

SAÚDE E AMBIENTE

V.9 • N.1 • 2022 - Fluxo Contínuo

ISSN Digital: 2316-3798

ISSN Impresso: 2316-3313

DOI: 10.17564/2316-3798.2022v9n1p290-303



DETERMINAÇÃO DE ESPÉCIES QUÍMICAS EM *SCIADES PROOPS* (VALENCIENNES, 1840) (SILURIFORMES, ARIIDAE) COLETADAS NO ESTUÁRIO DO RIO JAPARATUBA, SE

DETERMINATION OF CHEMICAL SPECIES IN *SCIADES PROOPS*
(VALENCIENNES, 1840) (SILURIFORMES, ARIIDAE) COLLECTED
FROM THE JAPARATUBA RIVER ESTUARY, SE

DETERMINACIÓN DE ESPÉCIES QUÍMICAS EN *SCIADES*
PROOPS (VALENCIENNES, 1840) (SILURIFORMES, ARIIDAE)
COLECTADAS EN EL ESTUARIO DEL RIO JAPARATUBA, SE

Maria Nogueira Marques¹

Renata Priscila Santos de Carvalho²

Angélica Baganha Ferreira (*in memoriam*)³

José do Patrocínio Hora Alves⁴

Verônica de Lourdes Sierpe Jeraldo⁵

Rubens Riscalá Madi⁶

RESUMO

A uritinga, *Sciaedes proops*, habita o fundo de estuários de águas rasas e lodosas e lagoas salobras, ocorrendo também em águas doces. Devido a esse hábito, acredita-se que eles possam concentrar uma quantidade maior de espécies químicas, já que estão em contato mais próximo com o substrato do que outros peixes. O objetivo deste trabalho foi determinar a contaminação por espécies químicas em *S. proops* coletados no estuário do Rio Japaratuba no Estado de Sergipe. O estudo foi realizado de agosto de 2012 a julho de 2013, e foram coletadas 126 espécimes. As amostras foram analisadas por espectrometria EDXRF para quantificar os elementos químicos As, Cl, Cu, Fe, I, K, Mg, Na, Se e Zn. Não houve correlação entre a variação sazonal na variação da contaminação por espécies químicas. As análises dos elementos químicos As e Se apresentaram valores médios de 12.499 mg/kg e 1.351 mg/kg sob peso seco, respectivamente, acima do limite máximo permitido pela Portaria ANVISA nº. 55871 - 03/1965.

PALAVRAS-CHAVE

Contaminação Química. Pescados. Região Estuarina. *Sciaedes Proops*.

ABSTRACT

The “uritinga”, *Sciades proops*, inhabits the bottom of estuaries of shallow muddy waters and brackish lagoons, and also occurring in fresh waters. Because of this habit, it is believed that they can concentrate a larger amount of chemical species, since it is in closer contact with the substrate than other fish. The aim of this study was to determine the contamination by chemical species in *S. proops* collected from the estuary of Japaratuba River in the State of Sergipe. The study was conducted from August 2012 to July 2013, and 126 specimens. The samples were analyzed by EDXRF spectrometry to quantify the chemical elements As, Cl, Cu, Fe, I, K, Mg, Na, Se, and Zn. There was no correlation between the seasonal variation in the contamination variation by chemical species. The analyzes of the chemical elements As and Se presented average values of 12.499 mg/kg and 1.351 mg/kg under dry weight, respectively, which is above the maximum extent allowed permitted by the ANVISA Decree no. 55871 – 03/1965.

KEYWORDS

Chemical Contamination. Fish. Estuarine Region. *Sciades proops*.

RESUMEN

La “uritinga”, *Sciades proops*, habita en el fondo de estuarios de aguas fangosas poco profundas y estanques salobres, y también se encuentra en aguas dulces. Debido a este hábito, se cree que pueden concentrar una mayor cantidad de especies químicas, ya que están en mayor contacto con el sustrato que otros peces. El objetivo de este trabajo fue determinar la contaminación por especies químicas en *S. proops* recolectadas en el estuario del Río Japaratuba en el Estado de Sergipe. El estudio se llevó a cabo de agosto de 2012 a julio de 2013 y se recolectaron 126 especímenes. Las muestras fueron analizadas por espectrometría EDXRF para cuantificar los elementos químicos As, Cl, Cu, Fe, I, K, Mg, Na, Se y Zn. No hubo correlación entre la variación estacional en la variación de la contaminación por especies químicas. El análisis de los elementos químicos As y Se mostró valores medios de 12.499 mg/kg y 1.351 mg/kg en peso seco, respectivamente, por encima del límite máximo permitido por la Ordenanza ANVISA n. 55871 - 03/1965.

PALABRAS CLAVE

Contaminación química, peces, zona estuario, *Sciades proops*.

1 INTRODUÇÃO

O peixe constitui fonte de proteína de alto valor nutricional na alimentação humana, sendo tão importante quanto à carne bovina. O teor proteico varia de 15 a 20% e são classificados em relação à gordura como magros (menos que 1% de gordura, assim como bacalhau, carpa, pescada, truta, linguado), meio gordos (entre 7 e 8% de gordura, assim como salmão, arenque, cavala, congro) e gordos (mais de 15% de gordura, assim como atum, enguia), e é fonte importante de gorduras insaturadas, vitaminas e minerais (LEDERER, 1991). Os peixes constituem, no nível mundial, um dos recursos alimentares de maior qualidade e abundância (LUQUE, 2004).

No contexto da alimentação humana e no desenvolvimento das indústrias pesqueiras, a avaliação da qualidade do peixe atingiu um nível relevante de importância, pois a tecnologia do pescado, no seu aspecto de inspeção visa a segurança do consumidor (SILVA; SÃO CLEMENTE, 2001).

A contaminação do peixe por agentes biológicos não é a única preocupação no que diz respeito à segurança alimentar. Os sistemas aquáticos fazem parte da principal via de intoxicação de seres humanos por poluentes orgânicos e inorgânicos, principalmente por meio do consumo de pescado contaminado (MACKAY; CLARK, 1991). Quando comparado à ingestão de água contaminada, os riscos à saúde associados à ingestão de pescado contaminado chegam a ser de 20 a 40 vezes mais elevados (FORAN, 1990). Isto está relacionado à capacidade que os organismos aquáticos têm de concentrar as espécies químicas em até dez vezes as concentrações observadas no meio ambiente (ROCHA, 1985).

Farias e colaboradores (2008) analisaram a presença de mercúrio no cabelo de crianças na praia de Cananéia, São Paulo, e verificaram que os maiores índices de mercúrios foram encontrados nos filhos de pescadores, pois naturalmente a frequência de consumo de peixes e/ou frutos do mar é maior nestas famílias. O estudo também afirma que Hg presente no sistema aquático contaminado pode sofrer um processo de bioacumulação com um fator de 5×10^5 quando entra na cadeia trófica atingindo moluscos, crustáceos e peixes.

A concentração das espécies químicas é o principal fator que define se exercem funções benéficas ou prejudiciais à saúde humana. A alimentação é uma das principais maneiras de ingerir estes elementos, porém deve-se observar se estes alimentos estão aptos ao consumo. Os elementos químicos essenciais à manutenção e ao equilíbrio da saúde, quando em excesso, tornam-se nocivos, podendo comprometer gravemente o bem-estar dos organismos (MENDIL *et al.*, 2005).

As espécies químicas são divididas de acordo com sua influência, podendo ou não ter significado nutricional importante para o organismo. São classificados como essenciais: I, Zn, Se, Cu, Mo, Fe, Cr, pois em baixas concentrações desempenham papel importante no metabolismo; os elementos não essenciais: Mn, Si, Ni, B, V são aqueles que não tem função biológica definida e os tóxicos, Pb, Cd, Hg, As, Al, Li, Sn não são essenciais aos seres vivos biologicamente e são considerados muito tóxicos quando estão presentes no meio ambiente, mesmo em baixas concentrações, porque tem potencial acumulativos nos organismos dos homens e dos animais (OMS, 1998; CUNHA; MACHADO, 2004). Quando em grandes concentrações, os elementos essenciais também podem causar toxicidade aos organismos vegetais e animais (ESTEVES, 1998).

O acúmulo dessas espécies químicas no peixe ocorre pela absorção pela superfície do tegumento (pele e escamas); via respiração, por meio das brânquias e tegumento; e por meio da alimentação. Alguns fatores como tamanho, hábito alimentar, peso, idade, o comprimento e o tipo da espécie estão relacionados com a capacidade de acumulação. É evidente a bioacumulação de espécies químicas em peixes, mesmo quando estes contaminantes se encontram na água em baixas concentrações (MACHADO *et al.*, 2002).

A espécie *Sciades proops*, conhecida popularmente como uritinga, habita principalmente a porção do fundo dos estuários de águas rasas enlameadas e lagoas salobras, ocorrendo também em águas doces. Por possuir esse hábito, acredita-se que pode concentrar uma maior quantidade de espécies químicas, já que, está em maior contato com o substrato que outros peixes e com o sedimento, seguimento do sistema aquático onde se encontra a maior concentração de metais (KHAN, 1991). Portanto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a presença espécies químicas em *Sciades proops* coletados no estuário do rio Japarutuba, no estado de Sergipe, Brasil.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Os exemplares de *Sciades proops* foram adquiridos de pescadores artesanais na zona costeira e estuarina do rio Japarutuba no município de Pirambu, SE (10° 44' 16" S e 36° 51' 23" O), entre agosto de 2012 e julho de 2013, sendo dez exemplares por mês e totalizando 126 amostras de peixes. Os pescados foram resfriados em gelo e transportados ao Laboratório de Biologia Tropical (Instituto de Tecnologia e Pesquisa) em caixa térmica, onde posteriormente foram medidos e necropsiados.

Para a quantificação das espécies químicas, foram utilizadas amostras da musculatura dos pescados, baseando a análise nas partes comestíveis do mesmo, a fim de verificar a presença de espécie química acima dos limites de tolerância estabelecidos pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Todos os instrumentos para necropsia dos peixes e para a filetagem das amostras musculares foram cuidadosamente esterilizados a fim de se evitar contaminação. As porções assépticas foram de 0,5 g da musculatura de cada exemplar.

As amostras de musculatura extraídas do peixe foram pesadas e acondicionadas em recipientes estéreis, identificadas e levadas ao freezer a -20°C. Posteriormente, juntaram-se as amostras de musculatura dos dez exemplares (adquiridos por mês) com um total de 5,0 g e procedeu-se a secagem, em estufa a 60°C, por aproximadamente 48 horas. As amostras secas foram cuidadosamente maceradas em cadinho e passadas em peneira de 170 mesh até adquirirem textura de pó.

Em seguida, foram levadas à estufa em placas de Petri, por mais 48 horas, em temperatura de 60°C. Depois de secas foram armazenadas em frascos de vidro devidamente identificados. Após desse processo, homogeneizou-se uma massa de 0,5 a 0,6 g de cada amostra com 3,0 g de ácido bórico (H_3BO_3 p.a.) a mistura foi colocada em um cilindro, e prensada por 40 segundos com a ajuda de uma prensa de 20 toneladas de força, para obter as pastilhas de dupla camada (amostra de peixe e ácido bórico) com 30 mm de diâmetro.

As pastilhas preparadas foram guardadas em estufa a 60 °C durante 48 horas de modo a perder umidade e posteriormente foram analisadas pelo método de espectrometria de fluorescência de

raios X por dispersão de energia (EDXRF) para quantificação das espécies químicas (FERREIRA *et al.*, 2012). O equipamento utilizado foi o EDX – 720, produzido pela Shimadzu Corporation. Os parâmetros de operação do espectrômetro foram: tubo de raios X de Ródio, tensão de 15 KV; colimador de 10 mm; detector de silício; resfriamento a nitrogênio líquido; tempo de medida de 100 s.

As curvas analíticas para determinação das espécies químicas das amostras de peixe foram ajustadas por regressão linear e utilizado o método de Parâmetros Fundamentais para correção dos efeitos de matriz. A precisão e exatidão da técnica foram verificadas usando-se o material de referência certificado de concentração similar às amostras de peixe ERM BB 402 que foi analisado durante todo o período das análises das amostras de peixe (Tabela 1). Cada amostra de peixe foi analisada três vezes, saindo assim uma quarta medida como média das três análises. Os elementos determinados foram: As, Cl, Cu, Fe, I, K, Mg, Na, Se e Zn.

Tabela 1 – Valor do padrão certificado, média dos valores medidos, desvio padrão, coeficiente de variação e limite de quantificação do método para os elementos analisados

Elementos	Valor certificado*	Média dos valores medidos**	Desvio Padrão	Coeficiente de variação%	Limite de quantificação
Na (g/kg)	0,280	0,263	0,011	4,151	0,023
Mg (g/kg)	0,137	0,140	0,005	3,663	0,011
Ca (g/kg)	0,342	ND	-	-	< LD
Cl (g/kg)	0,350	0,367	0,003	0,916	0,007
K (g/kg)	21,400	21,782	0,035	1,614	0,074
Fe (mg/kg)	9,400	8,737	0,217	2,487	0,458
Cu (mg/kg)	1,670	1,711	0,044	2,583	0,093
Zn (mg/kg)	16,000	16,401	0,216	1,315	0,455
As (mg/kg)	12,700	13,353	0,262	1,959	0,552
Se (mg/kg)	1,330	1,400	0,011	0,752	0,022
I (mg/kg)	1,400	1,498	0,039	2,617	0,083
Cd (mg/kg)	0,0075	ND	-	-	< LD
Mn (mg/kg)	0,368	ND	-	-	< LD
Hg (mg/kg)	0,601	ND	-	-	< LD

* Padrão NIST de músculo de peixe ERM BB422 FISH MUSCLE

** Média de dez leituras do padrão no equipamento

ND = não detectado e < LD = menor que o limite de detecção do método.

Fonte: Dados da Pesquisa.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A estatística descritiva das espécies químicas presentes nas amostras de musculatura de *S. proops* coletados, bem como os limites estabelecidos pela legislação do Brasil por meio do Decreto nº 55871 - 03/1965, são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Estatística descritivas dos elementos traço presentes nas amostras de *Sciades proops* coletados no estuário do rio Japarutaba/ SE no período de agosto de 2012 a julho de 2013, bem como os limites estabelecidos pelo Decreto da ANVISA nº 55871, de março de 1965

Elementos	Faixa de concentração*	Média em massa seca*	Desvio Padrão*	Média em massa úmida*	Decreto nº 55871
As (mg/kg)	10,844 - 13,586	12,499	1,044	4,375	1,00
Cl (g/kg)	4,185 - 8,566	4,934	1,231	1,727	ND
Cu (mg/kg)	1,065 - 2,566	1,604	0,461	0,562	30,00
Fe- (mg/kg)	8,727 - 83,241	32,432	20,459	11,352	ND
I (mg/kg)	1,404 - 1,808	1,638	0,139	0,573	ND
K (g/kg)	10,695 - 15,173	13,404	1,169	4,692	ND
Mg (mg/kg)	1,289 - 2,073	1,456	0,221	0,510	ND
Na (g/kg)-	2,955 - 4,148	3,219	0,324	1,127	ND
Se (mg/kg)	1,148 - 1,466	1,351	0,113	0,473	0,30
Zn (mg/kg)	25,212 - 43,777	33,136	5,393	11,598	50,00

ND = não determinado pelo decreto nº 55871/03/1965.

* Foram analisadas 12 pastilhas, referentes a cada mês do período de coleta, sendo que cada pastilha continha amostras de 0,5 g de filé de 10 espécimes coletadas no mês de referência.

Fonte: Dados da Pesquisa.

Nas análises das espécies químicas, os elementos cádmio, manganês, cálcio e mercúrio não foram quantificados, pois se encontravam abaixo do limite de detecção do método analítico. O elemento Fe foi o que apresentou as maiores concentrações, com um valor máximo de 83,241 mg/kg.

O Fe participa de processos hepáticos, também está associado ao transporte de oxigênio por meio da hemoglobina, sendo considerado um dos elementos mais importantes para o ser humano (BIRUNGI *et al.*, 2007). Segundo a *World Health Organization* a quantidade diária necessária para um homem adulto é de 20mg. Desta forma, pode-se observar que estes peixes podem ser considerados fonte deste mineral.

Estudos demonstraram que vários fatores, tais como a estação do ano, o comprimento e peso dos peixes, propriedades físicas e químicas do corpo d`água (KARGIN, 1996; JEZERSKA; WITESKA 2001)

podem influenciar na acumulação das espécies químicas no tecido. As mudanças sazonais de concentração desses elementos em peixes podem resultar de fatores intrínsecos, como ciclo de crescimento e ciclo reprodutivo e de mudanças na temperatura da água. Entretanto, neste estudo somente as concentrações de Fe apresentaram esta diferença na sazonalidade, nas amostras dos meses de setembro de 2012 e julho de 2013 com concentrações mais elevadas do que as concentrações dos outros meses. Esse alto nível de acúmulo pode ser devido aos maiores índices de precipitação durante esses períodos, o que aumenta as concentrações das espécies químicas na água.

E os elementos As e Se apresentaram níveis de concentração acima dos limites estabelecidos pelo Decreto nº 55871/1965 que determina limites máximos de tolerância para contaminantes inorgânicos que podem ser encontrados nos alimentos, valores médios de 12,49 mg/kg e 1,35 mg/kg em massa seca, respectivamente. Quando se converte as concentrações obtidas para massa úmida estas diminuem, aproximadamente, três vezes (Tabela 2).

Apesar dos benefícios para a saúde relacionados à ingestão de pescado, o consumo de peixe contaminado é responsável por uma importante via de exposição humana a elementos tóxicos (GAŠPIC *et al.*, 2002; IOM, 2007; FAO, 2010). Sendo assim, a fim de assegurar a saúde pública, diversos países estabeleceram limites para alguns contaminantes.

O selênio é um componente natural de muitos tipos de solos e ele entra no ambiente, principalmente por meio das emissões provenientes da queima de petróleo e carvão. O selênio foi detectado nas águas subterrâneas e de superfície na maioria das regiões dos Estados Unidos e também foi detectado em seus peixes marinhos, crustáceos e em peixes de água doce em várias regiões deste país. Segundo o relatório do Programa Nacional de Biomonitoramento de Contaminantes Químicos, da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América, foram determinados os seguintes valores de Se nas amostras de peixes: a concentração máxima de 2,30 mg/kg, a média geométrica de 0,42 mg/kg e para o percentil 85 das amostras a concentração de 0,73 mg/kg (em massa úmida) (USEPA, 2000).

Estudos apontam que o nível de incorporação de alguns elementos, como o selênio, via dieta alimentar ou absorção pela água, pode influenciar o metabolismo e subsequente acumulação desses elementos pela biota (HODSON; HILTON, 1983). As concentrações de selênio encontradas no tecido muscular são resultado, sobretudo, da transferência trófica via cadeia alimentar, uma vez que esta é a principal forma de bioacumulação desse elemento em organismos aquáticos (ZHANG; MOORE, 1990).

No ambiente aquático, a concentração de selênio pode apresentar riscos para a vida selvagem. A bioacumulação e a biomagnificação aumentam as chances desse elemento apresentar-se de formas tóxicas que representem ameaça para a vida selvagem. Dessa forma, as concentrações de selênio nos tecidos de invertebrados ou peixe inferiores podem atingir concentrações até duas mil vezes a concentração de água de selênio (WU, 2004).

O micronutriente selênio (Se) apresenta essencialidade ou considerável toxicidade para muitos organismos, devido ao fato da pequena diferença entre a dose essencial e a tóxica, a depender da espécie, estado de oxidação e concentração (CHAPMAN, 1999). Tem ação como antioxidante e a sua presença está relacionada com a redução de certos tipos de câncer e outras doenças. Geralmente, os problemas relacionados à toxicidade do selênio são muito mais baixas do que as que dizem respeito à sua deficiência (TWOMEY *et al.*, 1977).

A toxicidade crônica de selênio em humanos resulta em selenosis, uma condição caracterizada por fragilidade ou perda de cabelo e unhas, problemas gastrointestinais, erupções cutâneas e anormalidades no sistema nervoso (SPUZNAR *et al.*, 2003). Exposição aguda por via oral para altas doses de selênio leva a náuseas, vômitos e diarreia e, raramente, sintomas cardiovasculares (USHHS, 2003). Poucas mortes por intoxicação aguda de selênio foram relatadas, estas principalmente pela ingestão de compostos de selênio inorgânicos (BARCELOUX, 1999; HUNSAKER *et al.*, 2005; SEE *et al.*, 2006). Estudos realizados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) determinou que não há evidência suficiente de carcinogenicidade do selênio em humanos e animais e, por isso, atribuiu este metal a classificação D de carcinogenicidade (USEPA, 2000).

O selênio é um elemento essencial para o peixe, uma vez que faz parte de várias enzimas antioxidantes como a glutathione peroxidase. Os peixes podem acumular selênio diretamente do ambiente aquático pela epiderme, mas a principal via de incorporação é por alimentação do zoo e fitoplâncton por meio da cadeia alimentar (SANDHOLM *et al.*, 1973).

As atividades antrópicas vêm aumentando a liberação de selênio de suas fontes naturais (rochas e solos), disponibilizando-o principalmente para o meio ambiente aquático e conseqüentemente para o homem, uma vez que a principal via de exposição tanto do homem quanto dos organismos aquáticos ao selênio é por meio da dieta alimentar. Níveis tóxicos de selênio podem causar anormalidades reprodutoras, anemia e retardamento do crescimento (EISLER, 1985). Uma concentração de 4 mg/kg^{-1} em peso seco é o limite para a toxicidade do selênio envolvendo a falta de reprodutividade em alguns peixes, embora peixes mais sensíveis mostrem efeitos de 1 a 2 mg/kg^{-1} . Níveis nos músculos de 13 mg/kg^{-1} em peso seco ($2,6 \text{ mg/kg}^{-1}$ em peso úmido) estão associados a efeitos adversos nos próprios peixes. Além disso, níveis de selênio de 5 mg/kg^{-1} em peso seco (1 mg/kg^{-1} em peso úmido) são tóxicos para outros peixes e seus consumidores (BURGER *et al.*, 2001). Em *S. proops* o valor médio encontrado na musculatura foi de 12.49 mg/kg em peso seco.

Selênio altera a toxicidade de diversas espécies químicas. Ele reduz a toxicidade do mercúrio, do cádmio, do chumbo, da prata e do cobre. As maiorias das espécies de selênio interagem com arsênio para reduzir a toxicidade de ambos os elementos. Selênio também interage com as vitaminas, os aminoácidos contendo enxofre, xenobióticos e elementos essenciais e não essenciais. O arsênio também tende a reduzir os efeitos de selênio. Mas, não evidências de interações significativas entre o arsênio e outros metais; os dados existentes não sugerem que a toxicidade de arsênio é susceptível de ser significativamente influenciada pela exposição concomitante a outros metais. Mas, estudos sugerem que os compostos químicos que interferem com o processo de metilação pode aumentar a toxicidade do arsênio (USEPA, 2000).

O arsênio é o elemento mais abundante na crosta terrestre e ocorre naturalmente na forma de sulfeto em uma variedade de minérios que contêm cobre, chumbo, ferro, níquel, cobalto e outros metais. O arsênio é liberado naturalmente para a atmosfera a partir de erupções vulcânicas, incêndios florestais e na água por meio de processos de intemperismo natural.

São fontes antropogênicas de arsênio: as emissões originadas da exploração de metais não ferrosos (ouro, prata, cobre, chumbo, urânio e zinco), onde o arsênio pode ser liberado nas operações de mineração e fundição, os lançamentos associados à sua produção de energia a partir de combustíveis fósseis, a sua utilização como preservativo de madeira (principalmente como trióxido de arsênio), na

aplicação de um inseticida, herbicida, algicida, e estimulante do crescimento de plantas e animais. Lançamentos de arsênio também estão associados à lixiviação em locais de eliminação de resíduos perigosos e descargas das estações de tratamento de esgoto (USEPA, 2000; JÄRUP, 2003).

Espécies bentônicas como *S. proops*, são mais expostas a níveis mais elevados de arsênio (As) quando comparados com espécies bentopelágicas, esse fenômeno pode ser atribuído aos diferentes habitats, uma vez que as águas perto dos sedimentos contêm mais As do que aqueles perto da superfície. Quando ingerido em quantidades acima do permitido, ele pode causar câncer de pele, fígado, rins e bexiga (STORELLI; MARCOTRIGIANO, 2000).

Branch e colaboradores (1994) encontraram concentrações elevadas de arsênio em alguns tipos de peixes estudados, as concentrações variam em uma faixa de $3,5 \pm 0,3$ a $196,1 \pm 3,5$ mg/kg em massa seca e estas concentrações não são sem precedentes. Lutten e colaboradores (1982) encontraram concentrações de arsênio na faixa de 3 a 166 mg/kg em várias regiões do Mar do Norte. Os valores relatados por estes autores chegam a ser mais de 14 vezes maiores que os valores encontrados nos *S. proops* estudados.

O arsênio está presente na natureza em diferentes formas químicas tanto na forma inorgânica como na forma orgânica, tais como: anidrido arsenioso (As_2O_3), arsinina (AsH_3), ácido arsenioso ($HAsO_2$), ácido arsenico (H_3AsO_4), ácido monometilarsônico, ácido dimetilarsínico, arsenobetaina e arsenocolina. Estudos comprovam que as formas inorgânicas possuem uma toxicidade maior que as formas orgânicas. O arsênio trivalente é 60 vezes mais tóxico do que a forma oxidada pentavalente. No entanto, as formas parcialmente metiladas, arsenobetaina e arsenocolina são relativamente não tóxicas (LUTEN *et al.*, 1982; BARRA *et al.*, 2000). O arsênio trivalente quando absorvido pelo sistema animal sofre biotransformação por processos oxidativos resultando na forma pentavalente e metilada de baixa toxicidade (LARINI, 1993).

De acordo com Martínez-Valverde e colaboradores (2000), ao preparar amostras de peixe, tanto para análise, como para fins gastronômicos, existem valores residuais inevitáveis de sangue. Este sangue pode influenciar os resultados, aumentando os níveis de ferro (Fe). O elemento Fe foi o que apresentou as maiores concentrações nas amostras de musculatura de *S. proops* (32,43 mg/kg). Isto se deve ao fato de este elemento estar associado à matriz mineralógica e, conseqüentemente, estar presente em grandes quantidades, no solo, água e atmosfera.

O Fe também pode ser fruto de um contaminante antrópico, pois faz parte de diversos processos industriais. Contudo, este elemento não possui limites máximos estipulados pelos órgãos responsáveis, tornando difícil a sua discussão (BIRUNGI *et al.*, 2007). O Fe é um elemento essencial e está presente na formação e no desempenho de várias funções fisiológicas dos seres vivos, portanto não é considerado poluente e justificam-se e suas altas taxas encontradas nas amostras.

4 CONCLUSÃO

Na avaliação das espécies químicas na musculatura foram determinadas as concentrações dos elementos As, Cl, Cu, Fe, I, K, Mg, Na, Se e Zn. Sendo que o Fe foi o elemento com maior concentração nos meses de maior intensidade pluviométrica, setembro de 2012 e junho de 2013.

Os elementos As e Se foram determinados em concentrações acima dos valores máximos permitidos pelo Decreto da ANVISA nº 55871/03/65, mesmo em massa úmida. Mas, estudos anteriores relatam que este interage com arsênio para reduzir a toxicidade de ambos os elementos. A toxicidade do As também está associada à sua forma química e a espécie trivalente é a mais tóxica. Mas, estudos informam que esta forma quando absorvido pelo sistema animal sofre biotransformação resultando em formas com baixa toxicidade.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a CAPES - PROCAD NF 2009 pelo apoio financeiro para a realização do projeto e a Universidade Tiradentes pela bolsa PROCAPS Tipo II para Renata P.S. Carvalho.

REFERÊNCIAS

BARCELOUX, D.G. Selenium. **J Toxicol-Clin Toxic**, v. 37, p. 145-72, 1999.

BARRA, C.M. *et al.* Especificação de arsênio - uma revisão. **Quím Nova**, v. 23, n. 1, p. 58-70, 2000.

BIRUNGI, Z. *et al.* Active biomonitoring of trace heavy metals using fish (*Oreochromis niloticus*) as bioindicator species. The case of Nakivubo wetland along Lake Victoria. **Phys Chem Earth**, v. 32, p. 1350-1358, 2007.

BRANCH, S. *et al.* Determination of arsenic species in fish by Directly Coupled High- Performance Liquid Chromatography-Inductively coupled plasma mass spectrometry. **J Anal Atom Spectrom**, v. 9, p. 33-37, 1994.

BURGER, J. *et al.* Mercury and selenium in fish from the Savannah River: species, trophic level, and locational differences. **Environ Res**, v. 87, n. 2, Section A, p. 108-118, 2001.

CHAPMAN, P. M. Selenium – A potential time bomb or just another contaminant? **Hum Ecol Risk Assess**, v. 5, n. 6, p. 1123-1138, 1999.

CUNHA, F. G.; MACHADO G. J. **Estudos de geoquímica ambiental e o impacto na saúde pública no Município de São Gonçalo do Piauí**. Brasília: CPRM. 2004.

EISLER, R. Selenium hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. **U.S. Fish Wildl Serv Biol Rep**, v. 85, p. 1-5, 1985.

- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 1998.
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations **The state of world fisheries and aquaculture**. (SOFIA). Rome: FAO. 2010.
- FARIAS, L. A. *et al.* Mercúrio total em cabelo de crianças de uma população costeira, Cananéia, São Paulo, Brasil. **Cad. Saúde Públ**, v. 24, n. 10, p. 2249-2256, 2008.
- FERREIRA, A. B. *et al.* Use of passive biomonitoring to evaluate the environmental impact of emissions from cement industries in Sergipe State, northeast Brazil. **Microchem J**, v. 103, p. 15-20, 2012.
- FORAN, J. A. Toxic substances in surface waters. **Environm Sci Technol**, v. 24, p. 604-608, 1990.
- GAŠPIC, Z. K. *et al.* A. Cadmium and lead in selected tissues of two commercially important fish species from Adriatic Sea. **Water Res**, v. 36, p. 5023-5028, 2002.
- HODSON, P. V.; HILTON, J. W. The nutritional requirements and toxicity to fish of dietary and waterborne selenium. **Ecol Bull**, v. 35, p. 335-340, 1983.
- HUNSAKER, D. M. *et al.* Acute selenium poisoning: suicide by ingestion. **J Forensic Sci**, v. 50, p. 942-946, 2005.
- IOM. Insitute of Medicine. **Seafood choices: Balancing benefits and risks**. Washington, DC: National Academy Press, 2007.
- JÄRUP, L. Hazards of heavy metal contamination. **Brit Med Bull**, v. 68, p. 167-182, 2003.
- JEZIERSKA, B.; WITESKA, M. **Metal toxicity to fish**. Siedlce: University of Podlasie. 2001.
- KARGIN, F. Seasonal changes in levels of heavy metals in tissues of *Mullus barbatus* and *Sparus aurata* collected from Iskenderum Gulf (Turkey). **Water Air Soil Poll**, v. 90, p. 557-562, 1996.
- KHAN R. A. Effect of oil-contaminated sediment on the longhorn sculpin (*Myoxocephalus octodecemspinosus*) following chronic exposure. **Bull Environ Contam Toxicol**, v. 47, p. 63-69, 1991.
- LARINI, I. **Toxicologia**. 2. ed. São Paulo: Manole. 1993.
- LEDERER, J. **Enciclopédia moderna de higiene alimentar. III Tecnologia e Higiene Alimentar**. São Paulo: Manole, 1991.

- LUQUE, J. L. Parasitologia de peixes marinhos na América do Sul: estado atual e perspectivas. *In*: RANZANI-PAIVA, M. J. T. *et al.* (ed.). **Sanidade de organismos aquáticos**. São Paulo: Varela, 2004.
- LUTEN, J. B. *et al.* Occurrence of arsenic in plaice (*Pleuronectes platessa*), nature of organo-arsenic compound present and its excretion by man. **Environ Health Perspect**, v. 45, p. 165-170, 1982.
- MACHADO, I. *et al.* Estudo da ocorrência dos metais pesados Pb, Cd, Hg, Cu e Zn na ostra de mangue *Crassostrea brasiliiana* do estuário de Cananéia-SP, Brasil. **Rev Inst Adolfo Lutz**, v. 61, n. 1, p. 13-18, 2002.
- MACKAY, D.; CLARK, K. E. Predicting the environmental partitioning of organic contaminants and their transfer to biota. *In*: JONES, K.C. (ed) **Organic contaminants in the environment**. New York: Elsevier Science Pub, 1991.
- MARTÍNEZ-VALVERDE, I. *et al.* The content and nutritional significance of mineral on fish flesh in the presence and absence of bone. **Food Chem**, v. 71, p. 503-509, 2000.
- MENDIL, D. *et al.* Determination of trace metal levels in seven fish species in lakes in Tokat, Turkey. **Food Chem**, v. 90, p. 175-179, 2005.
- OMS – Organização Mundial de Saúde. **Elementos traço na nutrição e saúde humana**. São Paulo: Roca, 1998.
- ROCHA, A. A. Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da Represa Billings, São Paulo (Brasil). **Rev. Saúde Públ**, v. 9, p. 401-410, 1985.
- SANDHOLM, M. *et al.* Uptake of selenium by aquatic organisms **Limn Oceanogr**, v. 18, n. 3, p. 496-499, 1973.
- SEE, K. A. *et al.* Accidental death from acute selenium poisoning. **Med J**, v. 185, p. 388-389, 2006.
- SILVA, C. M., SÃO CLEMENTE, S. C. Nematóides da família Anisakidae e cestóides da ordem Trypanorhyncha em filés de dourado (*Coryphaena hippurus*) e ariocó (*Lutjanus synagris*) e sua importância na inspeção de pescado. **Hig aliment**, v. 15, p. 75-79, 2001.
- SPUZNAR, J. *et al.* Hyphenated techniques for elemental speciation in biological systems. **Appl Spectrosc**, v. 57, p. 102-112, 2003.
- STORELLI, M. M.; MARCOTRIGIANO, G. O. Organic and inorganic arsenic and lead in fish from the South Adriatic Sea, Italy. **Food Addit Contam**, v. 17, n. 9, p. 763-768, 2000.

TWOMEY, T. *et al.* Selenium toxicity in cattle in County Meath **Ir Vet J**, v. 31, p. 41-46, 1977.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories**. Washington: USEPA. 2000.

USHHS. United States Department for Health and Human Services. **Toxicological Profile for Selenium**. 2003. Disponível em: <http://0-www.atsdr.cdc.gov.pugwash.lib.warwick.ac.uk/toxprofiles/tp92.html>. Acesso em: 25/07/2021

WU, L. Review of 15 years of research on ecotoxicology and remediation of land contaminated by agricultural drainage sediment rich in selenium. **Ecotoxicol Environ Saf**, v. 57, p. 257-269, 2004.

ZHANG, Y.; MOORE, J. N. Selenium fractionation and speciation in a wetland system. **Environ Sci Technol**, v. 30, p. 2613-2619, 1990.

Recebido em: 3 de Abril de 2022

Avaliado em: 16 de Maio de 2022

Aceito em: 29 de Maio de 2022



A autenticidade desse artigo pode ser conferida no site <https://periodicos.set.edu.br>

1 Doutora em Tecnologia Nuclear, Universidade Tiradentes – UNIT/SE, Laboratório de Estudos Biológicos e Produtos Naturais, Instituto de Tecnologia e Pesquisa. ORCID: 000-0002-4716-4569. E-mail: mnogueiramarques@yahoo.com.br.

2 Mestre em Saúde e Ambiente, Programa de Pós-graduação em Saúde e Ambiente, Universidade Tiradentes – UNIT/SE. E-mail: renatapscarvalho@outlook.com

3 Doutora em Patologia Experimental e Comparada, Instituto Tecnológico e de Pesquisas do Estado de Sergipe. E-mail: angelicaferreira170@yahoo.com.br

4 Doutor em Química, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Universidade Federal de Sergipe – UFS. ORCID: 0000-0001-9752-5935. E-mail: jphalves@uol.com.br

5 Doutora em Ciências, Programa de Pós-graduação em Saúde e Ambiente, Universidade Tiradentes – UNIT/SE, Laboratório de Doenças Infecciosas e Parasitárias, Instituto de Tecnologia e Pesquisa. ORCID: 0000-0001-9813-7969. E-mail: veronica_sierpe@hotmail.com

6 Doutor em Biologia Animal, Programa de Pós-graduação em Saúde e Ambiente, Universidade Tiradentes – UNIT/SE, Laboratório de Biologia Tropical, Instituto de Tecnologia e Pesquisa. ORCID: 0000-0002-1526-0687. E-mail: rmmadi@gmail.com

Copyright (c) 2022 Revista Interfaces Científicas - Saúde e Ambiente



Este trabalho está licenciado sob uma licença Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.