



## Variação espaço-temporal na distribuição e abundância de *Moenkhausia sanctaefilomenae* (Characiformes: Characidae) em lagoas da planície de inundação do rio Cuiabá, Pantanal, Brasil

Luzia da Silva Lourenço<sup>1\*</sup>, Lucia Aparecida de Fátima Mateus<sup>2</sup> e Jerry Penha<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Av. 24-A, 1515, Cx. Postal 199, 13506-900, Rio Claro, São Paulo, Brasil. <sup>2</sup>Departamento de Botânica e Ecologia, Instituto de Biociências, Laboratório de Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. \*Autor para correspondência. E-mail: bioluzia@yahoo.com.br

**RESUMO.** Identificar os fatores bióticos e abióticos que determinam a variação na distribuição e abundância das populações, tornou-se nos últimos anos um grande desafio para os ecologistas. Assim neste estudo foram avaliados o efeito das variáveis abióticas e a abundância de predadores sobre a abundância de *Moenkhausia sanctaefilomenae*, a variação no comprimento médio dos indivíduos entre lagoas e períodos e o efeito das variáveis abióticas e da abundância de predadores sobre a estrutura em comprimento. Foram amostradas 16 lagoas da planície de inundação do rio Cuiabá, no período de junho (vazante), setembro (seca) e dezembro (enchente) de 2005 e março (cheia) de 2006. Para *M. sanctaefilomenae*, a distribuição é mais ampla e a abundância é maior no final da vazante, início da seca, reduzindo-se gradualmente ao longo dos períodos de seca, enchente e cheia. Adicionalmente, o período afeta a estrutura em tamanho das populações, que são espacialmente homogêneas. Indivíduos menores foram capturados no final do período de vazante e os maiores ao início da enchente. Durante o final da vazante/início da seca, a variação espacial na abundância da população foi relacionada positivamente com o pH, o oxigênio dissolvido e cobertura de macrófitas e área da lagoa, mas, não com a abundância local de predadores na zona litorânea das lagoas.

**Palavras-chave:** predação, fatores abióticos, estrutura populacional, ecologia populacional.

### Spatial-temporal variation of the distribution and abundance of *Moenkhausia sanctaefilomenae* at lagoons of the Cuiaba river floodplain, Pantanal, Brazil

**ABSTRACT.** Identifying the biotic and abiotic factors that determine the variation in the distribution and abundance of populations has become a great challenge for the field of ecology in recent years. Thus, in this study we evaluated the effect of abiotic variables and the abundance of predators on the abundance of *Moenkhausia sanctaefilomenae*, the variation in the average length of the individuals between lakes and periods, and the effect of the abiotic variables and abundance of predators on the structure in length of that species. Sixteen lakes of the Cuiabá river flood plain were sampled in June (drying period), September (dry period) and December (flooding period) 2005 and March (flood period) 2006. For *M. sanctaefilomenae*, the distribution is ampler and the abundance is greater at the end of the drying period, beginning of dry season, reducing gradually over the periods of dry, drying and flood season. Additionally, the period affects the structure in size of the populations that are spatially homogeneous. Smaller individuals were captured at the end of the drying period and the larger individuals at the start of flooding. During the end of the drying period and in the beginning of the dry season, the spatial variation in the abundance of the population was positively related with pH, dissolved oxygen and macrophyte cover and area of the lake, but not with the local abundance of predators in the littoral zone of the lakes.

**Keywords:** predation, abiotic factors, population structure, population ecology.

### Introdução

*Moenkhausia sanctaefilomenae* (Steindachner, 1907), conhecida popularmente como olho-de-fogo, é uma espécie de pequeno porte da família Characidae que habita rios, riachos e lagoas da planície de inundação nas bacias do rio Paraguai e Uruguai (REIS et al., 2003). Os indivíduos são encontrados em áreas com

extensa vegetação submersa e emergente, são ágeis nadadores e coletam itens alimentares da meia água a superfície (CASATTI et al., 2001). O período reprodutivo da espécie ocorre na estação de chuva na planície de inundação do rio Cuiabá, com desova parcelada, porém restrita à fase de enchente e cheia (LOURENÇO et al., 2008). Apesar de a espécie compor a lista de animais aquáticos para a captura e

comercialização nacional e internacional com fins ornamentais, inexistem estudos que avaliaram os fatores que afetam o seu padrão de distribuição e abundância.

As populações apresentam alterações no número de indivíduos, espaço-temporalmente, como respostas adaptativas às características físico-químicas e bióticas do habitat (ADITE et al., 2005; REZNICK et al., 2001; TREXLER et al., 1992). Desse modo, identificar os principais fatores responsáveis pela mudança da distribuição e abundância populacional é um grande desafio para os ecologistas. O padrão espacial de distribuição e abundância dos indivíduos de uma população resulta da ação de fatores bióticos e abióticos sobre seus parâmetros populacionais, principalmente natalidade e mortalidade, sendo a condição ambiental (BABER et al., 2002; CUNICO et al., 2002; GARCIA et al., 2004; PEDRAZA-GARCIA; CUBILLOS, 2008) e a predação os principais fatores que estruturam o arranjo espacial da população em áreas naturais (PERSON; ROOS, 2003; ROOD; REZNICK, 1997).

As condições físico-químicas como transparência, profundidade, oxigênio dissolvido, condutividade e pH são características importantes que podem determinar a distribuição e a abundância, entre locais e períodos, de uma população de peixes (HAYES et al., 1996). Isso ocorre porque a condição local está relacionada às necessidades de crescimento e sobrevivência dos indivíduos da população (MAGOULICK; KOBZA, 2003). A predação pode afetar a distribuição e abundância de uma população pelo efeito direto (mortalidade), ou indireto (comportamental), este último provoca mudança na resposta da presa em relação a qual local do habitat ocupar para minimizar o risco de predação (CROFT et al., 2004; REZNICK et al., 2001; STRAUSS, 1990).

Neste contexto, a cobertura de macrófitas (SÚAREZ et al., 2004), a profundidade (POWER, 1984; RODRÍGUEZ; LEWIS, 1997; TEJERINA-GARRO et al., 1998), a transparência (RODRÍGUEZ; LEWIS, 1997; ROWE, 1999; TEJERINA-GARRO et al., 1998) e a abundância em número de predadores (REZNICK et al., 1996; ROWE, 1999) estão entre os fatores que ocasionam variações na dinâmica populacional de peixes em área inundáveis.

O Pantanal consiste em uma extensa área de inundação, que durante o período da cheia as lagoas são conectadas para facilitar o movimento dos peixes entre os diversos ambientes aquáticos.

Já no período de seca, a probabilidade de acesso aos outros habitats diminui, em função da redução da área e volume das lagoas e das conexões com outros corpos d'água. Isto gera um estresse abiótico sazonal, que conduz ao aumento das interações bióticas e abióticas, levando a uma intensificação das influências dos processos de competição, predação e dos diversos fatores abióticos (MAGOULICK; KOBZA 2003; SÚAREZ et al., 2004). Assim, pode-se esperar que a diferença na abundância e distribuição dos indivíduos, nas populações, seja o resultado da influência das condições ambientais locais e da abundância de predadores. Estes fatores podem afetar a distribuição tanto da abundância total quanto entre classes de tamanho da população (POWER, 1984). Adicionalmente, os fatores bióticos e abióticos podem afetar a distribuição e abundância dos indivíduos juvenis e adultos de forma diferenciada. Os indivíduos juvenis, que pertencem às menores classes de comprimento, podem ser mais sensíveis à variação na intensidade de predação e competição, ou serem mais intolerantes a condições ambientais extremas, apresentando taxa de mortalidade mais elevada quando comparados com os indivíduos adultos.

Deste modo, os objetivos do presente estudo foram avaliar se ocorre variação na abundância e analisar se o comprimento médio varia entre lagoas e ao longo do ciclo hidrológico na planície de inundação do rio Cuiabá. Adicionalmente, analisar se a variação espacial na abundância e estrutura em comprimento de *M. sanctaefilomenae* são afetados pelas condições ambientais (variáveis físico-químicas, área da lagoa e cobertura de macrófitas) e pela abundância de predadores nas lagoas no período da vazante. Com o intuito de responder as seguintes questões: (i) ocorre variação temporal na distribuição e abundância da espécie? (ii) há variação no comprimento médio dos indivíduos entre lagoas e períodos? (iii) a abundância da espécie é afetada pela variação espacial dos fatores abióticos (variáveis físico-químicas, área da lagoa e cobertura de macrófitas) e abundância de predadores? e (iv) a estrutura em comprimento sofre efeito das variáveis abióticas e da abundância de predadores?

## Material e métodos

### Área de estudo

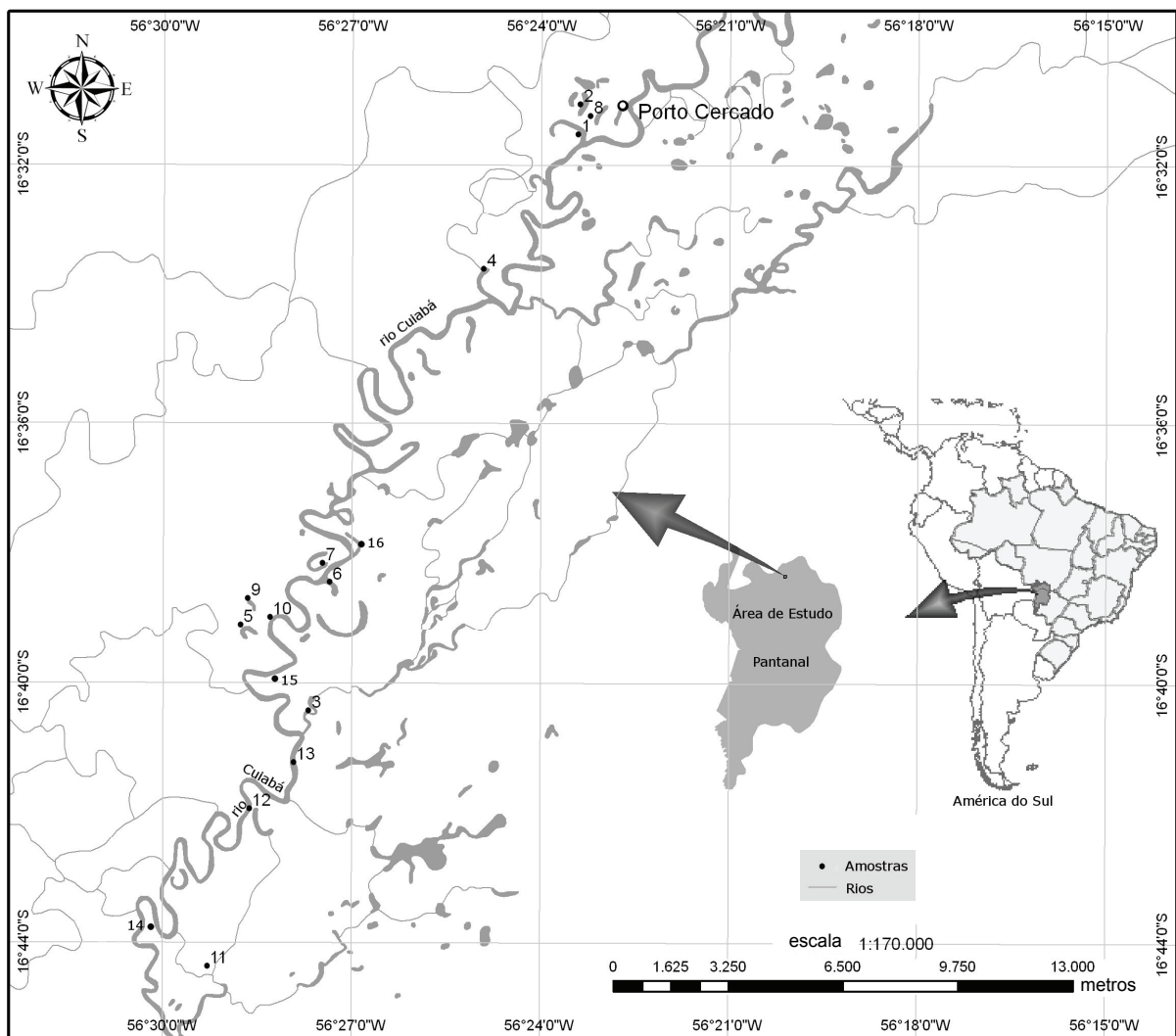
O rio Cuiabá drena uma área de aproximadamente 20.000 km<sup>2</sup>, é um dos principais tributários do rio Paraguai, compondo a bacia do alto rio Paraguai,

formadora do Pantanal. A região estudada está localizada na planície de inundação do rio Cuiabá e compõe a Reserva Particular do Patrimônio Natural do SESC (RPPN SESC Pantanal), entre os meridianos 56 e 57° W e paralelos 16 e 17° S (Figura 1). As lagoas amostradas possuem tamanhos variados e algumas são totalmente cobertas por macrófitas aquáticas, principalmente *Eichhornia azurea* (SW.) Kunth., *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. e *Salvinia auriculata* Aubl (Tabela 1). No período de cheia, os campos são alagados pelas chuvas e pelo transbordamento das águas da calha do rio, resultante das chuvas ao longo da bacia. As variações diárias do nível do rio Cuiabá, baseadas em dados históricos, apontaram que 240 cm pode ser considerado o valor limiar a partir do qual ocorre

o transbordamento, sendo dezembro o mês inicial das cheias (BAILLY et al., 2008).

**Tabela 1.** Coordenadas geográficas e área das lagoas da planície de inundação do rio Cuiabá.

Lagoas	Coordenadas Geográficas	Área (ha)
Antônio Alves	16° 31'32.1" S; 56° 23'24.5" W	17,59
Biguá	16° 31'04.2" S; 56° 23'22.7" W	16,90
Cobra	16° 43'54.0" S; 56° 30'09.5" W	4,51
Conchas	16° 40'25.5" S; 56° 27'41.0" W	34,62
Corixão	16° 33'36.6" S; 56° 24'54.8" W	9,28
Estiva	16° 39'05.9" S; 56° 28'46.0" W	5,70
Ilha	16° 38'26.3" S; 56° 27'21.1" W	8,50
Macário	16° 38'09.0" S; 56° 27'27.9" W	14,65
Mirante	16° 31'15.0" S; 56° 23'13.1" W	6,34
Mussum	16° 38'41.3" S; 56° 28'39.1" W	1,56
Mussum II	16° 38'58.5" S; 56° 28'17.6" W	0,92
Ninhal	16° 37'51.2" S; 56° 26'58.8" W	7,41
Posto Rio Cuiabá	16° 40'06.3" S; 56° 28'37.8" W	0,14
Ribeirão I	16° 44'22.1" S; 56° 29'17.3" W	5,39
Santa Rosa	16° 41'56.2" S; 56° 28'37.3" W	20,30
Sucuri	16° 41'13.7" S; 56° 27'55.2" W	0,78



**Figura 1.** Localização das lagoas amostradas na planície de inundação do rio Cuiabá. 1- Mirante, 2-Biguá, 3- Conchas, 4-Ninhal, 5-Mussum II, 6-Ilha, 7- Macário, 8- Antônio Alves, 9-Mussum I, 10-Estiva, 11-Ribeirão I, 12- Sucuri, 13- Santa Rosa, 14-Cobras, 15-PRC- Posto Rio Cuiabá, 16-Corixão.

### Coleta e análise dos dados

Os peixes foram coletados na zona litorânea de 16 lagoas nos meses de junho (vazante), setembro (seca) e dezembro (enchente) de 2005, e março (cheia) de 2006. Em cada local, foram medidas a condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), o oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ), o pH, a profundidade (cm), a transparência com disco de Secchi (cm), e a área da lagoa hectare, a cobertura de macrófita foi determinada pela estimativa visual em porcentagem.

Os exemplares foram coletados com uma peneira de 1 m<sup>2</sup> com fundo côncavo, confeccionada com tela de nylon, com 1,5 mm de abertura de malha. Foram efetuados nove lances por lagoa o que totalizou um esforço amostral de 9 m<sup>2</sup> por lagoa. Os peixes capturados foram fixados em formol 10% e conservados em álcool 70%. Após a identificação foram feitas medidas do comprimento furcal (mm) com auxílio de um paquímetro (0,01 mm).

Foram analisadas a distribuição e a abundância de *M. sanctaefilomenae*, representada pelo somatório do número de indivíduos capturados nos nove lances em cada lagoa. A análise de variância (Anova-bifatorial) foi utilizada para comparar as médias de comprimento furcal entre lagoas e períodos, a análise feita no programa Systat 12.0 (WILKINSON, 1990). Nesta análise, foram incluídas apenas as lagoas que foram amostradas em todos os períodos e apresentaram indivíduos capturados em todas as campanhas (Antônio Alves, Mirante e Ninhal). O nível de significância adotado em todos os testes estatísticos foi de 5%.

Para analisar a variação espacial e o efeito das variáveis ambientais e abundância de predadores na abundância de *M. sanctaefilomenae*, foi utilizada a análise de regressão múltipla, em que o número total de indivíduos capturados em cada lagoa, no mês de junho de 2005, foi utilizado como variável resposta. Primeiramente, reduziu-se a matriz de dados abióticos (condutividade, oxigênio dissolvido, pH, transparência e profundidade, área da lagoa e cobertura de macrófitas) por meio de uma Análise de Componente Principais (PCA) no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2005), considerando as 16 lagoas amostradas em junho de 2005. Apenas foram consideradas como formadoras dos eixos da PCA as variáveis com autovalores maiores que 0,6. Foram utilizados os dois primeiros eixos resultantes da PCA como representantes da variabilidade ambiental e como variáveis preditoras, no modelo de regressão múltipla juntamente com a abundância de predadores. Como medida da abundância de predadores, foi utilizada na análise o

número de peixes predadores capturados por lagoa. Nesta análise, foram consideradas *Rhamdia cf. quelen*, *Serrasalmus spilopleura*, *Erythrinus erythrinus* e *Hoplias aff. malabaricus* como espécies predadoras (BAGINSKI et al., 2007).

O efeito das variáveis ambientais e da pressão de predadores sobre estrutura em comprimento da população de *M. sanctaefilomenae* foi avaliado utilizando os dados de 11 lagoas no mês de junho de 2005, das 16 lagoas amostradas somente foram capturados indivíduos da espécie em 11. Para isso, os locais de coleta foram ordenados com base na variação da estrutura em comprimento da população por meio de um Escalamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), com duas dimensões (eixo 1 e 2) utilizando o programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2005). Para tal, os dados de comprimento foram agrupados em classes com intervalo de 1 mm. Na ordenação foram utilizados os dados de frequência de ocorrências dos exemplares nas classes de comprimento. Foi construída a matriz de associação utilizando a distância de Bray-Curtis com os locais previamente padronizados pelo método de divisão pela soma do número de frequência de ocorrência das classes de comprimento de indivíduo em cada local.

Os dois eixos extraídos do NMDS foram utilizados em um modelo de Regressão Múltipla Multivariada, como variável resposta, para avaliar o efeito das variáveis ambientais, representada pelos eixos da PCA, e abundância de predadores (variáveis descritoras) na variação nas classes de comprimento entre locais. Nesta análise de Regressão, foram utilizados os dados de uma segunda Análise de Componentes Principais, considerando os dados abióticos das 11 lagoas onde foram capturados os exemplares de *M. sanctaefilomenae*.

### Resultados

Foram coletados 458 indivíduos de *M. sanctaefilomenae* nas lagoas da planície de inundação do rio Cuiabá. Na análise temporal da abundância foram utilizados 447 indivíduos capturados em 13 lagoas, porque a lagoa Cobra não foi amostrada em todas as campanhas. Em duas lagoas (Sucurí e Posto Rio Cuiabá) não foram capturados indivíduos em nenhuma das campanhas.

O número de indivíduos capturados variou entre locais e períodos. No mês de junho, a abundância nas lagoas variou de zero a 35 indivíduos, a média de captura por lagoa foi de 17 indivíduos (desvio padrão = 14,13). No período de setembro, o menor número de indivíduos capturado foi zero e máximo de 83 indivíduos (média = 13 indivíduos, desvio padrão = 22,20). Em dezembro, a abundância variou de zero a 13

indivíduos (média = 2 indivíduos, desvio padrão = 4,14). Em março não foi capturado nenhum indivíduo.

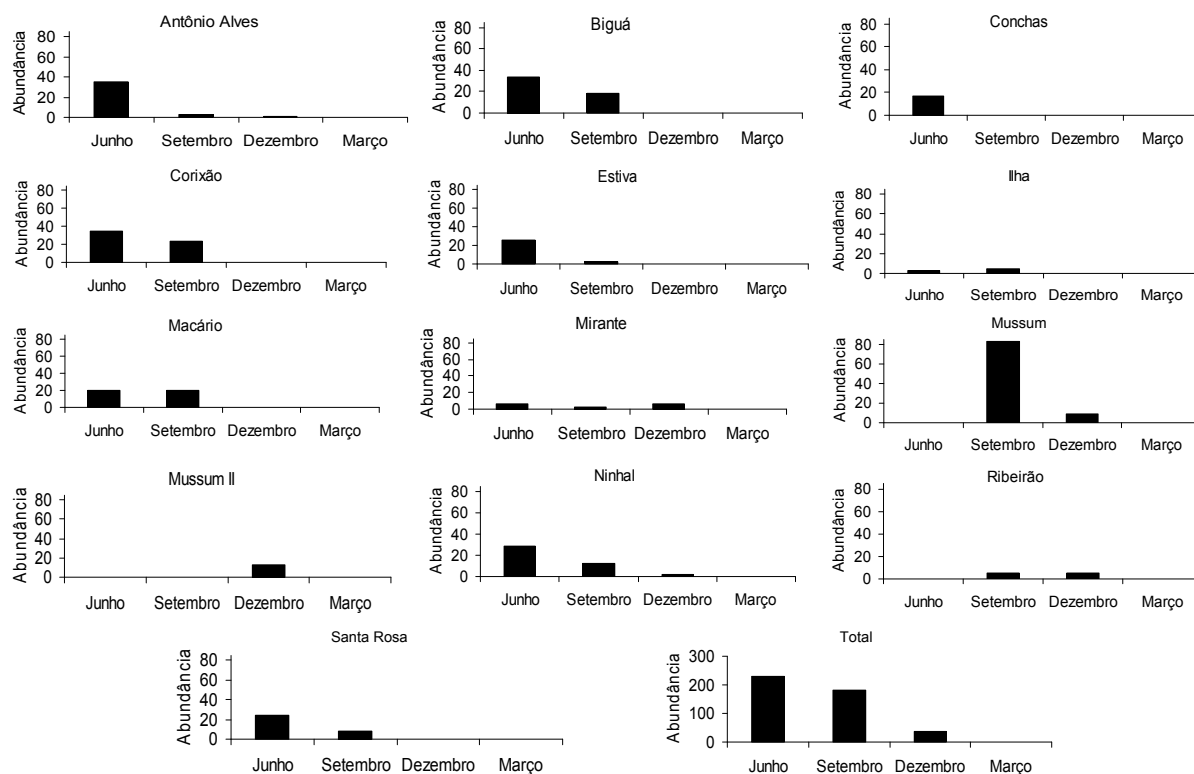
Em geral, a abundância nas lagoas declinou do período de vazante (junho) até o período de cheia (março). Na enchente (dezembro), o número de indivíduos foi menor, e na cheia (março) não foi capturado nenhum indivíduo (Figura 2). Algumas lagoas (Ilha, Mussum, Ribeirão e Mussum II) não apresentaram o mesmo padrão de variação temporal na abundância. A lagoa Mussum II, por exemplo, apresentou a maior abundância no mês de setembro (seca). Em três lagoas foram capturados indivíduos de *M. sanctaefilomenae* somente em uma única coleta, como é o caso da lagoa Conchas (junho), lagoa Ribeirão (setembro) e a lagoa Mussum II (dezembro).

Houve uma tendência à redução na distribuição espacial da espécie ao longo dos períodos de estudo. Os indivíduos de *M. sanctaefilomenae* ocorreram em 11 das 16 lagoas amostradas no mês de junho, em 12 no mês de setembro das 16, em apenas cinco em dezembro e em nenhuma lagoa no mês de março.

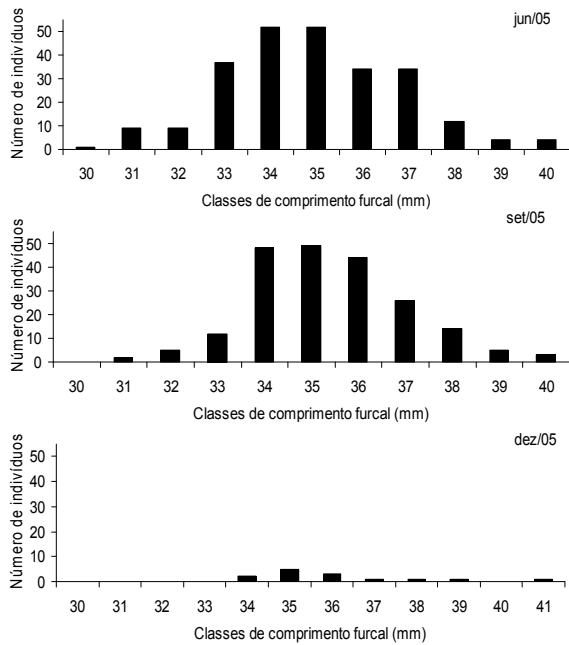
A estrutura em comprimento variou ao longo do período de estudo. Nos meses de junho e setembro, a distribuição de frequência de comprimento apresentou três modas, e em dezembro apenas duas (Figura 3).

O comprimento médio dos exemplares capturados não variou entre as lagoas ( $F_{2,87} = 1,55$ ;  $p = 0,21$ ), porém diferiu entre os períodos amostrados ( $F_{2,87} = 12,38$ ;  $p = 0,02$ ). Não havendo interação entre lagoa e período ( $F_{4,87} = 1,35$ ;  $p = 0,25$ ). Indivíduos com tamanhos corporais menores foram capturados em junho (média = 33,4 mm; desvio-padrão = 17,4 mm) e aqueles com tamanhos maiores em dezembro (média = 34,9 mm; desvio-padrão = 17,2 mm). Além disso, no mês de dezembro foram capturados somente indivíduos acima de 33,0 mm.

Quanto às características ambientais, as lagoas, no mês de junho, apresentaram grandes oscilações nas variáveis físico-químicas. A condutividade variou de 8,64 a 106  $\mu\text{m S}^{-1}$ ; o oxigênio dissolvido apresentou valores que variam de 0,17 a 61,9  $\text{mg L}^{-1}$ . O pH variou de 6,2 a 7,0, a profundidade de 40 a 83 cm e a transparência de 17 a 70 cm. O resumo da matriz das variáveis ambientais para o mês de junho, obtido por meio da Análise de Componente Principal (PCA), capturou 42,27% da variação dos dados no primeiro eixo. Este eixo está relacionado com o pH (loading = 0,828), o oxigênio dissolvido (0,785) e a profundidade (0,743). A transparência (0,777) e a condutividade (0,710) apresentaram relação com o segundo eixo, que capturou 22,74% da variação.



**Figura 2.** Distribuição temporal da abundância de *Moenkhausia sanctaefilomenae* nas lagoas da planície de inundação do rio Cuiabá, Estado do Mato Grosso.



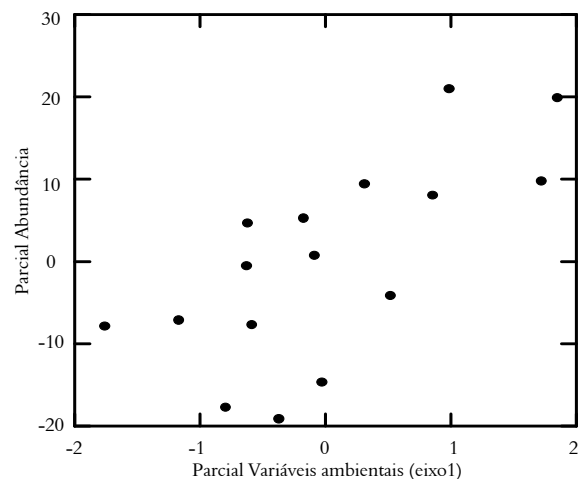
**Figura 3.** Distribuição de frequência do comprimento furcal (mm) por local amostrado para *Moenkhausia sanctaefilomenae*, em lagoas da planície de inundação do rio Cuiabá.

O número total de indivíduos das espécies predadoras capturadas variou de zero (Mussum) a 15 (Ninhal) nas lagoas no período de junho de 2005, e *H. malabaricus* foi a espécie de predador mais abundante e ocorreu em quase todas as lagoas amostradas, *R. quelen* e *E. erythrinus* foram as menos abundantes, ambas foram coletadas em uma lagoa, Mussum II e Posto Rio Cuiabá, respectivamente (Tabela 2).

O efeito conjunto das variáveis abióticas e abundância de predadores sobre a abundância de *M. sanctaefilomenae* foi significativo ( $F_{3,12} = 6,347$ ;  $r = 0,61$ ;  $p = 0,008$ ). Entretanto, apenas o primeiro eixo da PCA apresentou efeito significativo ( $p =$

0,002) sobre a abundância da espécie (Figura 4). O segundo eixo ( $p = 0,948$ ) e a abundância de predadores ( $p = 0,07$ ) não afetaram a abundância de *M. sanctaefilomenae*. Assim, as maiores abundâncias foram registradas em locais com maiores valores de pH, oxigênio dissolvido, cobertura de macrófitas e nas lagoas maiores.

A ordenação dos locais de coletas, baseada na frequência de cada classe de comprimento (em duas dimensões), apresentou valor de estresse = 10,44. A lagoa Ilha foi o único local que se distanciou dos dois eixos do NMDS, indicando assim, diferenças na distribuição do comprimento dos indivíduos nesta lagoa. Entretanto, as diferenças observadas podem ser atribuídas ao baixo número de exemplares capturados ( $n = 3$ ), ou provavelmente porque os exemplares pertenciam apenas a duas classes de comprimento (33 e 36 mm) (Figura 5).

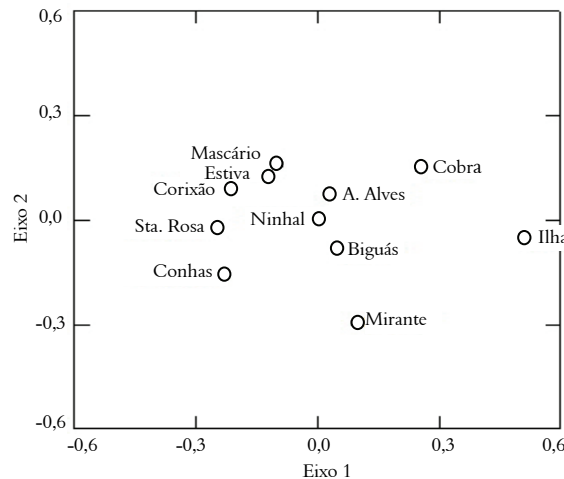


**Figura 4.** Relação entre a abundância de *Moenkhausia sanctaefilomenae* e a parcial da Regressão Múltipla do eixo 1 da PCA (variáveis ambientais) em lagoas da planície de inundação do rio Cuiabá.

**Tabela 2.** Número de exemplares de espécies de predadores, número total de predadores por lagoa, e abundância de *Moenkhausia sanctaefilomenae* capturada por lagoa, no período de junho de 2005.

Lagoas	<i>Rhamdia cf. quelen</i>	<i>Erythrinus erythrinus</i>	<i>Hoplias malabaricus</i>	<i>Serrasalmus spilopleura</i>	Total de Predadores	<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>
Antônio Alves	0	0	2	0	2	15
Biguá	0	0	2	1	3	34
Cobra	0	0	5	0	5	15
Conchas	0	0	2	0	2	17
Corixão	0	0	5	0	5	39
Estiva	0	0	1	0	1	26
Ilha	0	0	4	0	4	3
Macário	0	0	1	0	1	20
Mirante	0	0	4	0	4	6
Mussum	0	0	0	0	0	0
Mussum II	1	0	4	0	5	0
Ninhal	0	0	15	0	15	29
Posto Rio Cuiabá	0	3	2	0	4	0
Ribeirão	0	0	1	0	1	0
Santa Rosa	0	0	4	1	5	24
Sucuri	0	0	1	0	1	0

O resumo das variáveis ambientais, das 11 lagoas onde foram capturados indivíduos de *M. sanctaefilomenae* no mês de junho, obtido por meio Análise de Componente Principal (PCA), capturou no primeiro eixo 39% da variação dos dados e 28% no segundo eixo. O pH (-0,756), oxigênio dissolvido (-0,914), profundidade (0,907), transparência (-0,622) e a cobertura de macrófitas (0,759) foram as variáveis que apresentaram relação com o primeiro eixo. A transparência (0,743), a área da lagoa (-0,911) e a cobertura de macrófitas (0,629) apresentaram relação com o segundo eixo.



**Figura 5.** Ordenação dos locais de coletas, baseado na distribuição das classes de comprimento furcal (mm) de *Moenkhausia sanctaefilomenae*, do eixo 1 e 2 do (NMDS), em lagoas da planície de inundação do rio Cuiabá.

Não foi constatado efeito significativo da abundância de predadores (Pillai Trace = 0,017;  $F_{2,6} = 0,053$  e  $p = 0,947$ ) e do primeiro eixo (Pillai Trace = 0,203;  $F_{2,6} = 0,765$  e  $p = 0,505$ ) e nem do segundo eixo (Pillai Trace = 0,252;  $F_{2,6} = 1,012$  e  $p = 0,417$ ) na distribuição de frequência das classes de comprimento.

## Discussão

Ao longo do período de estudo, a população exibiu um padrão similar de declínio no número de indivíduos, na grande maioria dos locais amostrados de junho (vazante) a março (cheia). A maior densidade de *M. sanctaefilomenae* foi detectada no final da vazante/início da seca, quando as lagoas se isolam e os peixes ficam nela retidos, declinando até o período de cheia. A menor densidade do período da cheia, além de ser resultante do efeito diluidor, pode ser um artefato amostral decorrente de mudanças na eficiência do petrecho de coleta e do menor esforço amostral utilizado na cheia, pois o

número de lances foi padronizado e uma menor fração da zona litorânea da lagoa foi amostrada no período de cheia. Entretanto, considerando que o processo reprodutivo acontece no início do período chuvoso (LOURENÇO et al., 2008), o declínio na densidade, entre o período de vazante e cheia, é consequência das características demográficas da espécie, caracterizada pelo recrutamento como um processo discreto e pela mortalidade como um processo contínuo. Assim, entre os períodos reprodutivos anuais a mortalidade domina a dinâmica da população, que, conseqüentemente, tem a sua densidade gradualmente reduzida. Resultados similares têm sido encontrados em outras áreas alagáveis. Por exemplo, na zona litoral do lago Constance, Europa, *Lota lota* e *Barbatula barbatula* apresentaram baixa abundância no verão (cheia) e um aumento significativo da abundância no outono (seca) (HOFMANN; FISCHER, 2001). Estudo desenvolvido em pequenos riachos da floresta Amazônica constatou que a abundância das espécies é elevada na estação seca e declina no período de cheia (ESPÍRITO-SANTO et al., 2008).

Em síntese, este estudo sugere que, entre os períodos avaliados, a perda de indivíduos associado a ausência de eventos reprodutivos determinou o padrão de declínio na distribuição e abundância ao longo do período de estudo para a *M. sanctaefilomenae*. Além disso, a variação sazonal, no nível da água nas lagoas, também contribuiu para a diminuição no número de indivíduos capturados ao longo do ano, porque as enchentes sazonais alteram as características físico-químicas do local, e conecta sazonalmente os diversos corpos d'água o que pode possibilitar o movimento dos indivíduos para outros ambientes da planície de inundação.

Temporalmente, diferenças observadas no comprimento médio entre períodos (vazante, seca, enchente) ocorreram provavelmente, porque os indivíduos crescem e não há evidências de eventos reprodutivos antes de dezembro (LOURENÇO et al., 2008). Afinal em junho a população apresentou amplitude maior de classes de comprimento, e a menor média de comprimento ocorreu neste período, já em dezembro a amplitude das classes comprimento era menor, e observa-se a maior média de comprimento corporal. Nesse sentido, a variação no comprimento médio entre períodos ocorreu, pois os indivíduos crescem, diminuindo assim, a abundância dos juvenis, e conseqüentemente elevando a frequência de exemplares adultos em setembro e dezembro.

Alguns estudos têm apontado que tanto os fatores abióticos quanto os fatores bióticos, como a

predação podem controlar a variação na abundância das populações de peixes (RUETZ et al., 2005). Entre os fatores ambientais que exerce efeito na abundância, se destaca a profundidade e conectividade dos corpos d'água (BABER et al., 2002), a transparência e salinidade da água (GARCIA et al., 2004) e ainda a área da lagoa e suspensão de sólidos totais (PIANA et al., 2006) ou cobertura vegetal em riachos do Sudeste do Brasil (MAZZONI; IGLESIAS-RIOS, 2002). Em lagoas do Pantanal de Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, a cobertura de macrófitas e a distância do rio determinaram a abundância de *Pyrrhulina australis*, *Odontostilbe calliura*, *Psellogrammus kennedyi*, *Anphyocharax anisitsi* e *Bryconamericus exodon* (SÚAREZ et al., 2004).

Por outro lado, a variabilidade na densidade populacional de presa, depende da sua distribuição dentro do hábitat, ao minimizar a probabilidade de mortalidade pela predação (PERSON; ROOS, 2003; CARVALHO; DEL-CLARO, 2004). Apesar do comportamento anti-predatório que provavelmente as espécies de presas exibem, existem evidências de que em lagoas de regiões tropicais a variação no número de indivíduos é determinada pelo processo de predação, em função da diversidade de espécies existentes (RODRÍGUEZ; LEWIS, 1997; TEJERINA-GARRO et al., 1998). Há estudos que evidenciam o efeito da predação sobre populações de presas, por exemplo, no Norte do Estado da Flórida, EUA, a variação na densidade populacional de *Heterandria formosa* (LEIPS; TRAVIS, 1999) e de *Poecilia reticulata* (ROOD; REZNICK, 1997) foi moldada pelo processo de predação.

Entretanto, neste estudo, a variação espacial na densidade de *M. sanctaefilomenae*, na zona litorânea das lagoas marginais no final da vazante/início da estação seca, foi influenciada mais pelas variáveis ambientais e/ou estruturação ambiental, e não pelo número local de predadores. Isso parece indicar que a pressão de predação não é tão forte nessa fase do ciclo hidrológico, o que não exclui a possibilidade de que assumam maior papel na dinâmica do sistema no final da estação seca. Por outro lado, a estruturação ambiental (cobertura vegetal) pode interferir no processo de predação por meio da oferta de abrigo (PADIAL et al., 2009), considerando que os indivíduos de *M. Sanctaefilomenae* nadam ativamente, o que pode favorecer a diminuição ao risco de predação. Diante do exposto, pode-se concluir que nas lagoas inundadas sazonalmente a predação não é o principal fator que determina o padrão de variação da abundância da população. Afinal, a abundância da espécie aumenta em locais com elevados valores de pH, oxigênio dissolvido, cobertura de macrófitas e nas lagoas maiores.

Na planície de inundação, a distribuição de frequência de comprimento das espécies de pequeno porte, é intimamente ligada aos processos de alimentação e reprodução, e estão relacionados com a variabilidade hidrológica (seca e cheia), assim como a posição que a espécie ocupa na cadeia trófica (LIZAMA; AMBRÓSIO, 2003). Neste contexto, diferenças no comprimento corporal de populações de peixes entre região e/ou locais podem resultar de diferenciadas taxas de crescimento exibida entre populações (REZNICK et al., 1996).

Variações no comprimento médio podem ocorrer em função de distintos regimes de seleção natural (condições ambientais adversas, competição e predação), que geram pequenas diferenças adaptativas nos parâmetros de história de vida (por exemplo, taxa de crescimento, comprimento máximo, comprimento de maturação, recrutamento) entre populações da mesma espécie (STEWART et al., 2003). Por exemplo, a estrutura em tamanho de população de guppies *Pecilia reticulata* variou entre locais em função da pressão de predadores, em riachos no Norte do Estado da Flórida, EUA (REZNICK et al., 2001). Já em lagoas do rio Arima, Trinidad, a profundidade determinou a estrutura em comprimento da população de *P. reticulata*, e os indivíduos maiores ocorreram em locais profundos (CROFT et al., 2004). Neste estudo não evidenciou o efeito das condições ambientais e da predação na estrutura em comprimento da população de *M. sanctaefilomenae*, apesar da constatação do efeito do pH, oxigênio dissolvido, cobertura de macrófitas e área da lagoa na abundância da espécie. Talvez a intensificação do efeito das variáveis ambientais e da pressão de predação na distribuição das classes de comprimento, ocorra no final da estação de seca, período não-amostrado no presente estudo.

## Conclusão

Nas lagoas sazonalmente inundadas do rio Cuiabá a abundância de *M. sanctaefilomenae* apresentou um padrão similar de elevada abundância no período de vazante (junho) e seco (setembro), e baixo número de indivíduos no período de enchente (dezembro) e cheia (março). As variáveis ambientais (profundidade, pH e oxigênio dissolvido) determinaram abundância da população de *M. sanctaefilomenae* no período de vazante (junho). Entretanto, a abundância de predadores e as variáveis ambientais não afetaram o padrão distribuição das classes de comprimento.

## Agradecimentos

À Capes, pela concessão de bolsa de Mestrado à primeira autora. Ao Centro de Pesquisa do Pantanal



(CPP)/MCT e PELD/CNPq site – 12, pelo apoio financeiro. À Estância Ecológica SESC Pantanal, pelo apoio logístico nos trabalhos de campo.

## Referências

- ADITE, A.; WINEMILLER, K. O.; FIOGBE, E. D. Ontogenetic, seasonal, and spatial variation in the diet of *Heterotis niloticus* (Osteoglossiformes; Osteoglossidae) in the Sô river and Lake Hlan, Benin, West Africa. **Environmental Biology of Fishes**, v. 73, n. 4, p. 367-378, 2005.
- BABER, M.; CHILDERS, D.; BABBIT, K. J.; ANDERSON, D. H. Controls on fish distribution and abundance in temporary wetlands. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 59, n. 9, p. 1441-1450, 2002.
- BAGINSKI, L. J.; FLORENTINO, A. C.; FERNANDES, I. M.; PENHA, J. M. P.; MATEUS, L. A. F. A dimensão espacial e temporal da diversidade de peixes da zona litoral vegetada de lagoas marginais da planície de inundação do rio Cuiabá, Pantanal, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 233-238, 2007.
- BAILLY, D.; AGOSTINHO, A. A.; SUZUKI, H. I. Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá river, upper Pantanal, Brazil. **River Research and Applications**, v. 24, n. 9, p. 1218-1229, 2008.
- CARVALHO, L. N.; DEL-CLARO, K. Effects of predation pressure on the feeding behavior of serpa tetra *Hyphessobrycon eques* (Ostariophysi, Characidae). **Acta Ethologica**, v. 7, n. 2, p. 89-93, 2004.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. C. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do alto rio Paraná. **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1, p. 1-15, 2001.
- CROFT, D. P.; BOTHAM, M. S.; KRAUSE, J. Is sexual segregation in the guppy, *Poecilia reticulata*, consistent with the predation risk hypothesis? **Environmental Biology of Fish**, v. 7, n. 2, p. 127-133, 2004.
- CUNICO, A. M.; GRAÇA, W. J.; VERÍSSIMO, S.; BINI, L. M. Influência do nível hidrológico sobre a assembléia de peixes em lagoa sazonalmente isolada da planície de inundação do alto rio Paraná. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 24, n. 2, p. 383-389, 2002.
- ESPÍRITO-SANTO, H. M. V.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J.; MENDONÇA, F. P.; LANDEIRO, V. L. Seasonal variation in the composition of fish assemblage in small Amazonian Forest streams: evidence for predictable change. **Freshwater Biology**, v. 54, n. 3, p. 536-548, 2008.
- GARCIA, A. M.; VIEIRA, J. P.; WINEMILLER, K. O.; RASEIRA, M. B.; Reproductive cycle and spatio-temporal variation in abundance of the one-sided livebear *Jenynsia multidentata*, in Patos Lagos, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 515, n. 1-3, p. 39-48, 2004.
- HAYES, D. B.; FERRERI, C. P.; TAYLOR, W. W. Linking fish habitat to their population dynamics. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 53, n. 1, p. 383-390, 1996.
- HOFMANN, N.; FISCHER, P. Seasonal changes in abundance and age structure of burbot *Lota lota* (L.) and stone loach *Barbatula barbatula* (L.) in the littoral zone of a pre-alpine lake. **Ecology of Freshwater Fishes**, v. 10, n. 1, p. 21-25, 2001.
- LEIPS, J.; TRAVIS, J. The comparative expression of life history traits and its relationship to numerical dynamics of four population of the Killifish *Heterandria Formosa*. **Journal of Animal Ecology**, v. 68, n. 3, p. 595-616, 1999.
- LIZAMA, M. A. P.; AMBRÓSIO, A. M. Crescimento, recrutamento e mortalidade do pequi *Moenkhausia intermedia* (Osteichthyes, Characidae) na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 25, n. 2, p. 328-333, 2003.
- LOURENÇO, L. S.; MATEUS, L. A. F.; MACHADO, N. G. Sincronia na reprodução de *Moenkhausia sanctaefilomenae* (Characiformes: Characidae) na planície de inundação do rio Cuiabá, Pantanal Mato-grossense. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 1, p. 20-27, 2008.
- MAGOULICK, D. D.; KOBZA, M. R. The role refugia for fishes during drought: a review and synthesis. **Freshwater Biology**, v. 48, n. 7, p. 1186-1198, 2003.
- MAZZONI, R.; IGLESIAS-RIOS, R. Distribution pattern of two fish species in a coastal stream in southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 2, p. 171-178, 2002.
- PADIAL, A. A.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A. Effects of structural heterogeneity provided by the floating macrophyte *Eichhornia azurea* on the predation efficiency and habitat use of the small Neotropical fish *Moenkhausia sanctaefilomenae*. **Hydrobiologia**, v. 624, n. 1, p. 161-170, 2009.
- PEDRAZA-GARCIA, M.; CUBILLOS, A. L. Population dynamics of two small pelagic fish in the central-south area off Chile: delayed density-dependence and biological interaction. **Environmental Biology of Fishes**, v. 82, n. 2, p. 111-122, 2008.
- PERSON, L.; ROOS, A. M. Adaptive use in size-structured populations: linking individual behaviour to population processes. **Ecology**, v. 84, n. 5, p. 1129-1139, 2003.
- PIANA, P. A.; GOMES, L. C.; CORTEZ, E. M. Factors influencing *Serrapinnus notonelas* (Characiformes: characidae), populations in upper Paraná river floodplain lagoons. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 1, p. 81-86, 2006.
- POWER, M. E. Depth distributions of armored catfish: Predator-induced resource avoidance. **Ecology**, v. 65, n. 2, p. 523-528, 1984.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. [2.2.0]. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2005.
- REIS, R. E.; KULLANDER, O.; FERRARIS, J. R. C. J. **Check List of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: Edipucrs, 2003.
- REZNICK, D. N.; BUTLER, M. J.; ROOD, H. Life-History Evolution in guppies. VII. The comparative Ecology of High-and Low-Predation environment. **The American Naturalist**, v. 157, n. 2, p. 126-140, 2001.

- REZNICK, D. N.; BUTLER, M. J.; ROOD, F. H.; ROSS, P. Life-History Evolution in guppies (*Poecilia reticulata*) 6. Differential Mortality as a Mechanism for natural Selection. **Evolution**, v. 50, n. 4, p. 1651-1660, 1996.
- RODRÍGUEZ, M. A.; LEWIS, M. L. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco river. **Ecology Monograph**, v. 67, n. 1, p. 109-128, 1997.
- ROOD, F. H.; REZCNICK, D. N. Variation in the demography of guppy population: the importance of predation and life histories. **Ecology**, v. 78, n. 2, p. 405-418, 1997.
- ROWE, D. K. Factors influencing the abundance of the common bully, *Gobiomorphus cotidianus* McDowall, in small, North Island, New Zealand, lakes. **Fisheries Management and Ecology**, v. 6, n. 5, p. 377-386, 1999.
- RUETZ, C. R.; TREXLER, J. C.; JORDAM, F.; LOFTUS, F. W.; PERRY, S. A. Population dynamics of Wetlands fishes: spatial-temporal patters synchronized by hydrological disturbance. **Journal of Animal Ecology**, v. 74, n. 2, p. 322-332, 2005.
- STEWART, I. J.; QUINNA, T. P.; BENTZENB, P. Evidence for fine-scale natal homing among island beach spawning sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*. **Environmental Biology of Fishes**, v. 67, n. 1, p. 77-85, 2003.
- STRAUSS, R. E. Predation and life-history variation in *Poecilia reticulata* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae). **Environmental Biology of Fishes**, v. 27, n. 4, p. 121-130, 1990.
- SÚAREZ, Y. R.; PETRERE-JÚNIOR, M.; CATELLA, A. C. Factors regulating diversity and abundance of fish commuties in Pantanal lagoons, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v. 11, n. 1, p. 45-50, 2004.
- TEJERINA-GARRO, F. L.; FORTIN, R.; RODRIGUEZ, M. A. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. **Environmental Biology of Fishes**, v. 51, n. 4, p. 399-410, 1998.
- TREXLER, J. C.; TRAVIS, J.; MCMANUS, M. Effects of habitat and body size on mortality rates *Poecilia latipinna*. **Ecology**, v. 73, n. 6, p. 2224-2236, 1992.
- WILKINSON, L. **SYSTAT**: The system for statistics. Evanston: SYSTAT Inc., 1990.

Received on April 2, 2009.

Accepted on October 14, 2009.

License information: This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.