abastecido por vários afluentes, no entanto o Rio das Cinzas e o Rio Tibagi são considerados os principais devido à grande extensão (ambos superiores a 500 km) e o volume de água que apresentam (Hoffmann *et al.*, 2005). O rio das Cinzas, de acordo com França (2002), drena uma área de 9.658 km<sup>2</sup> e desemboca no rio Paranapanema imediatamente a jusante da UHE Canoas I, na porção lítica do reservatório de Capivara. O rio Tibagi, maior afluente do Paranapanema, tem percurso de 531 km, ao longo do qual apresenta um desnível de 792 m (Maack, 1981) e forma uma bacia de drenagem de 24.712 km<sup>2</sup> (França, 2002). Sua desembocadura fica na porção média do reservatório de Capivara, área totalmente influenciada pela barragem, tanto nos aspectos físicos e químicos quanto nos biológicos (Bennemann *et al.*, 2000; Shibatta *et al.*, 2002; Orsi *et al.*, 2004).

Segundo Marcucci *et al.* (2005) e Hoffmann *et al.* (2005), a importância destes rios tributários do reservatório fica evidente por conservar boa parte de suas condições naturais e representarem importantes áreas de berçário, contribuindo para a manutenção da biodiversidade local. Na área atual do reservatório, junto à barragem, são observadas profundidades de até 70 metros, já à montante, próximo à usina de Canoas I, a profundidade dificilmente ultrapassa 6 metros e ainda preserva boas condições originais de corredeira por aproximadamente 3 km.

A partir da constatação da presença de três gradientes longitudinais com diferentes características limnológicas representada por uma zona fluvial, de transição e uma lacustre, o presente trabalho abrangeu 3 trechos para estudos seguindo a premissa de Thornthorn (1990), com enfoque nas propriedades físicas, químicas e biológicas desses reservatório. Sendo assim, foi selecionado um trecho na zona fluvial mais a montante da barragem onde as características do rio ainda permanecem semelhantes às naturais, um trecho na zona de transição (intermediário entre lacustre e fluvial), e um trecho na zona lacustre (Figura 1).

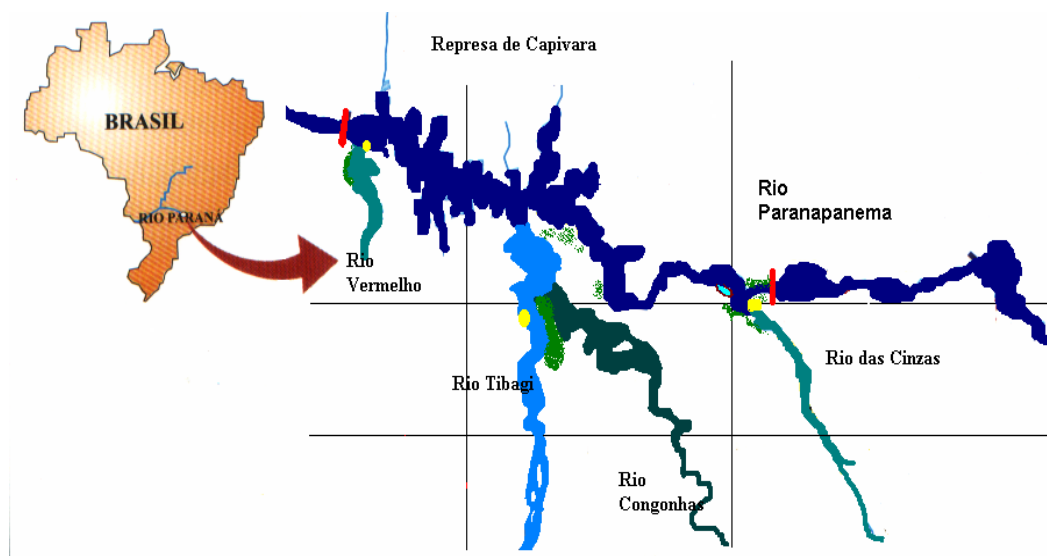


Figura 1: Mapa geral da bacia do rio Paranapanema com seus principais afluentes e respectivos pontos de coleta.

### Coletas

Para análise temporal do número de indivíduos capturados no reservatório foram compilados dados pré-existent de um projeto denominado “Aspectos da fauna e flora do rio Tibagi”, realizado durante os anos de 1991 a 1999, onde o trecho final de avaliação manteve-se como ponto de coleta no presente projeto. Também foram utilizados dados obtidos durante a primeira fase de estudos realizados no reservatório, compreendendo o período de 2001 a 2003, com amostragens trimestrais e de forma a complementar e ampliar a distribuição temporal de avaliação. Para critério de comparação, os dados obtidos a partir de 2001 foram separados em três ciclos (I, II e III respectivamente), sendo os mesmos compreendidos de outono de 2001 a verão de 2002, outono de 2002 a verão de 2003 e outono de 2009 a verão de 2010.

Durante as coletas foram utilizadas redes de espera com malhas que variam de 2 a 12 cm entre nós opostos abrangendo uma área total de 2000 m<sup>2</sup> dispostas em locais diferentes, conforme a característica de cada trecho, com padronização de esforço de captura igual para todos os trechos. Também foram utilizados puçás, tarrafas, peneiras, arrastos, com padronização de duas horas cobrindo uma área de aproximadamente 200m<sup>2</sup>.

O material biológico foi parcialmente processado em campo, separado devidamente conforme as diferentes características do processo de coleta, sendo

posteriormente, fixado em formol 10% e armazenado no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL), para análises biológicas posteriores.

Após a identificação taxonômica foi feita a triagem deste material. De cada indivíduo capturado foram registradas: a data e o trecho de amostragem, o posicionamento no aparelho de pesca, o número do espécime, a espécie, o comprimento total (cm), o comprimento padrão (cm), o peso total (0,01 g) e após incisão ventral dos indivíduos foi obtido o peso das gônadas (0,001 g), o sexo e o estágio de maturação gonadal (maturo ou imaturo).

Os estádios de maturação gonadal foram determinados macroscopicamente, com base nas seguintes características: transparência, coloração, vascularização superficial, turgidez, volume que ocupava na cavidade abdominal, ovócitos visíveis (fêmeas) (Orsi, 2001).

## **Métodos de Análise**

### **1- Análise temporal do número de indivíduos capturados no reservatório**

Esta análise foi baseada unicamente na quantidade (número absoluto) de indivíduos capturados durante períodos diferentes (1990 a 2010), buscando identificar a ocorrência desta espécie e como flutuou sua presença nos diferentes períodos de estudo após sua introdução acidental no reservatório.

### **2- Captura por Unidade de Esforço (CPUE)**

Com os dados numéricos totalizados trimestralmente, a abundância da espécie foi estimada tanto pelo número total de indivíduos das espécies capturadas, bem como pela abundância relativa utilizando-se a captura por unidade de esforço ( $CPUE = N \cdot 1000 / \text{Esforço}$ ), sendo dada em número de indivíduos por  $1.000 \text{ m}^2$  de apetrechos em 24 horas de exposição (modificado de Orsi *et. al.*, 2004). Os resultados foram posteriormente avaliados estatisticamente utilizando-se o teste qui-quadrado ( $\chi^2$ ) com o auxílio do programa R (2.13.0).

### **3- Estrutura Populacional**

#### **3.1- Comprimento padrão médio**

A análise temporal da variação do comprimento padrão médio nos permite caracterizar de forma superficial alterações na estrutura da população. Para a análise estatística os dados foram logaritimizados e em seguida foi realizado um teste ANOVA (one way) com numero n desigual.

#### **3.2- Proporção sexual**

A proporção sexual foi determinada através da frequência relativa de machos e fêmeas coletados em cada trecho amostrado e por variação temporal, levando em consideração os ciclos de coleta. Posteriormente foi realizado um teste qui-quadrado ( $\chi^2$ ) para avaliar se as frequências estavam dentro da esperada (50%).

#### **3.3- Jovem e Adulto**

A proporção entre jovens e adultos é considerada importante, pois avalia a eficiência reprodutiva da espécie em questão. Além de indicar possíveis áreas de berçário e desenvolvimento inicial dos alevinos. Foram considerados juvenis todos os indivíduos caracterizados como imaturos sexualmente durante as análises gonadais. Posteriormente foi aplicado um teste qui-quadrado ( $\chi^2$ ) para verificar se existe uma alteração do padrão na proporção entre jovens e adultos entre os diferentes ciclos para  $p < 0,005$ .

#### **3.4- Classes de Tamanho**

Para a caracterização do tamanho dos indivíduos e suas frequências, foram estipuladas 7 classes com uma amplitude de 1 a 36 cm (cinco a cinco) (1|—6, 6|—11, 11|—16...), sendo suas frequências de captura (%) distribuídas por cada classe.

### **4- Fator de Condição Relativo (Kn)**

É um indicador quantitativo do grau de hígidez ou de bem estar do peixe, refletindo condições alimentares recentes e/ou gasto de reservas em atividades cíclicas, possibilitando relações com condições ambientais e aspectos comportamentais das espécies (Eckmann, 1984 e Vazzoler, 1996).

Assim, este parâmetro foi estimado para a espécie em cada ciclo, sendo obtido empiricamente pelo quociente entre o peso total observado (Wt) do espécime e o peso teoricamente inferido (Wesp), utilizando-se da expressão da relação peso/comprimento (Santos, 1978) para um dado comprimento, independentemente do sexo dos espécimes (Eckmann, 1984). Calculados os valores de Kn de todos os espécimes ( $Kn = Wt /$

Wesp.), estimaram-se as médias correspondentes aos respectivos ciclos, sendo estes valores médios comparados estatisticamente ao padrão  $K_n = 1,0$ , utilizando-se do teste ANOVA (one way) para dados desbalanceados para  $p < 0,001$ .

Desta forma, pode ser correlacionado com a eficiência de colonização e ajuste que esta espécie possui. E é calculado a partir da seguinte fórmula:

$$K_1 = W_t / L_t^b,$$

onde,  $W_t$  = peso total,

$L_t$  = comprimento total (ou comprimento padrão =  $L_s$ ) e

$b$  = coeficiente angular da regressão entre  $W_t/L_t$ .

### 5- Relação Gonadossomática (RGS)

Expressa a porcentagem que a gônada representa do peso total ou peso do corpo dos indivíduos, demonstrando assim, o esforço reprodutivo de determinada espécie e o período de desova do mesmo (Vazzoler, 1996). É calculada da seguinte forma:

$$RGS_1 = W_o / W_t \times 100, \text{ e}$$

$$RGS_2 = W_o / W_c \times 100, \text{ sendo } W_c = W_t - W_o$$

onde,  $W_o$  = peso dos ovários,

$W_t$  = peso total e

$W_c$  = peso do corpo.

Variações na RGS podem indicar diferentes táticas reprodutivas quando associadas a outros índices, além de auxiliar na determinação de período e local de efetivação do esforço reprodutivo. No entanto, estes dados somente foram obtidos com intuito de utilizá-los no cálculo do Índice de Atividade Reprodutiva (IAR), índice considerado por Agostinho *et al.* (2004) como de maior precisão para a caracterização reprodutiva.

### 6- Índice de Atividade Reprodutiva (IAR)

Seguindo a proposta de Matthews (1998) para a definição de uma assembléia de peixes em determinados trechos e de forma a comparar a estudos anteriores como o de Orsi *et al.* (2002) e Orsi (2010), foram usados os indivíduos independentemente do tipo de aparelho de captura. E tal análise denota com eficácia o trecho e o período de reprodução, sendo então utilizado o índice de atividade reprodutiva (IAR) proposto por Agostinho *et al.* (2004), representado pela fórmula:

$$IAR = \frac{\ln N_i \left( \frac{n_i}{\sum n_i} + \frac{n_i}{N_i} \right) * \frac{RGS_i}{RGS_e} * 100}{\ln N_m \left( \frac{n_m}{\sum n_i} + 1 \right)}$$

onde,  $N_i$  = número de indivíduos na unidade amostral  $i$ ;

$n_i$  = número de indivíduos “em reprodução” na unidade amostral  $i$ ;

$N_m$  = número de indivíduos na unidade amostral com maior  $n$ ;

$n_m$  = número de indivíduos “em reprodução” na unidade amostral com maior  $n$ ;

$RGS_i$  = Relação gonadossomática (RGS) média dos indivíduos “em reprodução” na unidade amostral  $i$ ;

$RGS_e$  = maior valor individual da RGS e

$RGS$  = peso das gônadas\*100/peso total.

A atividade reprodutiva foi classificada em incipiente ( $0 < IAR \leq 5$ ), moderada ( $5 < IAR \leq 10$ ), intensa ( $10 < IAR \leq 20$ ) e muito intensa ( $IAR > 20$ ) (Orsi & Sodré 2006, Orsi 2010).

O IAR foi estimado para cada trecho e período de amostragem, o que possibilitará determinar o ciclo reprodutivo da espécie em questão. Desta forma, o período reprodutivo da espécie poderá ser determinado a partir dos valores de IAR calculados por estação.

## Resultados

Durante este estudo foram coletados 653 espécimes de *C. monoculus* sendo, 192 no ciclo I, 296 no ciclo II e 165 no ciclo III (Figura 2).

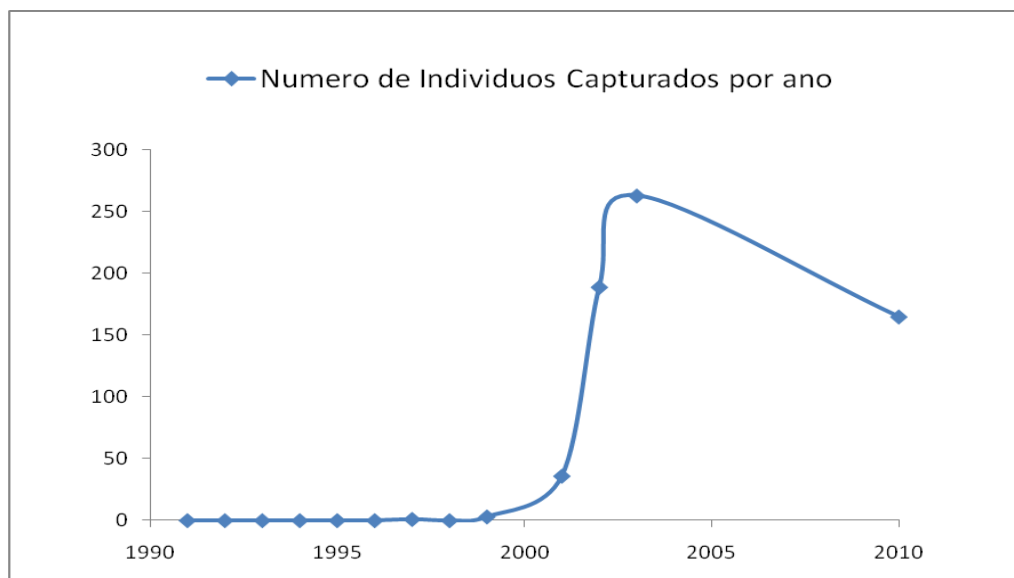


Figura 2: Número de indivíduos de *C. monoculus* capturados em diferentes áreas do Reservatório de Capivara durante o periodo de 1991 a 2010.

A abundância relativa observada demonstra que após a explosão inicial houve um gradual decréscimo na densidade desta espécie com o decorrer dos anos de introdução (Figura 3). No entanto, após realização do teste estatístico qui-quadrado ( $\chi^2$ ) observa-se não haver diferença significativa entre os ciclos, sendo o valor de  $\chi^2 = 0,56$  para  $df (gl) = 2$  e  $p = 0,78$ . Contudo, pode-se considerar que existe uma tendência ao decréscimo de sua densidade, embora esta hipótese seja rejeitada estatisticamente.

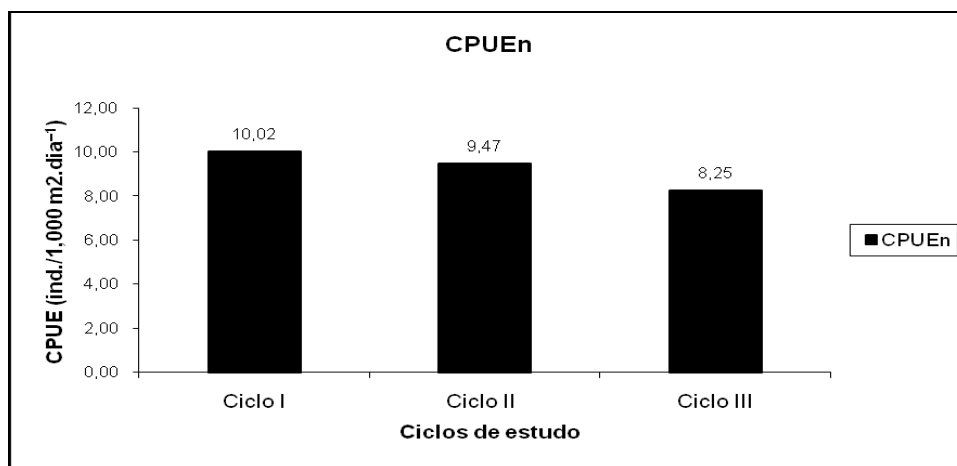


Figura 3: Captura por unidade de esforço de *C. monoculus* nos diferentes períodos estudados.

O cálculo do comprimento padrão médio demonstrou uma provável constância no tamanho médio dos indivíduos com o passar dos anos (Figura 4). Verificou-se que o ciclo II apresenta-se diferente dos demais ciclos, conseqüentemente existe uma diferença significativa, separando o Ciclo II dos demais Ciclos para  $p < 0,001$  e  $df (gl) = 2$ .

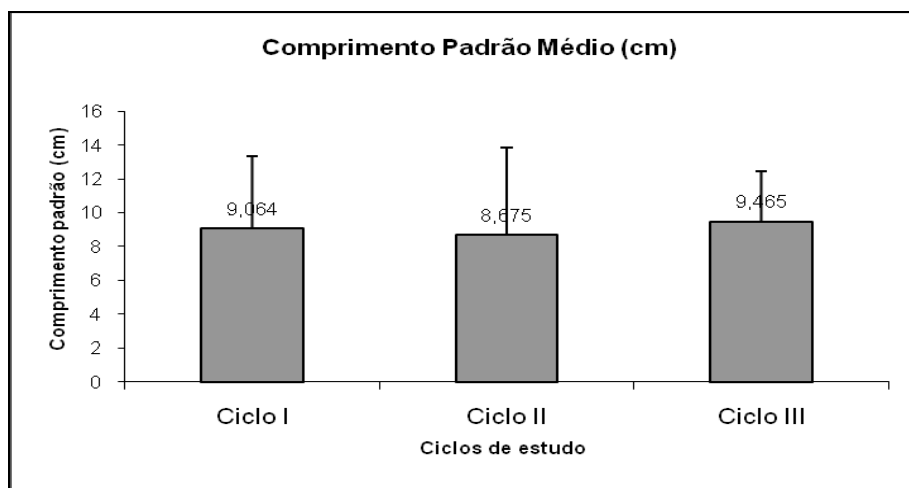


Figura 4: Comprimento padrão médio (cm) e desvio padrão dos espécimes de *C. monoculus* capturados durante o estudo.

Tabela 1: Comprimento padrão médio (cm), desvio padrão e comprimento máximo dos espécimes de *C. monoculus* coletados nos diferentes períodos das estações do ano.

	Comp. Padrão Médio (cm)	Desv. Padrão (sd)	Comp. Máximo
Ciclo I	9,064	4,271	29,8
Ciclo II	8,675	5,161	34,7
Ciclo III	9,465	2,989	27,1

A proporção sexual apresentou considerável oscilação durante todo período de estudo. A maior diferença foi observada no último ciclo (ciclo III) onde ocorreu um declínio considerável na quantidade de machos, sendo que os mesmos corresponderam a apenas 30,8% dos indivíduos adultos coletados e as fêmeas a 69,2%, (Figura 5). Assim as proporções sexuais foram diferentes da esperada (50%), e o terceiro ciclo o mais discrepante. Para tal análise foi utilizado o teste qui-quadrado ( $\chi^2$ ) sendo que seu resultado foi 14.6, com 4  $df (gl)$ . Desta forma o valor calculado (14.6) foi maior que o



tabelado 9.5, então eles foram considerados diferentes do valor esperado de 50%. A interpretação do cálculo considerou o ciclo I e II como não distintos sendo somente o ciclo III tido como fora do padrão considerado (50%).

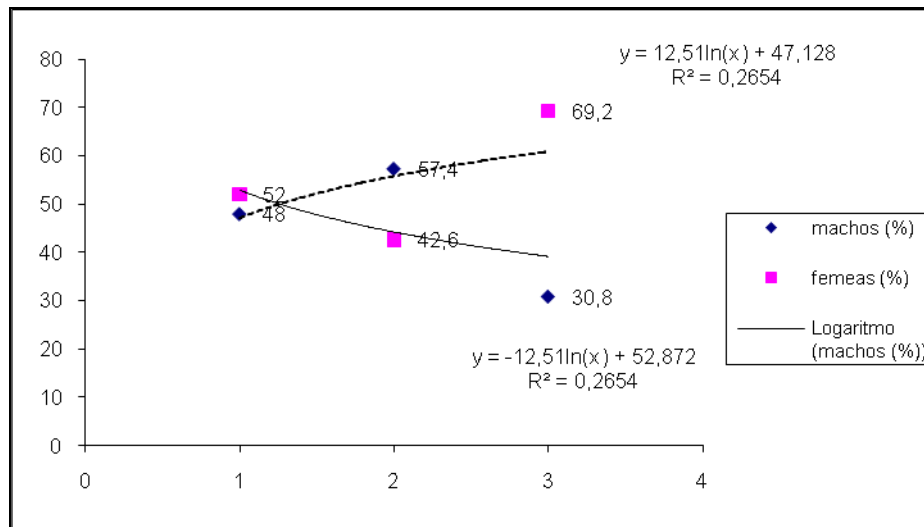


Figura 5: Variação da proporção sexual encontrada durante os três ciclos de estudo.

Durante todo o período de amostragem houve a captura de um grande número de indivíduos juvenis correspondendo a mais de 80% da frequência de captura em todos os ciclos aqui considerados (Figura 7), sendo que, a proporção entre jovens e adultos encontrada, possibilitou observar um grande investimento reprodutivo desta espécie neste ambiente (Figura 6). A análise de regressão demonstrou uma relação linear na proporção entre adultos e juvenis nos diferentes ciclos, sugerindo em uma eficiência no recrutamento dessas populações para esse ambiente (Figura 7).

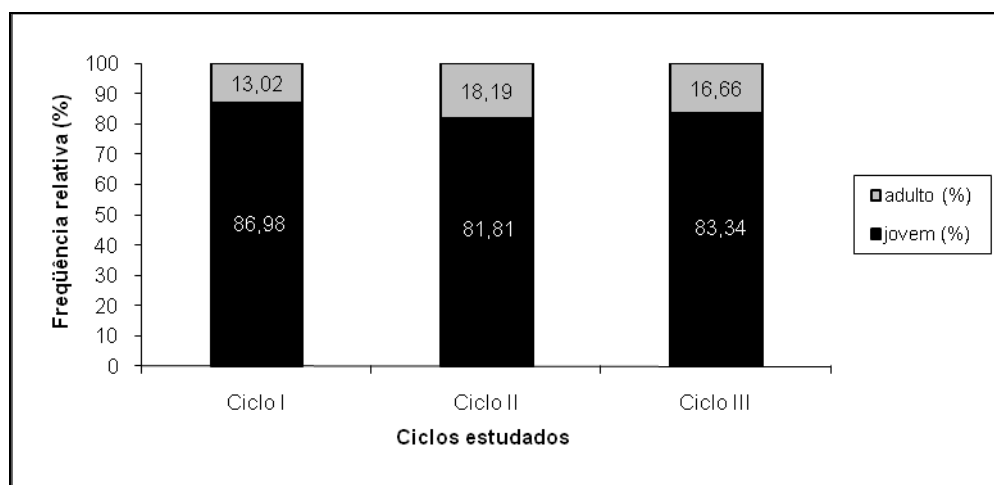


Figura 6: Frequência relativa (%) entre jovens e adultos coletados durante os diferentes ciclos de amostragem considerados no estudo.

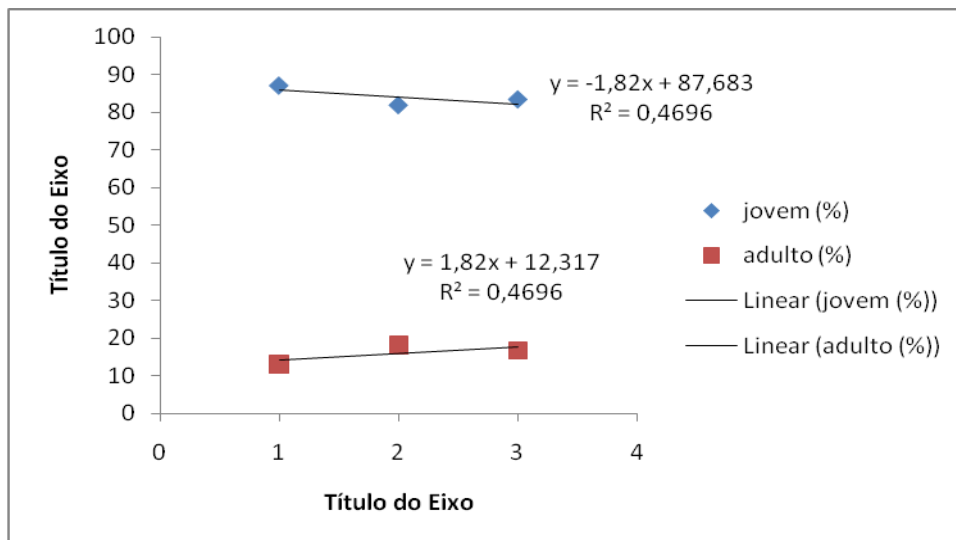


Figura 7: Análise de regressão entre as frequências relativas (%) ocorridas entre indivíduos jovens e adultos capturados durante os diferentes ciclos de coleta considerados neste estudo.

Observando a Figura 8 pode-se notar que a maioria dos indivíduos (mais de 55%) capturados corresponde à faixa de tamanho entre 6 a 11 centímetros de comprimento (Ciclo I, 84,4%; Ciclo II, 58,8%; Ciclo III, 76,4).

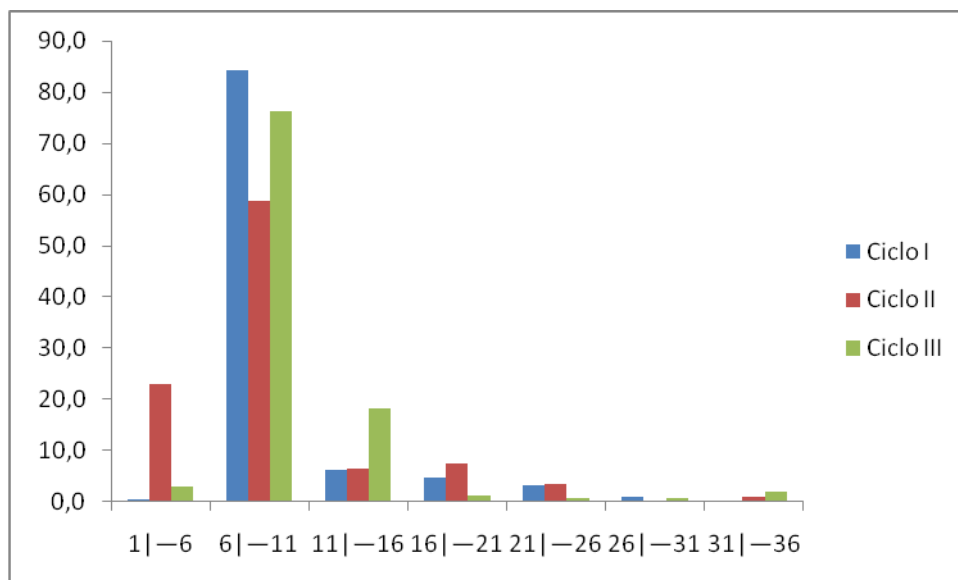


Figura 8: Frequência relativa (%) pela classe de comprimento padrão (cm) de captura de *C. monoculus* durante as coletas relacionadas ao estudo.

Os valores de Kn calculados demonstraram não haver grandes alterações das médias dos padrões de higidez destes organismos durante os ciclos de estudos (Tabela 2). Desta forma, para a análise estatística foi utilizada a análise de Anova (one way) com n diferente, obtendo como resultado que houve relativa igualdade entre os valores testados, não existindo diferença significativa entre os 3 ciclos, sendo os valores de  $df$  (gl) = 2,  $ms = 0,074$ ,  $F = 0,82$  e  $p = 0,44$ .

Tabela 2: Fator de Condição Relativo (Kn) médio e desvio padrão (SD) de *C. monoculus* capturados durante o período de estudo.

	Kn médio	SD
Ciclos I	1,014	0,197
Ciclo II	0,997	0,370
Ciclo III	1,034	0,255

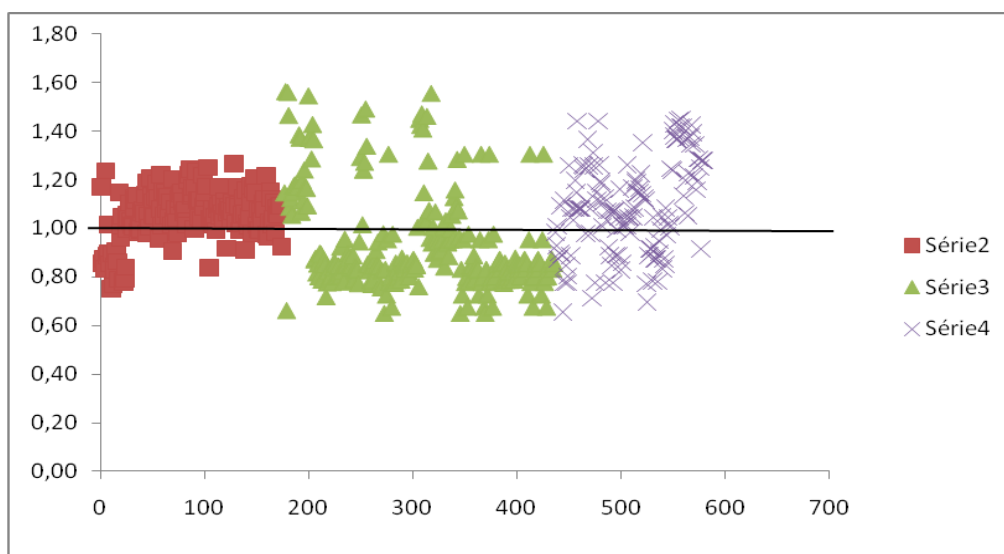


Figura 9: Dispersão do Fator de Condição Relativo (Kn) pela quantidade de espécimes coletada durante os diferentes ciclos de estudo.

Com relação à atividade reprodutiva, observou-se que os indivíduos desta espécie apresentaram um maior investimento durante o período da primavera estendendo-se para o verão (Figura 10). Sendo que as mesmas foram consideradas incipientes para o outono e inverno (Ciclo I e II), muito intensa na primavera: 29,2

(Ciclo I) e 33,1 (Ciclo II) e moderada durante o verão: 8,7 (Ciclo I) e 8,9 (Ciclo II) com exceção das estações do ano referentes aos ciclos III onde a atividade reprodutiva permaneceu incipiente durante todo o ano.

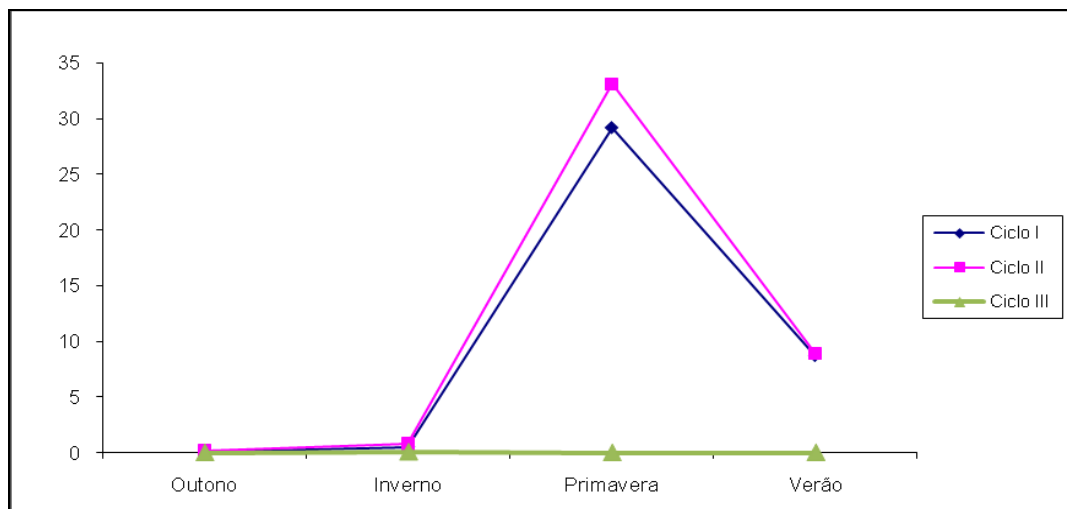


Figura 10: Índice de atividade reprodutiva (IAR) de *Cichla monoculus* nos dois primeiros ciclos de estudo.

## Discussão

Segundo estudos realizados por Orsi *et al.* (2002) durante o período de 1991 a 1996, na região de confluência entre a represa de capivara e o Rio Tibagi, nenhum indivíduo de *Cichla monoculus* havia sido capturado. Porém, registros realizados por Orsi & Agostinho (1999) durante uma forte enchente ocorrida no ano de 1997, detectaram a introdução de um grande número e variedade de espécies exóticas sendo umas delas *C. monoculus*, oriundo de tanques de pisciculturas irregulares muito próximos à margem de rios da bacia hidrográfica do rio Paranapanema. Assim, após esta introdução acidental, o número de capturas aumentou representativamente até a data do presente estudo. Importante salientar que desde o momento de sua introdução esta espécie ganhou espaço e se dispersou por todo o reservatório como foi apresentado por Hoffmann *et al.* (2005) em estudos realizados no período de 2001 a 2002, onde *C. monoculus* já havia sido caracterizada como entre as 8 espécies mais abundantes para futuramente, de acordo com Orsi (2010), ser caracterizada como entre as três mais dominantes na maioria das áreas estudadas na região. Esta observação é relevante, pois vários autores caracterizam esta espécie como de alto risco, justamente devido ao

potencial adaptativo e de dispersão em ambientes modificados ou com ampla ação humana, como os reservatórios de hidroelétricas (Zanet & Paine, 1973; Orsi & Agostinho 1999; Latini & Petrere Jr., 2004; Kullander & Ferreira, 2006; Pelicice & Agostinho, 2008), coincidindo com os resultados deste estudo.

O estudo da população de *C. monoculus* introduzida no reservatório de Capivara revela que a densidade desta espécie aumenta drasticamente após a sua introdução. Porém esta variação pode estar relacionada à estratégia reprodutiva, onde três fatores podem estar envolvidos: (i) a corrida pelo rápido povoamento e dispersão da espécie pelo ambiente favorável, associado a (ii) falta de competidores em potencial e (iii) a alta disponibilidade de alimento, onde todos os fatores correlacionados corroboram para o alto sucesso de recrutamento da espécie no ambiente. No entanto, este sucesso representa um incremento representativo na taxa de predação, levando a futura diminuição da abundância de suas presas e comprometendo suas gerações futuras (Attayde *et al.*, 2007; Figueredo & Gian, 2005; Gomiero & Braga, 2004b). Pinto-Coelho *et al.* (2008) relata a grande alteração ocorrida na cadeia trófica em lagos do médio Rio Doce após a introdução de duas espécies invasoras (*Pygocentrus nattereri* e *Cichla cf. ocellaris*). Como pode ser observado, este processo da dinâmica populacional está relacionado ao de dinâmica trófica e é bastante instável e complexo. Sendo assim, o decréscimo na densidade de peixes desta espécie pode estar relacionado aos prejuízos ambientais provocados pela mesma, (efeito Top-down) (Williams *et al.*, 1998; Bedarf *et al.*, 2001; Gomiero & Braga, 2004b) associado a outros fatores ambientais fora do escopo deste estudo.

Vazzoler (1996) considera a proporção entre machos e fêmeas importante no processo de caracterização da estrutura populacional da espécie, ajudando no estudo de outros fatores como o potencial reprodutivo e de estoque. De acordo com a mesma autora, este parâmetro é bastante variável durante o ciclo de vida dos peixes com sucessivos eventos que afetam machos e fêmeas de formas distintas, como mortalidade e crescimento. Outros autores (Hartz & Barbieri, 1994; Vazzoler, 1996; Garcia *et al.*, 2004) acreditam que a taxa de mortalidade é bastante influente na proporção entre machos e fêmeas, este fator está diretamente associado às taxas de predação e à pesca predatória. Raposo & Gurgel (2001) argumentam que tal variação também pode ser consequência de diferentes taxas de nascimentos de indivíduos de determinado sexo. Importante considerar que uma eventual seletividade do método de captura pode estar associado a tal “desequilíbrio” fato este pouco considerado neste estudo. Durante as

primeiras etapas de nosso estudo (Ciclos I e II) houve um equilíbrio e as proporções mantiveram-se próximas a 1:1, no entanto durante o Ciclo III houve um desequilíbrio (30,8 machos e 69,2 fêmeas). Vários são os fatores que podem ter favorecido tal evento, porém de acordo com observações de campo, podemos associar este fato a grande seca ocorrida no inverno de 2009, onde as margens da represa chegaram a abaixar de 6 a 7 metros na região mais a jusante da barragem expondo e removendo grande quantidade de macrofitas (principal área de desenvolvimento dos alevinos desta espécie em reservatórios) acarretando eventual diferença na taxa de predação entre os juvenis.

O grande número de juvenis encontrados durante o estudo sugere um sucesso reprodutivo e potencial de recrutamento que a espécie apresenta no reservatório de Capivara corroborando com sucesso do processo de invasão e povoamento de diferentes áreas do reservatório. Vermeij (1996) demonstra que o número alto de juvenis pode estar associado ao sucesso reprodutivo (estabelecimento) ou a freqüente pressão de propágulo existente no sistema. Porém, esta discrepância entre as proporções pode estar associada à diferença na eficiência dos métodos de captura utilizados durante o estudo, sendo o arrasto mais eficiente na captura de juvenis do que a rede de espera na captura de indivíduos adultos.

As amostragens revelaram que houve uma explosão populacional logo após a introdução (Ciclo I e II) e um posterior declínio (Ciclo III) provocados por fatores intrínsecos (efeito Top-down) e/ou ambientais (período de seca) corroborando com o trabalho de (Bedarf *et al.*, 2001). E que a maioria dos indivíduos capturados (mais de 55%) tinha entre 6 a 11 centímetros de comprimento, sugerindo um alto sucesso de recrutamento.

Segundo Eckmann (1984) e Vazzoler (1996) os valores testados do Fator de Condição Relativo (Kn) e que se aproximam do ótimo biológico, ou seja, o valor de referencia 1,0, dão o indicativo de que a espécie apresenta condições biológicas boas em relação ao ambiente. O Kn é ligado a vários aspectos, como: mudanças sazonais do desenvolvimento gonadal, crescimento e acúmulo de gordura no corpo, repleção estomacal e variações ambientais (Barbieri & Verani, 1987). Algumas influências ambientais podem provocar erros na interpretação deste fator, como disponibilidade de alimento, parasitoses e condições ambientais desfavoráveis. No entanto, no presente estudo o intuito de calcular o Fator de condição relativo (Kn) foi de verificar se durante os diferentes ciclos aqui considerados houve divergência nos fatores acima mencionados que pudessem caracterizar deficiências ambientais graves distinguindo as

condições de sobrevivência desta espécie no período de estudo. Como não existiu diferença significativa entre as medias, conclui-se que não ocorreram eventos ambientais graves que provocassem maiores danos ao desenvolvimento de *C. monoculos* no reservatório de Capivara durante os períodos de estudo e que esta espécie apresenta plenas condições de sobrevivência e ocupação de todo o reservatório, mostrando-se como um verdadeiro risco para a estabilidade das espécies nativas como um todo.

Em relação aos aspectos reprodutivos, os maiores valores de IAR ocorreram nos períodos chuvosos e com medias de temperaturas mais elevadas, sendo que o pico reprodutivo foi encontrado durante a primavera. Estes resultados corroboram com os resultados encontrados por Orsi (2010) onde caracteriza *C. monoculus* com um grande período reprodutivo (primavera a verão) e tipo de desova parcelada. Um importante fator mencionado por este autor é que esta espécie antecipa a sua reprodução em relação às demais espécies presentes no mesmo sistema, sendo interpretado como uma estratégia de vida e um ajuste as condições ambientais do reservatório reforçando a hipótese de que esta apresenta-se estabelecida neste ambiente. O mesmo autor conclui que ao antecipar seu período reprodutivo faz com que sua prole tenha condições de predação das fases juvenis das demais espécies residentes. Neste sentido, pode estar com uma representativa vantagem em relação às demais espécies presentes.

Vários podem ser os fatores envolvidos no sucesso reprodutivo das espécies do gênero *Cichla*: pluviosidade e nível da água (Magalhães *et al.* 1996, Gomiero & Braga, 2004a), temperatura da água (Chellapa *et al.* 2003). No presente estudo observou-se que o índice de pluviosidade e o nível do reservatório foram fatores importantes no processo de captura e estudo desta espécie, pois devido a seca anormal de 2009, apesar de todo o esforço de coleta e sucessivas tentativas, não houve sucesso de captura para indivíduos desta espécie, havendo assim uma falha na caracterização do período de desova referente a este período.

## Conclusões

Neste sentido conclui-se que *C. monoculus* apresenta plenas condições de sobrevivência e ocupação com alto poder de dispersão, distribuindo-se rapidamente. Apresenta ainda, plenas condições de competição com as espécies nativas com importante aclimação as condições ambientais vigentes no reservatório estudado. Também se pode concluir que a pluviosidade é um importante fator para o processo reprodutivo desta espécie.

Considero que a espécie *Cichla monoculus* encontra-se estabelecida e amplamente distribuída no reservatório de UHE Escola Mackenzie (Represa de Capivara) e sua remoção é bastante improvável, sendo assim, sua presença representa um grande risco a ictiofauna nativa do reservatório.



## Referências Bibliográficas

- Agostinho A.A., Gomes L.C., Veríssimo S., Okada E.K. (2004). **Flood regime, dam regulation and fish in the upper Paraná river: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment.** *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, Dordrecht, 14: 11-19.
- Agostinho A.A., Gomes L.C., Pelicice F.M. (2007). **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil.** Eduem, Maringá.
- Attayde J.L., Okun N., Brasil J., Menezes R., Mesquita P. (2007). **Impactos da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do Bioma Caatinga.** *Oecol. Bras.*, 11 (3): 450-461.
- Barbieri G. & Verani J.R. (1987). **O fator de condição como indicador de período de desova em *Hypostomus* aff. *Plecostomus* (Linnaeus, 1758)(Osteichthyes, Loricariidae) na represa de Monjolinho (São Carlos, SP).** *Cultura e Ciência*, 39 (7):655-658.
- Bedarf, A. T., Mckaye, K. R., Van Den Berghe, E., Perez, L. J. L. & Secor, D. H., 2001, **Initial six-year expansion of an introduced piscivorous fish in a tropical Central American lake.** *Biological Invasions*, 3: 391-404.
- Bennemann ST, Shibatta OA, Garavello J.C. (2000). **Peixes do rio Tibagi: uma abordagem ecológica.** Londrina: Eduel.
- Bøhn T., Amundsen P., Sparrow A. (2008). **Competitive exclusion after invasion?** *Biol Invasions*, 10:359-368.
- Brewer S. (2008). **Declines in plant species richness and endemic plant species in longleaf pine savanas invaded by *Imperata cylindrica*.** *Biol. Invasion* 10:1257-1264.
- Carvalho E. C., Britto S. G. de C. & Orsi M. L. (2005). **O panorama das introduções de peixes na bacia do Rio Paranapanema, Alto Paraná, Brasil.** Cap 19 (253-273). *In: O. Rocha, E. L. G. Espíndola, N. Fenerich-Verani, J. R. Verani, A. C. Rietzler (Eds). Espécies invasoras em águas doces: Estudo de caso e proposta de manejo.* 416p.
- CESP (1998). **Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca.** Serie Divulgação e Informação, 220. Companhia elétrica de São Paulo, Departamento de Estudos e Planejamento Ambiental. São Paulo, Brasil. 166p.

- Chellappa S., Câmara M.R., Chellappa N.T. (2003). **Ecology of *Cichla monoculus* (Osteichthyes: Cichlidae) from a reservoir in de semi-arid region of Brazil.** *Hydrobiologia*, 504: 267-273.
- Davis, M.A. (2009). **Invasion Biology.** Oxford University Press – USA. 244pp.
- Eckmann, R. 1984. **Induced reproduction in *Brycon* cf. *erythropterus*.** *Aquaculture*, 38: 379-382.
- Elton C.S. (1958). **The Ecology of Invasions by Animals and Plants.** Methuen. London, RU. 81 pp.
- Figueredo C. C. & Gian A. (2005). **Ecological interactions between Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, L.) and the phytoplanktonic community of the Furnas Reservoir (Brazil).** *Freshwater Biology*, 50, 1391–1403
- França V. (2002). **O rio Tibagi no contexto hidrográfico paranaense**, p. 45-61. *In:* M.E. Medri; E. Bianchini; O.A. Shibatta & J.A. Pimenta. (Eds.). *A bacia do rio Tibagi*. Londrina. 595p.
- Fuller P.L., Nico L.G., Williams J.D. (1999). **Nonindigenous Fishes Introduced into Inland Waters of the United States.** Special Publication 27. American Fisheries Society, Bethesda, MD, EEUU. 613 pp.
- Garcia, A. M.; Vieira, J. P.; Winemiller, K. O.; Raseira, M. B. (2004). **Reproductive cycle and spationtemporal variation in abundance of the one-sided livebear *Jenynsia multidentata*, in Patos Lagos, Brazil.** *Hydrobiologia*, 515: 39 – 48.
- Gomiero A.L. & Braga F.M.S. (2004a). **Reproduction of species of the genus *Cichla* in a reservoir in southeastern Brazil.** *Brazilian Journal of Biology*, 64(3B): 613-624.,
- Gomiero A.L. & Braga F.M.S. (2004b). **Cannibalism as the main feeding behavior of tucunares introduced in Southeast Brazil.** *Brazilian Journal of Biology*, 64(3B): 625-632.
- Hartz, S. M. & Barbieri, G. (1994). **Dinâmica da reprodução de *Cyphocharax voga* (Hensel, 1869) da lagoa Emboaba, RS, Brasil (Characiformes, Curimatidae).** *Revista Brasileira de Biologia*, 1994; 54 (3): 459-468.
- Hoffmann A.C., Orsi M.L., Shibatta O.A. (2005). **Diversidade da ictiofauna do reservatório da UHE Escola Mackenzie (Capivara), rio Paranapanema.** *Iheringia, Série Zoologia*, Porto Alegre, 95(3): 319-325.

- IBAMA, **Portaria no 145-N**, de 29 de outubro de 1998. [http://200.198.202.145/seap/pdf/legislacao/PortariaIBAMA145\\_1998.pdf](http://200.198.202.145/seap/pdf/legislacao/PortariaIBAMA145_1998.pdf), acessado em 17/12/2008.
- Kullander S.O. e Ferreira E.J.G. (2006). **A review of the South American cichlid genus *Cichla*, with description of nine new species (Teleostey, Cichlidae)**. Ichthyol. Explor. Freshwaters, Vol. 17, No. 4, pp. 289-398.
- Latini O.A., Petrere Jr. M. (2004). **Redution of a native fish fauna by alien species: an example from Braslian fresh-water tropical lakes**. Fish Manag Ecol 11(2):71-79.
- Lockwood J.L., Hoopes, M.F. & Marchetti, M.P. 2007. *Invasion Ecology*. vii 312 pp. Blackwell Publishing, Oxford, UK. ISBN 9781405114189. Price US: USD 69.95; UK: GBP 32.99.
- Maack R. (1981). **Geografia física do Estado do Paraná**. 2.ed. Rio de Janeiro: J. Olympio; Curitiba: Secretaria da Cultura e do Esporte do Estado do Paraná. 442p.
- Mack R., Simberloff D., Lonsdale M.W., Evans H., Clout M., Bazzaz F.A. (2000). **Biotic invasions: causes, epidemiological, global consequences, and control**. Ecol. Appl. 10: 689-710.
- Magalhães A.L.B., Sato Y., Rizzo E., Ferreira R.M.A., Bazzoli N. (1996). **Ciclo reprodutivo do tucunaré *Cichla ocellaris* (Shineider, 1801) na represa de Três Marias, MG**. Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootologia, 48 (1):85-92.
- Marcucci K.M.I; Orsi M.L.; Shibatta O.A. (2005). **Estratégia reprodutiva e a ocupação de *Loricariichthys platymetopon* (Siluriformes, Loricariidae) na área de influência da represa Capivara, médio rio Paranapanema**. Iheringia, Série Zootologia, Porto Alegre, 95(2):196-203.
- Matthews W.J. (1998). **Patterns in freshwater fish ecology**. New York: Chapman & Hall. 756p. atthews
- McNeely J. (2001). **Invasive species: a costly catastrophe for native biodiversity**. Land Use Water Resourc. Res. 1: 1-10.
- Mooney H. A. & Cleland E. E. (2001). **The evolutionary impact of invasive species**. Colloquium, 98 (10):5446-5451.
- Moyle P.B. & Ellsworth S. (2004). **Alien invaders**. Em Moyle P, Kelt D (Eds.) **Essays on wildlife conservation**. <http://marinebio.org/Oceans/Conservation/Moyle>.

- Orsi M.L., Agostinho A.A. (1999). **Introdução de peixes por escape acidental de tanques de cultura em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil.** *Rev. Brás. Zool.* 16(2):557-560.
- Orsi, M.L. (2001). **Biologia populacional de *Astyanax altiparanae* (Characidae) da bacia do rio Paranapanema (baixo rio Tibagi).** Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual Paulista, Botucatu. 89p.
- Orsi, M.L., Shibatta, O.A., Silva-Souza, A.T. (2002). **Caracterização biológica de populações de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis.** *In:* Medri M.E., Bianchini E., Shibatta O.A., Pimenta J.A. (Eds.). *A bacia do rio Tibagi.* Londrina. 595p.
- Orsi, M.L.; Carvalho, E.D. & Foresti, F. 2004. **Biologia populacional de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski (Teleostei, Characidae) do médio rio Paranapanema, Paraná, Brasil.** *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, 21 (2): 207-218.
- Orsi, M.L. (2010). **Estratégias reprodutivas de peixes: Estratégias reprodutivas de peixes da região média-baixa do Rio Paranapanema, reservatório de Capivara.** Ed. Blucher. 115pp.
- Orsi, M.L. & Sodré, L.M.K. (2006). **Estudos biológicos da ictiofauna e análise genética das espécies de peixes existentes no Reservatório de UHE Escola Mackenzie - Capivara.** Relatório final do Convênio (ASU/PJ/142/01/2000) entre a Duke Energy International Gera o Paranapanema, Funda o de Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Estadual de Londrina (FAUEL) e Universidade Estadual de Londrina (UEL) 253pp.
- Pérez J.E., Graziani C.A., Nirchio M. (1997). **Hasta cuando los exóticos!** *Act. Cientif. Venezolana.* 48:127-129.
- Pellicice M.F. & Agostinho A.A. (2008). **Fish fauna destruction after the introduction of non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir.** *Biol Invasions.*
- Pimentel D., Zuniga R., Morrison D. (2005). **Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States.** *Ecol Econ* 52:273-288.
- Pinto-Coelho, RM., Bezerra-Neto, JF., Miranda, F., Mota, TG., Resck, R., Santos, AM., Maia-Barbosa, PM., Mello, NAST., Marques, MM., Campos, MO., Barbosa, FAR.

- (2008). **The inverted trophic cascade in tropical plankton communities: Impacts of exotic fish in the Middle Rio Doce lake district, Minas Gerais, Brazil.** *Braz. J. Biol.*, 68(4, Suppl.): 1025-1037.
- Rahel F.J. (2000). **Homogenization of fish faunas across the United States.** *Science* 288: 854-856.
- Raposo, R. M. G. & Gurgel, H. C. B. 2001. Estrutura populacional de *Serrasalmus splilopeura* Kner, 1860 (Pisces, Serrasalminidae), da lagoa de Extremoz, Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Zoologia**, 21 (1): 131 – 135.
- Richardson D.M., Pysek P., Rejmánek M.G., Barbour F., Panetta D., West C.J. (2000) **Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions.** *Divers. Distrib* 6: 93-107.
- Simberloff D. (2003). **Confronting introduced species: a form of xenophobia?** *Biol. Invas.* 5: 179-192. *Biol. Invas.* 5: 179-192.
- Shibatta O.A., Orsi M.L., Bennemann S.T., Silva-Souza A.T. (2002). **Diversidade e distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi**, p. 403-423. *In*: Medri ME, Bianchini E, Shibatta OA, Pimenta JA (Eds.). *A bacia do rio Tibagi*. Londrina. 595p.
- Schleier III J.J., Sing S.E., Peterson R.K.D. (2008). **Regional ecological risk assessment for the introduction of *Gambusia affinis* (western mosquitofish) into Montana watersheds.** *Biological Invasions* 10:1277-1287.
- Thornton, K.W. (1990). **Perspectives on reservoir limnology, p. 1-13.** *In*: K.W. Thornton; B.L. Kimmel, E.F. Payne. (Eds). **Reservoir limnology: ecological perspectives.** New York: John Wiley & Sons.
- Vazzoler A.E.A.M. (1996). **Biologia da reprodução de peixes teleósteos : teoria e prática.** Maringá: EDUEM; São Paulo : SBI.
- Vermeij G. J. (1996). **An Agenda for Invasion Biology.** *Biological Conservation*. 78. 3-9.
- Williams, J. D., Winemiller, K. O., Taphorn, D. C. & Balbas, L., 1998, **Ecology and status of piscivores in Guri, an oligotrophic tropical reservoir.** *North American Journal of Fisheries Management*, 18: 274-285.
- Woynarovich E. (1991). **The hydroelectric power plants and the fish fauna.** *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v. 24, p. 2531-2536.
- Zaret T.M., Paine R.T. (1973). **Species introduction in a tropical lake.** *Science* 182:449-455.