UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

Tainá Guimarães Julio

AVALIAÇÃO DO IMPACTO ANTRÓPICO EM PEIXES COSTEIROS DE PERNAMBUCO E BAHIA ATRAVÉS DE ANÁLISES DE CONTAMINANTES TRAÇO

Recife
2024

TAINÁ GUIMARÃES JULIO

AVALIAÇÃO DO IMPACTO ANTRÓPICO EM PEIXES COSTEIROS DE PERNAMBUCO E BAHIA ATRAVÉS DE ANÁLISES DE CONTAMINANTES TRAÇO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de doutora em Oceanografia. Área de concentração: Oceanografia Abiótica.

Orientador: Gilvan Takeshi Yogui

Recife

2024

.Catalogação de Publicação na Fonte. UFPE - Biblioteca Central

Julio, Tainá Guimarães.
Avaliação do impacto antrópico em peixes costeiros de Pernambuco e Bahia através de análises de contaminantes traço / Tainá Guimarães Julio. - Recife, 2024.
201f.: il.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2024.
Orientação: Gilvan Takeshi Yogui.

1. POPs; 2. Metais; 3. Poluição. I. Yogui, Gilvan Takeshi. II. Título.

UFPE-Biblioteca Central CDD 551.46

TAINÁ GUIMARÃES JULIO

AVALIAÇÃO DO IMPACTO ANTRÓPICO EM PEIXES COSTEIROS DE PERNAMBUCO E BAHIA ATRAVÉS DE ANÁLISES DE CONTAMINANTES TRAÇO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de doutora em Oceanografia. Área de concentração: Oceanografia Abiótica.

Aprovada em: 24/07/2024

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Gilvan Takeshi Yogui (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco - UFPE

Prof.ª Dr.ª Beatrice Padovani Ferreira (Examinadora Interna)
Universidade Federal de Pernambuco - UFPE

Prof.ª Dr.ª Rosangela Paula Teixeira Lessa (Examinador Externo)
Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE

Prof. Dr. Glauber Pereira de Carvalho Santos (Examinador Externo)
Instituto de Tecnologia de Pernambuco - ITEP

Prof. Dr. Nilson Sant'Anna Júnior (Examinador Externo)
Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE

Dedico esta Tese em memória das minhas avós Alair Ferreira da Silva e Albertina Martins Julio, que faleceram durante o doutorado, e aos meus ancestrais que me deram o dom da vida e condições para que eu chegasse e concluísse essa etapa da vida, sendo de ambas as famílias, a pessoa com maior graduação escolar.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a mim primeiramente, por não ter desistido nas inúmeras vezes que pensei e nos momentos de dificuldade.

Agradeço aos meus pais por todo o apoio emocional, moral e financeiro durante este tempo que estive em outra cidade, o investimento que fizeram na minha educação desde pequena e compreensão em todas as etapas eu passei para fechar esse ciclo.

Agradeço ao meu orientador, Gilvan Yogui, pela orientação, ajuda, paciência e compreensão nos meus momentos de dificuldade e nas mudanças que tiveram para esta tese ser concluída.

Agradeço aos meus colegas de laboratório pela ajuda e deixar o ambiente de trabalho leve e colaborativo. Um agradecimento especial a amiga Roxanny, principalmente pela ajuda para a impressão de documentos, pois a impressora raramente funcionava comigo e sempre pedia ajuda dela. Agradeço-a também pelos momentos bons compartilhados fora do laboratório, com os desabafos da vida, o que me fez sentir acolhida nestes anos fora da minha cidade natal.

Agradeço a minha mãe de Recife, Cleide Alexandre, pelo carinho, afeto, cuidado que teve comigo, desde o mestrado até os últimos dia que estive em Recife, tendo um lar para chamar de meu e um porto seguro para quando voltar.

Agradeço as psicólogas Márnea Fonseca, Vanielle Almeida e Valdineia de Jesus pelo acompanhamento e tratamento psicológico ao longo dos anos.

Agradeço aos meus amigos antigos pela compreensão da minha ausência física ao morar por quase 7 anos em outro estado e a virtual, devido a dedicação exclusiva na conclusão do doutorado/tese e cuidado da minha saúde mental, entendimento pela minha introspecção e reclusão nesses últimos anos, principalmente a Dayana Dascani, Paula Moura e Thamires Nascimento por não terem soltado minha mão nos meus piores momentos da vida.

Agradeço ao meu grupo “Luluzinhas” por deixar minha estada na cidade de Recife mais leve, divertida e ao acolhimento dos seus, em festas e eventos familiares e pelas nossas saudosas festas à fantasia.

Agradeço ao meu cachorro Max pela companhia, meu grude, em toda a fase de escrita da Tese já no Rio de Janeiro, que se tornou meu cachorro de suporte emocional. Agradeço-o pelo seu amor incondicional e carinho.

Agradeço a cada integrante da banca, por fazer parte de um momento da minha vida importante e finalização de um ciclo, que demorou muito para ser finalizado.

Agradeço a CAPES pela bolsa para realização da pesquisa e a manutenção da minha dedicação exclusiva às atividades do Doutorado, proporcionando uma qualidade de vida e cuidado comigo neste tempo de execução.

Agradeço ao secretário do PPGO/UFPE Nerlucyton Santos por toda atenção, elucidação de dúvidas e pronto atendimento das minhas questões, desde a dúvidas como candidata ao doutorado, até a conclusão do doutorado.

Agradeço a coordenação do PPGO/UFPE e a todos os coordenadores que fizeram parte enquanto fui aluna do programa, compreensão no momento de trancamento e prorrogação de prazo para a defesa.

Agradeço a todos os professores que tive, pois acredito que a educação muda a vida de uma pessoa e abre oportunidades da vida.

RESUMO

Os peixes apresentam diversidade na morfologia, comportamento, habitat e biologia. Há conhecimento suficiente de suas taxonomias e ciclos de vida, caracterizando-os como bons indicadores de qualidade ambiental e contaminação em organismos marinhos. Algumas espécies de peixe têm importância econômica e a presença de contaminantes pode ser usada para investigar riscos ecológicos e para a saúde humana devido ao consumo de pescado. Investigar os níveis de contaminantes no pescado é importante para assegurar a segurança alimentar da população consumidora. Poluentes orgânicos persistentes (POPs) e metais estão entre os contaminantes mais estudados e preocupantes no meio ambiente, pois seus efeitos podem ameaçar a diversidade biológica dos ecossistemas impactados e a saúde humana. As concentrações de POPs (bifenilas policloradas - PCBs - e pesticidas organoclorados) e metais (As, Cd, Pb, Cu, Cr, Ni, Zn e Hg) foram analisadas em amostras de músculo e/ou fígado nas espécies: *Scomberomorus cavalla*, *Hypanus berthalutzae* e *Epinephelus itajara*. As concentrações de PCBs no fígado foram maiores do que no músculo. Os grupos homólogos de PCBs mais representativos nas amostras foram hexa, hepta e pentaclorobifenilas, respectivamente. Em relação ao pesticida DDT, quando presente, apenas p,p'-DDT, p,p'-DDD e p,p'-DDE foram detectados nas amostras. Os pesticidas HCHs e CHLs não foram encontrados nas amostras. Apenas os metais Cu, As, Cd, Pb e Hg foram detectados nas amostras acima do limite de quantificação (LQ). Apesar da contaminação presente, as três espécies são seguras para consumo pela população adulta, pois apresentaram concentrações abaixo do limite de segurança estabelecido pelas legislações de saúde vigentes. Dessa forma, conclui-se que os níveis de contaminação podem divergir em diferentes espécies de peixes devido à influência de fatores ambientais e biológicos. Além disso, indivíduos diferentes também acumulam concentrações distintas de contaminantes (na mesma população) em função da sua própria história de vida, que pode ser influenciada por inúmeros fatores, tais como sexo e estágio de desenvolvimento gonadal.

Palavras-chave: POPs; metais; poluição; segurança alimentar; conservação

ABSTRACT

Fishes exhibit diversity in morphology, behavior, habitat and biology. Their taxonomy and life cycle are sufficiently known, making them as good indicators for contamination and environmental quality. Some species are economically important, and studies of contamination can be used for assessing ecological and human health risks as a consequence of seafood consumption. Persistent organic pollutants (POPs) and metals are among the most studied contaminants in the environment since they threaten biological diversity of impacted ecosystems and the human health. In this study, concentrations of POPs (polychlorinated biphenyls - PCBs - and organochlorine pesticides - OCP) and metals (As, Cd, Pb, Cu, Cr, Ni, Zn and Hg) were investigated in muscle and/or liver samples of the following species: *Scomberomorus cavalla*, *Hypanus berthalutzae* and *Epinephelus itajara*. Concentration of PCBs in liver were higher than in muscle. The most representative PCB homologous groups in the samples were hexa-, hepta and penta-CBs, respectively. Regarding OCPs, just p,p'-DDT, p,p'-DDD and p,p'-DDE were detected in the samples. HCHs, CHLs and mirex were not found above the limits of quantitation (LQ). Cu, As, Cd, Pb and Hg were the metals found in fish tissues. Despite contamination, all three species are safe for consumption since they exhibit levels below the safety limits set by seafood safety regulations. It is concluded that contamination levels may differ among fish species due to environmental and/or biological factors. In the same fish population, different individuals can accumulate different levels of contaminants depending on their own life history that can be influenced by numerous variables such as sex and gonad development stage.

Keywords: POPs; metals; pollution; food safety; conservation

SUMÁRIO

1	**INTRODUÇÃO**	**11**
1. 1	**PEIXES**	**11**
1.1.1	IMPORTÂNCIA DOS PEIXES NA ALIMENTAÇÃO	12
1.1.2	DIFERENÇA NA COMPOSIÇÃO TECIDUAL DOS PEIXES	12
1.1.3	CONSUMO DE PESCADO NO NORDESTE	13
1.1.4	PEIXES COMO BIOMONITORES DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL	14
1.2	**ESPÉCIES INVESTIGADAS NESTE ESTUDO**	**15**
1.2.1	*SCOMBEROMORUS CAVALLA*	15
1.2.2	*HYPANUS BERTHALUTZAE*	16
1.2.3	*EPINEPHELUS ITAJARA*	17
1.3	**IMPACTOS AMBIENTAIS**	**18**
1.3.1	POLUIÇÃO MARINHA	19
1.3.1.1	**Contaminantes**	**21**
1.3.1.1.1	**POPs**	**23**
1.3.1.1.1.1	Bifenilas policloradas (PCBs)	24
1.3.1.1.1.2	Pesticidas organoclorados (OCPs)	25
1.3.1.1.2	**Elementos traço**	**27**
1.3.1.1.2.1	Mercúrio (Hg)	28
1.3.2	PESCA	30
1.4	**RISCOS À SAÚDE HUMANA**	**31**
1.4.1	AVALIAÇÃO DA SEGURANÇA ALIMENTAR	32
2	**OBJETIVOS**	**34**

2.1 OBJETIVO GERAL 34

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 34

3 METODOLOGIA **35**

3.1 PROCEDIMENTOS DO LABORATÓRIO ORGANOMAR PARA ANÁLISES DE POPS **36**

3.1.1 LIMPEZA E DESCONTAMINAÇÃO DO MATERIAL 36

3.1.2 SOLVENTES E SOLUÇÕES UTILIZADAS 36

3.1.3 CONTROLES DE QUALIDADE 36

4 ARTIGO 1 - CONTAMINAÇÃO DE PESCADO POR ORGANOCLORADOS: ANÁLISE DE *SCOMBEROMORUS CAVALLA* AMOSTRADA EM SALVADOR E O RISCO DE CONSUMO **38**

5 ARTIGO 3 - CONCENTRAÇÃO DE COMPOSTOS ORGANOCLORADOS E METAIS TRAÇO EM MERO (*EPINEPHELUS ITAJARA*) **71**

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS **107**

REFERÊNCIAS **108**

APÊNDICES **128**

8.1 MATERIAL SUPLEMENTAR DO ARTIGO 1 **128**

8.2 MATERIAL SUPLEMENTAR DO ARTIGO 2 **145**

8.3 ARTIGO ACEITO **183**

8.4 MATERIAL SUPLEMENTAR DO ARTIGO ACEITO (ITEM 8.3) **192**

1 INTRODUÇÃO

1.1 PEIXES

O termo “Peixes” não é uma classificação taxonômica zoológica, pois designa um grupo parafilético, isto é, aquele no qual o ancestral comum mais recente está incluído, mas não estão todos os descendentes desse ancestral comum. Esse termo é usado por questão de conveniência para descrever vertebrados aquáticos que possuem brânquias ao longo da vida e membros, quando presentes, em forma de nadadeira (NELSON et al., 2016).

Os peixes apresentam uma enorme diversidade na morfologia, no comportamento, nos habitats que ocupam e na sua biologia (NELSON et al., 2016). Os organismos marinhos possuem distribuição geográfica bastante ampla e apesar da aparente conectividade entre os diferentes ambientes marinhos há uma série de barreiras geográficas, presentes ou que já existiram, separando diferentes conjuntos de organismos em diferentes áreas geográficas. Essas barreiras podem ser físicas, como continentes e correntes marinhas, e/ou ecofisiológicas, como temperatura e profundidade (MENEZES et al., 2003),

Em relação à alimentação, os peixes estão adaptados a uma grande variedade de alimentos e alguns são especializados ou altamente adaptados para se alimentar de itens como zooplâncton, moluscos e corais (NELSON et al., 2016). Em relação à particularidade desse grupo diverso, algumas espécies de peixes produzem veneno, eletricidade, som ou luz. Em relação à manutenção de temperatura corporal, a maioria das espécies é ectotérmica (animais que não conseguem controlar a sua temperatura corporal de forma a mantê-la constante) embora alguns tubarões e escombrídeos tenham desenvolvido endotermia (capacidade de utilizar o metabolismo para produzir calor e manter a temperatura corporal, independentemente do ambiente) em ao menos uma parte do corpo (NELSON et al., 2016). Em relação ao comportamento reprodutivo, algumas espécies demonstram cuidado parental com seus descendentes e outras espécies espalham milhões de ovos que ficam expostos à predação. Enquanto a maioria dos peixes possui um padrão sexual fixo, outros grupos são hermafroditas (NELSON et al., 2016).

Os peixes têm importância variada para a população humana, incluindo valor alimentar/nutricional, valor econômico para nações através da importação e exportação de produtos, valor recreativo e psicológico na pesca recreativa e esportiva, valor de contemplação com o aquarismo e valor para a saúde ambiental como indicadores de poluição (NELSON et al., 2016).

1.1.1 IMPORTÂNCIA DOS PEIXES NA ALIMENTAÇÃO

O consumo de peixe é uma alternativa alimentar de elevado valor nutritivo, pois é uma importante fonte de proteínas de alta qualidade, visto que contém todos os aminoácidos essenciais, vitaminas, minerais e especialmente ácidos graxos poliinsaturados (ex.: ômega 3) para a dieta humana, além de apresentar alta digestibilidade (DOMINGO, 2007; AFONSO et al., 2013; HOEKSTRA et al., 2013; WANG et al., 2015; FAO, 2016). Os peixes considerados mais gordurosos como a sardinha e o salmão fornecem principalmente vitaminas do complexo B, vitamina A e vitamina D. Os minerais presentes nos peixes em geral são principalmente cálcio e fósforo, além de ferro, cobre, selênio e iodo nos peixes marinhos (SARTORI & AMANCIO, 2012). Eles possuem baixo teor relativo de sódio, sendo uma opção viável em dietas restritivas para esse mineral (SARTORI & AMANCIO, 2012). O consumo de peixes gordurosos é indicado uma ou duas vezes por semana devido à quantidade de EPA (ácido graxo eicosapentaenoico) e DHA (ácido graxo docosahexaenoico) (ômega 3), principalmente para gestantes e mulheres que planejam engravidar (SARTORI & AMANCIO, 2012). Parte dos ácidos graxos ingeridos vão integrar os fosfolipídios das membranas celulares (SARTORI & AMANCIO, 2012).

1.1.2 DIFERENÇA NA COMPOSIÇÃO TECIDUAL DOS PEIXES

Os peixes são compostos basicamente por água, carboidratos, lipídios e proteínas. Esses constituintes químicos e suas quantidades variam entre as diferentes espécies e entre indivíduos da mesma espécie em função da época e local de captura, habitat, sexo e idade (JACQUOT, 1961; STANSBY, 1954; 1962; SARTORI & AMANCIO, 2012). A fração lipídica oscila bastante ao longo

do ciclo de vida em uma mesma espécie, apresentando valores mínimos durante a ovulação (MARSHALL, 1999; ABABOUCH, 2005).

A água é o componente principal na composição dos peixes. Por exemplo, seu teor no músculo pode variar entre 60 e 85% (INSA, 2020). Os peixes considerados mais “magros” apresentam teores de umidade maiores em relação aos mais “gordos” (INSA, 2020). A classificação em peixes “gordos” e “magros” se dá através da estimativa do teor percentual de lipídios nas partes comestíveis, isto é, a porção do peixe que pode ser integralmente utilizada como alimento. Peixes magros possuem teor de gordura inferior a 2%, peixes com baixo teor de gordura apresentam percentuais lipídicos entre 2 e 4%, peixes com médio teor de gordura apresentam percentuais entre 4 e 8% e peixes gordos apresentam teor de gordura superior a 8% (ACKMAN, 1990). As espécies analisadas neste trabalho enquadram-se na categoria de peixes magros com a média de teor lipídico sendo: 0,43% para *Epinephelus itajara* (mero), 0,61% para *Hypanus berthalutzae* (raia) e 1,27% para *Scomberomorus cavalla*.

Em relação aos lipídios, o teor de gordura varia com uma amplitude maior que os teores de água, proteínas ou minerais, com algumas espécies apresentando valores aproximadamente 300 vezes superiores a outras (FAO, 2001). As proteínas representam aproximadamente 16 a 21% da massa do músculo dos peixes (HUSS, 1995). Elas são constituídas por fibras curtas organizadas em segmentos separados por camadas finas de tecido conjuntivo, sendo dispostas longitudinalmente e envolvidas por camadas mais espessas de tecido conjuntivo (BELITZ et al., 2009).

1.1.3 CONSUMO DE PESCADO NO NORDESTE

Em 2008, as populações litorâneas da costa nordeste do Brasil apresentaram as maiores taxas de consumo de peixes (12,8 kg hab^{-1}). O perfil de consumo foi diagnosticado com base na variedade de espécies de pescado e na análise dos dados de aquisição de pescado da Pesquisa de Orçamentos Familiares do IBGE (POF 2008/2009 - IBGE, 2009). Esse perfil estimou que a aquisição alimentar domiciliar per capita anual (kg) do consumo de peixes foi de 2,39 kg para pescado de água salgada e 1,61 kg para pescado de água

doce (IBGE, 2010), totalizando 4 kg por ano. O elevado consumo de peixes da região nordeste em relação a outras regiões é influenciado pela produção de peixes comparativamente elevada a outras regiões do país. Por se tratar de um alimento altamente perecível, o pescado deve ser consumido rapidamente para não degradar e, dessa forma, apresentar melhor qualidade e menores preços (SARTORI & AMANCIO, 2012). Apesar do valor nutricional, o consumo de pescado é uma fonte potencial e importante de exposição a compostos tóxicos para a população humana, tais como poluentes orgânicos persistentes (POPs) e metais traço (KIVIRANTA et al., 2004; DARNERUD et al., 2006; BAPTISTA et al., 2013a).

1.1.4 PEIXES COMO BIOMONITORES DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL

Algumas espécies de peixes podem ser consideradas boas indicadoras de qualidade ambiental e contaminação de organismos marinhos (ABDEL-BAKI et al., 2011; AFONSO et al., 2017; GUSSO-CHOUERI et al., 2018) devido ao conhecimento suficiente de suas taxonomias e ciclos de vida (GUSSO-CHOUERI et al. 2018). Os peixes ocupam diferentes habitats e níveis tróficos, sendo que os peixes de níveis tróficos mais elevados podem acumular grandes quantidades de contaminantes (JARIC et al., 2011; GUSSO-CHOUERI et al., 2018). Além disso, muitas espécies de peixes têm importância econômica (GUSSO-CHOUERI et al., 2018).

Os peixes estão entre os organismos aquáticos mais suscetíveis às substâncias tóxicas presentes na água (JARIC et al., 2011). Eles são sensíveis a mudanças ambientais de curto prazo, como alterações nos níveis de oxigênio dissolvido na água. A maioria das espécies apresenta um ciclo de vida relativamente longo, facilitando o acúmulo de contaminantes. Desta forma, eles têm sido frequentemente empregados na avaliação de poluição aguda e/ou crônica (VERNENBERG, 1981; KASPER et al., 2007).

Em programas de monitoramento, o uso de peixes informa a qualidade ambiental e o estado de contaminação dos animais investigados, principalmente espécies de nível trófico superior (AZEVEDO et al., 2009). A avaliação do estado de saúde dos peixes é um precursor de riscos ecológicos, socioeconômicos e para a saúde humana devido ao seu consumo pelo homem

(AZEVEDO et al., 2009; ABDEL-BAKI et al., 2011; AFONSO et al., 2017). Assim, é necessário seguir a legislação específica para identificar níveis seguros para consumo humano (TREVIZANI et al., 2019).

1.2 ESPÉCIES INVESTIGADAS NESTE ESTUDO

A escolha das espécies analisadas ocorreu devido as características biológicas diferentes entre elas e habitats, mesmo sendo espécies costeiras e predadores de topo em suas cadeias alimentares.

Tabela 1. Informações biológicas das espécies analisadas

Scomberomorus cavalla	***Hypanus berthalutzae***	***Epinephelus itajara***
Peixe ósseo	Peixe cartilaginoso	Peixe ósseo
Pelágico	Demersal	Pelágico
Migratório	Visitante	Territorial
Crescimento rápido	Crescimento lento	Crescimento lento

Fonte: A autora (2024).

1.2.1 SCOMBEROMORUS CAVALLA (Cuvier, 1829)

Figura 1. Foto de um indivíduo de *Scomberomorus cavala*

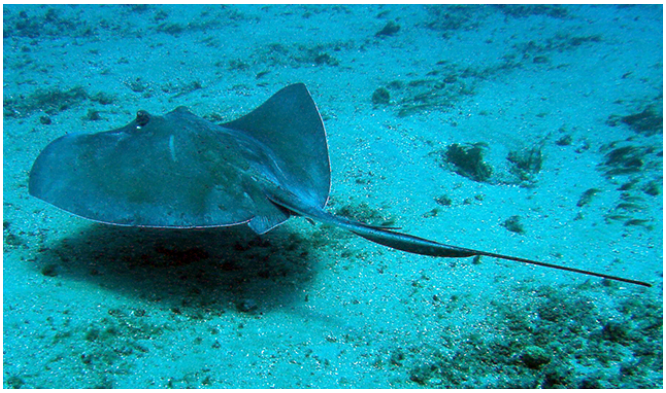
Fonte: Almeida (2011).

A cavala, cujo nome científico é *Scomberomorus cavala*, é um peixe teleósteo que pertence à ordem Perciformes e à família Scombridae que também inclui atuns e bonitos (FROESE & PAULY, 2023). É uma espécie pelágica com registros ao longo do Oceano Atlântico ocidental desde Massachusetts (EUA) até São Paulo (Brasil). Vive em águas costeiras entre as

isóbatas de 5 a 140 m, sendo a maior ocorrência entre 5 e 15 m (FROESE & PAULY, 2023). É considerada uma espécie importante para a pesca comercial e recreativa (MIRANDA & YOGUI, 2016). No Nordeste do Brasil está entre os recursos mais representativos para a pesca artesanal de pequena escala (NÓBREGA & LESSA, 2009), porém não há informações sobre suas rotas migratórias ao longo da costa Nordeste (MIRANDA & YOGUI, 2016). Apesar da sua abundância na pesca, ela está classificada globalmente como “pouco preocupante” de acordo com a IUCN (União Internacional para a Conservação da Natureza) (FROESE & PAULY, 2023). A espécie também é utilizada como biomonitora de contaminantes ambientais (CAI et al., 2007; PLOETZ et al., 2007; COSTA & LACERDA, 2009; GLOVER et al., 2010). A cavala é carnívora e se alimenta principalmente de clupeídeos e outros peixes ósseos, além de camarões e lulas (MENEZES, 1969; FAO, 1983; COSTA & LACERDA, 2009). Os indivíduos amostrados no trabalho de Fonteles-Filho (1988) apresentaram comprimento total variando de 13,5 a 80,5 cm. No trabalho de Nóbrega & Lessa (2009), o comprimento furcal variou de 11,5 a 136 cm.

1.2.2 HYPANUS BERTHALUTZAE Petean, Naylor & Lima, 2020

Figura 2. Foto de um indivíduo de *Hypanus berthalutzae*



Fonte: Carvalho-Filho (2008).

Atualmente denominada *Hypanus berthalutzae*, a espécie passou por revisões taxonômicas recentes (LAST et al., 2016; PETEAN et al., 2020). Anteriormente era referenciada como *Hypanus americanus* (2016 a 2020) e *Dasyatis americana* (antes de 2016). A espécie pertence à classe Elasmobranchii (tubarões e raias), ordem Myliobatiformes, família Dasyatidae e

gênero *Hypanus*, sendo uma das nove espécies que compõem esse gênero (LAST et al., 2016; PETEAN et al., 2020).

É uma raia predominantemente costeira, ocorrendo geralmente na plataforma continental e preferindo habitats mais próximos de ambientes rasos com baixas concentrações de fósforo e altas salinidades (PETEAN et al., 2020). A espécie é endêmica do Brasil (PENTEAN et al., 2020) com distribuição geográfica desde a foz do Rio Amazonas até o litoral do Estado de São Paulo (MENNI & STEHMANN, 2000), sendo encontrada também nos arquipélagos oceânicos de Fernando de Noronha e Atol das Rocas (ROSA & MOURA, 1997). De acordo com a IUCN, está classificada como "vulnerável" tanto no Brasil quanto globalmente (CHARVET et al., 2020; ICMBIO/MMA, 2022). *H. berthalutzae* é generalista e mesopredadora, alimentando-se principalmente de peixes teleósteos, crustáceos e cefalópodes. Seu nível trófico estimado é 3,81 (FIGUEIREDO, 1977; QUEIROZ et al., 2022). A largura do disco corporal varia entre 34,5 e 170,0 cm (SILVA et al., 2007c; PETEAN et al., 2020; BRANCO-NUNES et al., 2021; QUEIROZ et al., 2022).

1.2.3 EPINEPHELUS ITAJARA (Lichtenstein, 1822)

Figura 3. Foto de um indivíduo de *Epinephelus itajara*

Fonte: Bertoncini (2003).

O mero, cujo nome científico é *Epinephelus itajara*, é um peixe ósseo que pertence à ordem Perciformes e família Epinephelidae (FROESE & PAULY, 2023). No Oceano Atlântico ocidental, sua distribuição ocorre desde a Carolina

do Norte (EUA) até o sudeste do Brasil. No Atlântico oriental, sua distribuição estende-se do Senegal ao Congo e raramente ocorre nas Ilhas Canárias (FRANCESCONI & SCHWARTZ, 2000; FROESE & PAULY, 2023). Apresenta ocorrência desde a costa até cerca de 100 m de profundidade em recifes, manguezais, prados de fanerógamas marinhas e habitats estuarinos (SADOVY & EKLUND, 1999). É um predador de topo se alimentado de uma ampla diversidade de peixes e invertebrados (HUNTSMAN et al., 1999; SADOVY & EKLUND, 1999). A espécie foi amplamente explorada pela pesca artesanal de pequena e grande escala, principalmente em regiões habitadas por juvenis (BENTES et al., 2019). Em função disso, enquadra-se como espécie “vulnerável” na lista vermelha global (IUCN, 2024) e “criticamente ameaçado” no Brasil (PORTARIA MMA Nº 148, 2022) onde sua captura e venda é proibida desde 2002 por meio de uma moratória (PORTARIA IBAMA N° 121, 2002).

1.3 IMPACTOS AMBIENTAIS

De acordo com a resolução Nº 001 do CONAMA de 1986, entende-se como impacto ambiental:

> Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota e a qualidade dos recursos ambientais. (CONAMA,1986).

As pressões antropogênicas como a urbanização, a industrialização, as atividades portuárias e o turismo têm contribuído para a degradação dos ecossistemas principalmente nos ambientes costeiros suscetíveis à eutrofização e poluição. Essa última inclui elevados níveis de contaminantes, como o mercúrio (Hg) e os POPs. Dessa forma, as atividades humanas estão entre as principais causas da atual crise ambiental (NIXON, 1995; KEMP et al., 2005; MONASTERSKY, 2015; YOUNG et al., 2016; NATHANIEL et al., 2021).

As atividades antropogênicas modificam os gradientes ambientais e criam habitats com novas condições específicas, afetando os organismos que vivem neles. Essas alterações podem ocasionar o desaparecimento, a

permanência ou o aparecimento de novos organismos sob uma condição de estresse (CLARKE et al., 2003; YUAN, 2006; POFF et al., 2007; HAWKINS et al., 2010; 2015; HEINO et al., 2013; GROFFMAN et al., 2014). Além disso, a variação nas condições ambientais entre regiões biogeográficas pode fazer com que organismos com uma mesma característica respondam de forma diferente ao seu ambiente (HEINO et al., 2013; SAITO et al., 2020). Assim, as referências de tolerância e sensibilidade de uma região podem não ser aplicáveis em outra (CHANG et al., 2014). A resposta de um organismo a um gradiente ambiental depende da disponibilidade de recursos, do comportamento ou de outro gradiente ambiental que muda ao longo da área de distribuição (BOLNICK et al., 2011; HEINO et al., 2013; ZETTLER et al., 2013; BURNER et al., 2021; KOPP et al., 2023).

A América do Sul é considerada uma das áreas mais vulneráveis do mundo devido aos impactos antrópicos (BARLETTA et al., 2010). A maioria de suas áreas costeiras foi danificada pela poluição, afetando significativamente a pesca comercial costeira e marinha. Assim, o controle da poluição aquática foi identificado como uma necessidade imediata para o manejo sustentado e a conservação dos recursos pesqueiros e aquáticos existentes (ISLAM & TANAKA, 2004).

É importante reconhecer o valor e a importância dos peixes e de outros organismos para a vida humana. Ameaças à integridade do ambiente causadas pelas atividades antropogênicas representam também uma séria ameaça aos peixes. Por isso, esforços no sentido de classificar o estado de conservação das espécies são importantes. A sociedade precisa ter ciência de quais espécies estão em risco de se tornarem extintas ou ameaçadas de extinção como consequência das atividades humanas (NELSON et al., 2016). Sendo assim, há urgência na criação de políticas públicas para a conservação das espécies ameaçadas a fim de evitar ou diminuir o risco de extinção devido à poluição e degradação de seu habitat. Quanto mais diversa a população, maiores são suas chances de resposta aos contaminantes devido a variabilidade genética.

1.3.1 POLUIÇÃO MARINHA

Conforme a Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar, o conceito de “poluição do meio marinho” é a

> “introdução pelo homem, direta ou indiretamente, de substâncias ou de energia no meio marinho, incluindo os estuários, sempre que a mesma provoque ou possa vir provocar efeitos nocivos, tais como danos aos recursos vivos e à vida marinha, riscos à saúde do homem, entrave às atividades marítimas, incluindo a pesca e as outras utilizações legítimas do mar, alteração da qualidade da água do mar, no que se refere à sua utilização, e deterioração dos locais de recreio” (CNU, 1982).

De acordo com Williams (1996), existe apenas “uma poluição” no mundo porque todo poluente que esteja no ar ou na terra tende a acabar no oceano. Mesmo assim, a categorização da poluição é utilizada para facilitar a discussão e o estudo sobre o tema. A maioria dos contaminantes estão interrelacionados, comprometendo o meio ambiente e os organismos independentemente da fonte de contaminação (ISLAM & TANAKA, 2004).

Atualmente, não existem ferramentas perfeitas para determinar a poluição já que não se pode medir todos os contaminantes nem realizar todos os testes possíveis para determinar a saúde de todos os organismos (CHAPMAN et al., 2002). Não é possível determinar a poluição química, bem como a sua extensão e importância, medindo apenas os níveis de tais substâncias no ambiente, seja isoladamente ou em relação a outros fatores de estresse que induzem alterações no ecossistema (LUDWIG & IANNUZZI, 2005; CHAPMAN et al., 2007). Medir os níveis de substâncias químicas no ambiente fornece informações sobre a contaminação e não sobre a poluição. A diferenciação entre poluição e contaminação não pode ser feita apenas com base em análises químicas porque tais análises não fornecem informações sobre a biodisponibilidade ou a toxicidade de um contaminante para os organismos vivos (CHAPMAN et al., 2007). Portanto, esta tese trata-se de um trabalho sobre contaminação, não objetivando analisar toxicidade nas espécies investigadas e/ou seres humanos.

Os efeitos indiretos causados aos organismos por contaminantes químicos ou outros estressores (bióticos ou abióticos) só ocorrem quando já existem efeitos diretos que podem impactar uma ou mais espécies e iniciar uma cascata de efeitos observados ao longo da cadeia trófica (CHAPMAN et

al., 2003; FLEEGER et al., 2003; CHAPMAN, 2004). A importância dos efeitos indiretos pode aumentar com níveis crescentes de efeitos diretos. Porém, eles são menos prováveis quando a poluição existente é tão grande que a maioria das espécies em um ecossistema é diretamente afetada. Portanto, os efeitos indiretos são mais prováveis em casos de poluição moderada (FLEEGER et al., 2003; ZWART & POSTHUMA, 2005).

A produção e as emissões de poluentes são geralmente derivadas de assentamentos humanos, uso de recursos e intervenções (desenvolvimento e construção de infraestrutura), atividades agrícolas, desenvolvimento industrial, urbanização, turismo etc. Conforme apresentado anteriormente, a sobre-exploração e a degradação do habitat são as duas maiores ameaças às populações de peixes, enquanto a poluição costeira e oceânica é uma ameaça potencial generalizada a este grupo animal (BEZERRA et al., 2019). Por isso, é importante o conhecimento das fontes de poluição e impactos nos ecossistemas para uma melhor compreensão das respostas ambientais frente aos poluentes. Isso é fundamental para formular políticas de prevenção (ISLAM & TANAKA, 2004) já que a maioria das áreas costeiras do mundo foram impactadas pela poluição, afetando significativamente a pesca comercial costeira e marinha. Dessa forma, há uma necessidade imediata de controle da poluição aquática para o manejo sustentável e a conservação dos recursos pesqueiros e aquáticos existentes (ISLAM & TANAKA, 2004).

1.3.1.1 Contaminantes

Para entender o que é um contaminante, é importante diferenciar os conceitos de “contaminação” e “poluição”. O primeiro refere-se à presença de uma substância no ambiente natural em concentração acima de seu nível de referência. O segundo conceito refere-se a qualquer tipo de contaminação que resulte em efeitos biológicos adversos aos organismos vivos que habitam um ambiente natural. Conclui-se, então, que todos os poluentes são contaminantes, mas nem todos os contaminantes são poluentes (CHAPMAN, 2007). A poluição está diretamente associada à biodisponibilidade do contaminante e à dose de exposição dos organismos vivos. A biodisponibilidade depende de alguns fatores, tais como especiação química do contaminante, parâmetros abióticos,

compartimento ambiental e fisiologia dos organismos expostos (CHAPMAN et al., 2003) Os contaminantes ambientais podem promover a degradação ambiental, resultando em alterações tanto em nível de organismo quanto em nível ecossistêmico (HERNÁNDEZ et al., 2013; BISWAS et al., 2018).

Os contaminantes químicos são substâncias indesejáveis que geralmente não são introduzidos intencionalmente no meio ambiente, mas podem estar presentes nos alimentos, por exemplo, em decorrência de processos de manipulação, produção, processamento, manufatura, preparação, embalagem, empacotamento, expedição, transporte e descarte (BRASIL, 1998; AZEVEDO & CHASIN, 2003).

Geralmente, a absorção dos contaminantes pela biota é essencial para que efeitos tóxicos sejam observados. Nos ambientes aquáticos, essa absorção ocorre através da derme, das brânquias ou do trato digestivo. A determinação química de contaminantes na biota pode fornecer informações sobre sua presença e biodisponibilidade no sedimento (CHAPMAN, 2007).

A bioacessibilidade de contaminantes pode modificar os efeitos potenciais para os organismos hospedeiros e para as presas que consomem esses organismos (CHAPMAN, 2007). Os resíduos de contaminantes encontrados na biota podem ser comparados com limites de toxicidade já publicados ou derivados de experimentos. A adaptação à contaminação é um processo genético que pode ocorrer por meio da perda de espécies intolerantes. Isso deve ser mensurável em avaliações da comunidade bentônica. A aclimatação à contaminação é um processo fisiológico que pode diminuir as reservas de energia e reduzir os parâmetros críticos ao nível da população (por exemplo, a reprodução). A aclimatação pode levar à perda de espécies intolerantes e causar custos energéticos nos organismos tolerantes. Quando esses custos são sutis, não são facilmente mensuráveis e não haverá grandes efeitos no ecossistema, a não ser que haja fatores de estresse adicionais, como cargas aumentadas de contaminantes tóxicos (CHAPMAN, 2007).

Os contaminantes de maior preocupação ambiental são: poluentes orgânicos persistentes (POPs), nutrientes, óleos, radionuclídeos (isótopos instáveis, ou seja, sujeitos ao processo de decaimento radioativo), metais traço, patógenos, sedimentos, resíduos sólidos e detritos (WILLIAMS, 1996). O uso

de pesticidas, compostos químicos e o lançamento de efluentes (domésticos, industriais, etc) são algumas causas da contaminação ambiental. Seus efeitos ameaçam a diversidade biológica dos ecossistemas impactados e a saúde humana (GAVRILESCU et al., 2015; ROSE & RUPPEL, 2015; BURRI et al., 2019). Quando presentes na dieta alimentar acima dos limites permitidos, os contaminantes causam risco à saúde dos consumidores humanos (BRASIL, 1965; 1998).

Muitos parâmetros ecológicos e biológicos, como uso do habitat, dieta, posição trófica, idade, sexo, tamanho corporal, estação do ano, conteúdo lipídico e mobilidade desempenham papel importante nos padrões de bioacumulação de contaminantes em peixes e outros organismos aquáticos (VAN DER OOST et al., 2003). Mesmo quando presentes em pequenas quantidades, os contaminantes podem se bioacumular ao longo da cadeia alimentar e atingir concentrações prejudiciais aos predadores de topo, incluindo o homem (COSTA & SAN'TANA, 2008; VERHAERT et al., 2017). Eles também podem afetar espécies sensíveis ou estágios larvais, prejudicando o funcionamento saudável e comprometendo os serviços do ecossistema (CHAGNON et al., 2015; GILBERT, 2016).

1.3.1.1.1 POPs

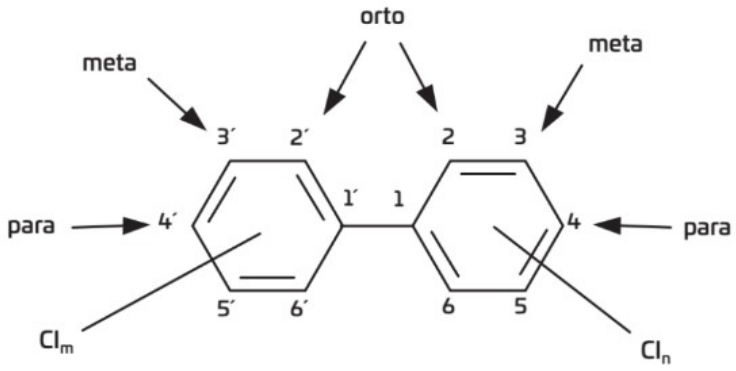
Os poluentes orgânicos persistentes (POPs) são substâncias altamente estáveis que podem permanecer inalteradas no ambiente por um longo período e representam uma classe de contaminantes químicos extremamente danosos aos organismos vivos (AMAP, 2002; JIAO et al., 2009). Eles são sintetizados pelo homem e não ocorrem naturalmente na natureza, mas estão amplamente distribuídos no planeta (AMAP, 2002; ALVES et al., 2010). Os POPs são resistentes à degradação por processos bióticos e abióticos (alta persistência) e têm grande potencial de transporte por longa distância, sendo encontrados até mesmo em locais remotos (AMAP, 2002; FLORES et al., 2004; ALVES et al., 2010). Dessa forma, eles têm sido reconhecidos como um dos grupos de produtos químicos antropogênicos mais problemáticos das últimas décadas (TIEYU et al., 2005; HONG, 2008; LEE et al., 2015).

Os POPs apresentam meia-vida longa em solo/sedimento (anos ou décadas), ar (vários dias) e biota (JONES & VOOGT, 1999). São insolúveis em água e solúveis em substâncias apolares como óleos e gorduras, ou seja, acumulam-se nos tecidos lipídicos (lipofilicidade) (AMAP, 2002; ALVES et al., 2010; BRAIBANTE & ZAPPE, 2012). Na biota, os animais não têm uma boa capacidade de metabolizá-los devido à sua estrutura química resistente e estável (BRAIBANTE & ZAPPE, 2012), apresentando uma alta toxicidade (AMAP, 2002; ALVES et al., 2010). Além disso, eles são bioacumulados a partir de compartimentos ambientais e biomagnificam ao longo da cadeia alimentar, aumentando a contaminação em níveis mais elevados da teia trófica (BORGA et al., 2001; AMAP, 2002; ISLAM & TANAKA, 2004; ALVES et al., 2010; GOOD et al., 2014; MALARVANNAN et al., 2014). Mesmo em baixas concentrações, os POPs podem causar danos aos tecidos biológicos, sendo que estes variam de acordo com hábitos alimentares, sexo e estágio de maturação (GARCÍA-ALONSO et al., 2011; FUENTES et al., 2023).

Os POPs estão presentes em todo o globo terrestre. A América do Sul, em particular, tem sido afetada por diferentes fontes de POPs, incluindo praguicidas usados para fins agrícolas e/ou sanitários (ex.: pesticidas organoclorados) e produtos químicos de uso industrial (ex.: bifenilas policloradas) (UNEP, 2002; HONG, 2008; LEE et al., 2015).

1.3.1.1.1.1 Bifenilas policloradas (PCBs)

Figura 4. Representação genérica da estrutura molecular de uma bifenila policlorada (PCB)



Fonte: Blog da Engenharia (2024).

As bifenilas policloradas (PCBs) são compostos organoclorados que compreendem um grupo de 209 congêneres cujo número de átomos de cloro ligado ao grupo bifenila varia de 1 a 10. O número e a posição desses átomos vão definir a conformação espacial da molécula e seu potencial genotóxico (BODIGUEL et al., 2009; SZLINDER-RICHERT et al., 2009; GONÇALVES, 2011). Estes compostos foram utilizados como isolante em equipamentos elétricos e em várias outras aplicações industriais, como componentes de óleo em transformadores e condensadores, fluidos hidráulicos e de troca de calor, plastificantes em tintas, plásticos e selantes (FIEDLER, 1997; BREIVIK et al., 2004; BODIGUEL et al., 2009).

Dos 209 congêneres existentes, aproximadamente 130 são encontrados em misturas técnicas (WHO, 1992) e 7 deles (PCBs 28, 52, 101, 118, 138, 153 e 180) foram os mais abundantes nas misturas utilizadas na Europa (WEBSTER et al., 2013). Em função disso, esses sete compostos têm sido usados como indicadores de contaminação por PCBs na biota de países europeus (SOBEK et al., 2010; BALDASSIN et al., 2012; MASCI et al., 2015). PCBs foram produzidos nos EUA com o nome comercial de Aroclor (RUIZ-FERNANDEZ et al., 2014). No Brasil, as misturas de Aroclor 1254 e Aroclor 1260 foram as mais utilizadas na formulação do Ascarel (MIRANDA, 2015). A produção e o uso desses compostos químicos foram banidos ou limitados em diversas regiões, porém quantidades consideráveis desses contaminantes ainda circulam no ambiente (MEIJER et al., 2003). A produção, comércio e utilização de PCBs no Brasil foram proibidos em 1981 (CETESB, 2012). Porém, transformadores de concessionárias de energia daquela época (que utilizavam o Ascarel) foram autorizados a permanecer em uso até o final de sua vida útil – em torno de 40 anos (PEREIRA, 2004).

A principal via de dispersão de PCBs no ambiente é o transporte e a deposição atmosférica, que alcança regiões mais distantes (COMBI, 2012). Outras fontes são acidentes, derrames, vazamentos, armazenamento irregular de equipamentos que contenham PCBs, fumaça decorrente da incineração de produtos contendo PCBs e lançamento de efluentes industriais sem tratamento nos corpos de água (BAIRD, 2002).

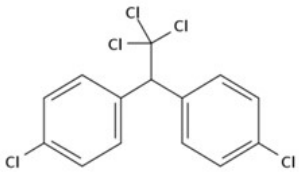
1.3.1.1.1.2 Pesticidas organoclorados (OCPs)

Pesticidas organoclorados (OCPs) são compostos químicos utilizados no controle de pragas (abrangendo inseticidas, herbicidas e fungicidas) com intuito de diminuir os prejuízos, aumentar a produtividade na agricultura e erradicar vetores de doenças (TORRES, 1998; D'AMATO et al., 2002; MIRANDA, 2015). Os pesticidas e seus resíduos estão entre os agentes mais devastadores para os ecossistemas aquáticos, visto que esses compostos afetam todos os níveis da cadeia alimentar (DUURSMA & MARCHAND, 1974). A maioria dos pesticidas não é rapidamente degradável por razões técnicas, uma vez que a sua rápida degradação poderia inviabilizar a aplicabilidade. Apenas uma fração pequena de todos os pesticidas aplicados agem diretamente nos organismos alvo, mas um grande volume de resíduos permanece no meio ambiente onde acaba se acumulando (DUURSMA & MARCHAND, 1974; ISLAM & TANAKA, 2004).

Em áreas agrícolas pulverizadas, a volatilização e a lixiviação para as bacias hidrográficas são importantes fontes desses compostos para o seu destino final no oceano (YOGUI, 2002). Alguns exemplos de pesticidas organoclorados são o diclorodifeniltricloroetano (DDT), os metabólitos do DDT (DDE e DDD), os hexaclorocicloexanos (α-HCH, β-HCH, γ-HCH e δ-HCH), os ciclodienos (ex.: heptacloro e heptacloro epóxido) e os hidrocarbonetos clorados (ex.: mirex) (D'AMATO et al., 2002). O DDT foi o pesticida de maior importância histórica, sendo considerado benéfico até a descoberta de seus efeitos nocivos no meio ambiente (ALVES-FILHO, 2002). A América do Sul foi considerada o continente com o uso mais substancial de DDT no planeta (D' AMATO et al., 2002). Seu transporte pelos rios reflete a influência das atividades agrícolas nas bacias hidrográficas (BARHOUMI et al., 2014). Em 1985, a utilização, comércio e distribuição de pesticidas organoclorados foram proibidos na agricultura brasileira (MMA, 2006). Já no ano de 1998, a Secretaria de Vigilância Sanitária do Ministério da Saúde proibiu em definitivo a utilização do DDT em programas de saúde pública, incluindo o combate à malária (CCJ, 2008).

Figura 5. Fórmula estrutural do pesticida organoclorado p,p' DDT

p,p'-DDT



Fonte: SciFinder (2013).

1.3.1.1.2 Elementos traço

Os elementos químicos podem ser divididos em algumas categorias, incluindo essenciais, traço e tóxicos (PERRAULT et al., 2014). Muitos dos elementos tóxicos são metais. Os metais traço são aqueles que ocorrem em concentrações muito baixas no meio ambiente (isto é, concentração traço). Em Oceanografia, os metais traço são aqueles que ocorrem na água do mar em concentrações entre 0,05 e 50 nM (MILLERO, 2013). Nem todos os metais traço que ocorrem em concentrações baixas (nível traço) no ambiente são tóxicos ou prejudiciais à saúde do homem, como os elementos essenciais.

Os elementos essenciais são micronutrientes que precisam ser consumidos diariamente em quantidades pequenas e adequadas para sustentar as funções fisiológicas normais e vitais (GOLDHABER, 2003; HAS-SCHÖN et al., 2006). Entretanto, quando absorvidos em quantidades elevadas, esses metais estão associados a efeitos adversos à saúde e são considerados tóxicos (FAO,1994). Assim, todos os elementos traço podem ser tóxicos aos organismos vivos quando absorvidos em quantidades excessivas (MEDEIROS, 2011).

Altos níveis de metais traço foram relatados nos estuários da América do Sul, o que pode representar um risco significativo para a biota (BARLETTA et al., 2019). Os metais As, Cd, Pb, Hg e Sn correspondem a 20% das substâncias químicas mais agressivas à saúde humana (ATSDR, 2005). Concentrações de metais traço acima dos níveis permitidos para consumo humano já foram relatadas em muitas espécies de peixes (BARLETTA et al., 2019). A toxicidade causada por tais elementos e seus efeitos deletérios aos organismos estão relacionados à sua concentração e à exposição crônica em pequenas doses, o que pode ocasionar efeitos adversos ao homem quando presentes em sua dieta (LEBLANC et al., 2000).

Os metais traço, também conhecidos como metais pesados ou metais tóxicos, são os metais prejudiciais à saúde do homem (MEDEIROS, 2011). O termo metal pesado nomeia um subgrupo de metais e metaloides que são associados à contaminação e potencialidade tóxica ou ecotóxica, tendo como alguns critérios de classificação: densidade, peso atômico, número atômico, propriedades químicas, dentre outros (IUPAC, 2002).

As concentrações de metais em músculo têm sido utilizadas para investigar a sua possível transferência para populações humanas através do consumo de pescado (LIMA-JÚNIOR et al., 2002; TREVIZANI et al., 2019). Especificamente, a ingestão pode ser responsável pela absorção de mais de 90% dos metais em um organismo, sendo que o músculo pode atuar como um reservatório de metais (MORENO-SIERRA et al., 2016; AFONSO et al., 2017; ALAMDAR et al., 2017; SALGADO-RAMÍREZ et al., 2017). Já as análises hepáticas têm sido usadas para investigar acúmulos mais recentes de metais, sendo que altas concentrações podem indicar incorporação recente ou circulação desses elementos no organismo (LIMA-JÚNIOR et al., 2002). Sabe-se que elementos essenciais, traço e tóxicos se acumulam no fígado de peixes ósseos (SORENSEN, 1991) e as concentrações hepáticas são altamente variáveis entre as espécies (PERRAULT et al., 2014).

Os metais representam um problema devido à sua toxicidade, persistência e estabilidade no ambiente além da capacidade de acumulação na biota, incluindo peixes (ISLAM & TANAKA, 2004). Contudo, altos níveis de metais encontrados na água e no sedimento nem sempre provocam riscos toxicológicos diretos para a cadeia trófica, pois este risco só ocorre quando esses elementos estão biodisponíveis para a biota (MOISEENKO & KUDRYAVTSEVA, 2001).

A bioconcentração de metais no organismo ocorre em diferentes níveis em vários tecidos, com as maiores taxas de curto prazo sendo observadas no fígado (DIKANOVIC et al., 2016; EL-GHAZALY et al., 2016; AFONSO et al., 2017; ALAMDAR et al., 2017; SALGADO-RAMÍREZ et al., 2017). Tal bioconcentração inclui processos complexos que são regulados por fatores exógenos (abióticos) e endógenos (bióticos). Os fatores exógenos são parâmetros ambientais que influenciam a biodisponibilidade do metal na coluna de água, como temperatura e salinidade. Os fatores endógenos estão nos

próprios organismos e incluem idade, sexo, comprimento, peso, estado fisiológico, hábitos alimentares, habitat e migração (AL-YOUSUF et al., 2000; MOISEENKO & KUDRYAVTSEVA, 2001).

1.3.1.1.2.1 Mercúrio (Hg)

O mercúrio (Hg) é um metal não essencial e um dos contaminantes potencialmente mais perigosos ao ecossistema aquático e ao meio ambiente (MOREL et al., 1998; RAIMUNDO et al., 2010; JULIO et al., 2022). Ele também é considerado onipresente e persistente (GOLDMAN & SHANNON, 2001; WOLKIN et al., 2012) porque possui alta toxicidade, grande bioacumulação e biomagnificação através das cadeias alimentares, particularmente em sua forma metilada (JULIO et al., 2022).

O Hg é introduzido no meio ambiente por fontes naturais, como emissões vulcânicas, liberações geotérmicas e queima de biomassa, e fontes antropogênicas, principalmente a mineração, a produção de cloro-álcalis (fluido utilizado na produção de cloro e soda cáustica, altamente corrosivo e que requer muito cuidado no manuseio e nos processos industriais) e a combustão de combustíveis fósseis (FITZGERALD et al., 1991; HANSEN & DANSCHER, 1997; RENZONI et al., 1998; CLARKSON, 2002; PIRRONE et al., 2010; VOEGBORLO et al., 2010). Anualmente, grandes quantidades de mercúrio são liberadas para a atmosfera, sendo aproximadamente 5.207 toneladas via fontes naturais e 2.320 toneladas via atividades antropogênicas (PIRRONE et al., 2010).

Quando presentes no ar, os vapores de mercúrio metálico são estáveis e podem permanecer na atmosfera por até um ano, sendo transportados para as regiões mais remotas do planeta (CLARKSON, 2002; DOREA et al., 2006). Neste processo, o Hg pode ser novamente depositado na superfície da Terra ou oxidado lentamente na atmosfera, gerando íons inorgânicos de mercúrio que retornam aos solos, rios e lagoas juntamente com as chuvas (HANSEN & DANSCHER, 1997; CLARKSON, 2002; BAEYENS et al., 2003; DOREA et al., 2006). Uma vez no ambiente aquático, o Hg se deposita no fundo dos rios, lagos e oceanos onde pode sofrer metilação, transformando-se em metilmercúrio (MeHg). O processo de metilação é mediado por bactérias

(anaeróbicas ou aeróbicas) e fungos, facilitando a sua acumulação em organismos como os peixes. Após a bioacumulação, o Hg também sofre biomagnificação na cadeia alimentar, atingindo concentrações muitas vezes superiores aos níveis da água circundante nos predadores de topo (HARRIS et al., 2003; CIZDZIEL & GERSTENBERGER, 2004; DOREA et al., 2006; MARCO, 2007; RAIMUNDO et al., 2010; MIKLAVČIČ et al., 2013). Consequentemente, populações humanas consumidoras de pescado ficam expostas ao MeHg. Esta exposição tende a aumentar, pois a produção de MeHg nos ecossistemas oceânicos é incrementada pelo fornecimento de mercúrio inorgânico disponível no ambiente (SELIN, 2009; SUNDERLAND & SELIN, 2013). O metilmercúrio é a forma mais perigosa à saúde humana devido aos seus efeitos tóxicos no organismo, visto que apresenta alta solubilidade para atravessar barreiras biológicas, capacidade de bioacumulação e elevada meia-vida de eliminação nos tecidos (MARCO, 2007).

O Hg acumula de maneira diferente em cada tecido biológico. Por exemplo, no fígado tende a acumular a forma inorgânica de Hg, que geralmente está relacionada com a alimentação mais recente do organismo. No músculo, há um acúmulo de longo prazo de Hg, caracterizando sua bioacumulação no organismo (COSTA & LACERDA, 2009). O pescado é um componente importante na dieta humana, o que acarreta uma exposição potencialmente elevada ao MeHg porque quase 100% do Hg encontrado nos peixes encontra-se nesta forma metilada (CABANERO et al., 2004). Então, por questões de segurança alimentar, deve-se gerenciar os hábitos de consumo de pescado levando em consideração tanto seus riscos quanto seus benefícios (VIERA et al., 2015). No Brasil há uma falta de controle e monitoramento adequados sobre os níveis de Hg em pescado e sobre os riscos associados aos consumidores. Por isso, há uma grande importância no monitoramento das concentrações de Hg nas espécies de peixe que são alvo da pesca comercial (COSTA & LACERDA, 2009).

1.3.2 PESCA

Segundo a legislação brasileira, a definição de pesca é “toda operação, ação ou ato tendente a extrair, colher, apanhar, apreender ou capturar recursos

pesqueiros", que são definidos como "animais e vegetais hidróbios passíveis de exploração, estudo ou pesquisa pela pesca amadora, de subsistência, científica, comercial e pela aquicultura" (LEI Nº 11.959, 2009). A pesca pode ser classificada em comercial (artesanal ou industrial) e não comercial (científica, amadora ou de subsistência) (LEI Nº 11.959, 2009).

A pesca excessiva e a degradação do habitat dos organismos aquáticos levam ao declínio dessas populações, com fragmentação das mesmas e perda de biodiversidade (LEVIN et al., 2001; LOTZE et al., 2006; PAULY et al., 2016; MEYER & MEDEIROS, 2017). As maiores indústrias pesqueiras do mundo têm sido reportadas como degradadas ou ameaçadas, fazendo com que as pescarias em alto mar se aproximem da costa e passem a competir com a pesca artesanal costeira. Isso resultou em alta demanda por produtos pesqueiros, os quais já excederam a captura disponível e sustentável (ISLAM & TANAKA, 2004). A atenção de muitos comitês e agências está nas preocupações contínuas sobre os problemas de extinção de espécies de peixes, com esforços de conservação para salvar populações e espécies (NELSON et al., 2016). No Brasil, não existe um programa nacional de monitoramento ou banco de dados pesqueiro unificado, sendo que as informações históricas estão desatualizadas desde 2011 (GONÇALVES-NETO et al., 2021, BEZERRA et al., 2023).

1.4 RISCOS À SAÚDE HUMANA

Entre os contaminantes que apresentam maior risco à saúde humana estão os PCBs, OCPs e Hg (em sua forma metilada). A população está exposta a eles principalmente através do consumo de alimentos contaminados. Estima-se que cerca de 90-98% da exposição humana aos PCBs ocorra principalmente por meio do consumo de alimentos contaminados (MALISCH & KOTZ, 2014). O consumo de pescado de origem marinha é a principal fonte de exposição a PCBs, OCPs e MeHg para os seres humanos (MALM et al., 1995; MERGLER et al., 2007; BAPTISTA et al., 2013a), principalmente através de peixes predadores nos quais cerca de 90% do Hg está na forma metilada (WHO, 2008).

Cada mistura de PCBs tem atividade toxicológica e biológica diferente devido ao mecanismo de ação específico de cada congênere (SAFE, 1990; METCALFE & HAFFNER, 1995). Em geral, os principais efeitos são perda contínua de peso corporal e alterações no fígado (WHO, 1992; ATSDR, 2000). Em crianças, os efeitos são o desenvolvimento de câncer, interferências no sistema imunológico e nas funções do aparelho reprodutivo (CHARNLEY & KIMBROUGH, 2006). No feto, há alterações nos sistemas imunológico, endócrino e nervoso central, danos hepáticos e na pele, alterações no desenvolvimento (ex.: baixo peso do recém-nascido), alterações hormonais, baixo desenvolvimento intelectual e problemas comportamentais (CORSOLINI et al., 2005).

O DDT é um dos pesticidas organoclorados mais frequentemente encontrados nos peixes (LANA et al., 2014; MIRANDA & YOGUI, 2016; EL-KADY et al., 2017; THOMPSON et al., 2018). Ele causa efeitos cancerígenos principalmente no pâncreas e no fígado (GARABRANT et al., 1992; BROWN et al., 1993; COCCO et al., 1997; FRIZEK et al., 1997; TURUSOV et al., 2002) e age como desregulador endócrino porque é antagonista do receptor andrógeno, ocasionando câncer mamário em mulheres (WASSERMAN et al., 1974; WOLFF et al., 1993; 1996; DEWAILLY et al., 1994; KRIEGER et al., 1994; TURUSOV et al., 2002).

Quando ingerido, aproximadamente 95% do MeHg é absorvido instantaneamente pelo trato gastrointestinal, alcançando a corrente sanguínea e ligando-se a grupos sulfidrilas nas hemácias. Desta forma, ele é distribuído para outros tecidos em aproximadamente 30 horas (CLARKSON, 2002; JECFA, 2004), provocando efeitos tóxicos principalmente no sistema nervoso central e cardiovascular (VIRTANEN et al., 2007). O MeHg pode gerar uma perda no quociente de inteligência (QI) humano quando a exposição ao contaminante ocorre na fase de desenvolvimento (MAHAFFEY et al., 2011; BELLANGER et al., 2013). Em adultos expostos a níveis altos, danos neurológicos são ocasionados e podem levar à morte do indivíduo (COUNTER & BUCHANAN, 2004; NUTTALL, 2004). Além disso, o MeHg atravessa a barreira placentária e alcança a circulação sanguínea do feto (TAO & WILLIE, 1998; CASTOLDI et al., 2003; JECFA, 2004). Em função desses riscos, foi necessário estabelecer

doses de referência para os níveis de ingestão toleráveis a fim de prevenir riscos à saúde humana (VIEIRA et al., 2005).

1.4.1 AVALIAÇÃO DA SEGURANÇA ALIMENTAR

Há diversas formas de avaliar o risco à saúde a partir do consumo de pescado contaminado por POPs e metais traço. Dentre as mais utilizadas para contaminantes em geral, há a comparação das concentrações encontradas no músculo do pescado com a legislação vigente. Cada país pode estabelecer seu próprio critério ou limite, porém a maioria dos países usa os limites estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde (TREVIZANI et al., 2019). No caso dos PCBs, há a abordagem de ingestão diária estimada (EDI) que se baseia na equivalência tóxica dos congêneres mais tóxicos com o contaminante de referência: 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-*p*-dioxina (2,3,7,8-TCDD). Para metais há também a abordagem de dose de referência (RfD), que é uma estimativa da dose de exposição diária ao consumidor que provavelmente não causará efeito deletério em uma exposição contínua ao longo da vida (WHO, 2004). A partir do exposto acima é possível verificar que não há um padrão para essa avaliação de segurança alimentar. Cada país pode seguir uma metodologia diferente. O mesmo é válido para estudos publicados na literatura científica. Além disso, também pode haver divergência na base de concentração avaliada (peso úmido, seco ou lipídico) e na unidade de concentração (ng g^{-1}, µg g^{-1}, etc). Independente da metodologia empregada, é importante avaliar os níveis de contaminação no pescado pois é um indicador de alerta precoce de possíveis impactos na saúde humana, já que muitos desses efeitos são crônicos e não perceptíveis por observadores casuais, apesar de gerarem consequências para toda a cadeia alimentar (ISLAM & TANAKA, 2004).

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Investigar contaminantes traço (POPs e metais) em espécies de peixes da Região Nordeste (Paraíba, Pernambuco e Bahia) para avaliar o nível de contaminação e a segurança alimentar do pescado.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1 – Investigar alguns fatores que podem influenciar a acumulação de contaminantes nos tecidos dos peixes.

2 – Gerar informações de contaminação por POPs e metais em peixes costeiros com o intuito de colaborar com políticas de conservação de espécies, particularmente aquelas sob risco de extinção (*Epinephelus itajara*).

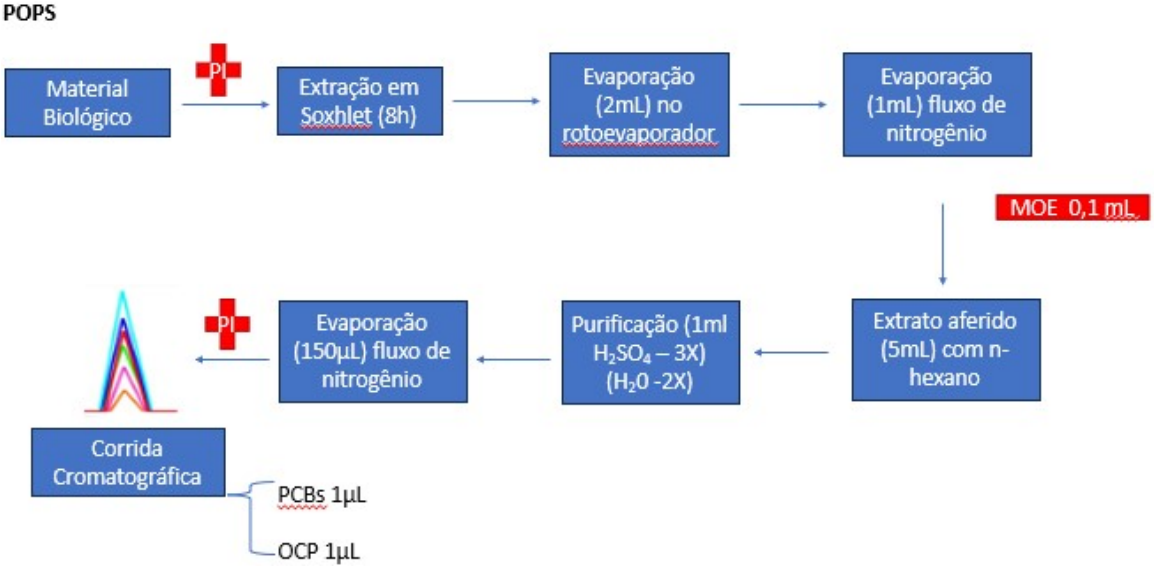
3 – Avaliar a segurança alimentar do consumo de pescado pela população humana a partir das espécies investigadas.

4 – Criticar a falta de padronização na apresentação dos resultados de contaminantes ambientais em pescado e sugerir uma uniformização para facilitar a comparação entre diferentes estudos.

3 METODOLOGIA

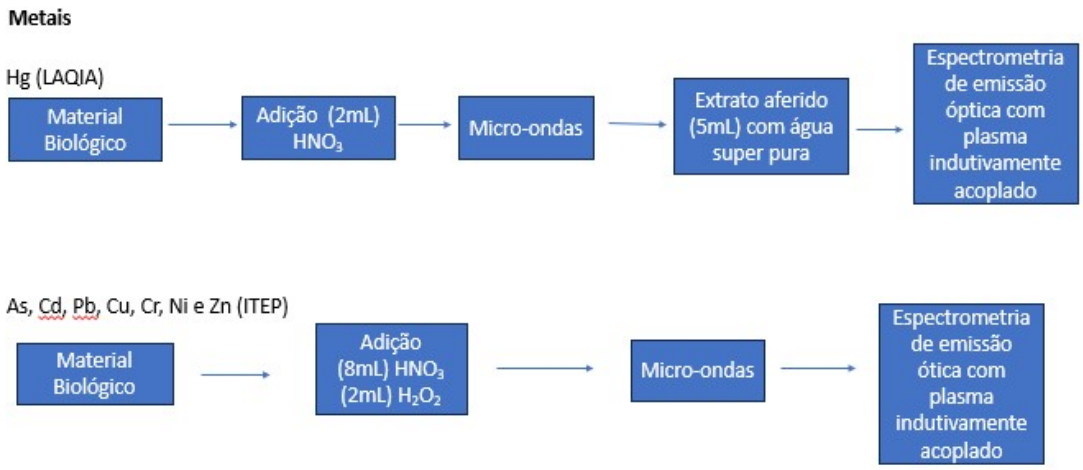
A metodologia das análises químicas está detalhada em cada capítulo artigo. Os POPs foram analisados no laboratório OrganoMAR (UFPE) e para as análises de metais traços, amostras foram enviadas para laboratórios distintos: Hg (Mercúrio) no LAQIA (UFSM) e As (arsênio), Cd (cádmio), Cr (cromo), Cu (cobre), Ni (níquel), Pb (chumbo) e Zn (zinco) no ITEP. Abaixo segue um organograma simplificado das etapas.

Figura 6. Organograma simplificado das etapas de análises químicas de POPs



Fonte: A autora (2024).

Figura 7. Organograma simplificado das etapas de análises químicas de metais traços



Fonte: A autora (2024).

3.1 PROCEDIMENTOS DO LABORATÓRIO ORGANOMAR PARA ANÁLISES DE POPS

3.1.1 LIMPEZA E DESCONTAMINAÇÃO DO MATERIAL

A vidraria antes de ser utilizada, foi mantida em solução detergente de Extran alcalino (Merck) a 5% (8 h). Após este tempo mínimo, o material foi enxaguado em água corrente (5x) e água destilada (3x), respectivamente. A vidraria não volumétrica foi seca em estufa a 100 °C e calcinada em forno mufla por 4 h a 450 °C. A vidraria volumétrica secou em temperatura ambiente e antes de ser utilizada foi lavada (2x) com os solventes metanol, diclorometano e n-hexano, respectivamente. Este procedimento é feito para minimizar a contaminação das amostras e eliminar resíduos orgânicos (MIRANDA, 2015).

3.1.2. SOLVENTES E SOLUÇÕES UTILIZADAS

Os solventes utilizados para limpeza de vidrarias e extração dos analitos (diclorometano, metanol, n-hexano) foram grau de pureza pesticida. Os padrões analíticos foram importados das empresas internacionais AccuStandard (EUA) e Ultra Scientific (EUA) e foram utilizados no preparo das soluções de padrão interno, padrão interno cromatográfico, fortificado, curva

analítica, verificação da curva analítica e mistura contendo os 209 PCBs (pureza acima de 99%) (MIRANDA, 2015).

3.1.3. CONTROLES DE QUALIDADE

Os critérios de aceitabilidade foram baseados em Sericano (1998) onde:

O branco (BCO) consiste em extrair uma quantidade de massa semelhante à massa das amostras analisadas de sulfato de sódio calcinado com o mesmo volume de solvente do método otimizado e deve passar pelas mesmas etapas de laboratório que todas as amostras do lote correspondente. Ele serve para avaliar a contaminação do lote analítico através da introdução de interferentes nos procedimentos do laboratório e para ser válido, não deve haver mais que 5% de analitos detectados em níveis superiores a 3 vezes o limite de quantificação do instrumento (MIRANDA, 2015).

A matriz fortificada (MF) consiste na adição de uma quantidade conhecida dos analitos de interesse em uma das amostras do lote analítico e deve passar pelo mesmo processamento de laboratório junto com o lote de amostras. Ela é empregada para avaliar a exatidão do método. O critério de aceitabilidade define que 80% dos analitos fortificados devem ter recuperações entre 40 e 130% e para isso, no cálculo é considerado somente os analitos cuja concentração fortificada seja maior ou igual à concentração do mesmo analito na amostra (MIRANDA, 2015).

A matriz fortificada duplicata (MFD) segue o mesmo critério da matriz fortificada acrescentando o cálculo da diferença percentual relativa (DPR) (que é calculada individualmente para cada analito) entre a MF e a MFD. A DPR deve ser menor que 20% e serve para avaliar a precisão do método (MIRANDA, 2015).

O controle analítico (CA) é uma solução que contém o padrão interno cromatográfico e os padrões internos, além dos analitos de interesse da solução fortificada. É utilizado como referência para calcular a recuperação dos padrões internos na amostra e para avaliar a integridade das soluções padrão utilizadas nos procedimentos de laboratório. Ele não passa por nenhum procedimento de laboratório e é injetado diretamente no GC-MS. A recuperação de cada analito deve ser entre 80 e 120% (MIRANDA, 2015).

O material de referência (MR) é constituído de uma matriz semelhante à amostra. No atual trabalho foi utilizado o tecido de mexilhão (SRM 2974a - *Mytilus edulis*) vendido comercialmente pelo NIST. O material vem acompanhado de certificado de análise que especifica a concentração de diversos PCBs e pesticidas organoclorados no mesmo. O critério de aceitabilidade define que 80% dos analitos devem ter recuperações de ±35% em torno da faixa de concentração especificada no certificado de análise. Para o cálculo são considerados somente os analitos cuja concentração no MR seja maior que 10 vezes o limite de quantificação do instrumento (MIRANDA, 2015).

4 ARTIGO 1 - CONTAMINAÇÃO DE PESCADO POR ORGANOCLORADOS: ANÁLISE DE *SCOMBEROMORUS CAVALLA* AMOSTRADA EM SALVADOR E O RISCO DE CONSUMO

RESUMO

Peixes são importantes para uma alimentação saudável, pois são fonte de proteínas de alto valor biológico, ácidos graxos insaturados, vitaminas e minerais, porém podem ser uma via de contaminação de poluentes orgânicos persistentes (POPs). Dessa forma, algumas espécies de peixes de nível trófico superior são usadas como biomonitoras de poluição marinha, como *Scomberomorus cavalla*. Amostras de fígado e músculo de 11 indivíduos de *S. cavalla* obtidas em Salvador, próximo a Baía de Todos os Santos entre outubro de 2015 e janeiro de 2016, foram investigadas para os contaminantes bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas organoclorados OCPs por cromatografia a gás acoplada à espectrometria de massas. Mono-, di- e triclorobifenilas policloradas, HCHs e mirex não foram detectados em nenhum tecido de *S. cavalla*. Apenas p,p'-DDT, p,p'-DDD e p,p'-DDE foram detectados acima do limite de quantificação (LQ) nas amostras. A concentração média de PCBs totais foi de 59,9 ng g^{-1} peso seco no músculo e 100 ng g^{-1} peso seco no fígado, enquanto a média de DDTs no músculo foi de 4,8 ng g^{-1} peso seco e no fígado foi de 20,9 ng g^{-1} peso seco. A diferença na composição lipídica dos tecidos pode ter

favorecido o acúmulo distinto dos contaminantes. Os PCBs encontrados nos tecidos de *S. cavalla* são compatíveis com as formulações utilizadas no Brasil e em outros países (Aroclor 1254 e 1260). O p,p'-DDT parece ser metabolizado em p,p'-DDD no fígado de *S. cavalla.* Embora a espécie esteja contaminada, o consumo humano pode ser considerado seguro de acordo com diferentes regulamentações nacionais e internacionais. Devido ao potencial tóxico desses poluentes, a fiscalização, o monitoramento das indústrias e equipamentos em uso, bem como seu descarte devem ser rigorosos e frequentes.

INTRODUÇÃO

Peixes são importantes para uma alimentação saudável, pois são fonte de proteínas de alto valor biológico, ácidos graxos insaturados, vitaminas (A e D) e minerais como cálcio e fósforo (SIDHU, 2003; SARTORI & AMANCIO, 2012). Porém, sua ingestão pode expor os consumidores a produtos químicos tóxicos produzidos pelo homem, como os organoclorados (BAPTISTA et al., 2013a; MIRANDA & YOGUI, 2016). As populações de peixes que vivem em águas costeiras são suscetíveis à contaminação ambiental proveniente de bacias hidrográficas e escoamento continental, além da deposição atmosférica (COSTA & LACERDA, 2009; MIRANDA & YOGUI, 2016; SANTOS et al., 2020; SILVA et al., 2021). Devido à biomagnificação, as espécies de peixes de nível trófico superior são usadas como biomonitoras adequadas para a poluição marinha, principalmente aquelas de interesse comercial como *Scomberomorus cavalla* porque podem ser usadas tanto para monitorar a poluição ambiental quanto para avaliar a segurança de pescado para fins de consumo humano (COSTA & LACERDA, 2009; MIRANDA & YOGUI, 2016; SANTOS et al., 2020; SILVA et al., 2021).

S. cavalla é um peixe ósseo migratório que se distribui geograficamente pela costa atlântica ocidental, é um predador com comportamento alimentar voraz (COSTA & LACERDA, 2009; FROESE & PAULY, 2023) que se alimenta principalmente de peixes (Clupeidae, Carangidae, Pomadasydae, Englaulidae), moluscos (Loliginidae) e crustáceos (Penaeida) (FONTELES-FILHO, 1988). Além disso é uma espécie comercial importante para a pesca artesanal no Nordeste do Brasil (NÓBREGA & LESSA, 2009). Dessa forma, *S. cavalla* é

frequentemente usada em pesquisas para monitorar contaminantes, por exemplo, metais e organoclorados (GRADY et al., 1989; ADAMS & MCMICHAEL, 2007; PLOETZ et al., 2007; COSTA & LACERDA, 2009; LACERDA et al., 2016; MIRANDA & YOGUI, 2016; SILVA et al., 2016; SILVA et al., 2021).

Os compostos organoclorados são poluentes orgânicos persistentes (POPs) classificados em dois grandes grupos: bifenilas policlorados (PCBs) e pesticidas organoclorados (OCPs). Os PCBs foram amplamente utilizados como fluidos dielétricos em capacitores e transformadores (SCHULZ et al., 1989) e os OCPs amplamente utilizados em lavouras e no combate a vetores de doenças tropicais como malária e leishmaniose (D'AMATO et al., 2002). Eles entram no meio ambiente por meio da aplicação direta de pesticidas e liberação de resíduos e subprodutos de processos industriais (RODAN, 2002; E-SHAHAWI et al., 2010). Esses compostos apresentam as seguintes características: transporte atmosférico de longa distância, resistência à degradação, persistência no meio ambiente, toxicidade para humanos e animais selvagens e bioacumulação em ecossistemas terrestres e aquáticos (UNDP, 2011).

Nos sistemas aquáticos, tanto o sedimento quanto a água servem como reservatórios para os POPs e os introduzem nas redes alimentares (ALHARBI et al., 2018), visto que os organoclorados estão fortemente associados ao material particulado em suspensão na coluna de água e acumulam-se nos sedimentos. Assim, eles entram na cadeia alimentar marinha principalmente por meio de filtradores e comedores de detritos e de resíduos depositados na superfície (STORELLI et al., 2011a; b; WARNER et al., 2014). A maioria dos animais é incapaz de metabolizá-los, facilitando o acúmulo em tecidos ricos em lipídios (TANABE et al., 1991; JONES & VOOGT, 1999). Dessa forma, organoclorados biomagnificam através da cadeia alimentar devido ao seu caráter lipofílico e forte natureza bioacumulativa. Assim, os animais que ocupam níveis tróficos mais altos estão mais expostos a esses compostos sintéticos tóxicos. O equilíbrio entre absorção, metabolização, eliminação e diluição pelo crescimento dita o padrão de acúmulo de organoclorados em um organismo vivo ao longo de sua vida (STORELLI et al., 2011a; b; WARNER et

al., 2014). Portanto, a ingestão desses animais contaminados pode levar a vários problemas de saúde para aqueles que os consumirem.

Os problemas de saúde causados pelos efeitos dos organoclorados incluem mudança na proporção sexual, câncer, fertilidade prejudicada e anormalidades físicas (ALHARBI et al., 2018). No ambiente, os organismos são expostos a vários POPs simultaneamente, o que pode levar a efeitos sinérgicos que aumentariam sua toxicidade. Portanto, misturas de organoclorados na natureza podem ser mais tóxicas do que o previsto em experimentos de laboratório (WALKER, 2001). Os impactos negativos decorrentes dos organoclorados levaram à assinatura de um tratado internacional conhecido como Convenção de Estocolmo, com o objetivo de eliminar/reduzir a liberação desses produtos químicos no meio ambiente. A convenção entrou em vigor em 2004, mas os organoclorados continuam a ser uma questão ambiental em todo o mundo (OLISAH et al., 2019).

Este estudo teve como objetivos (1) analisar a quantidade de organoclorados em *Scomberomorus cavalla* amostrada em Salvador e (2) averiguar o risco de contaminação da população consumidora desse pescado de acordo com diferentes regulamentos de segurança de pescado.

MATERIAL E MÉTODOS

LOCAL DE COLETA

A Bahia é o maior estado do Nordeste brasileiro e sua capital Salvador tem 2,9 milhões de habitantes, sendo a quarta cidade mais populosa do Brasil (IBGE, 2020). Os pesqueiros onde os indivíduos foram coletados estão localizados ao largo da cidade de Salvador, que é cercada por portos e indústrias, incluindo o maior complexo petroquímico situado na costa do Brasil (CIRANO & LESSA, 2007; ANDRADE et al., 2017; SOTÃO-NETO et al., 2020).

AMOSTRAGEM

Apenas indivíduos adultos de *S. cavalla* (acima de 63 cm, FONTELES-FILHO, 1988), frescos e inteiros (n = 11), foram adquiridos em peixarias de

Salvador, entre outubro de 2015 e janeiro de 2016. Em geral, o tamanho do animal e o conteúdo lipídico são bons preditores de variações de PCB em alguns peixes teleósteos (GEWURTZ et al., 2011; RASMUSSEN et al., 2014). Todos os indivíduos foram imediatamente transportados para o laboratório OrganoMar para processamento preliminar.

PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS

Os parâmetros biológicos comprimento total (cm), sexo e estágio de desova foram registrados no laboratório (Tabela 1). Este último foi determinado com base no exame macroscópico cuidadoso das gônadas (HOLDEN & RAITT, 1974; VAZZOLER, 1996). Músculo e fígado foram cuidadosamente amostrados, retirando-se a pele e parte externa de cada amostra com o auxílio de pinça e bisturi de metal. Posteriormente, as amostras foram liofilizadas a -60 °C, maceradas com pistilo e almofariz de porcelana, homogeneizadas, armazenadas em frascos de vidro limpos e mantidos em freezer (-20 °C) até análise química. Antes da liofilização, as subamostras foram pesadas em balança analítica, colocadas em estufa (60 °C) por 24 h e novamente pesadas para determinação gravimétrica de peso seco.

Tabela 1. Parâmetros biológicos de *Scomberomorus cavalla* capturadas em Salvador, nordeste do Brasil.

Amostra	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**
Gênero	Macho	Macho	Fêmea	Macho	Macho	Fêmea	Fêmea	Fêmea	Fêmea	Macho	Fêmea
Comprimento total (cm)	86,50	86,00	101,00	90,50	83,00	98,50	103,50	88,50	98,50	92,50	102,00
Estágio de desova	Rec	Mat	Esg	Esg	Mat	Esg	Esg	Esg	Esg	Mat	Esg

CT- Comprimento total, ED - Estágio de desova, M – Macho, F- Fêmea, Esg – Esgotado, Mat – Maturando, Rec - Recuperação

Fonte: A autora (2024).

ANÁLISES QUÍMICAS

A análise de organoclorados utilizada neste estudo está detalhadamente descrita em Yogui et al. (2003) e Miranda & Yogui (2016). Resumidamente, os tecidos biológicos foram extraídos em aparato Soxhlet com 80 mL de n-hexano e diclorometano (1:1, v/v) por 8 h. O extrato orgânico foi concentrado até 1 mL e uma alíquota de 0,1 mL foi separada para determinação gravimétrica do peso lipídico em balança microanalítica. O extrato restante foi purificado com ácido sulfúrico (96%, m/v) e água destilada livre de orgânicos. O extrato final foi concentrado até 0,5 mL sob um fluxo suave de nitrogênio. Os padrões internos (DBOFB, PCB-103 e PCB-198) foram adicionados à amostra antes da extração, enquanto o padrão de recuperação (TCMX) foi adicionado após todos os procedimentos laboratoriais. Após este procedimento o extrato orgânico foi injetado em um sistema de cromatografia gasosa acoplado a espectrometria de massas (GC-MS, Agilent Technologies 7820A/5975C). Injeções separadas foram feitas para PCBs e OCPs. Hélio (fluxo constante de 1,2 mL min^{-1} na coluna) foi usado como gás de arraste em ambas as corridas. Uma coluna HP-5ms (30 m × 0,25 mm × 0,25 µm) foi instalada no forno do GC. Para PCBs, a temperatura do forno foi programada da seguinte forma: 75 °C por 3 min, aquecimento a 15 °C min^{-1} até 150 °C, aquecimento a 2 °C min^{-1} até 260 °C e aquecimento a 20 °C min^{-1} até 300 °C (1 min isotérmico). Para OCPs, o forno de GC foi programado da seguinte forma: 100 °C, aquecimento a 10 °C min^{-1} até 200 °C e a 5 °C min^{-1} até 300 °C (3 min isotérmico). O quadrupolo do MS foi operado no modo de monitoramento de íon selecionado (SIM). Quatro íons m/z principais foram usados para identificação dos analitos: um para quantificação e três para confirmação. Um total de 182 congêneres de PCB de mono a decaclorobifenila foram identificados e quantificados. A lista completa de congêneres de PCB está disponível em Apêndice 8.1. Para OCPs, 14 compostos foram investigados: HCHs (isômeros α, β, γ e δ), clordanos (cis-clordano, trans-clordano e heptacloro), DDTs (p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDD, o,p'-DDD, p,p'-DDE e o,p'-DDE) e mirex.

CONTROLE DE QUALIDADE

Apenas 6,2 % dos analitos alvo foram detectados nos brancos de laboratório. Esses traços de contaminação do branco foram subtraídos das amostras em cada lote analítico. A recuperação média dos padrões internos foi de 59,1 ± 2,6% (intervalo de confiança 95%). O material de referência certificado NIST SRM 2974a (orgânicos em tecido de mexilhão liofilizado) foi analisado para verificar a exatidão e precisão do método. A recuperação de analitos certificados no material de referência foi em média de 104 ± 22,2 % (intervalo de confiança 95%). O coeficiente de variação (CV) médio das réplicas de referência foi de 6,9%. Os limites de quantificação (LQ) foram calculados dividindo o nível de calibração mais baixo de um analito alvo pela quantidade de amostra extraída. Os LQs para PCBs, DDTs, HCHs, clordanos (CHLs), heptacloro e mirex variaram de 0,28 a 1,00 ng g^{-1} peso seco.

PARÂMETROS CROMATOGRÁFICOS

As análises das amostras foram feitas através de injeção splitless (sem divisão de fluxo) em um cromatógrafo a gás acoplado a espectrômetro de massas (GC-MS, Agilent Technologies, modelos 7820A e 5975C, com uma coluna capilar (HP-5ms) de 30 m de comprimento, 0,25 mm de diâmetro interno e 0,25 µm de espessura do filme da fase estacionária. Hélio foi o gás de arraste utilizado com pureza de 99,9990% e com fluxo constante de 1,2 mL min-1 passando por dentro da coluna.

No injetor foram ajustadas as temperaturas de 270 °C para PCBs e 300 °C para pesticidas organoclorados, tendo como temperatura inicial do forno 100 °C para PCBs e 75 °C para pesticidas. A programação do forno para realização da corrida de PCBs no cromatógrafo foi esta: 75 ºC (isotérmico por 3 min), rampa de 15 ºC min^{-1} até 150 ºC, rampa de 2 ºC min^{-1} até 260 ºC e rampa de 20 ºC min^{-1} até 300 ºC (isotérmico por 1 min). Já para a análise dos pesticidas foi: 100 ºC, rampa de 10 ºC min^{-1} até 200 ºC e rampa de 5 ºC min^{-1} até 300 ºC (isotérmico por 3 min). A operação do espectrômetro de massas foi feita com fonte de ionização de elétrons (70 eV). As temperaturas usadas na fonte de íons, quadrupolo e interface foram de 230, 150 e 300 °C, respectivamente.

ANÁLISE ESTATÍSTICA

Testes estatísticos foram feitos com BioEstat 5.0 e PAST 4.6 (HAMMER et al., 2001). A normalidade dos dados e a homogeneidade das variâncias foram avaliadas pelos testes Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Devido à falta de normalidade e/ou homocedasticidade dos conjuntos de dados, o teste de Kruskal-Wallis foi escolhido para avaliar as diferenças de contaminação entre os tecidos (músculo, fígado) e parâmetros biológicos (sexo, estágio de desova).

INGESTÃO DIÁRIA

O cálculo da ingestão diária estimada humana (EDI) para PCBs foi baseado em WHO (1998) e usou a seguinte equação:

$$EDI = (dl\text{-}PCBs \times C)/PC$$

onde dl-PCBs é a soma de PCBs semelhantes à dioxina expresso como equivalentes tóxicos (TEQ) em 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina (2,3,7,8-TCDD) (pg g^{-1} peso úmido), C é o consumo de pescado pela população humana (g dia^{-1}) e PC é o peso corporal médio da população humana local (kg). Os TEQ- PCBs foram calculados de acordo com os fatores de equivalência tóxica (TEFs) propostos pela Organização Mundial da Saúde (OMS) (VAN DEN BERG et al., 2006) (Tabela 2). O consumo médio de pescado da população brasileira é de 20,97 g dia^{-1} (SEAFOOD BRASIL, 2021) enquanto o peso corporal médio da população adulta é 70 kg (IBGE, 2010).

Tabela 2. Fatores de equivalência tóxica (TEF) e concentração média de PCBs - expressos em termos de equivalentes tóxicos (TEQ) para 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina (2,3,7,8-TCDD) - em *Scomberomorus cavalla* capturado em Salvador, nordeste do Brasil. Os números entre parênteses indicam mínimo e máximo.

Analito	**Fator de equivalência tóxica (TEF) de 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina (2,3,7,8-TCDD)**	**2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina (2,3,7,8-TCDD)**

		equivalentes tóxicos (TEQ) (pg g^{-1} de peso úmido)
PCB-77	**0,0001**	**0,006 (ND - 0,064)**
PCB-81	0,0003	NA
PCB-105	**0,00003**	**0,004 (ND - 0,025)**
PCB-114	0,00003	ND
PCB-118	**0,00003**	**0,023 (ND – 0,032)**
PCB-123	0,00003	ND
PCB-126	0,1	ND
PCB-156	**0,00003**	**0,006 (ND - 0,020)**
PCB-157	0,00003	ND
PCB-167	0,00003 not analyzed	NA
PCB-169	0,03	ND
PCB-189	0,00003	ND

NA = não analisado, ND = não detectado

Fonte: A autora (2024).

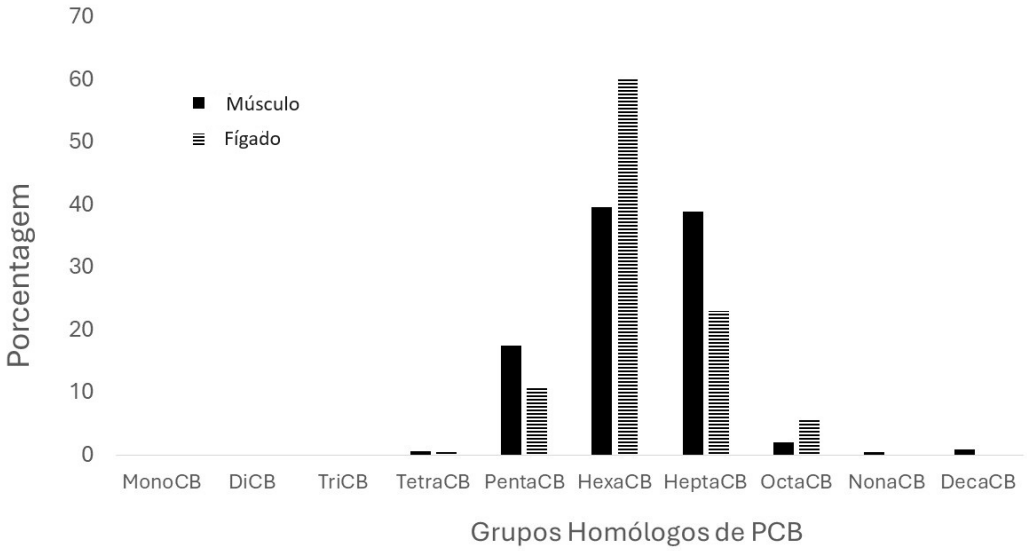
Para os POPs, as concentrações estimadas foram comparadas com os limites máximos recomendados pela EPA (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2000) de 380 ng g^{-1} para PCBs totais, 904 ng g^{-1} para DDTs e 9400 ng g^{-1} para clordanos (todos em peso úmido).

Em relação à segurança alimentar, os valores encontrados em *S. cavalla* foram comparados com três legislações: (1) Brasil, expressa em termos de base lipídica; (2) EUA, expressa em base úmida; e (3) Europa, expressa em termos de TEQ-PCBs.

RESULTADOS

Em relação aos PCBs, os grupos homólogos mono-, di- e triclorobifenilas não foram detectados em nenhum tecido de *S. cavalla* e as Penta-, hexa- e heptaclorobifenilas foram as mais prevalentes em ambos os tecidos (Figura 1).

Figura 1. Distribuição de grupos homólogos de PCB (mono a decaclobifenil) em músculo e fígado de *Scomberomorus cavalla* capturado na costa de Salvador, nordeste do Brasil.



Fonte: A autora (2024).

A concentração média de PCBs totais foi de 59,9 ng g^{-1} peso seco (mínimo/máximo: 4,4 a 122 ng g^{-1}) no músculo e 100 ng g^{-1} peso seco (mínimo/máximo: 21,2 a 299 ng g^{-1}) no fígado de *S. cavalla* (Tabela 3).

Tabela 3. Comparação das concentrações de PCB e DDT (ng g^{-1} peso seco) em peixes marinhos com características diferentes. Concentrações médias e as concentrações mínimas e máximas estão entre parênteses.

Artigo	**Espécie**	**Características**	**Local**	**PCBs**		**DDTs**	
				Mús	Fíg	Mús	Fíg
Este estudo	*Scomberomorus cavalla*	Oceanódromo; encontrado em áreas externas de recifes; tropical, Atlântico Ocidental; carnívoro	Salvador	59,9 (4,4 – 121,5)	100,3 (21,2 -298,8)	4,8 (nd -10,2)	20,9 (6,0 -75,0)
MIRANDA & YOGUI, (2016)	*S. cavalla*		Pernambuco	31,5 (2,9 – 97,4)	145,0 (47,5 – 267,0)	4,7 (0,9 – 11,3)	18,7 (7,9-34,8)
SILVA et al., (2013)	*Micropogonias furnieri*	Salobro; demersal; Oceanódromo, Subtropical; Atlântico Ocidental a Sudoeste; carnívoro	Rio de Janeiro	284,4 (3,3 - 1,027,3)			

	Mugil liza	Água fresca; salobro; demersal; catádromo; Subtropical; Atlântico Ocidental, herbívoro		172,7 (1,9 – 652,8)	449,7 (139,5 - 1,647,3)
SANTOS et al. 2020	*Scomberomorus brasiliensis*	Associado a recifes; oceanódromo; Tropical, Atlântico Ocidental; carnívoro		0,5 (< 0,4 – 1,5)	
	Micropogonias furnieri	Salobro; demersal; Oceanódromo, Subtropical; Atlântico Ocidental a Sudoeste; carnívoro	Salvador	0,8 (< 0,4 – 1,4)	

Caranx crysos	Salobro; associado a recifes; Subtropical; Atlântico Oriental e Ocidental; carnívoro	1,6 (< 0,4 – 4,2)
Mycteroperca bonaci	Associado a recifes; Subtropical; Atlântico Ocidental; carnívoro	0,2 (< 0,4–0,7)

Mús – Músculo, Fíg - Fígado

Fonte: A autora (2024).

No músculo de *S. cavalla* foram identificados 71 congêneres, embora apenas 56 (80%) estiveram acima do LQ. No fígado, 76 congêneres foram identificados e 62 (82%) estiveram acima do LQ. Observou-se que alguns congêneres foram encontrados apenas no músculo (PCB-51, PCB-77, PCB-155, PCB-185, PCB-206 e PCB-209) ou no fígado (PCB-47/75, PCB-49, PCB-52/73, PCB-95, PCB-123, PCB-193, PCB-196/203, PCB-199 e PCB-205). E os que apresentaram as maiores concentrações no músculo e no fígado foram, respectivamente, PCBs 180 > 153 > 170/190 e PCBs 153 > 138/160 > 180.

Em relação ao DDTs, apenas p,p'-DDT, p,p'-DDD e p,p'-DDE foram detectados acima de LQ nas amostras. O metabólito p,p'-DDE foi encontrado em ambos os tecidos. Em contraste, o p,p'-DDT foi encontrado apenas no músculo, enquanto o p,p'-DDD foi detectado apenas no fígado. As concentrações médias de DDTs no músculo e no fígado de *S. cavalla* foram de 4,8 ng g^{-1} peso seco (máximo/mínimo: nd a 10,2 ng g^{-1}) e 20,9 ng g^{-1} peso seco (máximo/mínimo: 6,0 a 75,0 ng g^{-1}), respectivamente (Tabela 3).

Neste estudo, a razão DDE/ΣDDT foi calculada para avaliar a cronologia do DDT no ambiente e as proporções médias no músculo e fígado foram 0,82 e 0,95, respectivamente. A razão ΣDDTs/ΣPCBs foi calculada para verificar qual atividade prevalece na região (atividades agrícolas ou industriais) e a proporção média encontrada foi de 0,08 no músculo e 0,21 no fígado.

Em relação aos parâmetros biológicos, não foram encontradas diferenças na contaminação de PCBs e DDTs no músculo de *S. cavalla* entre os sexos (Kruskal-Wallis, $H = 0,83$; $df = 1$; $p = 0,36$), já no fígado dos machos, apresentou-se significativamente mais contaminado com DDTs e PCBs do que as fêmeas (Kruskal-Wallis, $H \geq 4,03$; $df = 1$; $p \leq 0,04$, $n= 11$). As concentrações médias de DDTs e PCBs no fígado dos machos foram aproximadamente três vezes maiores que as encontradas nas fêmeas (Tabela 4).

Tabela 4. Sexo e contaminação média de PCBs, DDTs e CHLs (ng g^{-1}) no músculo e fígado de *Scomberomorus cavalla* capturadas em Salvador, nordeste do Brasil. As concentrações são expressas em peso úmido (p.u.), seco (p.s.) e lipídico (p.l.) para fins de comparação.

Químico		**PCB (ng g^{-1})**						**DDT (ng g^{-1})**						**CHL**		
		Músculo			Fígado			Músculo			Fígado			Músculo		
Amostra	Sexo	p.u.	p.s.	p.l.	p.u.	p.s.	p.l.	p.u.	p.s.	p.l.	p.u.	p.s.	p.l.	p.u.	p.s.	p.l.
03	F	1,07	4,40	2131,30	27,54	81,94	347,21	nd	nd	nd	5,67	16,87	71,50		nd	
06	F	14,82	59,81	2090,70	24,99	92,31	359,00	1,89	7,64	267,01	6,37	23,55	91,57		nd	
07	F	14,23	51,16	873,89	15,21	39,41	133,84	0,69	2,47	42,14	2,81	7,29	24,76		nd	
08	F	16,64	58,05	855,52	10,05	28,09	105,55	0,86	3,01	44,39	2,16	6,04	22,69		nd	
09	F	13,72	50,97	1274,30	15,62	41,61	162,76	0,74	2,76	69,06	4,23	11,28	44,13		nd	
11	F	19,16	57,35	545,02	6,87	21,20	81,85	2,21	6,63	63,00	3,06	9,42	36,38		nd	
Média		**13,27**	**46,96**	**1295,12**	**16,71**	**50,76**	**198,37**	**1,28**	**4,50**	**97,12**	**4,05**	**12,41**	**48,51**			
DP		**6,30**	**21,17**	**673,19**	**8,13**	**29,32**	**122,95**	**0,72**	**2,44**	**95,68**	**1,68**	**6,65**	**27,50**			
01	M	8,79	35,31	24145,05	80,53	234,11	1294,62	0,24	0,98	672,53	10,17	29,57	163,50	0,10	0,42	285,71
02	M	19,69	82,35	6303,91	83,90	298,78	1731,31	2,45	10,23	783,26	21,05	74,97	434,40	0,08	0,33	25,00
04	M	7,82	31,21	3167,31	14,25	45,06	302,02	0,31	1,26	127,49	4,74	14,97	100,34		nd	
05	M	28,87	106,70	1443,02	35,35	94,45	343,87	2,29	8,46	114,47	6,69	17,88	65,11		nd	
10	M	32,48	121,46	1311,18	42,97	125,92	477,44	2,59	9,68	104,48	6,26	18,35	69,58		nd	
Média		**19,53**	**75,41**	**7274,10**	**51,40**	**159,66**	**829,85**	**1,58**	**6,12**	**360,44**	**9,78**	**31,15**	**166,58**	**0,09**	**0,37**	**155,36**
DP		**11,26**	**40,96**	**9643,57**	**30,06**	**104,19**	**645,68**	**1,19**	**4,61**	**337,81**	**6,61**	**25,12**	**154,78**	**0,02**	**0,06**	**184,35**
Média		**16,12**	**59,89**	**4012,84**	**32,48**	**100,26**	**485,41**	**1,43**	**5,31**	**228,78**	**6,66**	**20,93**	**102,18**	**0,09**	**0,37**	**155,36**
DP		**9,01**	**33,40**	**6868,44**	**26,88**	**89,48**	**532,05**	**0,94**	**3,58**	**272,12**	**5,28**	**19,24**	**117,32**	**0,02**	**0,06**	**184,35**

F – Fêmea, M – Macho, DP - Desvio padrão., Nd - Não detectada.

Fonte: A autora (2024).

HCHs e mirex não foram detectados nas amostras de músculo e fígado. Clordanos (CHLs) foram detectados no músculo de apenas dois indivíduos em baixas concentrações (0,08 a 0,10 ng g^{-1} peso seco) e não foram detectados em nenhuma amostra de fígado. A ordem decrescente de contaminantes nos tecidos de *S. cavalla* foi PCBs > DDTs > CHLs.

REGULAMENTAÇÃO BRASILEIRA

A concentração de DDTs totais no músculo de *S. cavalla* adquirido em Salvador variou de nd a 783 ng g^{-1} peso lipídico (Tabela 4). Isso está abaixo do nível de tolerância estabelecido pela regulamentação brasileira, cujo limite para DDTs é de 1000 ng g^{-1} peso lipídico em tecidos comestíveis de peixes (MAA, 1999). O total de PCBs no músculo de *S. cavalla* variou de 545 a 24145 ng g^{-1} peso lipídico. Nesse caso, 3 de 11 indivíduos apresentaram concentrações acima do limite de 3.000 ng g^{-1} peso lipídico para PCBs (MAA, 1999). Os três animais são todos machos com baixíssimo teor lipídico no músculo (menos de 0,4%) o que contribuiu para as altas concentrações de PCBs em base lipídica. Miranda & Yogui (2016) analisaram PCBs e DDTs em *S. cavalla* capturados na costa de Pernambuco e a contaminação no músculo de todos os indivíduos ficou abaixo dos níveis de tolerância estabelecidos pela regulamentação brasileira.

REGULAMENTAÇÃO AMERICANA

Em base úmida, a concentração de CHLs, DDTs e PCBs em *S. cavalla* variou de nd a 0,10 ng g^{-1}, nd a 2,59 ng g^{-1} e 1,07 a 32,5 ng g^{-1}, respectivamente (Tabela 4). Esses níveis estão abaixo dos limites máximos de segurança estabelecidos pela Food and Drug Administration (FDA) dos EUA: 300 ng g^{-1} peso úmido para CHLs, 5000 ng g^{-1} peso úmido para DDTs e 2000 ng g^{-1} peso úmido para PCBs (FDA, 2021). A contaminação de *S. cavalla* também está abaixo dos valores de triagem da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA) definidos para DDTs (117 ng g^{-1} peso úmido) e CHLs (114 ng g^{-1} peso úmido). Fair et al. (2018) também encontraram DDTs abaixo dos valores

de triagem em peixes do porto de Charleston, EUA. Em contraste, 3 de 39 peixes excederam o valor de triagem para CHLs (FAIR et al., 2018).

REGULAMENTAÇÃO EUROPEIA

A regulamentação da União Europeia para PCBs é baseada em TEQ-PCBs (Tabela 2), e sua ingestão máxima tolerável é de 4 pg kg^{-1} dia^{-1} (WHO, 1998). Em *S. cavalla* adquirida em mercados de Salvador, a ingestão diária estimada (IDE) de PCBs foi em média 0,024 pg kg^{-1} dia^{-1}, ou seja, pelo menos duas ordens de grandeza abaixo da ingestão máxima tolerável. No estudo de Santos et al. (2020), peixes e bivalves amostrados nos mercados de Salvador exibiram IDE variando de 0,002 a 1,011 pg kg^{-1} dia^{-1}, sendo considerados também seguros e não representando risco para humanos.

DISCUSSÃO

Perfil semelhante do grupo homólogos de PCBs já havia sido encontrado na mesma espécie por Miranda & Yogui (2016). Esses autores argumentaram que a alta taxa metabólica basal de *S. cavalla* poderia facilitar a eliminação de compostos orgânicos semivoláteis com baixos coeficientes de partição octanol-água (K_{ow}). Santos et al. (2020) também não detectaram mono-, di- e triclorobifenilas nas amostras tanto de peixes comercializados em Salvador quanto de moluscos bivalves coletados em estuários da Baía de Todos os Santos. Embora nenhum estudo anterior feito na região tenha encontrado mono-, di- e triclorobifenilas em animais (SANTOS et al., 2020), Sotão-Neto et al. (2020) encontraram congêneres de PCB com baixo teor de cloro (di-, tri-, tetra- e pentaclorobifenilas) em sedimentos da Baía de Todos os Santos (49 ± 31% do total de PCBs). Tais diferenças entre sedimento e organismos podem ser explicadas pela taxa de assimilação de PCBs no corpo dos animais que depende do número de átomos de cloro e sua distribuição na molécula, facilitando assim a circulação no sangue e a eliminação passiva através das brânquias (SILVA et al., 2007b; MIRANDA & YOGUI 2016). Já a prevalência de hexa- e heptaclorobifenilas em *S. cavalla* pode ser explicada por sua lenta excreção (SILVA et al., 2007b; MIRANDA & YOGUI, 2016) e/ou

armazenamento em diferentes tecidos do organismo, sendo biomagnificada e apresentando maiores concentrações em animais que ocupam alto nível trófico (PENTEADO & VAZ, 2001) como *S. cavalla*. Sotão-Neto et al. (2020) também encontraram uma prevalência PCBs altamente clorados (principalmente hexaclorobifenilas) nos sedimentos perto dos complexos industriais e portuários de Salvador e do terminal de petróleo Madre de Deus. Os autores inferiram que essas atividades antropogênicas representam fontes pontuais de PCBs na região.

Outra semelhança com o trabalho de Miranda & Yogui (2016) (Tabela 3) foram as concentrações de PCBs totais em *S. cavalla* capturado na costa de Pernambuco (~800 km ao norte de Salvador), que variou de 2,88 a 97,4 ng g^{-1} peso seco no músculo e 47,5 a 267 ng g^{-1} peso seco no fígado. Essas concentrações semelhantes podem sugerir que ambas as amostras pertencem à mesma população. Um estudo filogenético de *S. cavalla* do norte e nordeste do Brasil concluiu que existe apenas uma população panmítica (todos os indivíduos são potenciais parceiros sem restrições) com baixos níveis de variabilidade genética (BRÍGIDA et al., 2007). Assim, estariam expostos às mesmas fontes de contaminação que podem não ser locais e específicas, mas regionais e difusas (ISLAM & TANAKA, 2004).

Santos et al. (2020) também analisaram PCBs em músculos de peixes marinhos vendidos em mercados de Salvador, incluindo *S. brasiliensis* que exibiu uma concentração média de 0,50 ng g^{-1} peso seco. Os outros três peixes ósseos que exibiram níveis médios de PCBs acima do LQ foram *Micropogonias furnieri* (0,83 ng g^{-1} peso seco), *Caranx crysos* (1,60 ng g^{-1} peso seco) e *Mycteroperca bonaci* (0,23 ng g^{-1} peso seco). Todas as concentrações reportadas são pelo menos uma ordem de grandeza menores do que a concentração média observada neste estudo. Apesar de pertencer ao mesmo gênero de *S. cavalla*, *S. brasiliensis* é em média 18,6 cm menor e 1.643 g mais leve que *S. cavalla* (FONTELES-FILHO, 1988). Isso poderia explicar essa diferença de concentração em ambas as espécies que apresentam distribuição e comportamento de forrageamento semelhantes (FONTELES-FILHO, 1988), estando provavelmente expostas às mesmas fontes de contaminação. As espécies *M. furnieri* (45 cm) e *C. crysos* (40 cm) também apresentam tamanho típico menor que *S. cavalla* (70 cm) (FROESE &

PAULY, 2023). *M. bonaci* (70 cm) tem tamanho médio igual a *S. cavalla* e ocupa um nível trófico semelhante. Neste caso, a principal diferença entre as espécies é o habitat predominantemente associado a recifes de *M. bonaci* (FROESE & PAULY, 2023). Van der Oost et al. (2003) atribuíram como fatores importantes nos padrões de bioacumulação de poluentes em peixes os parâmetros ecológicos e biológicos, tais como: uso do habitat, dieta, posição trófica, idade, sexo, tamanho corporal, estação do ano, conteúdo lipídico e mobilidade. Outro ponto a ser levantado é que no presente trabalho foram analisados somente indivíduos adultos, enquanto não há informações sobre comprimento no trabalho de Santos et al. (2020). E também pode ser atribuído a metodologia. No presente estudo, 182 congêneres de PCB foram investigados, já em Santos et al. (2020) investigaram um número bem menor, 48 congêneres, ou seja, aproximadamente 4x menos.

Na Baía de Guanabara (Brasil), Silva et al. (2013) encontraram concentração média de PCBs de 284 ng g^{-1} peso seco no músculo de *M. furnieri*. Em *Mugil liza*, os mesmos autores observaram 173 ng g^{-1} peso seco no músculo e 450 ng g^{-1} peso seco no fígado. De uma maneira geral, as concentrações encontradas nos tecidos de ambas as espécies foram maiores do que aquelas encontradas no presente trabalho. Isso pode estar relacionado ao grau de poluição da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro) que é uma área perturbada antropogenicamente e cercada por 12 mil indústrias e quatro cidades (KJERFVE et al., 1997). Sótão-Neto et al. (2020) analisaram amostras de sedimentos superficiais na Baia de Todos os Santos (Bahia) e inferiram que apesar da urbanização e da presença de diversas indústrias na região, sua contaminação química está muito abaixo daquela detectada nos sedimentos de áreas densamente povoadas e industrializadas do Brasil, como a Baía de Guanabara. Oliveira et al. (2005) analisaram PCBs contidos nas misturas de Aroclor 1242, Aroclor 1254 e Aroclor 1260 em moluscos de nove áreas da Baia de Todos os Santos. Somente três áreas apresentaram concentrações de PCBs acima dos limites de detecção. Estas variaram de 22 a 42 ng g^{-1} peso seco e foram encontradas em locais urbanos próximos a áreas industriais ou uma antiga área de lixão na cidade de Salvador. Oliveira et al. (2005) e Tavares et al. (1998) estudaram moluscos na Baia de Todos os Santos e obtiveram

resultados similares, considerando as concentrações relativamente baixas quando comparadas com os resultados de alguns locais poluídos do mundo.

Sendo assim, pode-se inferir que a *S. cavalla* não reflete a contaminação de Baía de Todos os Santos, por ser uma espécie costeira pelágica, que pode ser capturada acidentalmente nas praias da Baía de Todos os Santos (BARRETO, 2010; SOARES et al., 2011). A espécie não faz parte da fauna típica da Baía de Todos os Santos (LOPES et al., 1998; SILVA et al., 2008; REIS-FILHO, 2010) para refletir sua contaminação local. Além disso, ela é migratória e passa uma parte da fase de vida em outros locais. Portanto, infere-se que a contaminação de PCBs de *S. cavalla* não vem diretamente da Baía de Todos os Santos, mas é adquirida substancialmente através das presas consumidas.

Além disso, o teor de lipídios oscila ao longo do ciclo de vida da espécie (MARSHALL, 1999, ABABOUCH, 2005) e as diferenças na composição lipídica desses tecidos podem favorecer o acúmulo distinto de congêneres de PCBs (LYONS et al., 2021). Johnson-Restrepo et al. (2005) inferiram que o acúmulo de PCBs é um processo específico do tecido, o qual é controlado pelas características metabólicas e fisiológicas de cada organismo. Além disso, a biotransformação de PCBs em vertebrados é mediada por enzimas de diferentes famílias que metabolizam congêneres específicos (SILVA et al., 2007b). Isso pode explicar a ocorrência e acúmulo de um determinado congênere em um tecido e não em outro. Alternativamente, pode-se sugerir uma mobilização eficaz de contaminantes entre tecidos com uma possível metabolização/eliminação no fígado (SIJM et al., 1992).

Os congêneres com maiores concentrações neste trabalho também foram encontrados em amostras da mesma espécie no Nordeste (MIRANDA & YOGUI, 2016) e em espécies diferentes na mesma área de estudo (SANTOS et al., 2020), bem como em outras espécies de peixes ósseos de hábitos alimentares e posições tróficas distintas em outras regiões do mundo (BODIGUEL et al., 2009; SZLINDER-RICHERT et al., 2009; OTTONELLO et al., 2014). Santos et al. (2020) encontraram o PCB-153 como o congênere prevalente no músculo de peixes comercializados em Salvador, enquanto os PCBs 153 e 138 foram prevalentes nas ostras da Baía de Todos os Santos. Os autores relacionaram tal contaminação ao polo petroquímico de Camaçari, que

é um dos complexos industriais mais antigos do Brasil (inaugurado da década de 1970, ou seja, antes do banimento dos PCBs no país) e considerado uma importante fonte de PCBs para contaminação de ostras na Baía de Todos os Santos. Além disso, sete congêneres (28, 52, 101, 118, 138, 153 e 180) foram os mais utilizados em misturas comerciais em todo o mundo e são responsáveis pela maior contaminação ambiental e alimentar (WHO, 1993). Os congêneres 138, 153, 170, 180 e 183 também são os principais componentes das formulações de Aroclor 1254 e 1260, constituindo cerca de 35% da concentração total de PCBs nessas misturas (BORLAKOGLU et al., 1990) que foram bastante usadas no Brasil (YOGUI et al., 2020). Desta forma, os PCBs 138, 153, 170 e 180 estão entre os mais detectados em amostras ambientais, de alimentos, animais e humanos (WHO, 1993).

Os derivados do DDT foram prevalentes no fígado de *S. cavalla*, confirmando seu potencial para converter o composto original em seus metabólitos. Nos organismos, o DDT tende a se transformar em DDE e DDD que são mais resistentes e bioacumulativos (ATSDR, 2002; D'AMATO et al., 2002; SILVA et al., 2007a; MAGALHÃES et al., 2017). Padrões semelhantes foram relatados em outros estudos com peixes ósseos (LANA et al., 2014; MIRANDA & YOGUI, 2016; EL-KADY et al., 2017; THOMPSON et al., 2018). No caso particular de *S. cavalla*, parece haver um processo de descloração redutiva de p,p'-DDT em p,p'-DDD no fígado. Tal achado já havia sido previamente sugerido para esta espécie por Miranda & Yogui (2016). Miranda & Yogui (2016) observaram concentrações semelhantes de DDT em *S. cavalla* ao largo de Pernambuco (Brasil): 0,9 a 11,3 ng g^{-1} peso seco no músculo e 7,95 a 34,8 ng g^{-1} peso seco no fígado. Embora a produção, uso e descarte tenham sido regulamentados ou proibidos na maioria dos países, incluindo o Brasil, essas descobertas evidenciam que os DDTs continuam a ser detectados em matrizes ambientais, como os peixes marinhos. Em países da América do Sul, concentrações detectáveis e até nocivas de DDTs foram observadas e provavelmente continuarão a ser observadas em matrizes ambientais por décadas devido às características intrínsecas e à dinâmica ambiental desses poluentes (GIRONES et al., 2020).

A razão DDE/ΣDDTs é usada para avaliar a cronologia do DDT no ambiente (YOGUI et al., 2003; SUN et al., 2014). As altas relações DDE/ΣDDTs

observadas em *S. cavalla* capturadas em Salvador estão acima de 0,6, indicando antigas entradas de DDT no ambiente. Isso está de acordo com a proibição do DDT no Brasil, que remonta à década de 1990 (YOGUI et al., 2010). Já a relação ΣDDTs/ΣPCBs em amostras ambientais pode ser usada para avaliar a prevalência de atividades agrícolas ou industriais. O resultado encontrado está de acordo com as atividades industriais observadas na região metropolitana de Salvador, que abriga um dos mais antigos complexos industriais do Brasil. Os PCBs foram proibidos no país em 1981 (BRASIL, 1981) e não havia produção local. As formulações técnicas foram importadas dos Estados Unidos e da Alemanha. Os transformadores em operação foram permitidos permanecer em uso até o final de suas vidas úteis. No Brasil, a maioria dos equipamentos ainda operacionais contendo PCB estão instalados em plantas industriais (YOGUI et al., 2020). Razão ΣDDTs/ΣPCBs semelhante foi encontrada em *S. cavalla* no litoral de Pernambuco, apesar de seu complexo industrial ser mais recente (MIRANDA & YOGUI, 2016). De fato, a prevalência de PCBs sobre DDTs tem sido observada em espécies de peixes costeiros e offshore capturados na costa do Brasil (SILVA et al., 2007a; SILVA et al., 2009; MAGALHÃES et al., 2017), refletindo a industrialização do país que ocorreu em meados do século XX. A fonte de contaminação desses poluentes também pode ter vindo do descarte inadequado de resíduos e produtos contendo DDTs e PCBs, uma vez que a gestão de resíduos industriais no Brasil tem sido historicamente deficiente (YOGUI et al., 2020).

O tamanho amostral limitado (n = 11) não pode ser descartado como fator que influenciou na não diferença de contaminação de PCBs e DDTs no músculo da *S. cavalla*. A razão sexual da amostra foi de 5 machos e 6 fêmeas (Tabela 1). Devido à amostragem limitada, não é possível dizer se tal proporção representa a população real de peixes. No entanto, outros estudos com amostras maiores revelaram uma predominância do sexo feminino na população. NÓBREGA & LESSA (2009) encontraram 35% de machos, 18% de fêmeas e 47% de gênero indeterminado em desembarques no Nordeste do Brasil. Fonteles-Filho (1988) encontrou prevalência de fêmeas de *S. cavalla* no Ceará. A ausência de diferenças de contaminação entre os gêneros também foi constatada em outras espécies de peixes. Por exemplo, níveis semelhantes de organoclorados foram observados no músculo de machos e fêmeas de salmão

Chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) do Chile e tainha (*Chelon labrosus*) de Portugal (MONTORY et al., 2010; BAPTISTA et al., 2013b).

Diferenças significativas de gênero na concentração de organoclorados em peixes podem ocorrer devido a três fatores: eliminação parcial da carga de contaminantes da fêmea durante a desova, diferenças nas áreas de forrageamento e diferenças nas taxas de crescimento (MADENJIAN, 2011).

No período reprodutivo, *S. cavalla* aproxima-se da costa para reprodução, o que foi observado em todas as fêmeas adultas amostradas que se encontravam em fase de maturação esgotada, de modo que Salvador poderia ser uma fonte local e temporária de contaminação para os grupos de peixes que se aproximam e permanecer por um tempo nesta região, neste período, e pelos ovos e larvas liberados neste ambiente, até que cresçam e se desenvolvam. Devido à sua mobilidade e ampla distribuição no oceano, pode levar essa contaminação para outras regiões seja por eliminação/metabolização, seja servindo de alimento para outros animais, biomagnificando.

Historicamente, HCHs, CHLs e mirex têm sido detectados em baixas concentrações ou não têm sido detectados em matrizes ambientais do Nordeste do Brasil (MIRANDA & YOGUI, 2016; OLIVEIRA et al., 2016; RÉGIS et al., 2018; YOGUI et al., 2018, SOTÃO-NETO et al 2020). Tais compostos exibem uma ampla gama de pressões de vapor, variando de 4,0 x 10^{-7} Pa para mirex a 5,6 x 10^{-3} Pa para HCHs (ATSDR, 1995; 2005). Portanto, essas descobertas podem refletir seu uso regional incipiente. No caso dos HCHs, não se pode descartar que eles tendam a se volatizar em áreas tropicais como a costa nordeste do Brasil, sofrer transporte atmosférico de longo alcance e serem depositados em latitudes mais frias, como áreas polares (IWATA et al., 1993). As concentrações de clordanos encontradas apenas no músculo podem estar associadas a uma mobilização efetiva de CHLs entre tecidos com possível metabolização no fígado (MIRANDA & YOGUI, 2016). A mesma ordem também foi observada em espécies de peixes de outras áreas marinhas do mundo (UENO et al., 2003; VIZZINI et al., 2010; MIRANDA & YOGUI, 2016; YU et al., 2020).

A importância de avaliar o risco do consumo de alimentos é garantir o bem-estar e a saúde do ser humano. Assim, os governos devem publicar

regulações e realizar análises rotineiramente para preservar e manter a saúde de seus cidadãos (MAA, 1999). Os regulamentos de segurança de frutos do mar de diferentes países são baseados em diferentes metodologias. Portanto, eles propõem diferentes limites máximos seguros de exposição a contaminantes. A regulamentação brasileira usa níveis de tolerância baseados em lipídios, enquanto as regulamentações americana e da União Europeia são baseadas no peso úmido. A preparação e o consumo de pescados são feitos com carne fresca (musculatura animal - peso úmido), portanto seria mais adequado que as concentrações na regulamentação brasileira fossem definidas também em base úmida. Em relação aos PCBs, as regulamentações do Brasil e do FDA dos EUA usam a soma de todos os PCBs em frutos do mar, enquanto a União Europeia é baseada em uma abordagem de equivalência tóxica (TEQ). A comparação da contaminação de peixes com diversas regulamentações é de grande importância devido ao comércio internacional de frutos do mar. Além disso, é útil para verificar a consistência entre limites seguros adotados por diferentes países (MIRANDA, 2015). No geral, as amostras de *S. cavalla* adquiridas nos mercados de Salvador apresentaram contaminação abaixo dos limites máximos estabelecidos por várias regulações. Assim, a espécie pode ser considerada um recurso alimentar de baixo risco para consumo humano quanto à exposição a compostos organoclorados.

CONCLUSÃO

Este trabalho foi feito a partir de um tamanho amostral pequeno, coletando apenas indivíduos adultos adquiridos em peixarias. Desta forma, pode não representar a situação da população como um todo.

As concentrações do principal congênere desta formulação (PCB 153) aumentam de leste a oeste e de sul a norte no Atlântico Ocidental, abrangendo o habitat e local de distribuição geográfica de *S. cavalla*.

S. cavalla habita a plataforma continental externa e é uma espécie migratória, portanto o Atlântico Ocidental seria a principal fonte de contaminação para a espécie através de fontes difusas de aporte de contaminantes, como a região de Salvador e outras regiões costeiras industrializadas, contribuindo com a contaminação da espécie.

S. cavalla é um importante recurso pesqueiro comercializado em Salvador, por isso há a necessidade de verificar se é seguro consumir este pescado em relação às concentrações de contaminantes encontrados em seu tecido muscular. Embora neste estudo a espécie esteja contaminada por PCBs, DDTs e CHLs, ela pode ser considerada segura para fins de consumo humano de acordo com diferentes regulamentações nacionais e internacionais que foram elaboradas com base em diferentes abordagens metodológicas.

Tais regulamentações deveriam ser padronizadas em termos de peso úmido, pois esta é a forma na qual a população consome o alimento. Estudos futuros também deveriam também adotar essa base ou publicar tabelas comparativas para facilitar as comparações entre diferentes trabalhos.

REFERÊNCIAS

ABABOUCH, L. 2005. Fisheries and aquaculture topics. Composition of fish. Topics Fact Sheets. FAO Fisheries and Aquaculture Department. Rome.

ADAMS, D. H. & MCMICHAEL, R. H. 2007. Mercury in king mackerel, *Scomberomorus cavalla*, and Spanish mackerel, *S. maculatus*, from waters of the south-eastern USA: regional and historical trends. **Marine and Freshwater Research**, 58(2): 187-193.

ALHARBI, O. M. L.; BASHEER, A. A.; KHATTAB, R. A. & ALI, I. 2018. Health and environmental effects of persistent organic pollutants. **Journal of Molecular Liquids**, 263: 442-453.

ANDRADE, R. L. B.; HATJE, V.; MASQUE, P.; ZURBRICK, C. M.; BOYLE, E. A. & SANTOS, W. P. C. 2017. Chronology of anthropogenic impacts reconstructed from sediment records of trace metals and Pb isotopes in Todos os Santos Bay (NE Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, 125: 459–471.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 1995. Toxicological Profile for Mirex and Chlordecone. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 2002. Toxicological profile for DDT, DDE, and DDD US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 2005. Toxicological profile for Alpha-, Beta-, Gamma-, and Delta-Hexachlorocyclohexane. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta.

BAPTISTA, J.; PATO, P.; PEREIRA, E.; DUARTE, A. C.; PARDAL, M. A. 2013a. PCBs in the fish assemblage of a southern European estuary. **Journal of Sea Research**, 76: 22–30.

BAPTISTA, J.; PATO, P.; TAVARES, S.; DUARTE, A. C. & PARDAL, M. A. 2013b. Influence of sex and age on PCBs accumulation in the commercial fish *Chelon labrosus*. **Journal of Sea Research**, 79: 27–31.

BARRETO, A. F. 2010. Composição e estrutura da ictiofauna capturada por rede de calão na praia de Cabuçu, Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Feira de Santana - UEFS.

BODIGUEL, X.; LOIZEAU, V.; LE GUELLEC, A. M.; ROUPSARD, F.; PHILIPPON, X. & MELLON-DUVAL, C. 2009. Influence of sex, maturity and reproduction on PCB and p,p'-DDE concentrations and repartitions in the European hake (*Merluccius merluccius*, L.) from the Gulf of Lions (NW Mediterranean). **Science of the Total Environment**,408: 304–311**.**

BORLAKOGLU, J. T.; WILKINS, J. P. G; WALKER, C.H. & DILS, R. R. 1990. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in fish-eating sea birds—II. Molecular features of PCB isomers and congeners in adipose tissue of macho and femea puffins (*Fratercula arctica*), guillemots (*Uria aalga*), shags (*Phalacrocorax aristotelis*) and cormorants (*Phalacrocorax carbo*) of British and Irish coastal waters, **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology,** 97(1): 161-171.

BRASIL, 1981. Portaria Interministerial n° 19, de 29 de janeiro de 1981. Ministério do Interior. Ministério da Indústria e do Comércio. Ministério das Minas e Energia. Disponível em http://www.ctpconsultoria.com.br/pdf/Portaria-Interministerial-019-de-29-01-1981.pdf.

BRÍGIDA, E. L. S.; CUNHA, D. B.; REGO, P. S.; SAMPAIO, I.; SCHNEIDER, H. & VALLINOTO, M., 2007. Population analysis of Scomberomorus cavalla (Cuvier, 1829) (Perciformes, Scombridae) from the Northern and Northeastern coast of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 67(4 suppl): 919–924.

CIRANO, M. & LESSA, G. C. 2007. Oceanographic characteristics of Baía de Todos os Santos, Brazil. Revista Brasileira de Geofísica, 25: 363–387.

COSTA, B. G. & LACERDA, L. D. 2009. Concentração de mercúrio total em cavala, *Scomberomorus cavalla*, e serra *Scomberomorus brasiliensis*, comercializadas nas bancas de pescado do Mucuripe, Fortaleza. Ceará. **Arquivo de Ciências do Mar,** 42(1): 22–29.

D'AMATO, C.; TORRES, J.P.M. & MALM, O. 2002. DDT (dicloro difenil tricloroetano): toxicidade e contaminação ambiental - uma revisão. **Química Nova**, 25: 995–1002.

EL-KADY, A. A.; WADE, T. L.; SWEET, S.T. & SERICANO, J. L. 2017. Distribution and residue profile of organochlorine pesticides and polychlorinated

biphenyls in sediment and fish of Lake Manzala, Egypt. **Environmental Science and Pollution Research**, 24(11): 10301–10312.

E-SHAHAWI, M. S.; HAMZA, A.; BASHAMMAKHB, A. S. & AL-SAGGAF, W. T. 2010. An overview on the accumulation, distribution, transformations, toxicity and analytical methods for the monitoring of persistent organic pollutants. **Talanta**, 80: 1587–1597.

FAIR, P. A.; WHITE, N. D.; WOLF, B.; ARNOTT, S. A.; KANNAN, K.; KARTHIKRAJ, R. & VENA, J. E. 2018. Persistent organic pollutants in fish from Charleston Harbor and tributaries, South Carolina, United States: A risk assessment. **Environmental Research**, 167: 598-613.

FDA (Food and Drug Administration), 2021. Fish and Fishery Products Hazards and Controls Guidance. 4th edition. Department of Health and Human Services U.S., 502p.

FONTELES-FILHO, A. A. 1988. Sinopse de informação sobre a cavala, *Scomberomorus cavalla* (Cuvier) e a serra, *Scomberomorus brasiliensis* (Collete, Russo & ZavallaCamin) (Pices: Scombridae) no Estado do Ceará, Brasil. **Arquivo de Ciências do Mar**, 27: 21- 48.

FROESE, R. & D. PAULY (Editores), 2023. FishBase. Publicação eletrônica da World Wide Web. Disponível em https://fishbase.se/search.php.

GEWURTZ, S. B.; BHAVSAR, S. P. & FLETCHER, R. 2011. Influence of fish size and sex on mercury/PCB concentration: Importance for fish consumption advisories. **Environment international**, 37(2), 425-434.

GIRONES, L.; OLIVA, A. L.; MARCOVECCHIO, J. E. & ARIAS, A. H. 2020. Spatial Distribution and Ecological Risk Assessment of Residual Organochlorine Pesticides (OCPs) in South American Marine Environments. **Current Environmental Health Reports**, 7(2): 147-160.

GRADY, J. R.; JOHNSON, A. G. & SANDERS, M. 1989. Heavy metal content in otoliths of king mackerel (*Scomberomorus cavalla*) in relation to body length and age. **Contributions in Marine Science**, 31: 17-23.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, 4: 1-9.

HOLDEN, M. J. & RAITT, D. F. S. 1974. Manual of Fisheries Science. Part 2 - Methods of Resource Investigation and their Application. Fishery Resources and Environment Division, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 223p.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2010 - Pesquisa de Orçamentos Familiares 2008-2009. Antropometria e estado nutricional de

crianças, adolescentes e adultos no Brasil. Disponível em https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv45419.pdf

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2020. Cidades e Estados , População residente. Disponível em https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ba/salvador.html

ISLAM, M. S. & TANAKA, M. 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. **Marine Pollution Bulletin**, 48: 624–649.

IWATA, H.; TANABE, S.; SAKAI, N. & TATSUKAWA R. 1993. Distribution of persistent organochlorines in the oceanic air and surface seawater and the role of ocean on their global transport and fate. **Environmental Science & Technology**, 27:1080-1098.

JOHNSON-RESTREPO, B.; KANNAN, K.; ADDINK, R. & ADAMS, D. H. 2005. Polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls in a marine foodweb of coastal Florida. Environmental Science & Technology, 39(21), 8243-8250.

JONES, K. C. & VOOGT, P. 1999. Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. **Environmental Pollution**, 100(1): 209-221.

KJERFVE, B.; RIBEIRO, C. H.; DIAS, G. T.; FILIPPO, A. M. & QUARESMA, V. D. S. 1997. Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. **Continental Shelf Research**, 17(13): 1609-1643.

LACERDA, L. D., BEZERRA, M. F., COSTA, B. G. B., BRAGA, T. M. B. & GOYANNA, F. A. A. 2016. Mercury distribution in fish commercialized at the mucuripe market, Fortaleza, Ceará state, Brazil. **Arquivo de Ciências do Mar,** 49: 50–54.

LANA, N. B.; BERTON, P.; COVACI, A.; CIOCCO, N. F.; BARRERA-ORO, E.; ATENCIO, A. et al. 2014. Fingerprint of persistent organic pollutants in tissues of Antarctic notothenioid fish. **Science of the Total Environment**, 499: 89–98.

LOPES, P. R. D.; OLIVEIRA-SILVA, J. T. D. & FERREIRA-MELO, A. S. A. 1998. Contribuição ao conhecimento da ictiofauna do manguezal de Cacha Pregos, Ilha de Itaparica, Baía de Todos os Santos, Bahia. **Revista Brasileira de Zoologia**, 15: 315-325.

LYONS, K.; ADAMS, D. H. & BIZZARRO, J. J. 2021. Evaluation of muscle tissue as a non-lethal proxy for liver and brain organic contaminant loads in an elasmobranch, the Bonnethead Shark (*Sphyrna tiburo*). **Marine Pollution Bulletin**, 167: 112327.

MAA, 1999. Instrução Normativa nº42, de 20 de dezembro de 1999. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Disponível em

https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/inspecao/produtos-animal/plano-de-nacional-de-controle-de-residuos-e-contaminantes/documentos-da-pncrc/instrucao-normativa-sda-n-o-42-de-20-de-dezembro-de-1999.pdf/view.

MADENJIAN, C. P. 2011. Sex effect on polychlorinated biphenyl concentrations in fish: asynthesis. **Fish and Fisheries**, 12(4): 451-460.

MAGALHÃES, C. A.; TANIGUCHI, S.; LOURENÇO, R. A. & MONTONE, R. C. 2017. Organochlorine pesticides, PCBs, and PBDEs in liver and muscle tissues of *Paralonchurus brasiliensis*, *Trichiurus lepturus* and *Cathorops spixii* in Santos Bay and surrounding area, São Paulo, Brazil. **Regional Studies in Marine Science**: 16, 42-48.

MARSHALL, C. T.; YARAGINA, N. A.; LAMBERT, Y. & KJESBU, O. S. 1999. Total lipid energy as a proxy for total egg production by fish stocks. **Nature**, 402(6759): 288-290.

MIRANDA, D. A. 2015. Bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas organoclorados em *Scomberomorus cavalla*: pescado de importância econômica na região metropolitana do Recife-PE. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco - UFPE.

MIRANDA, D. A. & YOGUI, G. T. 2016. Polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides in king mackerel caught off the coast of Pernambuco, northeastern Brazil: Occurrence, contaminant profile, biological parameters and human intake. **Science of the Total Environment**, 569: 1510-1516.

MONTORY, M.; HABIT, E.; FERNANDEZ, P.; GRIMALT, J. O. & BARRA, R. 2010. PCBs and PBDEs in wild Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in the northern Patagonia, Chile. **Chemosphere**, 78: 1193–1199.

NÓBREGA, M. F. & LESSA, R. P. 2009. Age and growth of the king mackerel (*Scomberomorus cavalla*) off the northeastern coast of Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 57: 273–285.

OLISAH, C.; OKOH, O. O. & OKOH, A. I. 2019. Global evolution of organochlorine pesticides research in biological and environmental matrices from 1992 to 2018: A bibliometric approach. **Emerging Contaminants**, 5: 157-167.

OLIVEIRA, A. H. B.; CAVALCANTE, R. M.; DUAVI, W. C.; FERNANDES, G. M.; NASCIMENTO, R. F.; QUEIROZ, M. & MENDONÇA, K. V. 2016. The legacy of organochlorine pesticide usage in a tropical semi-arid region (Jaguaribe River, Ceará, Brazil): implications of the influence of sediment parameters on occurrence, distribution and fate. **Science of the Total Environment**, 542: 254-263.

OLIVEIRA, F. M.; TAVARES, T. M. & BERETTA, M. 2005. Otimização de Método Analítico para Determinação de PCBs por CG-MS-MS em Amostras de Biota. **Analytica**, 3(14), 45-53.

OTTONELLO, G.; FERRARI, A. & MAGI, E. 2014. Determination of polychlorinated biphenyls in fish: optimisation and validation of a method based on accelerated solvent extraction and gas chromatography–mass spectrometry. **Food Chemistry**,142: 327–333.

PENTEADO, J. C. P. & VAZ, J. M. 2001. O legado das bifenilas policloradas (PCBs). **Química Nova**, 24: 390-398.

PLOETZ, D. M.; FITTS, B. E. & RICE, T. M. 2007. Differential accumulation of heavy metals in muscle and liver of a marine fish, (king mackerel, *Scomberomorus cavalla* Cuvier) from the northern Gulf of Mexico, USA. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 78: 134–137.

RASMUSSEN, P. W.; SCHRANK, C. & WILLIAMS, M. C. W. 2014. Trends of PCB concentrations in Lake Michigan coho and chinook salmon, 1975-2010. **Journal of Great Lakes Research**, 40(3): 748-754.

RÉGIS, C. G.; SOUZA-SANTOS, L. P.; YOGUI, G. T.; MORAES, A. S. & SCHETTINI, C. A. F. 2018. Use of *Tisbe biminiensis* nauplii in ecotoxicological tests and geochemical analyses to assess the sediment quality of a tropical urban estuary in northeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 137: 45-55.

REIS-FILHO, J. A.; NUNES, J. D. A. C. D. C. & FERREIRA, A. 2010. Estuarine ichthyofauna of the Paraguaçu river, Todos os Santos bay, Bahia, Brazil. **Biota Neotropica**, 10: 301-311.

RODAN, B. D. 2002. The Foundation of Global Action on Persistent Organic Pollutants: A United State Perspective. Office of Research and Development Washington, DC, 20460.

SANTOS, L. L.; MIRANDA, D.; HATJE, V.; ALBERGARIA-BARBOSA, A. C. R. & LEONEL, J., 2020. PCBs occurrence in marine bivalves and fish from Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 154: 111070.

SARTORI, A. G. O. & AMANCIO, R .D. 2012. Pescado: importância nutricional e consumo no Brasil. **Segurança Alimentar e Nutricional**, 19(2): 83-93.

SCHULZ, D. E.; PETRICK, G. & DUINKER, J. C. 1989. Complete characterization of PCBs congeners in commercial Aroclor and Clophen mixtures by multidimensional gas chromatography ECD. **Environmental Science & Technology**, 23(7), 852-859.

SEAFOOD BRASIL, 2021. Você sabe quanto o brasileiro realmente come de pescado? Disponível em https://www.seafoodbrasil.com.br/voce-sabe-quanto-o-brasileiro-realmente-come-de-pescado.

SHAHIDUL, I. & TANAKA, M. 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. **Marine Pollution Bulletin,** 48: 624–649.

SIDHU, K. S. 2003. Health benefits and potential risks related to consumption of fish or fish oil. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, 38: 336–344.

SIJM, D.; SEINEN, W. & OPPERHUIZEN, A.1992. Life-cycle biomagnification study in fish. **Environmental Science & Technology**, 26(11): 2162-2174.

SILVA, C. A.; GARCIA, C. A.; SANTANA, H. L.; PONTES, G. C.; WASSERMAN, J. C. & COSTA, S. S. 2021. Metal and metalloid concentrations in marine fish marketed in Salvador, BA, northeastern Brazil, and associated human health risks. **Regional Studies in Marine Science**, 43: 101716.

SILVA, C. E. A.; AZEREDO, A.; LAILSON-BRITO, J.; TORRES, J. P. M. & MALM, O. 2007a. Polychlorinated biphenyls and DDT in swordfish (Xiphias gladius) and blue shark (Prionace glauca) from Brazilian coast. **Chemosphere,** 67: S48–S53.

SILVA, C. E. A.: TORRES, J. P. M & MALM, O. 2007b. Toxicologia das Bifenilas Policloradas. Rio de Janeiro. **Oecologia Brasiliensis**, 11(2): 179-187.

SILVA, C. E. A.; AZEREDO, A.; DIAS, A. C. L.; COSTA, P.; LAILSON-BRITO, J.; MALM, O.; et al., 2009. Organochlorine compounds in sharks from the Brazilian coast. **Marine Pollution Bulletin**, 58: 294–298.

SILVA, E.; COSTA, F. N.; SOUZA, T. L.; VIANA, Z. C.; SOUZA, A. S.; KORN, M. G. & FERREIRA, S. L. 2016. Assessment of trace elements in tissues of fish species: multivariate study and safety evaluation. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, 27: 2234-2245.

SILVA, J. T. O.; PESO-AGUIAR, M. C. & LOPES, P. R. D. 2008. Ictiofauna das praias de Cabuçu e Berlinque: uma contribuição ao conhecimento das comunidades de peixes na Baía de Todos os Santos–Bahia–Brasil. **Biotemas**, 21(4): 105-115.

SILVA, S. F. G.; BRÜNING, I. M. R. A.; MONTONE, R. C.; TANIGUCHI, S.; CASCAES, M. J.; DIAS, P. S. & MOREIRA, I. 2013. Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDES) and Polychlorinated Biphenyls (PCBS) in Mussels and Two Fish Species from the Estuary of the Guanabara Bay, Southeastern Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology** 91: 261–266.

SOARES, L. S. H.; LOPEZ, J. P.; MUTO, E. Y. & GIANNINI, R. 2011. Capture fishery in northern Todos os Santos Bay, tropical southwestern Atlantic, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 59, 61-74.

SOTÃO-NETO, B. M.; COMBI, T.; TANIGUCHI, S.; ALBERGARIA-BARBOSA, A. C.; RAMOS, R. B.; FIGUEIRA, R. C. L. & MONTONE, R. C. 2020. Persistent organic pollutants (POPs) and personal care products (PCPs) in the surface sediments of a large tropical bay (Todos os Santos Bay, Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, 161: 111818.

STORELLI, M. M.; BARONE, G.; STORELLI, A. & MARCOTRIGIANO, G. O. 2011a. Levels and congener profiles of PCBs and PCDD/Fs in blue shark (*Prionace glauca*) liver from the South-Eastern Mediterranean Sea (Italy). **Chemosphere**, 82(1): 37-42.

STORELLI, M. M.; PERRONE, V. G. & BARONE, G. 2011b. Organochlorine residues (PCBs and DDTs) in two Torpedinid species liver from the Southeastern Mediterranean Sea. **Environmental Science and Pollution Research**, 18(7): 1160-1165.

SUN, Y. X.; HAO, Q.; XU, X. R.; LUO, X. J.; WANG, S. L. & ZHANG, Z. W. 2014. Persistent organic pollutants in marine fish from Yong xing Island, South China Sea: levels, composition profiles and human dietary exposure assessment. **Chemosphere**, 98: 84–90.

SZLINDER-RICHERT, J.; BARSKA, I.; MAZERSKI, J. & USYDUS, Z. 2009. PCBs in fish from the Southern Baltic Sea: levels, bioaccumulation features, and temporal trends during the period from 1997 to 2006. **Marine Pollution Bulletin**, 58: 85–92.

TANABE, S.; KANNAN, K.; TABUCANON, M. S.; SIRIWONG, C.; AMBE, Y. & TATSUKAWA, R. 1991. Organochlorine pesticide and polychlorinated biphenyl residues in foodstuffs from Bangkok, Thailand, **Environmental Pollution**, 72(3), 191-203.

TAVARES, T. M.; ROCHA, V. C.; PORTE, C.; BARCELÓ, D. & ALBAIGÉS, J. 1988. Application of the mussel watch concept in studies of hydrocarbons, PCBs and DDT in the Brazilian Bay of Todos os Santos (Bahia). **Marine Pollution Bulletin,** 19: 575–578.

THOMPSON, L. A.; IKENAKA, Y.; YOHANNES, Y. B.; ICHISE, T.; ITO, G.; BORTEY-SAM, N.; VAN VUREN, J. J.; WEPENER, V.; SMIT, N. J.; DARWISH, W. S.; NAKAYAMA, S. M. M.; MIZUKAWA, H. & ISHIZUKA, M. 2018. Human health risk from consumption of marine fish contaminated with DDT and its metabolites in Maputo Bay, Mozambique. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 100(5): 672-676.

UENO, D.; TAKAHASHI, S.; TANAKA, H.; SUBRAMANIAN, A. N.; FILLMANN, G.; NAKATA, H.; LAM, P. K. S.; ZHENG, J.; MUCHTAR, M.; PRUDENTE, M.; CHUNG, K. H. & TANABE, S. 2003. Global pollution monitoring of PCBs and organochlorine pesticides using skipjack tuna as a bioindicator. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, 45: 378-389.

UNDP (United Nations Development Programme), 2011. UNDP & the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs). Disponível em https://www.undp.org/sites/g/files/zskgke326/files/migration/tr/UNDP-and-the-StockholmConvention-2011-ENG.pdf

USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2000. Fish Sampling and Analysis. EPA 823-B-00-007. Guidance for Assessing Chemical

Contaminant Data for Use in Fish Advisories, vol. 1. Office of Science and Technology Office of Water, Washington.

VAN DEN BERG, M.; BIRNBAUM, L. S.; DENISON, M.; DE VITO, M.; FARLAND, W.; FEELEY, M.; FEELEY, M.; FIEDLER, H.; HAKANSSON, H.; HANBERG, A.; HAWS, L.; ROSE, M.; SAFE, S.; SCHRENK, D.; TOHYAMA, C.; TRITSCHER, A.; TUOMISTO, J.; TYSKLIND, M.; WALKER, N. & PETERSON, R. E. 2006. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. **Toxicological sciences**, 93(2): 223-241.

VAN DER OOST, R; BEYER, J. & VERMEULEN, N. P. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental toxicology and pharmacology**, 13(2): 57–149.

VAZZOLER, A. E. 1996. Biologia reprodutiva de peixes teleósteos: teoria e prática. Maringá. EDUEM, 169p.

VIZZINI, S.; TRAMATI, C. & MAZZOLA, A. 2010. Comparison of stable isotope composition and inorganic and organic contaminant levels in wild and farmed bluefin tuna, *Thunnus thynnus*, in the Mediterranean Sea. **Chemosphere**, 78(10): 1236-1243.

WALKER, C. H. 2001. Organic Pollutants: An Ecotoxicological Perspective. CRC Press, Boca Raton, 408p.

WARNER, N. A.; NOST, T. H.; ANDRADE, H. & CHRISTENSEN, G. 2014. Allometric relationships to liver tissue concentrations of cyclic volatile methyl siloxanes in Atlantic cod. **Environmental Pollution**, 190: 109-114.

WHO (World Health Organization),1998. Assessment of the health risk of dioxins: re-evaluation of the Tolerable Daily Intake (TDI). Disponível em http://www.who.int/ipcs/publications/en/exe-sum-final.pdf.

WHO (World Health Organization), 1993. Polychlorinated biphenyls and terphenyls Environmental Health Criteria: 140. Geneva, 682p.

YOGUI, G. T., LEONEL & J. COMBI, T. 2020. Poluentes orgânicos persistentes. In: CAVALCANTE, R. M. (Ed.). Contaminantes Orgânicos em Ambientes Aquáticos. Imprensa Universitária UFC, Fortaleza, pp. 87-138.

YOGUI, G. T.; OLIVEIRA-SANTOS, M. C. & MONTONE, R. C. 2003. Chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) from the Cananeia estuary, southeastern Brazil. **Science of the Total Environment**, 312: 67–78.

YOGUI, G. T.; SANTOS, M. C. O.; BERTOZZI, C. P. & MONTONE, R. C. 2010. Levels of persistent organic pollutants and residual pattern of DDTs in small cetaceans from the coast of São Paulo, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 60: 1862-1867.

YOGUI, G. T.; TANIGUCHI, S.; SILVA, J.; MIRANDA, D. A. & MONTONE, R. C. 2018. The legacy of man-made organic compounds in surface sediments of Pina Sound and Suape Estuary, northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 66: 58-72.

YU, X.; HE, Q.; SANGANYADO, E.; LIANG, Y.; BI, R.; LI, P. & LIU, W. 2020. Chlorinated organic contaminants in fish from the South China Sea: Assessing risk to Indo-Pacific humpback dolphin. **Environmental Pollution**, 263: 114346.

5 ARTIGO 2 – CONCENTRAÇÃO DE COMPOSTOS ORGANOCLORADOS E METAIS TRAÇO EM MERO (*EPINEPHELUS ITAJARA*)

RESUMO

A pesca excessiva e a degradação ambiental contribuem para o declínio de populações de peixes, como é o caso da espécie já ameaçada de extinção *Epinephelus Itajara*. Em três indivíduos de *E. Itajara*, concentrações de POPs (PCBs e pesticidas organoclorados) e metais traço (As, Cd, Pb, Cu, Cr, Ni e Zn) foram determinadas em amostras de músculo e/ou fígado. Elevadas concentrações de POPs foram encontradas no fígado do indivíduo A. HCHs, CHLs e mirex não foram encontrados nas amostras de músculo dos indivíduos A e C, nem no fígado do indivíduo B. Mirex foi detectado apenas no fígado do indivíduo A. Os congêneres PCB-153, PCB-180 e PCB-138/160 foram os que apresentaram as maiores concentrações nas amostras. As concentrações de Cr, Ni e Zn foram menores que o limite de quantificação (LQ) no fígado do indivíduo A. Elevadas concentrações e o acúmulo de contaminantes nos indivíduos analisados são indicativas de poluição local e a acumulação variou com o indivíduo e tipo de contaminante. Devido a longevidade da espécie, a poluição química é mais um fator de pressão que contribui para a manutenção do seu enquadramento como espécie criticamente ameaçada de extinção no Brasil.

INTRODUÇÃO

A sobrepesca e a degradação ambiental são os principais fatores de declínio de populações de peixes (RHODES & GRAHAM, 2009; YAN et al., 2021) juntamente com a poluição ambiental (JULIO et al., 2022). A sobrepesca tem levado algumas espécies ao risco de extinção, como é o caso do mero (*Epinephelus Itajara*) (BENTES et al., 2019), que se encontra na classificação “vulnerável” na lista vermelha global (IUCN, 2024) e “criticamente ameaçado” no Brasil (MMA, 2022).

A espécie foi amplamente explorada no Brasil pela pesca artesanal de pequena e grande escala, principalmente em regiões onde havia juvenis (BENTES et al., 2019). As artes de pesca do mero incluem caça submarina e palangres, arrasto de fundo (como espécie não alvo na pesca do camarão) e rede de emalhe (GERHARDINGER et al., 2006, BENTES et al., 2019). No Brasil, sua captura e venda permaneceu proibida desde 2002 até 2023 por meio de uma moratória (IBAMA, 2002). Porém, sua pesca continuou ilegalmente neste período (GIGLIO et al., 2014a).

O mero é um predador de topo que se alimenta de uma grande diversidade de outros peixes e invertebrados (SADOVY & EKLUND 1999; HUNTSMAN et al., 1999). No Atlântico ocidental, sua distribuição estende-se desde a Carolina do Norte (EUA) até o sudeste do Brasil (FRANCESCONI & SCHWARTZ, 2000; FROESE & PAULY, 2023), com ocorrências registradas da costa até a isóbata de 100 m em áreas de recifes, manguezais, prados de fanerógamas marinhas e habitats estuarinos (SADOVY & EKLUND, 1999).

E. Itajara faz parte do grupo das garoupas. A espécie é bastante vulnerável à pressão da pesca devido a características de sua história de vida como a longevidade, a maturação gonadal tardia e a desova agregada (MITCHESON et al., 2012). O mero é considerado a maior espécie de garoupa, com indivíduos adultos medindo cerca de 2,5 m de comprimento e pesando aproximadamente 400 kg (BULLOCK et al.,1992). Essas características fazem com que a espécie também sofra as consequências da poluição ambiental por contaminantes como os poluentes orgânicos persistentes (POPs) e metais traço. Todos eles são conhecidos por causar efeitos em cascata nas funções metabólicas e reprodutivas em animais (FLEEGER et al., 2003), expondo o mero (já ameaçado) a mais fatores de risco de extinção.

A pesca predatória da espécie ocorre devido à excelente qualidade de sua carne, que pode ser comercializada tanto fresca quanto salgada (FROESE & PAULY, 2023). Entretanto, sabe-se também que peixes no topo da cadeia alimentar (como *E. Itajara*) são uma via significativa de exposição a contaminantes para a população humana (COSTA & LACERDA, 2009; MIRANDA & YOGUI, 2016; SANTOS et al., 2020; SILVA et al., 2021, JULIO et al., 2022). Consequentemente, a liberação desta espécie para consumo a partir do fim da moratória pode eventualmente oferecer risco à saúde da população consumidora. A partir desta premissa, este trabalho visa:

1 - Quantificar as concentrações de POPs e metais traço no músculo e/ou fígado de *Epinephelus itajara*;

2 - Contribuir com políticas públicas para a conservação da espécie, ainda ameaçada de extinção.

MATERIAL E MÉTODOS

AMOSTRAGEM

Amostras de tecidos biológicos (músculo e/ou fígado) foram doadas de três indivíduos diferentes de *E. itajara* conforme descrito a seguir: indivíduo A - músculo e fígado; indivíduo B - apenas fígado; indivíduo C - apenas músculo. Dois indivíduos foram capturados em Tamandaré/PE e um em Barra de Mamanguape/PB conforme descrito na Tabela 1.

Tabela 1. Informações sobre a amostragem e parâmetros biológicos dos três indivíduos de *Epinephelus itajara*.

Indivíduo	Local de amostragem	Ambiente	Data	Comprimento (cm)	Tecido amostrado
A	Tamandaré	Plataforma continental	20/10/2017	230	fígado, músculo
B	Barra de Mamanguape	Estuário	18/10/2021	205	fígado
C	Tamandaré	Estuário	23/03/2022	24	músculo

Fonte: A autora (2024).

ÁREAS DE AMOSTRAGEM

O município de Tamandaré está localizado no litoral sul de Pernambuco, a cerca de 110 km do Recife (capital do Estado). A economia é baseada no cultivo da cana-de-açúcar e do coco, na atividade pesqueira e no turismo. Apresenta três unidades de conservação: Área de Proteção Ambiental (APA) da Costa dos Corais, APA de Guadalupe e Reserva Biológica do Saltinho, sendo duas delas destinadas ao uso sustentável de acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC (FERREIRA et al., 2006).

Barra de Mamanguape é um distrito do município de Rio Tinto, que está localizado no norte do Estado da Paraíba. Na região da Barra de Mamanguape também há uma APA (ARAÚJO & MARCONDES, 2003). Estabelecida no ano de 1993, a APA da Barra do Rio Mamanguape compreende diversos ecossistemas, tais como áreas de restinga, lagunas, estuários, manguezais e recifes. Esta unidade de conservação de uso sustentável apresenta ocupação humana (PALUDO & KLONOWSKI,1999; ALVES & NISHIDA, 2003; RODRIGUES et al., 2008; SILVESTRE et al., 2011).

PROCESSAMENTO EM LABORATÓRIO

Em laboratório, as amostras foram liofilizadas em condições de baixa temperatura e pressão. Ao longo desse processamento, o peso seco dos tecidos biológicos (músculo e fígado) foi determinado por gravimetria em balança analítica.

ANÁLISES QUÍMICAS

- Poluentes orgânicos persistentes

A análise de organoclorados aplicada neste estudo está detalhadamente descrita em Yogui et al. (2003) e Miranda & Yogui (2016). Para a extração dos compostos organoclorados, aproximadamente 3,0 g de amostra liofilizada foi colocada em cartucho de vidro com fundo poroso próprio para extração em aparato Soxhlet. As amostras receberam padrões internos (DBOFB, PCB-103 e

PCB-198) cerca de 16 h antes do procedimento de extração, que foi realizado em um sistema de refluxo (Soxhlet) usando 80 mL de uma mistura dos solventes n-hexano e diclorometano (1:1, v/v) por 8 h. Após esta etapa, o extrato da amostra foi acoplado ao evaporador rotativo a vácuo para eliminar o excesso de solvente e concentrar os analitos de interesse em aproximadamente 5-10 mL. Após isso, o extrato foi transferido para um tubo de centrífuga de 15 mL e concentrado em fluxo de nitrogênio até 1 mL. A matéria orgânica extraível (MOE) foi determinada por gravimetria. Uma alíquota de 100 µL do extrato (concentrado em 1 mL) foi retirada e pesada em balança microanalítica para a quantificação da MOE. Os 900 µL restantes do extrato foram purificados por tratamento ácido, adicionando 1,0 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado (95-98%) ao extrato previamente aferido a 5,0 mL de n-hexano. O tubo foi agitado em vórtex por 10 segundos e centrifugado por 5 minutos a 4.000 rpm para separação das fases. O sobrenadante foi retirado e transferido para um novo tubo de centrífuga, sendo realizada mais duas repetições do tratamento ácido. O extrato purificado foi lavado duas vezes com água destilada (livre de orgânicos) e concentrado a 150 µL em fluxo suave de nitrogênio. Exatamente 90 µL de padrão interno cromatográfico (TCMX) foi adicionado ao extrato final, que foi armazenado em freezer até a injeção no cromatógrafo a gás acoplado ao espectrômetro de massas (GC-MS).

Para a identificação e quantificação dos analitos de interesse, os seguintes POPs foram analisados: 182 bifenilas policloradas (PCBs) e 14 pesticidas organoclorados. Os PCBs analisados foram: PCB-1, PCB-2, PCB-3, PCB-4/10, PCB-5, PCB-6, PCB-7/9, PCB-8, PCB-11, PCB-12/13, PCB-14, PCB-15, PCB-16/32, PCB-17, PCB-18, PCB-19, PCB-20/33, PCB-21, PCB-22, PCB-23/34, PCB-24/27, PCB-25, PCB-26, PCB-28, PCB-29, PCB-30, PCB-31, PCB-35, PCB-36, PCB-37, PCB-38, PCB-39, PCB-40, PCB-41, PCB-42, PCB-43, PCB-44, PCB-45, PCB-46, PCB-47/75, PCB-49, PCB-50, PCB-51, PCB-52/73, PCB-53, PCB-54, PCB-55, PCB-56/60, PCB-57, PCB-58, PCB-59, PCB-61/74, PCB-63, PCB-64/71/72, PCB-65, PCB-66/80, PCB-67, PCB-68, PCB-69, PCB-70/76, PCB-77, PCB-78, PCB-79, PCB-84, PCB-86/97, PCB-87/115, PCB-88/91, PCB-90/101, PCB-93, PCB-94, PCB-95, PCB-96, PCB-98/102, PCB-99, PCB-100, PCB-104, PCB-105/127, PCB-107/108, PCB-109, PCB-110, PCB-111/116/117, PCB-112, PCB-114, PCB-118, PCB-121, PCB-123, PCB-125,

PCB-126, PCB-128, PCB-131/142, PCB-134, PCB-135/144, PCB-137, PCB-138/160, PCB-139/149, PCB-140, PCB-141, PCB-143, PCB-145, PCB-146, PCB-147, PCB-150, PCB-151, PCB-152, PCB-153, PCB-154, PCB-155, PCB-156, PCB-157, PCB-158, PCB-162, PCB-163/164, PCB-165, PCB-169, PCB-170/190, PCB-171, PCB-172/192, PCB-173, PCB-174/181, PCB-175, PCB-176, PCB-177, PCB-178, PCB-179, PCB-180, PCB-182/187, PCB-183, PCB-184, PCB-185, PCB-186, PCB-188, PCB-189, PCB-191, PCB-193, PCB-194, PCB-195, PCB-196/203, PCB-197, PCB-199, PCB-200, PCB-201, PCB-202, PCB-204, PCB-205, PCB-206, PCB-207, PCB-208 e PCB-209. Quando listados em duplas ou trios, esses compostos coeluíram no cromatograma. Assim, não é possível saber qual analito se trata especificamente. Os pesticidas organoclorados analisados froam: α-HCH, β-HCH, γ-HCH, δ-HCH, α-clordano (cis), γ-clordano (trans), heptacloro, o,p'-DDT, p,p'-DDT, o,p'-DDD, p,p'-DDD, o,p'-DDE, p,p'-DDE e mirex.

A identificação dos PCBs e pesticidas organoclorados no GC-MS foi baseada em seus respectivos tempos de retenção e abundâncias relativas entre íons m/z, comparando com soluções padrão disponíveis comercialmente. A quantificação foi baseada em padronização interna, tendo como referência a área do pico do íon m/z primário de cada analito.

No controle de qualidade das amostras, apenas 3,7% dos analitos foram detectados nos brancos de laboratório. Esses traços de contaminação do branco foram subtraídos das amostras em cada lote analítico. A recuperação média dos padrões internos foi de 65,0 ± 6,5% (intervalo de confiança 95%). O material de referência certificado NIST SRM 2974a (orgânicos em tecido de mexilhão liofilizado) foi analisado para verificar a exatidão do método. Em média, a recuperação de analitos certificados no material de referência foi de 115 ± 11% (intervalo de confiança 95%). Matrizes fortificadas foram empregadas para verificar a exatidão e a precisão do método. A recuperação média de analitos nas matrizes fortificadas foi de 89 ± 4% (intervalo de confiança 95%), enquanto o coeficiente de variação (CV) médio foi de 6 ± 1% (intervalo de confiança 95%). Os limites de quantificação (LQ) foram calculados dividindo o nível de calibração mais baixo de um analito alvo pela quantidade de amostra extraída. Os LQs para PCBs, DDTs, HCHs, clordanos (CHLs), heptacloro e mirex variaram de 0,66 a 0,91 ng g^{-1} peso seco.

Os parâmetros cromatográficos usados na análise das amostras estão descritos a seguir. A injeção foi *splitless* (sem divisão de fluxo) em um cromatógrafo a gás acoplado a espectrômetro de massas (GC-MS, Agilent Technologies, modelos 7820A e 5975C). No forno do cromatógrafo foi instalada uma coluna capilar (HP-5ms) com 30 m de comprimento, 0,25 mm de diâmetro interno e 0,25 µm de espessura do filme da fase estacionária. Hélio foi o gás de arraste utilizado com pureza de 99,9990% e fluxo constante dentro da coluna de 1,2 mL min^{-1}. A temperatura do injetor foi ajustada para 270 e 300 °C nas análises de PCBs e pesticidas organoclorados, respectivamente. A programação de temperatura do forno na corrida de PCBs foi a seguinte: 75 ºC (isotérmico por 3 min), rampa de 15 ºC min^{-1} até 150 ºC, rampa de 2 ºC min^{-1} até 260 ºC e rampa de 20 ºC min^{-1} até 300 ºC (isotérmico por 1 min). Já para a análise dos pesticidas, a programação de temperatura foi: 100 ºC, rampa de 10 ºC min^{-1} até 200 ºC e rampa de 5 ºC min^{-1} até 300 ºC (isotérmico por 3 min). O espectrômetro de massas foi equipado com uma fonte de ionização de elétrons (70 eV). As temperaturas usadas na fonte de íons, quadrupolo e interface foram de 230, 150 e 300 °C, respectivamente.

- Metais traço

As análises químicas dos metais traço foram feitas no Instituto de Tecnologia de Pernambuco (ITEP) apenas no fígado do indivíduo A. O método para digestão e determinação de metais foi baseado em EPA (1996a, 1996b). Aproximadamente 3,0 g de tecido seco foi adicionado a um recipiente de Teflon e digerido com uma mistura contendo 8 mL de ácido nítrico PA (15,6 M) e 2 mL de peróxido de hidrogênio PA (15,2 M). Essa digestão foi realizada em forno microondas (marca Milestone, modelo Ethos-one) com rampa de temperatura programada da seguinte maneira: 5,5 minutos para atingir a temperatura de 175 ºC e permanência nesta temperatura por 10 minutos, totalizando 15,5 minutos de digestão da amostra. A determinação dos metais foi realizada em um espectrômetro de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado - ICP-OES (marca Thermo Scientific, modelo iCAP 6300). A potência de rádio frequência empregada foi de 1150 W, enquanto o plasma foi utilizado na visão axial. O gás utilizado no sistema foi argônio (pureza: 99,999%), com vazão de

500 mL min^{-1} na nebulização. O tempo de estabilização da bomba foi de 5 segundos. A velocidade da bomba na estabilização e na análise foi 50 e 100 rpm, respectivamente.

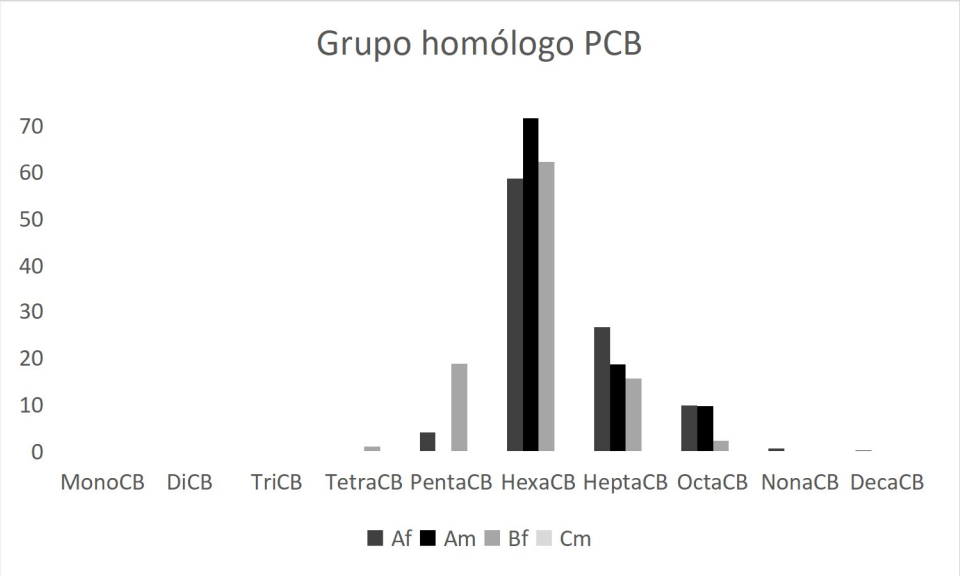
A quantificação dos metais foi feita através do método de padronização externa. O critério de aceitação para a curva analítica foi um coeficiente de determinação (R^2) maior ou igual a 0,995. A verificação da curva foi realizada com soluções padrão correspondentes às concentrações iniciais e finais da mesma. O intervalo de aceitação dessa verificação foi de 20%. O branco de laboratório não apresentou contaminação por metais. A amostra foi analisada em duplicata, sendo que os valores reportados são a média calculada de ambas. O CV médio entre as duplicatas foi de 1%, indicando excelente repetibilidade analítica. Os seguintes metais foram analisados: As (arsênio), Cd (cádmio), Cr (cromo), Cu (cobre), Ni (níquel), Pb (chumbo) e Zn (zinco). Seus respectivos limites de quantificação foram 0,082, 0,025, 0,246, 0,410, 0,164, 0,082 e 0,410 μg g^{-1} peso úmido para As, Cd, Pb, Cu, Cr, Ni e Zn.

RESULTADOS

PCBs

A concentração total de PCBs no indivíduo A foi 491 ng g^{-1} peso úmido no fígado e 1,59 ng g^{-1} peso úmido no músculo (Tabela 2). No fígado do indivíduo B, a concentração de Σ PCBs foi 75,5 ng g^{-1} peso úmido. Em nenhum desses indivíduos foram detectados PCBs dos grupos homólogos leves (mono, di e triclorobifenilas). No músculo do indivíduo C foram detectadas algumas tetra, penta e heptaclorobifenilas porém todas com concentração abaixo do LQ (0,19 ng g^{-1} peso úmido). Na amostra de fígado do indivíduo B foram detectadas tetra a octaclorobifenilas, porém estas últimas foram encontradas abaixo do LQ. O fígado do indivíduo A foi o tecido que apresentou a maior diversidade de congêneres, sendo encontradas de tetraclorobifenilas até a decaclorobifenila. No geral, o grupo mais representativo acima do limite de quantificação foi o das hexaclobifenilas (Figura 1).

Figura 1. Porcentagem de cada grupo homólogo de PCB no músculo e fígado de *Epinephelus Itajara* amostrados em Pernambuco e Paraíba. Legenda: Af = fígado do indivíduo A; Am = músculo do indivíduo A; Bf = fígado do indivíduo B; Cm = músculo do indivíduo C



Fonte: A autora (2024).

.

Os congêneres de PCB que apresentaram as maiores concentrações no indivíduo A foram PCB-153, PCB-180 e PCB-138/160. Eles representaram quase 66% do somatório de PCBs na amostra de fígado, por exemplo. Já no fígado do indivíduo B, os congêneres mais representativos foram PCB-153, PCB-138/160 e PCB-118 (Apêndice 8.3)

OCPs

HCHs, CHLs e mirex não foram encontrados nas amostras de músculo dos indivíduos A e C, nem no fígado do indivíduo B. No fígado do indivíduo A, não foram encontrados HCHs e CHLs.

No fígado do indivíduo A foi encontrada a concentração de 177 ng g^{-1} peso úmido para ΣDDTs, sendo que apenas o p,p'-DDE foi detectado. Esta amostra também foi a única na qual o mirex foi encontrado com concentração de 38,8 ng g^{-1} peso úmido. Já no músculo desse indivíduo, a concentração de ΣDDTs foi de 0,80 ng g^{-1} peso úmido, sendo detectado apenas o p,p'-DDE. No fígado do indivíduo B, a concentração de 67,9 ng g^{-1} peso úmido para ΣDDTs foi observada, sendo aproximadamente 5% de p,p'-DDD e 95% de p,p'-DDE.

No músculo do indivíduo C, o ΣDDTs foi de 0,22 ng g^{-1} peso úmido sendo representado apenas por p,p'-DDE.

METAIS TRAÇO

As concentrações de cromo, níquel e zinco foram menores que o LQ no fígado do indivíduo A e as concentrações de cobre, arsênio, cádmio e chumbo encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2. Concentração de compostos organoclorados e metais nos tecidos dos três indivíduos de *Epinephelus itajara*. Para facilitar a comparação com a literatura, as concentrações estão apresentadas nas bases de peso úmido, seco e lipídico.

Indivíduo		A						B			C		
Tecido	Unidade	Fígado			Músculo			Fígado			Músculo		
Base		Úmida	Seca	Lipídica	Úmida	Seca	Lipídica	Úmida	Seca	Lipídica	Úmida	Seca	Lipídica
Σ PCBs	(ng g^{-1})	491	1470	5267	1,59	9,61	340	75,5	165	242	< 0,19	< 0,91	< 51,8
Σ DDTs	(ng g^{-1})	177	529	1897	0,80	4,87	172	67,9	148	218	0,22	1,01	57,5
Σ HCHs	(ng g^{-1})	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Σ CHLs	(ng g^{-1})	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Mirex	(ng g^{-1})	38,8	116	416	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
As	(µg g^{-1})	2,09	6,26	22,43									
Cd	(µg g^{-1})	0,68	2,04	7,30									
Cr	(µg g^{-1})	< 0,25	< 0,75	< 2,68									
Cu	(µg g^{-1})	22,35	66,85	239,58									
Ni	(µg g^{-1})	< 0,16	< 0,48	< 1,72									
Pb	(µg g^{-1})	0,24	0,71	2,55									
Zn	(µg g^{-1})	< 0,41	< 1,23	< 4,40									

Fonte: A Autora (2024).

DISCUSSÃO

PCBs

Em relação à concentração de PCBs totais no músculo de peixes em outros estudos, Giam et al. (1974) analisaram PCBs no músculo de *Epinephelus striatus* no Golfo do México e encontraram concentrações totais variando de 6 a 110 ng g^{-1} peso úmido. A concentração máxima foi duas ordens de grandeza superior ao presente estudo, mesmo assim os autores consideraram os níveis de poluentes baixos, considerando que na década de 1970 o uso de PCBs ainda era permitido. Eles também perceberam que os níveis de PCBs nas garoupas aumentaram com o tamanho dos indivíduos e especularam que esta relação ocorre em função do teor de gordura, que aumenta com o tamanho e a idade do peixe. Isso explicaria a diferença na concentração de PCBs no músculo dos indivíduos A e C que possuem tamanhos diferentes e foram amostrados na mesma área (Tamandaré). O comprimento (e consequentemente a idade) dos indivíduos está diretamente relacionado ao tempo de exposição aos contaminantes ao longo da vida (TRUDEL & RASMUSSEN, 2006), uma vez que o indivíduo C é um juvenil e o A é um adulto com mais de 30 anos (REUSS-STRENZEL & ASSUNÇÃO, 2008; GIGLIO et al., 2014b). Em contrapartida, o teor de lipídios oscila ao longo do ciclo de vida da espécie (MARSHALL, 1999, ABABOUCH, 2005) e há diferenças na composição lipídica entre os tecidos de um mesmo indivíduo (LYONS et al., 2021). Além disso, há outras variáveis que afetam a relação entre concentração e comprimento na bioacumulação de contaminantes, como mudanças na taxa de crescimento, dieta e atividade (OLSSON et al., 2000; BORGA et al., 2004; TRUDEL & RASMUSSEN, 2006; GEWURTZ et al., 2011).

Lavandier et al. (2013) encontraram concentrações totais de PCBs, no músculo das espécies *Trichiurus lepturus*, *Micropogonias furnieri* e *Mugil liza* na Baía de Ilha Grande em Angra dos Reis (RJ) maiores que aquelas encontradas neste estudo (Tabela 3). Porém, quando comparadas as concentrações no fígado das espécies, *E. itajara* apresentou níveis 14x maiores do que a concentração máxima encontrada em *M. furnieri*. Diferentes espécies de peixes apresentam diferenças espaciais e temporais na bioacumulação devido a

condições físicas como a salinidade e a temperatura ou também pela história de vida e/ou mudanças na composição da dieta (BOUDOU et al., 1979; EAGLES-SMITH et al., 2008; FARMER et al., 2010).

Tabela 3. Comparação de concentrações de PCB, DDT e mirex em músculo e fígado de peixes em ng g^{-1} (peso úmido).

Autor	Espécie	Local	Tecido	PCB	DDT	Mirex
Este estudo	*Epinephelus itajara*	Tamandaré - PE	Figado	491	177	38,80
			Músculo	1,59	0,80	
		Barra de Mamanguape - PB	Fígado	75,50	67,90	
		Tamandaré - PE	Músculo		0,22	
TORRES & KRYKHTINE (2023)	*Sardinella brasiliensis*	Baía de Guanabara/Rio de Janeiro	Músculo		2,02	
	Micropogonias furnieri		Músculo		1,20	
	Mugil cephalus		Músculo		0,82	
MIRANDA & YOGUI (2016)	*Scomberomorus cavalla*	Recife - PE	Fígado	50,90	6,92	
			Músculo	8,57	1,42	
LAVANDIER et al. (2013)	*Trichiurus lepturus*	Baía de Ilha Grande/Angra dos Reis / RJ	Fígado	4,54 - 22,70		
			Músculo	3,97 - 11,04		
	Micropogonias furnieri		Fígado	3,41 - 34,20		
			Músculo	2,29 - 25,88		
	Mugil liza		Fígado	3,70 - 24,50		
			Músculo	2,37 - 27,60		
QUINETE et al. (2011)	*Lepidopus caudatus*	Rio Paraíba do Sul/Campos dos Goytacazes/RJ	Fígado	105		
			Músculo	45		
	Micropogonias furnieri		Fígado	140		
			Músculo	106		
SILVA et al. (2007)	Xiphias gladius	Espírito Santo	Músculo	6,50	2,47	
GIAM et al. (1974)	*Epinephelus striatus*	Golfo do México (EUA/MX)	Músculo	6 - 110	3 - 100	

Fonte: A autora (2024).

Quinete et al. (2011) analisaram a concentração total de PCBs no músculo e fígado de *Lepidopus caudatus* e *Micropogonias furnieri* no Rio Paraíba do Sul, em Campos dos Goytacazes (RJ). Os autores encontraram concentrações maiores que aquelas encontradas no indivíduo B (amostrado em Barra de Mamanguape, PB) e menores que o indivíduo A (amostrado em Tamandaré, PE). Miranda & Yogui (2016) analisaram concentração total de PCBs no músculo e fígado de *S. cavalla* em Recife (PE) e encontraram concentração similar no músculo, enquanto a concentração no fígado foi menor que *E. Itajara*. Silva et al. (2007) analisaram PCBs em músculo de *Xiphias gladius* e encontraram concentrações similares a *E. Itajara* deste estudo. Os níveis de contaminantes nos peixes podem variar entre diferentes espécies e entre indivíduos da mesma espécie devido à época e local de captura, habitat, dieta alimentar, idade, sexo, dentre outros fatores (STANSBY, 1954; JACQUOT, 1961; MAIA et al., 1999; PANDELOVA et al., 2008; KARL et al., 2010). O teor de lipídios oscila ao longo do ciclo de vida da espécie (MARSHALL, 1999, ABABOUCH, 2005) e as diferenças na composição lipídica desses tecidos podem favorecer o acúmulo distinto de congêneres de PCB (LYONS et al., 2021). Johnson-Restrepo et al. (2005) inferiram que o acúmulo de PCBs é um processo específico do tecido, o qual é controlado pelas características metabólicas e fisiológicas de cada organismo. Além disso, a biotransformação de PCBs em vertebrados é mediada por enzimas de diferentes famílias que metabolizam congêneres específicos (SILVA et al., 2007b). Isso pode explicar a ocorrência e acúmulo de um determinado congênere em um tecido e não em outro. Alternativamente, pode-se sugerir uma mobilização eficaz de contaminantes entre tecidos com uma possível metabolização/eliminação no fígado (SIJM et al., 1992).

Houve diferença na contaminação de PCBs em músculo e fígado do indivíduo A, fato também visto em outros estudos (MONOSSON et al., 2003; MAGALHÃES et al., 2007; MIRANDA & YOGUI, 2016). Por exemplo, Magalhães et al. (2007) encontraram concentrações maiores no fígado do que no músculo em 78% das amostras analisadas e inferiram que essa concentração maior no fígado reflete uma tendência à dependência lipídica dos PCBs, pois o fígado possuí maior conteúdo lipídico que o músculo. Altas concentrações podem causar degradação do sistema endócrino (SHAW &

KANNAN, 2009) ou alta ocorrência de lesões crônicas (ex.: tumores) no fígado e no baço (RIBEIRO et al, 2007). O indivíduo A apresentou altas cargas de PCBs no fígado. Estudos têm mostrado que uma alta exposição a esses contaminantes gera alteração morfológica no órgão, ocasionando um acúmulo de lipídios (HOLM et al., 1993) que afeta os ribossomos e sua capacidade de produzir cadeias peptídicas (CHEVILLE, 1988). Consequentemente, isso diminui a quantidade de proteínas envolvidas no transporte de triglicerídeos e as células do fígado ficam sem proteínas metabolizadoras de lipídios (HOLM et al., 1993). Portanto, isso prejudica a excreção de compostos tóxicos do órgão e do organismo.

Em relação aos grupos homólogos de PCBs perfis similares foram encontrados por outros autores na Região Nordeste (MIRANDA & YOGUI, 2016; SANTOS et al., 2020). Santos et al. (2020) também não detectaram mono-, di- e triclorobifenilas em amostras de peixes comercializados em Salvador. A taxa de assimilação de diferentes congêneres de PCB pelos animais pode estar relacionada ao número de átomos de cloro e sua distribuição na molécula, visto que a eliminação passiva através das brânquias dificultaria o acúmulo de compostos com peso molecular mais baixo porque são menos hidrofóbicos e mais solúveis no sangue (SILVA et al., 2007b; MIRANDA & YOGUI, 2016). Além disso, a prevalência de hexa- e heptaclorobifenilas pode ser explicada por sua lenta excreção (SILVA et al., 2007b; MIRANDA & YOGUI, 2016) e/ou armazenamento em diferentes tecidos do organismo. Dessa forma, esses compostos podem ser biomagnificados mais facilmente e apresentar maiores concentrações em animais que ocupam elevado nível trófico (PENTEADO & VAZ, 2001).

Em relação ao congêneres com maiores concentrações nos tecidos, os congêneres PCB-153, PCB-180 e PCB-138/160 também foram encontrados em outras espécies de peixes ósseos de hábitos alimentares e posições tróficas diferentes e em outras áreas de estudo no Brasil e em outras regiões do mundo (BODIGUEL et al., 2009; SZLINDER-RICHERT et al., 2009; OTTONELLO et al., 2014; MIRANDA & YOGUI, 2016; SANTOS et al., 2020). Santos et al. (2020) encontraram o PCB-153 como o congênere prevalente no músculo de peixes comercializados em Salvador e relacionaram essa contaminação ao polo petroquímico de Camaçari, que é um dos complexos

industriais mais antigos do Brasil. Os congêneres 138, 153, 170, 180 e 183 são os principais componentes das formulações de Aroclor 1254 e 1260, correspondendo a cerca de 35% do total de PCBs nessas misturas (BORLAKOGLU et al., 1990). Ambas as formulações também foram amplamente usadas no Brasil (YOGUI et al., 2020). Sete congêneres (28, 52, 101, 118, 138, 153 e 180) foram os mais utilizados em misturas comerciais em todo o mundo e são responsáveis pela maior contaminação ambiental e alimentar (WHO, 1993), excetuando o PCB 28 que pertence ao grupo das triclorobifenilas, os outros seis foram encontrados nas amostras de Mero neste estudo, indicando o uso destas formulações no Brasil. Além disso, os PCBs 138, 153, 170 e 180 estão entre os mais detectados em amostras ambientais, de alimentos, animais e humanos (WHO, 1993).

OCPs

HCHs, CHLs e mirex não foram encontrados nas amostras de músculo dos indivíduos A e C, nem no fígado do indivíduo B. HCHs, CHLs e mirex têm sido detectados em baixas concentrações ou não têm sido detectados em matrizes ambientais na Região Nordeste do Brasil (MIRANDA & YOGUI, 2016; OLIVEIRA et al., 2016; RÉGIS et al., 2018; YOGUI et al., 2018, SOTÃO-NETO et al., 2020). Além disso, eles possuem uma ampla gama de pressões de vapor, variando de $4{,}0 \times 10^{-7}$ Pa para mirex a $5{,}6 \times 10^{-3}$ Pa para HCHs (ATSDR, 1995; 2005). Estes últimos, em particular, tendem a volatizar em áreas tropicais como a costa nordeste do Brasil e assim sofrer transporte atmosférico de longo alcance, sendo depositados em latitudes mais frias, como as áreas polares (IWATA et al., 1993).

Giam et al. (1974) analisaram DDT no músculo de *E. striatus* no Golfo do México e encontraram concentrações totais variando de 3 a 100 ng g^{-1} peso úmido. O p,p'-DDE e p,p'-DDD foram os compostos encontrados do DDT total, sendo predominante o p,p'-DDE. O aumento da porcentagem de metabólitos (isto é, DDE e DDD) nos peixes reflete uma diminuição na entrada recente de DDT (CHEUNG et al., 2007). O p.p'-DDE em maiores concentrações no fígado em relação ao músculo confirma o potencial deste órgão para converter o p,p'-DDT em seus metabólitos, pois o DDT tende a se transformar em DDE e DDD,

que são mais recalcitrantes e bioacumulativos (ATSDR, 2002; D'AMATO et al., 2002; SILVA et al., 2007a; MAGALHÃES et al., 2017). Padrões semelhantes foram relatados em outros estudos com peixes ósseos (LANA et al., 2014; MIRANDA & YOGUI, 2016; EL-KADY et al., 2017; THOMPSON et al., 2018). Além disso, o produto técnico do DDT comercializado no mundo continha 77,1% de p,p‘-DDT (D'AMATO et al., 2002), confirmando os resultados encontrados nos tecidos das amostras de conversão em p,p‘-DDE por vias metabólicas (MIRANDA, 2016).

E. itajara é um peixe carnívoro, apresenta elevado teor de lipídios e está próximo ao topo da cadeia alimentar. Isso favorece o acúmulo de POPs devido à natureza lipofílica dos compostos embora fatores como tamanho, idade e espécie também afetem as taxas de bioacumulação (CHEUNG et al., 2007). Embora o tamanho dos indivíduos A e B seja próximo, a concentração de OCPs no fígado foi diferente. O indivíduo A apresentou concentração muito maior e foi a única amostra na qual o mirex foi observado. A identificação de mirex nesses indivíduos diverge de outros estudos, visto que os pesticidas organoclorados HCHs, CHLs e mirex têm sido detectados em baixas concentrações ou não têm sido detectados em matrizes ambientais do Nordeste do Brasil (MIRANDA & YOGUI, 2016; OLIVEIRA et al., 2016; RÉGIS et al., 2018; YOGUI et al., 2018, SOTÃO-NETO et al 2020). As diferenças de contaminação nos indivíduos A e B podem estar relacionadas ao uso distinto de POPs em PE e PB. Infelizmente, não há outros estudos sobre POPs na Paraíba para comparação. Alternativamente, as diferenças também podem estar relacionadas ao grau de conservação dos dois locais de amostragem (Tamandaré e Barra de Mamanguape) e suas particularidades geográficas.

A concentração de POPs no fígado do indivíduo A está entre as maiores já encontradas em espécies de peixes da costa brasileira (Tabela 3), sendo comparável às concentrações encontradas em mamíferos marinhos (DORNELES et al., 2013; LAVANDIER et al., 2019). Estes são tipicamente mais impactados que os peixes devido a diferença do sistema respiratório (pulmão vs. brânquia). Um fator que poderia explicar este fato é o maior tempo de exposição ao longo da vida do indivíduo A, que favoreceria o acúmulo dos contaminantes. Entretanto, o indivíduo B apresentou um comprimento semelhante ao indíviduo A e seus níveis de contaminação foram bastante

inferiores. Isso sugere que o habitat do indivíduo influencia fortemente a sua contaminação. O indivíduo A foi capturado em Tamandaré, enquanto o indivíduo B foi capturado em Barra de Mamanguape. Então, supostamente a contaminação pretérita de POPs em Tamandaré pode ter sido muito superior àquela observada em Barra de Mamanguape. Isso possibilitaria o maior acúmulo de POPs em indivíduos mais velhos e maiores que vivem na região de Tamandaré.

METAIS TRAÇO

Concentrações de metais traço no fígado são usadas para investigar acumulações recentes no organismo (LIMA-JÚNIOR et al., 2002). Há poucos estudos sobre metais em peixes no Brasil, alguns deles se encontram listados na Tabela 4.

Tabela 4. Concentrações de metais em fígado de peixes no Brasil (μg g^{-1} peso úmido).

Espécie	Local	Cu	As	Cd	Pb	Autores
Epinephelus Itajara	Tamandaré/PE	22,35	2,09	0,68	0,24	Estudo atual
Pseudoplatystoma corruscans	Rio Paraopeba/MG	-	-	0,97	3,37	ARANTES et al. (2016)
Stellifer rastrifer; Isopisthus parvipinnis; Paralonchurus brasiliensis	Paranaguá; Cananéia-Iguape; Santos-São Vicente - SP	40	6	-	40*	TREVIZANI et al. (2019)
Mugil lisa	Baia de Ilha Grande - RJ	375	-	0,45	12	LIMA-JÚNIOR et al. (2002) **
Micropogonias furnieri		9	-	0,55	1	
Cynocion leiarchus		2	-	0,1	1	
Genidens genidens		20	-	-	-	
Mugil lisa	Baía de Sepetiba – RJ	-	-	0,1	1	LIMA-JÚNIOR et al. (2002)**
Micropogonias furnieri		2	-	0,1	1	
Cynocion leiarchus		3	-	0,1	2	
Genidens genidens		2	-	5,5	1	

* Concentração média em todas as espécies de peixe amostradas.

**As concentrações foram estimadas a partir dos gráficos do artigo, pois os autores não explicitaram as concentrações no texto.

Fonte: A autora (2024).

Cobre

O cobre é essencial para animais e plantas, pois participa da formação de enzimas e sangue. Assim, ele desempenha papel importante na função enzimática, absorção de ferro e metabolismo, participando ainda de processos respiratórios (CETESB, 1984; DAVIS & GATLIN, 1996). As concentrações de Cu no fígado *E. Itajara* foram maiores que *M. furnieri*, *C. leiarchus e G. genidens* analisados na Baía de Sepetiba no estado do Rio de Janeiro e em *M. furnieri* e *C. leiarchus* na Baía de Ilha Grande também no Rio de Janeiro (LIMA-JÚNIOR et al., 2002). Tais concentrações foram similares a *G. genidens* na Baía de Sepetiba – RJ e *S. rastrifer*, *I. parvipinnis* e *P. brasiliensis* amostrados nos estuários de Paranaguá, Cananéia-Iguape e Santos-São Vicente (SP) (TREVIZANI et al. 2019). Porém, a concentração foi menor do que *M. lisa* na Baía de Ilha Grande – RJ (LIMA-JÚNIOR et al., 2002).

Além disso, o cobre pode acumular de formas diferentes, sendo influenciado por condições ambientais e hábitos da espécie (SAWARD et al., 1975). Esses níveis de acúmulo variam amplamente entre os organismos aquáticos (CETESB, 1984), porém alta concentração de cobre no fígado de peixes (375 µg/g peso úmido) é bastante incomum (LIMA-JÚNIOR et al., 2002). Essa concentração encontrada por Lima-júnior et al. (2002) é quase dezessete vezes maior que a encontrada em *E. Itajara* (tabela 4) e atribuíram isto ao hábito filtrador/herbívoro de M. lisa ou pela grande quantidade de sedimentos na Baía Ilha Grande - RJ. A variação nas concentrações em peixes marinhos indica que ocorrem diferenças interespécies, intraespécies, dietéticas e de localização (PERRAULT et al.,2014). Isso também está relacionado com níveis de tolerância e sintomas de toxicidade, dependendo da espécie e do período de acumulação passiva (CETESB, 1984).

Cádmio

O cádmio apresenta alta toxicidade e tem uma difícil excreção após ser ingerido pelo organismo (FEEMA, 1997). Mesmo em níveis subagudos, o cádmio pode vir a causar disfunção fisiológica nos peixes, reduzindo a

possibilidade de sobrevivência no ambiente (LARSSON et al., 1976). A concentração de cádmio encontrado no fígado de *E. Itajara* está de acordo com as concentrações encontradas em outras espécies de peixes e em outras localidades no Brasil (LIMA-JÚNIOR et al., 2002; Arantes et al., 2016). *G. genidens* foi a única espécie que apresentou concentração alta no estudo de Lima-Júnior e colaboradores (2002) na Baía de Sepetiba (RJ), local onde esse metal é muito difundido (FEEMA, 1997) e nenhuma explicação foi atribuída a este resultado pelos autores.

Arsênio

O arsênio é tóxico e tem poder teratogênico e cancerígeno (EISLER, 1988a). A concentração de arsênio encontrada neste estudo é similar àquela encontrada por Trevizani e colaboradores (2019) no sudeste do Brasil em três espécies de peixes. As maiores concentrações desse metal no fígado de peixes ocorrem em espécies com posição trófica superior, como elasmobrânquios e atuns (HALL et al., 1978). Por exemplo, Lopes e colaboradores (2019) encontraram concentrações de arsênio no fígado da raia *Narcine brasiliensis* (capturada no Espírito Santo) variando de 76,7 a 264 μg g^{-1} peso úmido, ou seja, 38 a 132 vezes maiores do que no mero investigado em Pernambuco e 12 a 44 vezes maiores do que em espécies estudadas em São Paulo (TREVIZANI et al., 2019). As concentrações de arsênio variam entre espécies de peixes ósseos e cartilaginosos devido ao nível trófico, características das espécies e diferenças espaciais (PERRAULT et al., 2014). No caso do estudo de Lopes et al. (2019), os autores atribuíram essas altas concentrações de arsênio nos peixes ao desastre em Mariana (MG). O local de amostragem estava localizado a 300 km da foz do Rio Doce, que lançou no oceano os rejeitos da barragem rompida. Ou seja, um desastre natural/antropogênico pode alterar consideravelmente as concentrações de um metal no ambiente.

Chumbo

O chumbo é extremamente tóxico e não apresenta efeitos benéficos ou nutricionais aos organismos (CETESB, 1982). Na verdade, ele apresenta efeitos adversos na cognição, no crescimento, na reprodução e na sobrevivência de organismos vivos (EISLER, 1988b). A concentração de chumbo em *E. Itajara* neste estudo foi baixa quando comparada a outras regiões e espécies pesquisadas no Brasil. O chumbo, de forma geral, apresenta concentrações muito baixas na biota, mesmo quando existem concentrações elevadas no ambiente (PHILLIPS et al., 1982). Porém, no estudo de Trevizani e colaboradores (2019) foram encontrados níveis de chumbo mais altos no fígado dos peixes. Os autores inferiram que isso foi uma consequência da intensa atividade histórica de mineração realizada em Cananéia (MAHIQUES et al., 2013), uma vez que este metal está associado à camada redutora do sedimento que o disponibiliza para a biota (TRAMONTE et al., 2016).

O chumbo é classificado como o metal de maior difusão na atmosfera (SEMA, 1998). Este meio de dispersão poderia explicar pequenas concentrações encontradas no fígado do mero na região de Tamandaré, que está relativamente distante das áreas urbanas e das plantas industriais (LIMA-JÚNIOR et al., 2002). Já no ambiente aquático, sua absorção ocorre pela água e não pela dieta (WAGNER & BOMAN, 2003). Dessa forma, pode indicar que as concentrações de chumbo nas águas onde *E. itajara* habitava eram provavelmente baixas (PYTKOWICZ & KESTER, 1971).

METAIS NO FÍGADO

Os resultados aqui apresentados junto a discussão mostram que a acumulação de metais pode variar de acordo com a espécie de peixe e o tipo de metal assim com a capacidade de acumulação metabólica e biológica que é específica para cada espécie (TREVIZANI et al., 2019). Elevadas concentrações e o acúmulo de metais tóxicos nos organismos aquáticos são indicativas de poluição no ambiente circundante (LIMA-JÚNIOR et al., 2002; AGAH et al., 2009). Os efeitos mais marcantes da poluição podem ser teratogênicos e mutagênicos, letais ou subletais para todos os componentes da biota, como fitoplâncton, zooplâncton, bentos, peixes, aves e humanos

(COELHO & FONSECA, 1986; EVANGELISTA, 1994; LIMA-JÚNIOR et al., 2002).

Todos os peixes são expostos aos metais através do consumo de presas e, em menor grau, por absorção direta da coluna de água (REJOMON et al., 2010). No ambiente marinho, os metais tendem a precipitar na coluna de água e se acumular no sedimento. Logo, as espécies de peixes demersais geralmente são mais afetadas do que as espécies pelágicas (REJOMON et al., 2010). Espécies filtradoras que se alimentam de plâncton também acabam ingerindo partículas sedimentares. De forma geral, tanto as espécies piscívoras quanto as planctívoras têm uma relação estreita com os substratos em ambientes rasos. Apesar da maior concentração de metais nas espécies de peixes demersais, as taxas acumulação desses elementos nos tecidos dos peixes são influenciadas por vários fatores como sexo, estágio de maturação, comprimento/peso, tipo de tecido, habitat, sazonalidade, estratégia alimentar e tempo de exposição aos contaminantes (AZEVEDO et al., 2009; ERSOY & ÇELIK, 2010).

Os peixes costumam regular as concentrações de metais no seu tecido muscular e acumulá-los preferencialmente no fígado (SORENSEN, 1991; AGAH et al., 2009; TREVIZANI et al., 2019). Isso ocorre em função dos diferentes conteúdos de proteínas e aminoácidos (ex.: metalotioneína e cisteína) que estão presentes em diferentes órgãos (TREVIZANI et al., 2019). As concentrações de metais em análises musculares têm sido utilizadas para investigar a sua possível transferência para populações humanas através do consumo de pescado, enquanto as análises hepáticas têm sido usadas para investigar o acúmulo recente proveniente do sistema digestivo (LIMA-JÚNIOR et al., 2002). As concentrações de elementos tóxicos são maiores nos tecidos hepáticos dos teleósteos, sugerindo que o fígado é um órgão de desintoxicação. Ele apresenta alta atividade metabólica e grande capacidade de assimilação e acúmulo de metais, tornando-se adequado para avaliar a poluição ambiental (DIKANOVIC et al. 2016; ALAMDAR et al., 2017; SALGADO-RAMÍREZ et al., 2017). As metalotioneínas são proteínas encontradas em grandes quantidades no fígado e são responsáveis pelo armazenamento e desintoxicação de metais (EISLER, 1993; D' COSTA et al., 2017; FERNANDEZ et al., 2014; PERRAULT et al., 2014; DIKANOVIC et al., 2016). Além disso, a capacidade dos metais de

formar complexos com substâncias orgânicas pode atingir concentrações até 1000 vezes superiores à sua assimilação e fixação nos tecidos, tornando-os tóxicos aos organismos (CETESB, 1982).

RISCO ECOLÓGICO

Mesmo as concentrações de contaminantes no mero sendo baixas, podem gerar riscos ecológicos à espécie, pois as variáveis abióticas influenciam a concentração de contaminantes nas espécies. A espécie apresenta uma mudança de habitat relacionada à ontogenia: as larvas vivem no ambiente pelágico em águas costeiras rasas; os juvenis são bentônicos e vivem em estuários associados ao manguezal; e os adultos vivem em áreas offshore, como recifes (LAEGDSGAARD & JOHNSON, 2001; FRIAS-TORRES, 2006; KOENIG et al., 2007).

Além disso, a espécie tem o hábito de se agregar para a reprodução (COLIN et al., 2003; GERHARDINGER et al, 2009; MITCHESON et al., 2012; BUENO et al., 2016). As agregações reprodutivas são sazonais (GERHARDINGER et al., 2006b), variando anualmente e ocorrendo em diferentes escalas espaciais (GERHARDINGER et al., 2009). Se o local da agregação está contaminado, os poluentes podem ocasionar danos aos ovos e às larvas, comprometendo o sucesso reprodutivo da espécie (JOHNSON et al., 2013; FERREIRA et al., 2014; ANNUNZIATO & COOPER, 2018; HORRI et al., 2018). Eventualmente, isso levaria ao declínio populacional porque *E. Itajara* é uma grande espécie de crescimento lento, maturação tardia, fidelidade territorial e hábito de formar agregações (BULLOCK et al.,1992; FRIAS-TORRES, 2006; COLLINS, 2009).

CONCLUSÃO

Os níveis de contaminantes variaram entre diferentes indivíduos de *E. Itajara* devido à influência de fatores ambientais e biológicos. Diante do exposto sugere-se a prorrogação da moratória para *E. Itajara*, como estratégia de gestão com vigilância e fiscalização mais eficazes. Em função da longevidade da espécie, a poluição química é mais um fator de pressão sobre *E. Itajara* e

contribui para a manutenção do seu enquadramento como espécie criticamente ameaçada de extinção no Brasil.

REFERÊNCIAS

ABABOUCH, L. 2005. Fisheries and aquaculture topics. Composition of fish. Topics Fact Sheets. FAO Fisheries and Aquaculture Department. Rome.

ALVES, R. R. N. & NISHIDA, A. K. 2003. Aspectos socioeconômicos e percepção ambiental dos catadores de caranguejo-uçá, *Ucides cordatus cordatus* (L. 1763) (Decapoda, Brachyura), no estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil. **Interciência**, 28: 36-43.

ANNUNZIATO, K. & COOPER, K. R. 2018. The impact of early developmental exposure to stressors related to individual fitness in aquatic organisms and the subsequent reproductive success and failure on populations. **Development and Environment**, 115-153.

ARANTES, F. P.; SAVASSI, L. A.; SANTOS, H. B.; GOMES, M. V. & BAZZOLI, N. 2016. Bioaccumulation of mercury, cadmium, zinc, chromium, and lead in muscle, liver, and spleen tissues of a large commercially valuable catfish species from Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 88: 137-147.

ARAÚJO, J. P. & MARCONDES, M. C. 2003. Comportamento de dois peixes-bois marinhos (*Trichechus manatus manatus*) em Sistema de Cativeiro no Ambiente Natural da Barra de Mamanguape, Estado da Paraíba, Brasil. **Bioikos**, 17(1/2): 21-32.

BENTES, B.; MENDES, N. C. B.; KLAUTAU, A. G. C. M.; VIANA, C. S.; ROMÃO JÚNIOR, J. G.; SILVA, K. C. A.; ... & CINTRA, I. H. A. 2019. Incidental catch of goliath grouper *Epinephelus itajara* (Lichtenstein, 1822) e *Epinephelus* sp (Bloch, 1793) in industrial fisheries of Brazilian Northern coast: a critical endangerous species. **Biota Amazônia**, 9: 58-59.

BORGA, K.; FISK, A. T.; HOEKSTRA, P. F. & MUIR, D. C. G. 2004. Biological and chemical factors of importance in the bioaccumulation and trophic transfer of persistent organochlorine contaminants in arctic marine food webs. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, 23(10): 2367-2385.

BOUDOU, A.; DELARCHE, A.; RIBEYRE, F. & MARTY, R. 1979. Bioacumulação e bioamplificação de compostos de mercúrio em consumidor de segundo nível, gambusia affinis - efeitos temperados. **Boletim de Contaminação Ambiental e Toxicologia**, 22: 813-818.

BUENO, L. S.; BERTONCINI, A. A.; KOENIG, C. C.; COLEMAN, F. C.; FREITAS, M. O.; LEITE, J. R. et al. 2016. Evidence for spawning aggregations

of the endangered Atlantic goliath grouper *Epinephelus itajara* in southern Brazil. **Journal of Fish Biology**, 89(1): 876-889.

BULLOCK, L. H.; MURPHY, M. D.; GODCHARLES, M. F. & MITCHELL, M. E. 1992. Age, growth, and reproduction of jewfish *Epinephelus itajara* in the eastern Gulf of Mexico. **Fishery Bulletin**, 90(2): 243-249.

CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), 1982. Bioacumulacão de metais pesados em peixes da Baía de Santos e São Vicente, São Paulo, Brasil. Relatório técnico.

CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), 1984. Níveis de contaminação por metais pesados e pesticidas na água, sedimento e peixes da represa de Barra Bonita, São Paulo, Brasil. Relatório técnico.

CHEUNG, K. C.; LEUNG, H. M.; KONG, K. Y. & WONG, M. H. 2007. Residual levels of DDTs and PAHs in freshwater and marine fish from Hong Kong markets and their health risk assessment. **Chemosphere**, 66(3): 460-468.

CHEVILLE, N. F. 1988. Introduction to veterinary pathology. Iowa State University Press, Ames, 537 p.

COLIN, P. L.; SADOVY, Y. J. & DOMEIER, M. L. 2003. Manual for the Study and Conservation of Reef Fish Spawning Aggregations. Society for the Conservation of Reef Fish Aggregations Special Publication. Version 1.0. Disponível em https://coralreefpalau.org/wp-content/uploads/2017/05/Colin-et-al-2003-Manual-for-the-study-and-conservation-of-reef-fish-spawning-aggregations.pdf.

COLLINS, A. B. 2009. A preliminary assessment of the abundance and size distribution of goliath grouper *Epinephelus itajara* within a defined region of the central eastern Gulf of Mexico. **Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute**, 61:184–190.

COSTA, B. G. & LACERDA, L. D. 2009. Concentração de mercúrio total em cavala, *Scomberomorus cavalla*, e serra *Scomberomorus brasiliensis*, comercializadas nas bancas de pescado do Mucuripe, Fortaleza. Ceará. **Arquivo de Ciências do Mar,** 42(1): 22–29.

D'AMATO, C.; TORRES, J.P.M. & MALM, O. 2002. DDT (dicloro difenil tricloroetano): toxicidade e contaminação ambiental - uma revisão. **Química Nova**, 25: 995–1002.

DAVIS, D. A. & GATLIN III, D. M. 1996. Dietary mineral requirements of fish and marine crustaceans. **Reviews in Fisheries Science**, 4(1): 75-99.

DIKANOVIC, V.; SKORIĆ, S. & GAČIĆ, Z. 2016. Concentrations of metals and trace elements in different tissues of nine fish species from the Međuvršje reservoir (West Morava River Basin, Serbia). **Archives of Biological Sciences**, 68(4): 811–819.

DORNELES, P. R.; SANZ, P.; EPPE, G.; AZEVEDO, A. F.; BERTOZZI, C. P.; MARTÍNEZ, M. A. et al. 2013. High accumulation of PCDD, PCDF, and PCB congeners in marine mammals from Brazil: a serious PCB problem. **Science of the Total Environment**, 463: 309-318.

EAGLES-SMITH, C. A.; SUCHANEK, T. H.; COLWELL, A. E.; ANDERSON, N. L. & MOYLE, P. B. 2008. Mudanças nas dietas dos peixes e na bioacumulação de mercúrio na cadeia alimentar induzida por um peixe planctívoro invasor. **Aplicações Ecológicas**, 18: A213-A226.

EISLER, R. 1988a. Arsenic hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. USFWS Biological Report 85 (1.12), Contaminant Hazard Reviews, Report No. 12, 65 p.

EISLER, R.1988b. Lead hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. USFWS Biological Report 85 (1.14), Contaminant Hazard Reviews, Report No. 14, 94 p.

EPA (Environmental Protection Agency), 1972. Water quality criteria. Environmental Protection Agency. Washington, DC. Disponível em https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/tmdl/records/state_board/2006/ref19.pdf.

EPA (United States Environmental Protection Agency), 1996a. Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices. Washington, DC, 20p. Disponível em https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3052.pdf.

EPA (United States Environmental Protection Agency),1996b. Method 6010B. Inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. Washington, DC, 25p. Disponível em https://www.epa.gov/sites/default/files/documents/6010b.pdf.

FARMER, T. M.; WRIGHT R. A. & DEVRIES, D. R. 2010. Concentração de mercúrio em duas populações de peixes estuarinos ao longo de um gradiente sazonal de salinidade. **Transações da American Fisheries Society**, 139: 1896-1912.

FEEMA (Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente), 1997. Mapeamento dos sedimentos da Baía de Sepetiba: Contaminação por metais pesados. Rio de Janeiro.

FERREIRA, B. P.; MESSIAS, L. T. & MAIDA, M. 2006. The environmental municipal councils as an instrument in coastal integrated management: the Area de Protecao Ambiental Costa dos Corais (AL/PE) experience. **Journal of Coastal Research**, 1003-1007.

FERREIRA, H. M.; REUSS-STRENZEL, G. M.; ALVES, J. A. & SCHIAVETTI, A. 2014. Local ecological knowledge of the artisanal fishers on *Epinephelus itajara*

(Lichtenstein, 1822) (Teleostei: Epinephelidae) on Ilhéus coast–Bahia State, Brazil. **Journal of ethnobiology and ethnomedicine**, 10: 1-15.

FLEEGER, J. W.; CARMAN, K. R. & NISBET, R. M. 2003. Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. **Science of the Total Environment**, 317: 207–233.

FRIAS-TORRES, S. 2006. Habitat use of juvenile goliath grouper *Epinephelus itajara* in the Florida Keys, USA. **Endangered Species Research**, 2: 1-6.

GERHARDINGER, L. C., MEDEIROS, R., MARENZI, R. C., BERTONCINI, A. A. & HOSTIM-SILVA, M. 2006b. Local Ecological Knowledge on the Goliath Grouper *Epinephelus itajara*. **Neotropical Ichthyology**, 4(4): 441-450.

GERHARDINGER, L. C.; HOSTIM-SILVA, M.; MEDEIROS, R. P.; MATAREZI, J.; BERTONCINI, Á. A.; FREITAS, M. O. & FERREIRA, B. P. 2009. Fishers' resource mapping and goliath grouper *Epinephelus itajara* (Serranidae) conservation in Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 7: 93-102.

GIAM, C. S.; RICHARDSON, R. L.; TAYLOR, D. & WONG, M. K. 1974. DDT, DDE and PCBs in the tissues of reef dwelling groupers (Serranidae) in the Gulf of Mexico and the Grand Bahamas. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 11: 189-192.

GIGLIO, V. J.; ADELIR-ALVES, J.; GERHARDINGER, L. C.; GRECCO, F. C.; DAROS, F. A. & BERTONCINI, Á. A. 2014b. Habitat use and abundance of goliath grouper Epinephelus itajara in Brazil: a participative survey. **Neotropical Ichthyology**, 12(4): 803-810.

GIGLIO, V. J.; BERTONCINI, Á. A.; FERREIRA, B. P.; HOSTIM-SILVA, M. & FREITAS, M. O. (2014A). Landings of goliath grouper, *Epinephelus itajara*, in Brazil: despite prohibited over ten years, fishing continues. **Natureza & Conservação**, 12(2): 118-123.

HALL, R. A.; ZOOK, E. G. & MEABURN, G. M. 1978. National Marine Fisheries Service survey of trace elements in the fishery resources. US Department of Commerce NOAA Technical Report NMFS SSRF–721, 313 p.

HOLM, G.; NORRGREN, L.; ANDERSSON, T. & THURÉN, A. 1993. Effects of exposure to food contaminated with PBDE, PCN or PCB on reproduction, liver morphology and cytochrome P450 activity in the three-spined stickleback, Gasterosteus aculeatus. **Aquatic toxicology**, 27(1-2): 33-50.

HORRI, K.; ALFONSO, S.; COUSIN, X.; MUNSCHY, C.; LOIZEAU, V.; AROUA, S. et al. 2018. Fish life-history traits are affected after chronic dietary exposure to an environmentally realistic marine mixture of PCBs and PBDEs. **Science of the total environment**, 610: 531-545.

IBAMA, 2002. Portaria IBAMA N° 121, 20 de Setembro de 2002. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Disponível

em https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2002/p_ibama_121_2002_moratoria5anospescadomero_alterada_p_ibama_42_2007.pdf.

ICMBio/MMA, 2022. Portaria MMA Nº 148, de 7 de Junho de 2022. Ministério Do Meio Ambiente. Disponível em https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2020/P_mma_148_2022_altera_anexos_P_mma_443_444_445_2014_atualiza_especies_ameacadas_extincao.pdf.

IUCN (International Union for Conservation of Nature's), 2024. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2023-1. Disponível em https://www.iucnredlist.org.

JACQUOT, R. 1961. Organic constituents of fish and other aquatic animal foods. In Fish as food v. 1 BORGSTROM, G. (Ed.), Fish Food London Academic Press. pp. 145-209.

JOHNSON, L. L.; ANULACION, B. F.; ARKOOSH, M. R.; BURROWS, D. G.; SILVA, D. A.; DIETRICH, J. P. et al. 2013. Effects of legacy persistent organic pollutants (POPs) in fish—current and future challenges. **Fish physiology**, 33: 53-140.

JULIO, T. G.; MOURA, V. L.; LACERDA, L. D. & LESSA, R. 2022. Mercury concentrations in coastal Elasmobranchs (*Hypanus guttatus* and *Rhizoprionodon porosus*) and human exposure in Pernambuco, Northeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 94 (4): 1- 14.

KARL, H.; BLADT, A.; ROTTLER, H.; LUDWIGS, R. & MATHAR, W. 2010. Temporal trends of PCDD, PCDF and PCB levels in muscle meat of herring from different fishing grounds of the Baltic Sea and actual data of different fish species from the Western Baltic Sea. **Chemosphere**, 78(2): 106-112.

KOENIG, C. C.; COLEMAN, F. C.; EKLUND, A. M.; SCHULL, J. & UELAND J. 2007. Mangroves as essential nursery habitat for goliath grouper (*Epinephelus itajara*), **Bulletin of Marine Science**, 80(3): 567-586.

LAEGDSGAARD, P. & JOHNSON, C. 2001. Why do juvenile fish utilise mangrove habitats?. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 257(2): 229-253.

LARSSON, A.; BENGTSSON, B. & SUANBERG, O. 1976. Some Haematological and Biochemical Effects of Cadmium on Fish. Effects of Pollutants on Aquatic Organisms (Ed.). Cambridge Univ. Press, London, 734p.

LAVANDIER, R.; ARÊAS, J.; QUINETE, N.; MOURA, J. F.; TANIGUCHI, S.; MONTONE, R. et al. 2019. PCB and PBDE contamination in *Tursiops truncatus* and *Stenella frontalis*, two data-deficient threatened dolphin species from the Brazilian coast. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 167: 485-493.

LIMA-JÚNIOR, R. G. D. S.; ARAÚJO, F. G.; MAIA, M. F. & PINTO, A. S. D. S. B. 2002. Evaluation of heavy metals in fish of the Sepetiba and Ilha Grande Bays, Rio de Janeiro, Brazil. **Environmental Research**, 89(2): 171-179.

LOPES, C. A.; ARAUJO, N. L. F.; ROCHA, L.; MONTEIRO, F.; ROCHA, R. C. C.; SAINT'PIERRE, T. D. et al. 2019. Toxic and essential metals in *Narcine brasiliensis* (Elasmobranchii: Narcinidae): a baseline ecotoxicological study in the Southeast Atlantic and preliminary maternal transfer implications. **Marine Pollution Bulletin**, 149: 110606.

MAGALHÃES, C. A.; TANIGUCHI, S.; LOURENÇO, R. A. & MONTONE, R. C. 2017. Organochlorine pesticides, PCBs, and PBDEs in liver and muscle tissues of *Paralonchurus brasiliensis*, *Trichiurus lepturus* and *Cathorops spixii* in Santos Bay and surrounding area, São Paulo, Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, 16: 42-48.

MAGALHÃES, C. A.; TANIGUCHI, S.; LOURENÇO, R. A. & MONTONE, R. C. 2017. Organochlorine pesticides, PCBs, and PBDEs in liver and muscle tissues of *Paralonchurus brasiliensis*, *Trichiurus lepturus* and *Cathorops spixii* in Santos Bay and surrounding area, São Paulo, Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, 16: 42–48.

MAHIQUES, M. M.; FIGUEIRA, R. C. L.; SALAROLI, A. B.; ALVES, D. P. V. & GONÇALVES, C. 2013. 150 years of anthropogenic metal input in a biosphere reserve: the case study of the Cananéia–Iguape coastal system, Southeastern Brazil. **Environment and Earth Science**, 68: 1073–1087.

MAIA, E. L.; OLIVEIRA, C.; SANTIAGO, A. P.; CUNHA, F. E.; HOLANDA, F. C. & SOUSA, J. A. 1999. Composição química e classes de lipídios em peixe de água doce curimatã comum, *Prochilodus cearensis*. **Food Science and Technology**, 19: 433-437.

MARSHALL, C. T.; YARAGINA, N. A.; LAMBERT, Y. & KJESBU, O. S. 1999. Total lipid energy as a proxy for total egg production by fish stocks. **Nature**, 402(6759): 288-290.

MIRANDA, D. A. & YOGUI, G. T. 2016. Polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides in king mackerel caught off the coast of Pernambuco, northeastern Brazil: Occurrence, contaminant profile, biological parameters and human intake. **Science of the Total Environment**, 569: 1510-1516.

MITCHESON, Y. S.; CRAIG, M. T.; BERTONCINI, A. A.; CARPENTER, K. E.; CHEUNG, W. W.; CHOAT, J. H. et al. 2012. Fishing groupers towards extinction: a global assessment of threats and extinction risks in a billion dollar fishery. **Fish and Fisheries**, 14(2): 119-136.

MONOSSON, E.; ASHLEY, J. T. F.; MCELROY, A. E.; WOLTERING, D. & ELSKUS, A. A. 2003. PCB congener distributions in muscle, liver and gonad of Fundulus heteroclitus from the lower Hudson River Estuary and Newark Bay. **Chemosphere**, 52: 777–787.

OLIVEIRA RIBEIRO, C. A.; ASSIS, H. C. S., FILIPAK-NETO, F., MIRANDA, A. L. & PIMPÃO, C. T. 2007. Primary culture and leukocyte migration as new tools to evaluate the effects of persistent organic pollutants (POPs) in fish. **Environmental Research Trends**, 231-270.

OLSSON, A.; VALTERS, K. & BURREAU, S. 2000. Concentrations of organochlorine substances in relation to fish size and trophic position: a study on perch (*Perca fluviatilis* L.). **Environmental Science & Technology**, 34(23): 4878-4886.

PALUDO, D. & KLONOWSKI, V. S. 1999. Barra de Mamanguape–PB. Estudo do impacto do uso de Madeira de manguezal pela população extrativista e da possibilidade de reflorestamento e manejo dos recursos madeireiros. Caderno no. 16. São Paulo, Brazil: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica.

PANDELOVA, M.; HENKELMANN, B.; ROOTS, O.; SIMM, M.; JÄRV, L.; BENFENATI, E. & SCHRAMM, K. W. 2008. Levels of PCDD/F and dioxin-like PCB in Baltic fish of different age and gender. **Chemosphere**, 71(2): 369-378.
PERRAULT, J. R.; BUCHWEITZ, J. P. & LEHNER, A. F. 2014. Essential, trace and toxic element concentrations in the liver of the world's largest bony fish, the ocean sunfish (*Mola mola*). **Marine Pollution Bulletin**, 79(1-2): 348-353.

PHILLIPS, D. J. H.; THOMPSON, G. B.; GABUJI, K. M. & HO, C. T. 1982. Trace metals of toxicological significance to man in Hong Kong seafood. **Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical**, 3(1): 27-45.

PYTKOWICZ, R. M. 1971. The physical chemistry of seawater. **Annual Review Oceanographic Marine Biology**, 9: 11-60.

REUSS-STRENZEL, G. M. & ASSUNÇÃO, M. F. 2008. Etnoconhecimento ecológico dos caçadores submarinos de Ilhéus, Bahia, como subsídio à preservação do mero (*Epinephelus itajara* Lichtenstein, 1822). **Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management**, 8(2): 203-219.

RHODES, K.L. & GRAHAM, R.T. 2009. Range-wide status and conservation of the goliath grouper *Epinephelus itajara*: Introduction. **Endangered Species Research**, 7(3): 163-165.

RODRIGUES, G. S.; RODRIGUES, I. A.; BUSHINELLI, C.; QUEIROZ, J. F.; FRIGHETTO, R. T. S.; ANTUNES, L. R.; NEVES, M. C. M; FREITAS, G. L. & RODOVALHO, R. B. 2008. Gestão Ambiental Territorial na Área de Proteção Ambiental da Barra do Rio Mamanguape (PB). Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 50. Embrapa, Meio Ambiente. Jaguariúna, 90p.

SANTOS, L. L.; MIRANDA, D.; HATJE, V.; ALBERGARIA-BARBOSA, A. C. R. & LEONEL, J., 2020. PCBs occurrence in marine bivalves and fish from Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 154: 111070.

SAWARD, D.; STIRLING, A. & TOPPING, G. 1975. Experimental studies on the effects of copper on a marine food chain. **Marine Biology**, 29: 351-361.

SEMA (Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Rio de Janeiro), 1998. Macroplano de gestão e saneamento ambiental da bacia da Baía de Sepetiba, Vol I, Rio de Janeiro.

SHAW, S. D. & KANNAN, K. 2009. Polybrominated diphenyl ethers in marine ecosystems of the American continents: foresight from current knowledge. **Reviews on Environmental Health**, 24(3): 157-230.

SILVA, C. A.; GARCIA, C. A.; SANTANA, H. L.; PONTES, G. C.; WASSERMAN, J. C. & COSTA, S. S. 2021. Metal and metalloid concentrations in marine fish marketed in Salvador, BA, northeastern Brazil, and associated human health risks. **Regional Studies in Marine Science**, 43: 101716.

SILVA, C. E. A.; AZEREDO, A.; LAILSON-BRITO, J.; TORRES, J. P. M. & MALM, O. 2007a. Polychlorinated biphenyls and DDT in swordfish (Xiphias gladius) and blue shark (Prionace glauca) from Brazilian coast. **Chemosphere,** 67: S48–S53.

SILVA, C. E. A.: TORRES, J. P. M & MALM, O. 2007b. Toxicologia das Bifenilas Policloradas. Rio de Janeiro. **Oecologia Brasiliensis**, 11(2): 179-187.

SILVESTRE, L. C.; FARIAS, D. L. S.; LOURENÇO, J. D. S.; BARROS, S. C. A. & BRAGA, N. M. P. 2011. Diagnóstico dos impactos ambientais advindo de atividades antrópicas na APA da Barra do Rio Mamanguape. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer-Goiânia**, 7(12): 1-11.

SORENSEN, E. M. 1991. Metal Poisoning in Fish. CRC Press, Boca Raton, 374 p.

STANSBY, M. E. 1954. Composition of Certain Species of Freshwater Fish. I. Introduction the determination of the variation of composition of fish. **Food Research**, 19(2): 231-234.

TRAMONTE, K. M.; FIGUERIA, R. C. L.; LIMA FERREIRA, P. A.; RIBEIRO, A. P.; BATISTA, M. F. & MAHIQUES, M. M. 2016. Environmental availability of potentially toxic elements in estuarine sediments of the Cananéia–Iguape coastal system, Southeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 103: 260–269.

TREVIZANI, T. H.; DOMIT, C.; VEDOLIN, M. C.; ANGELI, J. L. F. & FIGUEIRA, R. C. L. 2019. Assessment of metal contamination in fish from estuaries of southern and southeastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, 191: 1-16.

TRUDEL, M & RASMUSSEN, J. B. 2006. Bioenergetics and mercury dynamics in fish: a modelling perspective. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 63: 1890–1902.

USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2000. Fish Sampling and Analysis. EPA 823-B-00-007. Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories, vol. 1. Office of Science and Technology Office of Water. Washington.

WAGNER, A. & BOMAN, J. 2003. Biomonitoring of trace elements in muscle and liver tissue of freshwater fish. **Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy**, 58(12): 2215-2226.

YAN, H. F.; KYNE, P. M.; JABADO, R. W.; LEENEY, R. H.; DAVIDSON, L. N.; DERRICK, D. H. et al. 2021. Overfishing and habitat loss drive range contraction of iconic marine fishes to near extinction. **Science Advances**, 7(7): eabb6026.

YOGUI, G. T.; OLIVEIRA-SANTOS, M. C. & MONTONE, R. C. 2003. Chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in marine tucuxi dolphins (Sotalia fluviatilis) from the Cananeia estuary, southeastern Brazil. **Science of the Total Environment**, 312: 67–78.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante do exposto conclui-se que:

1- Os níveis de contaminantes podem divergir em diferentes espécies de peixes devido à influência de fatores ambientais e biológicos, tais como dieta e habitat. Além disso, na mesma população, indivíduos diferentes também acumulam concentrações distintas de contaminantes em função da sua própria história de vida, que pode ser influenciada por inúmeros fatores, tais como sexo e estágio de desenvolvimento gonadal.

2- Há poucos estudos no Brasil que analisaram contaminantes em fígado. A maioria dos estudos tem investigado o tecido muscular, visto que é a parte consumida pela população humana e tem importância para a segurança alimentar. Porém, é imprescindível investigar a concentração de contaminantes em um órgão central do metabolismo (como o fígado), particularmente em espécies ameaçadas de extinção. Isso contribui com as políticas públicas na área de conservação das espécies.

3- Há uma grande necessidade no monitoramento e controle de contaminantes tóxicos (ex.: PCBs, OCPs e metais) no pescado do país a fim de assegurar a segurança alimentar da população brasileira. Além disso, trabalhos futuros que tenham o intuito de investigar contaminantes em pescado devem padronizar a divulgação das concentrações em peso úmido porque esta é a forma como o pescado é consumido pela população. Isso vai facilitar a comparação entre os trabalhos publicados.

REFERÊNCIAS

ABABOUCH, L. 2005. Fisheries and aquaculture topics. Composition of fish. Topics Fact Sheets. FAO Fisheries and Aquaculture Department. Rome.

ABDEL-BAKI, A. S.; DKHIL, M. A. & AL-QURAISHY, S. 2011. Bioaccumulation of some heavy metals in tilapia fish relevant to their concentration in water and sediment of Wadi Hanifah, Saudi Arabia. **African Journal of Biotechnology**, 10: 2541–2547.

ACKMAN, R. 1990. Seafood lipids and fatty acids. **Food Reviews International**, 6(4): 617–646.

AFONSO, A.; GUTIÉRREZ, A. J.; LOZANO, G.; GONZÁLEZ-WELLER, D.; RUBIO, C.; CABALLERO, J. M.; HARDISSON, A. & REVERT, C. 2017. Determination of toxic metals, trace and essentials, and macronutrients in *Sarpa salpa* and *Chelon labrosus*: risk assessment for the consumers. **Environmental Science and Pollution Research**, 24: 10557–10569.

AFONSO, C.; LOURENÇO, H. M.; CARDOSO, C.; BANDARRA, N. M.; CARVALHO, M. L.; CASTRO, M. & NUNES, M. L. 2013. From fish chemical characterization to the benefit-risk assessment – Part A, **Food Chemistry**, 137: 99–107.

ALAMDAR, A.; EQANI, S. A. M. A. S.; HANIF, N.; ALI, S. M.; FASOLA, M.; BOKHARI, H.; KATSOYIANNIS, I. A. & SHEN, H. 2017. Human exposure to trace metals and arsenic via consumption of fish from river Chenab, Pakistan and associated health risks. **Chemosphere**, 168: 1004–1012.

ALVES, M. I. R.; FILHO, N. R. A.; OLIVEIRA, L. G.; FURTADO, S. T. F. 2010. Avaliação da Contaminação por Pesticidas Organoclorados em Recursos Hídricos do Estado de Goiás. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 15(1): 67-74.

ALVES-FILHO, J. P. 2002. Uso de agrotóxicos no Brasil: controle social e interesses corporativos. **Annablume**, 24 p.

AL-YOUSUF, M. H.; EL-SHAHAWI, M. S. & AL-GHAIS, S. M. 2000. Trace metals in liver, skin and muscle of *Lethrinus lentjan* fish species in relation to body length and sex. **The Science of the Total Environment**, 256(2–3): 87–94.

AMAP (Artic Monitoring and Assessment Programme). AMAP Assessment 2002: Persistent Organic Pollutants (POPs) in the Arctic. Noruega, 2002. Disponível em http://www.amap.no.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 2000. Toxicological profile for Polychlorinated biphenyls (Update). U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta.

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 2005. Top 20 Hazardous Substances from the CERCLA Priority List of Hazardous Substances, Public Health Service, Atlanta.

AZEVEDO, F. A. & CHASIN, A. M. (Orgs) 2003. Gerenciamento da Toxicidade. Editora Atheneu. Rio de Janeiro.

AZEVEDO, J. S.; FERNANDEZ, W. S.; FARIAS, L. A.; FÁVARO, D. T. I. & BRAGA, E. S. 2009. Use of *Cathorops spixii* as bioindicator of pollution of trace metals in the Santos Bay, Brazil. **Ecotoxicology**, 18: 577–586.

BAEYENS, W.; LEERMAKERS, M.; PAPINA, T.; SAPRYKIN, A.; BRION, N., NOYEN, J. et al. 2003. Bioconcentration and biomagnification of mercury and methylmercury in North Sea and Scheldt Estuary fish. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, 45: 498–508.

BAIRD, C. 2002. Química Ambiental. Recio, M. A. L. & Carrera, L. C. M. (Trads). 2ª ed. Bookman. Porto Alegre.

BALDASSIN, P.; TANIGUCHI, S.; GALLO, H.; SILVA, R. J. & MONTONE, R. C. 2012. Persistent organic pollutants in juvenile Magellan penguins (*Spheniscus magellanicus*) found on the northern shore of the state of Sao Paulo and southern shore of the state of Rio de Janeiro, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 64(11): 2502-2506.

BAPTISTA, J.; PATO, P.; PEREIRA, E.; DUARTE, A. C.; PARDAL, M. A. 2013a. PCBs in the fish assemblage of a southern European estuary. **Journal of Sea Research**, 76: 22–30.

BARHOUMI, B.; LEMENACH, K.; DÉVIER, M. H.; HAMMAMI, B.; AMEUR, W. B.; HASSINE, S. B. & DRISS, M. R. 2014. Distribution and ecological risk of polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in surface sediments from the Bizerte lagoon, Tunisia. **Environmental Science and Pollution Research**, 21(10): 6290-6302.

BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A. J.; BAIGUN, C.; FONTOURA, N. F.; AGOSTINHO, A. A.; ALMEIDA-VAL, V. D. & CORRÊA, M. F. M. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, 76, 2118–2176.

BARLETTA, M.; LIMA, A. R. & COSTA, M. F. 2019. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. **Science of the Total Environment**, 651: 1199–1218.

BELITZ, H. D.; GROSCH, W. & SCHIEBERLE, P. 2009. Food Chemistry. Quarta Edição. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, ISBN 978-3-540-69933-0, Alemanha,1070p.

BELLANGER, M.; PICHERY, C.; AERTS, D.; BERGLUND, M.; CASTAÑO, A.; ČEJCHANOVÁ, M. et al. 2013. Economic benefits of methylmercury exposure control in Europe: monetary value of neurotoxicity prevention. **Environmental Health**, 12: 31-10.

BENTES, B.; MENDES, N. C. B.; KLAUTAU, A. G. C. M.; VIANA, C. S.; ROMÃO JÚNIOR, J. G.; SILVA, K. C. A.; ... & CINTRA, I. H. A. 2019. Incidental catch of goliath grouper *Epinephelus itajara* (Lichtenstein, 1822) e *Epinephelus* sp (Bloch, 1793) in industrial fisheries of Brazilian Northern coast: a critical endangerous species. **Biota Amazônia**, 9: 58-59.

BEZERRA, M. F., GOYANNA, F. A. A. & LACERDA, L. D. 2023. Risk assessment of human Hg exposure through consumption of fishery products in Ceará state, northeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 189: 114713.

BEZERRA, M. F.; LACERDA, L. D. & LAI, C. T. 2019. Trace metals and persistent organic pollutants contamination in batoids (Chondrichthyes: Batoidea): A systematic review. **Environmental Pollution**, 248: 684-695.

BISWAS, B.; QI, F.; BISWAS, J. K.; WIJAYAWARDENA, A.; KHAN, M. A. I. & NAIDU, R. 2018. The fate of chemical pollutants with soil properties and processes in the climate change paradigm—a review. **Soil Systems**, 2(3): 51.

BODIGUEL, X.; LOIZEAU, V.; LE GUELLEC, A. M.; ROUPSARD, F.; PHILIPPON, X. & MELLON-DUVAL, C. 2009. Influence of sex, maturity and reproduction on PCB and p,p'-DDE concentrations and repartitions in the European hake (*Merluccius merluccius*, L.) from the Gulf of Lions (NW Mediterranean). **Science of the Total Environment**,408: 304–311**.**

BOLNICK, D. I.; AMARASEKARE, P.; ARAÚJO, M. S.; BÜRGER, R.; LEVINE, J. M.; NOVAK, M.; RUDOLF V. H. W.; SCHREIBER S. J.; URBAN, M. C & VASSEUR, D. A. 2011. Why intraspecific trait variation matters in community ecology. **Trends in Ecology & Evolution**, 26(4):183–192.

BORGA, K.; GABRIELSEN, G. W. & SKAARE, J. U. 2001. Biomagnification of organochlorines along a Barents Sea food chain. **Environmental Pollution**, 113(2): 187-198.

BRAIBANTE, M. E. F. & ZAPPE, J. A. 2012. A química dos agrotóxicos. **Química Nova na Escola**, 34(1): 10-15.

BRANCO-NUNES, I.; NIELLA, Y.; HAZIN, F. H. V.; CREIO, E.; OLIVEIRA, P. G. V. & AFONSO, A. S. 2021. Abundance dynamics of a new, endemic batoid from Brazil: The Lutz's stingray, *Hypanus berthalutzae*. **Regional Studies in Marine Science**, 48: 102059.

BRASIL, 1965. Decreto n° 55871, de 26 de março do 1965. Secretaria-Geral. Disponível em https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1950-1969/d55871.htm#:~:text=DECRETO%20N%C2%BA%2055.871%2C%20DE%2026,13%20de%20mar%C3%A7o%20de%201962.

BRASIL, 1998. Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998. Ministério da Saúde. Disponível em https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/1998/prt0685_27_08_1998_rep.html

BREIVIK, K.; ALCOCK, R.; LI, Y. F.; BAILEY, R. E.; FIEDLER, H. & PACYNA, J. M. 2004. Primary sources of selected POPs: regional and global scale emission inventories. **Environmental Pollution**, 128 (1-2): 3–16.

BROWN, E. M.; BURMEISTER, E. F.; EVERETT, G. D. & BLAIR, A. 1993. Pesticide exposure and multiple myeloma in Iowa men. **Cancer Causes Control,** 4:153–156.

BURNER, R. C.; STEPHAN, J. G.; DRAG, L.; BIRKEMOE, T.; MULLER, J.; SNÄLL, T.; OVASKAINEN O.; POTTERF M.; SIITONEN J.; SKARPAAS O.; DOERFLER I.; GOSSNER M. M.; SCHALL P.; WEISSER W. W. & SVERDRUP-THYGESON, A. 2021. Traits mediate niches and co-occurrences of forest beetles in ways that differ among bioclimatic regions. **Journal of Biogeography**, 48(12): 3145-3157.

BURRI, N. M.; WEATHERL, R.; MOOECK, C. & SCHIRMER, M. 2019. A review of threats to groundwater quality in the anthropocene. **Science of the Total Environment**, 68: 136-154.

CABAÑERO, A. I.; MADRID, Y. & CÁMARA, C. 2004. Selenium and mercury bioaccessibility in fish samples: an in vitro digestion method. **Analytica chimica acta**, 526(1): 51-61.

CAI, Y.; ROOKER, J. R.; GILL, G. A. & TURNER, J. P. 2007. Bioaccumulation of mercury in pelagic fishes from the northern Gulf of Mexico. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,** 64: 458–469.

CASTOLDI, A. F.; COCCINI, T. & MANZO, L. 2003. Neurotoxic and molecular effects of methylmercury in humans. **Reviews on Environmental Health**, 18(1): 19-32.

CCJ, 2008 - PARECER Nº , DE 2008. Comissão de Constituição, Justiça d Cidadania, sobre o Projeto de Lei do Senado nº 416, de 1999, (PL nº 6.385, de 2002). Disponível em https://www25.senado.leg.br/web/atividade/materias/-/materia/40872.

CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). 2012. Ficha de informação toxicológica. Disponível em http://www.cetesb.sp.gov.br/tecnologiaambiental/laboratorio/109-informacao>.

CHAGNON, M.; KREUTZWEISER, D.; MITCHELL, E. A. D.; MORRISSEY, C. A.; NOOME, D. A & VAN DER SLUIJS, J. P. 2015. Risks of large-scale use of systemic insecticides to ecosystem functioning and services. **Environmental Science and Pollution Research**, 22: 119–134.

CHANG, F. H.; LAWRENCE, J. E.; RIOS-TOUMA, B. & RESH, V. H. 2014. Tolerance values of benthic macroinvertebrates for stream biomonitoring: Assessment of assumptions underlying scoring systems worldwide. **Environmental Monitoring and Assessment**, 186: 2135–2149.

CHAPMAN, P. M. 2004. Indirect effects of contaminants. **Marine Pollution Bulletin**., 48(5), 411-412.

CHAPMAN, P. M. 2007. Determining when contamination is pollution—weight of evidence determinations for sediments and effluents. **Environment International**, 33(4): 492-501.

CHAPMAN, P. M.; MCDONALD, B. G. & LAWRENCE, G. S. 2002. Weight of evidence frameworks for sediment quality and other assessments. **Human and Ecological Risk Assessment**, 8:1489–515.

CHAPMAN, P.; WANG, F.; JANSSEN, C.; GOULET, R. R. & KAMUNDE, C. N. 2003. Conducting ecological risk assessments of inorganic metals and metalloids — current status. **Human and Ecological Risk Assessment,** 9(4): 641-697.

CHARNLEY, G. & KIMBROUGH, R. 2006. Overview of exposure, toxicity, and risks to children from current levels of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin and related compounds in the USA. **Food and Chemical Toxicology**, 44(5): 601-615.

CHARVET, P.; DERRICK, D.; FARIA, V.; MOTTA, F. & DULVY, N. K. 2020. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: Disponível em https://www.iucnredlist.org/species/181244306/181246271.

CIZDZIEL, J. V. & GERSTENBERGER, S. 2004. Determination of total mercury in human hair and animal fur by combustion atomic absorption spectrometry. **Talanta**, 64:918–921.

CLARKE, R. T.; WRIGHT, J. F. & FURSE, M. T. 2003. RIVPACS models for predicting the expected macroinvertebrate fauna and assessing the ecological quality of rivers. **Ecological Modelling,** 160(3):219–233.

CLARKSON, T. W. 2002. The three modern faces of mercury. **Environmental Health Perspectives**, 110(suppl 1): 11-23.

CNU, 1982. O artigo 1, item 4, da Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar, celebrada em Montego Bay, em 10 de dezembro de 1982,[i] Coast of Egypt. **Journal of Experimental Biology (Zoology),** 12(1): 31–38.

COCCO, P.; BLAIR, A.; CONGIA, P.; SABA, G.; ECCA, A. R. & PALMAS, C. 1997. Long term health effects of the occupational exposure to DDT. **Annals of the New York Academy of Sciences**, 837:246–256.

COMBI, T. 2012.Tendências históricas e distribuição espacial de bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas organoclorados (POCs) em sedimentos de um estuário subtropical (Baía de Guaratuba, Atântico Sul. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná – UFPR.

CONAMA, 1986. Resolução CONAMA Nº 001, de 23 de janeiro de 1986. Conselho Nacional Do Meio Ambiente - IBAMA. Disponível em https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0001-230186.PDF

CORSOLINI, S.; ADEMOLLO, N.; ROMEO; T.; GRECO, S. & FOCARDI, S. 2005. Persistent organic pollutants in edible fish: a human and environmental health problem. **Microchemical Journal**, 79: 115-123.

COSTA, B. G. & LACERDA, L. D. 2009. Concentração de mercúrio total em cavala, *Scomberomorus cavalla*, e serra *Scomberomorus brasiliensis*, comercializadas nas bancas de pescado do Mucuripe, Fortaleza. Ceará. **Arquivo de Ciências do Mar,** 42(1): 22–29.

COSTA, L. L. F. & SANT'ANA, E. S. 2008. Determination of herbicides used in irrigated rice cultivation in the south of Santa Catarina using SPME-GC-ECD. **Química Nova**, 31: 79-83.

COUNTER, S. A. & BUCHANAN, L. H. 2004. Mercury exposure in children: a review. **Toxicology and applied pharmacology**, 198(2): 209-230.

D'AMATO, C.; TORRES, J.P.M. & MALM, O. 2002. DDT (dicloro difenil tricloroetano): toxicidade e contaminação ambiental - uma revisão. **Química Nova**, 25: 995–1002.

DARNERUD, P. O.; ATUMA, S.; AUNE, M.; BJERSELIUS, R.; GLYNN, A.; GRAWE, K. P. et al. 2006. Dietary intake estimations of organohalogen contaminants (dioxins, PCB, PBDE and chlorinated pesticides, e.g. DDT) based on Swedish market basket data. **Food and Chemical Toxicology,** 44: 1597–1606.

DEWAILLY, E.; DODIN, S.; VERREAULT, R.; AYOTTE, P.; SAUVE, L.; MORIN, J. & BRISSON, J. 1994. High organochlorine body burden in women with estrogen receptor-positive breast cancer. **Journal of the National Cancer Institute**, 86: 232–234.

DIKANOVIC, V.; SKORIĆ, S. & GAČIĆ, Z. 2016. Concentrations of metals and trace elements in different tissues of nine fish species from the Međuvršje reservoir (West Morava River Basin, Serbia). **Archives of Biological Sciences**, 68(4): 811–819.

DOMINGO, J. L. 2007. Omega-3 fatty acids and the benefits of fish consumption: is all that glitters gold? **Environment International**, 33: 993–998.

DOREA, J. G.; BARBOSA, A. C. & SILVA, G. S. 2006. Fish mercury bioaccumulation as a function of feeding behavior and hydrological cycles of the Rio Negro, Amazon. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: **Toxicology & Pharmacology**, 142(3-4): 275-283.

DUURSMA, E. K. & MARCHAND, M. 1974. Aspects of organic marine pollution. **Oceanography and Marine Biology Annual Review**, 12: 315–431.

EL-GHAZALY, N. A.; WAHBI, O. M.; ABOU –SHABANA, N. M.; HAFEZ, A. M. & GHANEM, S. F. 2016. Influence of sex on accumulation and distribution of some trace metals in *Sardinella aurita* from three sites in Alexandria and North

EL-KADY, A. A.; WADE, T. L.; SWEET, S.T. & SERICANO, J. L. 2017. Distribution and residue profile of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediment and fish of Lake Manzala, Egypt. **Environmental Science and Pollution Research**, 24(11): 10301–10312.

FAO (Food and Agriculture Organization), 1983. An annotated and illustrated catalogue of tunas, mackerels, bonitos and related species known to date. Scombrids of the World Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma,137 p.

FAO (Food and Agriculture Organization), 1994; Summary of Evaluations Performed by the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA 1956-2007) (first through 68th meetings), Food and Agriculture Organization of the United Nations and the World Health Organization, ILSI Press International Life Sciences Institute, Washington.

FAO (Food and Agriculture Organization), 2001. The Composition of Fish. By MURRAY, J. & BURT, J. R. Torry Research Station. Torry Advisory Note nº 38. Disponível em http://www.fao.org/wairdocs/tan/x5916e/x5916e00.html

FAO (Food and Agriculture Organization), 2016. The State of World Fisheries and Aquaculture - Contributing to food security and nutrition for all. Roma, 200p.

FIEDLER, H. 1997. Polychlorinated Biphenyls (PCBs): Uses and Environmental Releases. Russian Federation. St. Petersburg.

FIGUEIREDO, J. L,1977. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. I. Introdução.Cações, raias e quimeras. MZUSP, São Paulo.

FITZGERALD, W. F. & CLARKSON, T. W. 1991. Mercury and monomethylmercury: present and future concerns. **Environmental Health Perspectives**, 96: 159-166.

FLEEGER J. W.; CARMAN K. R. & NISBET, R. M. 2003. Indirect effects of contaminants in aquatic systems. **Science of the Total Environment.**, 317(1-3): 207-233.

FLORES, A. V.; RIBEIRO, J. N.; NEVES, A. A. & QUEIROZ, E. L. R. 2004. Organoclorados:um problema de saúde pública. **Ambiente & Sociedade**, 7(2): 111-124.

FONTELES-FILHO, A. A. 1988. Síntese sobre distribuição, abundância, potencial pesqueiro e biologia da cavala: *Scomberomorus cavalla* (Cuvier) e a serra *Scomberomorus brasiliensis* (Collette, Russo e Zavala-Camin) da região nordeste do Brasil. Avaliação do potencial sustentável de recursos vivos na zona econômica exclusiva MMA - REVIZEE. Fortaleza, 12p.

FRANCESCONI, J. J. & SCHWARTZ, F. J. 2000. Jewfish, *Epinephelus itajara*, from North Carolina, with range correction and body comparisons. **Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society**, 2: 167-170.

FRIZEK, J. P.; GARABRANT, D. H.; HARLOW, S. D.; SEVERSON, R. K. ; GILLESPIE, B. W.; SCHENK, M. & SCHOTTENFELD, D. 1997. A case-control study of self reported exposures to pesticides and pancreas cancer in south-eastern Michigan. **International Journal of Cancer**, 72: 62–67.

FROESE, R. & D. PAULY (Editores), 2023. FishBase. Publicação eletrônica da World Wide Web.

FUENTES, S. N.; ANDRADE, M. C. D.; AWRUCH, C. A.; MOYA, A. C. & ARIAS, A. H. 2023. Impacts of water pollutants on chondrichthyans species from South America: A review. **Chemosphere**, 324: 138262.

GARABRANT, D. H.; HELD, J.; LANGHOLZ, B.; PETERS, J. M. & MACK, T. M. 1992. DDT and related compounds and risk of pancreatic cancer. **Journal of the National Cancer Institute**, 84: 764–771.

GARCÍA-ALONSO, J.; GREENWAY, G. M.; MUNSHI, A.; GÓMEZ, J. C.; MAZIK, K.; KNIGHT, A. W. et al. 2011. Biological responses to contaminants in the Humber estuary: disentangling complex relationships. **Marine Environmental Research,** 71: 295–303.

GAVRILESCU, M.; DEMNEROVÁ, K.; AAMAND, J.; AGATHOS, S. & FAVA, F. 2015. Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. **New Biotechnology**,32(1): 147-156.

GILBERT, N. 2016. Global biodiversity report warns pollinators are under threat. **Nature News**, 19456.

GLOVER, J. B.; DOMINO, M. E.; ALTMAN, K. C.; DILLMAN, J. W.; CASTLEBERRY, W. S.; EIDSON, J. P. et al. 2010. Mercury in South Carolina fishes, USA. **Ecotoxicology,** 19: 781–795.

GOLDHABER, S. B. 2003. Trace elements risk assessment: essentiality vs. toxicity. **Regul. Toxicol. Pharmacol.**, 38:232–242.

GOLDMAN, L. R. & SHANNON, M. W. 2001. TECHNICAL REPORT: MERCURY IN THE ENVIRONMENT: IMPLICATIONS FOR PEDIATRICIANS. **PEDIATRICS**, 108: 197–205.

GONÇALVES, R. M. Poluentes orgânicos persistentes (POPs) em toninhas, *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea), coletadas no complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape, Sudeste do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo - USP.

GONÇALVES-NETO, J. B.; GOYANNA, F. A. A.; FEITOSA, C. V. & SOARES, M. O. 2021. A sleeping giant: the historically neglected Brazilian fishing sector. **Ocean and Coastal Management**, 209: 105699.

GOOD, T. P.; PEARSON, S. F.; HODUM, P.; BOYD, D.; ANULACION, B. F. & YLITALO, G. M. 2014. Persistent organic pollutants in forage fish prey of rhinoceros auklets breeding in Puget sound and the northern California current. **Marine Pollution Bulletin** 86: 367–378.

GROFFMAN, P. M.; CAVENDER-BARES, J.; BETTEZ, N. D.; GROVE, J. M.; HALL, S. J.; HEFFERNAN, J. B.; HOBBIE, S. E.; LARSON, K. L.; MORSE, J. L.; NEILL, C.; NELSON, K.; O'NEIL-DUNNE, J.; OGDEN, L.; PATAKI, D. E.; POLSKY, C.; CHOWDHURY ,R. R. & STEELE, M. K. 2014. Ecological homogenization of urban USA. **Frontiers in Ecology and the Environment**., 12(1): 74–81.

GUSSO-CHOUERI, P. K.; ARAÚJO, G. S.; CRUZ, A. C. F.; STREMEL, T. R.O.; CAMPOS, S. X.; ABESSA, D. S.; RIBEIRO, C. A. O. & CHOUERI, R. B. 2018. Metals and arsenic in fish from a Ramsar site under past and present human pressures: consumption risk factors to the local population. **Science of the Total Environment**, 628: 621–630.

HANSEN, J. C. & DANSCHER, G. 1997. Organic mercury: an environmental threat to the health of dietary-exposed societies? **Reviews on Environmental Health**, 12:107–116.

HARRIS, H. H.; PICKERING, I. J. & GEORGE, G. N. 2003. The chemical form of mercury in fish. **Science**, 301(5637): 1203-1203.

HAS-SCHÖN, E.; BOGUT, I. & STRELEC, I. 2006. Heavy metal profile in five fish species included in human diet, domiciled in the end flow of river Neretva (Croatia). **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, 50(4): 545-551.

HAWKINS, C. P.; MYKRÄ, H.; OKSANEN, J., & VANDER LAAN, J. J. 2015. Environmental disturbance can increase beta diversity of stream macroinvertebrate assemblages. **Global Ecology and Biogeography**, 24(4): 483–494.

HAWKINS, C. P.; OLSON, J. R. & HILL, R. A. 2010. The reference condition: Predicting benchmarks for ecological and water-quality assessments. **Journal of the North American Benthological Society**, 29(1): 312–343.

HEINO, J.; SCHMERA, D. & ERŐS, T. 2013. A macroecological perspective of trait patterns in stream communities. **Freshwater Biology**, 58 (8): 1539–1555.

HERNÁNDEZ, A. F.; GIL, F.; LACASAÑA, M.; RODRÍGUEZ-BARRANCO, M.; TSATSAKIS, A. M.; REQUENA, M. et al. 2013. Pesticide exposure and genetic variation in xenobiotic-metabolizing enzymes interact to induce biochemical liver damage. **Food and Chemical Toxicology**, 61: 144–151.

HOEKSTRA, J.; HART, A.; OWEN, H.; ZEILMAKER, M.; BOKKERS, B.; THORGILSSON, B. & GUNNLAUGSDOTTIR, H. 2013. Fish, contaminants and human health: quantifying and weighing benefits and risks. **Food and Chemical Toxicology**, 54: 18-29.

HONG, S. H.; YIM, U. H.; SHIM, W. J.; OH, J. R.; VIET, P. H.; PARK, P. S. 2008. Persistent organochlorine residues in estuarine and marine sediments from Ha Long Bay, Hai Phong Bay, and Ba Lat estuary, Vietnam. **Chemosphere**, 72: 1193–1202.

HUNTSMAN, G. R.; POTTS, J.; MAYS, R. W. & VAUGHAN, D. 1999. Grouper (Serranidae, Epinephelinae): endangered apex predators of reef communities Life in the slow lane: ecology and conservation of long-lived marine animals. In Musick, J. American Fisheries Society Symposium. Vol. 23; pp 217-231.

HUSS, H. H. 1995. Quality and quality changes in fresh fish. FAO Fisheries technical paper No. 348. Roma,198p.

IBAMA, 2002. Portaria IBAMA N° 121, 20 de Setembro de 2002. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Disponível em https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2002/p_ibama_121_2002_moratoria5anospescadomero_alterada_p_ibama_42_2007.pdf.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2010. Pesquisa de Orçamentos Familiares 2008-2009: Aquisição alimentar domiciliar per capita. Disponível em https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv47307.pdf

ICMBio/MMA, 2022. Portaria MMA Nº 148, de 7 de Junho de 2022. Ministério Do Meio Ambiente. Disponível em https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2020/P_mm

a_148_2022_altera_anexos_P_mma_443_444_445_2014_atualiza_especies_ameacadas_extincao.pdf.

INSA (Instituto Nacional de Saúde), 2020. Tabela da composição dos alimentos. Disponível em: http://www2.insa.pt/sites/INSA/Portugues/AreasCientificas/AlimentNutricao/AplicacoesOnline/TabelaAlimentos/Paginas/TabelaAlimentos.aspx.

ISLAM, M. S. & TANAKA, M. 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. **Marine Pollution Bulletin**, 48: 624–649.

IUCN (International Union for Conservation of Nature's), 2024. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2023-1. Disponível em https://www.iucnredlist.org.

IUPAC (International Union Of Pure And Applied Chemistry), 2002. "Heavy Metals"— A Meaningless Term?. **Pure and Applied Chemistry**, 74(5): 793–807.

JACQUOT, R. 1961. Organic constituents of fish and other aquatic animal foods. In Fish as food v. 1 BORGSTROM, G. (Ed.), Fish Food London Academic Press. pp. 145-209.

JARIC, I.; VISNJIC-JEFTIC, Z.; CVIJANOVIC, G.; GACIC, Z.; JOVANOVIC, L.; SKORIC, S. & LENHARDT, M. 2011. Determination of differential heavy metal and trace element accumulation in liver, gills, intestine and muscle of sterlet (*Acipenser ruthenus*) from the Danube River in Serbia by ICP-OES. **Microchemical Journal**, 98: 77–81.

JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives), 2004. Evaluation of certain food additives and contaminants. Sixty-first meeting sixty-first report of the JECFA. WHO Food Additives. Disponível em https://iris.who.int/handle/10665/42849.

JIAO, L.; ZHENG, G. J.; BINH, T.; RICHARDSON, B.; CHEN, L.; ZHANG, Y.; JONES, K. C. & VOOGT, P. 1999. Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. **Environmental Pollution**, 100(1): 209-221.

JULIO, T. G.; MOURA, V. L.; LACERDA, L. D. & LESSA, R. 2022. Mercury concentrations in coastal Elasmobranchs (*Hypanus guttatus* and *Rhizoprionodon porosus*) and human exposure in Pernambuco, Northeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 94 (4): 1- 14.

KASPER, D.; BOTARO, D.; PALERMO, E. F. A. & MALM, O. 2007. Mercúrio em peixes - fontes e contaminação. **Oecologia Brasiliensis**, 11: 228–239.

KEMP, W. M., BOYNTON, W. R., ADOLF, J. E. & BOESCH, D. F. 2005. Eutrophication of Chesapeake Bay: historical trends and ecological interactions. **Marine Ecology Progress Series,** 303: 1-29.

KIVIRANTA, H.; OVASKAINEN, M.A.L. & VARTIAINEN, T. 2004. Market basket study on dietary intake of PCDD/Fs, PCBs, and PBDEs in Finland. **Environment International,** 30: 923–932.

KOPP, D. A.; STODDARD, J. L.; HILL, R. A.; DOYLE, J. M.; KAUFMANN, P. R.; HERLIHY, A. T. & PAULSEN, S. G. 2023. Joint species distribution models reveal taxon-specific sensitivities to potential anthropogenic alteration. **Freshwater Science**, 42(3): 268-284.

KRIEGER, N., WOLFF, M. S., HIATT, R. A., RIVERA, M., VOGELMAN, J. & ORENTREICH, N. 1994. Breast cancer and serum organochlorines: a prospective study among white, black and Asian women. **Journal of the National Cancer Institute**, 86: 589–599.

LANA, N. B.; BERTON, P.; COVACI, A.; CIOCCO, N. F.; BARRERA-ORO, E.; ATENCIO, A. et al. 2014. Fingerprint of persistent organic pollutants in tissues of Antarctic notothenioid fish. **Science of the Total Environment**, 499: 89–98.

LAST, P. R.; NAYLOR, G. J. & MANJAJI-MATSUMOTO, B. M. 2016. A revised classification of the family Dasyatidae (Chondrichthyes: Myliobatiformes) based on new morphological and molecular insights. **Zootaxa**, 4139(3): 345-368.

LEBLANC, J. C.; MALMAURET, L.; GUÉRIN, T.; BORDET, F.; BOUSIER, B. & VERGER, P. 2000. Estimation of the dietary intake of pesticide residues, lead, cadmium, arsenic and radionuclides in France. **Food Additives and Contaminants**, 17: 925-932.

LEE, H. K.; JEONG, Y.; LEE, S.; JEONG, W.; CHOY, E. J.; KANG, C. K. et al., 2015. Persistent organochlorines in 13 shark species from offshore and coastal waters of Korea: species-specific accumulation and contributing factors. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 115: 195–202.

LEI, 2009. Lei Nº 11.959, de 29 de Junho de 2009. Casa Civil. Disponível em https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/l11959.htm

LEVIN, L. A.; BOSCH, D. F.; COVICH, A. & DAHM, C. 2001. The function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. **Ecosystems**, 4: 430-451.

LIMA-JÚNIOR, R. G. D. S.; ARAÚJO, F. G.; MAIA, M. F. & PINTO, A. S. D. S. B. 2002. Evaluation of heavy metals in fish of the Sepetiba and Ilha Grande Bays, Rio de Janeiro, Brazil. **Environmental Research**, 89(2): 171-179.

LOTZE, H. K.; LENIHAN, H. S.; BOURQUE, B. J.; BRADBURY, R. H.; COOKE, R. G.; KAY, M. C.; KIDWELL, S. M.; KIRBY, M. X.; PETERSON, C. H. & JACKSON, J. B. C. 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. **Science**, 312: 1806–1809.

LUDWIG, D. F. & IANNUZZI, T. J. 2005. Incremental ecological exposure risks from contaminated sediments in an urban estuarine sediment. **Integrated**

Environmental Assessment and Management: An International Journal,1:374–90.

MAHAFFEY, K. R.; SUNDERLAND, E. M.; CHAN, H. M.; CHOI, A. L.; GRANDJEAN, P.; MARIËN, K. et al. 2011. Balancing the benefits of n-3 polyunsaturated fatty acids and the risks of methylmercury exposure from fish consumption. **Nutrition Reviews**, 69(9): 493-508.

MALARVANNAN, G.; BELPAIRE, C.; GEERAERTS, C.; EULAERS, I.; NEELS, H. & COVACI, A. 2014. Assessment of persistent brominated and chlorinated organic contaminants in the European eel (*Anguilla anguilla*) in Flanders, Belgium: levels, profiles and health risk. **Science of the Total Environment**, 482: 222–233.

MALISCH, R. & KOTZ, A. 2014. Dioxins and PCBs in feed and food — review from European perspective. **Science of the Total Environment**, 491: 2–10.
MALM, O.; BRANCHES, F. J.; AKAGI, H.; CASTRO, M. B.; PFEIFFER, W. C.; HARADA, M. et al. 1995. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. **Science of the Total Environment**,175:141–150.

MARCO, K. C. 2007. Avaliação da exposição ao metilmercúrio e dieta rica em selênio sobre os níveis de óxido nítrico na população da região amazônica. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo – USP.

MARSHALL, C. T.; YARAGINA, N. A.; LAMBERT, Y. & KJESBU, O. S. 1999. Total lipid energy as a proxy for total egg production by fish stocks. **Nature**, 402(6759): 288-290.

MASCI, M.; ORBAN, E. & NEVIGATO, T. 2015. Fish contamination by polychlorobiphenyls: the mass spectrometric ortho effect in a new and easy gas chromatography–mass spectrometry method for the analysis of the seven indicators. The case of Bluefin Tuna. **Journal of Chromatography A**, 1375: 110-122.

MEDEIROS, R. J. 2011. Avaliação de elementos inorgânicos e bifenilas policloradas no pescado comercializado no município de Niterói, Rio de Janeiro, Brasil. Tese de Doutorado. Fundação Oswaldo Cruz – FIOCRUZ.

MEIJER, S. N.; OCKENDEN, W. A.; SWEETMAN, A.; BREIVIK, K.; GRIMALT, J. O. & JONES, K. C. 2003. Global distribution and budget of PCBs and HCB in background surface soils: implications for sources and environmental processes. **Environmental Science & Technology**, 37(4): 667-672.

MENEZES, M. F. 1969. Alimentação da cavala, *Scomberomorus cavalla* (Cuvier) em águas costeiras do Estado do Ceará. **Arquivo de Ciências do Mar**, 9: 15–20.

MENEZES, N. A.; BUCKUP, P. A.; FIGUEIREDO, J. L. & DE MOURA, R. L. (Eds.). 2003. Catálogo das espécies de peixes marinhos do Brasil (Vol. 1). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo.

MENNI, R. C. & STEHMANN, M. F. W. 2000. Distribution, environment and biology of batoid fishes off Argentina, Uruguay and Brazil. **A review. Revista Del Museo Argentino de Ciencias Naturales Nueva Serie**, 2(1): 69–109.

MERGLER, D.; ANDERSON, H. A.; CHAN, L. H.; MAHAFFEY, K. R.; MURRAY, M.; SAKAMOTO, M. & STERN, A. H. 2007. Methylmercury exposure and health effects in humans: a worldwide concern. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, 36(1): 3–11.

METCALFE, C. D. & HAFFNER, G. D. 1995. The ecotoxicology of coplanar polychlorinated biphenyls. **Environmental Reviews**, 3(2): 171-190.

MEYER, U. & MEDEIROS, C. 2017. Mercury in the Santa Cruz Channel, NE Brazil - A potential risk. **Tropical Oceanography**, 45(2): 58-75.

MIKLAVČIČ, A.; CASETTA, A.; TRATNIK, J. S.; MAZEJ, D.; KRSNIK, M.; MARIUZ, M. et al. 2013. Mercury, arsenic and selenium exposure levels in relation to fish consumption in the Mediterranean area. **Environmental Research,** 120: 7–17.

MILLERO, F. J. 2013. Chemical Oceanography. 4th edition, CRC Press, Boca Raton, 571p.

MIRANDA, D. A. 2015. Bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas organoclorados em Scomberomorus cavalla: pescado de importância econômica na região metropolitana do Recife-PE. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco - UFPE.

MIRANDA, D. A. & YOGUI, G. T. 2016. Polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides in king mackerel caught off the coast of Pernambuco, northeastern Brazil: Occurrence, contaminant profile, biological parameters and human intake. **Science of the Total Environment**, 569: 1510-1516.

MMA, 2006. Development of a National Implementation Plan in Brazil as a First Step to Implement the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 46 p.

MOISEENKO, T. I. & KUDRYAVTSEVA, L. P. 2001. Trace metal accumulation and fish pathologies in areas affected by mining and metallurgical enterprises in the Kola Region, Russia. **Environmental Pollution**, 114: 285–297.

MONASTERSKY, R. 2015. Anthropocene: the human age. **Nature**, 519: 144-147.

MOREL, F. M.; KRAEPIEL, A. M. & AMYOT, M. 1998. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. **Annual Review of Ecology and Systematics**: 29(1): 543-566.

MORENO-SIERRA, D.; BERGÉS-TIZNADO, M. E.; MÁRQUEZ-FARÍAS, F.; TORRES-ROJAS, Y. E.; RUELAS-INZUNZA, J. R. & PÁEZ-OSUNA, F. 2016. Trace metals in target tissues and stomach contentes of the top predator sailfish *Istiophorus platypterus* from the Eastern Pacific: concentrations and contrasting behavior of biomagnification. **Environmental Science and Pollution Research**, 23: 23791–23803.

NATHANIEL, S. P.; YALÇINER, K. & BEKUN, F. V. 2021. Assessing the environmental sustainability corridor: linking natural resources, renewable energy, human capital, and ecological footprint in BRICS. **Resources Policy**, 70: 101924.

NELSON, J. S.; GRANDE, T. C. & WILSON, M. V. 2016. Fishes of the World. John Wiley & Sons. 601p.

NIXON, S. W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. **Ophelia**, 41: 199-219.

NÓBREGA, M. F. & LESSA, R. P. 2009. Age and growth of the king mackerel (*Scomberomorus cavalla*) off the northeastern coast of Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 57: 273–285.

NUTTALL, K. L. 2004. Interpreting mercury in blood and urine of individual patients. **Annals of Clinical & Laboratory Science**, 34(3): 235-250.

PAULY, D. & ZELLER, D. 2016. Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. **Nature Communications**, 7: 10244.

PEREIRA, M. D. 2004. Polychlorinated dibenzo-P-dioxins (PCDD), dibenzofurans (PCDF) and polychlorinated biphenyls (PCB): Main sources, environmental behaviour and risk to man and biota. **Química Nova**, 27(6): 934-943.

PERRAULT, J. R.; BUCHWEITZ, J. P. & LEHNER, A. F. 2014. Essential, trace and toxic element concentrations in the liver of the world's largest bony fish, the ocean sunfish (*Mola mola*). **Marine Pollution Bulletin**, 79(1-2): 348-353.

PETEAN, F. F.; NAYLOR, G. J. & LIMA, S. M. 2020. Integrative taxonomy identifies a new stingray species of the genus *Hypanus* Rafinesque, 1818 (Dasyatidae, Myliobatiformes), from the Tropical Southwestern Atlantic. **Journal of Fish Biology**, 97(4): 1120-1142.

PIRRONE, N.; CINNIRELLA, S.; FENG, X.; FINKELMAN, R. B.; FRIEDLI, H. R.; LEANER, J. et al. 2010. Global mercury emissions to the atmosphere from

anthropogenic and natural sources. **Atmospheric Chemistry and Physics**, 10(13): 5951-5964.

PLOETZ, D. M.; FITTS, B. E. & RICE, T. M. 2007. Differential accumulation of heavy metals in muscle and liver of a marine fish, (king mackerel, *Scomberomorus cavalla* Cuvier) from the northern Gulf of Mexico, USA. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 78: 134–137.

POFF, N. L.; OLDEN, J. D.; MERRITT, D. M. & PEPIN, D. M. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 104(14): 5732–5737.

QUEIROZ, A. P. N.; ARAÚJO, M. L. G.; HUSSEY, N. E. & LESSA, R. P. 2022. Trophic ecology of three stingrays (Myliobatoidei: Dasyatidae) off the Brazilian north-eastern coast: Habitat use and resource partitioning. **Journal of Fish Biology**, 102(1): 27-43.

RAIMUNDO, J.; VALE, C.; CANÁRIO, J.; BRANCO, V. & MOURA, I. 2010. Relations between mercury, methyl-mercury and selenium in tissues of Octopus vulgaris from the Portuguese Coast. **Environmental Pollution**, 158(6): 2094-2100.

RENZONI, A.; ZINO, F. & FRANCHI, E. 1998. Mercury levels along the food chain and risk for exposed populations. **Environmental Research**, 77: 68–72.

ROSA, R. S. & MOURA, R. L. 1997. Visual assessment of reef fish community structure in the Atol das Rocas Biological Reserve, off northeastern Brazil. In Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium, 983–986 pp.

ROSE, N. L. & RUPPEL, M. 2015. Environmental archives of contaminant particles. In BLAIS, J. M.; ROSEN, M. R. & SMOL, J. P. (Eds.). Environmental Contaminants: Using Natural Archives to Track Sources and Long-Term Trends of Pollution. Springer. Heidelberg, p. 187-221.

RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C.; ONTIVEROS-CUADRAS, J. F.; SERICANO, J. L.; SANCHEZ-CABEZA, J. A.; KWONG, L. L. W.; DUNBAR, R. B. ET AL. 2014. Long-range atmospheric transport of persistent organic pollutants to remote lacustrine environments. **Science of the Total Environment**, 493: 505-520.

SADOVY, Y. & EKLUND, A. M. 1999. Synopsis of biological data on the Nassau grouper, *Epinephelus striatus* (Bloch, 1792), and the jewfish, *E. itajara* Lichtenstein, 1822). NOAA Techical Report, 146, 68p.

SAFE, S. 1990. Polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), and related compounds: environmental and mechanistic considerations which support the development of toxic equivalency factors (TEFs). **Critical Reviews in Toxicology**, 21(1): 51-88.

SAITO, V. S.; SIQUEIRA, T.; BINI, L. M.; COSTA-PEREIRA, R.; SANTOS, E. P. & PAVOINE, S. 2020. Comparing taxon- and trait-environment relationships in stream communities. **Ecological Indicators**, 117: 106625.

SALGADO-RAMÍREZ, C. A.; MANSILLA-RIVERA, I. & RODRÍGUEZ-SIERRA, C. J. 2017. Comparison of trace metals in different fish tissues of *Scomberomorus* spp. ("sierra") and Lutjanus synagris ("arrayado") from Jobos Bay and La Parguera coastal areas in Southern Puerto Rico. **Regional Studies in Marine Science**, 13: 1–11.

SARTORI, A. G. O. & AMANCIO, R .D. 2012. Pescado: importância nutricional e consumo no Brasil. **Segurança Alimentar e Nutricional**, 19(2): 83-93.

SELIN, N. E. 2009. Global biogeochemical cycling of mercury: a review. **Annual Review of Environment and Resources**, 34(1): 43-63.

SILVA, G. B. D.; BASÍLIO, T. H. & NASCIMENTO, F. C. P. 2007c. Distribuição de comprimento das raias *Dasyatis guttata* e *Dasyatis americana* no litoral do Estado do Ceará, em função do aparelho-de-pesca. **Arquivos de Ciências do Mar**, 40 (1): 38 – 42.

SOBEK, A.; MCLACHLAN, M. S.; BORGÅ, K.; ASPLUND, L.; LUNDSTEDT-ENKEL, K.; POLDER, A. & GUSTAFSSON, Ö. 2010. A comparison of PCB bioaccumulation factors between an arctic and a temperate marine food web. **Science of the Total Environment**, 408(13): 2753-2760.

SORENSEN, E. M. 1991. Metal Poisoning in Fish. CRC Press, Boca Raton, 374 p.

STANSBY, M. E. 1954. Composition of Certain Species of Freshwater Fish. I. Introduction the determination of the variation of composition of fish. **Food Research**, 19(2): 231-234.

STANSBY, M. E. 1962. Proximate Composition of Fish. In: HEEN, E. & KREUZER, R. (Eds). Fish in Nutrition. Fishing News. London, p. 55-60.

SUNDERLAND, E. M & SELIN, N. E. 2013. Future trends in environmental mercury concentrations: implications for prevention strategies. **Environmental Health**, 12: 1-5.

SZLINDER-RICHERT, J.; BARSKA, I.; MAZERSKI, J. & USYDUS, Z. 2009. PCBs in fish from the Southern Baltic Sea: levels, bioaccumulation features, and temporal trends during the period from 1997 to 2006. **Marine Pollution Bulletin**, 58: 85–92.

TAO, G. & WILLIE, S. N. 1998. Determination of total mercury in biological tissues by flow injection cold vapour generation atomic absorption spectrometry following tetramethylammonium hydroxide digestion. **Analyst**, 123(6): 1215-1218.

THOMPSON, L. A.; IKENAKA, Y.; YOHANNES, Y. B.; ICHISE, T.; ITO, G.; BORTEY-SAM, N.; VAN VUREN, J. J.; WEPENER, V.; SMIT, N. J.; DARWISH, W. S.; NAKAYAMA, S. M. M.; MIZUKAWA, H. & ISHIZUKA, M. 2018. Human health risk from consumption of marine fish contaminated with DDT and its metabolites in Maputo Bay, Mozambique. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 100(5): 672-676.

TIEYU, W.; TIEYU, W.; YONGLONG, L.; HONG, Z. & YAJUAN, S. 2005. Contamination of persistent organic pollutants (POPs) and relevant management in China. Environment international, 31(6), 813-821.

TORRES, J. P. M. 1998. Ocorrência de micropoluentes orgânicos (organoclorados e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos) em sedimentos fluviais e solos tropicais.Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ.

TREVIZANI, T. H.; DOMIT, C.; VEDOLIN, M. C.; ANGELI, J. L. F. & FIGUEIRA, R. C. L. 2019. Assessment of metal contamination in fish from estuaries of southern and southeastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, 191: 1-16.

TURUSOV, V.; RAKITSKY, V. & TOMATIS, L. 2002. Dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT): ubiquity, persistence, and risks. **Environmental Health Perspectives**, 110(2): 125-128.

UNEP (United Nations Environment Programme), 2002. Regionally based assessment of persistent toxic substances - eastern and Western South America. Regional Report. Switzerland, 91p.

VAN DER OOST, R; BEYER, J. & VERMEULEN, N. P. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental toxicology and pharmacology**, 13(2): 57–149.

VERHAERT, V.; NEWMARK, N.; D'HOLLANDER, W.; COVACI, A.; VLOK, W.; WEPENER, V. et al. 2017. Persistent organic pollutants in the Olifants River Basin, South Africa: bioaccumulation and trophic transfer through a subtropical aquatic food web. **Science of The Total Environment**, 586: 792-806.

VERNENBERG, F. J. 1981. Biological monitoring of marine pollutants. Academic Press. New York, 559p.

VIEIRA, H. C.; MORGADO, F.; SOARES, A. M. V. M. & ABREU, S. N. 2015. Fish consumption recommendations to conform to current advice in regard to mercury intake. **Environmental Science and Pollution Research**, 22: 9595-9602.

VIRTANEN, J. K.; RISSANEN, T. H.; VOUTILAINEN, S. & TUOMAINEN, T. P. 2007. Mercury as a risk factor for cardiovascular diseases. **The Journal of Nutritional biochemistry**, 18(2): 75-85.

VOEGBORLO, R.; MATSUYAMA, A.; ADIMADO, A. & AKAGI, H. 2010. Head hair total mercury and methylmercury levels in some Ghanaian individuals for the estimation of their exposure to mercury: Preliminary Studies Bulletin of environmental contamination and. **Toxicology**, 84:34–38.

WANG, X.; ZHANG, H.; ZHANG, L.; ZHONG, K.; SHANG, X.; ZHAO, Y. et al. 2015. Assessment on dioxin-like compounds intake from various marine fish from Zhoushan Fishery, China. **Chemosphere**, 118: 163–169.

WASSERMAN, M.; TOMATIS, L.; WASSERMAN, D.; DAY, N. E.; GRONER, Y.; LAZARIVICI, S. & ROSENFELD, D. 1974. Epidemiology of organochlorine insecticides in the adipose tissue of Israelis. **Pesticides Monitoring Journal**, 8:1–7.

WEBSTER, L.; ROOSE, L.; BERSUDER, P.; KOTTERMAN, M.; HAARICH, M. & VORKAMP, K. 2013. Determination of polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediment and biota. ICES Techniques in Marine Environmental Science (TIMES). Report. Copenhagen: International Council for the Exploration of the Sea: 18 p. Disponível em https://doi.org/10.17895/ices.pub.5078.

WHO (World Health Organization), 1992. Polychlorinated Biphenyls and Terphenyls. 2nd ed. Environment Health Criteria, Geneva. 140p. Disponível em https://iris.who.int/handle/10665/38678.

WHO (World Health Organization), 2004.WHO & Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals. IPCS risk assessment terminology (Vol. 1). Disponível em https://iris.who.int/handle/10665/42908.

WHO (World Health Organization), 2008. Guidance for identifying populations at risk from Mercury exposure. Switzerland. Disponível em https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/11786/IdentifyingPopnatRiskExposuretoMercury_2008Web.pdf?sequence=1&isAllowed=y.

WILLIAMS, C. 1996. Combating marine pollution from land-based activities: Australian initiatives. **Ocean and Coastal Management**, 33(1-3): 87–112.

WOLF, M. S.; TONIOLO, P. G.; LEE, E. W.; RIVERA, M. & DUBIN, N. 1993. Blood levels of organochlorine residues and risk of breast cancer. **Journal of the National Cancer Institute**, 85: 648–652.

WOLFF, M. S., COLLMAN, G. W.; BARRETT, J.C. & HUFF, J. 1996. Breast câncer and environmental risk factors: epidemiological and experimental findings. **Annual review of pharmacology and toxicology**, 36(1): 573–596.

WOLKIN, A.; HUNT, D.; MARTIN, C.; CALDWELL, K. L. & MCGEEHIN, M. A . 2012. Blood mercury levels among fish consumers residing in areas with high environmental burden. **Chemosphere**, 86: 967–971.

YEUNG, L. W.; LAM, J. C. W.; YANG, X.; LAM, P. K. S. & WONG, M. H. 2009. Persistent toxic substances in remote lake and coastal sediments from Svalbard,

Norwegian Arctic: levels, sources and fluxes. **Environmental Pollution**, 157: 1342–1351.

YOGUI, G. T. 2002. Ocorrência de compostos organoclorados (pesticidas e PCBs) em mamíferos marinhos da costa de São Paulo (Brasil) e da Ilha Rei George (Antártica). Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo – USP.

YOUNG, H. S.; MCCAULEY, D. J.; GALETTI, M. & DIRZO, R. 2016. Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, 47: 333–358.

YUAN, L. L. 2006. Estimation and application of macroinvertebrate tolerance values. EPA-600-P-04-116F. Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Washington. Disponível em https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/hhra/recordisplay.cfm?deidp154869.

ZETTLER, M. L.; PROFFITT, C. E.; DARR, A.; DEGRAER, S.; DEVRIESE, L.; GREATHEAD, C.; KOTTA, J.; MAGNI, P.; MARTIN, G.; REISS, H.; SPEY-BROECK, J.; TAGLIAPIETRA, D.; VAN HOEY, G. & YSEBAERT, T. 2013. On the myths of indicator species: issues and further consideration in the use of static concepts for ecological applications. **PLoS One**, 8(10): e78219.

ZWART, D. & POSTHUMA, L. 2005. Complex mixture toxicity for single and multiple species: proposed methodologies. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, 24(10): 2665-2676.

APÊNDICES

8.1 MATERIAL SUPLEMENTAR DO ARTIGO 1.

MS Tabela 1. Dados coletados de cada indivíduo de *Scomberomorus cavalla* amostrado em Salvador (BA- Brasil).

ID do campo	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11
Lote	B0014	B0014	B0014	B0014	B0014	B0014	B0014	B0014	B0014	B0014	B0014
ID	OM02335	OM02339	OM02343	OM02347	OM02385	OM02389	OM02393	OM02397	OM02401	OM02405	OM02409
Gênero	Macho	Macho	Fêmea	Macho	Macho	Fêmea	Fêmea	Fêmea	Fêmea	Macho	Fêmea
Peso (kg)	3,400	3,400	5,690	3,810	3,545	5,720	6,170	4,100	6,200	4,560	6,210
Comprimento total (cm)	86,5	86,0	101,0	90,5	83,0	98,5	103,5	88,5	98,5	92,5	102,0
Comprimento furcal (cm)	78,0	76,5	92,0	81,5	75,5	88,0	94,0	81,0	88,5	83,0	92,5
Estágio de desova	Rec	Mat	Esg	Esg	Mat	Esg	Esg	Esg	Esg	Mat	Esg
Data de amostragem	13-Out-2015	13-Out-2015	24-Out-2015	24-Out-2015	13-Dez-2015	13-Dez-2015	15-Dez-2015	15-Dez-2015	17-Dez-2015	17-Dez-2015	6-Jan-2016
Peso seco (%)	24,90	23,91	24,35	25,05	27,06	24,77	27,80	28,66	26,92	26,74	33,41
Peso lipídico (%)	0,04	0,31	0,05	0,25	2,00	0,71	1,63	1,94	1,08	2,48	3,52

Esg – Esgotado, Mat – Maturando, Rec – Recuperação

Fonte: A autora (2024)

MS Tabela 2. Concentração (ng g^{-1} peso seco) de cada PCB analisado no músculo de cada indivíduo de *Scomberomorus cavalla* amostrado em Salvador (BA- Brasil).

ID do campo	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11
Analito											
PCB-1	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-2	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-3	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-4/10	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-6	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-7/9	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-8	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-11	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-12/13	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-14	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-15	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-16/32	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-17	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-18	< 0,32	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-19	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-20/33	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-21	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-22	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-23/34	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-24/27	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-25	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-26	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-28	< 0,32	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-29	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-30	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

PCB-31	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-35	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-36	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-37	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-38	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-39	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-40	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-41	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-42	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-43	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-44	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-45	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-46	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-47/75	< 0,32	< 0,28	nd	< 0,29	< 0,32	< 0,29	nd	nd	< 0,31	< 0,30	nd
PCB-49	< 0,32	< 0,28	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	< 0,30	nd
PCB-50	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-51	nd	nd	nd	1,32	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-52/73	< 0,32	< 0,28	nd	nd	< 0,32	< 0,29	nd	nd	< 0,31	< 0,30	nd
PCB-53	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-54	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-55	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-56/60	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-57	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-58	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-59	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-61/74	< 0,32	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-63	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-64/71/72	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-65	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-66/80	< 0,32	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

PCB-67	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-68	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-69	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-70/76	< 0,32	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-77	2,55	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-78	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-79	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-84	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	2,11	nd
PCB-86/97	nd	1,95	nd	nd	2,15	nd	nd	nd	nd	2,06	nd
PCB-87/115	nd	2,07	nd	nd	2,21	nd	nd	nd	nd	2,08	nd
PCB-88/91	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-90/101	1,92	2,47	nd	1,69	2,78	2,20	1,91	2,02	1,88	2,81	1,97
PCB-93	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-94	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-95	< 0,32	< 0,28	< 0,31	nd	< 0,32	< 0,29	< 0,31	< 0,32	< 0,31	< 0,30	nd
PCB-96	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-98/102	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-99	2,23	2,57	nd	1,95	2,60	2,30	2,10	2,20	2,08	2,62	2,18
PCB-100	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-104	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-105/127	nd	2,79	nd	nd	3,08	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-107/108	nd	2,19	nd	nd	2,26	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-109	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-110	2,30	2,37	nd	nd	2,67	2,29	nd	nd	2,22	2,52	nd
PCB-111/116/117	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-112	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-114	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-118	2,78	3,49	nd	2,50	3,87	3,12	2,83	3,03	2,73	3,95	2,99
PCB-121	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-123	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

PCB-125	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-126	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-128	2,84	2,89	nd	2,53	3,25	2,73	2,71	2,89	2,72	3,35	2,80
PCB-131/142	nd	1,81	nd	nd	2,03	nd	nd	nd	nd	1,95	1,91
PCB-134	nd	nd	nd	nd	2,75	nd	nd	nd	nd	2,64	nd
PCB-135/144	1,97	1,92	1,90	nd	2,22	1,86	1,94	1,98	1,92	2,12	1,95
PCB-137	nd	2,52	nd	nd	2,80	nd	nd	nd	nd	2,77	nd
PCB-138/160	0,35	3,34	< 0,31	0,47	5,27	2,66	1,19	1,52	0,92	6,76	1,65
PCB-139/149	2,04	2,55	nd	1,80	3,22	2,36	2,12	2,22	2,11	3,48	2,16
PCB-140	nd	nd	nd	nd	2,08	1,89	nd	nd	1,89	1,99	2,04
PCB-141	nd	2,02	nd	nd	2,48	2,05	1,94	2,10	1,92	2,62	1,97
PCB-143	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-145	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-146	2,02	2,76	nd	1,90	3,20	2,42	2,21	2,36	2,17	3,49	2,47
PCB-147	nd	1,82	nd	nd	2,13	1,86	1,88	1,96	1,90	2,08	2,01
PCB-150	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-151	< 0,32	0,36	nd	< 0,29	0,58	< 0,29	< 0,31	< 0,32	< 0,31	0,71	< 0,31
PCB-152	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-153	0,59	5,53	< 0,31	0,94	7,83	4,22	2,13	2,33	1,66	10,87	3,03
PCB-154	nd	1,87	nd	1,77	2,04	1,80	1,87	1,95	1,89	1,98	1,92
PCB-155	nd	1,70	nd	nd	nd	nd	nd	1,91	nd	1,82	1,85
PCB-156	nd	2,07	nd	nd	2,46	2,04	nd	nd	nd	2,49	nd
PCB-157	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-158	< 0,32	0,40	nd	nd	nd	nd	nd	nd	< 0,31	0,66	< 0,31
PCB-162	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-163/164	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-165	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-169	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-170/190	2,87	3,25	nd	2,59	4,47	3,25	3,11	3,24	2,96	5,17	3,19
PCB-171	nd	2,37	nd	2,33	2,75	2,42	2,48	2,58	2,47	2,70	2,52

PCB-172/192	nd	2,17	nd	nd	2,50	nd	nd	2,40	nd	2,42	nd
PCB-173	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-174/181	nd	2,41	nd	nd	2,89	2,50	2,51	2,61	2,51	2,95	2,49
PCB-175	nd	< 0,28	< 0,31	< 0,29	< 0,32	< 0,29	< 0,31	< 0,32	< 0,31	< 0,30	< 0,31
PCB-176	nd	nd	nd	nd	2,33	nd	nd	2,31	nd	2,27	nd
PCB-177	nd	2,48	nd	2,33	2,89	2,46	2,52	2,65	2,49	2,91	2,58
PCB-178	nd	2,23	nd	nd	2,53	2,22	2,29	2,41	2,28	2,54	2,36
PCB-179	nd	2,15	nd	nd	2,43	2,16	2,26	2,35	2,24	2,40	2,27
PCB-180	2,80	3,97	2,49	2,69	5,90	3,80	3,63	3,76	3,11	7,15	3,78
PCB-182/187	2,37	3,06	nd	2,20	3,82	2,76	2,62	2,77	2,54	4,09	2,78
PCB-183	2,39	2,42	nd	2,18	2,97	2,42	2,42	2,52	2,36	3,05	2,46
PCB-184	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-185	nd	nd	nd	nd	2,55	nd	nd	nd	nd	2,43	nd
PCB-186	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-188	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-189	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-191	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-193	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-194	nd	2,38	nd	nd	2,72	nd	2,50	nd	nd	2,79	nd
PCB-195	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	2,64	nd
PCB-196/203	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-197	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-199	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-200	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-201	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-202	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-204	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-205	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-206	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	2,99	nd
PCB-207	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

PCB-208	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-209	3,27	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	3,03	nd

Nd – não detectado.

Fonte: A autora (2024).

MS Tabela 3. Concentração (ng g^{-1} peso seco) dos grupos homólogos de PCB analisados no músculo de cada indivíduo e a soma das concentrações de PCB de *Scomberomorus cavalla* amostradas em Salvador (BA- Brasil).

ID do campo	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11
MonoCB	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
DiCB	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
TriCB	< 0,32	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
TetraCB	2,55	< 0,28	nd	1,32	< 0,32	< 0,29	nd	nd	< 0,31	< 0,30	nd
PentaCB	9,23	19,91	< 0,31	6,14	21,61	9,92	6,83	7,24	8,91	18,15	7,14
HexaCB	9,81	33,56	1,90	9,42	44,33	25,90	17,99	21,21	19,10	51,78	25,77
HeptaCB	10,43	26,50	2,49	14,34	38,05	23,99	23,84	29,60	22,97	40,08	24,44
OutaCB	nd	2,38	nd	nd	2,72	nd	2,50	nd	nd	5,44	nd
NonaCB	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	2,99	nd
DezaCB	3,27	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	3,03	nd
Σ PCBs	35,31	82,35	4,40	31,21	106,70	59,81	51,16	58,05	50,97	121,46	57,35

Nd – não detectado.

Fonte: A autora (2024)

MS Tabela 4. Concentração (ng g^{-1} peso seco) de cada PCB analisado no fígado de cada indivíduo de Scomberomorus cavalla amostrado em Salvador (BA-Brasil).

ID do campo	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11
Analito											
PCB-1	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-2	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-3	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-4/10	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-6	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-7/9	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-8	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-11	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-12/13	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-14	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-15	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-16/32	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-17	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-18	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-19	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-20/33	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-21	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-22	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-23/34	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-24/27	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-25	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-26	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-28	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-29	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-30	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

PCB-31	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-35	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-36	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-37	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-38	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-39	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-40	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-41	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-42	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-43	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-44	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-45	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-46	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-47/75	nd	1,25	nd	< 1,00	nd	< 0,62	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-49	< 0,67	2,20	< 0,65	nd	nd	0,66	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-50	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-51	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-52/73	nd	1,29	nd	nd	nd	< 0,62	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-53	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-54	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-55	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-56/60	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-57	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-58	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-59	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-61/74	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-63	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-64/71/72	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-65	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-66/80	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

PCB-67	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-68	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-69	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-70/76	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-77	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-78	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-79	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-84	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-86/97	nd	1,11	nd	nd	nd	< 0,62	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-87/115	0,86	2,76	nd	nd	nd	0,77	nd	nd	< 0,64	< 0,65	nd
PCB-88/91	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-90/101	3,92	9,48	1,53	1,48	2,57	2,67	0,77	0,81	1,09	2,84	< 0,69
PCB-93	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-94	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-95	0,71	1,46	< 0,65	< 1,00	< 0,68	< 0,62	< 0,65	< 0,63	< 0,64	< 0,65	< 0,69
PCB-96	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-98/102	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-99	2,78	7,43	1,13	1,14	1,58	1,78	< 0,65	< 0,63	0,90	1,75	< 0,69
PCB-100	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-104	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-105/127	1,51	3,93	nd	nd	1,14	1,16	nd	nd	< 0,64	1,17	nd
PCB-107/108	1,80	2,43	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,32	nd
PCB-109	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-110	1,76	4,17	< 0,65	< 1,00	1,47	1,48	< 0,65	nd	< 0,64	1,47	nd
PCB-111/116/117	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-112	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-114	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-118	6,28	12,60	2,02	2,61	4,42	3,76	< 0,65	< 0,63	1,10	4,44	nd
PCB-121	nd	< 0,70	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-123	nd	2,69	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

PCB-125	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-126	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-128	3,95	6,11	1,07	1,51	1,47	1,66	< 0,65	< 0,63	0,94	2,29	< 0,69
PCB-131/142	1,06	1,54	< 0,65	< 1,00	nd	< 0,62	< 0,65	< 0,63	nd	0,75	nd
PCB-134	nd	0,74	nd	nd	nd	< 0,62	nd	nd	nd	< 0,65	nd
PCB-135/144	1,81	2,63	< 0,65	< 1,00	0,80	0,72	< 0,65	< 0,63	< 0,64	0,97	< 0,69
PCB-137	1,32	1,81	0,67	nd	< 0,68	< 0,62	< 0,65	nd	< 0,64	0,68	nd
PCB-138/160	42,72	55,59	12,45	8,13	17,57	16,63	7,42	6,66	9,13	22,22	5,24
PCB-139/149	7,65	10,59	2,20	1,79	3,85	3,39	1,37	1,25	2,10	4,58	0,96
PCB-140	1,08	1,17	0,76	< 1,00	nd	0,89	< 0,65	nd	nd	< 0,65	nd
PCB-141	4,47	3,97	nd	1,64	2,35	1,59	1,10	nd	nd	2,97	nd
PCB-143	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-145	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-146	9,10	13,36	3,49	2,77	3,73	3,77	1,93	1,91	2,14	5,34	2,06
PCB-147	1,22	2,02	0,76	< 1,00	< 0,68	1,00	< 0,65	< 0,63	< 0,64	0,96	< 0,69
PCB-150	nd	< 0,70	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-151	3,57	4,66	0,96	< 1,00	1,36	1,34	< 0,65	< 0,63	0,71	1,87	< 0,69
PCB-152	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-153	55,89	70,57	20,11	14,12	22,04	22,05	10,41	8,71	11,94	30,65	7,59
PCB-154	1,06	2,02	< 0,65	< 1,00	< 0,68	< 0,62	< 0,65	< 0,63	< 0,64	< 0,65	< 0,69
PCB-155	< 0,67	< 0,70	< 0,65	< 1,00	nd	< 0,62	< 0,65	< 0,63	< 0,64	< 0,65	nd
PCB-156	3,20	nd	0,88	nd	1,03	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-157	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-158	3,25	3,19	1,22	< 1,00	1,22	1,31	< 0,65	< 0,63	< 0,64	1,70	nd
PCB-162	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-163/164	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-165	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-169	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-170/190	11,28	9,24	4,41	nd	3,97	3,92	2,39	1,60	2,36	6,07	1,23
PCB-171	2,02	1,63	0,77	< 1,00	0,71	0,64	< 0,65	< 0,63	< 0,64	1,01	nd

PCB-172/192	1,44	1,19	< 0,65	< 1,00	< 0,68	< 0,62	< 0,65	< 0,63	< 0,64	0,75	nd
PCB-173	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-174/181	2,52	2,17	0,72	< 1,00	1,08	0,76	< 0,65	< 0,63	< 0,64	1,34	< 0,69
PCB-175	< 0,67	< 0,70	nd	< 1,00	< 0,68	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-176	0,70	< 0,70	nd	nd	< 0,68	< 0,62	< 0,65	< 0,63	< 0,64	nd	nd
PCB-177	2,86	2,94	1,11	< 1,00	1,13	0,82	< 0,65	< 0,63	< 0,64	1,36	< 0,69
PCB-178	1,64	1,79	0,69	< 1,00	< 0,68	< 0,62	< 0,65	< 0,63	< 0,64	0,88	< 0,69
PCB-179	1,38	1,14	< 0,65	< 1,00	< 0,68	< 0,62	< 0,65	< 0,63	< 0,64	< 0,65	< 0,69
PCB-180	20,25	15,62	8,28	5,20	7,86	7,92	6,03	4,03	4,68	10,47	2,67
PCB-182/187	10,28	10,85	4,68	2,48	3,76	3,49	2,32	1,64	2,17	5,28	1,45
PCB-183	4,69	4,11	1,94	1,18	1,58	1,42	0,92	0,69	0,86	2,45	< 0,69
PCB-184	nd	< 0,70	< 0,65	nd	nd	< 0,62	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-185	< 0,67	< 0,70	< 0,65	nd	< 0,68	< 0,62	nd	< 0,63	< 0,64	< 0,65	nd
PCB-186	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-188	nd	< 0,70	< 0,65	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-189	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-191	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-193	2,89	2,52	1,64	< 1,00	nd	nd	nd	nd	nd	1,56	nd
PCB-194	3,39	3,02	1,98	nd	0,91	1,48	0,81	0,78	0,84	1,71	nd
PCB-195	1,04	0,75	< 0,65	nd	< 0,68	< 0,62	< 0,65	nd	< 0,64	< 0,65	nd
PCB-196/203	3,42	2,67	1,68	nd	1,06	0,89	0,73	< 0,63	0,66	1,89	nd
PCB-197	nd	< 0,70	< 0,65	nd	nd	< 0,62	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-199	3,32	6,39	4,81	nd	5,78	4,33	3,21	nd	nd	3,19	nd
PCB-200	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-201	< 0,67	< 0,70	< 0,65	nd	nd	< 0,62	< 0,65	nd	< 0,64	< 0,65	nd
PCB-202	nd	< 0,70	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-204	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-205	nd	nd	nd	1,01	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-206	< 0,67	< 0,70	< 0,65	nd	nd	< 0,62	nd	nd	< 0,64	< 0,65	nd
PCB-207	nd	< 0,70	nd	nd	nd	< 0,62	nd	nd	nd	nd	nd

PCB-208	nd	< 0,70	< 0,65	nd	nd	< 0,62	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-209	< 0,67	< 0,70	< 0,65	nd	nd	< 0,62	nd	nd	< 0,64	< 0,65	nd

Nd – não detectado.

Fonte: A autora (2024).

MS Tabela 5. Concentração (ng g^{-1} peso seco) de grupos homólogos de PCB analisados no fígado de cada indivíduo e somatório das concentrações de PCB de *Scomberomorus cavalla* amostrados em Salvador (BA- Brasil).

ID do campo	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11
MonoCB	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
DiCB	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
TriCB	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
TetraCB	< 0,67	4,74	< 0,65	< 1,00	nd	0,66	nd	nd	nd	nd	nd
PentaCB	19,63	48,06	4,68	5,24	11,19	11,61	0,77	0,81	3,09	13,00	< 0,69
HexaCB	141,36	179,96	44,56	29,95	55,42	54,35	22,23	18,54	26,96	74,97	15,86
HeptaCB	61,94	53,18	24,23	8,86	20,09	18,97	11,66	7,97	10,07	31,17	5,34
OutaCB	11,18	12,84	8,47	1,01	7,76	6,71	4,75	0,78	1,50	6,79	nd
NonaCB	< 0,67	< 0,70	< 0,65	nd	nd	< 0,62	nd	nd	< 0,64	< 0,65	nd
DezaCB	< 0,67	< 0,70	< 0,65	nd	nd	< 0,62	nd	nd	< 0,64	< 0,65	nd
∑ PCBs	**234,11**	**298,78**	**81,94**	**45,06**	**94,45**	**92,31**	**39,41**	**28,09**	**41,61**	**125,92**	**21,20**

Nd – não detectado.

Fonte: A autora (2024)

MS Tabela 6. Concentração (ng g^{-1} peso seco) de cada OCP analisado e o somatório em músculo de cada indivíduo *de Scomberomorus cavalla* amostrado em Salvador (BA- Brasil).

ID do campo Analito	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11
α-HCH	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
β-HCH	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
γ-HCH	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
δ-HCH	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Σ HCHs	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**
cis-clordano	0,42	0,33	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
trans-clordano	< 0,32	< 0,28	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Heptacloro	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Σ CHLs	**0,42**	**0,33**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**
o,*p'*-DDT	< 0,32	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
p,*p'*-DDT	0,54	1,60	nd	0,49	0,89	1,51	0,78	0,88	0,56	1,47	1,08
o,*p'*-DDD	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
p,*p'*-DDD	nd	nd	nd	nd	nd	< 0,29	nd	< 0,32	nd	nd	nd
o,*p'*-DDE	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
p,*p'*-DDE	0,45	8,63	nd	0,77	7,57	6,13	1,69	2,14	2,20	8,21	5,55
Σ DDTs	**0,98**	**10,23**	**nd**	**1,26**	**8,46**	**7,64**	**2,47**	**3,01**	**2,76**	**9,68**	**6,63**
Mirex	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

Fonte: A autora (2024).

MS Tabela 7. Concentração (ng g^{-1} peso seco) de cada OCP analisado e o somatório em fígado de cada indivíduo de *Scomberomorus cavalla* amostrado em Salvador (BA- Brasil).

ID do campo Analito	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11
α-HCH	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
β-HCH	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
γ-HCH	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
δ-HCH	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Σ HCHs	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**
cis-clordano	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
trans-clordano	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Heptacloro	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Σ CHLs	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**
o,*p'*-DDT	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
p,*p'*-DDT	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
o,*p'*-DDD	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
p,*p'*-DDD	0,96	nd	1,87	nd	1,99	1,91	1,07	< 0,63	0,72	1,59	0,71
o,*p'*-DDE	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
p,*p'*-DDE	28,60	74,97	15,00	14,97	15,89	21,64	6,22	6,04	10,56	16,76	8,71
Σ DDTs	**29,57**	**74,97**	**16,87**	**14,97**	**17,88**	**23,55**	**7,29**	**6,04**	**11,28**	**18,35**	**9,42**
Mirex	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

Nd – não detectado.

Fonte: A autora (2024).

8.2 MATERIAL SUPLEMENTAR DO ARTIGO 2

MS Tabela 1. Dados registrados sobre indivíduos de *Epinephelus Itajara* estudado e capturado em Pernambuco e Paraíba..

Lote	B0018	B0023	B0025	B0025
Indivíduo	A	A	B	C
ID	OM02920	OM04188	OM05055	OM05056
Espécie	*E. itajara*	*E. itajara*	*E. itajara*	*E. itajara*
Tecido	Fígado	Músculo	Fígado	Músculo
Data de amostragem	20-Out-2017	20-Out-2017	18-Out-2021	23-Mar-2022
Local	Tamandaré-PE	Tamandaré-PE	Mamanguape-PB	Tamandaré-PE
Peso seco (%)	33,43	16,50	45,92	21,39
Lipídios (%)	9,33	0,47	31,21	0,38

Fonte: A autora (2024).

MS Tabela 2 - Concentração (ng g^{-1} peso seco) de cada contaminante analisado em *Epinephelus Itajara* estudado e capturado em Pernambuco e Paraíba..

Indivíduo	A	A	B	C
Tecido	Fígado	Músculo	Fígado	Músculo
Analito PCBs	Concentração (ng g^{-1} peso seco)			
PCB-1	nd	nd	nd	nd
PCB-2	nd	nd	nd	nd
PCB-3	nd	nd	nd	nd
PCB-4/10	nd	nd	nd	nd
PCB-5	nd	nd	nd	nd
PCB-6	nd	nd	nd	nd
PCB-7/9	nd	nd	nd	nd
PCB-8	nd	nd	nd	nd
PCB-11	nd	nd	nd	nd
PCB-12/13	nd	nd	nd	nd
PCB-14	nd	nd	nd	nd
PCB-15	nd	nd	nd	nd
PCB-16/32	nd	nd	nd	nd
PCB-17	nd	nd	nd	nd
PCB-18	nd	nd	nd	nd
PCB-19	nd	nd	nd	nd
PCB-20/33	nd	nd	nd	nd
PCB-21	nd	nd	nd	nd
PCB-22	nd	nd	nd	nd
PCB-23/34	nd	nd	nd	nd
PCB-24/27	nd	nd	nd	nd
PCB-25	nd	nd	nd	nd
PCB-26	nd	nd	nd	nd
PCB-28	nd	nd	nd	nd
PCB-29	nd	nd	nd	nd

PCB-30	nd	nd	nd	nd
PCB-31	nd	nd	nd	nd
PCB-35	nd	nd	nd	nd
PCB-36	nd	nd	nd	nd
PCB-37	nd	nd	nd	nd
PCB-38	nd	nd	nd	nd
PCB-39	nd	nd	nd	nd
PCB-40	nd	nd	nd	nd
PCB-41	nd	nd	nd	nd
PCB-42	nd	nd	nd	nd
PCB-43	nd	nd	nd	nd
PCB-44	nd	nd	nd	nd
PCB-45	nd	nd	nd	nd
PCB-46	nd	nd	nd	nd
PCB-47/75	nd	nd	< 0,66	nd
PCB-49	nd	nd	1,01	< 0,91
PCB-50	nd	nd	nd	nd
PCB-51	nd	nd	nd	nd
PCB-52/73	< 0,66	nd	0,67	nd
PCB-53	nd	nd	< 0,66	< 0,91
PCB-54	nd	nd	nd	nd
PCB-55	nd	nd	nd	nd
PCB-56/60	nd	nd	nd	nd
PCB-57	nd	nd	nd	nd
PCB-58	nd	nd	nd	nd
PCB-59	nd	nd	nd	nd
PCB-61/74	nd	nd	nd	nd
PCB-63	nd	nd	nd	nd
PCB-64/71/72	nd	nd	nd	nd
PCB-65	nd	nd	nd	nd

PCB-66/80	nd	nd	nd	nd
PCB-67	nd	nd	nd	nd
PCB-68	nd	nd	nd	nd
PCB-69	nd	nd	nd	nd
PCB-70/76	nd	nd	nd	nd
PCB-77	nd	nd	nd	nd
PCB-78	nd	nd	nd	nd
PCB-79	nd	nd	nd	nd
PCB-84	nd	nd	nd	nd
PCB-86/97	nd	nd	nd	nd
PCB-87/115	nd	nd	nd	nd
PCB-88/91	nd	nd	nd	nd
PCB-90/101	2,27	nd	3,73	< 0,91
PCB-93	nd	nd	nd	nd
PCB-94	nd	nd	nd	nd
PCB-95	nd	< 0,77	< 0,66	< 0,91
PCB-96	nd	nd	nd	nd
PCB-98/102	nd	nd	nd	nd
PCB-99	5,33	nd	5,68	nd
PCB-100	nd	nd	nd	nd
PCB-104	nd	nd	nd	nd
PCB-105/127	nd	nd	nd	nd
PCB-107/108	nd	nd	4,47	nd
PCB-109	nd	nd	nd	nd
PCB-110	nd	nd	nd	nd
PCB-111/116/117	nd	nd	nd	nd
PCB-112	nd	nd	nd	nd
PCB-114	nd	nd	nd	nd
PCB-118	51,20	< 0,77	17,11	nd

PCB-121	nd	nd	nd	nd
PCB-123	nd	nd	nd	nd
PCB-125	nd	nd	nd	nd
PCB-126	nd	nd	nd	nd
PCB-128	nd	nd	nd	nd
PCB-131/142	3,60	nd	nd	nd
PCB-134	nd	nd	nd	nd
PCB-135/144	< 0,66	nd	< 0,66	< 0,91
PCB-137	nd	nd	nd	nd
PCB-138/160	161,19	1,55	27,67	< 0,91
PCB-139/149	< 0,66	nd	< 0,66	nd
PCB-140	nd	nd	nd	nd
PCB-141	nd	nd	nd	nd
PCB-143	nd	nd	nd	nd
PCB-145	nd	nd	nd	nd
PCB-146	60,30	< 0,77	8,23	nd
PCB-147	< 0,66	nd	0,77	nd
PCB-150	nd	nd	nd	nd
PCB-151	1,14	nd	0,83	nd
PCB-152	nd	nd	nd	nd
PCB-153	584,39	5,33	60,15	< 0,91
PCB-154	< 0,66	nd	0,97	< 0,91
PCB-155	1,77	nd	nd	nd
PCB-156	35,64	nd	2,91	nd
PCB-157	7,64	nd	nd	nd
PCB-158	nd	nd	0,85	nd
PCB-162	4,42	nd	nd	nd
PCB-163/164	nd	nd	nd	nd
PCB-165	2,07	nd	nd	nd
PCB-169	nd	nd	nd	nd

PCB-170/190	19,72	nd	4,10	nd
PCB-171	8,49	nd	0,74	nd
PCB-172/192	12,82	< 0,77	0,71	< 0,91
PCB-173	nd	nd	nd	nd
PCB-174/181	nd	nd	nd	nd
PCB-175	1,66	nd	< 0,66	< 0,91
PCB-176	nd	nd	nd	nd
PCB-177	6,19	nd	1,16	nd
PCB-178	2,90	nd	0,74	< 0,91
PCB-179	nd	nd	nd	nd
PCB-180	222,74	1,79	9,88	nd
PCB-182/187	52,85	< 0,77	4,92	nd
PCB-183	43,26	< 0,77	2,81	nd
PCB-184	0,70	nd	< 0,66	nd
PCB-185	< 0,66	nd	nd	nd
PCB-186	nd	nd	nd	nd
PCB-188	nd	nd	nd	nd
PCB-189	5,43	nd	nd	nd
PCB-191	2,82	nd	nd	nd
PCB-193	11,50	nd	0,75	nd
PCB-194	66,06	0,93	2,62	nd
PCB-195	10,17	nd	1,05	nd
PCB-196/203	41,45	nd	nd	nd
PCB-197	2,36	nd	nd	nd
PCB-199	20,45	nd	nd	nd
PCB-200	nd	nd	nd	nd
PCB-201	nd	nd	nd	nd
PCB-202	3,11	nd	nd	nd
PCB-204	nd	nd	nd	nd
PCB-205	1,36	nd	nd	nd

PCB-206	4,19	nd	nd	nd
PCB-207	3,29	nd	nd	nd
PCB-208	1,53	nd	nd	nd
PCB-209	3,61	nd	nd	nd
Grupo homólogos de PCBs				
MonoCB	nd	nd	nd	nd
DiCB	nd	nd	nd	nd
TriCB	nd	nd	nd	nd
TetraCB	< 0,66	nd	1,67	< 0,91
PentaCB	58,80	< 0,77	30,99	< 0,91
HexaCB	862,16	6,89	102,37	< 0,91
HeptaCB	391,07	1,79	25,81	< 0,91
OctaCB	144,97	0,93	3,67	nd
NonaCB	9,01	nd	nd	nd
DecaCB	3,61	nd	nd	nd
Σ PCBs	**1469,62**	**9,61**	**164,52**	**< 0,91**
Analito OCPs	Concentração (ng g^{-1} peso seco)			
α-HCH	nd	nd	nd	nd
β-HCH	nd	nd	nd	nd
γ-HCH	nd	nd	nd	nd
δ-HCH	nd	nd	nd	nd
Σ HCHs	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**
cis-clordano	nd	nd	nd	nd
trans-clordano	nd	nd	nd	nd
Heptacloro	nd	nd	nd	nd
Σ CHLs	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**
o,p'-DDT	nd	nd	nd	nd

p,*p'*-DDT	nd	nd	nd	nd
o,*p'*-DDD	nd	nd	nd	nd
p,*p'*-DDD	nd	nd	6,16	nd
o,*p'*-DDE	nd	nd	nd	nd
p,*p'*-DDE	529,21	4,87	141,79	1,01
Σ DDTs	**529,21**	**4,87**	**147,95**	**1,01**
Mirex	115,96	nd	nd	nd

Nd – não detectado.

Fonte: A autora (2024).

8.3 ARTIGO ACEITO

Balancing conservation, traditional cuisine and pollution: case study of the stingray *Hypanus berthalutzae* in Pernambuco, Brazil.

(Formatado e submetido para a revista Anais da Academia Brasileira de Ciências no dia 17/03/2024 e aceito no dia 07/07/2024)

Abstract

Fish is an important food item in the diet of humans, whereas it is also a major source of exposure to toxic chemicals. Persistent organic pollutants (POPs) and mercury (Hg) are known to have hotspots of contamination across the coast of Pernambuco, Brazil. This study investigated organochlorines and Hg in muscle samples from respectively 17 and 14 individuals of the stingray *Hypanus berthalutzae* – a fishing resource used to prepare a traditional dish in the local cuisine. DDTs, HCHs and mirex were not detected in the samples. Mean concentrations of PCBs, CHLs and total Hg were 0.032, 0.004 and 60 ng g^{-1} wet weight (ww), respectively. Ecological and biological parameters are important factors in the bioaccumulation of pollutants in fish. Although the concentrations of POPs and Hg do not present a health risk to consumers in general, they may pose a health risk to certain groups such as children and people who eat *H. berthalutzae* daily. This paper is relevant for the conservation of an endemic stingray species widely consumed in northeastern Brazil and classified as vulnerable in terms of risk of extinction.

Introduction

In the 1950s, it was discovered that fish consumption could contaminate domestic animals and humans, triggering illnesses and eventually leading to death. This episode is known as the Minamata disease that was triggered by mercury poisoning (Igata 1993, Eto 2000) and sparked a growing interest in understanding the risk of exposure to toxic pollutants such as trace metals (Hg) and persistent organic pollutants (POPs) (Kiviranta et al. 2004, Darnerud et al. 2006, Baptista et al. 2013, Malarvannan et al. 2014, Lacerda et al. 2016). As fish consumption is a potential source of exposure to these compounds, many studies have been evaluating levels of contaminants in fish (Rodríguez et al. 2015, Bezerra et al. 2019), especially those purchased in fish markets since they are easily available to humans (Lacerda et al. 2016).

In its various forms, mercury (Hg) is recognized as a potentially dangerous pollutant to the marine environment (Dias et al. 2008). Similarly, POPs such as polychlorinated biphenyls (PCBs), dichlorodiphenyltrichloroethane and its metabolites (DDTs), hexachlorocyclohexanes (HCHs), chlordane-related compounds (CHLs) and other chlorinated pesticides are highly toxic to humans and wild animals since they are persistent in the environment, resistant to biodegradation and susceptible to long-range atmospheric transport (Gramatica & Papa 2007, Alves et al. 2010). POPs along with the organic form of Hg (methylmercury) have a strong bioaccumulative nature due to their lipophilic characteristics. Both tend to biomagnify across the food chain so that animals

that occupy higher trophic positions such as rays and sharks are particularly exposed to toxic chemicals (Ferreira et al. 2004, Storelli et al. 2011a,b, Good et al. 2014).

Fish is important for human nutrition since it provides proteins, vitamins, minerals and polyunsaturated fatty acids such as omega-3 (Domingo 2007, Pal et al. 2018). Some species of rays are consumed by human populations (Barreto et al. 2017, Bornatowski et al. 2018, Marques et al. 2019). In Brazil, for instance, there is a traditional dish known as *moqueca* that it is made from stingrays' meat (e.g. *Hypanus berthalutzae*) in the north shore of Pernambuco State. Rays of the genus *Hypanus* along with *Aetobatus narinari* are widely consumed in Pernambuco (Lessa et al. 2005), and eight species of rays are commonly observed in local artisanal fishing landings: *Hypanus marianae*, *Hypanus guttatus*, *Hypanus berthalutzae*, *Gymnura micrura*, *Aetobatus narinari*, *Rhinoptera brasiliensis*, *Rhinoptera bonasus* and *Urotrygon microphthalmun* (Araújo 2016, Melo 2016, Santander-Neto et al. 2016, Queiroz et al. 2019, 2023, Araújo et al. 2022). *H. berthalutzae* is particularly abundant in local fisheries (Lessa et al. 1999) in addition to being an endemic species to Brazil (Petean et al. 2020). Thus, it is a potential route of human exposure to Hg and POPs considering the historical local sources (Yogui et al. 2018, Julio et al. 2022). The average consumption of finfish in Brazil was 4 kg per year in 2008/2009 while the average in northeastern states (including Pernambuco) was 12.8 kg per year (IBGE 2010).

This study quantified organochlorines (OCs) and mercury in the muscle of *H. berthalutzae* stingrays caught on the north coast of Pernambuco (Brazil). It is hypothesized that levels of such contaminants can pose a threat to local seafood safety due to historical contamination of the study area and its vicinities. Parameters influencing contamination of *H. berthalutzae* in the study area are discussed, and safety

for human consumption is also assessed. Finally, recommendations are provided for future studies of chemical contaminants in fish.

Materials and Methods

Study area

Pernambuco is located on the northeastern coast of Brazil. The fishing ground of *H. berthalutzae* in the study area is the continental shelf off Itamaracá Island (7º 42' S, 34º 48' W) in the north shore of Pernambuco. Catches take place about 5 to 18 km from the coastline (Figure 1) at depths up to 50 m (Queiroz et al. 2023). The local shelf has a sandy bottom interspaced with sandreefs and rhodoliths (Magalhães et al. 1997, Cocentino et al. 2004, Viana 2005). The northern portion of the Santa Cruz Channel (Barra de Catuama) and surrounding areas (e.g. Ponta de Pedras) is a site historically contaminated by Hg due to past input of Hg-rich effluents from a chlor-alkali industrial plant (Julio et al. 2022). High concentrations of Hg have been found in local sediments, oysters and suspended particulate matter (Meyer & Medeiros 2017).

Table I. Concentration (ng g^{-1}) of organochlorine compounds and mercury in muscle samples of stingray *Hypanus berthalutzae* caught on the northern coast of Pernambuco, Brazil. Legend: ww = wet weight; dw = dry weight; lw = lipid weight

	ww	dw	lw	ww	dw	lw	ww	dw	lw
Contaminant	Average			Minimum			Maximum		
PCBs*	0.032	0.147	5.28	nd	nd	nd	< 0.089	< 0.410	< 14.7
DDTs	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
HCHs	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
CHLs*	0.004	0.019	0.696	nd	nd	nd	< 0.071	< 0.330	< 11.8

Mirex	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Total Hg	60	280	10,000	26	120	4,300	102	470	16,800

* Refer to the text for explanation on how averages were calculated for PCBs and CHLs.

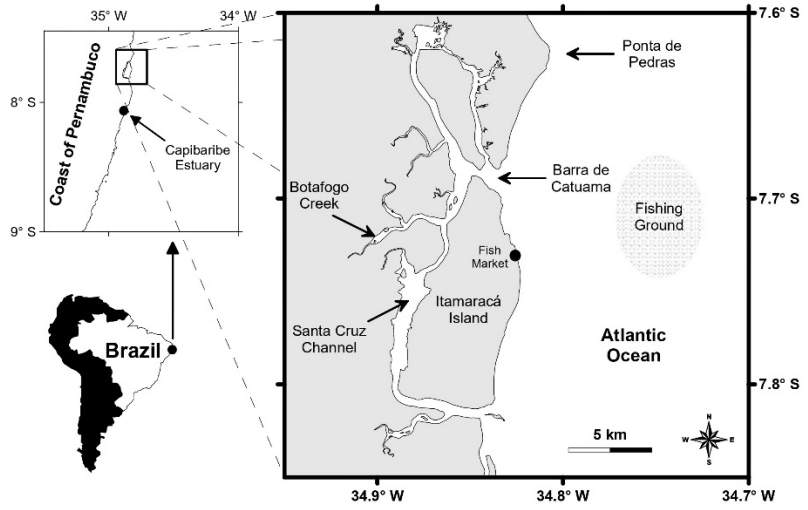


Figure 1. Geographical setting of the study area. The right panel shows the northern coast of Pernambuco (Brazil), including fishing grounds of the stingray *Hypanus berthalutzae* and the fish market where samples were purchased. Location of the Capibaribe Estuary, a hot spot of pollution along the coast of Pernambuco, is depicted in the upper left panel.

In addition, the Capibaribe River estuary is the main hot spot of contamination across the coast of Pernambuco, and it is located about 30 km south of Itamaracá Island (Macedo et al. 2007, Yogui et al. 2018, Gomes et al. 2022). It is sediments exhibit contamination of DDTs at levels that might trigger adverse biological effects (Yogui et al. 2018). Shore drift along the coast of Pernambuco is mainly northward, carrying contaminants to the study area.

Sampling

Currently known as *Hypanus berthalutzae*, the species has undergone some recent taxonomic revisions (Last et al. 2016, Petean et al. 2020). Previously, it was referred to as *Hypanus americanus* (2016 to 2020) and *Dasyatis americana* (before 2016). Even older scientific names include *Pastinaca hastata*, *Dasibatis hastata*, *Dasyatis hastata* and *Dasybatus hastatus* (Petean et al. 2020).

H. berthalutzae is typically caught by either gill net or bottom longline at Itamaracá Island (Melo 2016, Queiroz et al. 2023). The latter is selective and catches only adult individuals of *H. berthalutzae* (Queiroz et al. 2023). Samples were collected during fisheries landing on October, 2020. Stingrays were landed eviscerated and with no head. Species identification was based on the stingray carcass and researcher's background. Ray disk width was not measured but it was clear that they were all adults since their width was over 75 cm - size at which females are sexually mature (Henningsen 2000, Ramírez-Mosqueda et al. 2012). A total of 17 muscle fillets from the dorsal pectoral fin (near spine) were taken for contaminant analysis. Samples were wrapped in clean aluminum foil and transported to the laboratory in coolers at 4 °C.

In the laboratory, scalpel and tweezers were used for removing skin from muscle. Subsamples were weighed on an analytical balance, placed in an oven (60 °C) for 24 h and weighed again for gravimetric determination of dry weight. Subsequently, samples were freeze-dried for several days at -60 °C, macerated using porcelain pestle and mortar, homogenized, transferred to clean glass jars and stored in freezer at -20 °C until chemical analysis.

Persistent organic pollutants

Analysis of POPs was carried out in all muscle samples according to procedures described in Miranda & Yogui (2016). In brief, approximately 3.0 g of freeze-dried tissues were Soxhlet-extracted using 80 mL of n-hexane and methylene chloride (1:1, v/v) for 8 h. Prior to extraction, 100 ng of internal standards (DBOFB, PCB-103 and PCB-198) were added to the samples. An aliquot of the organic extracts (10%) was taken out for gravimetric determination of lipids using a microanalytical balance. The remaining extracts were sequentially cleaned up with sulfuric acid (95-98%) and organics-free distilled water. The cleaned up extracts were concentrated down under a gentle nitrogen flow and recovery standard (TCMX) was added to the final extracts.

Extracts were injected into a gas chromatograph coupled to a mass spectrometer (GC-MS, Agilent Technologies, models 7820A and 5975C). Splitless injections of 1 µL were done with an autosampler. Helium was the carrier gas at a constant flow rate of 1.2 mL min^{-1} into the capillary column (HP-5ms: 30 m length × 0.25 mm inner diameter × 0.25 µm film thickness). Detailed description of temperatures and oven programs in the PCBs and OCPs runs are described elsewhere (e.g. Miranda & Yogui 2016). The mass spectrometer was operated with an electron ionization (EI) source at 70 eV. The full list of organochlorines investigated can be checked in the Supplementary Material (Tables S1 and S2). Identification of analytes in the GC-MS was based on retention times and relative abundances of major *m/z* ions, whereas quantification was based on internal standardization. The analytical curves were based on 6-point linear regression with acceptable coefficient of determination (R^2) equal to or greater than 0.995.

Less than 5% of target analytes were detected in laboratory blanks. These traces of blank contamination were subtracted from the samples in each analytical batch. The average recovery of internal standards was 64.2 ± 2.4% (95% confidence interval). NIST certified reference material SRM 2974a (organics in freeze-dried mussel tissue)

was analyzed to verify the accuracy and precision of the method. Recovery of certified analytes in the SRM averaged 114 ± 8% (confidence interval 95%). The average coefficient of variation (CV) of SRM replicates was 6.5%. Instrumental limits of quantification (LQ) were calculated by dividing the lowest calibration level of a target analyte by the amount of sample extracted (Lauenstein & Cantillo 1998). LQs for PCBs, DDTs, HCHs, CHLs and mirex ranged from 0.071 to 0.089 ng g^{-1} wet weight (ww), with a mean of 0.073 and a standard deviation of 0.008 ng g^{-1} ww. Individual LQs are reported in the Supplementary Material (Tables S1 and S2).

Mercury

Due to sample constraints, Hg was analyzed in just 14 out of 17 samples. Analysis of total Hg was done in triplicate samples of ~100 mg of dry muscle tissues. Samples were digested with 2 mL of nitric acid (65%) previously purified in a sub-boiling distillation system. Digestion was carried out in a conventional microwave (model MEO44, Electrolux) with irradiation at 780 W for 5 min followed by further 5 min for cooling. The digested extracts were completed to 5 mL with ultrapure water. Total Hg was determined using an inductively coupled plasma optical emission spectroscopy system (ICP-OES, Spectro Analytical Instruments, model Cirus CCD) equipped with a quartz torch (2.5 mm inner diameter) injector tube. A continuous flow chemical steam generation system was coupled to ICP-OES. Solutions were conducted to a gas/liquid separator and argon was used for transporting vaporized Hg species directly to the ICP-OES plasma. The wavelength used for quantification was 184.950 nm. The average LQ was 10 ng g^{-1} ww. Certified reference material (DOLT 4 – dogfish liver) was analyzed with the analytical batch for checking method accuracy. Recovery of Hg in DOLT 4 ranged from 95 to 105% of the certified concentration.

Exposure assessment estimation

Discussion of Hg and POPs data is done on wet basis. For POPs, the estimated concentrations were compared with maximum limits recommended by U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency; USEPA 2000). Hg food safety calculation was performed as described below. Health risk associated with fish consumption was assessed using the following equation proposed by Newman & Unger (2002):

$$HQ = E / RfD \quad (1)$$

where HQ is the health risk coefficient, E is the level of exposure or intake of Hg (ng kg^{-1} body weight day^{-1}) and RfD is the Hg reference dose (470 ng kg^{-1} body weight day^{-1}) (BCS 2007). The exposure level (E) was calculated as follows:

$$E = C * I / W \quad (2)$$

where C is the concentration of Hg (ng g^{-1} ww), I is the *per capita* intake rate (35.06 g day^{-1}; IBGE 2010) and W is the average weight of the local adult population (70 kg). If HQ < 1, the exposure level is lower than the reference dose. It means that daily exposure at this level is unlikely to cause adverse effects to consumers.

Additionally, the estimated daily intake (EDI – expressed as mg kg_{BW}^{-1} day^{-1}) was calculated for Hg using two finfish consumption rates: 35 g day^{-1} (IBGE 2010) and 142 g day^{-1} (Bezerra et al. 2023). The former represents the general *per capita* fish consumption for the population of northeastern Brazil, whereas the latter represents the specific *per capita* consumption of traditional communities that eat fish for subsistence. EDI for Hg (EDI_{Hg}) can be calculated as follows:

$$EDIHg = \frac{Cray\ X\ CRlocal}{BW}$$

where C_{ray} (mg kg^{-1}) is the Hg concentration in *H. berthalutzae*, CR_{local} (g day^{-1}) is the fish consumption rate, and BW is the consumer body weight (70 kg for adults and 15 kg for children) (USEPA 2000).

Target risk quotient (THQ) was estimated since it represents the chronic non-carcinogenic health risk of exposure to Hg consumed via finfish. Values below 1 represent no expected health effect while values above 1 represent a potential for adverse health effects. Calculation was made according to the following equation:

$$THQ = \frac{EF\ x\ CRlocal\ x\ ED\ x\ Cray}{RfD\ X\ BW\ x\ AT}$$

where EF is the exposure frequency (365 days per year), ED is the exposure duration (77 years for adults and 6 years for children), RfD is the reference dose of Hg (0.0001 mg kg_{BW}^{-1} day^{-1}, and AT is the average exposure time (EF × ED) (USEPA 2001, 2022).

The local safety level (FSL_{local}) was also calculated (USEPA 2001) according to the equation below. It consists of an upper limit for Hg concentration (ng g^{-1} ww) in consumed fish. Such limit should not be exceeded due to risk of developing health issues in the consumer.

$$FSLLocal = \frac{BW\ x\ RfD}{CRlocal}$$

Results

Concentration of contaminants in muscle of *H. berthalutzae* is summarized in Table I. DDTs, HCHs and mirex were not detected in samples while PCBs and CHLs were detected below LQ. In this case, average concentrations for PCBs and CHLs were calculated assuming that each sample concentration is half of its respective LQ. This approach is known as the middle-bound principle, and it has been commonly used in

dietary intake studies (De Mul et al. 2008, Llobet et al. 2008, Wang et al. 2009). Hg concentrations in muscle of *H. berthalutzae* ranged from 30 to 100 ng g^{-1} ww (mean ± SD = 60 ± 5 ng g^{-1} ww) (Figure 2). Such levels are below the local safety level (FSL_{Local}) for general adult population (200 ng g^{-1} ww). In contrast, mean Hg levels found in *H. berthalutzae* are similar to the safety level for general children population (43 ng g^{-1} ww), and above both adults (49 ng g^{-1} ww) and children (11 ng g^{-1} ww) who consume fish for subsistence.

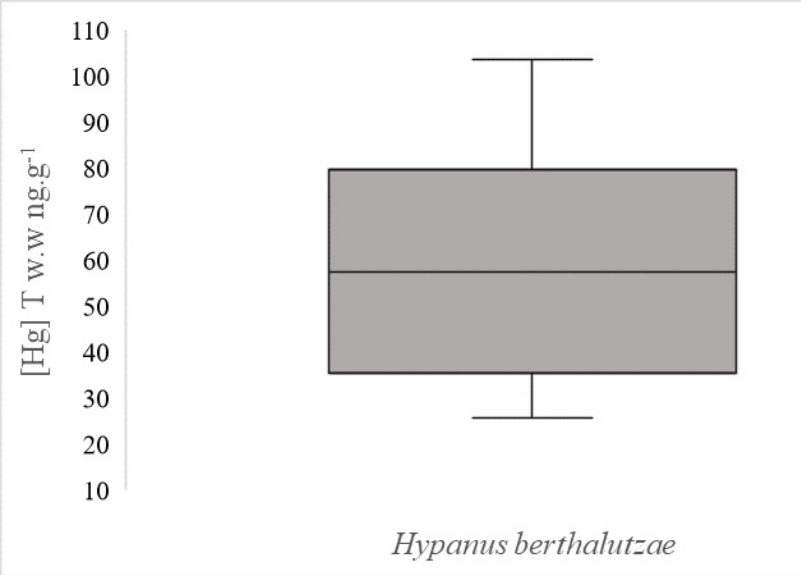


Figure 2. Box-and-whisker plots of Hg concentration in *H. berthalutzae* from the coast of Pernambuco, northeastern Brazil.

The health risk coefficient (HQ) ranged from 0.03 to 0.11 (mean ± SD = 0.06 ± 0.03). This is below the reference level of exposure (E) that ranged from 0.01 to 0.05 (mean ± SD = 0.03 ± 0.01). The target risk quotient (THQ) for the general adult population ranged from 0.1 to 0.5 (mean ± SD = 0.3 ± 0.1), and for general children ranged from 0.6 to 2.4 (mean ± SD = 1.4 ± 0.6). THQ calculated for traditional communities that

consume fish for subsistence ranged from 0.5 to 2.1 (mean ± SD = 1.2 ± 0.5) in adults, and from 2.4 to 9.8 (mean ± SD = 5.7 ± 2.3) in children.

The estimated daily intake (EDI) ranged from 0.00001 to 0.00005 (mean ± SD = 0.00003 ± 0.00001) for the general adult population, and from 0.00006 to 0.00024 (mean ± SD = 0.00014 ± 0.00006) for children. EDI calculated for traditional communities ranged from 0.00005 to 0.00021 (mean ± SD = 0.00012 ± 0.00005) for adults and from 0.00024 to 0.00098 (mean ± SD = 0.00057 ± 0.00023) for children (Table II).

Table II. Parameters calculated for assessment of human exposure to mercury (Hg) contamination in muscle of the stingray *Hypanus berthalutzae* caught on the northern coast of Pernambuco, Brazil. Legend: EDI = estimated daily intake (expressed as mg kg_{BW}^{-1} day^{-1}); THQ = target risk quotient; GA = general adult population; SA = subsistence adult population; GC = general children population; SC = subsistence children population; SD = standard deviation.

Sample	**EDI GA**	**EDI SA**	**EDI GC**	**EDI SC**	**THQ GA**	**THQ GC**	**THQ SA**	**THQ SC**
R1	0.00002	0.00007	0.00008	0.00031	0.16	0.77	0.67	3.11
R4	0.00002	0.00010	0.00012	0.00047	0.25	1.17	1.01	4.73
R6	0.00004	0.00017	0.00020	0.00080	0.42	1.96	1.71	7.97
R7	0.00004	0.00016	0.00018	0.00073	0.38	1.79	1.56	7.28
R8	0.00004	0.00016	0.00018	0.00074	0.39	1.82	1.58	7.39
R9	0.00003	0.00011	0.00012	0.00049	0.26	1.22	1.06	4.94
R10	0.00001	0.00005	0.00006	0.00024	0.13	0.60	0.52	2.42

R11	0.00001	0.00006	0.00007	0.00026	0.14	0.65	0.57	2.65
R12	0.00005	0.00020	0.00023	0.00095	0.50	2.34	2.04	9.51
R13	0.00003	0.00011	0.00013	0.00052	0.27	1.28	1.11	5.18
R14	0.00005	0.00021	0.00024	0.00098	0.52	2.42	2.10	9.82
R15	0.00002	0.00007	0.00008	0.00034	0.18	0.85	0.74	3.44
R16	0.00003	0.00012	0.00014	0.00057	0.30	1.40	1.22	5.69
R17	0.00003	0.00013	0.00015	0.00060	0.32	1.49	1.29	6.04
Mean	**0.00003**	**0.00012**	**0.00014**	**0.00057**	**0.30**	**1.41**	**1.23**	**5.73**
SD	**0.00001**	**0.00005**	**0.00006**	**0.00023**	**0.12**	**0.57**	**0.50**	**2.33**

Discussion

The low concentration of POPs in *H. berthalutzae* could be attributed to low contamination in the stingray foraging area. Despite no data is available for POPs in sediments of the northern continental shelf of Pernambuco, Silva (2015) analyzed sediment samples in the Santa Cruz Channel and found concentrations of PCBs ranging from < LQ to 5.62 ng g^{-1} dry weight (dw). The author concluded that sediments of the Santa Cruz Channel have low concentrations of PCBs, typical of poorly industrialized estuaries. The Santa Cruz Channel is over 22 km long and has a width varying from 0.6 to 1.5 km (Paiva et al. 2017). It borders the west side of Itamaracá Island and its northern connection to the ocean (Barra de Catuama) is right away from *H. berthalutzae* fishing ground (Figure 1).

In Todos os Santos Bay (Bahia State, Brazil), Santos et al. (2020) found average PCBs levels of 0.68 ng g^{-1} ww in *H. berthalutzae* muscle (Table III) (LQ = 0.38 in ng g^{-1} dry weight). This is an order of magnitude greater than the mean concentrations calculated

for this study. Todos os Santos Bay is known to be more industrialized than the northern coast of Pernambuco. However, Sotão-Neto et al. (2020) found PCBs concentrations in sediments of the bay ranging from < LQ to 4.66 ng g^{-1} dw. This range is similar to the one observed at Santa Cruz Channel, evidencing that local sediment contamination is not enough for explaining the low levels PCBs detected in *H. berthalutzae* in the northern coast of Pernambuco.

Table III. Average concentration (ng g^{-1} wet weight) of persistent organic pollutants in muscle of fishes from Brazil.

Species	**Site**	**PCBs**	**CHLs**	**Reference**
Hypanus berthalutzae	Pernambuco (Brasil)	0.032	0.004	This study
Scomberomorus cavalla	Pernambuco (Brasil)	8.57	0.07	Miranda & Yogui (2016)
Hypanus berthalutzae	Bahia (Brasil)	0.68		Santos *et al*. (2020)
Mycteroperca bonaci		0.03		
Caranx crysos		0.24		
Micropogonias furnieri		0.12		
Scomberomorus brasiliensis		0.07		

Miranda & Yogui (2016) investigated POPs in *Scomberomorus cavalla* caught in the coast of Pernambuco. Average concentration of PCBs in muscle was 8.57 ng g^{-1} ww (LQ = 0.50 ± 0.15 ng g^{-1} dry weight). *S. cavalla* is a carnivorous bony fish frequently employed in biomonitoring of contaminants due to its commercial importance (Grady et al. 1989, Adams & McMichael 2007, Ploetz et al. 2007, Costa & Lacerda 2009, Lacerda et al. 2016, Miranda & Yogui 2016, Silva et al. 2021). PCBs levels found in *S. cavalla* are 50 times higher than those in *H. berthalutzae* caught in the present study. In comparison to other fish species, low levels of PCBs were also found in muscle of the stingray *Hypanus americanus* in Florida, USA (Johnson-Restrepo et al. 2005). According to the authors, absorption of organochlorines seems to be associated with the feeding behavior and habitat use of each species. They also argued that accumulation of PCBs is a tissue-specific process controlled by both metabolic and physiological characteristics of each organism. Cascaes et al. (2014) also found significant differences in accumulation of PCBs and DDTs when comparing the demersal shark *Rhizoprionodon lalandii* with other oceanic species. Based on the discussion above, the low concentration of POPs found in *H. berthalutzae* in this study might be associated with diet of the local population and/or biochemical composition of tissues over ontogeny of individuals. For example, lipid content varies throughout the species' life cycle, reaching minimum values during the ovulation period (Marshall 1999, Ababouch 2005).

H. berthalutzae belongs to the infraorder Batoidea. Lower levels of POPs in the species might also be related to biochemical characteristics of Batoidea since individuals of the group exhibit low lipid content in muscle (Krzynowek & Murphy 1987, Ackman 1990). This would make accumulation of POPs more difficult in muscle of stingrays and might even justify the incipient number of studies of POPs in rays worldwide (Bezerra et al.

2019, Fuentes et al. 2023), making comparisons more difficult. Other issues also contribute to such a difficult in comparing different studies: targeted biological tissues and concentration basis for reporting contamination.

In the first case, some studies have investigated either muscle (Santos et al. 2020) or liver contamination (Rosenfelder et al. 2012, Cascaes et al. 2014, Paiva et al. 2021, Corrêa et al. 2022). Overall, muscle is more relevant when addressing food safety since it is the way fish is consumed by humans. In contrast, liver plays a key role in the animal's metabolism and it is more important from an ecological point of view. The second issue is the lack of uniformity among papers since different bases have been used for reporting concentration of contaminants. Some studies on fish present results on a wet weight basis (e.g. Silva et al. 2007, Silva et al. 2009, Lavandier et al. 2013) while others use dry weight (e.g. Miranda & Yogui 2016) or lipid weight basis (e.g. Rosenfelder et al. 2012, Cascaes et al. 2014, Paiva et al. 2021, Corrêa et al. 2022). Unfortunately, full data for converting concentrations between distinct bases are not always available for facilitating comparisons. In fact, this reflects the lack of consensus on the basis contaminant data sets should be presented and discussed. It is an issued that remains to be addressed by the scientific community. The easiest way to solve it would be publication of full data sets (see supplementary material) containing individual concentration of contaminants along with wet, dry and lipid weight of each sample tissue. Alternatively, a summary table containing concentrations expressed on the three possible bases (wet, dry and lipid) would be very useful (see Table I) although not common to see in the literature (Miranda & Yogui, 2016). Lack of standardization when reporting units of concentration is a minor issue but it would be convenient whether all studies could present data expressed in the smallest unit detectable (i.e. ng g^{-1}). These

recommendations are important for supporting public policies toward conservation of fishing resources and human food safety.

A recent review on contaminants in chondrichthyans pointed to lack of data on effects of POPs in Batoidea (Fuentes et al. 2023), highlighting the need for more research in Brazil and elsewhere. The same authors also concluded that variations in the concentration of POPs depend on feeding habits, sex and maturity stage of the specimens. Influence of these variables should be addressed in future studies in order to better understand their role in contaminant accumulation.

Total Hg averaged 60 ng g^{-1} ww in *H. berthalutzae* from the northern coast of Pernambuco. This is about an order of magnitude lower than levels found by Moura et al. (2020) in the coast of Ceará, Brazil (Table IV). The same authors investigated several species of rays that exhibited distinct mean concentrations ranging from 6 ng g^{-1} ww for *Aetobatus narinari* to 300 ng g^{-1} ww for *H. berthalutzae*. Differences of up to three orders of magnitude were attributed to the distinct diets (Moura et al. 2020).

Table IV. Average total mercury concentration (ng g^{-1} wet weight) and health risk coefficient (HQ) in muscle of rays from Brazil. Numbers in bracket denote range.

Species	**Site**	**Concentration**	**HQ**	**Reference**
Hypanus berthalutzae	Pernambuco - Brazil	60 (30 – 100)	0,06 (0,03 - 0,11)	This study
Hypanus guttatus	Pernambuco - Brazil	919 (129 – 2,130)	1.07 (0.14 - 2.3)	Julio et al. (2022)
Hypanus berthalutzae	Ceará - Brazil	300 (200 – 1,197)	1.6 (1–4.8)	Moura et al. (2020)
Hypanus guttatus		56	2.8	

		(1 – 1,089)	(0.2–6.6)	
Gymnura		176	0.2	
micrura		(42 – 417)	(0.1–0.9)	
Rhinoptera		10	0.01	
bonasus		(4 – 32)	(0.01–0.04)	
Aetobatus		6	0.02	
narinari		(1 – 22)	(0.009–0.05)	
Hypanus guttatus	Ceará - Brazil	83	0.09	Lacerda et al. (2016)

In Pernambuco, Julio et al. (2022) found mean Hg levels of 919 ng g^{-1} ww in the stingray *H. guttatus*. This is 15 times higher than average Hg found in *H. berthalutzae* in this study. Both species have the same foraging habitats but occupy distinct trophic positions. Despite the higher trophic level (Moura et al. 2020, Queiroz et al. 2023), *H. berthalutzae* exhibited much lower concentrations than *H. guttatus* in the coast of Pernambuco. Thus, another factor must explain such differences. In this case, higher concentrations of Hg in *H. guttatus* might reflect ontogenetic changes in the diet since juveniles feed mainly on invertebrates while adults forage benthic fish (Silva et al. 2001, Moura et al. 2020). Furthermore, *H. guttatus* is a demersal stingray that lives on sandy and muddy estuarine bottoms of the Santa Cruz Channel (Julio et al. 2022, Queiroz et al. 2023), an ecosystem historically contaminated by Hg. There are significant amounts of Hg complexed with organic matter in local estuarine sediments, including methyl-Hg (Lacerda et al. 2020) that turns the metal more available to biota. Juveniles of *H.*

guttatus live in high salinity environments such as the continental shelf while adults prefer environments with lower salinity such as estuarine intertidal zones (Figueiredo 1977, Menni & Lessa 1998, Yokota & Lessa 2007, Gomes et al. 2010, Gianeti 2011, Melo 2016). Therefore, adults of *H. guttatus* are more exposed to Hg contamination in the Santa Cruz Channel than *H. berthalutzae* that prefers to inhabit coastal marine habitats (Petean et al. 2020). *H. berthalutzae* presents ontogenetic segregation between life stages since juveniles live in coastal areas close to beaches and adults live seaward close to the shelf break (Freitas et al. 2019, Queiroz et al. 2023). Queiroz et al. (2023) did not detect statistically significant differences in the diet between life stages of *H. berthalutzae*. However, younger stages tend to prefer crustaceans while adults have a preference for feeding on cephalopods (Queiroz et al. 2023). Both stingrays (*H. guttatus* and *H. berthalutzae*) have a demersal habit but occupy distinct niches and trophic positions in the ecosystem they inhabit. Although a generalist feeder, *H. berthalutzae* exhibits a less diverse diet when compared to *H. gutattus* (Queiroz et al. 2023). So foraging habits might also explain distinct accumulation of Hg in both species.

Although disc width of rays was not measured in this study, it is known that all sampled individuals were adults. So it is worth highlighting that Hg tends to exhibit a positive correlation with body size, age and trophic position (Boening 2000, Lacerda et al. 2000). Moura et al. (2020) found a significant correlation between the size of *H. guttatus* and level of Hg in muscle. Julio et al. (2022) also found a significant positive correlation between Hg concentration in muscle and body size of both stingray *H. guttatus* and shark *Rhizoprionodon porosus*.

Environmental contaminants such as POPs and Hg can contribute to the loss of biodiversity (Rolland 2000) since they have the ability to disrupt animals' endocrine, reproductive and immune systems (Colborn & Clement 1992, Guillette et al. 1994,

Guillette 1995, Rolland et al. 1995). The reproductive effects of PCBs include changes in sex steroid hormones, gonadotropins, gonad growth and vitellogenin production (Monosson 2000). The reported developmental effects of the same contaminants include embryonic and larval growth as well as survival (Monosson 2000). PCBs also have a potential long-term effect on the survival of offspring (Monosson 2000). Mercury is an endocrine disruptor that can promote, block, or reduce androgenic and estrogenic activity in fish (Wiener & Spry 1996, Friedmann et al. 2002). Thus, it hinders the reproductive success of species even when found at low concentrations. Furthermore, there is maternal transfer of both PCBs and Hg to embryos (Lyons & Lowe 2013, Lyons 2018). This is alarming because offspring is born contaminated and will likely be exposed to more contaminants throughout their lives.

Rays typically exhibit low fecundity, late sexual maturation and internal fertilization when compared to bony fish (Last & Stevens 1994), making them more susceptible to the risk of extinction as a consequence of anthropogenic factors such as pollution and overfishing (Holden 1974). In relation to sharks, rays are less studied and present deficient data for assessing their risk of extinction although some species can already be considered threatened (Oliveira et al. 2019). About 38% of ray species that occur in Brazil lie on a state of concern (ICMBio 2016, Oliveira et al. 2019) while others have not yet been evaluated or have insufficient knowledge for making decisions toward their conservation (Oliveira et al. 2019). *H. berthalutzae* is currently classified by the IUCN as a vulnerable species (VU) (ICMBio/MMA 2022, Charvet et al. 2020). This is of great concern since it is an endemic to Brazil. In the past decades, several species of elasmobranchs have been threatened and some populations have experienced declines of up to 90% at certain regions (Dent & Clarke 2015). Therefore, they are under a real risk of extinction without public policies for their conservation.

Given the above regarding the contamination of the species, fishing pressure also contributes to the risk of extinction of this endemic ray, since it is widely consumed in the Northeast and is the focus of target fishing, making fishing another factor to be addressed for conservation of the species. Studies like this one are important for generating knowledge and supporting science-based decisions for avoiding loss of biodiversity.

Major factors influencing concentrations of both POPs and Hg in muscle of *H. berthalutzae* can be attributed to biological variable such as diet. Proximity to known hot spots of contamination such as the Capibaribe Estuary (PCBs and DDTs) and the Santa Cruz Channel (Hg) apparently does not play a relevant role in contamination of the species. This is also supported by a global review on contaminants in rays (Bezerra et al. 2019). According to these authors, ecological characteristics such as bottom feeding and higher trophic position are potential factors that contribute to absorption and accumulation of contaminants along with metabolism of the species and individual physiology. Van der Oost et al. (2003) also highlighted ecological and biological parameters (e.g. habitat use, diet, trophic position, age, sex, body size, season, lipid content and mobility) as important factors in the bioaccumulation of pollutants in fish.

Bezerra et al. (2019) and Fuentes et al. (2023) emphasized the need for more studies of contaminants in rays, particularly POPs. For instance, just 11 studies had been published worldwide on POPs in rays up to 2019 (Bezerra et al. 2019). In South America, Fuentes et al. (2023) reported just five studies in their review considering both Pacific and Atlantic coasts.

Regarding POPs, *H. berthalutzae* caught on the northern coast of Pernambuco can be considered safe for human consumption. USEPA (2000) recommends maximum limits of 380 ng g^{-1} ww for PCBs, 904 ng g^{-1} ww for DDTs and 9400 ng g^{-1} ww for CHLs.

Levels found in this paper are much lower than the safe limits set by the U.S. EPA. Overall, values of HQ were below 1 and do not represent risk of exposure to human consumers but assessing the THQ approach for chronic non-carcinogenic health risk reveals different scenarios when considering four populational groups. Such groups are the general population and the traditional communities that rely on seafood caught by themselves for subsistence. Both were subdivided as children and adults. The general adult population exhibited THQ below 1, confirming no health risk from consumption of *H. berthalutzae* meat (Table II). Conversely, the general children population and the traditional community population (both children and adults) exhibited mean THQ near to or well above 1 (Table II), suggesting that Hg poses a risk for non-carcinogenic effects over time.

Considering the EDI approach, the average value was higher than the Hg reference dose (RfD = 0.0001 mg kg_{BW}^{-1} day^{-1}) only for children in the traditional community group (Table II), suggesting potential negative effects due to chronic exposure. Bezerra et al. (2023) argued that THQ and EDI are good proxies for evaluating exposure to Hg via seafood consumption. For reducing such risk, it is recommended that children of traditional communities at the northern coast of Pernambuco feed on a variety of seafood protein sources, including vegetables and land animals that are likely to exhibit lower Hg contamination.

The calculated local safety level (FSL_{Local}) was compared to values estimated by Bezerra et al. (2023) from several regulatory agencies worldwide. In this study, FSL_{Local} for the general adult population (i.e. those who sporadically eat *H. berthalutzae* meat) was 200 ng g^{-1} ww. This is below the recommended values for health benefits of fish consumption worldwide (210 ng g^{-1} ww) and for USA recreational fishermen (290 ng g^{-1} ww) set by FAO/WHO (2011) and USEPA (2001), respectively, and for the

general Brazilian population (260 ng g^{-1} ww) according to MPA (2012) and for the general northeastern population of the country (280 ng g^{-1} ww) according to IBGE (2021). In this study, FSL_{Local} value calculated for the general children population was generally in accordance with those set by Brazilian national (60 ng g^{-1} ww) (MPA 2012, IBGE 2021), USA (90 ng g^{-1} ww) agency (USEPA 2001) and worldwide (50 ng g^{-1} ww) (FAO/WHO 2011) the recommended value for health benefits of fish consumption. In Brazil, the regulatory agency does not have issued FSL_{Local} values for traditional communities that have a high intake of seafood. So values calculated in this study were compared to those set for subsistence fishermen in the USA. Such FSL_{Local} reference values are 50 ng g^{-1} ww for adults and 10 ng g^{-1} ww for children (USEPA 2001). Adults who feed for subsistence are below the value (49 ng g^{-1} ww) while children are at risk of Hg contamination, not within safe limits (11 ng g^{-1} ww). Setting these limits is important for avoiding the risk of excessive exposure to Hg through consumption of seafood (Bezerra et al. 2023).

Conclusion

This study is relevant for both conservation and food safety purposes. It was the first one investigating levels of both POPs and Hg in an endemic stingray that inhabits demersal marine environments at northeastern Brazil. POPs were not detected or detected below the limit of quantification while Hg exhibited low concentrations in muscle of the stingray *H. bethalutzae*. Therefore, contamination by POPs and Hg is not an issue for the conservation of the species on the north coast of Pernambuco. *H. bethalutzae* also has cultural importance to the local cuisine since it has been used in the preparation of traditional dishes such as stew and *moqueca*. The food safety assessment showed that the adult population feeding on this stingray is not at risk. Conversely, *H. bethalutzae* may pose a health threat to certain populational groups such as children and

traditional communities that rely exclusively on the species for subsistence (e.g. local fishermen and their families). Considering that *H. bethalutzae* is listed as a vulnerable species by the IUCN, monitoring fisheries and level of pollutants over time should be warranted in order to support public policies toward its conservation.

Therefore, depending on the methodology used and the most vulnerable subgroups within the population analyzed, the concentration found in the ray's muscles may or may not present a health risk due to exposure to Hg, therefore it is recommended to use different methodologies and population subgroups, in addition to considering multiple consumption scenarios for this fish when assessing the risk of exposure to Hg, so that an assessment is closer to the real situation.

Acknowledgments

This study was financially supported by Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Brasil – Finance Code 001. The authors also thank fishermen from the Z11 Fishing Colony at Itamaracá Island, especially Mr. Daniel for providing samples for this study and contributing to local research efforts on rays.

Author contributions

TGJ: conceptualization, methodology, formal analysis, data curation, writing - original draft

GTY: methodology, data curation, supervision, resources, writing - review and editing

References

ABABOUCH L. 2005. Fisheries and Aquaculture topics. Composition of fish. Topics Fact Sheets. In: Fisheries and Aquaculture Department. FAO, Rome. http://www.fao.org/fishery/topic/12318/en.

ACKMAN R. 1990. Seafood lipids and fatty acids. Food Rev Int 6(4): 617–646.

ADAMS DH & MCMICHAEL RH. 2007. Mercury in king mackerel, *Scomberomorus cavalla*, and Spanish mackerel, *S. maculatus*, from waters of the south-eastern USA: regional and historical trends. Mar Freshw Res 58(2): 187-193.

ALVES MIR, FILHO NRA, OLIVEIRA LG & FURTADO STF. 2010. Avaliação da Contaminação por Pesticidas Organoclorados em Recursos Hídricos do Estado de Goiás. Rev Brasil de Rec Hídr 15 (1): 67-74.

ARAÚJO MLG. 2016. Uso de habitats essenciais e recrutamento de espécies de peixes teleósteos e elasmobrânquios no Nordeste do Brasil. Relatório técnico CNPq.

ARAÚJO PRV, ODDONE MC, EVÊNCIO-NETO J & LESSA R. 2022. Reproductive biology of the whitespotted eagle ray *Aetobatus narinari* (Myliobatiformes) captured in the coast of Paraíba and Pernambuco, Brazil. J Fish Biol 100(4): 944-957.

BAPTISTA J, PATO P, PEREIRA E, DUARTE AC & PARDAL MA. 2013. PCBs in the fish assemblage of a southern European estuary. J Sea Res 76: 22–30.

BARRETO RR, BORNATOWSK H, MOTTA FS, SANTANDER-NETO J, VIANNA GMS & LESSA R. 2017. Rethinking use and trade of pelagic sharks from Brazil. Mar Policy 85: 114-122.

BCS. 2007. Bureau of Chemical Safety. Human health risk assessment of mercury in fish and health benefits of fish consumption. Food Directorate, Health Products and Food Branch, 76 p. Ontario. http://hc-sc.gc.ca/fn-an/pubs/mercur/merc_fishpoisson_e.html.

BEZERRA MF, LACERDA LD & LAI CT. 2019. Trace metals and persistent organic pollutants contamination in batoids (Chondrichthyes: Batoidea): A systematic review. Environ Pollut 248: 684-695.

BEZERRA MF, GOYANNA FAA & LACERDA LD. 2023. Risk assessment of human Hg exposure through consumption of fishery products in Ceará state, northeastern Brazil. Mar Pollut Bull 189: 114713.

BOENING DW. 2000. Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. Chemosphere 40: 1335–1351.

BORNATOWSKI H, BRAGA RR & BARRETO RP. 2018. Elasmobranchs consumption in Brazil: impacts and consequences. In Advances in Marine Vertebrate Research in Latin America, Coastal Research Library 22: 251–262.

CASCAES MJ, OLIVEIRA RT, UBARANA MM, SATO RM, BALDASSIN P, COLABUONO FI, LEONEL J, TANIGUCHI S & WEBER RR. 2014. Persistent organic pollutants in liver of Brazilian sharpnose shark (*Rhizoprionodon lalandii*) from southeastern coast of Brazil. Mar Pollut Bull 86 (1-2): 591-593.

CHARVET P, DERRICK D, FARIA V, MOTTA F & DULVY NK. 2020. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T181244306A181246271.

COCENTINO AM, MAGALHÃES KM & PEREIRA SMB. 2004. Estrutura do macrofitobentos marinho. In ESKINAZI-LEÇA E, NEUMANN-LEITAO S & COSTA MF (Eds.). Oceanografia: um cenário tropical (391–423). Bargaço, Recife.

COLBORN T & CLEMENT C. (eds).1992. Chemically-Induced Alterations in Sexual and Functional Development: The Wildlife/Human Connection. Advances in Modern Toxicology, Vol. XXI. Princeton Scientific Publishing Co Inc, Princeton, NJ.

CORRÊA B, PAIVA LG, SANTOS-NETO E, VIDAL LG, SILVA CEA, VIANNA M & LAILSON-BRITO JL. 2022. Organochlorine contaminants in Rio skate (*Rioraja agassizii*), an endangered batoid species, from southeastern coast of Brazil. Mar Pollut Bull 182, 114002.

COSTA BG & LACERDA LD. 2009. Concentração de mercúrio total em cavala, *Scomberomorus cavalla*, e serra *Scomberomorus brasiliensis*, comercializadas nas bancas de pescado do Mucuripe, Fortaleza. Ceará. Arq Ciên Mar 42 (1): 22–29.

DARNERUD PO, ATUMA S, AUNE M, BJERSELIUS R, GLYNN A, GRAWE KP & BECKER W. 2006. Dietary intake estimations of organohalogen contaminants (dioxins, PCB, PBDE and chlorinated pesticides, e.g. DDT) based on Swedish market basket data. Food Chem Toxicol 44: 1597–1606.

DE MUL A, BAKKER MI, ZEILMAKER MJ, TRAAG WA, LEEUWEN SPJV, HOOGENBOOM RLAP, BOON PE & KLAVEREN JDV. 2008. Dietary exposure to dioxins and dioxin-like PCBs in The Netherlands anno 2004. Regul Toxicol Pharmacol 51: 278-287.

DENT F & CLARKE S. 2015. State of the global market for shark products. FAO Fisheries and Aquaculture technical paper, (590), I.

DIAS ACL, GUIMARÃES JRD, MALM O & COSTA PAS. 2008. Mercúrio total em músculo de cação *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758) e de espadarte *Xiphias gladius* Linnaeus, 1758, na costa sul-sudeste do Brasil e suas implicações para a saúde pública. Cad Saúd Públ 24: 2063-2070.

DOMINGO JL. 2007. Omega-3 fatty acids and the benefits of fish consumption: is all that glitters gold? Environ Int 33: 993–998.

Eto K. 2000. Minamata disease. Neuropathology 20: 14-19.

FAO/WHO. 2011. Food and Agriculture Organization of the United Nations; Geneva, World Health Organization. Report of the Joint FAO/WHO Expert Consultation on the Risks and Benefits of Fish Consumption. Rome, 50 p.

FERREIRA AG, FARIA VV, CARVALHO CEV, LESSA RPT & SILVA FMS. 2004. Total mercury in the night shark, *Carcharhinus signatus* in the western equatorial Atlantic Ocean. Brazil Arch Biol Technol 47(4): 629-634.

FIGUEIREDO JL. 1977. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. I. Introdução. Cações, Raias e Quimeras. São Paulo, SP, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 104 p.

FREITAS RH, AGUIAR AA, FREITAS AKC, LIMA SM & VALENTIN JL. 2019. Unravelling the foraging behavior of the southern stingray, *Hypanus americanus* (Myliobatiformes: Dasyatidae) in a Southwestern Atlantic MPA. Neotrop Ichthyol 17: e180131.

FRIEDMANN AS, COSTAIN EK, MACLATCHY DL, STANSLEY W & WASHUTA EJ. 2002. Effect of mercury on general and reproductive health of largemouth bass (*Micropterus salmoides*) from three lakes in New Jersey. Ecotoxicol Environ Saf 52: 117–122.

FUENTES SN, ANDRADE MCD, AWRUCH CA, MOYA AC & ARIAS AH. 2023. Impacts of water pollutants on chondrichthyans species from South America: A review. Chemosphere 324: 138262.

GIANETI MD. 2011. Reprodução, alimentação, idade e crescimento de *Dasyatis guttata* (Block e Schneider, 1801) (Elasmobranchii; Dasyatidae) na região de Caiçara do Norte – RN. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

GOMES UL, SIGNORI C, GADIG OBF & SANTOS HRS. 2010. Guia para identificação de tubarões e raias do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, Technical Books, 234 p.

GOMES BRDS, FRANÇA RDS, MORAES AS, BATAGLION GA & SANTOS JM. 2022. Evaluation of sediment contamination by urban sewage in a stretch of Capibaribe River, Pernambuco, Brazil. Quim Nova 45(10): 1205-1213.

GOOD TP, PEARSON SF, HODUM P, BOYD D, ANULACION BF & YLITALO GM. 2014. Persistent organic pollutants in forage fish prey of rhinoceros auklets breeding in Puget sound and the northern California current. Mar Pollut Bull 86: 367–378.

GRADY JR, JOHNSON AG & SANDERS M. 1989. Heavy metal content in otoliths of king mackerel (*Scomberomorus cavalla*) in relation to body length and age. Contrib. mar. sci. 31: 17-23.

GRAMATICA P & PAPA E. 2007. Screening and ranking of POPs for global half-life: QSAR approaches for prioritization based on molecular structure. Environ Sci Technol 41: 2833–2839.

GUILLETTE LJ .1995. Endocrine disrupting environmental contaminants and developmental abnormalities in embryos. Hum Ecol Risk Assess: 25–36.

GUILLETTE LJ, GROSS TK, MASSON GR, MATTER JM, PERCIVAL HF & WOODWARD AR. 1994. Developmental abnormalities of the gonad and abnormal sex

hormone concentrations in juvenile alligators from contaminated and control lakes in Florida. Environ Health Perspect: 680–688.

HENNINGSEN AD. 2000. Notes on reproduction in the southern stingray, *Dasyatis americana* (Chondrichthyes, Dasyatidae). Copeia 2000(3): 826-828.

HOLDEN MJ. 1974. Problems in the rational explotation of elasmobranch populations and some suggest solutions. Sea Fish Res (1): 117-137.

IBGE, 2010. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa de Orçamentos Familiares 2008-2009: Aquisição alimentar domiciliar per capita. Rio de Janeiro.

IBGE, 2021. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção da Pecuária Municipal, 2020. Rio de Janeiro. https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/pesquisa/18/16459?localidade1=0&ano=2020&indicador=16512.

ICMBIO. 2016. INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Avaliação do risco de extinção dos elasmobrânquios e quimeras no Brasil: 2010-2012. http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/biblioteca/download/trabalhos_tecnicos/pub_2016_avaliacao_elasmo_2010_2012.pdf.

ICMBio/MMA (Ed.). 2022. Portaria MMA No 148, de 7 de Junho de 2022. In Diário Oficial da União (p. 74). Brasília, Brazil: Diário Oficial da União.

IGATA A. 1993. Epidemiologic and clinical features of Minamata disease. Environ Res 63(1): 157-169.

JOHNSON-RESTREPO B, KANNAN K, ADDINK R & ADAMS DH. 2005. Polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls in a marine foodweb of coastal Florida. Environ Sci Technol 39: 8243-8250.

JULIO TG, MOURA VL, LACERDA LD & LESSA R. 2022. Mercury concentrations in coastal Elasmobranchs (*Hypanus guttatus* and *Rhizoprionodon porosus*) and human exposure in Pernambuco, Northeastern Brazil. An Acad Bras Cienc 94 (4): 1- 14.

KIVIRANTA H, OVASKAINEN MAL, & VARTIAINEN T 2004. Market basket study on dietary intake of PCDD/Fs, PCBs, and PBDEs in Finland. Environ Int 30: 923–932.

KRZYNOWEK J & MURPHY J. 1987. Proximate composition, energy, fatty acid, sodium, and cholesterol content of finfish, shellfish, and their products. Maryland: US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service.

LACERDA LD, BEZERRA MF. COSTA BGB, BRAGA TM & GOYANNA FAA. 2016. Mercury distribution in fish commercialized at the Mucuripe market, Fortaleza, Ceará state, Brazil. Arq Ciênc Mar 49: 50-54.

LACERDA LD, MARINS RV & DIAS FJDS. 2020. An arctic paradox: response of fluvial Hg inputs and bioavailability to global climate change in an extreme coastal environment. Front Earth Sc 8: 93.

LACERDA LD, PARAQUETTI HHM, MARINS RV, REZENDE CE, ZALMON IR, GOMES MP & FARIAS V. 2000. Mercury content in shark species from the south-eastern Brazilian coast. Rev Bras Biol 60: 571–576.

LAST PR & STEVENS JD. 1994. Sharks and Rays of Australia. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO), 397p.

LAST PR, NAYLOR GJ & MANJAJI-MATSUMOTO BM. 2016. A revised classification of the family Dasyatidae (Chondrichthyes: Myliobatiformes) based on new morphological and molecular insights. Zootaxa 4139(3): 345-368.

LAUENSTEIN GG & CANTILLO AY. 1998. Sampling and analytical methods of the National Status and Trends Program Mussel Watch Project: 1993-1996 update. In: NOAA Technical Memorandum NOS ORCA, 130p.

LAVANDIER R, QUINETE N, HAUSER-DAVIS RA, DIAS PS, TANIGUCHI S, MONTONE R & MOREIRA I. 2013. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in three fish species from an estuary in the southeastern coast of Brazil. Chemosphere 90(9): 2435-2443.

LESSA RPT, SANTANA FM, RINCÓN G, GADIG OBF & EL-DEIR AC. 1999. Biodiversidade de Elasmobrânquios do Brasil: Relatório para o Programa Nacional da Diversidade Biológica (PRONABIO), – Nécton – Elasmobrânquios. Recife. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal (MMA), 119 p.

LESSA R, VOOREN CM, ARAÚJO MLG, KOTAS JE, ALMEIDA PC, FILHO GR, SANTANA FM, GADIG OBF, SAMPAIO C, ALMEIDA Z, ALMEIDA M, ROSA RS. 2005. Plano Nacional para Conservação e Manejo dos Estoques de Peixes Elasmobrânquios no Brasil. Recife: Sociedade Brasileira para o Estudo de Elasmobrânquios – SBEEL, 100p.

LLOBET JM, MARTÍ-CID R, CASTELL V, DOMINGO JL. 2008. Significant decreasing trend in human dietary exposure to PCDD/PCDFs and PCBs in Catalonia Spain. Toxicol Lett 178: 117-126.

LYONS K. 2018. Physiological consequences of environmental contamination in an elasmobranch with matrotrophic histotrophy, the Round Stingray (*Urobatis halleri*). Doctoral Thesis, University of Calgary, Calgary.

LYONS K & LOWE CG. 2013. Quantification of maternal offloading of organic contaminants in elasmobranchs using the histotrophic round stingray (*Urobatis halleri*) as a model. Environ Sci Techno, 47(21): 12450-12458.

MACEDO SD, SILVA HP, BRAYNER FMM, DUARTE MMMB & BARBOSA ADF. 2007. Heavy metal concentrations in sediments of the Capibaribe River Estuary in the Metropolitan Region of Recife, Pernambuco-Brazil. WIT Transactions on Ecology and the Environment, 102p.

MAGALHÃES KM, ESKINAZI-LEÇA E & MOURA JUNIOR AM. 1997. Morfometria e biomassa da fanerógama marinha - *Halodule wrightii* Ascherson no litoral norte de Pernambuco. Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco 25: 83–92.

MALARVANNAN G, BELPAIRE C, GEERAERTS C, EULAERS I, NEELS H & COVACI A. 2014. Assessment of persistent brominated and chlorinated organic contaminants in the European eel (*Anguilla anguilla*) in Flanders, Belgium: levels, profiles and health risk. Sci Total Environ 482: 222–233.

MARQUES RA, JULIO TG, SOLE-CAVA AM & VIANNA M. 2019. A new strategy proposal to monitor ray fins landings in south-east Brazil. Aquat Conser Mar Freshwat Ecosyst 30(1): 1-18.

MARSHALL CT, YARAGINA NA, LAMBERT Y & KJESBU OS. 1999. Total lipid energy as a proxy for total egg production by fish stocks. Nature 402(6759): 288-290.

MELO ACM. 2016. Biologia reprodutiva e pesca da raia *Dasyatis guttata* (Block e Schneider, 1801) (Elasmobranchii: Dasyatidae) na plataforma continental de Pernambuco, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

MENNI RC & LESSA RP. 1998. The Chondrichthyan community off Maranhão (northeastern Brazil). II Biology of species. Acta Zool Lilloana 44: 69-89.

MEYER U & MEDEIROS C. 2017. Mercury in the Santa Cruz Channel, NE Brazil - A potential risk. Trop Oceanogr 45: 58-75.

MIRANDA DA & YOGUI GT. 2016. Polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides in king mackerel caught off the coast of Pernambuco, northeastern Brazil: Occurrence, contaminant profile, biological parameters and human intake. Sci Total Environ 569, 1510-1516.

MONOSSON E. 2000. Reproductive and developmental effects of PCBs in fish: a synthesis of laboratory and field studies. Rev Toxicol 3(1): 25-75.

MOURA VL, RABELO JN, BEZERRA MF, SILVA GB, FARIA VV, REZENDE CE, BASTOS WR & LACERDA LD. 2020. Ecological and biological factors associated to mercury accumulation in batoids (Chondrichthyes: Batoidea) from northeastern Brazil. Mar Pollut Bull 161: 111761.

MPA, 2012. Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura – 2011. In: Boletim Estatístico Da Pesca E Aquicultura 2011. Secretaria de Monitoramento e Controle do Ministério da Pesca e Aquicultura – MPA. Coordenação-Geral de Monitoramento e Informações Pesqueiras. Brasília, 60p.

NEWMAN MC & UNGER MA. 2002. Fundamentals of ecotoxicology. Lewis Publishers, Boca Raton, 376 p.

OLIVEIRA CDLD, OLIVEIRA CYBD, SILVA HR & JULIO TG. 2019. Diversidade de raias marinhas na costa do Brasil e seus estados de ameaça nacional e global. Arq Ciênc Mar 52:7-20.

PAIVA LG, VANNUCI-SILVA M, CORREA B, SANTOS-NETO E, VIANNA M & LAILSON-BRITO JL. 2021. Additional pressure to a threatened species: High persistent organic pollutant concentrations in the tropical estuarine batoid *Gymnura altavela*. Bull Environ Contam Toxicol 107: 37-44.

PAIVA ACG, COELHO PA & TORRES MFA. 2017. Influência Dos Fatores Abióticos Sobre a Macrofauna De Substratos Inconsolidados Da Zona Entre-Marés No Canal De Santa Cruz, Pernambuco, Brasil. Arq Ciênc Mar 38: 85–92.

PAL J, SHUKLA BN, MAURYA AK, VERMA HO, PANDEY G & AMITHA A. 2018. A review on role of fish in human nutrition with special emphasis to essential fatty acid. Int J Fish Aquat Stud 6(2): 427-430.

PETEAN FF, NAYLOR GJ & LIMA SM. 2020. Integrative taxonomy identifies a new stingray species of the genus *Hypanus* Rafinesque, 1818 (Dasyatidae, Myliobatiformes), from the Tropical Southwestern Atlantic. J Fish Biol 97(4): 1120-1142.

PLOETZ DM, FITTS BE & RICE TM. 2007. Differential accumulation of heavy metals in muscle and liver of a marine fish, (King Mackerel, *Scomberomorus cavalla* Cuvier) from the Northern Gulf of Mexico, USA. Bull Environ Contam Toxicol 78: 134-137.

QUEIROZ APN, ARAÚJO MLG, HUSSEY NE & LESSA RP. 2023. Trophic ecology of three stingrays (Myliobatoidei: Dasyatidae) off the Brazilian north-eastern coast: Habitat use and resource partitioning. J Fish Biol 102(1): 27-43.

QUEIROZ AP, ARAÚJO ML & LESSA R. 2019. Dietary composition and trophic level of *Hypanus marianae* (Myliobatiformes: Dasyatidae), captured off Pernambuco coast, Brazil. Lat Am J Aquat Res 47(5): 808-817.

RAMÍREZ-MOSQUEDA E, PÉREZ-JIMÉNEZ JC & MENDOZA-CARRANZA M. 2012. Reproductive parameters of the southern stingray *Dasyatis americana* in southern gulf of Mexico. Lat Am J Aquat Res 40(2): 355-344.

RODRÍGUEZ JZ, RÍOS SEG & BOTERO CMR. 2015. Content of Hg, Cd, Pb and As in fish species: a review. Vitae 22(2): 148-159.

Rolland, R. M. (2000). Ecoepidemiology of the effects of pollution on reproduction and survival of early life stages in teleosts. Fish and Fisheries, 1(1), 41-72.

ROLLAND R, GILBERTSON M & COLBORN T. (eds) .1995. Environmentally induced alterations in development: a focus on wildlife. Environ. Health Perspect 103(4): 3-5.

ROSENFELDER N, LEHNERT K, KAFFARNIK S, TORRES JPM, VIANNA M & VETTER W. 2012. Thorough analysis of polyhalogenated compounds in ray liver samples off the coast of Rio de Janeiro, Brazil. Environ Sci Pollut Res 19: 379-389.

SANTANDER-NETO J, ARAÚJO MLG & LESSA RP. 2016. Reproductive biology of *Urotrygon microphthalmum* (Batoidea: Urotrygonidae) from north-eastern Brazil, tropical west Atlantic Ocean. J Fish Biol 89(1): 1026-1042.

SANTOS LL, MIRANDA D, HATJE V, ALBERGARIA-BARBOSA ACR & LEONEL J. 2020. PCBs occurrence in marine bivalves and fish from Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. Mar Pollut Bull 154: 111070.

SILVA ATA. 2015. Pesticidas organoclorados e bifenilas policloradas no canal de Santa Cruz, Pernambuco. Monografia de conclusão de curso, Faculdade Frassinetti do Recife , Recife.

SILVA CA, GARCIA CA, SANTANA HL, PONTES GC, WASSERMAN JC & COSTA SS. 2021. Metal and metalloid concentrations in marine fish marketed in Salvador, BA, northeastern Brazil, and associated human health risks. Reg Stud Mar Sci 43: 101716.

SILVA CE, AZEREDO A, DIAS ACL, COSTA P, LAILSON-BRITO J, MALM O, GUIMARÃES JRD & TORRES JP. 2009. Organochlorine compounds in sharks from the Brazilian coast. Mar Pollut Bull 58: 294–298.

SILVA CE, AZEREDO A, LAILSON-BRITO J, TORRES JPM & MALM O. 2007. Polychlorinated biphenyls and DDT in swordfish (*Xiphias gladius*) and blue shark (*Prionace glauca*) from Brazilian coast. Chemosphere 67: S48–S53.

SILVA GB, VIANA MSR & FURTADO-NETO MAA. 2001. Morfologia e alimentação da raia *Dasyatis guttata* (chondrichthyes: dasyatidae) na enseada do Mucuripe, Fortaleza, Ceará. Arq Ciên Mar 34(1-2): 67-75.

SOTÃO-NETO BMT, COMBI T, TANIGUCHI S, ALBERGARIA-BARBOSA ACR, RAMOS RB, FIGUEIRA RCL & MONTONE RC. 2020. Persistent organic pollutants (POPs) and personal care products (PCPs) in the surface sediments of a large tropical bay (Todos os Santos Bay, Brazil). Mar Pollut Bull 161: 111818.

STORELLI MM, BARONE G, STORELLI A & MARCOTRIGIANO GO. 2011a. Levels and congener profiles of PCBs and PCDD/Fs in blue shark (*Prionace glauca*) liver from the South-Eastern Mediterranean Sea (Italy). Chemosphere 82(1): 37-42.

STORELLI MM, PERRONE VG & BARONE G. 2011b. Organochlorine residues (PCBs and DDTs) in two Torpedinid species liver from the Southeastern Mediterranean Sea. Environ Sci Pollut Res 18(7): 1160-1165.

USEPA, 2001. Water Quality Criterion for the Protection of Human Health: Methylmercury Final. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA 823-R-:303.

USEPA, 2022. Regional Screening Levels for Chemical Contaminants at Superfund Sites. United States Environmental Protection Agency. https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-users-guide#special.

USEPA. 2000. Fish Sampling and Analysis. Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories, vol. 1. Office of Science and Technology Office of Water United States Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA 823-B-00-007.

VAN DER OOST R, BEYER J & VERMEULEN NP. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. Environ Toxicol Pharmacol 13: 57–149.

Viana GFS. 2005. Assentamento, estrutura de comunidade e assentamento de camarões Penaeidea e Caridea no prado de capoim marinho (*Halodule wrightii* Ascherson) na praia de Forno da Cal, Itamaracá, Pernambuco, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

WANG I, WU Y, LIN L & CHANG-CHIEN G. 2009. Human dietary exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in Taiwan. J Hazard Mater 164: 621-626.

WIENER JG & SPRY DJ. 1996. Toxicological significance of mercury in freshwater fish. In: BEYER WN, HEINZ GH & REDMON-NORWOOD AW (eds.), Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 297–339 pp.

YOGUI GT, TANIGUCHI S, SILVA J, MIRANDA DA & MONTONE RC. 2018. The legacy of man-made organic compounds in surface sediments of Pina Sound and Suape Estuary, northeastern Brazil. Braz J Oceanogr 66: 58-72.

YOKOTA L & LESSA RP. 2007. Reproductive biology of three ray species: *Gymnura micrura* (Bloch e Schneider, 1801), *Dasyatis guttata* (Bloch e Schneider, 1801) and *Dasyatis marianae* Gomes, Rosa e Gadig, 2000, caught by artisanal fisheries in Northeastern Brazil. Cah Biol Mar 48: 249-257.

8.4 MATERIAL SUPLEMENTAR DO ARTIGO ACEITO (ITEM 8.3)

MS Tabela 1 (Table SI) Concentrações de PCBs analisados em *Hypanus berthalutzae* no litoral norte de Pernambuco.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16	R17
Peso seco (%)	21,92	23,06	22,77	21,72	21,46	21,59	21,70	21,69	20,88	21,28	19,98	21,70	21,89	22,06	21,70	21,46	21,28
Lipídio (%)	0,75	0,55	0,74	0,59	0,71	0,55	0,63	0,53	0,59	0,50	0,56	0,52	0,72	0,51	0,48	0,56	0,77
Analito	Concentração (ng g^{-1} peso seco)																
PCB-1	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-2	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-3	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-4/10	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-6	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-7/9	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-8	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-11	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-12/13	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-14	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-15	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-16/32	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-17	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-18	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-19	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-20/33	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-21	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-22	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-23/34	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-24/27	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-25	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

PCB-26	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-28	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-29	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-30	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-31	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-35	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-36	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-37	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-38	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-39	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-40	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-41	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-42	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-43	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-44	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-45	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-46	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-47/75	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-49	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-50	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-51	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-52/73	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-53	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-54	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-55	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-56/60	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-57	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-58	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-59	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-61/74	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

PCB-63	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-64/71/72	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-65	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-66/80	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-67	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-68	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-69	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-70/76	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-77	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-78	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-79	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-84	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-86/97	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-87/115	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-88/91	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-90/101	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-93	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-94	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-95	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-96	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-98/102	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-99	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-100	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-104	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-105/127	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-107/108	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-109	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-110	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-111/116/117	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

PCB-112	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-114	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-118	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-121	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-123	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-125	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-126	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-128	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-131/142	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-134	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-135/144	< 0,33	< 0,41	nd	< 0,33	nd	< 0,32	< 0,32	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	nd	nd	< 0,33	< 0,33	nd
PCB-137	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-138/160	< 0,33	nd	nd	nd	nd	< 0,32	< 0,32	nd	nd	nd	nd	< 0,33	nd	nd	nd	< 0,33	nd
PCB-139/149	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-140	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-141	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-143	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-145	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-146	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-147	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-150	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-151	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-152	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-153	< 0,33	< 0,41	nd	< 0,33	nd	< 0,32	< 0,32	nd	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	nd	< 0,33	< 0,33	< 0,33	nd
PCB-154	< 0,33	< 0,41	nd	< 0,33	nd	< 0,32	< 0,32	< 0,33	< 0,33	nd	< 0,33	< 0,33	nd	< 0,33	nd	< 0,33	< 0,33
PCB-155	<	nd	nd	nd	nd	<	nd	nd	<	nd	nd	<	nd	<	nd	nd	nd

	0,33					0,32			0,33			0,33		0,33			
PCB-156	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-157	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-158	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-162	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-163/164	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-165	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-169	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-170/190	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-171	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-172/192	< 0,33	nd	nd	nd	nd	nd	nd	< 0,33	< 0,33	nd	nd	nd	< 0,33	nd	nd	nd	nd
PCB-173	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-174/181	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-175	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-176	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-177	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-178	nd	nd	nd	nd	nd	nd	< 0,32	nd	< 0,33	nd	< 0,33	< 0,33	nd	< 0,33	nd	< 0,33	nd
PCB-179	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-180	< 0,33	nd	nd	nd	nd	< 0,32	< 0,32	nd	< 0,33	nd	nd	< 0,33	nd	< 0,33	nd	< 0,33	nd
PCB-182/187	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	< 0,33	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-183	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-184	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-185	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-186	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-188	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-189	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

PCB-191	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-193	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-194	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-195	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-196/203	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-197	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-199	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-200	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-201	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-202	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-204	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-205	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-206	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-207	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-208	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PCB-209	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
MonoCB	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
DiCB	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
TriCB	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
TetraCB	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PentaCB	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
HexaCB	< 0,33	< 0,41	nd	< 0,33	nd	< 0,32	< 0,32	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	nd	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33
HeptaCB	< 0,33	nd	nd	nd	nd	< 0,32	< 0,32	< 0,33	< 0,33	nd	< 0,33	< 0,33	< 0,33	< 0,33	nd	< 0,33	nd
OctaCB	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
NonaCB	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
DecaCB	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Σ PCBs	**<**	**<**	**nd**	**<**	**nd**	**<**	**<**	**<**	**<**	**<**	**<**	**<**	**<**	**<**	**<**	**<**	**<**

	0,33	**0,41**	**0,33**	**0,32**	**0,32**	**0,33**	**0,33**	**0,33**	**0,33**	**0,33**	**0,33**	**0,33**	**0,33**	**0,33**	**0,33**

Nd – não detectado.

Fonte: A autora (2024).

MS Tabela 2 (Table SII). Concentrações de OCPs analisados em *Hypanus berthalutzae* no litoral norte de Pernambuco.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16	R17
Peso seco (%)	21,92	23,06	22,77	21,72	21,46	21,59	21,70	21,69	20,88	21,28	19,98	21,70	21,89	22,06	21,70	21,46	21,28
Lipídios (%)	0,75	0,55	0,74	0,59	0,71	0,55	0,63	0,53	0,59	0,50	0,56	0,52	0,72	0,51	0,48	0,56	0,77
Analito	Concentração (ng g^{-1} peso seco)																
α-HCH	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
β-HCH	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
γ-HCH	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
δ-HCH	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Σ HCHs	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**
cis-clordano	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
trans-clordano	< 0,33	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	< 0,33	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Heptacloro	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Σ CHLs	**< 0,33**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**< 0,33**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**
o,*p'*-DDT	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
p,*p'*-DDT	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
o,*p'*-DDD	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
p,*p'*-DDD	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
o,*p'*-DDE	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
p,*p'*-DDE	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Σ DDTs	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**	**nd**
Mirex	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

Nd – não detectado.

Fonte: A autora (2024).