

ANÁLISE DA BIOACUMULAÇÃO DE METAIS E BIOMARCADORES DE ESTRESSE OXIDATIVO EM CRUSTÁCEOS DO GÊNERO *AEGLA* (CRUSTACEA, ANOMURA)

Analysis of metal bioaccumulation and oxidative stress biomarkers in crustaceans of *Aegla* genus (crustacea, anomura)

Jaquilini Fátima Giarolo Piassão¹; Bianca Rosa Gasparin²; Monik Compagnoni Martins¹; Vanderlei Secretti Decian¹; Rogério Luis Cansian¹; Rozane Maria Restello¹; Albanin Aparecida Mielniczki-Pereira¹

¹ PPG Ecologia - URI Erechim. Albanin Aparecida Mielniczki Pereira. E-mail: albanin@uricer.edu.br

² Curso de Ciências Biológicas - URI Erechim.

Data do recebimento: 31/10/2018 - Data do aceite: 11/12/2018

RESUMO: Os metais são contaminantes que podem alterar a dinâmica dos ecossistemas aquáticos, o que torna relevantes estudos que avaliem tanto as concentrações destes elementos no ambiente quanto possíveis efeitos de toxicidade em organismos aquáticos. O objetivo deste trabalho foi investigar se a concentração de metais na água e sedimento de riachos se correlaciona com o nível de metais bioacumulados por crustáceos do gênero *Aegla* (Crustacea, Anomura), bem como com a peroxidação lipídica (medida pelo método de substâncias reativas com ácido tiobarbitúrico – TBARS) e com a atividade da enzima catalase (CAT). O trabalho foi realizado em 6 riachos de 1^a ou 2^a ordem, localizados no Alto Uruguai Gaúcho. Água, sedimento e exemplares de *Aegla* foram coletados e utilizados para medir a concentração de metais. Além disso, os organismos foram utilizados para a análise de biomarcadores de estresse oxidativo (CAT e TBARS). Os resultados mostram que não houve correlação entre os metais acumulados na água e no sedimento. A atividade da CAT apresentou correlação negativa com o cádmio (Cd) do sedimento, enquanto que os níveis de TBARS tiveram correlação negativa com a presença de cobre (Cu) na água e positiva com potássio (K) no sedimento. Os dados mostraram que o nível de metais essenciais em *Aegla* foi pouco influenciado pela concentração destes elementos no ambiente aquático, mas que esse organismo pode bioacumular altas concentrações de Cd.

Palavras-chave: Cádmio. Metais essenciais. Catalase. TBARS.

ABSTRACT: Metals are contaminants that can alter the dynamics of the aquatic ecosystems, which makes studies that evaluate both their concentrations in the environment and possible toxic effects in aquatic organisms relevant. The objective of this work was to investigate whether the concentration of metals in the water and the sediment of streams correlates with the level of metals bioaccumulated by crustaceans of the *Aegla* genus (Crustacea, Anomura), as well as lipid peroxidation (measured by thiobarbituric acid reactive substances – TBARS) and with catalase (CAT) enzyme activity. The work was carried out in 6 streams of first or second order, located in Alto Uruguai Gaúcho. Water, sediment and *Aegla* specimens were collected and used to measure the concentration of metals. In addition, the organisms were used for the analysis of oxidative stress biomarkers (CAT and TBARS). The results show that there was no correlation between the metals accumulated in the water and in the sediment. The CAT activity showed negative correlation with the cadmium (Cd) of the sediment, whereas TBARS had negative correlation with the presence of copper (Cu) in water and positive with potassium (K) in the sediment. The data showed that the level of essential metals in *Aegla* was little affected by the concentration of these elements in the aquatic environment, but that this organism can bioaccumulate high concentrations of Cd.

Keywords: Cadmium. Essential metals. Catalase. TBARS.

Introdução

Os metais estão incluídos entre os contaminantes que podem alterar a dinâmica dos ambientes aquáticos. Embora possam existir fontes naturais de liberação de metais, o aumento na concentração destes elementos, caracterizando um efeito poluente, está associado basicamente a atividades antrópicas (ÁLVAREZ et al., 2017). Indústrias de segmentos diversos (metalúrgica, têxtil, galvanização, etc.), agricultura e urbanização estão associadas com a liberação excessiva de metais para o ambiente (CHABUKDHARA; NEMA, 2012; FERNANDEZ et al., 2014).

Uma vez liberados para os rios, os metais podem ficar dissolvidos na forma de íons, como partículas em suspensão ou se estabelecendo nos sedimentos. De forma geral, as concentrações de metais na água são menores

que as encontradas no sedimento, pois este tem a capacidade de retê-los e os organismos aquáticos muitas vezes os ingerem e se contaminam involuntariamente (TUNA et al., 2007).

Do ponto de vista biológico, os metais podem ser classificados em essenciais ou não essenciais. O grupo dos essenciais inclui metais que possuem função biológica conhecida no metabolismo dos organismos vivos como, por exemplo, cobre (Cu), ferro (Fe), zinco (Zn) magnésio (Mg) e manganês (Mn) (TÜRKMEN; CIMINLI, 2007). Já os metais não essenciais são aqueles que não possuem funções biológicas conhecidas, como cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) (SARWAR et al., 2017).

A toxicidade dos metais essenciais ocorre tanto em deficiências metabólicas quanto em altas concentrações (SFAKIANAKIS et

al., 2015). Para os metais não essenciais, a toxicidade aumenta com concentrações crescentes (JITAR et al., 2015; SFAKIANAKIS et al., 2015; JAISWAL; VERMA; JAISWAL, 2018). Dessa forma, ambos podem ter efeitos adversos e, além disso, serem armazenados nos tecidos, fenômeno este denominado de bioacumulação (RAINBOW, 2002; MARDEN; RAINBOW, 2004). Segundo Rocha e Azevedo (2015), a alta toxicidade dos metais conferida aos organismos se dá pela permanência desses compostos nas cadeias tróficas, uma vez que não são degradáveis.

Um dos principais mecanismos associado à toxicidade dos metais é a geração de estresse oxidativo. Isso pode ocorrer pela participação direta em reações de oxido-redução que produzem espécies reativas de oxigênio (EROs), bem como por meio do sequestro ou inativação de moléculas que participam dos sistemas de defesa antioxidante (LUSHCHAK, 2016). Dentre os biomarcadores de estresse oxidativo mais robustos, estão incluídos a catalase (CAT), que é uma importante enzima dos sistemas de defesa antioxidante, presente virtualmente em todos os organismos vivos (HALLIWELL; GUTTERIDGE, 2007); e a medida de substâncias reativas com ácido tiobarbitúrico (TBARS), que reflete danos oxidativos decorrentes da peroxidação de lipídios nas membranas biológicas (HALLIWELL; GUTTERIDGE, 2007).

Organismos aquáticos respondem às mudanças das condições ambientais, sendo considerados eficientes bioindicadores da qualidade de água. Dentre esses organismos, estão os crustáceos límnicos, que representam uma fonte importante de informações biológicas e ecológicas (BOND-BUCKUP; BUCKUP, 1994). Crustáceos do gênero *Aegla* são bioindicadores que atuam como elos na cadeia alimentar e que apresentam grande sensibilidade às variações ou perturbações ambientais (TREVISAN; HEPP; SANTOS, 2009).

O objetivo deste trabalho foi investigar se a concentração de metais na água e sedimento de riachos se correlaciona com o nível de metais bioacumulados por crustáceos do gênero *Aegla* (Crustacea, Anomura), bem como com o nível dos biomarcadores TBARS e CAT.

Metodologia

Área de Estudo

Este trabalho foi realizado em 6 riachos de 1ª ou 2ª ordem, localizados em três bacias hidrográficas do Alto Uruguai Gaúcho (Bacias dos Rios Suzana, Dourado e Ligeirinho-Leãozinho), situadas ao norte do estado, aproximadamente entre os meridianos 49°30' e 54° Oeste e os paralelos 26°30' e 28°30' Sul. A altitude da região varia de 400-800 m (DECIAN et al., 2009). O clima pertence à categoria Cfb (Köppen), com temperatura média anual de 17,6°C e precipitação média anual de 1912,3 mm (BERNARDI; BUDKE, 2010).

Análise de Metais na Água, Sedimento e Exemplares de *Aegla*

Foram quantificados os níveis de cádmio (Cd), cálcio (Ca), cobre (Cu), magnésio (Mg), manganês (Mn), potássio (K), sódio (Na) e zinco (Zn) na água, sedimento e nos exemplares de *Aegla*. Amostras de água foram coletadas em frascos esterilizados. Cerca de 500 mL de água foram evaporados com 10 mL de ácido nítrico (HNO₃) 13%, até atingir o volume de aproximadamente 90 mL. Todas as amostras foram filtradas, aferidas até o volume de 100 mL e armazenadas a 4°C.

Para avaliar a fração potencialmente biodisponível do sedimento, esse foi coletado com um amostrador de 70 mm de diâmetro, nos primeiros 10 cm de profundidade. Em laboratório, as amostras foram secas a 45°C por 24h e após foram peneiradas em peneira de

≤ 62 µm de malha, para separação da fração potencialmente biodisponível de metais. As amostras foram diluídas em 10 mL de ácido clorídrico (HCl) 0.1 mol L⁻¹ em agitador a aproximadamente 20°C por 12h, em seguida foram filtradas com filtro de 25 µm de porosidade e armazenadas a 4°C.

A coleta de organismos do gênero *Aegla* foi efetuada com uma rede do tipo puçá, sendo utilizadas fêmeas adultas **não ovígeras**, com cefalotórax acima de 15 mm (OLIVEIRA; SANTOS, 2011). Após a coleta, os organismos foram resfriados a 0°C e fracionados em fragmentos para medida de metais e fragmentos para a análise de biomarcadores de estresse oxidativo. Para a avaliação de metais, os fragmentos foram submetidos a incineração. As cinzas resultantes foram homogeneizadas com HNO₃ (1 mol/L). A concentração de metais nos exemplares de *Aegla* foi normalizada pelo peso dos organismos. As amostras de água, sedimento e organismo foram armazenadas a 4°C. A leitura dos metais da água, sedimento e organismo foi efetuada por espectrofotometria de absorção atômica, no mínimo, em triplicata. Curvas de calibração individuais foram geradas em cada experimento para o cálculo final da concentração de metais.

Preparo do Extrato Biológico e Análise de Biomarcadores de Estresse Oxidativo

Os extratos biológicos foram preparados conforme Bertholdo-Vargas et al. (2009), com breves modificações. Os exemplares de *Aegla* foram triturados individualmente em placa de vidro gelada, na presença de tampão fosfato pH 7,2 e PMSF 10 mMol (inibidor de protease), sendo feito o descarte do exoesqueleto. O material biológico foi centrifugado (1600 x g, 30 min, 4°C) e o sobrenadante foi congelado a -20°C, para posterior utilização nas análises dos biomarcadores.

A determinação de proteínas totais foi feita pelo método de Bradford (1976). A atividade da CAT (EC 1.11.1.6) foi determinada com base na velocidade de degradação de H₂O₂, medida em 240 nm, conforme protocolo adaptado de Bertholdo-Vargas et al. (2009). O nível de peroxidação lipídica foi medido pela determinação de substâncias reativas com o ácido tiobarbitúrico (TBARS), conforme método adaptado de Esterbauer e Cheeseman (1990).

Análise dos Dados

Os dados são apresentados com média ± desvio padrão. Para avaliar a diferença entre o nível de cada metal nas três bacias hidrográficas, foi aplicada uma análise de variância de uma via, seguida de teste de Tukey. Valores de p < 0,05 foram considerados estatisticamente significativos. O teste de correlação de Pearson foi utilizado para verificar se houve correlação entre a concentração de metais na água, sedimento e bioacumulados por *Aegla*. Também foi aplicado para analisar a correlação entre os biomarcadores (TBARS ou CAT) e os níveis de metais em *Aegla* ou nos compartimentos límnicos (água e sedimento). Para considerar a existência de correlação, foram aceitos valores de r inferiores -0,60 ou superiores a 0,60 associados a valores de p < 0,05. As análises foram realizadas no *software* Past versão 2.17.

Resultados

A Tabela I apresenta os resultados de concentração de metais na água e no sedimento, assim como os metais bioacumulados pelos exemplares de *Aegla*.

Foram identificadas diferenças pontuais na presença de metais comparando-se as três bacias hidrográficas avaliadas, tanto para as amostras de água quanto de sedimento.

Tabela I - Concentrações de metais (mg.L⁻¹) na água, sedimento e bioacumulados em *Aegla*

Metais (mg.L ⁻¹)	Bacias Hidrográficas*		
	Suzana	Dourado	Leãozinho-Ligeirinho
Dissolvidos na água			
Mn	0,46 ± 0,11 a	0,22 ± 0,10 b	0,40 ± 0,03 ab
Cu	0,01 ± 0,02 a	0,03 ± 0,01 a	0,04 ± 0,01 a
Zn	0,07 ± 0,02 a	0,08 ± 0,02 a	0,10 ± 0,02 a
Cd	0,01 ± 0,01 a	0,01 ± 0,01 a	0,02 ± 0,00 a
Na	17,12 ± 3,84 a	15,63 ± 1,13 a	16,47 ± 1,08 a
K	5,95 ± 0,96 a	5,64 ± 0,33 ab	4,36 ± 0,80 b
Mg	8,40 ± 0,94 a	14,96 ± 0,55 b	7,65 ± 0,53 a
Ca	26,39 ± 1,76 a	49,15 ± 0,86 b	21,72 ± 0,45 c
Biodisponíveis no sedimento			
Mn	10,69 ± 4,07 a	6,58 ± 0,22 a	8,15 ± 0,14 a
Cu	0,04 ± 0,02 a	0,03 ± 0,02 a	0,04 ± 0,02 a
Zn	0,14 ± 0,07 ab	0,07 ± 0,01 a	0,21 ± 0,01 b
Cd	0,02 ± 0,00 a	0,02 ± 0,00 a	0,02 ± 0,00 a
Na	0,52 ± 0,62 a	1,27 ± 0,68 a	1,07 ± 0,33 a
K	3,40 ± 0,20 a	3,16 ± 0,22 ab	2,99 ± 0,13 b
Mg	5,40 ± 0,52 a	5,43 ± 0,75 a	5,25 ± 0,26 a
Ca	0,14 ± 0,06 a	0,07 ± 0,01 a	0,21 ± 0,01 b
Bioacumulados em <i>Aegla</i>			
Mn	8,68 ± 6,23 a	3,76 ± 3,01 b	5,30 ± 2,67 ab
Cu	0,89 ± 0,33 a	0,66 ± 0,20 b	0,60 ± 0,15 b
Zn	0,71 ± 0,20 a	0,80 ± 0,20 a	0,49 ± 0,12 b
Cd	0,06 ± 0,02 a	0,07 ± 0,020 ab	0,09 ± 0,023 b
Na	48,99 ± 12,45 a	39,03 ± 14,08 b	32,65 ± 6,90 b
K	12,63 ± 5,57 a	9,14 ± 2,61 b	6,57 ± 1,35 b
Mg	34,70 ± 13,61 a	31,71 ± 6,42 a	25,60 ± 3,94 a
Ca	1177,4 ± 434,2 a	1116,0 ± 293,2 a	830,9 ± 200,2 a

*Letras diferentes indicam diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) comparando-se cada metal individualmente entre as bacias hidrográficas.

Entretanto, não houve correlação entre os metais acumulados nestes dois compartimentos límnicos (Tabela II). A presença de K em *Aegla* teve correlação positiva com o nível na água. Já o Cd no sedimento pode ser correlacionado negativamente com o conteúdo bioacumulado nos organismos (Tabela II).

Em relação aos biomarcadores de estresse oxidativo, a atividade da enzima CAT tam-

bém apresentou correlação negativa com o Cd quantificado no sedimento (Tabela III). Além disso, a enzima se correlacionou negativamente com dois outros metais, Mg e Cu, presentes no corpo de *Aegla*. Já a peroxidação lipídica (TBARS) teve correlação negativa com a presença de Cu na água e correlação positiva com a presença de K no sedimento (Tabela IV).

Tabela II - Correlação dos níveis de metais presentes na água, sedimento e *Aegla*

Metal*	H ₂ O x <i>Aegla</i>		Sedimento x <i>Aegla</i>		H ₂ O x Sedimento	
	r	p	r	p	r	P
Mn	0,449	0,372	0,344	0,505	0,358	0,486
Cu	0,218	0,679	0,150	0,777	-0,435	0,389
Zn	-0,713	0,112	-0,072	0,892	0,083	0,877
Cd	-0,376	0,462	-0,826	0,043	0,124	0,815
Na	0,738	0,094	-0,362	0,481	-0,299	0,565
K	0,924	0,008	0,574	0,234	0,603	0,205
Mg	0,008	0,988	-0,118	0,824	0,138	0,794
Ca	0,197	0,708	0,270	0,604	0,687	0,132

*A análise de correlação foi realizada utilizando-se os valores médios de cada metal para cada um dos 6 riachos avaliados.

Tabela III - Correlação da atividade enzima CAT com os níveis de metais na água, sedimento e bioacumulado por *Aegla*

Metal*	CAT x água		CAT x sedimento		CAT x <i>Aegla</i>	
	r	p	r	p	r	P
Mn	-0,180	0,734	-0,396	0,437	-0,911	0,012
Cu	-0,304	0,558	-0,310	0,550	-0,837	0,037
Zn	-0,074	0,889	-0,174	0,741	-0,008	0,989
Cd	-0,488	0,327	-0,817	0,047	0,679	0,138
Na	0,551	0,258	0,231	0,660	0,107	0,841
K	0,302	0,562	0,094	0,860	-0,044	0,934
Mg	0,647	0,165	0,330	0,523	-0,251	0,631
Ca	0,659	0,154	0,640	0,171	-0,493	0,321

*A análise de correlação foi realizada utilizando-se os valores médios de cada metal e da CAT nos organismos coletados em cada um dos 6 riachos avaliados.

Tabela IV - Correlação de TBARS com os níveis de metais na água, sedimento e bioacumulado por *Aegla*

Metal*	TBARS x água		TBARS x sedimento		TBARS x <i>Aegla</i>	
	r	p	r	p	r	P
Mn	0,658	0,156	0,438	0,395	-0,088	0,867
Cu	-0,943	0,005	0,311	0,549	-0,142	0,788
Zn	-0,543	0,265	0,278	0,593	-0,003	0,996
Cd	-0,622	0,188	0,212	0,687	-0,057	0,914
Na	0,808	0,052	-0,747	0,088	0,7158	0,110
K	0,557	0,251	0,817	0,047	0,492	0,322
Mg	-0,219	0,677	0,579	0,229	-0,037	0,945
Ca	-0,161	0,761	-0,082	0,878	0,159	0,763

*A análise de correlação foi realizada utilizando-se os valores médios de cada metal e de TBARS nos organismos coletados em cada um dos 6 riachos avaliados.

Neste trabalho, Cd foi o único metal não essencial avaliado. A Figura 1 apresenta um detalhamento do perfil de correlação deste metal em relação à bioacumulação em *Aegla* e atividade da CAT. Observa-se que maiores concentrações de Cd em *Aegla* e maior atividade da CAT são detectados quando há maior presença deste metal no sedimento. Também é possível observar a tendência de aumento da CAT em função do maior acúmulo de Cd em *Aegla*.

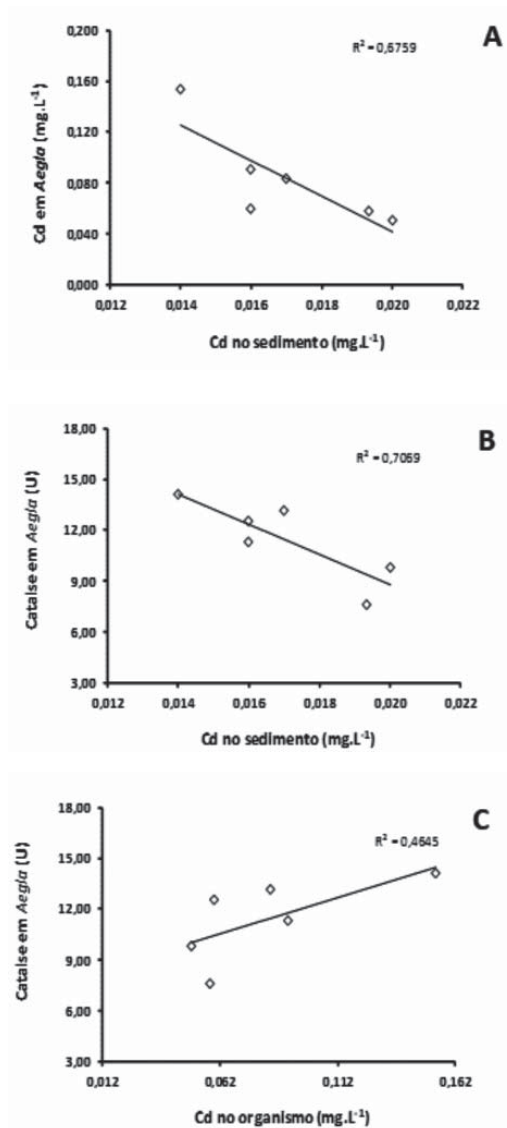
Discussão

Os metais encontram-se entre os principais subprodutos antrópicos que contaminam os ambientes aquáticos, e por serem não biodegradáveis, podem bioacumular e biomagnificar em concentrações letais nos organismos aquáticos (GRIMMLER et al., 2016; SANTOS et al., 2017). As atividades humanas aumentam significativamente a concentração de tais contaminantes nas águas, fazendo com que se tornem graves poluentes ambientais (SOUZA et al., 2015).

Neste trabalho, não foi observada correlação entre metais na água e sedimento, isso se justifica pela maior estabilidade e facilidade de retenção destes elementos no sedimento, que se contrapõe ao que ocorre na água (JESUS et al., 2004), que é um compartimento límnico mais lábil, cujo acúmulo de metais depende de uma série de fatores ambientais externos, como o pH (FERREIRA; HORTA; CUNHA, 2010). Devido a isso, Schepis et al. (2016) relatam que as massas d'água podem não fornecer com exatidão o nível de poluição de um local.

De forma geral, os metais essenciais avaliados não apresentaram bioacumulação em *Aegla* ou correlação com os biomarcadores de estresse oxidativo. Utilizando microrganismos bênticos na avaliação do efeito de alguns metais essenciais, Ahmed

Figura 1 - Correlação das concentrações de Cd entre (A) Sedimento e organismo, (B) Sedimento e CAT e (C) Organismo e CAT



et al. (2018) discutem que as concentrações biodisponíveis no sedimento são importantes para determinar se esses compostos possuem ou não potencial de toxicidade. Além disso, estes resultados podem estar refletindo a capacidade do organismo de metabolizar e eliminar metais essenciais.

A atividade da CAT e níveis de TBARS se correlacionaram negativamente com a con-

centração de Cu na água e organismos, respectivamente. Estudos *in vitro* demonstram que o Cu tem a capacidade de se ligar à CAT, alterando sua estrutura secundária e, conseqüentemente, causando perda de atividade (HAO et al., 2015). A redução da atividade da CAT após tratamento com Cu também já foi observada *in vivo* (WYSZKWSKA et al., 2009; ELIA et al., 2017). A deficiência em CAT pode ser compensada pela ativação das defesas antioxidantes medidas pela glutathiona, incluindo a Glutathiona Peroxidase que pode, ao mesmo tempo, desintoxicar H₂O₂ diretamente e também peróxidos orgânicos, derivados da degradação de membranas, e assim minimizar os efeitos sobre a formação de lipídios peroxidados detectados pelo método de TBARS (HALLIWELL; GUTTERIDGE, 2007).

O trabalho realizado por Grant, Perrone e Dawes (1998) avaliou o papel de enzimas do sistema das glutathionas em levedura *Saccharomyces cerevisiae* deficientes (mutantes) para a CAT. Os resultados mostraram que o sistema das glutathionas e a CAT são defesas sobrepostas. Segundo os autores, o sistema das glutathionas forneceu a defesa primária contra o H₂O₂, no entanto, a função da CAT é necessária quando a glutathiona reduzida (GSH) está esgotada. Neste contexto, também já foi demonstrado que íons Cu podem aumentar os níveis de glutathiona total, bem como elevar a atividade das enzimas Glutathiona Peroxidase e Glutathiona-S-Transferase na espécie *Oncorhynchus mykiss* (ELIA et al., 2017). Um possível efeito compensatório do sistema das glutathionas em relação à redução da CAT poderia explicar a correlação negativa entre o Cu presente em *Aegla* e os níveis de TBARS, conforme observado no presente estudo.

A presença de K no sedimento teve correlação positiva com TBARS, além disso, a presença do metal na água se relacionou com a bioacumulação em *Aegla*. O K é

um metal essencial para a sobrevivência dos organismos vivos (ALBERTS et al., 2011). Entretanto, em concentrações acima dos níveis fisiológicos, pode gerar estresse salino ou osmótico, resultando em efeitos biológicos negativos. Wang et al. (2016) demonstraram que o tratamento da microalga *Chlorella protothecoides* com sais de Na e K aumenta atividade de enzimas antioxidantes e os níveis de malondialdeído (MDA), sendo estes aumentos mediados pela presença de EROs. Estudos adicionais são necessários para averiguar se o excesso de K pode estar associado com a geração de estresse oxidativo também em *Aegla*.

Em termos de toxicidade, o Cd destaca-se em relação aos demais metais por apresentar maior risco ambiental devido ao uso intenso e ampla distribuição (AUGUSTO et al., 2014). *Aegla* é um macroinvertebrado filtrador, predador de invertebrados menores e alimenta-se também de detritos foliares (COGO; SANTOS, 2013), o que possivelmente permite acesso ao sedimento pela via alimentar. Este modo de alimentação pode ter influenciado na absorção e acúmulo de Cd oriundo do sedimento por estes crustáceos.

Estudos feitos por Enk e Mathis (1977) mostraram que na comparação entre a concentração de Cd na água, sedimento e organismos, os organismos são os que acumulam maior concentração desse metal. Estes dados estão de acordo com o observado no presente estudo. A maior concentração de Cd em *Aegla* pode ser decorrente de os organismos terem bioacumulado este metal ao longo de sua vida, visto que a meia vida biológica do Cd nos organismos vivos é estimada entre 15 e 20 anos (NORDBERG, 1984).

A geração de estresse oxidativo está incluída entre os mecanismos de toxicidade do Cd, pois os íons Cd²⁺ são capazes de inativar enzimas antioxidantes (DONGXING et al., 2019), além de se conjugar com moléculas de glutathiona reduzida, tornando-a menos

disponível para atuar nas vias de defesa antioxidante (MIELNICZKI-PEREIRA et al., 2008). Neste estudo, a atividade da CAT apresentou correlação negativa com a concentração de Cd no sedimento e correlação positiva com as concentrações do metal nos organismos. Com base nestes dados é possível inferir que a bioacumulação de Cd em *Aegla* promove algum nível de estresse oxidativo. Por meio da avaliação de uma extensa gama de biomarcadores, Nardi et al. (2018) verificaram susceptibilidade ao estresse oxidativo em mexilhões (*Mytilus galloprovincialis*) expostos ao Cd.

Em resumo, os dados obtidos neste trabalho mostraram que o nível de metais essenciais em *Aegla* foi pouco influenciado pela concentração destes elementos no ambiente aquático, o que pode indicar a eficiência fisiológica para utilização e eliminação deste grupo de metais. Por outro lado, foi observado que *Aegla* bioacumula concentrações de Cd superiores às registradas no ambiente. Esta bioacumulação, por sua vez, se correlaciona com aumento na atividade da CAT, indicando que a presença do metal no ambiente promove algum nível de estresse oxidativo no organismo.

Considerações Finais

AHMED, A.M.; LYAUTEY, E.; BONNINEAU, C.; DABRIN, A.; PESCE, S. Environmental concentration of copper, alone or in mixture with arsenic, can impact river sediment microbial community structure and functions. **Frontiers in Microbiology**, v. 9, p. 1-13, 2018.

ALBERTS, B.; JOHNSON, A.; LEWIS, J.; RAFF, M.; ROBERTS, K.; WALTER, P. **Biologia Molecular da Célula**. 5. ed. Porto Alegre: Editora Artmed, 2011.

ÁLVAREZ, A; SAEZ, J.M; COSTA, J.S.D; COLIN, V.L; FUENTES, M.S; CUOZZO, S.A; BENIMELI, C.S; POLTI, M.A; AMOROSO, M.J. Actinobacteria: Current research and perspectives for bioremediation of pesticides and heavy metals. **Chemosphere**, v. 166, p. 41-62, 2017.

AUGUSTO, A.S.; BERTOLI, A.C.; CANNATA, M.G.; CARVALHO, R.; BASTOS, A.R.R. Bioacumulação de Metais Pesados em *Brassica juncea*: Relação de Toxicidade com Elementos Essenciais, **Revista Virtual de Química**, v. 6, n. 5, p. 1221-1236, 2014.

BERNARDI, S.; BUDKE, J. C. Estrutura da sinúsia epifítica e efeito de borda em uma área de transição entre floresta estacional semidecídua e floresta ombrófila mista. **Floresta**, v. 40, p. 81-82, 2010.

BERTHOLDO-VARGAS, L.R.; MARTINS, J.N.; BORDIN, D.; SALVADOR, M.; SCHAFER, A.L.; DE BARROS, N.M.; BARBIERI, L.; STIRPE, F.; CARLINI, C.R. Type 1 ribosome-inactivating proteins - Entomotoxic, oxidative and genotoxic action on *Anticarsia gemmatalis* (Hubner) and *Spodoptera frugiperda* (J.E. Smith) (Lepidoptera: Noctuidae). **Journal of Insect Physiology**, v. 55, p. 51-58, 2009.

BOND-BUCKUP, G.; BUCKUP, L. A família Aeglidae (Crustacea, Decapoda, Anomura). **Arquivos de Zoologia**, v. 32, n. 4, p. 159-346, 1994.

BRADFORD, M.M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. **Analytical Biochemistry**, v.72, p. 248-254, 1976.

CHABUKDHARA, M; NEMA, A.K. Assessment of heavy metal contamination in Hindon River sediments: a chemometric and geochemical approach. **Chemosphere**, v. 87, p. 945-953, 2012.

REFERÊNCIAS

- COGO, G.B.; SANTOS, S. The role of aeglids in shredding organic matter in Neotropical streams. **Journal of Crustacean Biology**, v. 33, p. 519-526, 2013.
- DECIAN, V. S.; OLVEIRA, C. H.; ZANIN, E. M.; ROSSET, F.; FERRARI, C. A. Uso da terra na região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul e obtenção de banco de dados relacional de fragmentos de vegetação arbórea. **Revista Perspectiva**, v. 33, p. 165-176, 2009.
- DONGXING, Z.; YUCUI, N.; CONGMIN, J.; LIYAN, L.; XIAOLI, P.; XU, C. Correlation of the oxidative stress indices and Cd exposure using a mathematical model in the earthworm, *Eisenia fetida*. **Chemosphere**, v. 216, p. 157-167, 2019.
- ELIA, A.C.; MAGARA, G.; RIGHETTI, M.; DÖRR, A.J.; SCANTIO, T.; PACINI, N.; ABETE, M.C.; PREARO, M. Oxidative stress and related biomarkers in cupric and cuprous chloride-treated rainbow trout. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 11, p. 10205-10219, 2017.
- ENK, M.; MATHIS, B.J. Distribution of cadmium and lead in a stream ecosystem. **Hydrobiologia**, v. 52, p. 153-158, 1977.
- ESTERBAUER, H.; CHEESEMAN, K.H. Determination of Aldehydic Lipid Peroxidation Products: Malonaldehyde and 4-Hydroxynonenal. **Methods in Enzymology**, v. 183, p. 407-431, 1990.
- FERNANDEZ, D.S.; PUCHULU, M.E.; GEORGIEFF, S.M. Identification and assessment of water pollution as a consequence of a leachate plume migration from a municipal landfill site (Tucumán, Argentina). **Environmental Geochemistry and Health**, v. 36, p. 489-503, 2014.
- FERREIRA, A.P.; HORTA, M.A.P.; CUNHA, C.L.N. Avaliação das concentrações de metais pesados no sedimento, na água e nos órgãos de *Nycticorax nycticorax* (Garça-da-noite) na Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 10, n. 2, p. 229-241, 2010.
- GRANT, C.M.; PERRONE, G.; DAWES, I.W. Glutathione and catalase provide overlapping defenses for protection against hydrogen peroxide in the yeast *Saccharomyces cerevisiae*. **Biochemical and Biophysical Research Communications**, v. 253, n. 3, p. 893-898, 1998.
- GRIMMLER, M.U.; BETEMPS, G.R.; FERREIRA, M.M.; SANCHES FILHO, P.J. Determinação de metais tóxicos em sedimento de canal de drenagem pluvial na zona urbana. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v.7, n.1, p. 201-209, 2016.
- HALLIWELL, B.; GUTTERIDGE, J.M.C. **Free Radicals in biology and medicine**. 4 ed. New York: Oxford University Press Inc. 2007.
- HAO, F.; JING, M.; ZHAO, X.; LIU, R. Spectroscopy, calorimetry and molecular simulation on the interaction of catalase with copper ion. **Journal of Photochemistry and Photobiology B**, v. 143, p. 100-106, 2015.
- JAISSWAL, A.; VERMA, A.; JAISSWAL, P. Detrimental Effects of Heavy Metals in Soil, Plants, and Aquatic Ecosystems and in Humans. **Journal of Environmental Pathology, Toxicology and Oncology**, v. 37, n. 3, p. 183-197, 2018.
- JESUS, H.C.; COSTA, E.A.; MENDONÇA, A.S.F.; ZANDONADE, E. Distribuição de metais pesados em sedimento do sistema estuarino da Ilha de Vitória-ES. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 378-386, 2004.
- JITAR, O.; TEODOSIU, C.; OROS, A.; PLAVAN, G.; NICOARA, M. Bioaccumulation of heavy metals in marine organisms from the Romanian sector of the Black Sea. **New Biotechnology**, v. 32, n. 3, p. 369-378, 2015.
- LUSHCHAK, V.I. Contaminant-induced oxidative stress in fish: a mechanistic approach. **Fish Physiology and Biochemistry**, v. 42, n. 2, p. 711-747, 2016.

- MARSDEN, I.D.; RAINBOW, P.S. Does the accumulation of trace metals in crustaceans affect their ecology. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, p. 300-343, 2004.
- MIELNICZKI-PEREIRA, A.A.; SCHUCHA, A.Z.; BONATTO, D.; CAVALCANTE, C.F.; VAITSMANC, D.S.; RIGER, C.J.; ELEUTHERIO, E.C.A.; HENRIQUES, J.A.P. The role of the yeast ATP-binding cassette Ycf1p in glutathione and cadmium ion homeostasis during respiratory metabolism. **Toxicology Letters**, v. 180, p. 21-27, 2008.
- NARDI, A.; BENEDETTI, M.; D'ERRICO, G.; FATTORINI, D.; REGOLI, F. Effects of ocean warming and acidification on accumulation and cellular responsiveness to cadmium in mussels *Mytilus galloprovincialis*: Importance of the seasonal status, **Aquatic Toxicology**, v. 204, p. 171-179, 2018.
- NORDBERG, M. General aspects of cadmium: transport, uptake and metabolism by the kidney. **Environmental Health Perspectives**, v. 54, p. 13-20, 1984.
- OLIVEIRA, D.; SANTOS, S. Maturidade sexual morfológica de *Aegla platensis* (Crustacea, Decapoda, Anomura) no Lajeado Bonito, norte do estado do Rio Grande do Sul. **Iheringia, Série Zoologia**, v.101, p.127-130, 2011.
- RAINBOW, P.S. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? **Environ Pollution**, p. 497- 507, 2002.
- ROCHA, C.H.B.; AZEVEDO, L.P. Avaliação da presença de metais pesados nas águas superficiais da Bacia do Córrego São Mateus, Juiz de Fora (MG), Brasil. **Revista Espinhaço**, v. 4, n. 2, p. 33-44, 2015.
- SANTOS, L.M.M.; SOUZA, R.C.; ANUNCIAÇÃO, D.S.; VIANA, Z.C.V.; SANTOS, V.L.C.S. Análise de metais em sedimentos de manguezal do Rio Passa Vaca, Salvador, Brasil. **Acta Brasiliensis**, v. 1, n. 2, p. 1-7, 2017.
- SARWAR, N.; IMRAN, M.; SHAHEEN, M.R.; ISHAQUE, W.; KAMRAN, M.A.; MATLOOB, A.; REHIM, A.; HUSSAIN, S. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives, **Chemosphere**, v. 171, p. 710-721, 2017.
- SCHEPIS, W.R.; MEDEIROS, T.V.; ABESSA, D.M.S.; SILVA, S.A. Toxicidade aguda e contaminação por metais em sedimentos do rio dos Bugres, Ilha de São Vicente, SP. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 20, n. 1, p. 42-53, 2016.
- SFAKIANAKIS, D.G.; RENIERI, E.; KENTOURI, M.; TSATSAKIS. Effect of heavy metals on fish larvae deformities: A review. **Environmental Research**, v.137, p. 246- 255, 2015.
- SOUZA, V.L.; LIMA, V.L.; HAZIN, C.A.; FONSECA, C.K.; SANTOS, S.O. Biodisponibilidade de metais-traço em sedimentos: uma revisão. **Brazilian Journal of Radiation Sciences**, v. 3, n. 1, p. 1-13, 2015.
- TREVISAN, A.; HEPP, L.U.; SANTOS, S. Abundância e distribuição de Aeglidae em função do uso da terra na Microbacia Hidrográfica do Rio Jacutinga, Rio Grande do Sul, Brasil. **Zoologia**, v. 26, p. 419-426, 2009.
- TUNA, A.L.; YILMAZ, F.; DEMIRAK, A.; OZDEMIR, N. Sources and distribution of trace metals in the Saricay stream basin of southwestern Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 125, p. 47-57, 2007
- TÜRKMEN, M.; CIMINLI, C. Determination of metals in fish and mussel species by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. **Food Chemistry**, v. 103, p. 670-675, 2007.
- WANG, T.; GE, H.; LIU, T.; TIAN, X.; WANG, Z.; GUO, M.; CHU, J.; ZHUANG, Y. Salt stress induced lipid accumulation in heterotrophic culture cells of *Chlorella protot hecoides*: Mechanisms

based on the multi-level analysis of oxidative response, key enzyme activity and biochemical alteration. **Journal of biotechnology**, v. 228, p.18-27, 2016.

WYSZKWSKA, J.; KUCHARSKI, J.K.; KUCHARSKI, J.; BOROWIK, A. Activity of dehydrogenases, catalase and urease in copper polluted soil. **Journal of Elementology**, v. 14, n. 3, p. 605-617, 2009.