



**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO
CEARÁ
IFCE – CAMPUS FORTALEZA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E
GESTÃO AMBIENTAL
MESTRADO ACADÊMICO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL**

MARCOS ROBERTO DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DA OCORRÊNCIA DE IMPOSEX EM *Stramonita brasiliensis*
(MOLLUSCA: GASTROPODA) EM TERMINAIS PORTUÁRIOS DA REGIÃO
OESTE DO LITORAL CEARENSE, BRASIL**

**FORTALEZA
2022**

MARCOS ROBERTO DOS SANTOS

AVALIAÇÃO DA OCORRÊNCIA DE IMPOSEX EM *Stramonita brasiliensis*
(MOLLUSCA: GASTROPODA) EM TERMINAIS PORTUÁRIOS DA REGIÃO
OESTE DO LITORAL CEARENSE, BRASIL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - *Campus* Fortaleza, como requisito para obtenção de Título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Rafaela Camargo Maia.

FORTALEZA
2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Instituto Federal do Ceará - IFCE
Sistema de Bibliotecas - SIBI
Ficha catalográfica elaborada pelo SIBI/IFCE, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- S237a Santos, Macos Roberto Dos Santos.
AVALIAÇÃO DA OCORRÊNCIA DE IMPOSEX EM *Stramonita brasiliensis* (MOLLUSCA: GASTROPODA) EM TERMINAIS PORTUÁRIOS DA REGIÃO OESTE DO LITORAL CEARENSE, BRASIL / Macos Roberto Dos Santos Santos. - 2022.
59 f. : il. color.
- Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal do Ceará, Aperfeiçoamento de Professores para a Educação Inclusiva, Campus Fortaleza, 2022.
Orientação: Prof. Dr. Rafaela Camargo Maia.
1. Contaminação. 2. Embarcações. 3. Porto. 4. Tributilestanho (TBT). I. Título.
- CDD 371.9
-



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
Av. 13 de maio, 2081 , - Bairro Benfica - CEP 60040-531 - Fortaleza - CE - www.ifce.edu.br

AVALIAÇÃO

Processo: 23264.001883/2022-93

Interessado: Rafaela Camargo Maia

FOLHA DE APROVAÇÃO

MARCOS ROBERTO DOS SANTOS

“AVALIAÇÃO DA OCORRÊNCIA DE IMPOSEX EM *Stramonita brasiliensis* (MOLLUSCA: GASTROPODA) EM TERMINAIS PORTUÁRIOS DA REGIÃO OESTE DO LITORAL CEARENSE, BRASIL”

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - Campus Fortaleza, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Área de concentração: Gestão e Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 16/09/2022



Documento assinado eletronicamente por **Rafaela Camargo Maia, Professora do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico**, em 18/09/2022, às 15:37, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Cristina de Almeida Rocha Barreira, Usuário Externo**, em 06/10/2022, às 19:16, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Gloria Maria Marinho Silva, Coordenador(a) do PGTGA**, em 07/10/2022, às 15:09, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).

A autenticidade do documento pode ser conferida no site
https://sei.ifce.edu.br/sei/controlador_externo.php?



[acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0](#) informando o código verificador **4127006** e o código CRC **1FD31C73**.

AGRADECIMENTO

A Deus, pois sem ele nada seria possível. Agradeço a ele por proporcionar a oportunidade de conhecer todas essas pessoas que contribuíram durante essa etapa da minha vida Acadêmica, e por ter me dado forças para continuar e superar todas as dificuldades.

Ao Instituto Federal de Educação, ciência e Tecnologia do Ceará – *campus* Acaraú, pela disponibilização de transporte para a realização das coletas, ao apoio institucional, sem esta entidade não estaria concluindo essa etapa tão significativa.

Ao Instituto Federal de Educação, ciência e Tecnologia do Ceará – *campus* Fortaleza, pela oportunidade de fazer parte do programa de mestrado ofertado pela instituição. Também agradeço a todos os professores que fazem parte do corpo docente do PGTGA, os ensinamentos de vocês foram essenciais para minha formação.

À Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP), que foi a agência de fomento que financiou a pesquisa.

À Dr^a Rafaela Camargo Maia, que foi fundamental para a realização do trabalho, pois ela aceitou o desafio. Ela abraçou a causa e foi uma orientadora dedicada que com sabedoria soube dirigir-me, os passos e os pensamentos para o alcance de meus objetivos. Muito obrigado mesmo, não tenho palavras suficientes que possam mensurar o quanto estou agradecido.

Ao Laboratório de Ecologia de Manguezais (Ecomangue) que disponibilizou o espaço e os materiais necessários durante todo o meu trabalho de pesquisa.

À todos os membros do Laboratório Ecomangue, principalmente ao André, Vitória e Luana que me auxiliaram durante o processo coleta do material biológico.

Obrigada a todos que contribuíram de forma direta e indireta, a ajuda de todos foi necessária para eu conseguir chegar até aqui.

RESUMO

Compostos orgânicos de estanho (COE), como o tributilestanho (TBT), foram abundantemente utilizados, em inúmeros países por vários anos, como elementos eficazes em tintas de ação anti-incrustantes para embarcações. No decorrer das décadas, descobriu-se que o uso do composto ocasiona reações adversas nos organismos marinhos provocando alterações morfológicas e hormonais em algumas espécies. Em 2008, a utilização de tintas à base de TBT foi proibida internacionalmente. Dentre as alterações provocadas na biota, destaca-se o imposex, uma alteração hormonal altamente específica, só ocorrendo em gastrópodes, que se caracteriza pelo aparecimento de estruturas sexuais masculinas em fêmeas. Os caramujos da família Muricidae são altamente sensíveis a esse composto, o que faz deste táxon o mais utilizado como bioindicador da contaminação no mundo. Entre eles, destacam-se as espécies do gênero *Stramonita*. O objetivo do estudo foi avaliar a ocorrência de imposex na espécie *Stramonita brasiliensis* em áreas portuárias da região oeste do litoral cearense, Brasil. A quantificação dos níveis de imposex foi realizada por meio de análise morfoanatômica em todos os organismos coletados, posteriormente foram avaliados: porcentagem de fêmeas afetadas pelo imposex em cada ponto (%), o índice do comprimento relativo do pênis (RPLI), o índice do tamanho relativo do pênis (RPSI) e o índice de desenvolvimento do vaso deferente (VDSI). Foram realizadas entrevistas, em cada local de amostragem, sendo o público-alvo donos e/ou tripulantes de embarcações, assim como proprietários de empreendimentos de comercialização de tintas, com o intuito de investigar a origem e utilização do composto. Dos quatro portos pesqueiros avaliados no estudo, em três observou-se a incidência de imposex na espécie *Stramonita brasiliensis*, o que sugere a contaminação por compostos orgânicos de estanho. No Porto Pesqueiro de Acaraú, a espécie não foi registrada, o que pode ser resultado de anos de utilização de COE. A maior incidência de imposex foi registrada na Praia da Pedra Rachada em Paracuru (69,44%), seguido pelo Porto dos Barcos em Itarema, (69,18%) e Porto Pesqueiro de Camocim, que apresentou menor incidência da síndrome (51,22%). Os dados obtidos durante as entrevistas revelaram que mesmo após o banimento do uso de COE em tintas anti-incrustantes, a substância continua chegando aos portos pesqueiros por meio de fontes alternativas. Estudos baseados no desenvolvimento do imposex são importantes ferramentas no monitoramento das condições ambientais e conservação da biodiversidade. No entanto, no Brasil, estudos

que abordem essa temática ainda são escassos, principalmente para o litoral oeste do Ceará, região de intensa atividade pesqueira e fiscalização incipiente.

Palavras-chave: Contaminação. Embarcações. Porto. Tributilestanho (TBT).

ABSTRACT

Organic tin compounds (COE), such as tributyltin (TBT), have been used extensively in many countries around the world for several years as effective elements in antifouling paints for boats. Over the decades, it was discovered that the use of the compound causes adverse reactions in marine organisms, causing morphological and hormonal changes in some species. In 2008, the use of TBT-based inks was banned internationally. Among the alterations caused in the biota, imposex stands out, a highly specific hormonal alteration, occurring only in gastropods, which is characterized by the appearance of male sexual structures in females. The snails of the Muricidae family are highly sensitive to this compound, which makes this taxon the most used as a bioindicator of contamination in the world. Among them, the species of the genus *Stramonita* stand out. The aim of the study was to evaluate the occurrence of imposex in the species *Stramonita brasiliensis* in port areas of the west coast of Ceará, Brazil. The quantification of imposex levels was performed through morphoanatomical analysis in all organisms collected, later the following were evaluated: the percentage index of females affected by imposex at each point (%), the relative penis length index (RPLI), the relative penis size index (RPSI) and the vas deferens development index (VDSI). Interviews were carried out at each sampling site, with the target audience being owners and/or crew members of vessels as well as owners of paint commercialization ventures, in order to investigate the origin and use of the compound. Of the four fishing ports evaluated in the study, only three showed the incidence of imposex in the species *Stramonita brasilienses*, which suggests contamination by organic tin compounds. In Porto Pesqueiro de Acaraú, the species was not recorded, which may be the result of years of use of EOCs. The highest incidence of imposex was recorded at Praia da Pedra Rachada in Paracuru (69.44%), followed by Porto dos Barcos in Itarema, (69.18%), Porto Pesqueiro de Camocim had the lowest incidence of the syndrome (51.22%). The data obtained during the interviews revealed that even after the ban on the use of COE in antifouling paints, the substance continues to reach fishing ports through other

alternative sources. Studies based on the development of imposex are important tools for monitoring environmental conditions and conserving biodiversity. However, in Brazil, studies that address this issue are still scarce, especially for the west coast of Ceará, a region with intense fishing activity.

Keywords: Contamination. vessels. Harbor. Tributyltin (TBT).

LISTA DE SIGLAS

TBT	Tributilestanho
COE	Compostos Orgânicos de Estanho
RPLI	Índice Comprimento Relativo do Pênis
RPSI	Índice Tamanho Relativo do Pênis
VDSI	Índice Desenvolvimento do Vaso Deferente
TPT	Trifenilestanho
IMO	Organização Marítima Internacional
NORMAN	Normativa de Autoridade Marítima
PVC	Cloreto de Polivinila
MEPC	Comitê de Proteção do Ambiente Marinho das Nações Unidas
INN	Instituto Nacional de Normalização
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
EQR	Índice de Qualidade Ecológica
MgCl ₂	Cloreto de Magnésio
IPECE	Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	7
2	OBJETIVOS	9
2.1	Objetivo Geral	9
2.2	Objetivos Específicos	9
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	9
3.1	Histórico de utilização Compostos organoestênicos (COE).....	9
3.2	Legislação e regulamentos mundiais sobre o uso de tintas à base de COE na América Latina e no Brasil.....	11
3.3	Imposex.....	14
3.4	<i>Stramonita brasiliensis</i> no biomonitoramento.....	17
4	MATERIAL E MÉTODOS	19
4.1	Área de estudo	19
4.2	Procedimentos em Campo.....	22
4.3	Procedimentos em laboratório.....	23
4.4	Análise morfoanatômica.....	23
4.5	Comprimento do pênis.....	23
4.6	Sequência do vaso diferente.....	24
4.7	Análise estatística.....	25
4.8	Origem das tintas à base de TBT	25
5	RESULTADOS	27
5.1	Imposex nos portos pesqueiros	27
5.2	Origem e utilização do TBT nos portos pesqueiros	30
6	DISCUSSÃO	34
7	CONCLUSÃO	39
	REFERÊNCIAS.....	40
	APÊNDICE A - QUESTIONÁRIO SEMI-ESTRUTURADO:	
	ENTREVISTA COM OS DONOS E TRIPULANTES DAS EMBARCAÇÕES....	49
	APÊNDICE B - QUESTIONÁRIO SEMI-ESTRUTURADO:	
	ENTREVISTA COM OS DONOS DE EMPREENDIMENTOS DE TINTAS.....	51
	APÊNDICE C - TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E	
	ESCLARECIDO.....	52

1. INTRODUÇÃO

A bioincrustação refere-se ao processo resultante da colonização e crescimento de uma grande diversidade de organismos sob superfícies submersas naturais, como rochas, conchas e organismos ou, artificiais, como quebra-mares, embarcações e plataformas expostas ao ambiente aquático. Esse processo ocasiona problemas econômicos às estruturas, na qual aumentam o peso, diminuem a flutuabilidade e o hidrodinamismo, além de tornarem quebradiças reduzindo sua durabilidade e favorecendo maior poluição no meio aquático (AGOSTINI; MACEDO; MUXAGATA, 2018).

Em embarcações, a comunidade aderida eleva o atrito do casco com a água, levando a uma maior exigência da potência dos motores e consequentemente, uma elevação no consumo de combustível e nos custos da viagem (CASTRO *et al.*, 2005; ALMEIDA *et al.*, 2006). A solução para esse problema chegou com o desenvolvimento de tintas biocidas anti-incrustantes, produtos químicos amplamente utilizados para prevenir a adesão de organismos aos cascos (SIERRA-MARQUEZ, *et al.*, 2018).

Na década de 1950, as tintas à base de compostos orgânicos de estanho (COE) passaram a ser usadas para essa finalidade, principalmente em embarcações marítimas (RADKE *et al.*, 2012; ZHANG *et al.*, 2013; ROCHA-BARREIRA; CASTRO, 2021). Na década de 1980, cerca de 90% dos cascos de todos os navios construídos no mundo foram pintados utilizando esse tipo de composto (LUDGATE, 1987; SCHATZBERG, 1987).

Dentre os compostos introduzidos no ambiente marinho, o tributilestanho (TBT) e o trifenilestanho (TPT), têm sido considerados os mais tóxicos, e muitos estudos têm demonstrado a relação entre a presença desses compostos em águas costeiras e os efeitos nocivos à biota (KWOK; LEUNG, 2005; ROCHA-BARREIRA; CASTRO, 2021). Os efeitos prejudiciais sobre organismos não-alvo levaram a restrições ao uso, em muitos países como Reino Unido (1987), Estados Unidos (1988), Suécia, Nova Zelândia (1989), Austrália, Japão (1990) e Dinamarca (1991).

Em 2003, a Organização Marítima Internacional (IMO) introduziu a legislação proibindo o uso de COE em tintas anti-incrustantes, porém só entrou em vigor internacionalmente em 2008 (SONAK, 2009). No Brasil, a suspensão destes produtos, principalmente aqueles contendo TBT, foi regulamentada pela Marinha em 2003, e posteriormente, passou a vigorar em 2007, a restrição do uso do composto em

embarcações, por meio da normativa de autoridade marítima (NORMAN), que determinou medidas de aplicação e fiscalização em portos brasileiros (NORMAN-23 / DPC) (CONAMA, 2005). Apesar do banimento do uso de COE em tintas anti-incrustantes, o TBT ainda continua sendo comercializado irregularmente em toda a América do Sul e, os seus efeitos ainda são observados, principalmente nas áreas portuárias (CASTRO *et al.*, 2012).

Em moluscos gastrópodes, os COE atuam como disruptores hormonais, que afetam em nível bioquímico a síntese e o processamento de alguns hormônios, e sua ação xenobiótica causa a masculinização de fêmeas (SHIMASAKI *et al.*, 2003), chegando inclusive a promover, em alguns animais, uma mudança total de sexo (CASTRO *et al.*, 2005). Essa síndrome, chamada de imposex, é considerada a evidência mais clara de distúrbios endócrinos causados pela poluição ambiental de populações marinhas (MATTHIESSEN; GIBBS 1998), podendo resultar em falência reprodutiva e morte dos organismos afetados e consequentemente, em longo prazo, a extinção local da espécie por falta de recrutamento (CASTRO; WESTPHAL; FILLMANN, 2011).

O surgimento da síndrome é utilizado com frequência para monitorar a contaminação por COE em todo mundo (AXIAK, *et al.*, 2003). A confiabilidade deste biomarcador reside no fato de que a anomalia é originária de uma alteração hormonal altamente específica só ocorrendo em gastrópodes expostos à contaminação por COE (MATTHIESSEN; GIBBS *et al.*, 1998).

São conhecidas aproximadamente 260 espécies de gastrópodes exibidoras de imposex (STERNBERG *et al.*, 2010; TITLEY-O'NEA *et al.*, 2011; AYARI; BIERNE; MENIF, 2018), entre as quais, 76 pertencem a família Muricidae (MOLLUSCA: GASTROPODA) (AYARI; BIERNE; MENIF, 2018), o que faz deste o táxon mais utilizado como bioindicador da contaminação por COE no mundo. Entre as espécies, destaca-se a *Stramonita brasiliensis* Claremont & D. Reid, (2011), que possui ampla distribuição geográfica no Brasil, sendo frequentemente usada para monitorar a contaminação por TBT na costa brasileira (OTEGUI *et al.*, 2019; RODRIGUES; SANTOS; MAIA, 2020; VIANA *et al.*, 2021; FRANÇA *et al.*, 2021). Recentemente, merece destaque, os estudos realizados no litoral do Espírito Santo, região costeira do sudeste do Brasil (OTEGUI *et al.*, 2019; FRANÇA *et al.*, 2021), em Itarema, litoral oeste cearense (RODRIGUES; SANTOS; MAIA, 2020), na Baía de São Marcos, Amazônia Legal Brasileira, (VIANA *et al.*, 2021).

No Ceará, os estudos preliminares do imposex, foram realizados por Castro

Cascon e Fernandez (2000), na espécie *Stramonita haemastoma* (Linnaeus, 1767), em áreas portuárias do município de Fortaleza. A partir dos estudos preliminares diversas outras pesquisas foram desenvolvidas nesta área ampliando geograficamente os efeitos da contaminação dos COE. Estudos realizados nos portos do Pecém e Mucuripe com a espécie *Stramonita rustica* (Lamarck, 1822) (CASTRO *et al.*, 2005), *Voluta ebraea* (Linnaeus, 1758), na praia do Pacheco, Caucaia (CASTRO *et al.*, 2008), *Phrontis vibex* (Digamos, 1822) no estuário do rio Ceará, Fortaleza (LIMAVERDE *et al.*, 2010), *Pugilina morio* (Linnaeus, 1758) no estuário do rio Ceará, Fortaleza (AZEVEDO, 2012) e *Stramonita brasiliensis* (Claremont & D. Reid, 2011) no porto de Itarema (RODRIGUES; SANTOS; MAIA, 2020).

No entanto, no Brasil, o monitoramento e estudos que abordam essa temática ainda são escassos, principalmente para o litoral oeste do Ceará, região de intensa atividade pesqueira com portos pequenos nos quais, muitas vezes, a fiscalização é incipiente.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a ocorrência de imposex no gastrópode *Stramonita brasiliensis* em terminais portuários da região oeste do litoral cearense, Brasil.

2.2 Objetivos específicos

I) Realizar em laboratório a análise morfoanatômica dos exemplares de *Stramonita brasiliensis* das áreas portuárias do litoral oeste cearense.

II) Determinar com base do estudo do imposex, o estágio em que se encontra a contaminação por COE nas áreas analisadas;

III) Investigar a origem e utilização dos COE em terminais portuários da região oeste do litoral cearense.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Histórico de utilização dos compostos orgânicos de estanho (COE)

Os COE têm sido utilizados para diversos fins, como para a fabricação de

pesticidas, fungicidas, algicidas, e como princípio ativo de tintas anti-incrustantes (HOCH, 2001).

Durante a década de 1920, os COE eram utilizados em fluidos para transformadores e capacitores. Por volta de 1940, os COE passaram a ser utilizados na produção de cloreto de polivinila (PVC). Propriedades biocidas destes compostos foram descobertas pelo Conselho Internacional de Pesquisas sobre tintas durante a década de 1950. Nessa época, os COE, começaram a ser utilizados como, fungicidas, acaricidas e demais pesticidas (GODOI, 2003; CASTRO *et al.*, 2007).

Na década de 1960, o tributilestanho (TBT) e o trifenilestanho (TPT) passaram a ser utilizados como componentes ativos em tintas biocidas de ação anti-incrustante (GODOI, 2003). Esse tipo de tinta desempenha um importante papel nas embarcações, tendo em vista que elas impedem que organismos da fauna e flora marinha se atraiam aos cascos. Essas superfícies imersas dos navios, por razões econômicas, têm de se manter relativamente lisas, minimizando assim o atrito do casco com a água do mar e consequentemente, diminuindo o consumo de combustível na viagem (CASTRO *et al.*, 2005; ALMEIDA *et al.*, 2006).

O uso de tintas à base de TBT rapidamente se disseminou no mundo todo. Estima-se que até a década de 80 do século passado, 70% dos navios comerciais eram protegidos por esse tipo de tintas, pois estas apresentavam maior eficiência e durabilidade em cascos de navios (EVANS *et al.*, 2000; SOUSA, 2004).

No ambiente marinho, sua introdução passou a ser significativa pela utilização de tintas à base TBT, encontrada sozinha ou associada ao TPT (HORIGUCHI *et al.*, 1994). Tais tintas eram utilizadas em estruturas submetidas ao contato direto e prolongado com a água do mar, como cascos de embarcações, estruturas destinadas à aquicultura, instalações *off shore* e dutos (CHAMP, 2000). A utilização dessas tintas visava inibir a bioincrustação ou *fouling*, uma vez que esta é extremamente prejudicial para embarcações e outras estruturas.

As preocupações a respeito do impacto ambiental causado pela utilização de tintas anti-incrustantes surgiram no início dos anos 80, quando ficou claro que os organismos que aderem aos cascos dos navios não eram as únicas vítimas desses compostos, ou seja, os organismos não-alvos presentes naquele ambiente também eram afetados (GODOI, 2003; CASTRO; WESTPHAL; FILLMANN, 2011).

O primeiro caso em que se verificou a ação tóxica do TBT foi na baía de Arcachon (França), quando houve uma diminuição na produção dos cultivos do

molusco bivalve *Crassostrea gigas* (Tunberg, 1793), que habitava uma área cercada de marinas e pequenos portos (ALZIEU *et al.*, 2000). Nesses animais foram observados diversos efeitos deletérios, como diminuição do número de jovens recém-fixados, anomalias de desenvolvimento nas larvas e uma alteração das conchas, denominada *balling* (CASTRO; ROSSATO; FILLMANN, 2012). Além dos efeitos observados em culturas de ostras, outros estudos demonstraram os efeitos tóxicos dos COE em outras espécies marinhas mesmo sob concentrações de poucos nanogramas por litro (CASTRO *et al.*, 2005).

Mesmo com a proibição total desse tipo de composto nas tintas anti-incrustantes em 2008, altas concentrações de TBT, ainda foram encontradas nos ecossistemas aquáticos em Portugal em 2009 (CARVALHO *et al.*, 2009). No Japão, foi evidenciado o composto no sedimento em 2012 (HARINO *et al.*, 2012), em sedimentos e na biota em regiões brasileiras em 2013 (COSTA *et al.*, 2013). Isso porque as tintas à base de TBT, ainda são mais eficientes que as alternativas atuais disponíveis no mercado para o mesmo fim, tendo em vista a sua alta durabilidade nos cascos das embarcações, sendo muitas vezes utilizadas ilegalmente (SANTOS *et al.*, 2005).

Segundo Castro, Rossato e Fillmann, (2012), tintas à base de TBT ainda são vendidas irregularmente na América do Sul. Soma-se a isso o fato de que compostos organoestânicos podem ser adsorvidos nos sedimentos e, por seus altos coeficientes de partição, tendem a estar associados ao particulado (PESSOA, 2007; SOROLDONI *et al.*, 2018). Ou seja, pode ocorrer a liberação de TBT a partir de partículas de tintas antigas acumuladas no solo. Rodrigues, Santos e Maia (2020) indicam que a realização de pinturas e limpeza das embarcações, em pequenos portos, são feitas no próprio local (leito do rio), contribuindo para a sedimentação do composto aumentando os níveis de contaminação.

3.2 Legislação e regulamentos mundiais sobre o uso de tintas à base de COE na América Latina e no Brasil

As primeiras iniciativas regulatórias e legislativas de gestão sobre os riscos da utilização do TBT foram adotadas na França em 1982, devido ao impacto sobre ostras comercialmente cultivadas na baía de Arcachon. O governo francês foi o primeiro a proibir o uso de revestimentos de embarcações baseados em COE (ALZIEU, 2000). Essa medida proibiu o uso dessas tintas com TBT superior a 3% em navios com mais de 25 m. A regulamentação foi posteriormente estendida a toda a área costeira da França,

exceto para estruturas de alumínio, pois se apenas produtos de cobre fossem usados para proteção, eles sofreriam corrosão severa (STEWART, 1996).

No final da década de 1980 e início da década de 1990, legislação semelhante foi introduzida no Reino Unido, Estados Unidos da América, Austrália, Canadá, Holanda, Japão, Dinamarca, China e Hong Kong (CHAMP, 1994). Por sua vez, a Áustria e a Suíça, países que não têm acesso direto ao mar, proibiram o uso do TBT em lagos e rios, para minimizar os efeitos diretos nas comunidades de organismos de água doce (BECKER; VAN-SLOOTEN; TARRADELLAS, 1994; FENT, 2003).

Posteriormente, restrições semelhantes foram introduzidas na maioria dos países industrializados, em particular no Reino Unido, em 1987; nos Estados Unidos e na Nova Zelândia em 1988; e no Canadá, Austrália, Noruega e Japão, em 1989/90 (IMO, 2002). Nesses países, também se tornou obrigatório registrar todos os produtos à base de TBT como, por exemplo, os pesticidas (STEWART, 1996). Essas medidas levaram a uma redução da poluição de compostos de tributilestanho na água, sedimentos e tecidos de moluscos em alguns locais, acompanhada pela restauração do crescimento normal da concha da ostra e uma redução na intensidade das alterações gastrópodes.

Percebe-se assim, que ao longo dos anos, medidas restritivas e legislações foram criadas e adotadas em várias partes do mundo para regulamentar ou banir o uso das tintas à base de COE, especialmente o TBT (Quadro 1).

Quadro 1 — Histórico de ações regulatórias envolvendo as tintas à base de COE

Ano	Ação
1970-1980	Proibição de tintas à base de COE em diversos países da Europa
1988	Início das reuniões MEPC da IMO a respeito do uso de COE
1990	Resolução IMO- Proibição sugerida
1999	Resolução IMO- Proibição mundial
2003	Banimento Mundial do uso de tinta à base de COE
2003	Marinha do Brasil- Suspensão o uso de tintas à base de TBT
2007	Marinha do Brasil- Restrição do uso de tintas à base de TBT
2008	Prazo limite para a circulação de embarcações contento tintas à base de COE

Legenda: Medidas restritivas e regulatórias estabelecidas pela IMO ao longo dos anos, com a finalidade de regulamentar ou banir o uso dos COE.

Fonte: IMO 2008

Adicionalmente, vários países passaram a elaborar legislações específicas em

seus territórios para restringir o uso dos COE, porém essas iniciativas ainda não eram suficientes em termos de abrangência mundial, e medidas internacionais teriam que ser adotadas (GIBBS; BRYAN, 1994).

Com relação à poluição ambiental causada por revestimentos à base de COE, esta foi uma questão levantada primeiramente pelo Comitê de Proteção Ambiental Marinha da IMO (MEPC) no Comitê de Paris em 1988, durante o evento foi solicitado para considerar se era necessário formular uma legislação extensa e mais relevante com instrumentos para limitar o uso dos COE em navios (IMO, 2002). Por razões econômicas, o MEPC concluiu que não era viável abolir drasticamente o uso de sistemas anti-incrustantes em grandes navios mercantes (CHAMP, 1994). Entretanto, a partir das descrições de estudos sobre os efeitos biológicos do TBT nos ecossistemas marinhos, houve evidências claras de que esses compostos eram extremamente nocivos aos organismos aquáticos.

Em janeiro de 2003, o MEPC aprovou um projeto de resolução para banir mundialmente o uso de tintas à base de COE no revestimento de cascos das embarcações, e partir do ano 2008 foi estabelecido o prazo final para a circulação das embarcações que tinham revestimento com o composto (IMO, 2008).

No âmbito da legislação referente a tintas anti-incrustantes à base de COE na América Latina, a Prefeitura Naval da Argentina (órgão responsável pelo transporte marítimo naquele país) proibiu o uso de tintas anti-incrustantes à base de TBT em todos os navios em 1998 (Resolução 04/98) e embora essa resolução também regule procedimentos relativos à substituição de revestimentos (DPMA, 1998), tintas à base de TBT ainda são comercializados naquele país (BIGATTI *et al.*, 2009). No Chile, o Instituto Nacional de Normalização regula apenas os valores de estanho metálico (Sn0) na água, sendo que o limite permitido em áreas de proteção costeira é de 0,5 mg L⁻¹ (CASTRO; ROSSATO; FILLMANN, 2012).

No Brasil, a Marinha suspendeu o uso de revestimentos anti-incrustantes à base de TBT em navios em 2003, e em 2007 através da Normas da Autoridade Marítima (NORMAN 23), passou a restringir o uso de COE em revestimentos. Apesar do banimento, os níveis de COE em alguns compartimentos ambientais continuam não definidos nas leis brasileiras. A única regulamentação que trata sobre a utilização de COE no Brasil é a resolução CONAMA N° 357/2005 (CONAMA, 2005), a qual estabelece as concentrações máximas de TBT apenas na água. Os níveis permitidos e o uso determinado variam de acordo com a categoria de água (doce, salobra ou água do

mar). Níveis de até 10 e 370 ng L⁻¹ são tolerados em águas salobras e marinhas. Entretanto, devido ao comportamento hidrofóbico do composto, esses contaminantes se associam ao sedimento e aos organismos aquáticos. Dessa forma, a estimativa utilizando apenas os níveis de COE na coluna d'água pode subestimar as concentrações reais no ambiente e os riscos à biota.

3.3 Imposex

O imposex é originário de uma alteração hormonal altamente específica só ocorrendo em gastrópodes, caracteriza-se pelo aparecimento de características sexuais masculinos, como pênis e vaso deferente, em fêmeas expostas a contaminação por COE. A síndrome é o mais bem documentado exemplo de efeito causado pela contaminação do composto e é frequentemente citada como um exemplo de desregulação endócrina (RAGAGNIN; TURRA, 2021).

A contaminação causa inibição do crescimento e aumento da taxa de mortalidade durante o cultivo dos organismos expostos a contaminação (CASTRO; MATTHEWS-CASCON; FERNANDEZ, 2000; FERNANDEZ, *et al.*, 2005). Esses animais sofrem uma disrupção endócrina promovendo a masculinização de fêmeas, podendo levar até a esterilização (MARSHALL; RAJKUMAR, 2003). Ao longo dos anos, diversas hipóteses têm sido propostas para definir possíveis mecanismos pelo qual o TBT causa imposex, no entanto, até o presente, nenhuma foi comprovada.

O imposex ocorre nesses animais porque a presença de pênis e vaso deferente em gastrópodes são características sexuais secundárias, controladas pelos níveis de hormônios sexuais encontrados nesses organismos (MORCILLO; PORTE, 1998). O citocromo p450 é responsável pela conversão do hormônio androgênico testosterona em estradiol, que é um hormônio feminilizante, e o TBT apresenta-se como um potente inibidor desse citocromo, provocando assim uma desregulação endócrina nesse organismo (LEUNG *et al.*, 2006). Inúmeros estudos já evidenciaram a relação entre o desenvolvimento de imposex em moluscos e a concentração de TBT em seus tecidos, ou no ambiente marinho, a qual ele está inserido (CASTRO; ROSSATO; FILLMANN, 2012). De acordo com Azevedo (2011), concentrações na ordem de ng/l do composto TBT, são suficientes para o desenvolvimento do imposex nos organismos do gênero *Stramonita*.

Na década de 1970, Blaber (1970) observou pela primeira vez o surgimento de uma estrutura semelhante ao pênis na fêmea de *Nucella lapillus* (Linnaeus, 1758), porém o primeiro registro de imposex conhecido foi feito por Smith (1971), para *Nassarius obsoletus* (Say, 1922). Foram realizados estudos mais detalhados com a espécie *Nucella lapillus* no sudeste de Inglaterra e a partir deles foram desenvolvidas grande parte das metodologias atualmente são utilizadas para o estudo do imposex (GIBBS *et al.*, 1987).

O imposex foi observado em várias partes do mundo, em diferentes espécies de gastrópodes, como por exemplo, na costa da Índia: *Cronia konkanensis* (Vishwa-Kiran; Anil, 1999); Nova Zelândia: *Lepsiella scobina*, *Thais orbita*, *Haustrum haustorium*, *Xymene ambiguus*, *Taron dubius*, *Cominella virgata*, *Amalda (Baryspira) australis* (Stewart *et al.*, 1992); Austrália: *Lepsiella vinosa* (Nias *et al.*, 1993), *Thais orbita* (Foale, 1993); Tailândia: *Thais distinguenda*, *Thais bitubercularis*, *Morula musiva* (Bech, 1999a, 1999b); *Phalium bisulcatum*, *Distorsio reticularis*, *Murex occa*, *Murex trapa*, *Murex tribulus*, *Chicoreus capucinus*, *Thais gradata*, *Thais lacera*, *Babylonia areolata*, *Nassarius livescens*, *Nassarius stolatus*, *Hemifusus ternatanus*, *Voluma conchlidium*, *Cymbiola nobilis*, *Melo melo* (Swennen *et al.*, 1997); Indonésia: *Thais kieneri*, *Thais savignyi*, *Vasum turbinellus* (Evans *et al.*, 1995); Malásia: *Thais gradata*, *Thais clavigera*, *Thais jubilaea*, *Thais bitubercularis* (Tan, 1997, 1999) e Hong Kong: *Thais clavigera* (Blackmore, 2000); Chile: *Chorus giganteus*, *Xanthochorus cassidiformis*, *Nucella crassilabrum* (Gooding *et al.*, 1999).

O imposex é um método bastante simples e de baixo custo, devido a isso várias espécies de moluscos gastrópodes têm sido utilizados com frequência para avaliar e monitorar a contaminação por COE em diversas áreas no litoral brasileiro (Quadro 2).

Quadro 2 — Registro do imposex em espécies de gastrópodes no Brasil.

Espécie	Local	Referência
<i>Stramonita haemastoma</i> (Linnaeus, 1767); <i>Stramonita rustica</i> , (Lamarck, 1822)	Porto do Pecém e Mucuripe (Ceará)	CASTRO <i>et al.</i> (2000) CASTRO <i>et al.</i> (2005)
<i>Olivancillaria vesica</i> (Gmelin, 1791); <i>Monoplex partenopeus</i> (Salis Marschlins, 1793)	Praia da Restinga da Marambaia (Rio de Janeiro)	CAETANO; ABSALÃO, (2003)
<i>Vasula deltoidea</i> (Lamarck, 1822)	Ilha do Boi (Espírito Santo)	COSTA <i>et al.</i> (2008)
<i>Voluta ebraea</i> (Linnaeus, 1758)	Praia do Pacheco (Ceará)	CASTRO <i>et al.</i> (2008)
<i>Gemophos auritulus</i> (Link, 1807)	Baía de Ilha Grande (Rio de Janeiro)	PESSOA <i>et al.</i> (2009)
<i>Phrontis vibex</i> (Digamos, 1822); <i>Pugilina</i> <i>tupiniquim</i> Abbate & <i>Simone</i> , 2015	Estuário do Rio Ceará (Ceará)	LIMA-VERDE <i>et al.</i> (2010); AZEVEDO <i>et al.</i> (2012).
<i>Heleobia australis</i> (d'Orbigny, 1835)	Baía de Guanabara (Rio de Janeiro)	NEVES <i>et al.</i> (2013)
<i>Leucozonia nassa</i> (Gmelin, 1791); <i>Leucozonia ocellata</i> (Gmelin, 1791)	Baía de Vitória (Espírito Santo)	COSTA <i>et al.</i> (2014)
<i>Olivella minuta</i> (Link, 1807); <i>Hastula cinerea</i> (Nascido, 1778)	Porto de São Sebastião (São Paulo)	PETRACCO <i>et al.</i> (2015)
<i>Stramonita brasiliensis</i> Claremont & D. Reid, 2011	Porto dos Barcos (Ceará)	RODRIGUES; SANTOS; MAIA, (2020)
<i>Thaisella coronata</i> (Lamarck, 1816)	Costa Amazônica (Amazonas)	RIBEIRO-BRASIL, D. R. <i>et al.</i> (2021)

Fonte: Autor (2022)

A ocorrência e intensidade do imposex são proporcionais aos níveis ambientais de COE (MATTHIESSEN; GIBBS, 1998). Dessa maneira, bioindicadores têm sido utilizados em todo o mundo para mapear a poluição por COE em ambientes marinhos (SOUSA *et al.*, 2009). Os níveis de imposex normalmente são medidos através de índices biométricos, tais como: Índice do Tamanho relativo do Pênis (RPSI) (GIBBS *et al.*, 1987), Índice do Comprimento Relativo do Pênis (RPLI) e Índice da Sequência do Vaso Deferente (VDSI), além de porcentagem de fêmeas afetadas (GIBBS *et al.*, 1987).

3.4 *Stramonita brasiliensis* no biomonitoramento

Os moluscos são o segundo maior Filo animal, variando entre 99.000 e 150.000 espécies e habitam diversos ambientes, especialmente habitats marinhos (FRANSOZO; NEGREIROS-FRANSOZO, 2016). São divididos em oito classes: Gastropoda, Bivalvia, Cephalopoda, Polyplacophora, Monoplacophora, Scaphopoda, Solenogaster e Caudofoveata (KARDONG, 2011; AMARAL; RIZZO; ARRUDA, 2005).

A classe Gastropoda é a maior do grupo, sendo a segunda mais diversa em número de espécies entre todos os animais (CAMARGO, 2021). Estimativas revelam que existem cerca de 77.000 espécies de gastrópodes existentes na fauna atual, cuja maior parte é registrada para os ambientes marinhos, mas ocorrendo também em água doce e, o único grupo de moluscos com espécies que vivem no ambiente terrestre (FRANSOZO; NEGREIROS-FRANSOZO, 2016).

Moluscos gastrópodes pertencentes à família Muricidae habitam a zona entremarés, vivem sobre rochas ou substratos submersos. Alimentam-se de mexilhões, ostras e cracas (THOMÉ *et al.*, 2010). Atualmente a família Muricidae apresenta o maior número de espécies exibidoras de imposex, o que faz deste, um biomarcador confiável para monitorar o surgimento da síndrome nestes organismos (ELLIS; PATTISINA, 1990; LIU, 1997; TAN, 1997; EVANS, 2000; AYARI; BIERNE; MENIF, 2018). Entre elas, merece destaque o gênero *Stramonita*, utilizado amplamente em várias regiões do Brasil para monitorar a contaminação por compostos orgânicos de estanho.

As espécies de *Stramonita* são conhecidas popularmente como "saquarita" e são muito comuns ao longo de toda a costa brasileira (THOMÉ *et al.*, 2010). As conchas do gênero caracterizam-se por apresentar uma forma fusiforme oval, com uma angulação geralmente tuberculada por nervuras axiais curtas, e uma escultura espiral (Figura 1) (THOMÉ *et al.*, 2010). As espécies do gênero *Stramonita* são dióicas, apresentando

fertilização interna e formação de grupos para ovoposição (PAPP; DUARTE, 2001). A espécie tem reprodução contínua durante todo o ano (SANTOS; BOEHS, 2011).

Figura 1— *Stramonita brasiliensis*



Legenda: Vista ventral e dorsal da concha de espécie *Stramonita brasiliensis*.

Fonte: Autor (2022)

Estudos recentes realizados no litoral do Espírito Santo, mostraram que 62,5 das fêmeas da espécie *Stramonita brasiliensis* estavam afetadas pela síndrome do imposex, o Índice de Desenvolvimento do Vaso Deferente (VDSI), variou entre os estágios 0 ao 5 (OTEGUI, 2019). Estudos realizados Amazônia Legal Brasileira, no período de seis anos (2012–2017), evidenciaram o imposex na espécie *Stramonita brasiliensis*, em seis dos sete locais de amostragem, com 39,7% do total de fêmeas afetadas, a maioria delas apresentando desenvolvimento do vaso deferente (VDSI) <1 (VIANA *et al.*, 2021).

A ocorrência de imposex em *Stramonita brasiliensis* também foi registrada na costa do Espírito Santo região sudeste do Brasil, entre 2007 e 2018, e comprovou a viabilidade desta espécie como ferramenta para avaliar a qualidade ambiental através o Índice de Qualidade Ecológica (EQR) (FRANÇA *et al.*, 2021). A porcentagem de Imposex variaram durante o período de monitoramento, variando de 0% a 100%, Índice de Desenvolvimento do Vaso Deferente (VDSI) de 0 a 4,11 e o Índice do Comprimento Relativo do Pênis (RPLI) 0 a 51 (FRANÇA *et al.*, 2021).

Estudo recente realizado por Rodrigues; Santos e Maia, (2020), no litoral oeste do Ceará, atesta a eficácia da espécie *Stramonita brasiliensis*, para o monitoramento do imposex, onde 82,2% dos organismos coletados apresentaram a síndrome, o Índices do Tamanho Relativo do Pênis (RPSI) = 0,67, o Índice do Comprimento Relativo do Pênis (RPLI)= 18,8 e Desenvolvimento do Vaso Deferente (VDSI) que variou de 0 a III.

Cabe destacar, que no nordeste brasileiro, as espécies *Stramonita haemastoma*

(Claremont; DG Reid, 2011) e *Stramonita rustica* (Lamarck, 1822), são as espécies mais abundantes da família e, consideradas, as mais adequadas para fins de monitoramento de imposex (CASTRO *et al.*, 2000; CAMILLO *et al.*, 2004; CASTRO *et al.*, 2004). E segundo Claremont *et al.* (2011), *Stramonita haemastoma* e *Stramonita brasiliensis* são a mesma espécie, que devido sua ampla distribuição, foi descrita em sinonímia. O presente estudo optou por utilizar a denominação *Stramonita brasiliensis*.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O litoral cearense estende-se por 573 km, indo do município de Icapuí, na fronteira com o Estado do Rio Grande do Norte, ao município de Barroquinha, fronteira Oeste com o Estado do Piauí. Representa 8,5% do litoral brasileiro, compreendendo 21 municípios litorâneos, com 107 terminais portuários para o desembarque de pescado (BEZERRA, 2013).

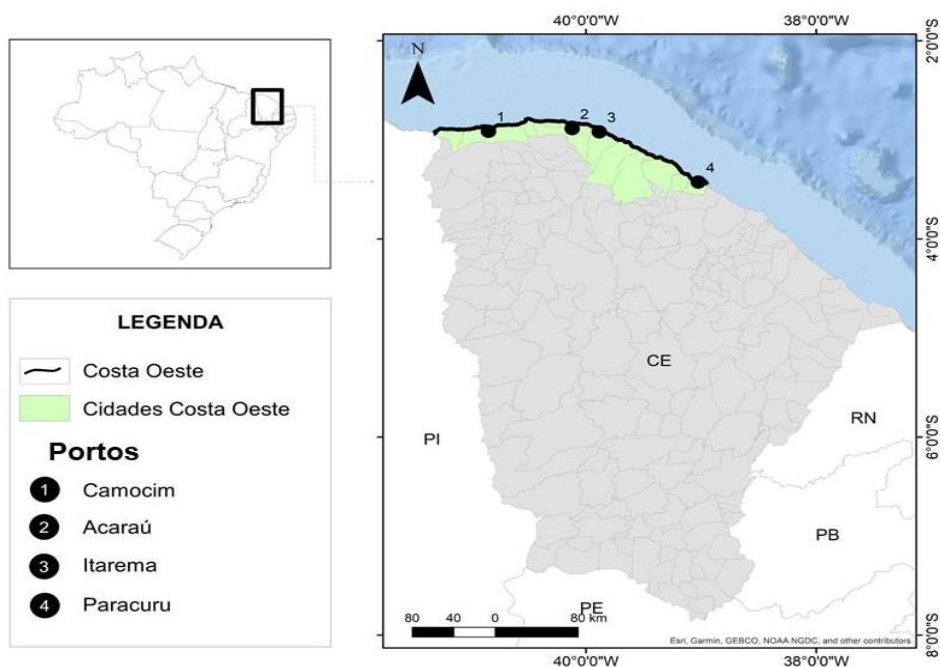
O litoral do oeste do estado do Ceará possui uma extensão de aproximadamente 194 km, composto por 13 municípios (IPECE, 2020), desse total, onze são municípios litorâneos, e quatro (Camocim, Acaraú, Itarema e Paracuru) compreenderam a área de estudo. O tipo climático predominante na região é o tropical quente semiárido brando, enquanto a precipitação pluviométrica varia entre 800 a 1784 mm (IPCE, 2020). A temperatura média é de 27°C, passando por períodos chuvosos, nos meses de janeiro a junho e períodos sem chuvas, nos meses de julho a dezembro (THIERS; MEIRELES; SANTOS, 2016).

Os portos pesqueiros da costa oeste cearense possuem grande importância no setor pesqueiro atuando principalmente na modalidade de captura de lagosta e atum. As atividades pesqueiras desenvolvidas nestes terminais portuários influenciam diretamente nos aspectos econômicos, sociais e alimentares, na dimensão local, regional e estadual. As duas primeiras vertentes se combinam e são representadas pelo potencial socioeconômico como geradoras de renda e emprego de um contingente expressivo de mão-de-obra (FREITAS, 2018). A área de estudo está dentro um complexo vegetacional da zona litorânea e possui tabuleiros costeiros que constituem a unidade geoambiental (IPECE, 2020). Além disso, possui uma cobertura de manguezais, composta por vegetação de mangue, que estabilizam a linha da costa, impedindo a erosão do solo (THIERS; MEIRELES; SANTOS, 2016).

Para a realização do monitoramento biológico dos portos a fim de verificar a ocorrência de imposex no gastrópode *Stramonita brasiliensis* foram escolhidos quatro (4) pontos de coleta, distribuídos nos principais terminais portuários do litoral oeste do estado do Ceará, segundo a compartimentação geoambiental do Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará (IPECE, 2020) (Figuras 2 e 3).

A escolha dos pontos de coleta seguiu os seguintes critérios: maior fluxo de embarcações, sendo a pesca uma das principais fontes de renda locais e a disponibilidade de indivíduos da espécie *Stramonita brasiliensis*. Estas informações foram solicitadas junto às secretarias de pesca e aquicultura de cada município e observadas em visitas prévias *in loco* e/ou bibliografia especializada.

Figura 2 — Mapa representando os pontos de amostragem dos portos pesqueiros nos municípios do litoral oeste Cearense, 1 – Porto Camocim (Camocim); 2 – Porto Acaraú (Acaraú); 3 – Portos dos barcos (Itarema); 4 – Porto Paracuru (Paracuru).



Fonte: Autor (2022)

Figura 3 — Pontos de amostragem nos municípios do litoral oeste cearense. A – Porto Pesqueiro de Camocim (Camocim); B – Porto Pesqueiro de Acaraú (Acaraú); C – Porto dos Barcos (Itarema); D – Praia da Pedra Rachada (Paracuru).



Fonte: Autor (2022)

O ponto 1 está localizado no município de Camocim ($2^{\circ} 54' 47''$ S e $40^{\circ} 50' 47''$ W), e possui uma costa com extensão de aproximadamente 41,6 km. É considerado o maior núcleo produtor de pescado do Ceará (SILVA, 2004).

O município possui a Agência da Capitania dos Portos do estado do Ceará e seu principal porto pesqueiro possui o mesmo nome da cidade, estando situado na bacia hidrológica do rio Coreaú (COGERH, 2019). Os dados mais atualizados do setor pesqueiro local revelam que no município operam 459 embarcações, que correspondem a 9,09% da frota do estado, sendo que desse total 366 artesanais e 93 motorizadas, e 23 de grande porte (SILVA, 2004).

O ponto 2 está situado no município de Acaraú ($02^{\circ} 53' 08''$ S e $040^{\circ} 07' 12''$ W), com uma extensão de costa de aproximadamente 48 km. Atualmente, os principais ícones de sua economia são o coco, a castanha, a lagosta, o camarão e o peixe (PREFEITURA MUNICIPAL DE ACARAÚ, 2021). A cidade está incluída na bacia hidrográfica do rio Coreaú (COGERH, 2019).

Os dados mais atualizados do setor pesqueiro revelam que existem

aproximadamente 60 embarcações dedicadas à pescaria do atum e da lagosta na região. O impacto dessa pescaria vem se mostrando muito positivo para a economia do litoral oeste cearense. Desde que ocorreu a ocupação do município no século XVII, que a atividade pesqueira realizada, contribuindo de forma significativa para a economia do município (PREFEITURA MUNICIPAL DE ACARAÚ, 2021).

O ponto 3 está localizado no município de Itarema (3°49'13" S e 38°24'8" W), a extensão da costa apresenta aproximadamente 44 km. A cidade está incluída na bacia hidrográfica do rio Aracatimirim (COGERH, 2019). O município é responsável por uma das maiores produções de atuns e afins do estado. O Porto dos Barcos é o principal porto do município, e está localizado a 6 km da sede do município, tem como principal atividade econômica a pesca (FREITAS, 2018).

Os dados mais atualizados do setor pesqueiro de acordo com Freitas (2018) indicam que essa região apresenta um número de 80 embarcações que fazem um alto tráfego nas rotas de saída para o mar. Nos últimos anos têm aumentado a procura por esse porto devido ao crescimento da pescaria do atum na região.

O ponto 4 está situado no município de Paracuru (3° 25' 31" S e 39° 1' 29" W), possui extensão da costa de aproximadamente 16,5 km, a cidade está inserida na bacia hidrográfica do rio Curu (SILVA, 2004). Os dados mais atualizados do setor pesqueiro revelam a concentração de um total de 238 embarcações artesanais de pequeno porte (3m de comprimento), distribuídas nas praias do município. A maioria das embarcações concentra-se na Praia da Pedra Rachada. A cidade se destaca por concentrar a maioria das plataformas de petróleo em atuação na costa do Ceará (SILVA, 2004).

4.2 Procedimentos em campo

Foi realizada uma coleta por área de amostragem. O período amostral ocorreu entre os meses de Novembro 2021 a Maio de 2022. A busca pelos moluscos foi realizada por meio da modalidade coleta direta, realizada por quatro pesquisadores buscando ativamente os organismos na faixa entre marés, onde geralmente eles ficam sobre algumas superfícies, como estacas, troncos, solo, e nos cascos das embarcações. em cada porto pesqueiro foram coletados, 50 exemplares adultos de *Stramonita brasiliensis* (aproximadamente 30mm) (CASTRO; BRAGA; ROCHA-BARREIRA, 2005).

4.3 Procedimentos em laboratório

Os moluscos coletados foram mantidos e transportados vivos, sob refrigeração para o laboratório. O congelamento dos organismos foi evitado, e quando foi preciso utilizar a técnica do congelamento, os moluscos foram descongelados em temperatura ambiente antes da análise (GUIDELINES FOR MONITORING OF BIOLOGICAL EFFECT – IMPOSEX AND INTERSEX, 2017).

No laboratório, foi realizada a medição dos organismos quanto à altura da concha, distância referente da ponta da espira até a extremidade do canal sifonal anterior, com o auxílio de um paquímetro (precisão = 0,05 mm). A seguir, os animais coletados foram anestesiados em uma solução de cloreto de magnésio ($MgCl_2$) a 3,5% (HUET *et al.*, 1995), por um período de duas horas, para obter o máximo relaxamento dos músculos. Em seguida as conchas de cada organismo foram removidas com o auxílio de um torno de mesa, para análise morfoanatômica das partes moles. Após a conclusão de análise do imposex, os organismos foram fixados em álcool (concentração = 70%) (GUIDELINES FOR MONITORING OF BIOLOGICAL EFFECT – IMPOSEX AND INTERSEX, 2017).

4.4 Análise morfoanatômica

Para análise das partes moles, os organismos foram analisados individualmente com auxílio de um microscópio estereoscópico (lupa). A identificação sexual foi realizada com base na presença de receptáculo seminal presente unicamente em fêmeas e glândula prostática em machos. Os organismos que apresentaram receptáculo seminal e pênis foram considerados fêmeas em algum nível de impossex. O pênis dos machos e das fêmeas com imposex foram medidos com uma régua milimetrada.

4.5 Comprimento do pênis

Os níveis de imposex foram quantificados por meio dos seguintes índices: % de imposex em fêmeas; índice do comprimento relativo do pênis (RPLI) calculado através da equação (GIBBS; BRYAN, 1987).

$$RPLI = \frac{(\text{Média do comprimento do pênis das fêmeas})}{(\text{Média do comprimento do pênis dos machos})} \times 100$$

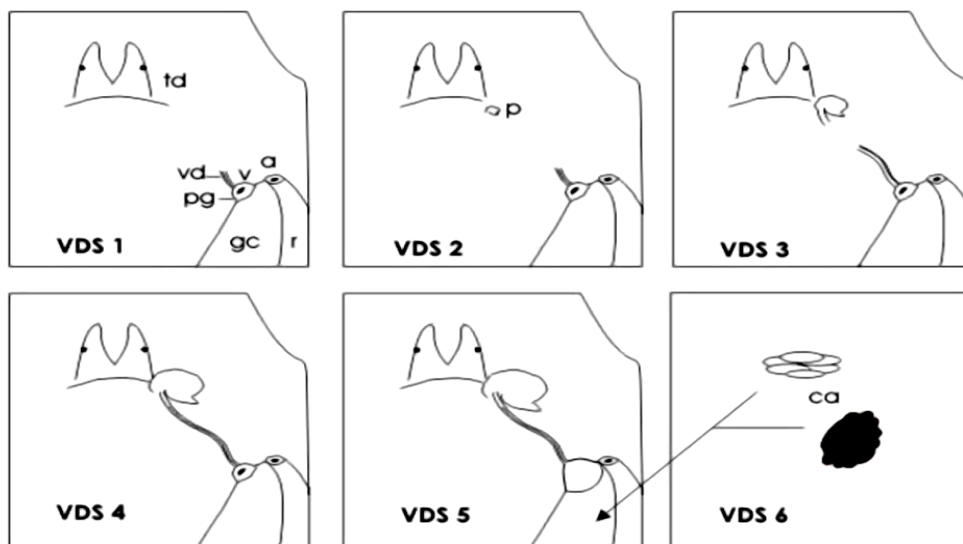
Já índice do tamanho relativo do pênis (RPSI) foi calculado através da equação (GIBBS; BRYAN, 1987).

$$\text{RPSI} = \frac{(\text{Média do comprimento do pênis das fêmeas})^3}{(\text{Média do comprimento do pênis dos machos})^3} \times 100$$

4.6 Sequência do vaso diferente

Para determinação do índice de desenvolvimento do vaso diferente (VDSI) foi utilizada uma escala de seis estágios proposta por Gibbs e Bryan (1994) para espécie *Nucella lapillus* (Linnaeus, 1758), (Figura 5), e adaptada por Fernandez *et al.*, (2005) para organismos do gênero *Stramonita* (Quadro 3).

Figura 5 — Escala VDSI (índice de desenvolvimento do vaso deferente) proposta por Gibbs e Bryan (1987) para *Nucella lapillus*



Legenda: td: tentáculo direito; a: ânus; vd: vaso deferente; pg: papila genital; gc: glândula da cápsula; p: papila; r: reto.

Fonte: Gibbs e Bryan (1987).

Quadro 3 — Escala de VDSI desenvolvida para quantificar o imposex em organismos do gênero *Stramonita* (FERNÁDEZ *et al.*, 2005).

Estágio	Características do desenvolvimento do imposex
0	Fêmea normal
I	Pequena papila surgindo ao lado do tentáculo direito
II	Pequeno pênis formando-se ao lado do tentáculo direito (< 2mm)
III	Pênis com tamanho igual ou superior a 2mm e vaso deferente visualizável
IV	Pênis e vaso deferente totalmente formado
V	Vulva bloqueada pelo epitélio formador do vaso deferente
VI	Massa escura composta de ovos abortados no interior da glândula de cápsulas

Fonte: FERNÁDEZ *et al.*, 2005.

4.7 Análise estatística

A normalidade dos dados foi testada por meio de análise descritiva, os resultados destes testes indicaram que os dados cumprem os pré-requisitos para realização de testes paramétricos. Assim, foi utilizada uma Análise da Variância de dois fatores (ANOVA *two-way*), para verificar a relação entre o tamanho das conchas e dos pênis dos animais. Quando detectadas diferenças entre as médias, ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), o teste de comparações múltiplas de Turkey foi utilizado. Estas análises foram realizadas utilizando o programa STATISTICA for windows® versão 7.0.

4.8 Determinação da origem das tintas à base de TBT

Para identificar a origem dos COE, em cada ponto de coleta foram realizadas entrevistas com donos de embarcações ou tripulantes assim como com os responsáveis pelos empreendimentos que comercializam tintas em cada local de amostragem. Participaram do levantamento amostral os indivíduos com idade superior a 18 anos.

Foram realizadas entrevistas com um total de 50 pescadores e donos de embarcações. Destes, 14 pescadores no porto pesqueiro de Acaraú (Acaraú), 14 pescadores no porto dos barcos (Itarema), 12 pescadores no porto pesqueiro de Camocim (Camocim), e 10 no porto pesqueiro de Paracuru (Paracuru). Já com os donos de empreendimentos foram realizadas um total de 12 entrevistas. Nas quais, três no

município de Acaraú, duas na cidade de Itarema, quatro no município de Camocim e três na cidade de Paracuru.

As entrevistas foram realizadas na modalidade semiestruturada (BONI; QUARESMA, 2005). Foi adotada a metodologia conhecida como bola-de-neve (*snowball*) (GOODMAN, 1961), que se trata de indicações de pessoas entrevistadas para encontrar outras que possuam informações sobre o assunto investigado. As entrevistas ocorreram por meio de um roteiro (apêndice A; apêndice B), no qual foram abordados assuntos sobre o uso de tintas à base de tributilestano (TBT), formas de uso e manuseio do composto, e qual forma de aquisição do composto (Figura 6).

Figura 6 — Entrevista realizada com pescador com a finalidade de descobrir a origem dos compostos orgânicos de estanho em Camocim.



Fonte: Autor (2022)

Todos os participantes da entrevista foram convidados a assinar um Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (Apêndice C), o estudo foi submetido e aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará- IFCE (Processo n. 55435922.7.0000.5589).

5 RESULTADOS

5.1 Imposex nos portos pesqueiros

Foram monitorados quatro portos pesqueiros do litoral oeste do Ceará, utilizando a espécie *Stramonita brasiliensis*, para verificar a ocorrência de imposex nas áreas portuárias. Em três das áreas portuárias, onde o estudo foi realizado, pode-se observar o imposex em algum nível de desenvolvimento, a partir das presumíveis fontes dos compostos orgânicos de estanho. Em uma das áreas monitoradas não foi observada a presença da espécie *Stramonita brasiliensis*.

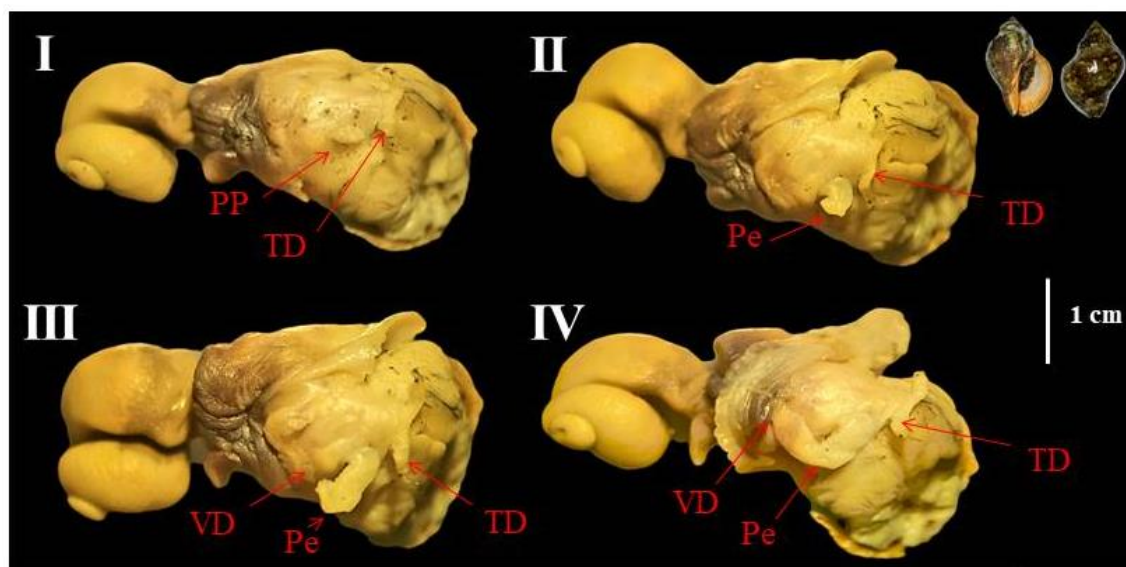
Verificou-se que a Praia da Pedra Rachada, em Paracuru, apresentou a maior incidência de imposex, seguido pelo Porto dos Barcos, em Itarema, na qual apresentou um valor elevado para o índice RPLI. Enquanto, o índice VDSI variou entre os estágios 0 até o IV em todos os locais amostrados (Tabela 1) (Figura 7). Em Acaraú não foram observados exemplares de *Stramonita brasiliensis*.

Tabela 1 — Índices de imposex em *Stramonita brasiliensis* em portos pesqueiros do litoral oeste do Ceará

LOCAL	N	♂/♀	% IMPOSEX	RPLI	RPSI	VDSI
Porto Pesqueiro de Acaraú	0	0	0	0	0	0
Porto dos Barcos/Itarema	50	6/44	69,18%	39,93	6,37	0, I, II, III e IV
Porto Pesqueiro de Camocim	50	9/41	51,22%	25,87	1,73	0, I, II, III e IV
Praia Pedra Rachada/Paracuru	50	14/36	69,44%	27,43	2,06	0, I, II, III e IV

Fonte: Autor (2022)

Figura 7 — (I) Fêmea de *Stramonita brasiliensis* estágio VDSI I. (II) Fêmea de *Stramonita brasiliensis* estágio VDSI II. (III) Fêmea de *Stramonita brasiliensis* estágio VDSI III. (IV) Fêmea de *Stramonita brasiliensis* estágio VDSI IV.



Legenda: PP (pequena papila); Pe (pênis); TD (tentáculo direito); VD (vaso deferente). No canto superior à direita vista ventral e dorsal da concha de espécie *Stramonita brasiliensis*.

Fonte: Autor (2022)

Foram observadas diferenças significativas entre o tamanho das conchas ($F_{2, 98} = 9,2205$, $p < 0,00021$) e o comprimento do pênis entre machos e fêmeas afetadas pelo imposex nas áreas estudadas ($F_{2, 98} = 4,7236$, $p < 0,01100$) (Tabela 2). Assim, o tamanho da concha e o comprimento do pênis dos organismos machos, são maiores que os das fêmeas afetados pela síndrome.

Tabela 2 — Resultado da Análise de variância multifatorial para o tamanho das conchas e comprimento do pênis de *Stramonita brasiliensis* entre os sexos e os portos pesqueiros. Os valores em negrito indicam diferenças significativas ($p < 0,05$)

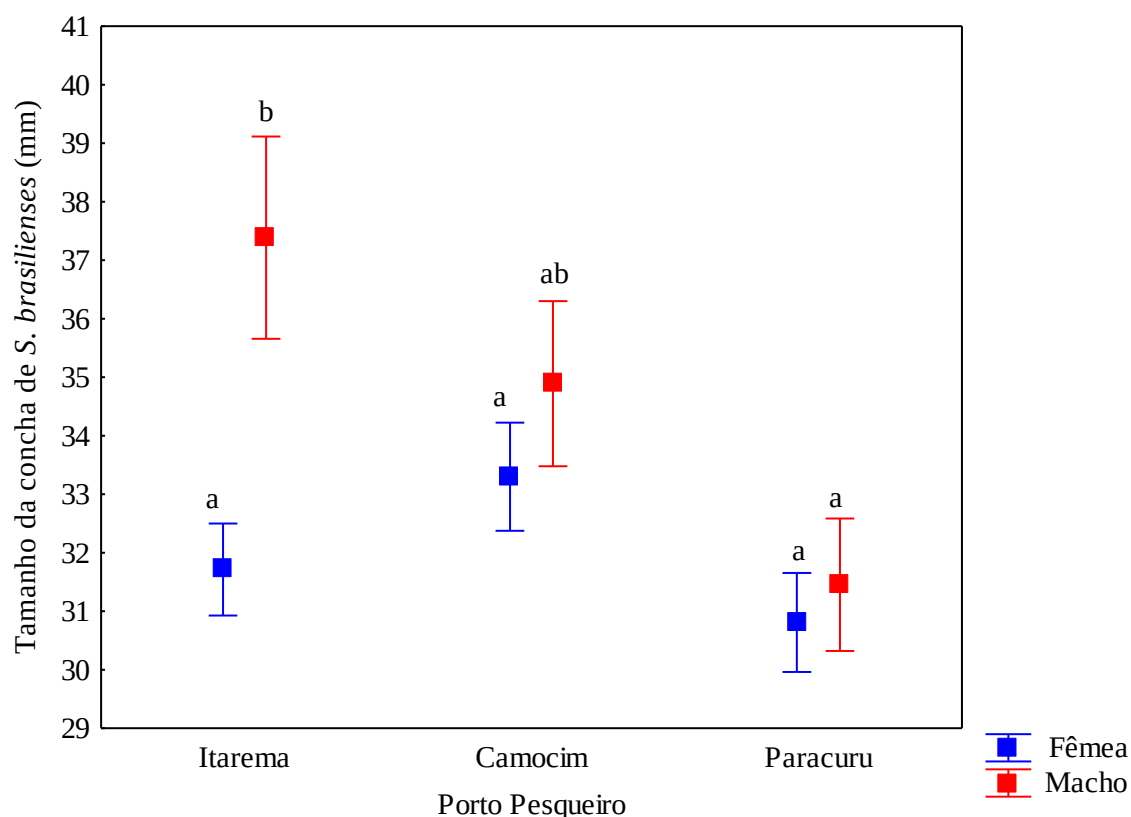
Tamanho da Concha					
	GL	SQ	QM	F	p
Sexo	1	132,71	132,71	29,13	<0,000001
Porto Pesqueiro	2	202,52	101,26	22,23	<0,000001
Sexo*Porto Pesqueiro	2	84,00	42,00	9,22	0,000214
Erro	98	446,41	4,56		
Comprimento do Pênis					
	GL	SQ	QM	F	p
Sexo	1	269,5233	269,5233	384,449	<0,000001
Porto Pesqueiro	2	2,3271	1,1636	1,660	0,195498
Sexo*Porto Pesqueiro	2	6,6231	3,3115	4,724	0,011003

Erro	98	68,7042	0,7011
------	----	---------	--------

Legenda: GL (graus de liberdade); SQ (soma de quadrados); QM (quadrado médio)
Fonte: Autor (2022)

Em todos os pontos de amostragem, o tamanho das conchas dos organismos machos foram maiores, quando comparadas com as conchas das fêmeas (Figura 8). No Porto dos Barcos, em Itarema, observou-se que os machos tem as conchas maiores quando comparados com os organismos do mesmo sexo coletados no Porto Pesqueiro de Camocim e Praia da Pedra Rachada em Paracuru. Já, os organismos fêmeas, coletados no Porto Pesqueiro de Camocim, apresentaram as conchas maiores seguido do Porto dos Barcos, em Itarema e, Praia da Pedra Rachada, em Paracuru.

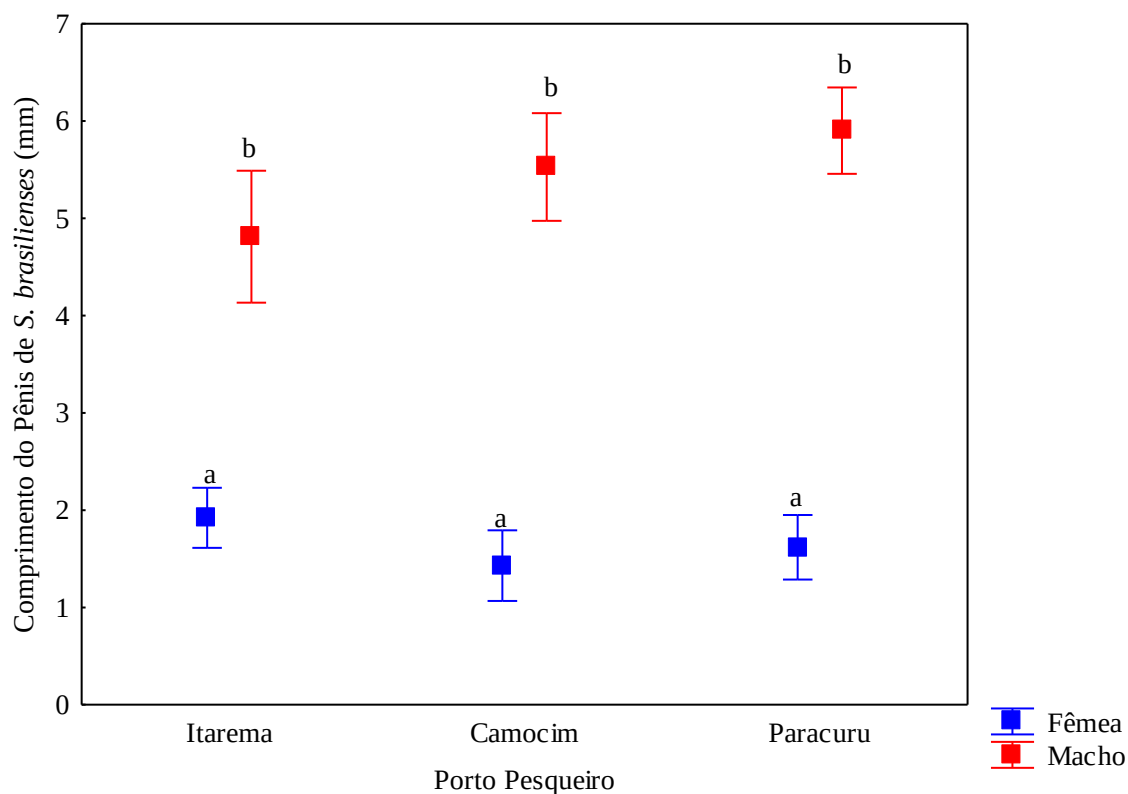
Figura 8 — Média $\pm$ desvio-padrão do tamanho das conchas dos organismos machos e fêmeas da espécie *Stramonita brasiliensis*, afetadas pelo imposex, entre os portos pesqueiros. Letras distintas indicam diferenças significativas de acordo com o teste de comparações múltiplas de Tukey.



Fonte: Autor (2022)

Em todos os pontos de amostragem, o comprimento do pênis dos organismos machos foram maiores e similares, quando comparados com o pênis das fêmeas (Figura 9).

Figura 9 — Média $\pm$ desvio-padrão do comprimento do pênis dos machos e fêmeas espécies *Stramonita brasiliensis* afetadas pelo imposex, entre os portos pesqueiros. Letras distintas indicam diferenças significativas de acordo com o teste de comparações múltiplas de Tukey.



Fonte: Autor (2022)

5.2 Origem e utilização do TBT nos portos pesqueiros

Em cada porto pesqueiro, foram realizadas entrevistas com pescadores e donos de embarcações com a finalidade de identificar a origem e utilização das tintas à base de TBT em cada local. Os resultados da abordagem encontram-se sumarizados no Quadro 4. As entrevistas foram realizadas de acordo com o roteiro do questionário elaborado para o presente estudo (Apêndice A).

Quadro 4 — Resultado das entrevistas do questionário aplicado aos pescadores e donos de embarcações nos portos pesqueiro utilizados no estudo.

Categoria	Respostas
Uso de tintas para pintar as embarcações	P/1: 90% utilizam tintas anti-incrustantes com para realizar a manutenção da pintura das embarcações. 10% não utilizam. P/2: 90% utilizam esmaltes sintéticos como fonte alternativa para pintar as embarcações. 10% revelaram não fazer uso dessas tintas.
Aquisição das tintas	P/3: 92% compram as tintas em lojas de materiais de pesca. 8% compram em lojas de materiais de construção.
Manuseio	P/4: 38% afirmam que realizam a manutenção da pintura das embarcações três vezes ao ano; 22% duas ou mais de cinco vezes ao ano; 14% quatro vezes ao ano; 4% uma vez ao ano.
Composto potencializador	P/5: 100% dos entrevistados revelam que realizam a manutenção da pintura do casco completo da embarcação P/6: 60% afirmam que utilizam compostos de ação biocida para potencializar o esmalte sintético. 40% revelam não fazer o uso desses compostos.
Percepção ambiental	P/7: 46% jogam as embalagens das tintas após o uso no lixo; 42% levam para casa para reutilizar; 12% jogam no leito rio. P/8: 70% afirmam que o uso de tintas a base de TBT ou de seus derivados não causa nenhum efeito nocivo ou dano ao ambiente; 30% afirmam que polui a água, afeta os peixes e matam as plantas do mar.

Legenda: P (perguntas) referente ao questionário utilizado no estudo.

Fonte: Autor (2022)

De acordo com os entrevistados, os compostos mais utilizados como agentes biocidas potencializadores são Barrage®; Baygon® e Jimo Cupim®, que são misturados às tintas para fazer manutenção da pintura das embarcações. Esses produtos são vendidos legalmente, facilitando a aquisição do composto. Possuem como principal composição química a Cipermetrina, uma substância do grupo dos piretróides e, possui classificação toxicológica nível II (produto muito perigoso). É fotoestável, não se degradando com a luz solar. Como muitos piretróides, é um inseticida e acaricida de ação muito ampla. Esse composto enquadra-se na terceira geração de biocidas de tintas anti-incrustantes. A terceira geração de biocidas anti-incrustantes pertencem a diferentes grupos químicos abrangendo compostos orgânicos e organometálicos.

Segundo os donos das embarcações e pescadores, a utilização de tintas anti-incrustante conhecida como “tinta envenenada” é usada para pintar as embarcações uma vez ao ano, por ser um produto caro. Ainda de acordo com os mesmos uma das alternativas para diminuir os custos com manutenção das embarcações é utilizar esmalte sintético junto com compostos biocidas para baratear os custos de manutenção. Durante o levantamento dos dados, foi possível observar como o procedimento é realizado (Figura 10).

Figura 10 — (A) composto Barragem utilizado como agente biocida para potencializar a ação das tintas; (B) pescador realizando manutenção da pintura da embarcação no leito do rio, com composto biocida misturado a tinta.



Fonte: Autor (2022)

Os resultados das entrevistas realizadas com os proprietários de estabelecimentos que vendem tintas em cada município onde os portos pesqueiros estão situados, estão sumarizados no Quadro 5. As entrevistas seguiram o roteiro do questionário elaborado para o estudo (Apêndice B).

Quadro 5 — Resultado das entrevistas do questionário aplicado aos donos de empreendimento que vendem tintas nos municípios onde os portos pesqueiros estão situados.

Categoria	Respostas
Comercialização de tintas	P/1: 53,8% comercializam tintas anti-incrustantes para pintura das embarcações. 46,2% não vendem as tintas. P/2: 84,6% afirmam que os donos de embarcações compram esmaltes sintéticos para pintar as embarcações. 15,4% revelaram que não vendem essas tintas.
Composto potencializador	P/3: 69,2% vendem compostos biocidas para serem misturados as tintas para potencializar a ação anti-incrustante, 30,8% afirmaram que não comercializam esses compostos.
Frequência de vendas	P/4: 76,9% afirmam que as tintas e os compostos adicionais são vendidos frequentemente. 23,1% revelam que não vendem periodicamente.
Quantidade	P/5: 100% dos entrevistados revelaram que as vendas são realizadas durante todo o ano. P/6: 100% afirmam que geralmente os donos das embarcações compram 2 galões (3,5L), para realizar manutenção da pintura das embarcações.
Percepção ambiental	P/7: 100% afirmam que o uso de tintas a base de TBT ou de seus derivados não causa nenhum efeito nocivo ao ambiente.

Legenda: P (perguntas) referente ao questionário utilizado no estudo.

Fonte: Autor (2022)

Em todos os pontos de amostragem foi evidenciada a comercialização de tintas anti-incrustantes, que são apropriadas para o revestimento dos cascos das embarcações para evitar a bioincrustação. No entanto, os pescadores revelam que utilizam esmalte sintético junto com compostos biocidas para fazer a manutenção da pintura das embarcações. Segundo os pescadores, essa mistura substitui as tintas anti-incrustantes, sendo uma alternativa mais barata para diminuir os custos com manutenção.

Diante do exposto, os dados obtidos durante as entrevistas auxiliam na compreensão da origem da contaminação dos compostos orgânicos de estanho nos portos pesqueiros do litoral oeste cearense, e podem servir para justificar a alta incidência da síndrome na espécie *Stramonita brasiliensis* mesmo após o banimento do uso de tintas à base de compostos orgânicos de estanho.

6 DISCUSSÃO

Estudos realizados em todo o mundo revelam grandes concentrações de TBT, TPT e seus derivados em áreas portuárias, geralmente, associadas a circulação de embarcações (STRAND; ACOBSEN, 2005). Os resultados obtidos no presente estudo indicam que apesar da proibição do uso de tintas à base de TBT ter ocorrido internacionalmente em 2008, foi verificado o registro de imposex nas áreas amostradas durante o monitoramento.

No porto pesqueiro de Acaraú, durante a amostragem foi evidenciada a ausência da espécie *Stramonita brasiliensis*. Segundo Rodrigues, Santos e Maia, (2020), a espécie foi registrada no município de Acaraú, em uma área próxima ao Porto (cerca de 8 km), na Praia de Arpoeiras. Diante do exposto, infere-se que o impacto ambiental ocasionado pelas ações antrópicas, entre elas, a contaminação por TBT, estão influenciando a distribuição da espécie no local.

Resultados semelhantes foram encontrados por Azevedo (2011), no Porto do Mucuripe em Fortaleza, onde foi verificada a ausência da espécie *Stramonita haemastoma* durante monitoramento de imposex na área portuária. Entretanto, Castro, Braga e Rocha-Barreira (2005), durante estudos realizados na região havia coletado a espécie na mesma área portuária. Esse fato pode ser indicativo de extinção da referida população neste local, já que apresentava altos índices de imposex em 2004/2005

(CASTRO; BRAGA; ROCHA-BARREIRA, 2005).

A ausência de organismos durante monitoramento de imposex também foi registrada por Borges (2012) em cinco áreas da Baía da Ribeira, litoral do Rio de Janeiro, onde no ano de 2002 foi registrado o imposex na espécie *Stramonita haemastoma*, e durante reavaliação em 2008, no mesmo local, a espécie não foi encontrada, sendo possivelmente extinta devido à ação dos compostos orgânicos de estanho.

Um fator que pode estar contribuindo com a ausência da espécie *Stramonita brasiliensis* no porto de Acaraú é o tempo de operação do porto pesqueiro, o mais antigo entre os avaliados, e a utilização frequente de tintas à base de TBT durante anos, prática que pode ter levado a extinção local da espécie. Segundo Castro; Westphal e Fillmann (2011), a constante utilização de tintas à base de TBT, compromete a qualidade do ambiente aquático, afetando diretamente a fauna local, e em longo prazo, os efeitos nocivos do composto podem levar a morte do animal, e consequentemente a extinção local da espécie. Entretanto, para o Porto Pesqueiro de Acaraú não há dados pretéritos de monitoramento.

De acordo com Liu *et al.* (1997), a utilização de biomarcadores para o monitoramento de contaminação ambiental frequentemente esbarra em problemas tais como a própria distribuição do espacial do organismo. Entretanto, cabe ressaltar que a espécie *Stramonita brasiliensis* é frequentemente utilizada no estado do Ceará como ferramenta de biomonitoramento, devido sua ampla distribuição e abundância por toda a costa (RODRIGUES, SANTOS; MAIA, 2020; ROCHA-BARREIRA; CASTRO, 2021).

Os resultados encontrados durante o monitoramento no Porto dos Barcos, em Itarema demonstram que houve uma redução na incidência de imposex, quando comparado com o estudo realizado por Rodrigues, Santos e Maia (2020), no mesmo local. No estudo anterior, a incidência de imposex foi 82,2%, enquanto que no monitoramento atual esse valor foi de 69,18% de fêmeas afetadas pela síndrome. Entretanto, no presente estudo, os índices utilizados para quantificar o imposex revelaram que os níveis de desenvolvimento aumentaram significativamente no local, quando comparados com o estudo anterior, o índice RPLI= 18,8 e o índice VDSI variou entre os estágios 0 e III (RODRIGUES, SANTOS; MAIA, 2020). Sugerindo que o desenvolvimento do imposex no local está aumentando, enquanto que a incidência de contaminação está diminuindo. No entanto sugere-se um monitoramento ao longo prazo desta área.

Segundo Azevedo (2011), durante a reavaliação do imposex no terminal portuário do Mucuripe, em Fortaleza, também foi possível observar que houve redução da incidência de imposex em todas as estações avaliadas quando comparados com o estudo realizado nos anos 2004 e 2005. Na praia de Iparana, ainda no Ceará, em 2005, a incidência de imposex era 100%, durante a reavaliação foi constatado a redução do imposex para 4,34%. Adicionalmente, a redução do imposex foi observada na Praia de Dois Coqueiros, em Fortaleza, durante a campanha realizada no ano de 2005 apresentava 100% dos animais afetados pela síndrome, e na campanha de 2011, apenas 34,6% dos organismos estavam afetados com imposex (AZEVEDO, 2011).

Após o banimento global ao uso de TBT, monitoramentos fundamentados na determinação do imposex têm revelado, em geral, uma diminuição gradativa nos níveis de tributilestanho, assim como uma redução dos índices como a porcentagem de fêmeas afetadas, RPLI, RPSI e VDSI, em todo o mundo (ROCHA-BARREIRA; CASTRO, 2021). Foi observada uma queda significativa dos índices nas populações da espécie *Haustorium scobina* (Quoy & Gaimard, 1833) na Nova Zelândia, após poucos anos da implantação das restrições. No Mar do Norte e Islândia também foi observada uma redução dos índices para populações de *Nucella lapillus* (Linnaeus, 1758). Através da comparação de índices obtidos em 2003 e 2008 na Europa, ficou claro uma diminuição da síndrome na espécie *Nassarius reticulatus* (Linnaeus, 1758) (ROCHA-BARREIRA; CASTRO, 2021). No Brasil, de acordo com Castro *et al.* (2012), a queda dos níveis de imposex foi verificada em diversos terminais portuários das regiões Nordeste, Sudeste e Sul nas populações de *Stramonita brasiliensis*.

No Porto Pesqueiro de Camocim e na Praia da Pedra Rachada em Paracuru foi realizado através do presente estudo o primeiro registro da incidência de imposex para essas duas regiões do litoral oeste do Ceará, sendo que não existem dados pretéritos da síndrome para esses locais. No Porto pesqueiro de Camocim foi constatado que a incidência de imposex foi de 51,22%, e os índices de desenvolvimento de imposex observados foram RPLI= 25,87 e VDSI= 0 ao IV. Na praia da Pedra Rachada, em Paracuru, foi constatado que 69,44% dos organismos são exibidores do imposex, onde se verificou os valores dos índices RPLI=27 e VDSI= 0 ao IV. Os casos de contaminação em áreas portuárias de pequeno porte parecem estar relacionados às embarcações de pequenas, sobretudo as de lazer e pesca tem sido apontadas como as principais fontes atuais de TBT nas áreas portuárias da América latina. De acordo com as restrições implementadas pela IMO e a resolução do CONAMA 357/2005, essas

embarcações são autorizadas a utilizar tintas baseados em COE (ROCHA-BARREIRA; CASTRO, 2021). Neste sentido, esses dados corroboram com o presente estudo, pois durante o processo amostral foi observado que a frota de embarcações no Porto pesqueiro de Camocim e na Praia da Pedra Rachada é constituída de pequenas embarcações artesanais (3m de comprimento) utilizadas para pesca e passeio local.

Segundo Rocha-Barreira e Castro (2021), estudos realizados após restrições globais de tintas anti-incrustantes a base de TBT, têm verificado grande ocorrência de imposex relacionado à existência de resíduos de TBT em sedimentos superficiais e tecidos gastrópodes da América Latina. Neste sentido, os relatos de aumento de incidência de imposex pós-banimento são descritos para os países: Equador, Peru, Venezuela, Chile, Panamá, Argentina e Brasil. Situação similar foi reportada durante investigações recentes realizadas ao longo do litoral português (ROCHA-BARREIRA; CASTRO, 2021). De acordo com Borges (2012), a contaminação por compostos orgânicos estanho continua acontecendo em áreas portuárias de pequeno porte devido à falta de fiscalização, onde a aplicabilidade das restrições estabelecidas pelo IMO são colocadas em prática somente em terminais portuários de grande porte com circulação de embarcações internacionais. Outro motivo é que essas embarcações passam mais tempo atracadas próximas à costa favorecendo a dispersão e a liberação do composto no local (PESSOA, 2007; SIERRA-MARQUEZ *et al.*, 2018).

Esses resultados corroboram com os dados obtidos durante as entrevistas com os pescadores e donos de empreendimentos que comercializam tintas em cada local amostrado no presente estudo. Os comerciantes confirmaram que vendem com frequência para os pescadores esmalte sintético e compostos biocidas, na qual os pescadores utilizam essa mistura para pintar as embarcações.

Os entrevistados afirmaram que o procedimento de pintura é realizado com frequência no próprio leito do rio, na área estuarina. Essa prática foi relatada no estudo de Rodrigues, Santo e Maia (2020), onde durante a amostragem, os pesquisadores observaram que os pescadores adicionavam dentro da tinta inseticida que possuem em sua formulação compostos orgânicos de estanho para potencialização dos efeitos das tintas anti-incrustantes.

Segundo Rocha-Barreira e Castro (2021), após o banimento das tintas contendo TBT e ou TPT, a indústria naval passou a produzir e disponibilizar no mercado, há mais de dez anos, tintas que contêm biocidas alternativos, sem a presença de compostos orgânicos de estanho. Atualmente, são usadas nos novos sistemas anti-incrustantes

navais cerca de 23 substâncias químicas diferentes, na qual, entre essas moléculas existem desreguladores endócrinos, herbicidas e organometálicos tóxicos. No entanto, estudos realizados por Castro *et al.* (2011) e Abreu *et al.* (2020) revelam danos ambientais ocasionados pela contaminação da nova geração de biocidas, isso é bastante preocupante pois os impactos produzidos pelos COE, ainda não foram superados.

De acordo com Borges (2012), o uso de tintas contendo outros biocidas tóxicos passaram a ser utilizadas com frequência. Em função dessas tintas conterem diferentes tipos de biocidas, e estarem em contato direto com a água podem apresentar um impacto maior localmente. Para Viana *et al.* (2021), a nova geração de biocidas anti-incrustantes, pretendia ser ambientalmente mais segura que a anterior (TBT). No entanto, estudos tem comprovado os efeitos extensivos em espécies marinhas não-alvo da ação tóxica dessas novas alternativas de tintas biocidas anti-incrustantes (CAMPOS, 2022). Além disso, a toxicidade da nova geração de biocidas, mecanismos de ação, persistência, destino e comportamento no ambiente marinho ainda não são totalmente compreendidos, principalmente para alguns compostos. O uso dos biocidas anti-incrustantes continua sendo uma contínua ameaça para a fauna e ambiente aquático (VIANA *et al.*, 2021).

A forma como é realizada a manutenção da pintura das embarcações e a utilização fontes alternativas como esmaltes sintéticos misturados a compostos de ação biocida, pertencentes ao grupo dos piretróides podem ocasionar danos as comunidades aquáticas, principalmente aos invertebrados, no entanto os efeitos nocivos a biota ainda não foram mensurados.

Quando os organismos aquáticos são expostos à compostos piretróides que em sua maioria possuem ação xenobiótica, ocasionam alterações endógenas nestes animais como: disfunção hepática, alterações dos níveis de enzimas bioquímicas e alterações comportamentais, já que os piretróides atuam sobre o neurotransmissor inibitório do sistema nervoso central (SNC), além disso, o potente efeito estressante que os pesticidas causam sobre estes organismos levam a alterações hematológicas, e por fim, também podem causar danos na fase reprodutiva (MONTANHA; PIMPÃO, 2012).

A incidência de imposex registrada no presente estudo nos portos pesqueiros de pequeno porte do litoral oeste do Ceará indica que os compostos orgânicos de estanho continuam sendo vendidos e utilizados ilegalmente no processo de manutenção de pintura das embarcações visto que durante as entrevistas, os participantes revelaram que vendem e usam a “tinta envenenada” para realizar a pintura das embarcações. Sugere-se

então que a tinta mencionada por eles contenha os compostos orgânicos de estanho. Outro fator que pode ajudar a esclarecer os motivos pela qual o imposex ainda é encontrado nessas áreas, pode estar relacionado ao fato que os portos estudados estão localizados dentro de estuários, onde a circulação de água é restrita favorecendo a concentração e a acumulação locais do composto. Neste sentido, a realização de estudos que visam o acompanhamento das condições ambientais, assim como o monitoramento do imposex são de grande relevância nessas áreas.

Os resultados do presente monitoramento também demonstram que há diferenças significativas entre o tamanho da concha e o tamanho do pênis tanto em machos quanto em fêmeas, revelando que as conchas e os pênis dos machos são maiores do que as fêmeas afetadas pela síndrome. Resultados semelhantes foram observados por Azevedo (2012) em estudos realizados no Porto do Mucuripe em Fortaleza, onde os resultados das análises demonstram diferenças significativas entre o tamanho da concha e o tamanho do pênis tanto em machos quanto em fêmeas.

Similarmente, Vasconcelos *et al.* (2011), em estudos realizado na costa algarvia, sul de Portugal, com a espécie *Bolinus brandaris* (Linnaeus 1758), observaram a correlação entre o tamanho da concha e o pênis de machos e fêmeas, no entanto, com tendência de tamanhos maiores para os machos. De acordo com Galante-Oliveira *et al.* (2010), tamanho das conchas dos animais são considerados um dos fatores que podem influenciar comparações acerca dos níveis de imposex. Conforme estes autores, o tamanho da concha pode influenciar o comprimento do pênis dos machos, e isso pode interferir os resultados do índice RPLI.

Os resultados de imposex registrados para a espécie *Stramonita brasiliensis* nos portos pesqueiros amostrados ampliam geograficamente os limites conhecidos para o problema no Brasil. A realização de monitoramento ao longo prazo dessas áreas junto com ações de educação ambiental seria uma das formas de remediação e conscientização sobre os danos causados ao ambiente pelo uso tintas à base de TBT e seus compostos derivados.

7 CONCLUSÃO

Áreas portuárias de pequeno porte podem ser os provedores de compostos

orgânicos de estanho nas áreas costeiras. As populações de *Stramonita brasilienses* dos portos pesqueiros amostrados apresentam elevados níveis de imposex, mesmo com o banimento do uso de tintas à base de compostos orgânicos de estanho.

O incremento de inseticidas utilizados como agentes biocidas nas tintas, aliado a falta de conhecimento por partes dos pescadores, donos de embarcações e donos de empreendimentos sobre os danos causados ao ambiente, podem estar contribuindo para o aumento da incidência da síndrome nos portos pesqueiros do litoral oeste do Ceará.

Os resultados obtidos contribuem na compreensão da origem do imposex e do TBT na região do litoral oeste cearense, e mais investigações são necessárias para avaliar e mitigar a presença dos compostos orgânicos de estanho nas áreas portuárias de pequeno porte.

REFERÊNCIAS

- ABREU, F.; SILVA, J. L. ; CASTRO, I.B. ; FILLMANN, G. Are antifouling residues a matter of concern in the largest South American port? **Journal of Hazardous Materials**, v. 398, p. 122937, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122937>
- AGOSTINI, V. O.; MACEDO, A. J.; MUXAGATA, E. O papel do biofilme bacteriano no acoplamento bentopelágico, durante o processo de bioincrustação. **Revista Liberato, Novo Hamburgo**, v. 19, n. 31, p. 01-134. 2018.
- ALMEIDA, E.; DIAMANTINO, T.C.; DE SOUSA, O. Breve história das tintas antivegetativas. **Corros. Prot. Mater**, v. 26, p. 6-12, 2006.
- ALZIEU, C. Environmental impact of TBT: the french experience. **Sci. Total Environ**, v. 258, p. 99, 2000.
- AMARAL, A.C.; RIZZO, A.E., ARRUDA, E.P. **Manual de Identificação dos Invertebrados Marinhos da Região Sudeste -Sul do Brasil**. São Paulo: Ed Universidade de São Paulo, 2005.287 p.
- AYARI, T. E.; BIERNE, N.; MENIF, N. T. E. Imposex incidence in *Stramonita haemastoma* (Gastropoda: Muricidae) from the Mediterranean and Atlantic coast after Tributyltin global ban. **Journal of Sea Research**, v. 134, p.10–1511, 2018. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.seares.2017.12.004>
- AXIAK, V.; MICALLEF, D.; MUSCAT, J.; VELLA, A. & MINTOFF, B. Imposex as a biomonitoring tool for marine pollution by tributyltin: some further observations. **Environment International**, v. 28, p. 743– 749, 2003.
- AZEVEDO, D. B. de. Imposex em *Stramonita haemastoma* (Mollusca: Gastropoda): reavaliação na zona metropolitana de Fortaleza e indução em condições de laboratório . 2011. 88 p. Dissertação (mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de

Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

AZEVEDO, D.; ROCHA-BARREIRA, C. A.; MATTHEWS-CASCON, H.; CASTRO, I. B. Pugilina morio L., a new Imposex exhibitor from South American estuarine environments: approach for a non-lethal method to evaluate imposex. **Bull Environ Contam Toxicol**, v. 89, p. 786–792, 2012. Disponível em <<http://repositorio.furg.br/handle/1/3178>> Acesso em, 20 de Dez. 2021.

BECKER VAN-SLOOTEN, K.; TARRADELLAS, J. Accumulation, depuration and growth effects of tributyltin in the freshwater bivalve *Dreissena polymorpha* under field conditions. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 13, p. 755-762, 1994.

BEZERRA, S. N. **A pesca de peixe com linha e rede no estado do Ceará**. Tese (Doutor em Ciências Marinhas Tropicais). Universidade Federal do Ceará. 168 p. 2013.

BIGATTI, G.; PRIMOST, M. A.; CLEDÓN, M.; AVERBUJ, A.; THEOBALD N.; GERWINSKI, W.; ARNTZ, W.; MORRICONI, E.; PENCHASZADEH, P. E. Biomonitoring of TBT contamination and *Imposex* incidence along 4700 km of Argentinean shoreline (SW Atlantic: From 38S to 54S). **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, p. 695-701, 2009.

BLABER, J.M. The occurrence of a penis-like outgrowth behind the right tentacle in spent females of *Nucella lapillus*. **Proceedings of Malacological Society of London**, 39: 231-233, 1970.

BONI, V.; QUARESMA, S. Aprendendo a entrevistar: Como fazer entrevistas em Ciências Sociais. **Revista Eletrônica dos Pós-Graduandos em Sociologia Política da UFSC**. 2. 68-80. 10.5007/18027, 2005.

BORGES, C. L. L. Avaliação temporal da Poluição por antiincrustantes organoestânicos no litoral do Estado do Rio de Janeiro: Antes e depois do banimento nacional e internacional. 2012, 120 p. Dissertação (mestrado em oceanografia). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2012.

CAETANO, C.H.S.; ABSALÃO, R.S. Imposex in *Olivancillaria vesica vesica* (Gmelin) (Gastropoda, Olividae) from a Southeastern Brazilian sandy beach. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 19, n. 2, p. 215–218. 2003. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752002000600022>

CAMARGO, P. R. S.; BARREIROS, L. F. G.; BARBOSA, N. P. U.; CARDOSO, A. V.; ASSIS, P. S.; PELLI, A. Estado atual de conhecimento das principais características dos Moluscos. **Brazilian Journal of Development**, v.7, n.4, p. 40950-40963, 2021. Disponível em: <https://www.brazilianjournals.com/index.php/BRJD/article/view/28603>> Acesso em: 20, Dez. 2021.

CAMILLO, E.; QUADROS, J.; CASTRO, Í. B., FERNANDEZ, M. A. Imposex in *Thais (Stramonita) rustica* (Mollusca: Neogastropoda) (Lamarck, 1822) as na indicator of organotin compounds pollution at Maceió coast (Northeastern Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**. São Paulo, v. 52, n. 2, 2004.

- CAMPOS, B. G. **Estudo ecotoxicológico do biocida antiincrustante dcoit (sea-nine™) em invertebrados marinhos neotropicais**. 2022. 194 p. Tese (Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade de Ambientes Costeiros), Instituto de Biociências, Câmpus do Litoral Paulista, UNESP, São Vicente – SP, 2022.
- CARVALHO, P. N.; RODRIGUES, P.N.R.; BASTOS, M.C.O.; VASCONCELOS, M. T.S.D. Butyltin levels in several Portuguese coastal áreas. **Environmental Monitoring Assessment**, v.159, p. 183-190, 2009.
- CASTRO, Í. B.; BRAGA, A. R. C.; ROCHA-BARREIRA, C. A. Altos índices de imposex em *stramonita rustica* (mollusca: gastropoda) em áreas portuárias dos estados de Alagoas e Sergipe, Brasil. **Tropical Oceanography**, Recife, v. 33, n. 2, p. 121–128, 2005.
- CASTRO, Í. B.; WESTPHAL, E.; FILLMANN, G. Tintas anti-incrustantes de terceira geração: novos biocidas no ambiente aquático. **Quim. Nova**, v. 34, n. 6, p. 1021-1031, 2011.
- CASTRO, Í.B.; LIMA, A.; BRAGA, A.; ROCHA-BARREIRA, C. Imposex in two muricid species (Mollusca: gastropoda) from the northeastern brazilian coast. **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.** v. 2, p. 81–91. 2007.
- CASTRO, Í.B.; ROSSATO, M.; FILLMANN, G. Imposex reduction and residual butyltin contamination in southern Brazilian harbors. **Environ. Toxicol. Chem.** v. 31, p. 947–954, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1002/etc.1793>> Acesso em: 26, Fev. 2021.
- CASTRO, I.B.; CASCON, H.M.; FERNANDEZ, M.A Imposex em *Thais haemastoma* (Linnaeus, 1767) (Mollusca:Gastropoda), uma Indicação da Contaminação por Organoestânicos na Costa do Município de Fortaleza - Ceará - Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 33, p. 51-56. 2000.
- CASTRO, Í.B.; MEIRELLES, C.A.; MATTHEWS-CASCON, H.; FERNANDEZ, M.A. *Thais (Stramonita) rustica* (Lamarck, 1822) (Mollusca: Gastropoda: Thaididae), a potential bioindicator of contamination by organotin Northeast Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 52, n. 2, p. 51–55. 2004.
- CASTRO, I.B.; MEIRELLES, C.A.O.; MATTHEWS-CASCON, H.; ROCHABARREIRA, C.A.; PENCHASZADEH, P. & BIGATTI, G. Imposex in Endemic Volutid from Northeast Brazil (Mollusca: Gastropoda), **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, p. 1065-1069. 2008. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132008000500024>
- CHAMP, M.A. A review of organotin regulatory strategies, pending actions, and Organotin Compounds in *Thais clavigera* and *T. bronni* in Japan. **Journal Marine Biological Association U. K.**, v. 74, p. 651 – 669, 1994.
- CONAMA. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 357, **Diário Oficial da União**, Brasil, p. 63, 2005.

COSTA, M.B.; FERNANDEZ, M.A.; D.C.BARBIERO, D.C.; MELO, F.T.V.; OTEGUI, M.B.P. & FERREIRA, B.S. First record of imposex in *Thais deltoidea* (Lamarck, 1822) (Mollusca, Gastropoda, Thaididae) in Vitória, ES, Brazil, **Brazilian Journal of Oceanography**. v.56, p. 145-148. 2008.

COSTA, R. S; VASCONCELOS, M; BERNSTEIN, A. Contaminação ambiental pelo composto organoestânico tributilestanho (TBT). **Educação pública**. v. 13, n. 25, p. 2013. Disponível em:<
<https://educacaopublica.cecierj.edu.br/artigos/13/25/contaminacao-ambiental-pelo-composto-organoestânico-tributilestanho-tbt> >Acesso em, 09, Fev. 2021.

DPMA. Prefectura Naval Argentina. Ordenanza 4/98 Tomo 6. **Régimen para la proteccion del medio ambiente**. Anexo 1. 1998.

COSTA, M. B.; ZAMPROGNO, G. C.; PEDRUZZI, F. C.; MORAIS, L.; TOGNELLA, M. MP.; GODOI A. F. L.; SANTOS, D. M.; MARCHI, M. R. R.; & FERNANDEZ, M. A. Differential organotin sensibilidade em duas espécies de Leucozonia de uma área de tráfego de navios no sudeste do Brasil, **Marine Biology Research**, v.10, n.7, p. 712 724, 2014. DOI: 10.1080/17451000.2013.850512

COGERH - Gerência da Bacia do Coreau e Acaraú Secretaria Executiva dos CBH Acaraú e Coreau. **A bacia hidrográfica do coreau**. 2019. Disponível em:<
<http://www.cbhcoreau.com.br/conheca/> >Acesso em: 14 jul. 2021.

ELLIS, D. V.; PATTISINA, L. A. Widespread Neogastropod imposex: A biological Indicator of global TBT contamination? **Marine Pollution Bulletin**, v. 24, n. 5, p. 248 – 253, 1990.

EVANS, S.M.; BIRCHENOUGH, A.C.; BRANCATO, M.S. The TBT ban: out of the frying pan into the fire? **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, p. 204-211, 2000.
FENT, K. Ecotoxicological problems associated with contaminated sites. **Toxicology Letter**, v. 353, p. 140-141, 2003.

FERNANDEZ, M.A.; WAGENER A.L.R.; LIMAVERDE A.; SCOFIELD A.L.; PINHEIRO F.M.; RODRIGUES E. Imposex and surface sediment speciation: A combined approach to evaluate organotin contamination in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Marine Environmental Research**, v. 59, p. 435–452. 2005.

FRANÇA, M. A.; OTEGUI, M. B. P.; ZAMPROGNO, G. C.; MENÁRIO, J. M. F. S.; COSTA, M. B. Imposex and ecological quality status in *Stramonita brasiliensis* (Claremount & Reid, 2011): A temporal (2007 to 2018) and spatial evaluation on the southeastern coast of Brazil. **Journal of Sea Research**. v. 174, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seares.2021.102080>> Acesso em 21 out. 2021.

FRANSOZO, A.; NEGREIROS-FRANSOZO, M. L. **Zoologia dos invertebrados**. 1. ed. Rio de Janeiro, RJ: Gen Roca, 2016.

FREITAS, L.F. **Cadeia produtiva da pesca de atum *Thunnus* spp. em Itarema, Ceará**. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará, 43 p., Fortaleza, 2018. Disponível

em:<http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/35237/3/2018_dis_lffreitas.pdf >
Acesso em: 13 jul, 2021.

GALANTE-OLIVEIRA, S.; OLIVEIRA, I.; JONKERS, N.; LANGSTON, W.J.; PACHECO, M. & BARROSO, C.M. (2009) Imposex levels and tributyltin pollution in Ria de Aveiro (NW Portugal) between 1997 and 2007: evaluation of legislation effectiveness. **Journal of Environment Monitoring**, 11: 1405–1411.

GIBBS, P. E.; BRYAN, G. M. Biomonitoring of tributyltin (TBT) pollution using the *Imposex* response of neogastropod mollusks. In: **Biomonitoring of Coastal Waters and Estuaries**. KEES, J. M. KRAMER (ed.) CRC Press Inc, Boca Ratón, EUA, 1994. p. 2005-226.

GIBBS, P.E.; BRYAN, G.W.; PASCOE, P.L.C.; BURT, GR. The use of the dog-whelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of Tributyltin (TBT) contamination. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**. v. 67, p. 505-507, 1987.

GODOI, A.F.L.; FAVORETO, R.; SANTIAGO-SILVA, M. Contaminação ambiental por compostos organoestânicos. **Química Nova**, v. 26, n. 5, p. 708-716, 2003.

GOODMAN, L. A. Snowball Sampling. **The Annals of Mathematical Statistics**, v. 32, n. 1, p. 148–170, 1961. Disponível em: <<https://bit.ly/3bfzFHn>>. Acesso em: 19 mar. 2020.

GUIDELINES FOR MONITORING OF BIOLOGICAL EFFECT – **Imposex and intersex**, 2017. Disponível em: < <https://www.semanticscholar.org/paper/Guidelines-for-monitoring-of-biological-effect-%E2%80%931/cd9034c32d3640bc3f3228e043c39ea72a5de999> > Acesso em: 05 Mar. 2021.

HARINO, H.; ARIFIN, Z.; RUMENGAN, F. M.; ARAI, T.; OHJI, M.; MIYAZAKI, N.; Distribution of Antifouling Biocides and Perfluoroalkyl Compounds in Sediments From Selected Locations in Indonesian Coastal Waters. **Arch Environ Contam Toxicol**, v. 63, p. 13–21. 2012.

HOCH, M. Organotin compounds in the environment—an overview. **Applied Geochemistry**, v. 16, p. 719–743, 2001.

HORIGUCHI, T. ; SHIRAISHI, H. ; SHIMIZU, M. ; MORITA, M Imposex related costs and benefits. **The Science of The total Environment**, v. 258, p. 21 – 71, 2000.

HUET, M.; FIORINI, P.; OEHLMANN, J. & STROBEN, E. Comparison of imposex response in three Prosobanch species. **Hydrobiologia**, v. 309, p. 29 – 35, 1995.

IMO, **Anti-fouling systems**. Focus on IMO. International Maritime Organization, London, p. 1-31. 2002. Disponível em: http://www.imo.org/includes/blastDataOnly.asp/data_id%3D7986/FOULING2003.pdf. >. Acesso em: 02 Mar. 2016.

IMO. Summary of the status of conventions as at 31 May 2007. **International Maritime Organization, United Kingdom**, 2008.

IPECE, Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Ceará em mapas**. 2020. Disponível em< <http://www2.ipece.ce.gov.br/atlas/capitulo1/11/147x.htm>> Acesso em: 09 de nov. 2021.

KAPUSTA, S.C., BEMVENUTI, C.E., WURDIG, N.L. Meiofauna spatidal-temporal distribution in a subtropical estuary of southern coast Brazil. **Journal of Coastal Research, Special Issue**, v. 39, p. 1238-1242, 2006.

KWOK, K.W.H.; LEUNG, K.M.Y. Toxicity of antifouling biocides to the intertidal harpacticoid copepod *Tigriopus japonicus* (Crustacea, Copepoda): Effects of temperature and salinity. **Marine Pollution Bulletin**, v. 51, n. 8-12, p. 830-837, 2005.

LEUNG, K.M.Y.; KWONG, R.P.Y.; NG, W. C.; HORIGUCHI, T.; QIU, J. W.; YANG, R.; SONG, M.; JIANG, G.; ZHENG, G. J.; LAM, P K.S. Ecological risk assessment of endocrine disrupting organotin compounds using marine neogastropods in Hong Kong. **Chemosphere**, v. 54, n. 6, p. 922-938, 2006.

LIMA-VERDE, F.B.; CASTRO, I.B.; ROCHA-BARREIRA, C.A. Imposex occurrence in *Nassarius vibex* from South America: a potential bioindicator in estuarine environments. **Marine Biodiversity Records**, v. 3, n. 30, p. 1-4. 2010.

LIU, L.L.; CHEN, S. J.; PENG, W. Y.; HUNG, J. J. Organotin concentrations in three intertidal Neogastropods from the coastal waters of Taiwan. **Environmental Pollution**, v. 98, n. 1, p. 113-118, 1997.

LUDGATE, J. Economic and technological impact of TBT legislation on the USA marine industry. **Proceedings, the oceans – na international workplace conference**. v.4 p. 1309- 1313. 1987.

MARSHALL, DJ.; RAJKUMAR, A. Imposex in the indigenous *Nassarius kraussianus* (Mollusca: Neogastropoda) from South African harbours. **Marine Pollution Bulletin**, v. 46, n. 9, p. 1150-1155. 2003.

MATTHIESSEN, P.; GIBBS, P. E. Critical appraisal of the evidence for Tributyltin – mediated endocrine disruption in Mollusks. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 17, n. 1, p. 37 – 43, 1998.

MONTANHA, F. P; PIMPÃO, C. T. Efeitos toxicológicos de piretróides (cipermetrina e deltametrina) em peixes – revisão. **Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária**, n. 18, 2012.

MORCILO, Y; PORTE, C. Monitoring of organotin compounds and their in marine molluscs. **Trends in analytical chemistry**. v. 17, n. 2, p. 109-116. 1998.

NEVES, R.; VALENTIN, J.; FIGUEIREDO, G. First record of imposex in *Heleobia australis* (caenogastropoda: cochliopidae). **J. Mollusca Stud.** v. 79, n. 1, p. 82-85. 2013. https://www.academia.edu/7241994/FIRST_RECORD_OF_IMPOSEX_IN_HELEOBIA_AUSTRALIS_CAENOGASTROPODA_COCHLIOPIDAE

OTEGUI, M. B.P.; ZAMPROGNO, G. C.; FRANÇA, M. A.; DAROS, B. N.; ALBINO, J.; COSTA, M. B. Imposex response in shell sizes of intertidal snails in multiple

environments. **Journal of Sea Research**, v. 147, p. 10–1812, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.seares.2019.02.003>

PAPP, M. G.; DUARTE L. F. L. Locomotion of *Stramonita haemastoma* (Linnaeus) (Gastropoda, Muricidae) on a mixed shore of rocks and sand. **Revista brasileira de Zoologia**, v. 18, n. 1, p. 187-195. 2001.

PESSOA, I.A. Imposex em *Stramonita haemastoma* na Baía de Paranaguá: evidência de impactos de tributilestanho usado em anti-incrustantes navais. **Relatório de Iniciação Científica**. Universidade Federal do Paraná, Centro de Estudos do Mar, Pontal do Paraná, 2007.

PESSOA, I.; DORE, M.; FERNANDEZ, M.; PARAHYBA, M.; TOSTE, R. Imposex in a touristic area in Southeastern Brazilian coast. **Journal of Coastal Research**. V.56, p. 881-884. 2009. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/259527451_Imposex_in_a_touristic_area_in_Southeastern_Brazilian_coast Acesso em: 22 de Jun. 2020.

PETRACCO, M.; CAMARGO, R. M.; BERENGUEL, T. A.; ARRUDA, N. C. L. P.; MATTO, L. A. D.; AMADO, L. L.; CORBISIER, T. N.; CASTRO, Í. B.; TURRA, A. "Evaluation of the Use of *Olivella Minuta* (Gastropoda, Olividae) and *Hastula Cinerea* (Gastropoda, Terebridae) as TBT Sentinels for Sandy Coastal Habitats." **Environmental Monitoring and Assessment**. v.187, n.7, p.1-11. 2015. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/26085280/> Acesso em: 13 de Jun. 2022.

PREFEITURA MUNICIPAL DE ACARAÚ. **Dados do município**, 2021. Disponível em: <https://www.acarau.ce.gov.br/> Acesso em: 13 jul, 2021.

RADKE, B., WASIK, A., JEWELL, L., PIKETH, S., PĄCZEK, U., GAŁUSZKA, A. and NAMIEŚNIK, J. Seasonal changes in organotin compounds in water and sediment samples from the semi-closed Port of Gdynia. **The Science of the Total Environment**, v. 441, p. 57-66. 2012. Disponível em: [Seasonal changes in organotin compounds in water and sediment samples from the semi-closed Port of Gdynia - PubMed \(nih.gov\)](https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/22111111/) Acesso em 04, Fev. 2021.

RAGAGNIN, M. N.; TURRA, A. Incidência de Imposex no caracol de praia arenosa *Hastula cinerea* revela contaminação contínua e generalizada de tributilestanho após sua proibição internacional. **Regional Studies in Marine Science**, v. 49, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.102118>

RIBEIRO-BRASIL, D.; R.; G.; CASTRO, Í.B.; PETRACCO, M.; BATISTA, R. M.; BRASIL, L. S.; FERREIRA, J. A.; BORBA, T. A. C.; ROLLNIC, M.; FILLMANN, G.; AMADO, L. L. Spatial distribution of butyltins and imposex in eastern Brazilian Amazon, **Marine Pollution Bulletin**, v. 165, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112155>

RODRIGUES, J. A, M.; SANTOS, M. R., MAIA, R. C. Estudo do imposex no gastrópode stramonita brasiliensis (claremont; dg reid, 2011) nos municípios de Acaraú e Itarema, litoral oeste do ceará, brasil. **arq. ciên. mar**, v. 53, n. 1, p. 126 – 133, 2020.

ROCHA-BARREIRA, C.; CASTRO, I. **Compostos triorganoestânicos**. In:

Contaminantes orgânicos em ambientes aquáticos (pp.246) Editora: Imprensa Universitária, 2021. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/349118209_COMPOSTOS_TRIORGANOEStanicos> Acesso em: 22 de Dez. 2021.

SANTOS, J. J. B.; BOEHS, G. Spatial-temporal distribution and recruitment of *Stramonita haemastoma* (Linnaeus, 1758) (Mollusca) on a sandstone bank in Ilhéus, Bahia, **Brazil. Braz. J. Biol.**, v. 71, n. 4, p. 799-805, 2011. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/m3nVjZsXNbdcLD8yHdWhj6s/?lang=en&format=pdf>> Acesso em: 20 de Dez. 2021.

SANTOS, M. M.; CASTRO, L. F.; VIERA, M. N.; MICHAEL, J.; MORABITO, R.; MASSANISSO, P.; REIS-HENRIQUES, M. A. New insights into the mechanism of imposex induction in the dogwhelk *Nucella lapillus*. *Comparative Biochemistry and Physiology - Part C. Toxicology & Pharmacology*. v.141. p.101-109, 2005.

SCHATZBERG, P. Organotin Antifouling hull paints and the U.S. navy- a historical perspective. **Proceedings, the oceans – na international workplace conference**. v.4 p. 1324- 1333. 1987.

SHIMASAKI, Y.; KITANO, T.; OSHIMA, Y. Tributyltin causes masculinization in fish. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 22, n. 1, p. 141-144, 2003.

SIERRA-MARQUEZ L.; SIERRA-MARQUEZ, J; J.; ROSA, DE LA.; OLIVERO-VERBEL, J. Imposex in *Stramonita haemastoma* from coastal sites of Cartagena, Colombia. **Braz. J. Biol.**, vol. 78, no. 3, p. 548-555, 2018. Disponível em: <Imposex in *Stramonita haemastoma* from coastal sites of Cartagena, Colombia (scielo.br) > Acesso em 04 Fev. 2021.

SILVA, S. M. M. C. **Caracterização da pesca artesanal na costa do Estado do Ceará, Brasil** - Tese (Doutorado) São Carlos - Universidade Federal de São Carlos, 262 p. 2004. Disponível em: <<https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/1722?show=full>> Acesso em: 13 jul. 2021.

SMITH, B. S. Sexuality in the American mud-snail *Nassarius obsoletus* Say. **Proceedings of Malacology Society**, London, 39: 377 – 378, 1971.

SONAK, S. Implication of the ban on organotins for protection of global coastal and marine ecology. **Jornal of environmental management**, v. 90, p. 96-108, 2009.

SOROLDONI, S.; PINHO, G.L.L.; CASTRO, Í.B.; ABREU, F.; DUARTE, F.A.; CHOUERI, R.B.; MÖLLER JR., O.O.; FILLMANN, G. Antifouling paint particles: sources, occurrence, composition and dynamics. **Water Research**, v. 137, n. 15, p. 47-56, 2018.

SOUSA, A.; IKEMOTO, T.; TAKAHASHI, S.; BARROSO, C.; TANABE, S. Distribution of synthetic organotins and total tin levels in *Mytilus galloprovincialis* along the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, p. 130-1136, 2009.

SOUSA, A.C.A. **Estudo do impacto da poluição por tributilestanho (TBT) na Costa Portuguesa**. Dissertação (mestrado em ciências das zonas costeiras) - Universidade de

Aveiro, Departamento de Biologia, 2004.

STERNBERG, R.; GOODING, M.; HOTCHKISS, A.; LEBLANC, G. Environmental-endocrine control of reproductive maturation in gastropods: implications for the mechanism of tributyltin-induced imposex in prosobranchs **Ecotoxicology**, v. 19, p. 4 – 23, 2010. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10646-009-0397-z> > Acesso em: 20, Dez. De 2021.

STEWART, C. The efficacy of legislation. In: **Tributyltin: case study of an environmental contaminant**. DE MORA, S. J. (ed.) Cambridge University Press, Cambridge, 1996. p. 264-297.

STRAND, J.; JACOBSEN, J. Accumulation and trophic transfer of organotins in a marine food web from the Danish coastal waters. **The Science of the total environment**. v.350, n. 1-4: 72-85, 2005.

TAN, K. S. Imposex in Three Species of Thais from Singapore, with Additinal Observations on *T. clavigera* (Kuster) from Japan. **Marine Pollution Bulletin**, v. 34, n. 7, p. 577 – 581, 1997.

THIERS, P. L. R.; MEIRELES, A. J. A.; SANTOS, J. O. **Manguezais na costa oeste cearense- Preservação permeada de meias verdades**. Imprensa Universitária da Federal do Ceará (UFC), Fortaleza, Imprensa Universitária da Universidade Federal do Ceará (UFC), p. 126, 2016. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/331829331_Manguezais_na_costa_oeste_cearense_preservacao_permeada_de_meias_verdades > Acesso em: 12 mar. 2021.

THOMÉ, J.W.; GIL, G.; BERGONCI, P.E.A.; TARASCONI, J.C. **As conchas das nossas praias**. 2. ed. Porto Alegre: Redes Editora, 2010.

TITLEY-O'NEAL, C. P.; MUNKITTRICK, K. R.; MACDONALD, B. A. The effects of organotin on female gastropods. **Journal of Environmental Monitoring**. v. 13, p. 2360-2388. 2011.

VASCONCELOS, P.; MOURA, P.; BARROSO, C.M. & GASPAR, M.B. Size matters: importance of penis length variation on reproduction studies and imposex monitoring in *Bolinus brandaris* (Gastropoda: Muricidae). **Hydrobiologia**, 661: 363–375. 2011.

VIANA, J. L. M.; MENDES, V. J. C.; COSTA, M. B.; OTEGUI, M. B. P.; DINIZ, M. S. .; SANTOS, S. R. V.; FRANCO T. C. R. S. First evaluation of imposex in *Stramonita brasiliensis* (Claremont and Reid, 2011) (Caenogastropoda: Muricidae) from Brazil's Legal Amazon. **Journal of Sea Research**. v.174, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.seares.2021.102064>> Acesso em 21, out. 2021.

ZHANG, J.; ZUO, Z.; XIONG, J.; SUN, P.; CHEN, Y.; WANG, C. Tributyltin exposure causes lipotoxicity responses in the ovaries of rockfish, **Sebastiscus marmoratus**. **Chemosphere**, v. 90, n. 3, p. 1294-1299. 2013. Disponível em:< Tributyltin exposure causes lipotoxicity responses in the ovaries of rockfish, *Sebastiscus marmoratus* - PubMed (nih.gov)> Acesso em 04, Fev. 2021.

APÊNDICES

APÊNDICE A - QUESTIONÁRIO SEMI-ESTRUTURADO PARA REALIZAR COM OS ENTREVISTADOS

RELATOS DOS DONOS DE EMBARCAÇÕES E TRIPULANTES SOBRE O USO DE TINTAS À BASE DE TRIBUTILESTANHO (TBT)

1) Você utiliza tintas anti-incrustantes para pintar sua embarcação?

() Sim () Não

2) Você utiliza outras tintas para pintar a sua embarcação?

() Sim () Não

3) Onde você compra as tintas?

() Loja de materiais de pesca () Loja de matérias de construção () Outra

Se sua resposta for outra qual o tipo de estabelecimento?

4) Qual a periodicidade que você realiza a manutenção da pintura da embarcação?

() 1 vez ao ano () 2 vezes ao ano () 3 vezes ao ano () 4 vezes ao ano

() mais de 5 vezes ao ano

5) Qual o compartimento da embarcação é realizada a pintura?

() Casco completo () metade do casco

6) Em qual ambiente (local) você realiza pintura da embarcação?

() Estaleiro () Margem do rio () Outro local

7) Você utiliza algum composto adicional para potencializar a eficácia da tinta?

() Sim () Não

Se sua resposta for sim qual o nome do composto?

7) Onde você descarta a embalagem após o uso da tinta?

() No lixo () Leva para casa () Joga no rio

8) Você conhece os efeitos nocivos que as tintas à base de TBT causam no ambiente marinho?

() Sim () Não

**APÊNDICE B - QUESTIONÁRIO SEMI-ESTRUTURADO PARA REALIZAR
COM OS ENTREVISTADOS**

**RELATOS DOS DONOS DE EMPREENDIMENTOS SOBRE A
COMERCIALIZAÇÃO DE TINTAS À BASE DE TRIBUTILESTANHO (TBT)**

1) Você vende tintas anti-incrustantes para pintura embarcações?

() Sim () Não

2) Os donos das embarcações compram outras tintas para realizar pintura das embarcações?

() Sim () Não

3) Você vende algum composto adicional para misturar com a tinta e potencializar a ação da tinta?

() Sim () Não

4) Essas tintas são vendidas com frequência?

() Sim () Não

5) Em qual mês do ano são mais vendidas?

6) Em que quantidade essas tintas são vendidas para um único comprador?

7) Você conhece os efeitos nocivos que as tintas à base de TBT causam no ambiente marinho?

() Sim () Não

**APÊNDICE - C TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO
RELATOS DE PESSOAS SOBRE O USO E COMERCIALIZAÇÃO DE TINTAS
À BASE DE TRIBUTILESTANHO (TBT)**

Marcos Roberto Dos Santos

Dra. Rafaela Camargo Maia Você está sendo convidado a participar como voluntário de uma pesquisa. Este documento, chamado Termo de Consentimento Livre e Esclarecido, visa assegurar seus direitos como participante e é elaborado em duas vias, uma que deverá ficar com você e outra com o pesquisador.

Por favor, leia com atenção e calma, aproveitando para esclarecer suas dúvidas. Se houver perguntas antes ou mesmo depois de assiná-lo, você poderá esclarecê-las com o pesquisador. Se preferir, pode levar este Termo para casa e consultar seus familiares ou outras pessoas antes de decidir participar. Não haverá nenhum tipo de penalização ou prejuízo se você não aceitar participar ou retirar sua autorização em qualquer momento.

Justificativa e objetivos:

Esse estudo busca avaliar a ocorrência de imposex no gastrópode *Stramonita brasiliensis* em áreas portuárias da Costa Extremo Oeste e Costa Oeste do litoral cearense, que é causado pela contaminação do ambiente marinho pelo uso de tintas anti-incrustante em embarcações. Através de levantamento de dados em pesquisa de campo ou de pessoas que utilizam ou comercializam essas tintas à base de TBT. É necessário entender a origem do composto para conservar esses animais e o ambiente em que eles vivem.

Procedimentos:

Participando do estudo você está sendo convidado a: Relatar e compartilhar sua experiência sobre as formas de aquisição de tintas à base de TBT para o revestimento de embarcações.



Vale ressaltar que as entrevistas só serão realizadas após a aprovação da pesquisa pelo Comitê de Ética em Pesquisa com Seres Humanos do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE).

As entrevistas ocorrerão através de uma conversa, com linguagem informal e simples, facilitando o entendimento por parte dos entrevistados. O tempo estimado para cada entrevista será de 20 min, podendo variar mais ou menos ao depender do desenvolvimento da conversa.

Desconfortos e riscos:

Você não deve participar deste estudo se não se sentir à vontade para falar dos assuntos abordados na entrevista ou se sentir-se desconfortável em responder alguma pergunta. Além disso, não participe se sentir que esse momento lhe ofereça riscos, tais como invasão de privacidade ou divulgação de dados confidenciais.

Benefícios:

Através dessa pesquisa será possível registrar a origem das tintas à base de TBT nas regiões analisadas, contribuindo para o acervo de história local e para a conservação dos organismos marinhos. Além disso, serão repassados conhecimentos sobre os impactos antrópicos a esses organismos e como podem ser evitados.

Acompanhamento e assistência:

Será realizado acompanhamento dos participantes pela equipe da pesquisa, e caso seja necessário, será oferecido assistência psicológica, social e médica a todos os participantes em virtude da realização da pesquisa.

Sigilo e privacidade:

Você tem a garantia de que sua identidade será mantida em sigilo e nenhuma informação será dada a outras pessoas que não façam parte da equipe de pesquisadores. Na divulgação dos resultados desse estudo, seu nome não será citado.

Ressarcimento e indenização:

Você terá direito ao ressarcimento das despesas diretamente decorrentes de sua



participação na pesquisa e à indenização pelos danos resultantes desta, nos termos da Lei.

Contato:

Em caso de dúvidas sobre a pesquisa, você poderá entrar em contato com os pesquisadores: Marcos Roberto Dos Santos, (88) 996437786, marcosrob20@gmail.com; Dra. Rafaela Camargo Maia, (88) 999723994, rafaelamaia@ifce.edu.br. Em caso de denúncias ou reclamações sobre sua participação e sobre questões éticas do estudo, você poderá entrar em contato com a secretaria do Comitê de Ética em Pesquisa (CEP) do IFCE das 08:00hs às 12:00hs e das 13:00hs as 17:00hs no IFCE Reitoria - R. Jorge Dumar, 1703 - Jardim América, Fortaleza - CE, 60410-426; fone (85) 34012332 e-mail: cep@ifce.edu.br

Consentimento livre e esclarecido:

Após ter recebido esclarecimentos sobre a natureza da pesquisa, seus objetivos, métodos, benefícios previstos, potenciais riscos e o incômodo que esta possa acarretar, aceito participar e declaro estar recebendo uma via original deste documento assinada pelo pesquisador e por mim, tendo todas as folhas por nós rubricadas:

Nome do(a) participante:

Contato telefônico (opcional):

e-mail (opcional):

(Assinatura do participante ou nome e assinatura do seu RESPONSÁVEL LEGAL)

Data: ____/____/____.

Responsabilidade do Pesquisador:

Asseguro ter cumprido as exigências da resolução 466/2012 CNS/MS e complementares na elaboração do protocolo e na obtenção deste Termo de Consentimento



Livre e Esclarecido. Asseguro, também, ter explicado e fornecido uma via deste documento ao participante. Informo que o estudo foi aprovado pelo CEP perante o qual o projeto foi apresentado. Comprometo-me a utilizar o material e os dados obtidos nesta pesquisa exclusivamente para as finalidades previstas neste documento ou conforme o consentimento dado pelo participante.

Nome do(a) pesquisador(a):

[Assinatura do(a) pesquisador(a)]

Data: ____/____/____.