

ECOLOGIA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM CAMPO INUNDÁVEL NA APA DA BAIXADA MARANHENSE

Ricardo Barbieri ¹, Joelma G. Carreiro ¹

¹ Universidade Federal do Maranhão. Departamento de Oceanografia e Limnologia, Curso de Oceanografia. Av. dos Portugueses, 1966, São Luís, CEP 65080-805, MA. E.mail: limnobarbi@yahoo.com.br.

RESUMO

Este trabalho enfocou a composição de espécies, a diversidade e a biomassa de macrófitas aquáticas em campo inundável na bacia do rio Pericumã, Baixada Maranhense, nos períodos seco e chuvoso. A metodologia consistiu no alinhamento de um transecto de 20 metros e demarcação de dez parcelas com 4 m² cada, para avaliação do número de espécies e da densidade de macrófitas em campo inundável no município de Pinheiro (MA). A biomassa vegetal foi determinada em uma área à parte, de modo aleatório, com o auxílio de quadrado de madeira com 0,25 m² de área e expressa em g/m² de peso seco para três espécies mais frequentes. Foram observadas 12 espécies de plantas no campo, das quais 11 são macrófitas aquáticas e uma espécie anfíbia invasora. *Eleocharis interstincta* apresentou a maior biomassa (156,5 g/m²), 74,8% em massa viva, *Eichhornia crassipes* (53,6 g/m²), 61,6% em massa viva, e *Salvinia auriculata* apresentou a menor biomassa (29,6 g/m²), 14,5% em massa viva, no mês de julho de 2010. No que diz respeito à diversidade de Shannon (H') para espécies na área estudada, os dados calculados foram 0,3915 (julho/2010) e 0,3882 (junho/2011). A riqueza de espécies apresentou diferenças relevantes ao longo do período sazonal, bem como a biomassa e o ciclo de vida das plantas, aspectos que refletiram a grande variação do nível d'água e a drástica mudança ambiental no campo inundável. Os dados demonstram que, no período seco, o campo acumula grande carga de massa vegetal morta que enriquece o solo em matéria orgânica e se torna substrato para a comunidade na próxima enchente. O grande número de indivíduos por área e a recuperação de biomassa no período úmido, ou de cheia no campo, é um fenômeno evidente para as macrófitas flutuantes e gramíneas perenes, as quais são indicadoras da recomposição da comunidade e fornecedoras de energia para cadeias alimentares.

Palavras-chaves: unidade de conservação, riqueza de espécies, biomassa, composição.

Abstract

Ecology of aquatic macrophytes on the floodplain of the middle Pericumã River

This work focused on species composition, diversity and biomass of aquatic macrophytes in floodplain in the basin of Pericumã River, Baixada Maranhense, in the dry and rainy seasons. The methodology consisted in aligning a transect of 20 m and demarcation of ten parcels each with 4 m² in area, to evaluate the number of species and macrophyte density on the floodplain in the city of Pinheiro (MA). Plant biomass was determined randomly in another area, with a 0.25 m² wooden square and expressed in g/m² of plant dry weight for three most frequent species. Twelve plant species were observed in the field, of which 11 are aquatic weeds and an opportunistic species. *Eleocharis interstincta* showed the highest biomass (156.5 g/m²), 74.8% in living mass and *Salvinia auriculata* the lowest one (29.6 g/m²), 14.5% in living mass in the month of July 2010 (dry season). As far as the Shannon diversity (H') of species in the study area, calculated data were 0.3915 (July/2010) and 0.3882 (June 2011). Species richness of aquatic macrophytes showed marked differences in the seasonal period, as well as biomass and the life cycle of plants, all of which reflected the wide variation in water level and the drastic environmental change on the floodplain. Data show that in the dry season, the field accumulates large load of dead plant mass that enriches the soil organic matter and becomes substrate for the community in the next flood. The large number of individuals per area and biomass recovery in the wet season, or flooded field, is an obvious phenomenon for floating macrophytes and perennial grasses, which are indicative of the community restoration and power supply to food chains.

Keywords: conservation unit, species richness, biomass, composition.

INTRODUÇÃO

Macrófitas aquáticas são vegetais originalmente terrestres que sofreram modificações adaptativas para colonizar ambientes aquáticos, sendo classificadas em submersas, emergentes, com folhas flutuantes e flutuantes livres. Estes vegetais apresentam adaptações que permitem seu crescimento em um gradiente que compreende desde solos saturados até submersos na coluna d'água (Camargo et al., 2003; Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008; Esteves, 2011).

No que diz respeito à sua densidade e ao papel que desempenham no ecossistema, as macrófitas aquáticas constituem elemento estrutural característico das áreas alagáveis e têm importante papel ecológico como produtores de biomassa e estocadores de nutrientes, merecendo destaque na ciclagem dos mesmos (Junk & Piedade, 1997; Neiff et al., 2000; Esteves, 2011). Por outro lado, a chuva produz efeitos diretos sobre os ecossistemas aquáticos, especialmente as áreas inundáveis, alterando as concentrações de nutrientes e radiação subaquática, determinando mudanças dos níveis de água. Quando essas mudanças são previsíveis, como no caso dos sistemas rios-planícies de inundação, a biota responde com alterações morfológicas, fisiológicas e comportamentais (Junk et al., 1989; Neiff, 1990). As macrófitas aquáticas também são afetadas por tais mudanças ambientais sazonais, assim respostas populacionais às flutuações dos níveis de água, em termos de produtividade, biomassa e densidade, têm sido extensivamente registradas (Junk & Piedade, 1993; Camargo & Esteves, 1996; Pompêo & Moschini-Carlos, 1996; Finlayson, 2005).

O sistema rio Pericumã-planície de inundação no Maranhão, o qual também se caracteriza pela elevada ocorrência de macrófitas aquáticas, apresenta uma composição populacional que vem sofrendo drásticas transformações manifestadas principalmente pela rápida expansão territorial de espécies do junco (*Eleocharis* spp), antes restrito a poucas e inexpressivas manchas. Essa expansão teve início a partir da construção de uma barragem equipada com comportas e eclusa no médio curso do rio Pericumã em 1982, fato que induziu a manutenção da água por mais tempo na planície inundável (Costa-Neto et al., 2001).

Em virtude do seu intenso crescimento, as macrófitas aquáticas flutuantes podem ser os principais produtores de matéria orgânica do sistema rio-planície de inundação (Junk & Piedade, 1993). O

crescimento excessivo das populações de macrófitas aquáticas indica alterações das comunidades destes ecossistemas, através de processos naturais ou de antropogênese que ocorrem no meio. Essas alterações criam diversos problemas, tais como degradação da qualidade da água, mudanças de sua composição química, diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, alteração da cor, liberação de gases, produção de odores e distúrbio funcional do metabolismo do ambiente (Bianchini Jr. et al., 2002). Alguns desses problemas já foram observados, porém não estudados na bacia do rio Pericumã e são indicativo para um levantamento histórico da ocorrência de macrófitas aquáticas no campo inundável.

Tendo em vista essas alterações na planície inundável, cujos impactos são perceptíveis, mas ainda não suficientemente avaliados, este estudo sobre a vegetação aquática na bacia trará uma contribuição para o entendimento das mudanças ambientais ocorridas e que estão em curso na bacia do rio Pericumã. Assim, o presente estudo teve como objetivo verificar a variação da diversidade de macrófitas aquáticas em campo inundável do médio rio Pericumã no decorrer de um ano, avaliar a produção de biomassa das espécies mais abundantes no local durante um ciclo de inundação, possibilitando assim ampliar o conhecimento sobre a ocorrência e influência de macrófitas aquáticas em campo inundável.

MATERIAL E MÉTODOS

O rio Pericumã se localiza na porção noroeste do Maranhão. Sua bacia está compreendida entre os paralelos 2° 02' a 3° 07' de latitude Sul e entre os meridianos 44° 30' a 45° 30' de longitude Oeste de Greenwich. Drena uma área de aproximadamente 3888 km², correspondendo a cerca de 1,17% do território maranhense. Sua rede hidrográfica tem predominância do padrão dendrítico, constituída de rios em geral intermitentes ou rios de chuva, como conhecidos localmente, pois só apresentam caudal durante a ocorrência de precipitação pluviométrica. Da cabeceira à foz, o rio Pericumã percorre cerca de 115,51 Km, parte deles na direção sul-norte até a cidade de Pinheiro, e então segue a direção noroeste, até alcançar a desembocadura na Baía de Cumã (Figura 1) (Santos, 2004).

Na área estudada, os períodos de cheia e seca podem variar conforme a pluviosidade na região. Os campos inundáveis, em áreas adjacentes a rios, são alagados entre 2 e 6 meses no ano (fevereiro

a julho) dependendo da elevação do terreno e altura da alagação anual. Os lagos temporários são preenchidos rapidamente na enchente, a vegetação herbácea terrestre morre e decompõe-se em grande quantidade, dando lugar à vegetação de macrófitas aquáticas que atinge alta densidade nas planícies mais rasas. No período seco, gradativamente a vegetação herbácea volta a dominar a paisagem (Santos, 2004) sobre uma grande quantidade de matéria orgânica morta deixada pelas macrófitas aquáticas.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Aw: equatorial com transição para o tropical úmido. O regime pluviométrico é caracterizado por máximos no “inverno” (janeiro a junho) e mínimos no “verão” (agosto a dezembro). A precipitação caracteriza-se por um aumento gradual a partir de dezembro, alcançando seu máximo nos meses de março e abril, e mínimo em outubro e novembro. As temperaturas médias anuais são superiores a 27°. As temperaturas mais elevadas ocorrem nos meses de setembro a novembro e as mais baixas, entre maio e julho.

A demarcação da área estudada foi feita com estacas e cordas finas de *nylon*, a cada ida ao campo, abrangendo um transecto de 20 m de comprimento

e parcelas, seguindo a metodologia tratada em Müller-Dombois & Ellenberg (1974) e adequada para a comunidade de macrófitas que representaram a vegetação do campo inundável local, nos meses de julho (início do período seco) e novembro (período seco) de 2010 e junho de 2011 (período chuvoso). O local de amostragem é parte da localidade de Vitória dos Braga, distante 12 km da cidade de Pinheiro, no médio curso do rio Pericumã. Ao longo do transecto, foram estabelecidas dez áreas menores (parcelas) com 4 m² (2 m x 2 m cada) (Figura 2).

Em seguida, exemplares das espécies foram levados ao laboratório para a identificação vegetal por comparação com pranchas e fotos (Pott & Pott, 2000) e com auxílio de chaves específicas (Hoehne, 1948/1979; Barros, 1960; Berry *et al.*, 1998; Crow & Hellquist, 2000).

As coletas para determinação da biomassa foram realizadas em uma área paralela ao transecto de estudo, de modo aleatório, com o auxílio de quadrado de madeira com 0,25 m² de área. O material vegetal encontrado dentro de três quadrados foi coletado, devidamente acondicionado em sacos plásticos e

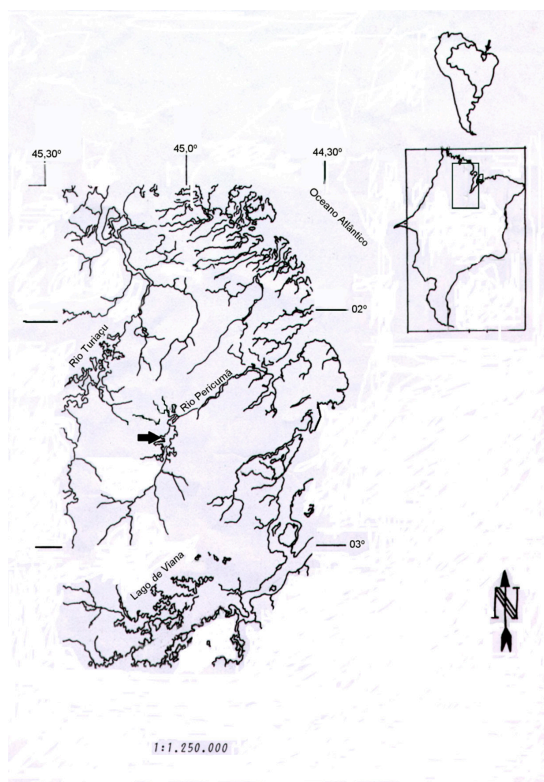


Figura 1. Mapa de localização da área de estudo. A seta sobre o rio Pericumã, no centro da figura, indica o local da pesquisa (fonte: Ibañez *et al.*, 2000).



Figura 2. Transecto para estudo da vegetação aquática e parcelas, representados por linhas pretas, e quadrado de madeira sobre o solo, entre a margem do campo e o rio Pericumã no alto ao fundo, em julho de 2010.

levado para o laboratório para secagem e posterior pesagem (Silva & Esteves, 1993).

Para a coleta do material vegetal realizada no mês de novembro de 2010 não foi necessário fazer a demarcação de um transecto, pois o local se encontrava seco. Foi feita apenas a coleta de três quadrados da espécie emergente que permaneceu para posterior determinação da biomassa vegetal.

Para a determinação da biomassa, foi empregada a triagem do material. Em laboratório, o material vegetal retirado dos três quadrados foi separado em massa viva e massa morta, pesado e colocado na estufa a 60 °C por dois dias, para secagem. A determinação da biomassa é um dos mais importantes procedimentos de campo no estudo da ecologia das macrófitas aquáticas. A biomassa foi expressa em g/m² de massa seca e também em % do peso seco (Silva & Esteves, 1993).

Para a estatística de diversidade vegetal foi utilizado o programa PAST (Palaeontological Statistics, ver. 1.34), e a diversidade foi expressada pelo índice de Shannon (H').

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No período estudado, foram observadas 12 espécies de plantas no campo, das quais 11 espécies são de macrófitas aquáticas e uma espécie anfíbia (*Ipomoea carnea* subsp. *fistulosa* – Família Convolvulaceae). Durante a coleta feita no início do período seco (julho de 2010), foram encontradas as seguintes espécies de macrófitas aquáticas: *Salvinia auriculata*, *Neptunia oleracea*, *Nymphoides indica*, *Eichhornia crassipes*, *Cyperus* sp, *Ludwigia helminthorhiza*, *Cabomba aquatica*, *Eleocharis interstincta* e *Utricularia foliosa* (Figura 3).

Pode ser observado que houve número relativamente elevado de espécies mesmo com a região em estiagem, considerando-se que o local ainda se apresentava alagado ou com bastante umidade. Na coleta realizada no mês de novembro/2010, em plena estiagem, foi verificada apenas uma espécie devido ao fato de que o ambiente se encontrava relativamente seco. *Eleocharis interstincta* foi a única espécie no período de estiagem, pois é a espécie que aproveita melhor o ambiente proliferando por caules subterrâneos ou estolões.

Salvinia auriculata (100%), *Eleocharis interstincta* (80%) e *Cabomba aquatica* (50%) foram as espécies com maior frequência absoluta, ou número de parcelas em que ocorrem, em julho de 2010 (Figura 3). Em junho de 2011, *Salvinia auriculata* (100%), *Eichhornia crassipes* (93,3%)

e *Paspalum repens* (73,3%) foram as espécies com maior frequência absoluta (Figura 4). Foi possível observar que houve ocorrência de espécies diferentes daquelas de 2010, ou seja, foram encontradas espécies não vistas nas coletas anteriores, como *Eleocharis minima*, *Oxycaryum cubense* e *Eichhornia azurea*, bem como houve uma tendência para a sucessão de espécies na área avaliada.

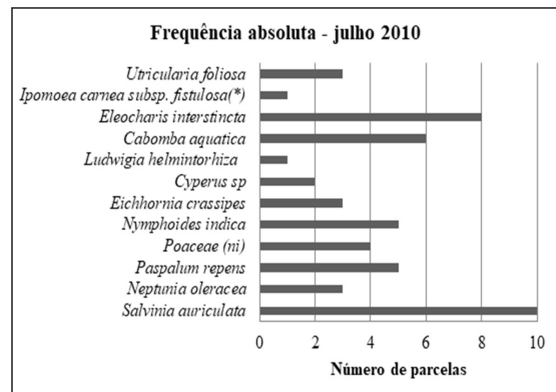


Figura 3. Frequência absoluta de macrófitas aquáticas em parcelas de 4 m² no início do período seco, em campo inundável no rio Pericumã. (*) espécie anfíbia invasora, (ni) espécie não identificada.

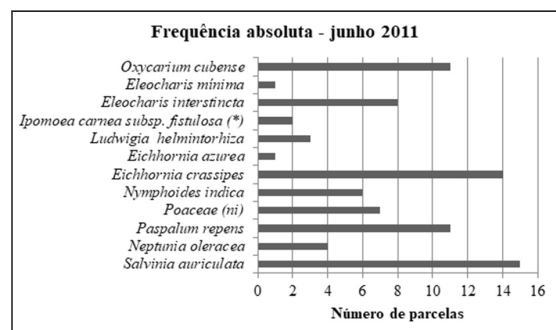


Figura 4. Frequência absoluta de macrófitas aquáticas em parcelas de 4 m² no período chuvoso, em campo inundável no rio Pericumã. (*) espécie anfíbia invasora, (ni) espécie não identificada.

Analisando o perfil de ocorrência das espécies em julho/2010 e junho/2011, nota-se que existiu uma concentração de espécies de acordo com a profundidade. Todas as espécies foram encontradas na primeira parcela, aquela de menor profundidade ou a que primeiro seca no período de estiagem. De acordo com o aumento da profundidade, o número de espécies diminuiu até a parcela 15, onde houve a permanência de *Salvinia auriculata* ou de espécies que são emersas enraizadas, provavelmente para evitar a deriva pelo rio Pericumã. *Eleocharis*

interstincta é a espécie que coloniza a parte mais profunda do perfil, promovendo uma barreira diminuindo o fluxo do rio.

A profundidade máxima observada no local de coleta variou entre 0,35 m em julho/2010 e 1,50 m em junho/2011, sem considerar o mês de novembro de 2010, que foi referente ao período de estiagem, portanto o local encontrava-se seco (Figura 5). A riqueza de espécies foi maior nas profundidades menores (0 – 0,50 m), locais de águas mais calmas e provavelmente com maior transparência da água.

No que se refere aos dados de massa vegetal (Tabela 1), pode ser verificado que *Eleocharis interstincta* apresentou a maior biomassa nos dois períodos (156,5 g/m² e 72,1 g/m²), seco e úmido respectivamente, fato ligado ao seu adensamento e à relativa dominância dessa espécie no trecho

mais profundo da área estudada. Essa espécie também indicou a maior quantidade de massa morta, especialmente no período seco, refletindo a mudança drástica do ambiente. Por outro lado, *Eichhornia crassipes* foi a espécie que mostrou o maior percentual de massa viva (79,5%) no período úmido. Considerando os dados relativos para massa viva, *Eleocharis interstincta* mostrou um percentual elevado no início do período seco (74,8% em julho de 2010) e baixo no período úmido (43,1% em junho de 2011). *Salvinia auriculata* apresentou o menor percentual de massa viva (14,5%) em julho de 2010, pois é a espécie flutuante que mais rapidamente se decompõe quando o ambiente está adverso. Esses resultados decorrem das diferenças de densidade das espécies no habitat, mas também da variação de inundabilidade em cada trecho do perfil estudado, imprimindo distintos graus de estresse no campo inundável.

Silva (2000), em estudo sobre a biomassa e mapeamento de macrófitas aquáticas no lago de Viana – MA, observou massa viva média de 696,6 g/m² (peso seco) para *Eichhornia crassipes*, mais de dez vezes superior aos do presente trabalho, dado que reflete a grande abundância e densidade dessa espécie no ecossistema, considerando uma comunidade com somente duas espécies no lago de Viana.

Analisando os dados obtidos, podemos notar que no período úmido a massa vegetal viva das macrófitas flutuantes aumenta consideravelmente, e no período seco foi relativamente menor, tendo em vista que o campo encontrava-se com uma fina lâmina d'água somente. Este fato minimizou a concentração de água no organismo vegetal pela aproximação do período seco. *Eleocharis interstincta* apresentou maior percentual de massa viva no período seco, o que é indicativo de sua baixa tolerância à inundações duradouras.

Junk & Piedade (1993), estudando a biomassa de macrófitas aquáticas em cinco lagos próximos a Manaus, observaram biomassa média para *Paspalum*

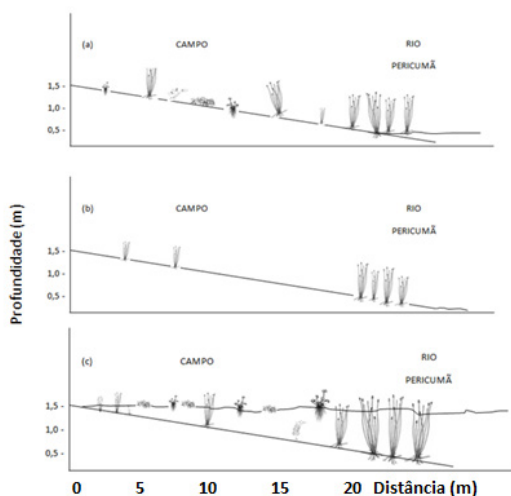


Figura 5. Perfil do campo estudado no médio curso do rio Pericumã, representado em três situações: (a) início do período seco (julho de 2010); (b) período seco (novembro de 2010) e (c) final do período chuvoso (junho de 2011). Da esquerda para a direita, estão representadas as macrófitas flutuantes *Salvinia auriculata* e *Eichhornia crassipes*, e a emersa *Eleocharis interstincta*.

Tabela 1. Peso seco das três espécies mais representativas da comunidade vegetal no médio curso do rio Pericumã, avaliado em julho/2010 e junho/2011. Números entre parênteses correspondem ao desvio padrão.

	JULHO 2010			JUNHO 2011		
Biomassa média (g/m ²)	Massa viva	Massa morta	Massa viva (%)	Massa viva	Massa morta	Massa viva (%)
<i>Eleocharis interstincta</i>	117,0 (50,3)	39,5 (16,9)	74,8	31,1 (23,4)	41,0 (18,2)	43,1
<i>Salvinia auriculata</i>	4,3 (1,1)	25,3 (12,9)	14,5	33,8 (16,1)	18,3 (5,4)	64,9
<i>Eichhornia crassipes</i>	33,2 (21,7)	20,4 (18,0)	61,6	50,4 (27,3)	13,0 (4,0)	79,5

repens de 1740 g/m², superior ao maior valor encontrado no presente trabalho para *Eleocharis interstincta* (1450,1 g/m² de biomassa fresca).

Deve-se considerar que o padrão de variação anual da biomassa das macrófitas aquáticas está relacionado aos fatores ambientais, entre eles a disponibilidade de nutrientes, temperatura, turbulência e variação do nível d'água (Camargo & Esteves, 1996). No presente estudo, podemos indicar a variação do nível d'água no campo inundável do rio Pericumã como o fator direcionador do ciclo de vida, da riqueza de espécies e da produção de biomassa da comunidade de macrófitas aquáticas. Segundo vários autores, a variação do nível d'água é apontada como um dos principais fatores relacionados com a zonação da vegetação e alterações da biomassa (Lieffers, 1984; Blom *et al.*, 1990; Junk & Piedade, 1993; Menezes *et al.*, 1993; Camargo & Esteves, 1996; Pompêo, 1996).

Da mesma forma que no presente trabalho, Maltchick *et al.* (2005, 2007) observaram que a alternância de fases hidrológicas (com inundações, sem inundações, queda do nível d'água) têm influenciado a riqueza, biomassa e a composição de macrófitas aquáticas em vários tipos de áreas úmidas no Sul do Brasil.

No que diz respeito à diversidade de Shannon (H') de espécies na área estudada, os dados calculados foram 0,3915 (julho/2010) e 0,3882 (junho/2011) (Tabela 2). O número de indivíduos encontrado em junho/2011 (20577) expressa claramente a importância do período de cheia no campo para a recomposição da densidade da comunidade vegetal e produção de biomassa.

A riqueza de espécies é relativamente alta no local, porém o índice de diversidade é baixo e a dominância está fortemente concentrada em três espécies somente. Os trabalhos que abordam índices de diversidade para macrófitas aquáticas são basicamente direcionados ao estudo dessas plantas em represas e reservatórios. Dentre eles pode ser citado o estudo de Pitelli (2006), que trabalhou com abordagens multivariadas no estudo

da dinâmica de comunidades de macrófitas aquáticas no reservatório de Santana (RJ), ecossistema com baixa variação ambiental, tendo coeficientes que variam de 2,59 a 2,80. No presente trabalho foram encontrados valores bem menores, 0,3915 e 0,3882, índices de diversidade pequenos provavelmente devido à influência da dinâmica de inundações e à mudança ambiental observada no campo, fatores direcionadores do ciclo de vida da comunidade de macrófitas aquáticas na área inundável estudada.

Dois fatos devem ser ponderados no presente estudo. No período seco, o campo acumula grande carga de massa vegetal morta que enriquece o solo em matéria orgânica e substrato para a próxima enchente. O grande número de indivíduos por área e a recuperação de biomassa no período úmido, ou de cheia no campo, é um fenômeno evidente para as macrófitas flutuantes e gramíneas perenes, as quais são indicadoras da recomposição da comunidade e fornecedoras de energia para cadeias alimentares.

AGRADECIMENTOS

Manifestamos aqui nossos agradecimentos à FAPEMA, pelo apoio financeiro a este estudo. A todos que compõem o quadro do LABOHIDRO/DEOLI/UFMA, pelo apoio. Aos professores do Curso de Oceanografia, pela orientação e apoio logístico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARROS, M. 1960. Ciperáceas del Estado de Santa Catarina. *Sellowia* (Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues"), 181 p.
- BERRY, P.E., HOLST, B.K. & YATSKIEVYCH, K. (eds.). 1998. *Flora of the Venezuelan Guayana* – Vol. 4: Caesalpiniaceae-Ericaceae, Missouri Botanical Garden Press, St. Louis.
- BIANCHINI JR., I., PACOBAHYBA, L. D. & CUNHA-SANTINO, M. B. 2002. Aerobic and anaerobic decomposition of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. *Acta Limnol. Bras.*, 14(3): 27-34.
- BINI, L.M. 1996. Influence of flood pulse on the fitomass of there species of aquatic macrophytes in the upper River Parana floodplain. *Arq. Biol. Tecnol.*, 39(3): 715-721.
- BLOM, C.W.P.M., BÖGEMANN, G. M, LAAN P., VAN DER SMAN, A.J.M., VAN DE STEEG, H.M. & VOESENEK, L.A.C.J. 1990. Adaptation

Tabela 2. Diversidade vegetal na área estudada do médio rio Pericumã, nos períodos seco (2010) e úmido (2011).

Índices de diversidade vegetal	Julho/10	Junho/11
Indivíduos	7240	20577
Dominância_D	0,8234	0,8319
Shannon_H	0,3915	0,3882

- to flooding in plants from river areas. *Aquat. Bot.*, 38: 29-47.
- CAMARGO, A.F.M. & ESTEVES, F.A. 1996. Influence of water level variation on biomass and chemical composition of the aquatic macrophyte *Eichhornia azurea* (Kunth) in an oxbow lake of the Rio Mogi-Guaçu (São Paulo, Brazil). *Archiv für Hydrobiologie*, 135(3): 423-432.
- CAMARGO, A.F.M., PEZZATO, M.M. & HENRY-SILVA, G. G. 2003. *Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas*. In: Thomaz, S. M. & Bini, L. M. *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Editora da Universidade Estadual de Maringá. cap. 3, p. 59 – 83.
- COOK, C.K., GUT, B.J., RIX, E.M., ECHNELLER, J. & SCITZ, M. 1974. *Water plants of the world: a manual for the identification of the genera of freshwater macrophytes*. The Hague: Dr. W. Junk B.V. Publishers. 561 p.
- CROW, G.E. & HELLQUIST, C.B. 2000. *Aquatic and Wetland Plants of Northeastern North America*, Vol. 1. Univ. Press Wisconsin, Madison, WI.
- ESTEVES, F.A. 2011. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Ed. Interciência/FINEP. 790 p.
- FINLAYSON, C.M. 2005. Plant ecology of Australia's tropical floodplain wetlands: a review. *Ann. Bot.* 96: 541-555.
- GOLDER ASSOCIATES BRASIL LTDA. 2004. *Diagnóstico do meio biótico para o licenciamento ambiental da usina siderúrgica de placas do Consórcio Baosteel/CVRD*, São Luis (MA). São Luis. 148 p.
- HOEHNE, F.C. 1948 (reimpresso em 1979). *Plantas aquáticas*. Publicação da série "D" Instituto de Botânica. São Paulo: Secretaria de Agricultura. 168 p.
- IBAÑEZ, M.S.R., CAVALCANTE, P.R.S., COSTA NETO, J.P., BARBIERI, R., PONTES, J.P., SANTANA, S.C.C., SERRA, C.L.M., NAKAMOTO, N. & MITAMURA, O. 2000. Limnological characteristics of three aquatic systems of the pre-amazonian floodplain, Baixada Maranhense (Maranhão, Brazil). *Aquat. Ecos. Health. & Manag.* 3: 521-531.
- JUNK, W.J., BAYLEY, P.B., SPARKS, R.E. 1989. The flood pulse concept in river- floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106: 110-127.
- JUNK, W.J. & PIEDADE, M.T.F. 1993. Biomass and primary-production of herbaceous plant communities in the Amazon floodplain. *Hydrobiologia*, 263: 155-162.
- JUNK, W.J. & PIEDADE, M.T.F. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. Junk (ed.) *The Central Amazon floodplain, Ecological Studies*, vol. 126. p. 147-185. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- LIEFFERS, V.J. 1984. Emergent plant communities of oxbow lakes in northeastern Alberta: salinity, water level fluctuation, and succession. *Can. J. Bot.*, 62: 310-316.
- MALTCHICK, L.; OLIVEIRA, G.R.; ROLON, A.S. & STENERT, C. 2005. Diversity and stability of aquatic macrophyte community in three shallow lakes associated to a floodplain system in the South of Brazil. *Interciencia*, 30(3): 166-170.
- MALTCHICK, L., ROLON, A.S. & SCHOTT, P. 2007. Effects of hydrological variation on the aquatic plant community in a floodplain palustrine wetland of Southern Brasil. *Limnology*, 8(1): 23-28.
- MENEZES, C.F.S., ESTEVES, F. & ANESIO, A.M. 1993. Influência da variação artificial do nível d'água da represa do Lobo (SP) sobre a biomassa e produtividade de *Nymphoides indica* (L) O. Kuntze e *Pontederia cortada* L. *Acta Limnol. Brasil.*, 6: 163-172.
- MÜLLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: John Wiley. 547 pp.
- NEIFF, J.J. 1990. Ideas para la interpretacion ecológica del Paraná. *Interciencia*, 15: 424-441.
- NEIFF, J.J.; POI DE NEIFF, A.S.C.; PATIÑO, C.A.E. & BASTERRA DE CHIOZZI, I. 2000. Prediction of colonization by macrophytes in the Yaceretá Reservoir of the Paraná River (Argentina and Paraguay). *Rev. Brasil. Biol.* 60(4): 615-626.
- PAST – Palaeontological Statistics, ver. 1.34 Øyvind Hammer, D.A.T. Harper and P.D. Ryan March 17, 2005.
- PITELLI, R.L.C. 2006. Abordagens Multivariadas do Estudo da Dinâmica de Comunidade de Macrófitas Aquáticas. Dissertação (PPG em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas da Unesp – Botucatu.
- POMPEO, M.L.M. & MOSCHINI-CARLOS, V. 1996. Seasonal variation in the density of aquatic macrophyte *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth (Cyperaceae) in the lagoa do Infernã, State of S.

Paulo, Brazil. *Limnetica* 12(1): 17-23.

POTT, V.J. & POTT, A. 2000. *Plantas aquáticas do Pantanal*. Brasília: EMBRAPA. 404 p.

SILVA, J.A.B. 2000. Avaliação da biomassa e mapeamento de macrófitas aquáticas no lago de Viana – MA. São Luis. (Monografia, Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Maranhão.

SILVA, C.J. & ESTEVES, F.A. 1993. Biomass of three macrophytes in the Pantanal of the Mato Grosso, Brazil. *Intern. J. Ecol. Environ. Scien.* 19: 11-23.

TUNDISI, J.G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 2008. *Limnologia*. Oficina de Textos. São Paulo: 631 p.

RANGE EXTENSION OF *Microglanis pleriqueater* (SILURIFORMES: PSEUDOPIMELODIDAE) FOR THE MACABU RIVER BASIN, EASTERN BRAZIL

Felipe Polivanov Ottoni^{1, 2, 3, 4, 5}

¹ Universidade Federal do Maranhão, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação. Av. dos Portugueses 1966, Cidade Universitária do Bacanga, CEP 65080-805, São Luís, MA, Brasil. fpottoni@gmail.com

² Universidade Federal do Maranhão, Programa de Pós-Graduação em Oceanografia. Av. dos Portugueses 1966, Cidade Universitária do Bacanga, CEP 65080-805, São Luís, MA, Brasil.

³ Universidade Federal do Maranhão, Departamento de Biologia, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal. Av. dos Portugueses 1966, Cidade Universitária do Bacanga, CEP 65080-805, São Luís, MA, Brasil.

⁴ Universidade Federal do Maranhão, Laboratório de Sistemática e Ecologia de Organismos Aquáticos, Centro de Ciências Agrárias e Ambientais, Campus Universitário, CCAA, BR-222, KM 04, S/N, Boa Vista, CEP 65500-000, Chapadinha, MA, Brasil.

⁵ Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Zoologia, Laboratório de Sistemática e Evolução de Peixes Teleósteos, Cidade Universitária, CEP 21994-970. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

ABSTRACT

The geographic distribution of *Microglanis pleriqueater*, described from the São João River basin, Rio de Janeiro state, eastern Brazil, is herein extended for the Macabu River basin, Rio de Janeiro state, eastern Brazil. In addition, a third case of sympatric distribution among species of *Microglanis* is herein recorded. This new record shows *M. parahybae* and *M. pleriqueater* occurring sympatrically in the Macabu River basin, eastern Brazil.

Key words: Coastal River basins, distribution extension, *Microglanis nigripinnis*, Ostariophysi; Rio de Janeiro state, southeastern Brazil, sympatry.

Resumo

Ampliação de distribuição de *Microglanis pleriqueater* (SILURIFORMES: PSEUDOPIMELODIDAE) para bacia hidrográfica de Macabu, Leste do Brasil

A distribuição geográfica de *Microglanis pleriqueater*, descrita para a bacia do Rio São João, Estado do Rio de Janeiro, Leste do Brasil, é aqui estendida para a bacia do Rio Macabu, Estado do Rio de Janeiro, Leste do Brasil. Além disso, um terceiro caso de distribuição simpátrica entre espécies do gênero *Microglanis* é aqui registrado. Esse novo registro demonstrou que *M. parahybae* e *M. pleriqueater* ocorrem simpatricamente na Bacia do Rio Macabu, Leste do Brasil.

Palavras chave: Ampliação de distribuição, Bacias costeiras, *Microglanis nigripinnis*, Ostariophysi, Simpatria, sudeste do Brasil.

INTRODUCTION

Microglanis Eigenmann, 1912 is the most species rich genus of the family Pseudopimelodidae (Ruiz & Shibatta, 2010; 2011; Jarduli & Shibatta, 2013), comprising more than 20 valid species (Jarduli & Shibatta, 2013; Shibatta, 2014), occurring along almost all cis-andinean River basins of South America, and along the trans-andinean Rivers basins in Ecuador (Shibatta, 2003a; Bertaco & Cardoso, 2005; Sarmiento-Soares et al., 2006; Alcaraz et al., 2008; Ottoni et al., 2010; Ruiz & Shibatta, 2011). The

genus is mainly characterized by adults not greater than 110 mm SL, having mouth gape approximately equal to head in width, barbels short not surpassing pectoral-fin base, eyes small and without free orbital margin, absence of axillary pore, pre-maxillary plate with rounded margin, and mesocoracoid arch thin (Shibatta, 2003a–b; Shibatta & Benine, 2005; Sarmiento-Soares et al., 2006; Alcaraz et al., 2008; Ottoni et al., 2010; Ruiz & Shibatta, 2010).

Microglanis pleriqueater Mattos, Ottoni & Barbosa, 2013 was recently described from the São João River basin, Rio de Janeiro state, eastern

Brazil. This species was previously misidentified as *M. nigripinnis*, a species described from the Macacu River basin, Rio de Janeiro state, by Bizerril (1997). *Microglanis nigripinnis* is currently known only from its type locality; and *M. pleriqueater* only from the São João river basin, more precisely, only from the localities listed in its original description.

The objective of the present paper is to extend the distribution of *M. pleriqueater* for the Macabu river basin, eastern Brazil, based on examined collection material. In addition, the paper intends to discuss about the cases of sympatry in the genus, which have not been commonly recorded.

MATERIALS AND METHODS

Morphological characters were obtained following Mattos et al. (2013), as well as, the identification of the new material herein examined of *Microglanis pleriqueater* was based in this same paper. Comparative material is listed in listed in Ottoni et al. (2010) and Mattos et al. (2013). Additional material is deposited in: UFRJ, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brazil.

Microglanis pleriqueater: Brazil: Rio de Janeiro state: UFRJ 7681, 3, 37.8–42.3 mm SL; bridge on the Macabu River, limit between Conceição de Macabu and Santa Maria Madalena municipalities, coordinates 22° 04' 5.70''S 41° 54' 35.75''W; H. Lazaroto, H. Jabor and S. Lima, 29 Jun. 2006.

Microglanis parahybae: Brazil: Rio de Janeiro state: UFRJ 9925, 1, 34.0 mm SL; bridge on the Macabu River, limit between Conceição de Macabu and Santa Maria Madalena municipalities, coordinates 22°04'5.70''S 41° 54' 35.75''W; H. Lazaroto, H. Jabor and S. Lima, 29 Jun. 2006.

RESULTS AND DISCUSSION

The examination of three specimens of *Microglanis* (Figure 1) collected in the Macabu River basin, Rio de Janeiro state, eastern Brazil (Figure 2), revealed that *M. pleriqueater* has a wider distribution. These specimens fit in the diagnosis proposed by Mattos et al. (2013) for *M. pleriqueater*, in which the body and dorsal fin are almost black or dark brown (Figure 1), thus contrasting with all its congeners, except *M. ater* Ahl, 1936 and *M. nigripinnis* Bizerril & Perez-Neto, 1992, which possess body light brown, with few saddles dark brown. In addition, the specimens herein examined possess a third whitish brown band on trunk located on the origin of the caudal peduncle, presence of two light brown regions on adipose fin, one anterior and other on the posterior margin of the fin, and pectoral fins light brown (Figure 1), whereas *M. nigripinnis* and *M. ater* do not possess a third whitish brown band on trunk, has only the anterior light brown region on adipose fin, and entire pectoral-fin black (Bizerril & Perez-Neto, 1992: fig. 1; Sarmiento-Soares et al., 2006: fig. 11 a; Menezes et al., 2007: 279; Mattos et al., 2013: Figure 2). Therefore, the distribution of *M. pleriqueater* is herein extended for the Macabu River basin, Rio de Janeiro state, eastern Brazil (Figure 2).

Sympatric congener distributions have not been commonly recorded for the species of *Microglanis*. According to Mattos et al. (2013), there are only two published cases of sympatry: *M. pleriqueater* occurring sympatrically with *M. parahybae* (Steindachner, 1880) in the São João River basin, recorded by Bizerril (1997); and *M. oliverai* Ruiz & Shibatta, 2011 occurring sympatrically with *M. xylographicus* Ruiz & Shibatta, 2011 in the Araguaia River basin, recorded by Ruiz & Shibatta (2011). A second case of sympatry involving *M. parahybae* and *M. pleriqueater* is herein recorded. In the present study, we found both species (Figure 1 and Figure 3) occurring sympatrically in the Macabu River basin, eastern Brazil.



Figure 1. *Microglanis pleriqueater*, UFRJ 7681, 42.3 mm SL: Brazil: Rio de Janeiro state: Conceição de Macabu River basin. Red arrows indicate the diagnostic colour pattern character states.

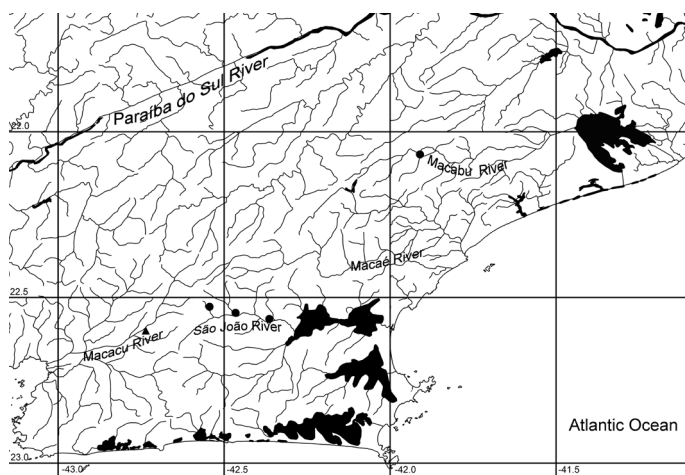


Figure 2. Distribution map of: (●) *M. pleriqueater* and (▲) *M. nigripinnis*.



Figure 3. *Microglanis parahybae*, UFRJ 9925, 34.0 mm SL: Brazil: Rio de Janeiro state: Conceição de Macabú River basin.

ACKNOWLEDGEMENTS

Thanks are due to José Leonardo de Oliveira Mattos for the help with the figures and map edition; to Axel Makay Katz for the final revision of the manuscript and to Wilson Costa who enable the examination of specimens is his care. This study was supported by CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – Ministério da Ciência e Tecnologia).

LITERATURE CITED

- ALCARAZ, H. S. V., GRAÇA, W. J., & SHIBATTA, O. A. 2008. *Microglanis carlae*, a new species of bumblebee catfish (Siluriformes: Pseudopimelodidae) from the río Paraguay basin in Paraguay. *Neotropical Ichthyology*, 6 (3): 425-432.
- BERTACO, V. A. & CARDOSO, A. R. 2005. A new species of *Microglanis* (Siluriformes: Pseudopimelodidae) from the rio Uruguay drainage, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 3 (1): 61-67.
- BIZERRIL, C. R. F. Mudanças temporais de comunidades icticas em uma bacia hidrográfica do leste brasileiro. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, série Zoologia*, v. 10: p.53-75, 1997.
- BIZERRIL, C. R. F. & PEREZ-NETO, P. R. 1992. Description of a new species of *Microglanis* (Silurioidei: Pimelodidae) from eastern Brazil. *Revue Française d'Aquariologie et Hépertologie*, 18: 97-100.
- JARDULI, L.R. & SHIBATTA, O.A. 2013. Description of new species of *Microglanis* (Siluriformes: Pseudopimelodidae) from the Amazon basin, Amazonas State, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 11(3):507-512.
- MATTOS, J. L. O., OTTONI, F. P. & BARBOSA, M. A. 2013. *Microglanis pleriqueater*, a new species of catfish from the São João river basin, eastern Brazil (Teleostei: Pseudopimelodidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 24 (2): 147-154.
- MENEZES, N. A., WEITZMAN, S. H., OYAKAWA, O. T., LIMA, F. C. T., CASTRO, R. M. C. & WEITZMAN, M. J. 2007. Peixes de água doce da Mata Atlântica, São Paulo: Museu de Zoologia-Universidade de São Paulo. 408p.
- OTTONI, F.P., MATTOS, J.L.O. & BARBOSA, M. A. 2010. Description of a new species of *Microglanis*

- from the rio Barra Seca basin, southeastern Brazil (Teleostei: Siluriformes: Pseudopimelodidae). *Vertebrate Zoology*, 60 (3): 187-192.
- RUIZ, W. B. G. & SHIBATTA, O. A. 2010. A new species of *Microglanis* (Siluriformes, Pseudopimelodidae) from lower rio Tocantins basin, Pará, Brazil, with description of superficial neuromasts and pores of lateral line system. *Zootaxa*, 2632: 53-66.
- RUIZ, W. B. G. & SHIBATTA, O. A. 2011. Two new species of *Microglanis* (Siluriformes: Pseudopimelodidae) from the upper-middle rio Araguaia basin, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 9 (4): 697-707, 2011.
- SARMENTO-SOARES, L. M., MARTINS-PINHEIRO, R. F., ARANDA, A. T. & CHAMON, C. C. 2006. *Microglanis pataxo*, a new catfish from southern Bahia coastal rivers, northeastern Brazil (Siluriformes: Pseudopimelodidae), *Neotropical Ichthyology*, 4 (2): 157-166.
- SHIBATTA, O. A. Family Pseudopimelodidae (Bumblebee catfishes, dwarf marbled catfishes). In: REIS, R. E.; KULLANDER, S. O. & FERRARIS JR, C. J. (eds.). Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre, Editora Universitária – EDIPUCRS, 2003a, p. 401-405.
- SHIBATTA, O. A. Phylogeny and classification of ‘Pimelodidae’. In: ARRATIA, G., KAPOOR B. G., CHARDON, M. & DIOGO R (eds.). Catfishes. Enfield, Sciences Publishers Inc. vol.1, 2003b, p. 385-400
- SHIBATTA, O.A. 2014. A new species of *Microglanis* (Siluriformes: Pseudopimelodidae) from the upper rio Tocantins basin, Goiás State, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 12(1):81-87.
- SHIBATTA, O. A. & BENINE, R. C. 2005. A new species of *Microglanis* (Siluriformes: Pseudopimelodidae) from upper rio Paraná basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 3 (4): 579-585.

FEEDING ECOLOGY OF THE GENUS AUSTRALOHEROS (TELEOSTEI: CICHLIDAE: CICHLINAE) BASED ON EXAMINED SPECIMENS AND LITERATURE INFORMATION

Felipe P. Ottoni^{1, 2, 3, 4, 5} & Axel M. Katz⁵

¹ Universidade Federal do Maranhão, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação. Av. dos Portugueses 1966, Cidade Universitária do Bacanga, CEP 65080-805, São Luís, MA, Brasil. fpottoni@gmail.com

² Universidade Federal do Maranhão, Programa de Pós-Graduação em Oceanografia. Av. dos Portugueses 1966, Cidade Universitária do Bacanga, CEP 65080-805, São Luís, MA, Brasil.

³ Universidade Federal do Maranhão, Departamento de Biologia, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal. Av. dos Portugueses 1966, Cidade Universitária do Bacanga, CEP 65080-805, São Luís, MA, Brasil.

⁴ Universidade Federal do Maranhão, Laboratório de Sistemática e Ecologia de Organismos Aquáticos, Centro de Ciências Agrárias e Ambientais, Campus Universitário, CCAA, BR-222, KM 04, S/N, Boa Vista, CEP 65500-000, Chapadinha, MA, Brasil.

⁵ Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Zoologia, Laboratório de Sistemática e Evolução de Peixes Teleosteos, Cidade Universitária, CEP 21994-970. Rio de Janeiro, RJ, Brasil. axelmk@gmail.com

ABSTRACT

The objective of this paper was to study the diet of six species populations of the genus *Australoheros*, comparing the obtained results with information present in the literature. For this, two values related to the diet were calculated for the populations analyzed: frequency of occurrence and the proportion in which food category contributed to the diet of each species. The obtained results demonstrated that the species of *Australoheros* usually have a generalist and opportunist feeding habit, showing a preference for aquatic arthropods. It was not possible to affirm any alimentary preference for *A. scitulus*, since the gut and intestine content data were based only on radiographed specimens, revealing the presence of Gastropoda in their guts and intestines. It is just an evidence of the presence of Gastropoda in its diet, but it is not an evidence of a feed preference for Gastropoda. Comparing the gut and intestine contents of the six populations of *Australoheros* herein analysed with the diet of *A. acaroides*, it was concluded that only Cladocera and Diptera Larvae can be considered similar items of the feeding habit. In addition, in the present study, it was possible to observe the presence of some fishes that are characteristic from moderate salty water, in the gut and intestine content of a population of *A. macaensis* occurring in the Carapebus lagoon system. Thus, it could be an evidence of some degree of tolerance of this species for moderate salty water. However, more studies about the degree of the salt in the water are needed to corroborate this hypothesis of tolerance.

Key-words: ecology, food analysis, gut content, Heroini, South American cichlids.

Resumo

Ecologia alimentar do gênero *Australoheros* (Teleostei: Cichlidae: Cichlinae) baseado em exemplares examinadas e informações de literatura

O presente trabalho teve como objetivo estudar a dieta de seis populações de espécies do gênero *Australoheros*, comparando os resultados obtidos com informações presentes na literatura. Para tal, foram calculados dois valores relacionados à dieta das populações analisadas: frequência de ocorrência e a proporção que a categoria de alimento contribuiu para a dieta de cada espécie. Os resultados aqui obtidos demonstraram que as espécies do gênero geralmente possuem um hábito generalista e oportunista, apresentando uma preferência por artrópodes aquáticos. Não foi possível afirmar nenhuma preferência alimentar para *A. scitulus*, pois os dados relacionados a seu conteúdo estomacal e intestinal foram baseados apenas em exemplares radiografados, revelando a presença de Gastropoda em seus estômagos e intestinos. Isso consiste apenas em uma evidência de presença de Gastropoda na dieta da espécie, porém não é uma evidência de preferência alimentar por Gastropoda. Comparando o conteúdo estomacal e intestinal das seis populações de *Australoheros*, aqui analisadas, com a dieta de *A. acaroides*, podemos concluir que apenas Cladocera e larvas de Diptera podem ser considerados itens similares dos hábitos alimentares. Além disso, o presente estudo pode observar a presença de alguns peixes característicos de água moderadamente salgada no estômago e intestino de exemplares da população de *A. macaensis* que ocorre no Sistema lagunar de Carapebus. Assim, isso poderia ser uma possível evidência de algum grau de tolerância da espécie para água moderadamente salgada. Entretanto, mais estudos sobre o grau de salinidade da água são necessários para corroborar essa hipótese de tolerância.

Palavras chave: análise alimentar, ciclídeos sul-americanos, conteúdo estomacal, ecologia, Heroini.

INTRODUCTION

Australoheros Říčan & Kullander (2006) is a South American cichlid genus currently comprising more than 20 valid species (Otoni *et al.*, 2011; Otoni, 2012), been one of the most species diverse genus of Cichlinae (Otoni, 2012; 2013 A, B). Its monophyly has been supported by cytochrome *b* (cyt *b*) sequences (Říčan & Kullander, 2006: 2008), as well as, the colour pattern, characterized by trunk bars 5–7 interrupted above longitudinal stripe, constitutes the most evident morphological diagnostic character state (Otoni & Costa, 2008; Říčan & Kullander, 2008; Otoni & Cheffe, 2009; Otoni, 2010). The genus is distributed along the coastal river basins from Uruguay to south of Bahia, also occurring in the Paraná-Paraguay-Uruguay river systems, Grande and Tietê river drainages of the Paraná river basin, and in the São Francisco river basin (Casciotta *et al.*, 1995; Casciotta *et al.*, 2006; Říčan & Kullander 2008; Otoni & Costa 2008; Otoni, 2010; Schindler *et al.*, 2010; Otoni *et al.*, 2011; Otoni, 2012; Otoni 2013 A, B).

Recently, several taxonomic works about the genus have been published (e.g. Říčan & Kullander, 2003; 2006: 2008; Casciotta *et al.*, 2006; Otoni & Costa 2008; Otoni *et al.*, 2008: 2011; Otoni & Cheffe, 2009; Schindler *et al.*, 2010; Otoni, 2010: 2012: 2013A, B). However, information related to the ecology, behaviour and diet of the species of the genus are still scarce. Few published works make some comments about the diet and feeding ecology of some species from the genus. These works are cited below.

Except by Říčan & Kullander (2003), which analysed radiographed specimens of *A. scitulus* Říčan & Kullander, 2003, revealing considerable amounts of snail shells in their guts and intestines, and no other food component; all the other works have demonstrated that the feeding habits of the their analysed species are generalist, usually showing a preference for arthropods (mainly aquatic arthropods), with some other additional general food components composing their diets, such as other invertebrate groups, fish remains, eventually plant and algae parts, and sediments (see Costa, 1987; Hartz *et al.*, 2000; Yafe *et al.*, 2002; Otoni *et al.*, 2011)

There is another paper about the diet of the genus, however it was based on an introduced species [*Australoheros facetus* (Jenyns, 1842)] in the lower Guadiana basin, Portugal. This work revealed

the predominance of insects (Odonata, Diptera, Ephemeroptera, Heteroptera, Plecoptera, Coleoptera, Formicidae and Trichoptera) in the gut contents of the specimens, and also recorded some other item, such as, Crustaceans (Cladocera and Ostracoda), Chelicerata (Acari, Hydracarina and Oribatei), Bivalvia, Teleostei (Cyprinidae, Centrarchidae and Blenniidae) and Rotifera (Ribeiro *et al.*, 2007).

The main objective of the current paper is to compare the available published data about to the diet of species of *Australoheros* with six populations of the genus herein examined (*A. macacuensis* Otoni & Costa, 2008 from the Macacu river basin; *A. macaensis* Otoni & Costa, 2008 from the Macaé river basin and Carapebus lagoon system; *A. cf. minuano* from the middle Uruguay river drainage; *A. saquarema* Otoni & Costa, 2008 from the Saquarema lagoon system; *A. montanus* Otoni, 2012 from Paquequer river drainage of the Paraíba do Sul river basin; and *A. cf. paraibae* from the Ribeirão das Lages river drainage of the Paraíba do Sul river basin). Comparing these data, we intend to reveal a general feeding preference for the genus.

MATERIAL AND METHODS

The Materials is deposited in UFRJ, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brazil.

Fish specimens were fixed in formalin 10 %, just after collection, for a period of about 20 days, and then transferred to ethanol 70 %. A total of 38 specimens from six species populations (Figures 1 and 2) were herein analysed (the number of specimens analysed for each species population are presented in the Table 1). In the analysis of gut and intestine contents, each food items were separated in categories (a total of 24 categories listed in Table 1), and their volume was measured in a 1 mm high square-shaped transparent dish with a scale in millimetres underneath so that the area corresponded to the volume. The food items were identified to the lowest possible taxonomic category. Two values were calculated: percentage of fish specimens that contained a determined food item (frequency of occurrence) and the proportion in which food category contributed to the diet of each fish species, calculated by the average of the volume percentage of that food category is occupied in each gut (contribution in volume) (e.g. ZARET & RAND, 1971).

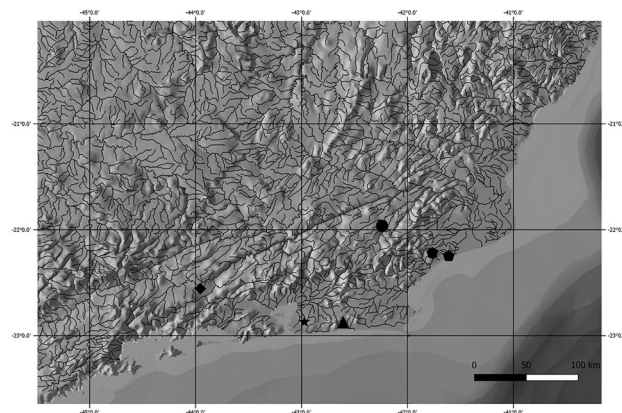


Figure 1. Map with the distribution of the species populations herein analysed from the southeastern Brazil. Circle – *A. montanus*; lozenge – *A. cf. paraibae*; star – *A. macacuensis*; pentagon – *A. macaensis*; and triangle – *A. saquarema*.

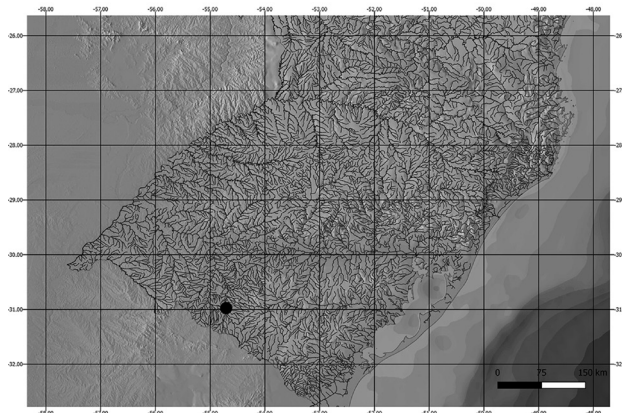


Figure 2. Map with the distribution of the species population herein analysed from the southern Brazil. Circle – *A. cf. minuano*.

Material examined

Australoheros macacuensis: Rio de Janeiro state: UFRJ 11197, 6, 46.6–70.3 mm SL; Moshe near rio Aldeia, São Gonçalo Municipality; Rosana Souza-Lima et al., 15 May 2007 (Macacu river basin).

Australoheros macaensis: Rio de Janeiro state: UFRJ 7568, 2 (paratypes), 66.3–73.3 mm SL; dos Quarenta river, BR 101; F. Leal, F.P. Ottoni & J.L. Mattos, 24 Aug. 2007. UFRJ 7616, 3, 45.7–64.7 mm SL; Carapebus lagoon, Carapebus Municipality; P. Macedo-Soares, E. Camara, V. Cardoso, D. Antunes & J. Pereira, 18 Feb. 2005. UFRJ 7617, 2, 76.1–80.0 mm SL; Carapebus lagoon, Carapebus Municipality; P. Macedo-Soares, E. Camara, V. Cardoso, D. Antunes & J. Pereira, 18 Feb. 2005 (Macaé river basin and Carapebus lagoon system).

Australoheros cf. minuano: Rio Grande do

Sul state: UFRJ 7753, 6, 36.4–59.4 mm SL; Santa Maria river, tributary of Ibicuí river, Dom Pedrito municipality; M. Burns, 02 Jan 2009 (middle Uruguay river drainage).

Australoheros saquarema: Rio de Janeiro state: UFRJ 7221, 6 (paratypes), 43.3–59.4 mm SL; córrego Buracão, tributary of Mato Grosso river, Saquarema Municipality; W. Costa, L. Villa-verde, J. Mattos, F. Ottoni & E. Mattos, 09 Oct. 2005 (Saquarema lagoon system).

Australoheros montanus: Rio de Janeiro state: UFRJ 7795, 5 (paratypes), 63.7–102.8 mm SL; São Francisco river, locality of Barra de São Francisco, between Sumidouro and Carmo municipalities; F. Ottoni, A. Katz, P. Bragança & F. Rangel-Pereira, 04 Jun. 2010 (Paquequer river drainage of the Paraíba do Sul river basin).

Australoheros cf. paraibae: Rio de Janeiro

state: UFRJ 7700, 8, 45.9–84.8 mm SL; ribeirão Maria Preta, Pirai Municipality; F. Ottoni, A. Katz & P. Bragança, 22–23 May 2009 (Ribeirão das Lages river drainage of the Paraíba do Sul river basin).

RESULTS

The diet components, occurrence frequency (%) of food items and contribution in volume are presented in Table 1.

Table 1. Gut and intestine content of: *A. macacuensis*, *A. macaensis*, *A. cf. minuano*, *A. saquarema*, *A. montanus* and *A. cf. paraibae*. frequency of occurrence (%) of food items, followed by contribution in volume (% in parentheses). *approximately 0.

Species	<i>A. macacuensis</i>	<i>A. macaensis</i>	<i>A. cf. minuano</i>	<i>A. saquarema</i>	<i>A. montanus</i>	<i>A. cf. paraibae</i>
Number of specimens examined	6	7	6	6	5	8
Standard length (mm)	46.6–72.0	45.7–80.0	36.4–59.4	43.3–59.4	63.7–102.8	45.9–84.8
Crustaceans						
1 - Cladocera	-	16.7 (0*)	33.3 (16.5)	-	-	-
2- Ostracoda	-	50 (0.2)	50 (36.5)	-	-	-
3- Caridea	16.7 (0.4)	33.3 (0.4)	16.7 (0.2)	33.3 (17)	-	25 (2)
Immature aquatic insects						
4 - Coleoptera	33.3 (44)	-	16.7 (0.5)	-	60 (17)	
5 - Chironomidae	66.7 (15)	33.3 (0*)	16.7 (14)	-	60 (0.8)	12 (0.7)
6 - Chironomidae (pupa)	16.7 (0.1)	-	-	-	-	-
7 - Odonata	16.7 (22)	33.3 (0.4)	-	16.7 (19)	-	50 (14)
Adult aquatic insects						
8 - Coleoptera	-	33.3 (0.1)	-	33.3 (13)	-	25 (11)
9 - Hemiptera	33.3 (0.5)	-	33.3 (16.5)	50 (29)	80 (36)	62.5 (44)
Terrestrial Arthropods						
10 - Calliphoridae	-	-	-	-	-	12 (3)
11 - Formicidae	-	-	-	16.7 (20)	-	12 (11)
12 - Araneae	-	-	-	-	-	12 (4.5)
Mollusca						
13 - Gastropoda	-	16.7 (0*)	-	-	-	25 (9.7)
14 - Bivalvia	-	-	-	-	-	12 (0.7)
Fish						
15 – Unidentified fish	-	-	16.7 (0.8)	-	-	-
16 - <i>Phalloptychus januarius</i>	-	16.7 (83.2)	-	-	-	-
17 - Atherinidae	-	16.7 (0*)	-	-	-	-
18 - Fish scales	-	33.3 (0.3)	-	16.7 (0.1)	20 (11)	-
Others						
19 - Unidentified Egg	66.7 (0,2)	-	-	-	-	-
20 - Insect Egg	33.3 (0.7)	16.7 (0*)	-	-	-	-
21 - Unidentified adult insect	-	-	-	-	40 (19.6)	-
22 - Unidentified immature insect	-	-	-	-	40 (0.4)	-
23 - Shelled amoeba	16.7 (0.01)	-	-	-	-	-
24 - Unidentified insect pupa	-	-	-	-	20 (0.2)	-

DISCUSSION

Among the 24 item components found in the analyses, only the items corresponding to immature and adult aquatic insects were found in all the six species populations herein examined. In this study, was possible to observe that, all the analysed populations have a generalist and opportunist feeding habit, showing a preference for aquatic arthropods. Their opportunist and generalist feeding ecology is confirmed due to the distinguish types of item components in the diet (e.g. fishes, crustaceans, adult and immature aquatic insects, terrestrial insect, insect eggs and undetermined eggs) and the presence of items that are not common in the habitats which these fishes live (e.g. terrestrial insects), a pattern typical of an opportunist and generalist diet. Our results and hypothesis which support that the species of the genus possess a generalist and opportunist-feeding habit were similar to the results found by the major part of the paper cited in the introduction. In addition, our results about the diet components of *A. saquarema* fits with the results found by Costa (1987), both revealing a highly presence of Arthropoda (mainly adult and immature aquatic insects) on its diet.

Rícan & Kullander (2003) discovered amounts of snail shells in the gut and intestine of *A. scitulus*. Comparing the presence of Gastropoda on the diet of *A. scitulus* with the six species populations herein examined, only *A. cf. paraibae* and *A. macaensis*, exhibit it as one of the components of their gut and intestine contents. However, Rícan & Kullander (2003) did not present an analysis of the diet of *A. scitulus*. Just some specimens were radiographed, and revealed the considerable presence of snail shells in their guts and intestines. Thus, it is not possible to affirm any alimentary preference or diet of *A. scitulus* with those radiographies. It is just an evidence of the presence of Gastropoda in its diet. Bistoni & Hued (2002) affirmed that *A. facetus* from rivers of central region of Argentina have an omnivore habits, but did not presented any list or table with the alimentary components, and Latini & Petrere (2004) examined *A. cf. perdi* from lakes of the Doce river system, affirming that the diet of this species is composed by vegetable parts, invertebrates and sediments, but not specified the items. As both papers did not specify the diet components of their examined species, this makes it impossible to compare the results found by them with the statistical results herein obtained.

Yafe et al. (2002) presented a list of the gut contents for *A. facetus* from lago Rodó, Montevideo, Uruguay. In this list the following items were presented: Crustaceans (adults of Amphipoda, Cladocera, Copepoda and Decapoda), Insects (Hemiptera, Coleoptera and adults, larvae and pupae of Diptera), Arachnida (Araneae), Gastropoda (*Heleobia* sp.), Oligochaeta (earth worms), Bryozoa,

fish [*Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns, 1842) and unidentified fishes], Unidentified eggs, seeds, vegetal material and sediment; although neither occurrence frequency nor contribution in volume were presented. This result found by these authors just confirm the generalist and opportunist feeding ecology for the species as the expectation for the genus, however does not allow discussing preference for any particular diet component, and Ottoni et al. (2011) examined the food preference of some specimens of *A. perdi* Ottoni, Lezama, Triques, Fragoso-Moura, Lucas & Barbosa 2011, occurring at the type locality. They verified that the main ingested items was: shrimp [*Macrobrachium jelskii* (Miers, 1877)], fish scales and remains; sediment; immature aquatic insects (Chironomidae larvae and Odonata nymph); some terrestrial insects (Coleoptera and Hemiptera); and plant material and other invertebrates, in order of greater abundance; what also confirm an opportunist and generalist feeding ecology.

Comparing the diet of the six species populations herein analysed with the diet of *A. acaroides* (Hensel 1870), provided by Hartz *et al.* (2000), it was concluded that only Cladocera and Diptera Larvae, can be considered similar items of the feeding habit (*A. cf. minuano* was the only exhibiting Cladocera; and *A. macaensis*, *A. macaensis* and *A. cf. paraibae* were the only exhibiting major preference for Diptera Larvae). None of the species herein analysed exhibit Macrophytes, Hirudinea and aquatic Acaris as components of their food items.

In this current paper, it was possible to observe the presence of some fishes characteristic from moderate salty water in the diet of *A. macaensis*: *Phalloptychus januarius* (Hensel, 1868) and Atherinidae. However, these fishes were found only in the gut and intestine of specimens occurring in the Carapebus lagoon. Thus, it could be an evidence of some degree of tolerance of this species for moderate salty water. However, more studies about the degree of the salt in the water are need to corroborate this hypothesis of the moderate salty water tolerance.

ACKNOWLEDGEMENTS

Thanks are due to Erica Caramaschi by the donation of material from the Carabepus lagoon system; to Jean Miranda and Rosana Souza-Lima by the material from São Gonçalo. We also thank Wilson Costa, from UFRJ, for the revision of the manuscript; and to the Laboratório de Entomologia, especially to Jorge Nessimian, from UFRJ, by the help with some identifications. This study was supported by CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – Ministério da Ciência e Tecnologia), FAPERJ (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro) and DCG (Deutsche Cichliden-Gesellschaft).

LITERATURE CITED

- BISTONI, M.A. & A.C. HUED. 2002. Patterns of Fish species Richness in rivers of the central region of Argentina. *Brazilian Journal of Biology*, 62 (4b): 753–764.
- CASCIOTTA, J.R., ALMIRÓN, A.E. & S.E. GÓMEZ. 2006. A new species of *Australoheros* (Teleostei: Perciformes: Cichlidae) from the río Iguazú basin, Argentina. *Zoologische Abhandlungen*, 55: 77–83.
- CASCIOTTA, J.R., GÓMEZ, S.E. & TORESANI, N.L. 1995. “*Cichlasoma*” *tembe*, a new cichlid species from the rio Paraná basin, Argentina (Osteichthyes: Labroidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 6: 193–200.
- COSTA, W.J.E.M. 1987. Feeding habits of a fish community in a tropical coastal stream, rio Mato Grosso, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 22 (3): 145–153.
- HARTZ, S. M., VERANI, J. R. & G. BARBIERI. 2000. Partilha de recursos entre espécies de ciclídeos (Teleostei, Perciformes) em uma lagoa do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências*, 8: 33–58.
- LATINI, A.O. & M. PETRERE JR. 2004. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology*, 11: 71–79.
- OTTONI, F.P. 2010. *Australoheros capixaba*, a new species of *Australoheros* from south-eastern Brazil (Labroidae: Cichlidae: Cichlasomatinae). *Vertebrate Zoology*, 60 (1): 19–25.
- OTTONI, F. P. 2012. Three new species of *Australoheros* from Southeastern Brazil, with taxonomic notes on *Chromys oblonga*, *Heros autochthon* and *H. jenynsii* (Teleostei: Labroidae: Cichlidae). *Vertebrate Zoology*, 62(1): 83–96.
- OTTONI, F. P. 2013A. Live colouration of three *Australoheros* species from the rio Paraíba do Sul basin, southeastern Brazil (Teleostei: Labroidae: Cichlidae). *Vertebrate Zoology*, 63(2): 161–169.
- OTTONI, F. P. 2013B. *Australoheros sanguineus* sp. n. – a new cichlid species from the rio Cubatão basin, southern Brazil (Cichlidae: Heroini). *Vertebrate Zoology*, 63(1): 9–11.
- OTTONI, F.P., LEZAMA, A.Q., TRIQUES, M.L., FRAGOSO-MOURA, E.N.LUCAS, C.C.T. & BARBOSA, F.A.R. 2011. *Australoheros perdi*, new species (Teleostei: Labroidae: Cichlidae) from the lacustrine region of the Doce River Valley, southeastern Brazil, with biological informations. *Vertebrate Zoology*, 61(1): 137 – 145.
- OTTONI, F.P.; OYAKAWA O.T. & W. J.E.M. COSTA. 2008. A new species of the genus *Australoheros* from the rio Ribeira do Iguape basin, São Paulo, Brazil (Labroidae: Cichlidae: Cichlasomatinae). *Vertebrate Zoology*, 58 (1): 75–81.
- OTTONI, F.P. & W.J.E.M. COSTA. 2008. Taxonomic revision of the genus *Australoheros* Rícan & Kullander, 2006 (Teleostei: Cichlidae) with descriptions of nine new species from southeastern Brazil. *Vertebrate Zoology*, 58 (2): 207–232.
- OTTONI, F.P. & M. M., CHEFFE. 2009. A new species of *Australoheros* from the upper rio das Antas, laguna dos Patos System, southern Brazil (Labroidae, Cichlidae, Cichlasomatinae). *Spixiana*, 32 (1): 153–159.
- RIBEIRO, F.; ORJUELA R.L.; MAGALHÃES, M.F. & M.J. COLLARES-PEREIRA. 2007. Variability in feeding ecology of a South American cichlid: a reason for successful invasion in the mediterranean-type rivers. *Ecology of Freshwater Fish*, 16: 559–569.
- ŘÍČAN, O. & S. O., KULLANDER. 2003. “*Cichlasoma*” *scitulum*: A new species of Cichlid fish from the río de La Plata region in Argentina, Brazil, and Uruguay. *Copeia*, 2003: 794–802.
- ŘÍČAN, O. & S. O., KULLANDER. 2006. Character- and tree-based delimitation of species in the “*Cichlasoma*” facetum group (Teleostei, Cichlidae) with the description of a new genus. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 44: 136–152.
- ŘÍČAN, O. & S. O. KULLANDER. 2008. The *Australoheros* (Teleostei: Cichlidae) species of the Uruguay and Paraná River drainages. *Zootaxa*, 1724: 1–51.
- SCHINDLER, I.; OTTONI, F. P. & M. M. CHEFFE. 2010. *Heros acaroides* HENSEL, 1870, a valid species of *Australoheros* (Teleostei: Cichlidae) from Laguna dos Patos system, south Brazil. *Vertebrate Zoology*, 60(2): 139–146.
- YAFE, A.; LOUREIRO, M; SCASSO, F. & F. QUINTANS. 2002. Feeding of two Cichlidae species (Perciformes) in an hypertrophic Urban lake. *Iheringia, série Zoológica*, 92 (4): 73–79.
- ZARET, T. M. & A.S. RAND. 1971. Competition in Tropical Stream Fishes: Support for the Competitive Exclusion Principle. *Ecology*, 52 (2): 336–342.

COMPARAÇÃO DE DOIS MÉTODOS DE ANÁLISE DE IMPACTO AMBIENTAL NO RIO MUNIM

Maria Francisca Rêgo Ribeiro¹ & Jorge Luiz Silva Nunes¹

¹ Universidade Federal do Maranhão, Departamento de Oceanografia e Limnologia, Laboratório de Organismos Aquáticos, Av. dos Portugueses, 1966, Cidade Universitária Dom Delgado, São Luís – Maranhão. CEP 65080-805 – Brasil. E-mail: silvanunes@yahoo.com.

RESUMO

A percepção etnoecológica fornece subsídios importantes sobre a relação homem/meio ambiente que auxiliam na compreensão sobre diferentes alterações ocorridas no ecossistema, bem como para o desenvolvimento de práticas que visam à sustentabilidade. O principal objetivo deste estudo foi inventariar o conhecimento ambiental dos ribeirinhos e confrontá-lo com a avaliação ambiental científica, verificando os principais problemas ambientais verificados pelas duas percepções. As informações foram obtidas através de entrevistas por meio de questionários e aplicação de protocolo de avaliação rápida da integridade física do ambiente. Foi observado que a realização de atividades agropecuárias é o principal foco da degradação ambiental na região de estudo. Além disso, ocorre também a supressão da mata ciliar. A comparação entre as percepções tradicional e científica, mostrou um etnoconhecimento dos ribeirinhos sobre as diferentes características do ambiente, assim como os diferentes impactos sobre o mesmo comparável ao resultante da pesquisa científica

Palavras-chave: Etnoecologia, pesca artesanal, degradação ambiental

Abstract

Comparison of two methods for environmental impact analysis in the Munim River

Ethnoecological perception gives important information about the human-environmental relationship and helps to comprehend the different modifications on an ecosystem as well as the development of sustainable practices. The aim of this paper is to create an inventory based on riverine communities' knowledge and compare it with their perceptions through the environmental monitoring and assessment program-surface waters method. Data were obtained by interviews/questionnaires and the protocol of rapid environmental evaluation. The results show farm activity is the main cause of environmental degradation in this study site. Moreover, vegetal suppression is common. The comparison between these perceptions showed that the riverine knowledge about different environmental characteristics is similar to the methods used on monitoring or scientific research.

Key-words: Ethnoecology, artisanal fishery, environmental degradation.

INTRODUÇÃO

O convívio com o ambiente permite adquirir diversos conhecimentos, inclusive impactos degradantes do ambiente. Alguns impactos podem ser denominados de tensores ou estressores ambientais, sendo classificados em tensores naturais (enchentes, furacões, terremotos), tensores biológicos (impactos causados por organismos) e os tensores antrópicos (Almeida-Funo *et al.*, 2010).

Nos últimos anos os tensores antrópicos afetando áreas úmidas, têm recebido maior atenção, principalmente em decorrência das atividades

agropecuárias e da crescente urbanização próximo aos corpos d'água, causando alterações em sua estrutura física, devido ao aumento do desmatamento e do número de queimadas nas margens dos rios, alterando assim as características das comunidades biológicas (Callisto *et al.*, 2001; Minatti-Ferreira & Beaumord, 2006).

Os impactos podem provocar a homogeneização de hábitat, comprometer a riqueza específica e a abundância de algumas espécies de peixes, resultando em prejuízos nas atividades pesqueiras pela diminuição dos recursos, afetando consequentemente a economia, visto que o setor pesqueiro contribui

significativamente para a mesma (Rodrigues & Giudice, 2011).

Uma potencial ferramenta para a caracterização dos impactos é a etnoecologia, que aborda a relação entre as populações humanas e a natureza (Begossi, 1993; Ramires *et al.*, 2007). Essa percepção das populações humanas tradicionais poderá ajudar na identificação os impactos presentes em uma determinada região e no desenvolvimento de iniciativas que visam à sustentabilidade.

Impactos como a extração de areia, crescimento urbano, atividades de agronegócio, desmatamento, processos erosivos nas margens e assoreamento resultantes da ação humana são problemas ambientais graves no rio Munim (Ribeiro *et al.*, 2006; Costa, 2010; Ribeiro *et al.*, 2014). Este rio possui grande importância para as regiões por onde percorre, por fornecer recursos pesqueiros para subsistência e comercialização nas comunidades ribeirinhas, sendo considerado um dos principais rios maranhenses.

Este estudo tem como objetivo analisar a percepção das comunidades ribeirinhas sobre os impactos ambientais no rio Munim em comparação com uma abordagem de teor científico.

MATERIAIS E MÉTODOS

O rio Munim está localizado na porção nordeste do estado do Maranhão e possui como os principais afluentes os rios Iguará, Mocambo e Preto. Durante seu percurso drena as águas no município de Chapadinha (3°44'31" S, 43°21'36" W) e outros 20 municípios. O município de Chapadinha está inserido

na Mesorregião Leste maranhense e na Microrregião de Chapadinha. O clima é do tipo tropical úmido, com vegetação diversificada e destaques para o babaçu (*Orbignya phalerata*), a carnaúba (*Copernicia prunifera*) e o buriti (*Mauritia fluxuosa*) (Costa, 2010; Ribeiro *et al.*, 2014). O trecho estudado inclui diversas comunidades ribeirinhas que se utilizam da atividade pesqueira como um dos principais recursos econômicos e alimentares. Este estudo foi realizado nos povoados Cedro, Tiúba, Baixão, Poções, Carnaúba Amarela e Barra Nova (Figura 1). Estas comunidades são caracterizadas por apresentarem uma baixa densidade populacional, onde a maioria dos moradores intercalam as atividades agrícolas com pesca artesanal de subsistência (Figura 1).

Para abordagem etnoecológica foram utilizados questionários padronizados, entrevistas informais e observação direta para abordagem qualitativa, aplicados à população maior de 18 anos (Mourão & Nordi, 2003; Nascimento & Sassi, 2007; Ramires *et al.*, 2007). Os questionários sobre etnoecologia abordaram tópicos como a caracterização socioeconômica (idade, escolaridade, estado civil, principal ocupação); período e local destinados à prática da pesca; tratamento e destino do pescado; informações sobre problemas ambientais que possivelmente causam o desaparecimento de espécies, identificando-os. Os questionários foram aplicados no período de 2010 a 2011.

Para a avaliação científica dos problemas ambientais foi aplicado um Protocolo de Avaliação da Integridade Física do Ambiente (PAIFA) adaptado de Peck *et al.* (2006). As inferências sobre

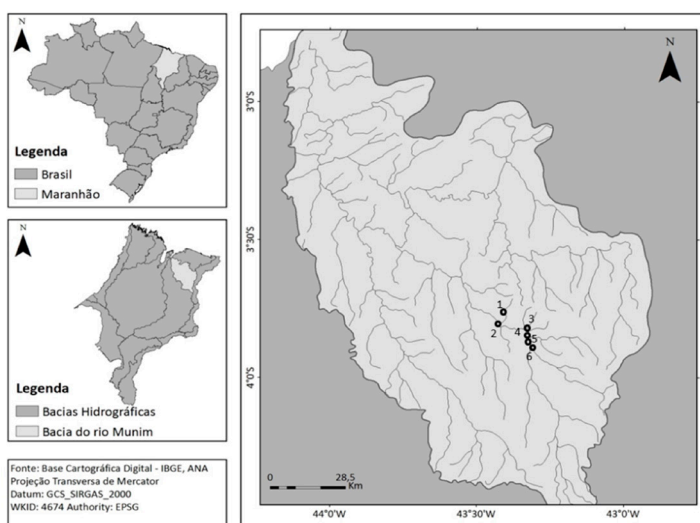


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo no trecho médio do rio Munim, Chapadinha, Maranhão. 1) Baixão; 2) Tiúba; 3) Cedro; 4) Poções; 5) Carnaúba Amarela; 6) Barra Nova.

a composição dos abrigos para peixes, substrato e da vegetação ripária foram realizadas por meio de estimativas visuais verificando a presença/ausência das categorias em cada transecto. Foi avaliado um trecho de 45 m, em cada local, dividido em 3 transectos de 15 m. Em cada transecto foi classificada a vegetação ripária, sendo dividida em **Dossel** que é composto por árvores de grande porte (Diâmetro na Altura do Peito/DAP >0.3 m) e pequeno porte (DAP <0.3 m); **Sub-bosque** e **Vegetação Rasteira** que correspondem a arbustos lenhosos, mudas e ervas sem tronco lenhoso, e gramíneas. Ainda na **Vegetação Rasteira** a presença de solo sem cobertura vegetal ou serapilheira; substratos e abrigos para peixes, assim como a existência e identificação de possíveis impactos no local. A aplicação deste protocolo ocorreu entre janeiro e agosto de 2013.

Os dados foram analisados utilizando-se a frequência das respostas, tanto para abordagem etnoecológica quanto para avaliação científica por meio do protocolo de avaliação da integridade física do ambiente, considerando-se as respostas mais frequentes nos questionários/protocolos. Após a identificação dos impactos, foi gerada uma tabela comparando as duas percepções, mostrando a forma como cada uma interpreta a ação dos impactos.

RESULTADOS

Foram realizadas 38 entrevistas com os ribeirinhos da faixa etária entre 18 e 56 anos, sendo que os mesmos apresentaram baixo nível de escolaridade, onde a maior parte do conhecimento adquirido deve-se a transmissão deste através das gerações e da interação com o ambiente. Dentre os entrevistados a maioria foi representada por homens (68%), que por estarem mais envolvidos com a pesca mantêm relação direta com o ambiente. Nessa região a atividade pesqueira é praticada de forma secundária, pois as atividades agropecuárias constituem na principal fonte de renda da população.

Através do protocolo de avaliação da integridade física do ambiente foi possível caracterizar a cobertura da mata ciliar presente na região. Quanto à composição vegetal, na margem direita as três categorias vegetais (Dossel, Sub-bosque e Vegetação rasteira) são muito evidentes, sendo a vegetação tipo Sub-bosque a mais notória; enquanto a margem esquerda foi caracterizada pela abundância da vegetação tipo Dossel, porém com menor frequência das três categorias. A comparação entre as margens torna-se necessária, pois foi observado na margem esquerda maior número de construções o que leva a

uma maior perda de vegetação.

Por meio de questionários elencou-se um conjunto de fatores geradores de impactos sobre o ambiente: desmatamento, poluição residual, poluição resultante do uso de agrotóxicos, estiagem, chuvas prolongadas, sobrepesca, introdução de espécies exóticas e desrespeito ao período de defeso piracema. Dentre estes fatores, o desmatamento foi o fator predominantemente citado, estando diretamente relacionado com a adoção de arte de pesca tradicional denominada pesca de moita posto que esta é confeccionada com a vegetação marginal.

A análise científica apontou o desmatamento como fator predominante, corroborando as informações obtidas nos questionários, incluindo também material de construção (entulho) dentre os fatores de maior prevalência, assim como a presença de estradas, rodovias, presença de canos para captação de água e construções (pontes, cercas). Verificou-se que em ambas as margens os fatores distribuem-se semelhantemente. Por outro lado, a presença de canos para captação de água foi observada apenas no povoado Barra Nova, devido à utilização de Draga para extração de areia e cascalho (Figura 2).

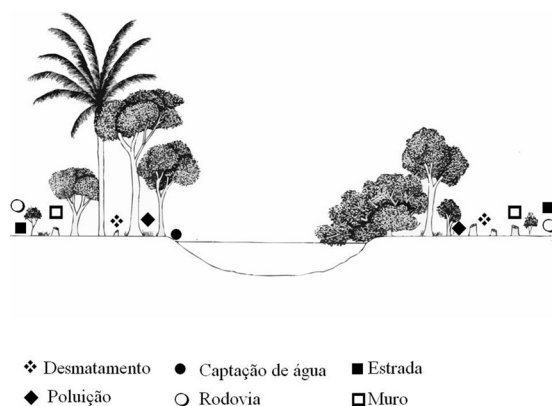


Figura 2. Presença em cada margem, dos principais fatores de influência humana registrados no rio Munim.

Os resultados obtidos a partir da percepção dos ribeirinhos e aqueles oriundos do Protocolo de Avaliação da Integridade Física do Ambiente (PAIFA) apresentaram padrões semelhantes, tendo diferenças apenas na avaliação da intensidade dos efeitos de cada tensor no ambiente. Este resultado será devido ao fato da população local não possuir um conhecimento rigoroso sobre degradação ambiental, levando em consideração apenas os efeitos visíveis (Tabela 1).

Tabela 1. Comparação entre a percepção ambiental tradicional e a percepção ambiental científica, mostrando os principais impactos registrados decorrentes dos questionários e do protocolo de avaliação.

Tensor		Desmatamento	Poluição/ Entulho	Estruturas Artificiais	Regime de Chuvas
Efeitos sobre o ambiente	Avaliação ambiental científica	Assoreamento do leito devido à erosão provocada pela retirada da vegetação	Contaminação das águas por acumulo de lixo nas margens	Contaminação da água pelo descarte indevido de material ou esgoto residencial	Alterações no nível do rio devido ao regime de chuvas
	Percepção dos pescadores	Diminuição da vegetação.	Dificulta a pesca devido à contaminação da água, tornando esta imprópria para o consumo.	Acumulo de lixo de construção no rio e contaminação das águas	Variação no nível do rio prejudicando a atividade pesqueira e dificultando a utilização de determinadas artes de pesca.

Na percepção dos ribeirinhos há uma forte relação entre os efeitos dos tensores sobre o ambiente e as necessidades da comunidade. Em geral foi observado através da avaliação científica, que a ação de cada tensor independentemente não é responsável por grandes alterações no ambiente físico, na ictiofauna e na atividade pesqueira da comunidade. Entretanto, a ação de um conjunto de tensores e de seus efeitos indiretos agindo sobre o trecho médio do rio está ocasionando alterações no ambiente aquático, margem e no perfil das comunidades ribeirinhas.

DISCUSSÃO

A população ribeirinha da região demonstra conhecer diferentes aspectos do ambiente através de seu convívio e do conhecimento adquirido através do tempo. A partir do etnoconhecimento diferentes características de degradação ambiental da região foram observadas. Os principais impactos existentes na região do médio rio Munim resultam das atividades antrópicas, que provocam efeitos como a supressão da mata ciliar, contaminação do ambiente aquático e crescimento urbano.

As características físicas observadas na região demonstraram haver diferentes tipos de vegetação, que se configuram como uma importante fonte de alimento alóctone para ictiofauna local. Por outro lado, essa vegetação encontra-se alterada devido aos diferentes impactos registrados, que de acordo com MMA (2003) tendem a limitar principalmente

os recursos para os organismos aquáticos.

Foi observado o desrespeito aos limites das áreas de preservação de matas ciliares, indo contra o Código Florestal Brasileiro (2012), sendo encontrados focos de desmatamento, presenças de construções e pontos de poluição próximos ao rio. A construção de estrada e/ou rodovias, são algumas das causas do desmatamento na região (Costa *et al.*, 2008). A presença de estruturas artificiais na região fornece outro tipo de impacto, resultante principalmente do crescimento urbano nas zonas próximas ao rio, sendo observado aumento da incidência de esgoto doméstico e lixo próximo às margens.

De acordo com Ribeiro *et al.* (2006), o desmatamento é fator de maior impacto na região, sendo resultante principalmente devido a agropecuária (como citado no presente trabalho) mencionando o cultivo de abóbora, arroz, feijão, milho e criação de bovinos, caprinos, ovinos e aves. Essas atividades são extremamente negativas ao ambiente, pois para o cultivo da terra uma grande área é desmatada, e em seguida sofre ainda com a queima (Costa, 2010; Cassati *et al.*, 2006), aumentando supressão da vegetação ciliar, assoreamento (Casatti *et al.*, 2006; Ferreira & Cassati, 2006; Araújo & Pinheiro, 2009; Almeida-Funo *et al.*, 2010) e poluição do rio através da lixiviação. O assoreamento em corpos d'água segundo Minatti-Ferreira & Beaumord, (2006) resulta principalmente no declínio de habitats aquáticos, pois promove a diminuição do nível da

água, o estreitamento e canalização do rio. Fatores semelhantes foram observados no Povoado Barra Nova, devido ao uso de draga. Ribeiro *et al.* (2006), mencionam que o uso de dragas foi citado várias vezes pelos moradores da região, como um dos principais impactos no local. Os efeitos provocados pela draga foram extremamente negativos, pois a extração de areia e cascalho promoveu danos ao equilíbrio hidrodinâmico, ocasionando a modificação no ambiente fluvial, deixando o rio em um estado crítico de assoreamento.

As armadilhas de pesca distintas confeccionadas a partir da vegetação ciliar são frequentes no Maranhão (Piorski *et al.*, 2009; Ribeiro *et al.*, 2014). No trecho médio do rio Munim a “pesca de moita” é uma prática da pesca vantajosa para o ribeirinho funcionando semelhante aos recifes artificiais marinhos constituídos de estruturas que aumentam a riqueza, diversidade e densidade de espécies aquáticas (Badalamenti *et al.*, 2002; Conceição & Nascimento, 2009; Ribeiro *et al.*, 2014) as quais são capturadas para subsistência da comunidade. Por outro lado, esta prática representa ameaça para conservação da mata ciliar, devido ao corte da vegetação fundamental para o ambiente aquático a qual evita a maior ou menor incidência de luz sobre o mesmo (Castro, 1999), a disponibilidade de alimento, além de fornecer proteção às margens. Nakamura *et al.* (2004) demonstraram ainda a relação entre o uso do ambiente e a diversidade de espécies com as características ambientais, ocorrendo a maior diversidade associada aos microhabitats com presença de vegetação.

A dinâmica entre a população ribeirinha e o ambiente estabelece um conjunto de fatores para o desenvolvimento de iniciativas que favorecem a sustentabilidade. Os dados obtidos permitiram concluir que, as duas percepções (tradicional e científica) corroboram entre si, apontando como principais tensores ambientais aqueles oriundos de atividades humanas, como desmatamento, poluição/entulho e estruturas artificiais (pontes, cercas, rodovias, dragas, canos). Essa concordância entre as percepções demonstra a importância do conhecimento tradicional como complemento do conhecimento científico, ajudando na tomada de decisões no que envolve a preservação ambiental.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho fez parte do estudo da estrutura de comunidade da ictiofauna do trecho médio do rio Munim. Agradecemos em especial à Fundação

de Amparo à Pesquisa e ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Maranhão (FAPEMA) pelo financiamento do projeto. O estudo foi realizado com autorização SISBIO 23691-1 cedida pela autoridade ambiental do país, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA-FUNO, I. C. S.; PINHEIRO, C. U. B.; MONTELES, J. S. 2010. Identificação de tensores ambientais nos ecossistemas aquáticos da área de proteção ambiental (APA) da Baixada Maranhense. *Revista Brasileira de Agroecologia*, Porto Alegre, 5 (1):74-85.
- ARAUJO, N. A.; PINHEIRO, C. U. B. 2009. Relações ecológicas entre a fauna ictiológica e a vegetação ciliar da região lacustre do baixo Pindaré na baixada maranhense e suas implicações na sustentabilidade da pesca regional. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, 22:55-68.
- BADALAMENTI, F.; CHEMELLO, R.; D'ANNA, G.; HENRIQUEZ RAMOS, P.; & RIGGIO, S. 2002. Are artificial reefs comparable to neighbouring natural rocky areas? A mollusc case study in the Gulf of Castellammare (NW Sicily). *ICES Journal of Marine Science*, 59: S127–S131.
- BEGOSSI, A. 1993. Ecologia humana: um enfoque das relações homem-ambiente. *Interiência*, 18 (3): 121-132.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6: 71-82.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; SILVA, A. M.; CASTRO, R. M. C. 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66 (2B): 681-696.
- CASTRO, R. M. C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. *Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, v. 6, p. 139-155.
- CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO, 2012. LEI Nº 12.727, de 17 de outubro de 2012. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12727.htm Acesso em: 20/01/14.
- CONCEIÇÃO, R. N. L.; NASCIMENTO, M. C. 2009. Recifes artificiais instalados em Guimarães,

- Rio Grande do Norte: programa de apoio à pesca artesanal. *Arquivos de Ciências do Mar*, 42(1): 106-111.
- COSTA, N. F. A.; CASTRO, A. C. L.; COSTA, N. N. S. 2008. Efeitos da urbanização na área de proteção ambiental do Itapiracó, São Luís, MA. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, 21:09-16.
- COSTA, R. N. M. 2010. Cobertura vegetal e evolução do uso do solo da região de Chapadinha-MA. Areia: UFPB/CCA, 2010.56 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia.
- FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, v6 (n3); <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn00306032006>.
- MINATTI-FERREIRA, D. D.; BEAUMORD, A. C. 2006. Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: Aspectos físicos. *Revista Saúde e Ambiente/Health and Environment Journal*, v. 7, n. 1.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. 2003. Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. *Brasília: MMA/SBF*, 510 p.
- MOURÃO, J. S.; NORDI, N., 2003. Etnoictiologia de Pescadores Artesanais do Estuário do Rio Mamanguape, Paraíba, Brasil.: *Boletim do Instituto de Pesca*, 29 (1): 9- 17.
- NAKAMURA, K.; LASSO, C. A.; VISPO, C.; ORTAZ, M. 2004. Observaciones subacuáticas: una herramienta efectiva para la obtención de datos ecológicos y etológicos em comunidades ícticas continentales. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales*, 157: 83-110.
- NASCIMENTO, M. S. V.; SASSI, R. 2007. Análise da atividade pesqueira e das condições socioeconômicas dos pescadores artesanais de Cajueiro da Praia, Estado do Piauí, Brasil. *Gaia Scientia*, 1 (2): 141-154.
- PECK, D. V.; HERLIHY, A. T.; HILL, B. H.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; KLEMM, D. J.; LAZORCHAK, J. M.; MCCORMICK, F. H.; PETERSON, S. A.; RINGOLD, P. L.; MAGEE, T.; CAPPAERT, M. 2006. Environmental monitoring and assessment program-surface waters western pilot study: Field operations manual for wadeable streams. U. S. *Environmental Protection Agency*.
- PIORSKI, N. M.; SERPA, S. S.; NUNES, J. L. S. 2009. Análise comparativa da pesca de curral na Ilha de São Luís, Estado do Maranhão, Brasil. *Arquivo de Ciências do Mar*, 42(1): 65-71.
- RAMIRES, M.; MOLINA, S. M. G; HANAZAKI, N. 2007. Etnoecologia caiçara: o conhecimento dos pescadores artesanais sobre aspectos ecológicos da pesca, São Paulo, Brasil. *Revista Biotemas*, 20(1): 101-103.
- RIBEIRO, F. V.; GONÇALVES, L. D. P., FURTADO, M. S., FEITOSA, A. C. 2006. Degradação do solo no médio curso do rio Munim, município de Chapadinha-MA. VI Simpósio Nacional de Geomorfologia: Geomorfologia Tropical e Subtropical: processos, métodos e técnicas. Goiânia, 6 a 10 de setembro.
- RIBEIRO, M. F. R.; PIORSKI, N. M.; ALMEIDA, Z. S.; NUNES, J. L. S. 2014. Fish aggregating known as moita, an artisanal fishing technique performed in Munim river, State of Maranhão, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 40: 677-682.
- RODRIGUES, J. A.; GIUDICE, D. S. 2011. A pesca marítima artesanal como principal atividade econômica: o caso de Conceição de Vera Cruz, BA. *Cadernos de Logepa*, v.6, n.2, p. 115-139.

AVALIAÇÃO DA PEGADA HÍDRICA DE ESTUDANTES UNIVERSITÁRIOS DA CIDADE DE GRAJAÚ (MARANHÃO, BRASIL)

Deboranh Suellen Lobo Campos¹, Cleonilda Ribeiro da Silva², Diego Sousa Campos³, Luis Fernando Carvalho-Costa¹

¹ Laboratório de Genética e Biologia Molecular, Universidade Federal do Maranhão, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia, Avenida dos Portugueses, São Luís, Maranhão, Brasil.

² Universidade Federal do Maranhão, Núcleo de Ensino à Distância, Grajaú, Maranhão, Brasil, e-mail: cleonildaribeiro@gmail.com.

³ Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação, Universidade Federal do Maranhão, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Avenida dos Portugueses, São Luís, Maranhão, Brasil, e-mail: lfecc@yahoo.com.br.

RESUMO

O estado do Maranhão (Nordeste do Brasil), ao contrário dos outros estados nordestinos do Brasil, tem fontes abundantes de água doce, mas que, apesar disso, podem vir a ter problemas de abastecimento no futuro, tendo em vista o aumento das agressões ambientais que estes recursos vem sofrendo. Nossa dependência dos recursos hídricos tende a aumentar no futuro e isso trará problemas para a segurança alimentar e a sustentabilidade ambiental. Assim, é importante conhecer os padrões de uso dos recursos hídricos e suas forças motrizes, a fim de compreender melhor o desafio de conservá-los. Neste estudo, avaliamos a pegada hídrica de estudantes universitários moradores da cidade de Grajaú, no centro-sul do Maranhão, para compreender seus padrões de consumo e sua relação com variáveis como renda, alimentação e comportamento. O cálculo do consumo seguiu o formulário da “calculadora de pegada hídrica” (disponível em <http://waterfootprint.org/en/resources/interactive-tools/personal-water-footprint-calculator/>). A média da pegada hídrica foi de 1584,28 m³/ano, dos quais 77,35% foram associados aos hábitos alimentares, 19,05% ao uso doméstico e 3,6% ao consumo de produtos industrializados. Houve também diferença significativa entre as médias dos homens (1737,70 m³ / ano) e mulheres (1431,2 m³ / ano). Os principais condicionantes que podem explicar esses resultados são discutidos, colocando-os em perspectiva regional, nacional e global, bem como suas implicações para a conservação dos recursos hídricos na região.

Palavras-chaves: recursos hídricos, consumo de água, bacia do Mearim.

ABSTRACT

WATER FOOTPRINT ASSESSMENT OF COLLEGE STUDENTS FROM THE CITY OF GRAJAÚ (MARANHÃO, BRAZIL)

The state of Maranhão (Northeastern Brazil), unlike the other northeastern states from Brazil, has abundant sources of freshwater, but which nevertheless are likely to have supply problems in the future, given the increase in environmental damage that these resources has been suffering. Our dependence on water resources tends to increase and this will bring problems for food security and environmental sustainability. Thus, knowing the usage patterns of water resources and its driving forces is important in order to have a better understanding of the challenge of conserving them. In this study, we evaluated the water footprint (WF) of a group of college students from the city of Grajaú (central-south of Maranhão) to understand their consumption patterns and its relationship with variables such as income, food and behavior. The calculation followed the “water footprint calculator” (available at <http://waterfootprint.org/en/resources/interactive-tools/personal-water-footprint-calculator/>). In average, Grajaú residents consume 1584.28 m³/year, of which 77.35% were associated with feeding habits, 19.05% to the domestic use and 3.6% to the consumption of industrialized goods. Mean WF of men (1737.70 m³ / year) and women (1431.2 m³ / year) were significantly different. The main reasons that may explain these results are discussed, putting them in regional, national and global perspective, as well as its implications for conservation of water resources in the region.

Keywords: Water resources, water consumption, Mearim river basin.

INTRODUÇÃO

A água doce representa apenas 2,5% do volume total de água do planeta, sendo que 70% está estocada em glaciares, em grande parte, inacessíveis (Gleick, 2000). Apesar disso, o aumento populacional, a migração das populações para as zonas urbanas e intensificação das atividades econômicas têm aumentado a demanda por recursos hídricos, fazendo o consumo de água aumentar em todo planeta (Chapagain & Orr, 2009; Wu & Tan, 2012; Erçin & Hoekstra, 2014). Nossa dependência de recursos hídricos tende a aumentar no futuro e isso trará problemas para segurança alimentar e sustentabilidade ambiental (Rosegrant *et al.*, 2009).

Dessa forma, há urgência na aplicação de ferramentas de estudo para o planejamento e destino dos recursos hídricos, principalmente, pelo nível crítico de sua escassez em escala global (Hanasaki *et al.*, 2012; Hoekstra *et al.*, 2012). Uma dessas ferramentas é a avaliação de pegada hídrica (PH), uma medida introduzida, em 2002, para aferir o uso de água doce de forma direta ou indireta pelo consumidor ou produtor de bens e serviços (UNEP, 2012). Hoekstra (2003) desenvolveu essa ferramenta metodológica para mensurar o efeito das atividades humanas sobre o suprimento de água, por meio do cálculo do volume total de água doce utilizada para produção de bens ou serviços consumidos por um indivíduo, comunidade ou setor comercial. Ela compreende três componentes: a água azul é o volume de água retirado de rios, lagos e aquíferos; a água verde é quantidade de água da chuva estocada no solo e usada pelas plantas; e a água cinza corresponde ao impacto da poluição nos recursos hídricos, ou seja, a água doce necessária para diluir a poluição para que a qualidade da água continue acima dos padrões estabelecidos pelas leis (Hoekstra *et al.*, 2011).

Como um indicador de uso da água, a pegada hídrica pretende ilustrar as ligações ocultas entre consumo humano e uso da água, e entre comércio global e manejo de recursos hídricos (Galli *et al.*, 2012; Vanham & Bidoglio, 2013). Sua importância reside no fato de que, ao avaliar a eficiência no uso do recurso hídrico, pode-se influenciar as tendências de consumo e fomentar a implantação de um manejo mais sustentável deste recurso (Vanham & Bidoglio, 2013).

O Estado do Maranhão, ao contrário dos outros estados nordestinos, está classificado entre os considerados muito ricos em recurso hídricos (10⁴ m³/hab/ano) (ANA, 2012). O balanço quantitativo (demanda *versus* disponibilidade hídrica) na Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Ocidental (RHANO), que engloba quase todo o Estado (as

outras RHs são as do Parnaíba e Tocantins-Araguaia), para 64% de trechos de rios tem situação confortável ou excelente (ANA, 2015). O consumo médio *per capita* de água no Estado foi de 140,8 L/hab/dia em 2014, abaixo da média nacional (162 L/hab/dia) (SNIS, 2014).

Contudo, aumentam as ameaças aos esses recursos hídricos em face da inadequada fiscalização no cumprimento das leis ambientais brasileiras. A qualidade da água da RHANO sofre pressões, principalmente, devido ao lançamento de lixo e de esgotos domésticos nos corpos d'água sem tratamento prévio (ANA, 2012). Os índices de atendimento por coleta e tratamento de esgoto são baixos (13,3% e 7,1%, respectivamente) (ANA, 2010), o que somado à baixa capacidade de assimilação de cargas orgânicas nesses corpos d'água e aos baixos níveis de saneamento podem tornar crítica a qualidade desses recursos hídricos (ANA, 2012).

A bacia do Mearim é uma das maiores bacias da RHANO, e, além do lançamento de esgotos, sofre com despejo de resíduos sólidos, o que agrava a pressão sobre os recursos hídricos (BRASIL, 2006). Vários de seus cursos de água possuem uma baixa capacidade de assimilação das cargas orgânicas domésticas nos períodos de estiagem, considerados pelo IPO (Índice de Poluição Orgânica-IPO) (ANA, 2012). Entretanto, no trecho onde fica a cidade de Grajaú e à montante, tanto o IPO como o oxigênio dissolvido foram considerados, recentemente, dentro da classe razoável (ANA, 2012).

A cidade de Grajaú, como outras cidades maranhenses, vem passando por um processo de urbanização intenso nas últimas décadas, e este fenômeno demográfico deixa marcas na disponibilidade e qualidade do recurso hídrico (Feng *et al.*, 2015). Dessa forma, é importante conhecer os padrões de uso dos recursos hídricos, bem como suas forças motrizes, para ter um melhor entendimento do desafio de conservar esse recurso e para uma racionalização de seu uso. Assim, este estudo avaliou a pegada hídrica de estudantes universitários da cidade de Grajaú, considerando como a renda, alimentação e comportamentos impactam a forma de utilização dos recursos hídricos.

METODOLOGIA

Área de estudo

O município de Grajaú fica na região centro-sul do Maranhão (Figura 1), e tem um PIB (Produto Interno Bruto) de R\$ 313.638.000 (R\$ 5.066,61 PIB *per capita*), para uma população de 67.626 habitantes, dos quais 60% vivem na zona urbana (IBGE, 2010). A renda *per capita* mensal é de R\$

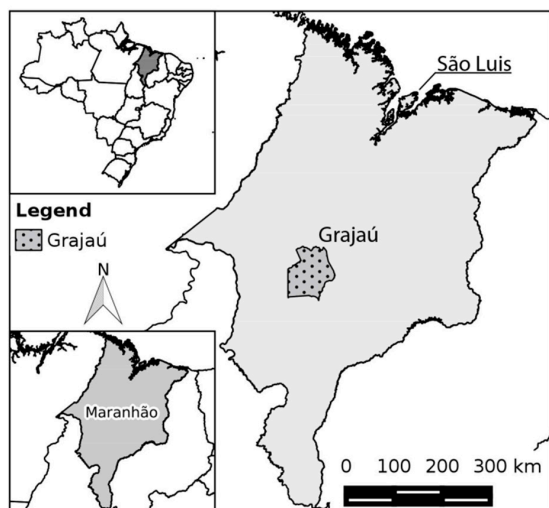


Figura 1. Mapa indicando a localização da área de estudo na cidade de Grajaú, no estado do Maranhão, Brasil. (Fonte: próprios autores).

340,10 (IBGE, 2010).

O índice de desenvolvimento humano (IDH) é de 0,609 (considerado médio), embora 19% da população seja considerada extremamente pobre (PNUD, 2013). Cerca de 30% da população vive com abastecimento de água e serviço de esgoto inadequados e 88% das residências são atendidas por serviço de coleta de lixo, porém não há aterro sanitário no município (IBGE, 2010).

A cidade abriga o segundo pólo de extração de gipsita (mineral usado na indústria gesseira) do Brasil, que produz, por mês, mais de meio milhão de placas de gesso (Medeiros, 2003).

Coleta de informações para cálculo da pegada hídrica

A avaliação da pegada hídrica (PH) é um método quantitativo multidimensional que vem sendo amplamente empregado para medir a ligação entre os hábitos de consumo e apropriação dos recursos hídricos usados direta ou indiretamente por um produtor ou consumidor (Hoekstra, 2013). Essa relevância pode ser observada no fato de que, apenas em 2014, foram publicados 140 artigos no catálogo do *Web of Science* usando esse método (Hoekstra *et al.*, 2016) como forma de contabilizar o uso da água.

Para fazer a avaliação da pegada hídrica, foram entrevistados 40 estudantes universitários do curso de Licenciatura em Química e Geografia, da Universidade Federal do Maranhão, em Grajaú, em proporção igual de homens e mulheres, escolhidos aleatoriamente. Entre as mulheres, a faixa etária abordada foi de 18-48 anos, com renda mensal entre R\$ 844,00 – 4.200,00. Os homens entrevistados

tinham idades entre 18 e 30 anos, com renda entre R\$ 1.600,00 – 6.800,00. Todos os entrevistados assinaram um termo de consentimento livre e esclarecido antes da entrevista.

Os entrevistados responderam a questionários baseados no formulário da “calculadora de pegada hídrica” (disponível em <http://waterfootprint.org/en/resources/interactive-tools/personal-water-footprint-calculator/>) (Hoekstra & Chapagain, 2008), que inclui dados sobre o consumo de alimentos, uso doméstico da água e consumo de bens industriais/industrializados. No cálculo realizado por este método, o consumo de vários tipos de alimentos em quantidade e forma de preparo é levado em conta, de forma a verificar o consumo destes itens para os quais já há estudos prévios de PH associada ao seu processo produtivo, permitindo assim que estes sejam adequadamente ponderados na composição da PH dos indivíduos. Adicionalmente, são questionados os hábitos de uso direto, que incluem o uso doméstico em geral com higiene e limpeza da casa e de bens. Por fim, a renda anual de cada entrevistado é considerada no cálculo da PH como inferência do potencial de acesso a bens industrializados, que também tem uma PH associada. Para isso, a renda precisa ser convertida em dólares, como forma de padronização. Para tanto, foi considerado a cotação de R\$ 3,47 para o dia 14/06/2016. As respostas foram então inseridas na calculadora online para a obtenção dos valores da pegada hídrica individual (m^3/ano) e dos componentes que mais contribuem para o consumo direto e indireto da água (alimentação, uso doméstico e industrial). Além disso, para avaliar a hipótese de diferença dos valores médios de pegada hídrica entre homens e mulheres, foi realizado um teste-t no programa Minitab 16® ($\alpha=0,05$).

RESULTADOS

O valor médio de pegada hídrica para a amostra entrevistada foi de $1.584,28 \text{ m}^3/\text{ano}$. A maior contribuição foi do consumo de alimentos (77,35%), seguido pelo uso doméstico (19,05%) e industrial (3,6%) da água.

Comparando os valores informados entre mulheres e homens, foi encontrada uma diferença significativa de 17,6% entre as médias de pegada hídrica, com $1.737,70 \text{ m}^3/\text{ano}$ para os homens e $1.431,2 \text{ m}^3/\text{ano}$ para mulheres (Figura 2). A contribuição dos componentes da PH dos homens apresentou maior contribuição dos itens alimentares (84%) e uso doméstico (13%), enquanto para as mulheres houve 70% de participação para itens alimentares e 27% para uso doméstico (Figura 2). Em ambos os casos, a participação de itens de origem industrial foi de 3%.

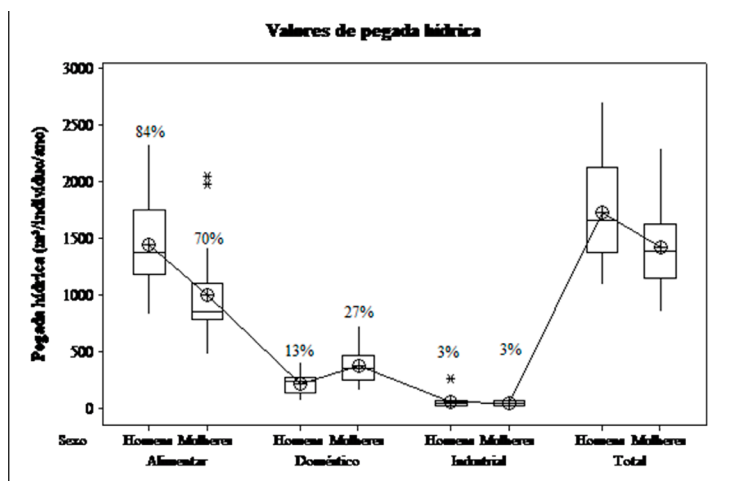


Figura 2. Valores de pegada hídrica da amostra de universitários entrevistada em metros cúbicos per capita por ano. Os boxes estão pareados com os valores obtidos entre mulheres e homens. Os símbolos conectados pelas linhas representam as médias. A representatividade de cada componente na pegada hídrica total dos indivíduos está expressa em porcentagem acima dos boxplots.

DISCUSSÃO

Quantificar o consumo de água doce pode sensibilizar as pessoas quanto ao seu uso. Contudo, há controvérsias sobre o uso da pegada hídrica como medidor eficaz do consumo de água (ex. Wichelns, 2015; Vanham, 2016), devido ao fato de que ela mede a quantidade de água usada sem uma estimativa dos impactos ambientais associados a ela (Jeswani & Azapagic, 2011). No entanto, a inclusão da pegada hídrica entre as ferramentas de planejamento (Empinotti & Jacobi, 2013) pode ser importante para incentivar o uso responsável da água, já que, frequentemente, os gestores públicos têm uma visão estreita de que a melhor solução para a escassez, ainda que temporária, é aumentar a captação, subestimando a importância da adoção de medidas de gestão eficiente da capacidade já instalada (Rebouças, 2003).

O valor médio total de pegada hídrica da amostra de universitários de Grajaú (1.584,28 m³/ano) foi ligeiramente menor do que a média nacional (1780 m³/ano) e bem abaixo da mundial (2.728 m³/ano) (Arto *et al.*, 2016), mas é quase dobro da média do Maranhão e da Região Nordeste, e maior até do que o da capital do Estado— São Luís— e outras cidades de maior IDH e renda, considerando os escassos dados de que dispomos atualmente para fins de comparação, de acordo com as referências compiladas na Tabela 1. Isso demonstra que, mesmo em uma região de baixa renda *per capita*, o consumo direto e indireto de água pode ser grande. Entretanto, esse consumo está mais concentrado no componente alimentar (especialmente o consumo de carne) e uso doméstico. Além disso, os homens entrevistados

apresentaram uma média de PH mais elevada em comparação às mulheres.

De modo geral, o valor médio da PH obtido neste estudo está dentro da faixa esperada para comunidades de países em desenvolvimento (550 a 3.800 m³/ano *per capita*) (Hoekstra & Mekonnen, 2012), mas também poderia entrar na faixa dos países desenvolvidos (1.250 – 2.850 m³/ano *per capita*). A respeito disso, Arto *et al.* (2016) apontam que países como Canadá, Austrália, Rússia, Brasil e Estados Unidos são os países com o maior uso *per capita* de recursos hídricos. A despeito de o Maranhão ser uma região com abundância de recursos hídricos, o Estado passa por um processo de urbanização intenso, que exige atenção do poder público sobre a gestão, uma vez que esse processo tem efeitos sobre a demanda por água (Feng *et al.*, 2015). Em Grajaú, cerca de 60% das pessoas vivem em áreas urbanas, o que ajuda a explicar o alto valor médio de pegada hídrica em termos regionais.

A grande diferença entre os valores de PH observados na população entrevistada em Grajaú e os valores informados para o estado do Maranhão e região Nordeste pode ser explicada também por características da amostragem, pois a seleção dos 14 municípios maranhenses para o estudo de Maracajá (2013) foi baseada na representatividade dos indicadores sociais por estado brasileiro, de modo que incluiu pessoas com condições mais aleatórias e em menor número (Maranhão n=14; nosso estudo n=40).

Além disso, no ano de 2013, quando os dados de Maracajá (2013) foram gerados, a cotação do dólar não passou de R\$ 2,50, enquanto, em 2016, a moeda chegou a ser vendida por até R\$ 4,00. A

Tabela 1. Comparação da média de pegada hídrica (m³/ano) dos universitários entrevistados em Grajaú com os valores médios da região Nordeste, do estado do Maranhão e de algumas cidades do Maranhão (segundo Maracajá, 2013).

Unidade Geográfica	Pegada hídrica média (m ³ /ano)	IDH	Renda per capita (em reais)	Referência
Mundo	2.728			Arto <i>et al.</i> (2016)
Brasil	1780	0,727		Arto <i>et al.</i> (2016)
Região Nordeste	805	0,659	-	Maracajá (2013)
Maranhão	787	0,639	-	Maracajá (2013)
<u>Grajaú</u>	<u>1584,27</u>	<u>0,609</u>	<u>R\$ 340,10</u>	Presente estudo
São Luís	1429,8	0,768	R\$ 653,00	Maracajá (2013)
Balsas	1078,9	0,7	R\$ 449,00	
Açailândia	911,3	0,7	R\$ 354,00	
Timon	707,7	0,7	R\$ 312,00	
Lago da Pedra	695,4	0,6	R\$ 240,00	
Sambaíba	694,6	0,6	R\$ 235,00	
Maracaçumé	694,4	0,6	R\$ 232,00	
São Domingos do Maranhão	692,4	0,6	R\$ 222,00	
Tuntum	691,4	0,6	R\$ 214,00	
Bom Jardim	686,4	0,5	R\$ 184,00	
Araioses	685,4	0,5	R\$ 179,00	
Mirador	683,6	0,6	R\$ 170,00	
Morros	683,4	0,6	R\$ 169,00	
Serrano do Maranhão	678,7	0,6	R\$ 141,00	

cotação usada neste trabalho foi de R\$ 3,47. Portanto, o aumento na cotação do dólar diminui a renda dos entrevistados que é colocada na calculadora eletrônica (comparando os anos de 2013 e 2016), mas, mesmo assim, o valor médio de pegada hídrica dos estudantes de Grajaú é maior do que as médias do Maranhão e Nordeste.

Outro fator que pode explicar esse valor de pegada hídrica é a renda média desses estudantes (R\$ 944,10), que é quase três vezes a renda média dos habitantes de Grajaú de acordo com o censo do IBGE 2010 (R\$ 340,10). Sobre esse aspecto, a renda tem relação direta com a pegada hídrica da população porque promove oportunidade de acesso a itens com maior quantidade de água virtual, como alimentos mais processados industrialmente e que possuem maior PH associada (Maracajá *et al.*, 2013; Maracajá & Araújo, 2014), e assim mudanças no padrão de consumo de itens alimentares e de hábitos de uso doméstico (Maia *et al.*, 2012).

Mesmo os estudantes tendo uma renda média superior aos dos outros habitantes de Grajaú, e, consequentemente, um maior poder aquisitivo, isto não foi suficiente para afetar a PH de forma significativa no componente industrial. Embora o componente industrial da pegada hídrica seja

calculado com base na renda média dos indivíduos, este foi o de menor importância para o cálculo da PH em Grajaú.

O hábito alimentar foi o mais determinante, semelhante ao encontrado por Maia *et al.* (2012), em que os hábitos alimentares foram os maiores responsáveis pelo consumo da água, seguido do consumo doméstico e do industrial. O aumento do poder aquisitivo da população também é acompanhado por mudanças nos padrões de consumo dos alimentos (Gerbens-Leenes *et al.*, 2010; FAO, 2011). Mundialmente, observa-se uma transição nutricional para uma dieta mais rica em produtos de origem animal (Liu & Savenije, 2008), um fenômeno desafiador para países em desenvolvimento, como o Brasil, cujo demanda por água deve aumentar nos próximos anos.

A diferença nas pegadas hídricas entre homens e mulheres pode ser explicada pelo maior consumo de carne informado pelos homens entrevistados. A cadeia produtiva da carne demanda alta quantidade de água (Mekonnen & Hoekstra, 2010, 2011a; Maia *et al.*, 2012). A agricultura representa 92 % da pegada hídrica global, sendo que 29 % da água usada são direta ou indiretamente destinados à produção animal (Hoekstra & Mekonnen, 2012). Maia *et al.* (2012)

demonstraram este efeito relatando diferenças na pegada hídrica entre vegetarianos de uso moderado e não-vegetarianos de uso não-moderado da ordem de 1.123 m³/ano. Maracajá (2013) também mostrou diferenças nas pegadas hídricas entre os gêneros (homens com PH 21% superior à das mulheres), argumentando que, proporcionalmente, os homens consomem mais alimentos, e isso torna sua pegada hídrica mais elevada.

O percentual de participação de uso doméstico da água na PH entre os estudantes é o dobro entre as mulheres, o que, provavelmente, ainda reflete a maior participação delas em afazeres domésticos que demandam bastante uso de água (IBGE, 2014).

Implicações para a conservação de recursos hídricos em Grajaú

A escassez de água é um dos desafios mais urgentes que humanidade enfrentará no século 21 (UNESCO WAPP, 2006). Ela constitui uma forte barreira ao desenvolvimento socioeconômico de um país e seu gerenciamento precisa considerar o ritmo de crescimento e, principalmente, tornar seu uso mais eficiente (Novotny, 2011). A previsão é de maior dificuldade no acesso e piora na qualidade da água disponível às pessoas, de modo que políticas públicas, estratégias de educação e comunicação que valorizem comportamentos de menor pegada hídrica na população e nos setores da agricultura e indústria, certamente, trariam melhores perspectivas para o cenário iminente de escassez de recursos hídricos (Ercin & Hoekstra, 2014).

O Maranhão é, dentre os estados nordestinos, o que menos se identifica com a escassez de recursos hídricos, possuindo uma rede hidrográfica abundante. A cidade de Grajaú faz parte da bacia hidrográfica do Mearim, e é banhada por um dos seus principais tributários (rio Grajaú). Contudo, atividades econômicas como a produção de carvão vegetal, extração de gipsita, produção de gesso e cultivo de cana-de-açúcar põem em risco os corpos d'água da região (Santos & Leal, 2013).

A amostra de estudantes residentes de Grajaú abordada neste estudo apresentou uma pegada hídrica acima da média maranhense e nordestina, mas esta, necessariamente, não pode ser considerada insustentável antes de se fazer uma avaliação precisa da disponibilidade dos recursos hídricos da cidade. Isso porque a sustentabilidade de uma pegada hídrica depende de fatores locais (ex. características hídricas da região), de modo que um alto valor de PH pode ser sustentável em áreas ricas em água doce, e, por outro lado, uma baixa pegada hídrica pode ser insustentável em áreas com escassez de água (Silva *et al.*, 2013). Assim, não é possível afirmar que o nível de pegada hídrica desses residentes de Grajaú seja insustentável. Estudos posteriores que visem analisar essas relações são, portanto, necessários.

CONCLUSÃO

A pegada hídrica da população estudada em Grajaú é alta, quando comparada às médias estadual e regional, mas menor do que a média nacional e mundial. Isso demonstra que mesmo em uma região de IDH mediano, o consumo de água pode ser grande. O consumo de alimentos, especialmente carne, e também o uso doméstico são os principais fatores que influenciam a pegada hídrica dos estudantes universitários moradores de Grajaú, fatores que estão diretamente relacionados à renda. Homens apresentam uma média de consumo de água mais elevada do que as mulheres, especialmente, nos componentes alimentar e doméstico, demonstrando que questões de gênero também devem ser levadas em conta quando se propõe a sensibilizar as pessoas quanto ao uso adequado dos recursos hídricos.

A pegada hídrica de indivíduos pode ser facilmente reduzida com a mudança de hábitos, principalmente na alimentação, que representa a maior parte do valor calculado em nosso estudo. O uso doméstico também pode ser reduzido, por exemplo, usando água de reuso ou por captação de água da chuva ou similar, que podem alcançar 76% de economia, sobretudo, em regiões nas quais a oferta de chuvas é maior e mais regular, como é o caso do Maranhão (Lima *et al.*, 2011).

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Núcleo de Ensino à Distância (NEAD UFMA), ao coordenador do cursode Biologia-Licenciatura (modalidade à distância), Prof. Dr. Nivaldo M. Piorski, e à Prof. Dra. Márcia Molina (Bacharelado em Ciência e Tecnologia/UFMA) pela valiosa contribuição na revisão deste manuscrito.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGÊNCIA NACIONAL De ÁGUAS – ANA (Brasil). 2012. Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil: 2012/ Agência Nacional de Águas - Brasília: ANA, 2012. 264 p.; il. ISBN: 978-85-8210-007.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA (Brasil). 2015. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: regiões hidrográficas brasileiras – Edição Especial. – Brasília.
- ANA. 2010. Atlas Brasil: abastecimento urbano de água. Brasília.
- ARTO, I., ANDREONI, V., RUEDA-CANTUCHE, J. M., Global use of water resources: A multiregional analysis of water use, water footprint and water trade balance, *Water Resources and Economics* (2016),

<http://dx.doi.org/10.1016/j.wre.2016.04.002>

BRASIL. 2006. Plano nacional de recursos hídricos: cadernos regionais e setoriais. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006.

CHAPAGAIN, A. K. & ORR, S. 2009. An improved water footprint methodology linking global consumption to local water resources: a case of spanish tomatoes. *J. Env. Man.*, 90: 1219–1228, doi:10.1016/j.jenvman.2008.06.006.

EMPINOTTI, V. L. & JACOBI, P. R. 2013. Novas práticas de governança da água? O uso da pegada hídrica e a transformação das relações entre o setor privado, organizações ambientais e agências internacionais de desenvolvimento. *Des. e Meio Amb.*, 27: 23–36. <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v27i0.27928>.

ERCIN, A. E. & HOEKSTRA, A. Y. 2014. Water footprint scenarios for 2050: a global analysis. *Env. Intern.*, 64: 71–82, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2013.11.019>.

FAO. 2011. Food Balance Sheet, Food and Agriculture Organization, Rome, Italy. <http://www.fao.org>.

FENG, L., CHEN, B., HAYAT, T., ALSAEDI, A. & AHMAD, B. 2015. The driving force of water footprint under the rapid urbanization process: a structural decomposition analysis for Zhangye city in China. *J. Clean. Prod.* 1–7; doi:10.1016/j.jclepro.2015.09.047.

GERBENS-LEENES, P. W., NONHEBEL, S., KROL, M. S. 2010. Food consumption patterns and economic growth. Increasing affluence and the use of natural resources, *Appetite* 55(2010)597–608, doi: 10.1016/j.appet.2010.09.013.

GLEICK, P. H. 2000. The changing water paradigm: A look at twenty-first century water resources development. *WaterInternat.*, v.25, p.127–138, doi:10.1080/02508060008686804.

HANASAKI, N., FUJIMORI, S., YAMAMOTO, T., YOSHIKAWA, S., MASAKI, Y., HIJIOKA, Y., KAINUMA, M., KANAMORI, Y., MASUI, T., TAKAHASHI, K. & KANAE, S. 2012. A global water scarcity assessment under shared socio-economic pathways – Part 2: Water availability and scarcity. *Hydrol. and Earth Syst. Sci. Disc.*, 9: 13933–13994, doi:10.5194/hess-17-2393-2013.

HOEKSTRA, A. Y. & Chapagain, A. K. 2008. How Much Water is Used for Producing Our Goods and Services? In: *Globalization of Water: Sharing the Planet's Freshwater Resources* Blackwell Publishing Ltd, Oxford, UK: 7–17, doi: 10.1002/9780470696224.ch2.

HOEKSTRA, A. Y. & MEKONNEN, M. M. 2012.

The water footprint of humanity. *Proc. of the Nat. Acad. of Sci.*, 109: 3232–3237, doi: 10.1073/pnas.1109936109.

HOEKSTRA, A. Y. 2003. Virtual water trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade, Research Report Series No. 12. 239 p.

HOEKSTRA, A. Y., MEKONNEN, M. M., CHAPAGAIN, A. K., MATHEWS, R. E. & RICHTER, B. D. 2012. Global monthly water scarcity: Blue water footprints versus blue water availability. *PLoS ONE*, 7: e32688, 1–9, doi:10.1371/journal.pone.0032688.

HOEKSTRA, A. Y. 2013. The water footprint of modern consumer society. Londres: Routledge. 216 p., doi: 10.1111/jiec.12190.

HOEKSTRA, A. Y., CHAPAGAIN, A. K. & ZHANG, G. 2016. Water Footprints and Sustainable Water Allocation. *Sustainability*, 8: 1–6, doi:10.3390/su8010020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. 2014. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de Trabalho e Rendimento, Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua 2014.. IBGE. Consultado em 2 de março de 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. 2010. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão Censo Demográfico 2010 Trabalho e rendimento Resultados da amostra.

JESWANI, H. K., AZAPAGIC, A. 2011. Water footprint: methodologies and a case study for assessing the impacts of water use. *J. Clean. Prod.* 19:1288–1299; doi:10.1016/j.jclepro.2011.04.003.

LIMA, J. A. de, M. V. R. DAMBROS, M. A. P. M. de ANTONIO, J. G. JANZEN, & M. MARCHETTO, 2011. Potencial da economia de água potável pelo USO de água pluvial: análise de 40 cidades da Amazônia. *Eng. Sanit. e Amb.*, 291–298.4

LIU, J., SAVENIJE, H. H. G. 2008. Food consumption patterns and their effect on water requirement in China, *Hydrol. and Earth Syst. Sci.* 12(3)(2008)887–898, doi:10.5194/hess-12-887-2008.

MAIA, H. J. L., S. C. da HORA, J. P. de FREITAS, A. A. P. VIEIRA, & F. E. de FREITAS, 2012. A pegada hídrica e sua relação com os hábitos domésticos, alimentares e consumistas dos indivíduos. *POLÊMICA* 11: 650–660.

MARACAJÁ, K. F. B., & L. E. de ARAÚJO, 2014. Regionalização da Pegada Hídrica do Estado da Paraíba. *REUNIR: Revista de Administração*,

Contabilidade e Sustentabilidade 4: 105–122.

MARACAJÁ, K. F. B., 2013. Nacionalização dos recursos hídricos: um estudo exploratório da pegada hídrica no Brasil. Universidade Federal de Campina Grande.

MARACAJÁ, K. F. B., V. de P. R. da SILVA, J. D. Neto, & L. E. de ARAÚJO, 2013. An analysis of water footprint consumer sant'ana island in Caicó/RN. *POLÊMICA* 12: 488–498.

MEDEIROS, M. S. 2003. Poluição ambiental por exposição à poeira de Gesso: impactos na saúde da população. Centro de Pesquisas Aggeu Magalhães – CPqAM, Recife, Março/2003.

MEKONNEN, M. M., & a. Y. HOEKSTRA, 2010. A global and high-resolution assessment of the green, blue and grey water footprint of wheat. *Hydrology and Earth System Sciences* 14: 1259–1276, doi:10.5194/hess-14-1259-2010.

MEKONNEN, M. M., & A. Y. HOEKSTRA, 2011a. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrology and Earth System Sciences* 15: 1577–1600, <http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/15/1577/2011>, doi:10.5194/hess-15-1577-2011.

MINISTÉRIO DO PLANEJAMENTO, ORÇAMENTO E GESTÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE Diretoria de Pesquisas Coordenação de População e Indicadores Sociais Estudos e Pesquisas Informação Demográfica e Socioeconômica número 34 Síntese de Indicadores Sociais Uma análise das condições de vida da população brasileira 2014

NOVOTNY, V., 2011. Water and Energy Footprints of the Cities of the Future. *Water Prac. & Tech.* 5: 1–10, doi:10.2166/wpt.2010.074.

PNUD, IPEA, & FJP, 2013. Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil. Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, Fundação João Pinheiro. , <<http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/consulta/>>.

REBOUÇAS, A. da C., 2003. Água no Brasil: abundância, desperdício e escassez. *Bahia Análise & Dados* 13: 341–345.

ROSEGRANT, W.R, RINGLER, C. & ZHU, T. 2009. Water for agriculture: maintaining food security under growing scarcity. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 34: 205–222, doi:10.1146/annurev.enviro.030308.090351.

SANTOS, L. C. A. & LEAL, A. C. 2013. Gerenciamento de recursos hídricos no estado do Maranhão – Brasil.. *OBSERVATORIUM: Rev.Elet. Geog.*, v.5, n.13, p. 39–65, jun.

SILVA, V. P. R., ALEIXO, D. O., NETO, J. D., MARACAJÁ, K. F. B. & ARAÚJO, L. E. 2013. Uma medida de sustentabilidade ambiental: Pegada hídrica. *Rev. Bras. de Eng. Agr. e Ambi.* v.17, n.1, p.100–105, doi:10.1590/S1415-43662013000100014.

SISTEMA NACIONAL De INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO- SNSA. 2016. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2014. Brasília: / MCIDADES. 212 p. : il.

UNESCOWAPP. 2006. Water a shared responsibility. The United Nations, World Water Development Report 2, UN-WATER/WWAP/2006/3. Available at <http://unesdoc.unesco.org/images/0014/001444/144409e.pdf>.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME - UNEP, 2012. Measuring Water Use in a Green Economy. A Report of the Working Group on Water Efficiency to the International Resource Panel. McGlade, J., Werner, B., Young, M., Matlock, M., Jefferies, D., Sonnemann, G., Aldaya, M., Pfister, S., Berger, M., Farrell, C., Hyde, K., Wackernagel, M., Hoekstra, A., Mathews, R., Liu, J., Ercin, E., Weber, J.L., Alfieri, A., Martinez-Lagunes, R., Edens, B., Schulte, P., von Wirén-Lehr, S., Gee, D., http://www.unep.org/resourcepanel-old/Portals/24102/Measuring_Water.pdf.

VANHAM, D. & BIDOGLIO, G. A review on the indicator water footprint for the EU28. *Ecol. Ind.* 26 (2013) 61–75, doi:10.1016/j.ecolind.2012.10.021.

VANHAM, D. 2016. Does the water footprint concept provide relevant information to address the water–food–energy–ecosystem nexus? *Ecosyst. Serv.* 17: 298–307, doi:10.1016/j.ecoser.2015.08.003.

WICHELNS, D. 2015. Virtual water and waterfootprints do not provide helpful insight regarding international trade or water scarcity *Ecological Indicators* 52 (2015) 277–283, doi:10.1016/j.ecolind.2014.12.013.

WU, P., & M. TAN, 2012. Challenges for sustainable urbanization: a case study of water shortage and water environment changes in Shandong, China. *Proc. Env. Sci.* 13: 919–927, doi:10.1016/j.proenv.2012.01.085.

0000-0002-9590-1797 <http://orcid.org/0000-0002-9590-1797>

NOTA CIENTÍFICA

**BIOPROSPECÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS BÊNTICOS
PARA ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS DE SEDIMENTOS
MARINHOS E ESTUARINOS**

Cleire Monteiro Almeida Campelo¹, Verônica Maria de Oliveira², Flavia Rebelo Mochel³, Leonardo Gonçalves de Lima³, Ricardo Luvizotto-Santos^{3*}

¹ Bacharel em Ciências Biológicas. Universidade Federal do Maranhão. Av. Dos Portugueses, 1966, Campus do Bacanga, São Luís, MA. CEP 65080 805.

² Departamento de Química e Biologia da Universidade Estadual do Maranhão. Cidade Universitária Paulo VI – Caixa Postal 09, São Luís, MA. CEP: 65.725-000

³ Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Maranhão. Av. Dos Portugueses, 1966, Campus do Bacanga, São Luís, MA. CEP 65080 805.

* Autor correspondente: luvizottosantos@ufma.br

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi explorar macro invertebrados bênticos da fauna da Ilha do Maranhão com potencial para utilização em testes ecotoxicológicos. As amostragens foram obtidas na praia do Araçagy, praia do Meio e Mangue Seco. Dentre as espécies identificadas, *Laeonereis culveri* atendeu ao maior número de critérios esperados para organismos-teste sendo, em seguida, submetido a um ensaio ecotoxicológico com substância de referência. Os poliquetas foram aclimatados durante quatro dias e, em seguida, expostos durante 48h a diferentes concentrações de CdCl₂: 3,12; 6,25; 12,5; 25,0 e 50,0 mg/L, cada uma com 3 repetições. Ao final da aclimação a taxa de sobrevivência foi superior a 96 %. A espécie apresentou sensibilidade para a substância de referência com valor de CL50_(48h) de 16,6 mg/L, valor comparável aos encontrados para outras espécies da família Nereididae. Sugere-se que *L. culveri* seja empregado como organismo-teste para bioensaios com sedimentos de regiões marinhas e estuarinas da Ilha do Maranhão, considerando sua abundância, representatividade, informações quanto a sua biologia, adaptação às condições de laboratório e sensibilidade. Palavras-chave: Ecotoxicologia, macrofauna bêntica, Polychaeta.

ABSTRACT**Bioprospecting of benthic macroinvertebrates for ecotoxicological testing of marine and estuarine sediments**

The aim of this study was to explore marine macrobenthic invertebrates from Maranhão Island with potential to be used in ecotoxicological tests. The samples were taken in the beaches of Araçagy, Praia do Meio and Mangue Seco. Among the species that were found, *Laeonereis culveri* attended the highest number of criteria for test-organism, and therefore were subjected to toxicity test with a reference substance. The polychaetes were acclimated during 4 days and then exposed for 48 hours to different concentrations of CdCl₂: 3.12, 6.25, 12.5, 25.0 and 50.0 mg/L, each concentration with three repetitions. At the end of acclimation time survival rate was greater than 96 %. The species showed sensitivity to cadmium with a LC50_(48h) 16.6 mg/L, similarly to those found for other Nereididae species. It is suggested that *L. culveri* can be used as a test organism for bioassays with sediments of marine and estuarine regions of the Island of Maranhão, considering its abundance, representativeness, information regarding its biology, adaptation to laboratory conditions and sensitivity. Key-words: Benthic macrofauna, ecotoxicology, Polychaeta.

A complexidade dos ambientes aquáticos e suas variações estão relacionadas com a dinâmica e interação dos seus constituintes químicos e físicos e estes, por sua vez, interferem diretamente na atividade biológica, promovendo muitas vezes modificações severas no ambiente como a perda da biodiversidade (Melo & Abessa, 2002). Substâncias químicas lançadas em ambientes aquáticos, sejam elas dissolvidas ou particuladas, podem ser adsorvidas aos materiais em suspensão, podendo acumular no sedimento, processo denominado geoacumulação (Mozeto & Zagatto, 2008). Tais processos tornam o sedimento o local de maior concentração de contaminantes dos ecossistemas aquáticos, que em condições específicas, podem atuar como fontes de contaminação para os ecossistemas (Abessa, 2006).

A avaliação da qualidade dos sedimentos dos ecossistemas aquáticos é relevante do ponto de vista das ciências ambientais e pode ser um importante mecanismo para a avaliação, gerenciamento e recuperação de áreas degradadas. Nesse contexto, a ecotoxicologia fornece uma importante ferramenta analítica para estudar os efeitos adversos dos agentes tóxicos nos sistemas biológicos sob condições específicas de exposição (JAMES *et al.*, 2000), em consequência, os efeitos desses constituintes sobre os organismos-teste podem ser quantificados e avaliados através dos ensaios ecotoxicológicos. Nesses ensaios são utilizados organismos-testes representativos do ambiente os quais são expostos a diferentes amostras ou diferentes concentrações de uma amostra em um intervalo de tempo (COSTA *et al.*, 2008), permitindo acessar dados sobre sua qualidade e identificar amostras potencialmente tóxicas.

Diferentes organismos aquáticos têm sido utilizados para testes de toxicidade com sedimentos marinho-estuarinos. No Brasil, os organismos mais comumente utilizados são: ouriços-do-mar *Lytechinus variegatus* e *Echinometra lucunter*, a ostra *Crassostrea rhizophorae*, o tanaidáceo *Kalliapseudes schubarti*, os anfípodos *Tiburonella viscana* e *Leptocheirus plumulosus*, copépodo *Nitocra* sp. e poliquetas de diferentes espécies (Reish & Gerlinger, 1997; Prósperi & Nascimento, 2008; Ferraz, 2013).

As espécies mais indicadas para os ensaios com sedimentos são aquelas que vivem em contato direto com o substrato e água intersticial, porém alguns critérios devem ser observados para a seleção dos organismos-teste como a sensibilidade à diversidade de agentes químicos, abundância e disponibilidade, distribuição, estabilidade genética, uniformidade de sua população, representatividade de seu nível trófico, importância comercial, facilidade de cultivo e adaptação às condições diversas em laboratório

(Rand & Petrocelli, 1995; Costa *et al.*, 2008). Por isso é necessário que sejam conhecidos os aspectos biológicos da espécie como reprodução, hábitos alimentares e comportamento, bem como os aspectos relacionados à fisiologia e ecologia, os quais servirão de base para manutenção destes organismos sob condições laboratoriais (Domingues & Bertoletti, 2008).

Os anfípodos são comumente utilizados para testes com sedimentos, devido à sua alta sensibilidade. Dentre as espécies de anfípodos padronizadas apenas *Tiburonella viscana* (J.L. Barnard, 1964) e *Grandidierella bonnieroides* (Stephensen, 1947) são nativas de ecossistemas brasileiros (Abessa *et al.*, 1998; Melo & Abessa, 2002). No entanto os dados sobre a distribuição dessas espécies ao longo da costa brasileira não são consistentes, e há ausência de registro delas para a costa maranhense. Segundo Thomas & Barnard (1983), a espécie *T. viscana* é uma sinonímia das espécies *Platyschnopus viscana*, Barnard (1964) e *Platyschnopus gracilipes*, Schellenberg (1931), pertencente à família Platyschnopidae (Barnard & Drummond, 1979) e distribuída no Brasil entre os paralelos 23°30'S e 25°02'S (Wakabara *et al.*, 1991) entre 0 e 21 m de profundidade.

A demanda atual de avaliação da qualidade ambiental na Ilha do Maranhão, considerando os problemas relacionados ao crescimento urbano sem planejamento, a falta de coleta e tratamento de efluentes domésticos, industriais e hospitalares, a grande movimentação de cargas no complexo portuário do Itaqui, entre outros, inclui a necessidade de se encontrarem organismos representantes da macrofauna bêntica local que atendam aos requisitos necessários para sua aplicação em ensaios ecotoxicológicos com amostras de sedimento.

Os ensaios ecotoxicológicos foram incorporados recentemente à legislação ambiental brasileira, como por exemplo, a Resolução CONAMA 454/2012 que indica a necessidade de se avaliar o sedimento em determinadas operações de dragagem através de análises químicas e ecotoxicológicas. Dessa forma, cada vez mais a qualidade de sedimentos marinhos e estuarinos deverá ser acessada através de análises laboratoriais e desenvolver metodologias próprias considerando as características locais é premente no cenário atual de grandes mudanças ambientais e climáticas. Desta forma, o objetivo deste trabalho foi prospectar macro invertebrados bênticos da fauna em dois municípios da Ilha do Maranhão, com potencial para utilização em testes ecotoxicológicos de sedimentos marinho-estuarinos. Em seguida, o organismo escolhido foi submetido ao procedimento de aclimação em laboratório e ensaio agudo com

substância de referência (ASTM, 2007).

As amostragens foram feitas em ambientes costeiros em dois municípios da Ilha do Maranhão: São José de Ribamar (Praia do Araçagi e Praia do Meio) e Raposa (Mangue Seco, área estuarina do município). A escolha dos pontos de coleta levou em consideração a distância de fontes de poluição, facilidade de acesso e informações disponíveis na literatura. Foram feitas três coletas na praia do Araçagi, duas na praia do Meio e uma no Mangue Seco (Figura 1) sendo que as coletas ocorreram no período de maio a agosto de 2014.

As amostras foram coletadas com o auxílio de dragas de Petersen e de Gibbs, tendo sido coletadas três amostras por ponto, sendo considerada uma amostra ideal aquela que obteve 1/2 ou 2/3 do pegador preenchido com sedimento e que continha água de fundo, seguindo recomendação da CETESB (1987).

O material coletado para a avaliação da macrofauna bêntica foi imediatamente preservado com formaldeído 40% neutralizado, com volume suficiente para que a concentração final na amostra estivesse entre 4 e 10% (CETESB, 1987). As amostras foram analisadas no Laboratório de Ecotoxicologia (LabEcotox) e no Laboratório de Manguezais (LAMA), ambos da Universidade Federal do Maranhão (UFMA).

A preparação das amostras para a identificação da macrofauna bêntica foi feita por meio de lavagem sobre tela de PVC. Após a retirada do material grosseiro, o restante da amostra foi lavado em peneira com abertura de malha de 0,5 mm. O material retido

na rede foi imediatamente lavado, sob torneira, com fluxos suaves de água corrente e em seguida, o material retido na rede foi acondicionado em potes de vidro de 500 mL. Para a conservação do material, os potes foram preenchidos com, no máximo, 1/2 do volume da amostra e 1/2 do líquido conservador, constituído por etanol 70° GL e solução de Rosa Bengala (1 g/1000 mL de álcool etílico comercial).

A triagem fina foi feita com o auxílio de estereomicroscópio em placa de Petri com fundo quadriculado (de 0,5 a 1 cm). A identificação dos organismos foi realizada com o auxílio de chaves de identificação (Rios, 1994; Amaral & Nonato, 1994; Amaral, 2005; Oliveira *et al.*, 2010) até o menor nível taxonômico possível, sendo priorizada a identificação mais detalhada de organismos pertencentes a grupos taxonômicos já conhecidos na literatura para teste de toxicidade, sempre levando em consideração o que foi apontado por Bartolus (2008), o qual descreve a importância da taxonomia para os estudos ecológicos.

Após a identificação dos taxa e definição dos grupos de maior ocorrência (representativas), as espécies foram comparadas entre si considerando características desejáveis a um organismo-teste, ou seja, informações quanto a sensibilidade à diversidade de agentes químicos, abundância e disponibilidade, cosmopolitismo da espécie, representatividade de seu nível trófico, importância comercial e dados disponíveis quanto a facilidade de cultivo e de adaptação às condições de laboratório (Rand & Petrocelli, 1995; Costa *et al.*, 2008).

Foram coletados um total de 2.182 indivíduos

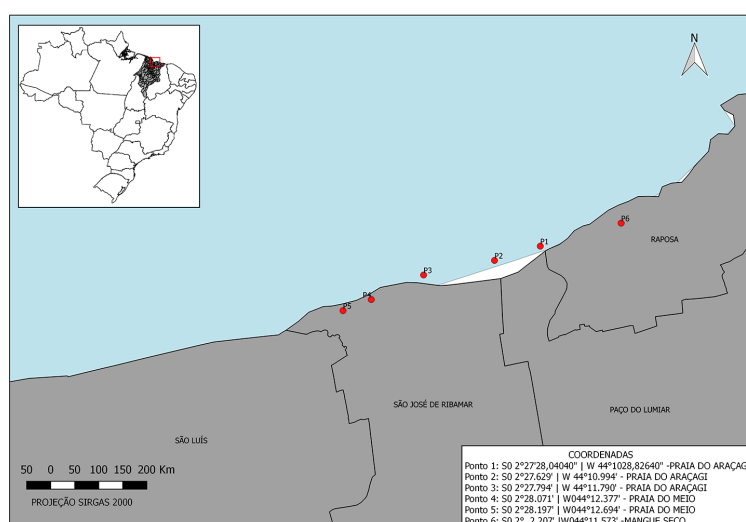


Figura 1. Localização dos pontos de amostragem na Ilha do Maranhão.

pertencentes a seis grupos taxonômicos distintos: Bivalvia, Polychaeta, Gastropoda, Amphipoda, Echinoidea e Crustacea (Tabela 1), sendo que os grupos mais representativos foram Gastropoda constituindo

59,7% da amostra e Polychaeta com 33,5%. Os grupos com menor representatividade foram Crustacea (2,80%), Bivalvia (2,50%), Amphipoda (1,0%) e Echinoidea (0,5%).

Tabela 1. Quantificação dos espécimes por ponto de coleta com a utilização de dois diferentes amostradores: Petersem (P) e Gibbs (G).

ESPÉCIMES	PONTO 1		PONTO 2		PONTO 3		PONTO 4		PONTO 5		PONTO 6	
	P	G	P	G	P	G	P	G	P	G	P	G
Bivalvia	8	7	3	8	1	1	13	-	11	-	1	1
Polychaeta	39	17	32	20	37	41	39	-	12	-	419	75
Gastropoda	103	438	109	248	105	129	81	-	81	-	5	3
Amphipoda	0	1	0	0	5	2	7	-	7	-	0	0
Echinoidea	0	4	1	2	1	0	2	-	2	-	0	0
Crustacea	16	3	1	9	5	9	8	-	8	-	0	2
Total	166	470	146	287	154	182	150	-	121	-	425	81

A seguir estão listados os taxa da macrofauna bêntica identificados na área amostrada (praia do Araçagi, praia do Meio e Mangue Seco).

Lista dos taxa:

Classe: Gastropoda

Ordem: Neogastropoda

Família: Olividae

Gênero: *Olivella*

Classe: Bivalvia

Ordem: Veneroida

Família: Veneridae

Gênero: *Tivela*

Espécie: *Tivela maactroides* (Born, 1778)

Ordem: Veneroida

Família: Donacidae

Gênero: *Donax*

Família: Veneridae

Gênero: *Anomalocardia*

Família: Donacidae

Gênero: *Donax*

Ordem: Nuculoida

Família: Nuculidae

Gênero: *Nucula*

Classe: Polychaeta

Ordem: Spionida

Família: Magelonidae

Ordem: Aciculata

Família: Lumbrineridae

Ordem: Phyllodocida

Família: Nereididae
Gênero: *Laeonereis*
Espécie: *Laeonereis culveri* (Webster, 1879)

Classe: Malacostraca
Ordem: Decapoda
Família: Pinnotheridae
Gênero: *Pinnixa*
Família: Paguridae
Ordem: Amphipoda
Família: Gammaridea
Ordem: Cumacea
Ordem: Natantia
Ordem: Brachyura

Classe: Echinoidea
Ordem: Clypeasteroidea
Família: Mellitidae
Gênero: *Mellita*
Espécie: *Mellita quinquiesperforata* (Leske, 1778)

Dentre os grupos identificados os dois que atenderam ao maior número de critérios para escolha de um organismo-teste foram Amphipoda e Polychaeta, os quais têm uma vasta utilização em ensaios de toxicidade (Bat, 2005). Os anfípodos identificados nas amostras pertencem à família Gammaridae, sendo que algumas espécies dessa família têm sido utilizadas em bioensaios como *Gammarus pseudolimnaeus* (SPEHAR *et al.*, 1978) e *Gammarus pulex* (Bat *et al.*, 2000). Estas duas espécies de Gammaridae destacam-se pelo tamanho corpóreo e facilidade de cultivo em condições de laboratório. Vale ressaltar que no Brasil, a Resolução CONAMA 454 (2012) indica que, preferencialmente, os organismos-teste para avaliação de sedimentos devam ser do grupo dos anfípodas. Entretanto, os espécimes obtidos nos diferentes pontos de coleta na Ilha do Maranhão apresentavam tamanho reduzido e baixa representatividade nas amostras (1,0%) o que limitaria sua utilização como organismo-teste.

Por outro lado, os poliquetas, além de atenderem ao maior número de critérios para escolha de um organismo-teste, foram o segundo grupo mais frequente nas amostras (33,5%). Dentre suas principais características, destaca-se por sua grande importância ecológica, uma vez que são utilizados na dieta alimentar de muitas espécies de peixes, aves e invertebrados maiores, e ao mesmo tempo, predadores de invertebrados menores (ASTM, 2007). Ademais, estão entre os organismos mais abundantes da macrofauna de invertebrados bênticos constituindo cerca de 35 a 50% dos espécimes (Knox, 1977),

sendo alguns utilizados como organismo-teste para avaliar os efeitos das substâncias tóxicas no ambiente marinho (Reish & Gerlinger, 1997). Tais organismos têm sido utilizados em testes de toxicidade desde a década de 60, tendo como trabalhos pioneiros o de Reish & Bamard (1960), que utilizaram *Capitata capitella* (Fabricius, 1780) para ensaios com diferentes concentrações de oxigênio dissolvido.

A utilização de poliquetas em bioensaios é bem relatada, sendo utilizadas várias espécies de diferentes famílias: Capitellidae, Dinophilus, Dorvilleidae e Nereididae. Dentre as espécies mais utilizadas em testes de toxicidade estão *Cirriiformia spirabranca*, *Neanthes arenaceodentata*, *Glycinde picta*, *Serratus Crenodrilus*, *Arenicola cristata*, *Virens Nereis*, *Glycera dibranchiata*, *Nephtys cecos*, *Dynophilus gyrotilatus*, *Ophryotrocha labronica*, *O. diadema*, *Streblospio benedicti* e *Hediste diversicolor* (Bat, 2005). Dentre os testes que empregam estes poliquetas destacam-se os ensaios agudos, em que a mortalidade é o efeito observado e o tempo de exposição ao contaminante é de poucos dias (geralmente até 96h).

Das famílias de poliquetas identificadas neste trabalho, Nereididae teve maior destaque, devido à sua importância ecológica, sendo que espécies desta família formam um dos grupos mais conhecidos de poliquetas com relação à sua frequência e distribuição (Glasby, 1999). Dentre as espécies pertencentes a esta família, *Laeonereis culveri* um poliqueta tipicamente estuarino no Brasil, tem sido bastante empregada em estudos toxicológicos (Geracitano *et al.*, 2002) (Figura 2).

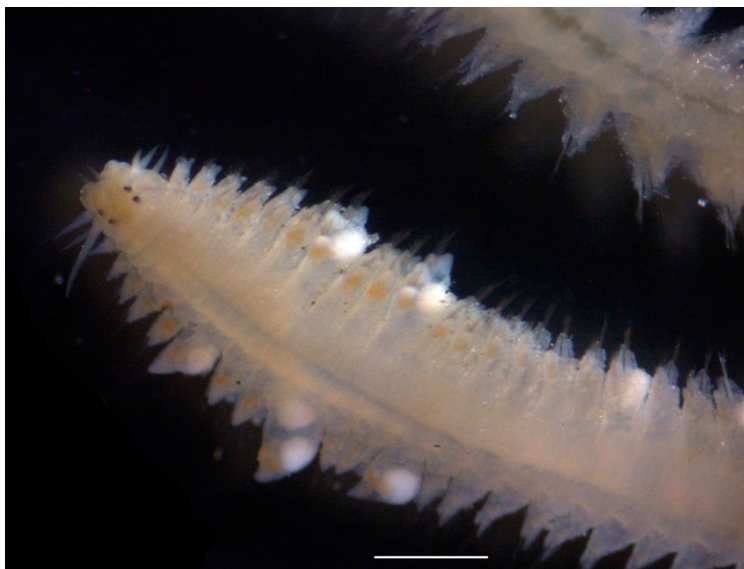


Figura 2. Vista dorsal de *L. culveri* fixado em formol 4% em água doce e conservado em álcool a 70%.

Efeitos de diversos contaminantes já foram relatados para esta espécie, sendo sua utilização importante em estudos de efeitos de diversos poluentes sobre o sistema antioxidante (Geracitano *et al.* 2000, 2002, 2004a, 2004b). Estudos do estresse oxidativo na espécie incluem diversos contaminantes como o cádmio, cobre e peróxido de hidrogênio (Geracitano *et al.*, 2004a; Rosa *et al.*, 2005; Sandrini *et al.*, 2006). Os poliquetas desta espécie são de fácil coleta, identificação (movimentação em serpentina) e manutenção em laboratório. Além disso, o fato de não apresentarem muita mobilidade facilita sua utilização (Svendsen & Weeks, 1997, Geracitano *et al.*, 2000).

Laeonereis culveri tem ampla distribuição, tendo sido considerada a única espécie válida do gênero com ocorrência ao longo da costa atlântica das Américas (Oliveira, 2009). Animais referidos como *L. culveri* têm a reconhecida capacidade de ocupar diversos habitats costeiros, com ampla tolerância às variações de temperatura e salinidade (0 a 28 g/kg) (Pettibone, 1971), o que possivelmente explica a sua ampla distribuição.

Pelos motivos apresentados, a espécie de poliqueta *L. culveri* foi a que mais atendeu aos critérios de escolha de organismo-teste, sendo esta a espécie selecionada como organismo-teste.

Teste de toxicidade com *L. culveri* como organismo-teste

Uma nova coleta foi feita no ponto 6 em 30 de abril de 2015 para a obtenção dos poliquetas os quais foram submetidos ao processo de aclimação e ensaio

de toxicidade. As amostras foram acondicionadas em frascos de vidro contendo sedimentos e água do local e transportadas para o laboratório em caixas de isopor com gelo. Os procedimentos de coleta, aclimação e exposição à substância de referência seguiram o proposto por Geracitano *et al.*, (2000), sendo que a taxa de sobrevivência foi determinada no final do período subtraindo-se o número de indivíduos mortos no final da aclimação do número de indivíduos vivos no início da aclimação.

Os poliquetas foram aclimatados durante quatro dias em dois aquários de vidro contendo uma camada de aproximadamente 2 cm de sedimento do local da coleta, com volume de água de 5 L, temperatura 23°C, salinidade 10 g/kg e pH 8,0. Os aquários foram mantidos sob iluminação e aeração constante. Os indivíduos não foram alimentados durante a aclimação, assumindo-se que obtiveram seu alimento do próprio sedimento em que foram mantidos.

Uma alíquota do sedimento coletado juntamente com os poliquetas foi submetida à análise granulométrica e do teor de matéria orgânica. A granulometria foi obtida por método de peneiramento utilizando-se 30 g de sedimento seco em malhas progressivamente menores (intervalo de $\frac{1}{2} \phi$), para determinar as massas das frações relativas a cada malha segundo o sistema de classificação Wentworth (1922).

Para a determinação do teor de matéria orgânica, foi utilizado o método de Wetzel (1975) em que foram pesados 5 g de sedimentos seco em

béqueres e digeridos com ácido clorídrico para a remoção de carbonatos. Em seguida, as amostras foram lavadas com água destilada em papéis de filtro e secas em estufa a 60°C por 24 horas. Logo após, o sedimento seco foi pesado em cadinhos e aquecidos em mufla a 450°C por 4h. O valor da matéria orgânica foi obtido por meio da equação:

$$\%M.O. = [(PI - PII) / PII] \times 100$$

Onde:

%MO = Teor de matéria orgânica;

PI = Peso da amostra com a matéria orgânica;

PII = Peso da amostra sem a matéria orgânica;

Após a aclimação os indivíduos saudáveis foram selecionados para a realização do teste de toxicidade. Foram considerados os indivíduos saudáveis aqueles que não possuíam anomalias morfológicas, os que estavam inteiros e aqueles que apresentavam mobilidade típica da espécie. O teste consistiu na exposição dos indivíduos durante 48h a diferentes concentrações de cloreto de cádmio ($CdCl_2$), a saber: 3,12; 6,25; 25,00 e 50,00 mg/L, além do grupo controle (água na salinidade 10 g/kg, também utilizada para a preparação das soluções de cádmio) em frascos de vidro contendo 100 mL de solução-teste sem sedimento e sem alimentação.

Cada solução foi preparada com 3 réplicas contendo os organismos-teste e uma unidade extra (sem organismos) para a análise da água. Foram distribuídos aleatoriamente oito poliquetas por réplica totalizando 24 indivíduos por concentração. Os parâmetros pH, salinidade e temperatura foram monitorados durante todo o experimento. Os indivíduos mortos foram contabilizados e retirados a cada 24 h. A concentração letal mediana (CL_{50}) de $CdCl_2$ foi estimada através da regressão linear entre a transformação de probitos da porcentagem de mortalidade corrigida (Y) e o log10 da concentração de $CdCl_2$ (X) (Vincent, 2008).

O resultado das análises granulométricas do sedimento utilizado para aclimação dos poliquetas apresentaram a frequência simples relacionada com o tamanho do grão em ϕ (Tabela 2). Foi observado que a frequência maior está para valores de ϕ entre 3,0 e 3,5, o que caracteriza a amostra como areia muito fina. A média desta amostra foi de 3,0 enquanto a mediana 2,9 ϕ . Quanto à seleção, foi descrito como bem selecionado com valores de 0,360 e valor de assimetria de 0,081, sendo classificada como aproximadamente simétrica. A curtose foi de 0,816 com classificação platycúrtica. O teor de matéria orgânica presente no sedimento foi de 1,5 %.

Com relação à sobrevivência dos poliquetas em laboratório, dos 161 indivíduos obtidos em uma única coleta, 155 indivíduos permaneceram vivos

Tabela 2. Frequência das classes granulométricas observadas.

Φ	2,5	3,0	3,5	4,0
%	4,18	45,48	42,36	6,64

após 4 dias de aclimação, com percentual superior a 96 %. Segundo Astm (2007), um lote de organismos que obtiverem mais de 5% de mortalidade após a aclimação não se encontra apto para realização de testes de toxicidade. Nesse sentido, a baixa mortalidade de *L. culveri* ao final da aclimação (3,37 %), sugere que os organismos estavam aptos para serem utilizados nos ensaios de toxicidade.

Além da eficiência de cultivo/manutenção em laboratório o organismo-teste precisa ser sensível aos agentes tóxicos, uma vez que a avaliação dos efeitos frente à exposição a uma substância de referência é parte importante dos métodos ecotoxicológicos. Os testes de toxicidade realizados com estas substâncias avaliam a sensibilidade dos organismos os quais posteriormente serão utilizados para detectar a toxicidade das amostras-teste, sendo este um procedimento relacionado à exatidão e precisão do método (Environment Canada, 1995).

Uma substância de referência deve possuir alguns requisitos como: ter meia vida longa e estável, estar disponível na forma pura, apresentar uma boa curva de concentração-resposta para o organismo, ser estável em solução aquosa e apresentar um baixo risco a saúde humana (Environment Canada, 1992). O cádmio é um metal contaminante e tem sido utilizado como substância de referência para organismos marinhos (Waalkes, 2000).

No ensaio feito com $CdCl_2$, não houve mortalidade nos frascos controle, sendo que a mortalidade na concentração mais baixa (3,125 mg/L) foi de 8,3 %, enquanto que na concentração mais elevada (50,0 mg/L) foi de 100%. A CL_{50} de cloreto de cádmio foi estimada através da equação $Y = 1,619 + 2,7705 X$ ($R^2 = 0,73$), cujo valor foi de 16,6 mg/L (Figura 3).

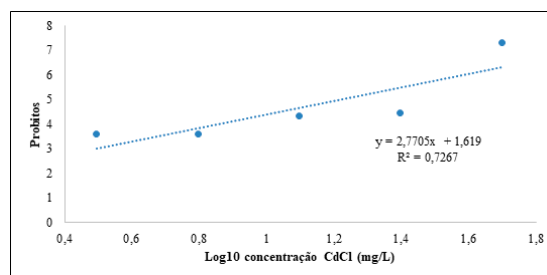


Figura 3. Regressão linear entre a transformação de probitos da porcentagem de mortalidade corrigida (Y) e o log10 da concentração de $CdCl_2$ (X).

Este resultado é condizente com o que já foi verificado para outras espécies da família Nereidae expostas ao cádmio. Segundo Reish & Gerlinger, (1997) os valores CL50_(96h) variam de 4,7 a 87,0 mg/L, sendo que a temperatura, salinidade e granulometria do sedimento alteram significativamente a toxicidade. Dillon *et al.* (1993) consideraram o valor de CL50_(96h) de 5,2 mg/L (salinidade 30 g/kg) como valor de referência no desenvolvimento de um bioensaio para a espécie *Neanthes arenaceodentata* com sedimentos contaminados. Apesar do ensaio deste trabalho ter a duração de 48 horas, considerou-se que a sensibilidade de *L. culveri* é semelhante à observada para as outras espécies da família Nereidae.

Dessa forma, sugere-se que *L. culveri* seja empregado como organismo-teste para bioensaios com sedimentos de regiões marinhas e estuarinas da Ilha do Maranhão, considerando sua abundância, representatividade, informações quanto a sua biologia, adaptação às condições de laboratório e sensibilidade. Os resultados obtidos neste estudo podem contribuir com o início do desenvolvimento de um protocolo para ensaios ecotoxicológicos com amostras de sedimentos do litoral norte brasileiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABESSA, D.M.S.; SOUSA E.C.P.M. & TOMMASI L.R. 2006. Utilização de testes de toxicidade na avaliação da qualidade de sedimentos marinhos. *Rev. Geol.*, 19(2): 253–261.
- ABESSA, D.M.S.; SOUSA, E C.P. M.; RACHID, B.R.F. & MASTROTI, R.R. 1998. Use of the burrowing amphipod *Tiburonella viscana* as tool in marine sediments contamination assessment. *Braz. Arch. Biol. Techn.*, 41(2): 225–230.
- AMARAL, A.C.Z. & NONATO, E.F. 1996. Annelida Polychaeta: características, glossário e chaves para famílias e gêneros da costa brasileira. Editora da Unicamp. 124 p.
- AMARAL, A.C.Z. 2005. Manual de identificação dos invertebrados marinhos da região sudeste-sul do Brasil: Vol 1. 1 Editora da Universidade de São Paulo. 288p.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). 2007. Standard guide for conducting sediment toxicity tests with Polychaetous annelids. Method E 1611–07.
- BARNARD, J. L. 1964. Los anfipodos bentonicos marinos de la costa occidental de Baja California. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*. 24, 205 - 274.
- BARTOLUS, A. 2008. Error cascades in the biological sciences: The unwanted consequences of using bad taxonomy in ecology. *Ambio*, 37(2): 114-118.
- BAT, L. 2005. A Review of Sediment Toxicity Bioassays Using the Amphipods and Polychaetes. *Turk. J. Fish. Aquat. Sc.*, 5: 119-139.
- BAT, L.; AKBULUT, M.; ÇULHA, M.; GÜNDOĞDU, A. & SATILMIS, H.H. 2000. Effect of temperature on the toxicity of zinc, copper and lead to the freshwater amphipod *Gammarus pulex*. *Tr. J. Zoology*, 24: 409-415.
- BRASIL. RESOLUÇÃO CONAMA Nº 454, DE 01 DE NOVEMBRO DE 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Brasília, DF, 01 nov. 2012.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. L5021.1987. Água do mar - Teste de toxicidade aguda com *Artemia*: método de ensaio. São Paulo.
- COSTA C.R.; OLIVI P.; BOTTA C.M. R. & ESPINDOLA E.L.G. 2008. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Quim. Nova*, 31(7): 1820–1830.
- DILLON, T.M., MOORE, D.W. & GIBSON, A.B. 1993. Development of a chronic sublethal bioassay for evaluating contaminated sediment with the marine polychaete worm *Nereis (neanthes) arenaceodentata*. *Environ. Toxicol. and Chem.*, 12: 589–605.
- DOMINGUES, D.F. E BERTOLETTI, E. 2008. Seleção, Manutenção e Cultivo de Organismos Aquáticos. 2 ed. In: Zagatto, P. A. E Bertoletti, E. (ed.), *Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações*. RIMA, São Carlos, p.153–184.
- ENVIRONMENT CANADA. 1992. Biological test method: Acute test for sediment toxicity using marine or estuarine amphipods. Report EPS1/RM/26- Canada.
- ENVIRONMENT CANADA. 1995. Guidance document on measurement of toxicity test precision using control sediment spiked with a reference toxicant. Report EPS 1/RM/5. Environmental Technology Centre, Ottawa, ON.
- FABRICIUS, O. 1780. [POLYCHAETA E ANNELIDA DATA. p.266-315; 374-384] *Fauna Groenlandica, systematice sistens, Animalia*

Groenlandiae occidentalis hactenus indagata, quoad nomen specificum, triviale, vernaculumque synonyma auctorum plurium, descriptionem, locum, victum, generationem, mores, usum, capturamque singuli prout detegendi occasio fuit, maximaque parte secundum proprias observationes: Hafniae [Copenhagen] et Lipsiae.

FAUCHALD, K. 1977. The polychaeta worms definitions and keys to orders, families and genera. Natural History Museum of Los Angeles County, 188 p

FERRAZ, MARIANA ALICEDA. 2013. Desenvolvimento e aplicação de um método para a avaliação e identificação da toxicidade usando o organismo bentônico *Nitocra* sp. (Crustacea: Copepoda: harpacticoida), São Paulo. p. 55.

GERACITANO, L.A.; BOCCHETTI, R.; MONSERRAT, J.M.; REGOLI, F. & BIANCHINI, A. 2004b. Oxidative stress responses in two populations of *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae) after acute and chronic exposure to copper. Mar. Environ. Res. 58: 1–17.

GERACITANO, L.A.; MONSERRAT, T.J. M.; BAINY, A.C. D. & BIANCHINI, A. 2000. Avaliação do estresse oxidativo em *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae): condições de manutenção dos animais em laboratório. In: Espíndola, E.L.G., Botta Paschoal, C.M.R., Rocha, O., Camino Boher, M.B. e de Oliveira Neto, A.B. (eds), Ecotoxicologia. Perspectivas para o século XXI. RIMA, São Carlos, pp. 129–145.

GERACITANO, L.A.; LUQUET, C. M.; MONSERRAT, J.M. & BIANCHINI, A. 2004. Histological and morphological alterations induced by copper exposure in *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae). Mar. Environ. Res., 58: 263–267.

GERACITANO, L.A.; MONSERRAT, J.M. & BIANCHINI, A. 2002. Physiological and antioxidant enzyme responses to acute and chronic exposure of *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae) to copper. J Exp Mar Biol Ecol 2002; 277: 145–156.

GLASBY, C. 1999. The Namanereidinae (Polychaeta: Nereididae). Part 1. Taxonomy and phylogeny, Part 2 Cladistic Biogeography. Rec. Aust. Mus. Suppl., Sydney, v. 25, 129 p.

JAMES, R.C.; ROBERTS, S.M. & WILLIAMS, P.L. 2000. In: Principles of Toxicology: Environmental and Industrial Applications; Williams, P. L.; James, R. C.; Roberts, S. M., eds.; 2 ed., John Wiley & Sons:

New York, cap. 1.

KNOX, G. A. 1977. The role of polychaetes in benthic soft-bottom communities. In: D. J. Reish and K. Fauchald, (eds). Essays in honor of Dr. Olga Hartman. Allan Hancock Foundation, University of Southern California, Los Angeles. p. 547-604.

LANA, P. C. 1984. Anelídios poliquetas errantes do litoral do estado do Paraná. Tese de Doutorado do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. São Paulo. 275p.

LESKE, N. G., 1778. Additamenta ad Jacob Theodori Klein Naturalem Dispositionem Echinodermatum et Lucubratiunculam de Aculeis Echinorum Marinorum. Upsala, 216 pp.

LESKE, N. G., 1778. Additamenta ad Jacob Theodori Klein Naturalem Dispositionem

MELO, G.A. S. de 1996. Manual de identificação dos *Brachyura* (caranguejos e siris) do litoral brasileiro. São Paulo: Plêiade / FAPESP. 604p.

MELO, G.A.S. de. 1999. Manual de identificação dos Crustacea Ecossistemas Aquáticos, Costeiros e Continentais, 461 I | VI Congresso de Ecologia do Brasil, Fortaleza, 2003. Decapoda do litoral brasileiro: Anomura, Thalassinidea, Palinuridea,, Astacidea. São Paulo: Plêiade / FAPESP. 551p.

MELO, S.L.R. & ABESSA, D.M.S. 2002. Testes de toxicidade com sedimentos marinhos utilizando anfípodos. In: I. A. Nascimento, E. C. P. M. Sousa & M. Nipper. (ed), Métodos em ecotoxicologia marinha. Artes Graf. Ind. Ltda., São Paulo, p.163-178.

MOZETO, A.A. & ZAGATTO P.A. 2008. Introdução de Agentes Químicos no Ambiente. 2 ed. In: Zagatto, P. A. & Bertoletti, E. (ed.), Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações. RIMA, São Carlos, p.15-38.

NONATO, E. F. & AMARAL, A. C. Z. 1979 Anelídeos Poliquetas - Chaves para Famílias e Gêneros. Publ. Priv., São Paulo, 79 p.

OLIVEIRA, V. M. 2009. Variabilidade morfológica de *Laeonereis* (Hartman, 1945) (Polychaeta: Nereididae) ao longo do atlântico Ocidental. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. 51P.

OLIVEIRA, V.M., SANTOS, C.S.G., LANA, P.C., CAMARGO, M.G. 2010. Morphological variations caused by fixation techniques may lead to taxonomic confusion in *Laeonereis* (Polychaeta, Nereididae).

Zoologia, 27: 146–150.

PETTIBONE, M.H. 1971. Revision of some species referred to *Leptonereis*, *Nicon* and *Laeonereis* (Polychaeta: Nereididae). *Smithson Contrib. Zool.*, Washington, v. 104, 53 p.

PRÓSPERI, V.A. & NASCIMENTO, I.A. 2008. Avaliação ecotoxicológica de ambientes marinhos e estuarinos. 2 ed. In: Zagatto, P. A. & Bertoletti, E. (ed.), *Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações*. RIMA, São Carlos, p.269-292.

RAND, G.M. & PETROCELLI, S.R. 1985. *Fundamentals of aquatic toxicology*. Washington. 665p.

REISH, D.J. & BARNARD, J.L. 1960. Field toxicity tests in marine water utilizing the polychaetous annelid *Capitella capitata* (Fabricius). *Pacific. Nat.*, 1 (21): 1–8.

REISH, D.J. & GERLINGER, T.V. 1997. A review of the toxicological studies with polychaetous annelids. *Bul. Mar.Sci.* 60: 584–607.

RIOS, E. C. e colabs. 1975. *Brasilian Marine Mollusks Iconography*. 1a ed., Rio Grande: FURG. 1.238p.

RIOS, E. C. e colabs. 1994. *Seashells of Brazil*. 2ª ed. Rio Grande: FURG. 492p

ROSA, C.E; IURMAN, M.G; ABREU, P.C; GERACITANO, L.A & MONSERRAT, J. M. 2005. Antioxidant mechanisms of the nereididae *Laeonereis acuta* (Annelida: Polychaeta) to cope with environmental hydrogen peroxide. *Physiol. Biochem. Zool.* 78: 641–9.

SANDRINI, J.Z.; REGOLI, F.; FATTORINI, D.; NOTTI, A.; FERREIRA INÁCIO, A.; LINDE-ARIAS, A.R.; LAURINO, J.; BAINY, A.C.D.; MARINS, L.F.; MONSERRAT, J.M. 2006. Temporal responses to cadmium in the estuarine polychaete *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae): subcellular distribution and oxidative stress generation. *Environ. Toxicol. Chem.* 25 (5): 1337–1344.

SPEHAR, R.L.; ANDERSON, R.L. & FIANDT, J.T. 1978. Toxicity and bioaccumulation of cadmium and lead in aquatic invertebrates. *Environ. Pollut.* 15: 195–208.

SPEHAR, R.L.; ANDERSON, R.L.; FIANDT, J.T. 1978. Toxicity and bioaccumulation of cadmium and lead in aquatic invertebrates. *Environ. Pollut.*, 15: 195–208.

STEPHENSEN, K. 1947. Amphipods from Curaçao, Bonaire, Aruba and Margarita. *Studies on the Fauna of Curacao, Aruba, Bonaire and the Venezuelan Islands*. 11: 1-20.

SVENDSEN, C.; WEEKS, J. 1997. A simple low-cost field mesocosm for ecotoxicological studies on earthworms. *Comp. Biochem. Physiol.* 117C: 31–40.

THOMAS, J. D. & BARNARD, J. L. 1983. The *Platyischnopidae* of America (Crustacea: Amphipoda). *Smithsonian Contributions to Zoology*. 375, 1 - 33.

UEBELACKER, J.M.; JOHNSON, P.G. 1984. *Taxomic Guide to the Polychaeta of the Northern Gulf of Mexico*. Final Report to the Minerals Management Service. 14-12-001-29091. Bary A. Vittor & Associates, Inc., Mobile, Alabama. 7 Vols.

VON BORN I. 1778. *Index rerum naturalium Musei Caesarei Vindobonensis. Verzeichniss der Natürlichen Seltenheiten des K.K. Naturalien Kabinets zu Wien*. Erster Theil, Schalthiere.

WAALKES, M.P. 2000. Cadmium carcinogenesis in review. In: *J. Inorg. Biochem.* 79: 241–244.

WAKABARA, Y., TARAMAN, A. S., VALERIO-BERARDO, M. T., DULEBA, W. & PEREIRA LEITE, F. P. 1991. Gammaridean and caprellidean fauna from Brazil. *Hydrobiologia*. 223, 69 - 77.

WEBSTER, H.E. 1879. The Annelida Chaetopoda of New Jersey. *Annual Report of the New York State Museum of Natural History*, 32: 101–128.

WENTWORTH, C.K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *J. Geol.*, 30: 377–392.

WETZEL, R.G. 1975. W.B. Saunders Company, Philadelphia, London, and Toronto. Xii. *Limnology*. 743 p.