



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Oceanografia

Danielle Fernandes Barboza

**Biodiversidade e vulnerabilidade de ascidiacea no litoral do Rio de Janeiro
frente aos cenários de introdução de espécies e mudanças climáticas**

Rio de Janeiro

2023

Danielle Fernandes Barboza

Biodiversidade e vulnerabilidade de ascidiacea no litoral do Rio de Janeiro frente aos cenários de introdução de espécies e mudanças climáticas

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Caracterização, Diagnóstico e Evolução de Ambientes Marinhos.

Orientador: Prof. Dr. Luis Felipe Skinner

Rio de Janeiro

2023

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/C

B239 Barboza, Danielle Fernandes.
Biodiversidade e vulnerabilidade de ascidiacea no litoral do Rio de Janeiro frente aos cenários de introdução de espécies e mudanças climáticas / Danielle Fernandes Barboza. – 2023.
128 f. : il.

Orientador: Luis Felipe Skinner.
Tese (Doutorado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Oceanografia.

1. Ecossistema – Teses. 2. Biologia Marinha – Rio de Janeiro (RJ) - Teses. 3. Biodiversidade - Teses. 4. Climatologia - Teses. 5. Áreas portuárias – Rio de Janeiro (RJ) - Teses. I. Skinner, Luis Felipe. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade de Oceanografia. III. Título.

CDU: 574.5(815.3)

Bibliotecária Responsável: Priscila Freitas Araujo/ CRB-7: 7322

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Danielle Fernandes Barboza

Biodiversidade e vulnerabilidade de ascidiacea no litoral do Rio de Janeiro frente aos cenários de introdução de espécies e mudanças climáticas

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Caracterização, Diagnóstico e Evolução de Ambientes Marinhos.

Aprovada em 28 de agosto de 2023.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Luis Felipe Skinner (Orientador)

Faculdade de Oceanografia - UERJ

Prof.^a Dr.^a. Gisele Lobo Hadju

Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ

Prof.^a Dr.^a. Beatriz Grosso Fleury

Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ

Prof.^a Dr.^a. Andrea de Oliveira Ribeiro Junqueira

Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ

Prof.^a Dr.^a. Rosana Moreira da Rocha

Universidade Federal do Paraná - UFPR

Rio de Janeiro

2023

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a minha família e a todos que, de alguma forma, tornaram a conclusão dessa etapa da minha vida possível.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por me fazer permanecer firme até a conclusão deste trabalho, apesar de todas as dificuldades.

Ao meu orientador e amigo Luis Felipe Skinner pelos ensinamentos, confiança e por acreditar em mim, não me deixar desistir e me ajudar a encontrar o caminho de volta.

À Victoria, minha razão de viver e filha amada, e ao Thiago, meu companheiro que me apoiou em todas as decisões.

Aos meus pais Ivan e Onzieme e meus irmãos Edgard e Noga pelo amor, apoio incondicional, confiança, ajuda e por estarem sempre perto de mim, mesmo estando fisicamente distantes.

À minha família por me apoiarem e estarem sempre ao meu lado em todos os momentos.

Ao Fábio, que nos transportou em segurança, seja em pista seca ou alagada, na Kombi ou na Van, e sempre estava disposto a ajudar nas coletas. Obrigada por sempre estar de bom humor e alto astral.

À Débora, Géssica, Brenda, Arthur, Vinícius, Tess e Joanny, pelo companheirismo, trabalhos de campos, triagem de placas, risadas.

Um agradecimento muito especial ao Paulo, meu pupilo e ajudante. Muito obrigada por toda ajuda nesse mundo das ascídias, pelas conversas, por me ajudar incondicionalmente. Sem você eu não aprenderia a fazer os mapas no QGis!

A toda equipe do Laboratório de Ecologia e Dinâmica Bêntica Marinha – UERJ que contribuiu para que esse trabalho fosse realizado.

Agradeço a Gisele, Cássia e Alexandre, minha comissão de acompanhamento, que me incentivou e ajudou para que a finalização desse trabalho fosse possível.

À Rosana M. Rocha e Guilherme R. Muricy pela cessão de informações referentes às coleções Zoológicas.

À Helena Passeri Lavrado (UFRJ) pelas sugestões de análise estatística.

Ao CEADS/UERJ e ESEC Tamoios pelo apoio logístico durante os trabalhos de campo.

À Fundação Carlos Chagas de Apoio à Pesquisa do Rio de Janeiro (FAPERJ) (Proc. # E-26 / 11.454 / 2011) pelo financiamento de parte do projeto.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Finanças 001 pelas bolsas de estudos concedidas.

Ao INEA e SISBIO (Aut. nº 057/2011, 025/2017 e 029/2019) e Estação Ecológica Tamoios (ICMBio - Aut. nº 36194) pelas licenças para coleta de material.

A todos aqueles que de alguma forma contribuíram para que este trabalho fosse concluído com sucesso.

Muito obrigada!

Nossa maior fraqueza está em desistir. O caminho mais certo de vencer é tentar mais uma vez.

Thomas Edison

RESUMO

BARBOZA, Danielle Fernandes. **Biodiversidade e vulnerabilidade de ascidiacea no litoral do Rio de Janeiro frente aos cenários de introdução de espécies e mudanças climáticas.** 2023. 128 f. Tese (Doutorado em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

Ascídias são cordados sésseis que compõem um dos principais grupos de animais bentônicos incrustantes nos ecossistemas marinhos. Conhecer sua diversidade é um importante modo de avaliar impactos e sua distribuição espacial e temporal. Por meio de dados disponíveis na literatura e de três coleções zoológicas (UFPR, MNUFRJ, UERJ), foi consolidada uma lista de espécies de ascídias registradas no litoral do Rio de Janeiro (RJ) nos últimos 25 anos (1998-2023). Foram reportadas 62 espécies, distribuídas em 13 famílias e 32 gêneros, na região entre Rio das Ostras e Paraty. A região com a maior riqueza de espécies de ascídias é a Costa Verde, seguida pela Costa Azul. Foram classificadas 26 espécies criptogênicas, 25 exóticas e 11 nativas. Entre 2009 e 2019, dois novos registros das ascídias solitárias introduzidas, *Ciona robusta* e *Rhodosoma turcicum*, foram adicionados ao sudoeste do Oceano Atlântico, de Cabo Frio à Baía da Ilha Grande (BIG), Brasil. Ambas as espécies ocorreram em substratos naturais e artificiais, em habitats protegidos de predadores, e regiões próximas a portos ou outras atividades marítimas. A distribuição de *Ciona robusta* foi relacionada com a temperatura da água, sendo influenciada pela intensidade de ressurgência e temperaturas abaixo de 25°C, enquanto *R. turcicum* não foi sensível à variação de temperatura da água registrada no período. O RJ tem um histórico de intenso tráfego de embarcações ao longo de sua costa, além de diversas instalações como portos, marinas, estaleiros e fazendas marinhas, o que favorece a introdução e dispersão de espécies de invertebrados marinhos. A análise da movimentação portuária do Terminal Aquaviário de Angra dos Reis (TAAR) e do Porto de Itaguaí, localizados na BIG e Baía de Sepetiba (BS) respectivamente, entre 2010-2020, apontou que o principal tipo de navegação no TAAR foi de cabotagem e no Porto de Itaguaí foi de longo curso. Os portos/terminais brasileiros apresentaram similaridade ambiental muito alta com a BIG e BS assim como o Porto de Busan (Coreia do Sul) e Singapura. Já os portos chineses apresentaram similaridade considerada alta. As espécies *Pyura vittata*, *Botryllus schlosseri*, *Perophora viridis*, *Didemnum candidum*, *Perophora multiclathrata*, *Herdmania momus*, *Botrylloides violaceus*, e *Symplegma viride* são as de maior preocupação quanto ao risco de introdução no litoral do RJ. Estas espécies possuem histórico de introdução em outras regiões, já foram registradas próximas aos principais portos/terminais com maior número de visitas ao TAAR e ao Porto de Itaguaí e, por suas tolerâncias fisiológicas em relação à temperatura e salinidade, apresentam características favoráveis ao possível estabelecimento na área estudada. Portanto, é necessário ampliar os esforços no conhecimento da fisiologia das espécies e as suas interações com o ambiente para entender a história da distribuição desses animais no RJ e no Brasil, bem como monitorar as introduções e seus possíveis efeitos nas comunidades bentônicas.

Palavras-chave: ascidiacea; bioincrustação; espécies exóticas; sudeste do Atlântico; avaliação de risco;

ABSTRACT

BARBOZA, Danielle Fernandes. **Biodiversity and vulnerability of ascidiacea on the coast of Rio de Janeiro in the face of species introduction and climate change scenarios**. 2023. 128 f. Thesis (Doctorate in Oceanography) – Faculty of Oceanography, State University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

Ascidians are sessile chordates that constitute one of the main groups of encrusting benthic animals in marine ecosystems. Knowing its diversity is an important way of evaluating impacts and their spatial and temporal distribution. Through data available in the literature and from three zoological collections (UFPR, MNUFRJ, UERJ), a list of ascidian species recorded on the coast of Rio de Janeiro (RJ) in the last 25 years (1998-2023) was consolidated. A total of 62 species have been recorded, distributed across 13 families and 32 genera, in the region between Rio das Ostras and Paraty. The region with the highest richness of ascidian species is the Green Coast, followed by Blue Coast. The number of species classified under the categories was 26 cryptogenic, 25 exotic and 11 native species. Between 2009 and 2019, two new records of the solitary sea squirts, *Ciona robusta* and *Rhodosoma turcicum*, were added to the southwest Atlantic Ocean, from Cabo Frio to Ilha Grande Bay (IGB), Brazil. Both species occurred in natural and artificial substrates, in predator-protected habitats, and regions close to harbors or other maritime activities. The distribution of *C. robusta* influenced by upwelling intensity and temperatures below 25°C, while *R. turcicum* was not sensitive to the range of recorded water temperatures. Rio de Janeiro has a history of intense vessel traffic along its coastline, in addition to several facilities such as ports, marinas, shipyards and marine farms, which favors the introduction and dispersion of marine invertebrate species. The analysis of the port movement of the Waterway Terminal of Angra dos Reis (TAAR) and the Port of Itaguaí, located in IGB and Sepetiba Bay (SB) respectively, between 2010-2020, pointed out that the main type of navigation in TAAR was cabotage and at the Port of Itaguaí it was a long haul. The Brazilian ports/terminals showed very high environmental similarity with IGB and SB as well as the Port of Busan (South Korea) and Singapore. Chinese ports, on the other hand, showed similarity considered high. The species *Pyura vittata*, *Botryllus schlosseri*, *Perophora viridis*, *Didemnum candidum*, *Perophora multiclathrata*, *Herdmania momus*, *Botrylloides violaceus*, *Sympyema viride* are the ones of greatest concern regarding the risk of introduction on the coast of RJ, as they have a history of introduction in other regions, have already been recorded near the main ports/terminals with the highest number of visits and the Port of Itaguaí and because their physiological tolerances in relation to temperature and salinity are favorable to the possible establishment of these species. Therefore, it is necessary to increase efforts in the knowledge of the physiology of the species and their interactions with the environment to understand the history of the distribution of these animals in RJ and in Brazil, as well as to monitor the introductions and their possible effects on benthic communities.

Keywords: ascidiacea; biofouling; exotic species; southeast Atlantic; risk assessment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Regiões amostradas ao longo da costa do Rio de Janeiro	22
Figura 2 –	Estruturas experimentais.....	27
Figura 3 –	Ocorrência cumulativa de espécies de ascídias no Rio de Janeiro entre 1948 e 2023.....	40
Figura 4 –	Número de registros total e por regiões de estudo das espécies de Ascidiacea no estado do Rio de Janeiro.....	41
Figura 5 –	Representação da riqueza de espécies nas áreas de estudo, segundo o status dos táxons.....	42
Figura 6 –	Frequência das espécies de ascídias segundo o status nos quais os táxons foram classificados.....	43
Figura 7 –	Áreas estudadas no litoral do Estado do Rio de Janeiro, Brasil.....	53
Figura 8 –	Temperaturas médias da superfície do mar (TSM).....	58
Figura 9 –	Ocorrências de <i>Ciona robusta</i> e <i>Rhodosoma turcicum</i> registradas neste estudo ao longo da costa do Estado do Rio de Janeiro, Brasil.....	60
Figura 10 –	Localização do Terminal Aquaviário de Angra dos Reis e do Porto de Itaguaí na Costa verde do Rio de Janeiro.....	74
Figura 11 –	Total de atracções no Terminal Aquaviário de Angra dos Reis (TAAR).....	77
Figura 12 –	Mapa com as bioregiões de Spalding <i>et al</i> (2007) indicando os portos de origem na navegação de cabotagem com destino ao Terminal Marítimo de Angra dos Reis (TAAR).....	78
Figura 13 –	Mapa com as bioregiões de Spalding <i>et al</i> (2007) indicando os portos de origem na navegação de longo curso com destino ao Terminal Marítimo de Angra dos Reis (TAAR).....	79
Figura 14 –	Total de atracções do Porto de Itaguaí (BRIGI).....	80
Figura 15 –	Mapa com as bioregiões de Spalding <i>et al</i> (2007) indicando os portos de origem na navegação de longo curso do Porto de Itaguaí (BRIGI).....	80
Figura 16 –	Mapa com as bioregiões de Spalding <i>et al</i> (2007) indicando os portos	

	de origem na navegação de cabotagem do Porto de Itaguaí (BRIGI).....	81
Figura 17 –	Número de espécies de Ascidiacea com histórico de introdução no mundo nas localidades avaliadas.....	85

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Informações detalhadas sobre os locais de coleta.....	24
Tabela 2 –	Espécies de ascídias registradas no estado do Rio de Janeiro.....	35
Tabela 3 –	Locais de amostragem, incluindo coordenadas geográficas, métodos de amostragem e tipos de substratos amostrados.....	54
Tabela 4 –	Exemplares de indivíduos de <i>Ciona robusta</i>	61
Tabela 5 –	Registros de <i>Ciona robusta</i> para o litoral do estado do Rio de Janeiro, Brasil.....	62
Tabela 6 –	Exemplares de indivíduos de <i>Rhodosoma turcicum</i>	63
Tabela 7 –	Lista de registros de <i>Rhodosoma turcicum</i> para o litoral do Estado do Rio de Janeiro, Brasil.....	64
Tabela 8 –	Ranking da similaridade ambiental entre o Terminal Aquaviário de Angra dos Reis (TAAR) e os portos/terminais com maior número de registros entre os anos de 2010-2020.....	82
Tabela 9 –	Ranking da similaridade ambiental, utilizando os dados de temperatura, salinidade e clorofila, entre o Porto de Itaguaí (BRIGI) e os portos/terminais com maior número de registros entre os anos de 2010-2020.....	84
Tabela 10 –	Espécies de Ascidiacea com histórico de introdução no mundo e presentes nos possíveis portos doadores.....	85
Tabela 11 –	Espécies de Ascidiacea com histórico de introdução no mundo e presentes nos possíveis portos doadores e que já foram registradas no Rio de Janeiro.....	87

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BIG	Baía da Ilha Grande
BG	Baía de Guanabara
BS	Baía de Sepetiba
CA	Costa Azul
CF	Cabo Frio
CV	Costa Verde
CZFFP-UERJ	Coleção Zoológica da Faculdade de Formação de Professores – Universidade do Estado do Rio de Janeiro
DZUP	Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná
ENN	Espécie Não Nativa
LAEDBEM-UERJ	Laboratório de Ecologia e Dinâmica Bêntica Marinha – Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Lat	Latitude
Long	Longitude
MNUFRJ	Museu Nacional da Universidade Federal do Rio de Janeiro
TAAR	Terminal Aquaviário de Angra dos Reis
TIG	Terminal da Ilha Guaíba
TSM	Temperatura Superficial da Água do Mar

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL.....	15
1	MATERIAIS E MÉTODOS.....	21
1.1	Área de estudo.....	21
1.2	Coleta de ascídias.....	23
1.2.1	<u>Estruturas artificiais.....</u>	27
1.2.2	<u>Mergulho autônomo (SCUBA) e mergulho livre.....</u>	28
1.2.3	<u>Levantamento de avaliação rápida (<i>Rapid assessment Surveys</i> - RAS)</u>	28
1.3	Temperatura superficial da água.....	28
2	OBJETIVOS GERAIS.....	29
3	COMPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DE ASCIDIACEA NO LITORAL DO RIO DE JANEIRO, BRASIL DE 1998 A 2023.....	30
3.1	Introdução.....	30
3.2	Objetivos.....	32
3.3	Materiais e métodos.....	33
3.3.1	<u>Inventário das espécies já registradas.....</u>	33
3.3.2	<u>Classificação do status populacional das espécies como nativas, exóticas ou criptogênicas.....</u>	33
3.4	Resultados.....	34
3.5	Discussão.....	44
4	EXPANSÃO DA DISTRIBUIÇÃO DAS ASCÍDIAS INTRODUZIDAS <i>Ciona robusta</i> HOSHINO & TOKIOKA, 1967 E <i>Rhodosoma turcicum</i> (SAVIGNY, 1816) NO SUDOESTE DO ATLÂNTICO.....	50
4.1	Introdução.....	50
4.2	Objetivos.....	51
4.3	Materiais e métodos.....	52
4.3.1	<u>Área de estudo.....</u>	52
4.3.2	<u>Monitoramento da água - temperaturas da superfície do mar.....</u>	52
4.3.3	<u>Amostragem.....</u>	53
4.3.4	<u>Análise de dados.....</u>	56
4.4	Resultados.....	57

4.4.1	<u>Monitoramento da temperatura da água</u>	57
4.4.2	<u>Ocorrências de espécies</u>	59
4.4.2.1	<i>Ciona robusta</i> Hoshino e Tokioka, 1967.....	59
4.4.2.2	<i>Rhodosoma turcicum</i> (Savigny, 1816)	63
4.4.3	<u>A influência da temperatura na ocorrência de espécies</u>	66
4.5	Discussão	66
5	A INTENSIDADE DAS ATIVIDADES PORTUÁRIAS INCREMENTA O RISCO DE INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES? ANÁLISE DO CASO DE ASCIDIACEA EM UMA BAÍA TROPICAL	70
5.1	Introdução	70
5.2	Objetivos	72
5.3	Materiais e métodos	73
5.3.1	<u>Área de estudo</u>	73
5.3.2	<u>Movimentação portuária</u>	74
5.3.3	<u>Similaridade ambiental</u>	75
5.3.4	<u>Lista de espécies</u>	76
5.4	Resultados	77
5.4.1	<u>Movimentação portuária</u>	77
5.4.2	<u>Similaridade ambiental</u>	80
5.4.3	<u>Lista de espécies</u>	83
5.5	Discussão	88
6	DISCUSSÃO GERAL	93
	CONCLUSÃO GERAL	95
	REFERÊNCIAS	97
	APÊNDICE	128

INTRODUÇÃO GERAL

Os oceanos são fontes de recursos naturais de grande importância para a humanidade. Foram importantes nas conquistas de territórios e ainda são importantes na rota de transporte para o comércio, no lazer, além de ainda serem usados como um lugar para o destino final de resíduos domésticos e industriais. Tais atividades causam uma série de estresses aos ecossistemas costeiros, sobretudo em estuários, podendo alterar a composição de comunidades marinhas residentes (JONHSTON *et al.*, 2002; MAYER-PINTO & JUNQUEIRA, 2003; JARA *et al.*, 2006; ORICCHIO *et al.*, 2019).

Não se sabe exatamente quando as navegações marítimas começaram (BRAJE *et al.*, 2020), mas no século XV já existiam várias rotas comerciais no Mediterrâneo, Oceano Índico e costa Atlântica da África, utilizando principalmente a navegação de cabotagem (AIRES-BARROS, 1989; COSTA *et al.*, 2014). As grandes navegações portuguesas e espanhola tornaram possível o conhecimento geográfico da Terra, ampliaram o conhecimento náutico e expandiram as rotas marítimas por todos os oceanos (EÇA, 1894; BELLINI, 1999; COSTA *et al.*, 2014). Com isso, é possível que espécies incrustadas nos cascos dos navios dessa época tenham começado a dispersar para longe de sua área nativa, dando origem às primeiras introduções em escala global.

Com o passar do tempo, o aumento do tráfego marítimo e a globalização das rotas marítimas tornaram-se responsáveis por um problema que tem causado sérias consequências para os ecossistemas marinhos: a introdução de espécies em um novo ambiente. Os navios podem transportar espécies de um local para outro através da incrustação presente nos cascos das embarcações ou pela água de lastro, que serve para manter a estabilidade do navio e segurança da navegação, fazendo com que a barreira biogeográfica da distância, para distribuição das espécies, seja quebrada (LAMBERT, 2002; SEEBENS *et al.*, 2013; PYSKE *et al.*, 2020). A introdução de espécies exóticas em um ambiente onde não existiam tem sido considerada uma das principais causas de perda de biodiversidade e modificações na natureza. Isso acontece porque espécies exóticas geralmente não possuem predadores no novo ambiente e podem apresentar com isso, vantagem competitiva em relação às espécies nativas, muitas vezes causando desequilíbrios em todo o ecossistema (OSMAN & WHITLATCH, 2004; OLYARNIK *et al.*, 2008; ORICCHIO *et al.*, 2019; PYSKE *et al.*, 2020).

As atividades antrópicas têm contribuído para poluição orgânica e industrial, contaminação da água do mar por metais pesados, perda de habitats naturais e mudanças

climáticas, entre outras (MARTINEZ, 2005; ALMEIDA *et al.*, 2007; IGNÁCIO *et al.*, 2010; ORICCHIO *et al.*, 2019). A perda de biodiversidade marinha proveniente das atividades antrópicas torna o ambiente marinho costeiro susceptível à introdução de espécies exóticas, consideradas grandes ameaças à diversidade marinha (OLYARNIK *et al.*, 2008; ORICCHIO *et al.*, 2019; PYSKE *et al.*, 2020).

Além das alterações costeiras causadas pela inserção dos substratos artificiais, os grandes centros urbanos presentes nas regiões costeiras têm contribuído com o aumento da poluição orgânica causada por efluentes domésticos sem tratamento, o que pode afetar as comunidades marinhas de forma direta e indireta. Os organismos marinhos são capazes de metabolizar poluentes orgânicos quando estes encontram-se em quantidades moderadas no ambiente (WATSON *et al.*, 2016). Em locais com maior eutrofização, o excesso de nutrientes pode causar o favorecimento de espécies mais tolerantes, diminuição da diversidade e depleção de oxigênio na coluna d'água (BAK *et al.*, 1996; MAYER-PINTO & JUNQUEIRA, 2003; FERRANDO & MÉNDEZ, 2011). A redução na riqueza de espécies diminui a capacidade desta comunidade prestar serviços ecológicos como a própria remoção do excesso de nutrientes, o sequestro de carbono e a regulação do clima (CULHANE *et al.*, 2019).

Os efluentes domésticos e industriais também são responsáveis pelo aporte de metais pesados nas regiões costeiras, assim como as tintas utilizadas para evitar a bioincrustação. Elas são aplicadas em estruturas fixas, como píers e bóias, e nos cascos das embarcações com a finalidade de reduzir a incrustação e, conseqüentemente, o arrasto durante a navegação, economizando combustível (ALMEIDA *et al.*, 2007). Lentamente, estas tintas vão liberando partículas de zinco e cobre na água podendo impactar as comunidades locais, levando ao desaparecimento de espécies sensíveis e favorecendo diversas espécies como demonstrado para o briozoário *Bugula neritina* e a ascídia *Ascidiella aspersa*, que apresentam certo grau de tolerância a estes compostos (FERRARIO *et al.*, 2020; SOROLDONI *et al.*, 2020). Estes metais pesados podem sofrer bioacumulação nos tecidos de espécies comerciais causando prejuízos econômicos e danos à saúde humana (PHILLIPS, 1995; CHEN & MAYER, 1999; DARBRA *et al.*, 2005; DENG *et al.*, 2010). O tributilestanho (TBT), agora banido mundialmente, foi reconhecido por causar alterações na comunidade bentônica natural e em substratos artificiais, por meio de sua ação como desregulador endócrino em gastrópodes predadores como *Stramonita brasiliensis* (FERNANDEZ *et al.*, 2005; FERNANDEZ, 2006; BORGES *et al.*, 2013).

As regiões costeiras também podem ser impactadas pelas atividades de aquicultura, principalmente em baías e estuários, que podem levar ao aumento na quantidade de nutrientes,

antibióticos e hormônios na água devido aos rejeitos dos cultivos, além de serem responsáveis por grande parte do desmatamento de manguezais em todo o mundo para o cultivo de camarão (FERREIRA & LACERDA, 2016). As estruturas artificiais utilizadas nos cultivos, como cabos, caixas de cultivo, redes e boias, têm sido consideradas importantes vetores para a introdução de espécies exóticas, já que se encontram suspensas e fornecem abrigo contra predadores, podendo facilitar o estabelecimento destas espécies (MCKINDSEY *et al.*, 2007; PEREIRA & ROCHA, 2015; LIMA *et al.*, 2018). Muitas vezes as espécies de interesse comercial cultivadas não são nativas e acabam causando danos na comunidade local quando são descartadas de forma indevida ou escapam da área onde são cultivadas (MCKINDSEY *et al.*, 2007).

Como citado anteriormente, a presença de substratos artificiais e o tráfego marítimo são fatores que podem favorecer a introdução de espécies exóticas. Entretanto, para que elas se estabeleçam em uma nova região é necessário que haja condições bióticas e abióticas favoráveis. O sucesso reprodutivo, a disponibilidade de alimento, a interação com as espécies nativas e as tolerâncias fisiológicas das espécies são exemplos de fatores que podem determinar o sucesso das bioinvasões (GEBURZI & MCCARTHY, 2017). A temperatura e a salinidade são os principais fatores abióticos que influenciam o estabelecimento de uma espécie fora de sua região nativa, de forma que é improvável que uma espécie tropical sobreviva em regiões polares (BENNET *et al.*, 2021). Uma das consequências das mudanças climáticas é o aumento da temperatura da água do mar, o que pode influenciar na dinâmica da introdução de espécies no ambiente marinho.

A regulação do clima no Planeta Terra depende da interação entre a atmosfera, os oceanos e outros corpos d'água, a superfície terrestre e o gelo (LE TREUT *et al.*, 2007). A vida no Planeta Terra só é possível devido ao efeito estufa natural, responsável por reter parte da radiação infravermelha, em forma de calor, gerado pela incidência solar na superfície terrestre (KARL & TRENBERTH; 2003). O oceano desempenha um importante papel na distribuição desse calor por todo o planeta, através das correntes marinhas termohalinas e da circulação atmosférica, auxiliando na regulação do clima global (BARBIERI, 2004). Entretanto, a quantidade de gases de efeito estufa presentes na atmosfera, como o dióxido de carbono (CO₂), tem se elevado a cada ano devido a atividades antrópicas. O uso de combustíveis fósseis (carvão, óleo e gás natural) em larga escala pelos seres humanos começou após a revolução industrial com a queima de carvão. Atualmente, os maiores consumidores de combustíveis fósseis são fábricas, automóveis e na calefação de residências em locais muito frios (MARTINEZ, 2005; RITCHIE & ROSER, 2017).

O oceano exerce um importante papel na redução da quantidade de CO₂ atmosférico liberado pela queima dos combustíveis fósseis, absorvendo aproximadamente 30% dessas emissões (HARROULD-KOLIEB & HERR, 2011). Entretanto, isso tem causado um desequilíbrio químico, reduzindo o pH da água e levando ao que se chama de “acidificação dos oceanos”. Esse processo afeta principalmente organismos que possuem conchas ou estruturas carbonáticas, como corais, moluscos e algas calcáreas, devido à diminuição na saturação de carbonato na água (DONEY *et al.*, 2009; HARROULD-KOLIEB & HERR, 2011). A produção primária também atua no “sequestro” do CO₂ atmosférico, mas estudos apontam que a produção primária oceânica apresentou redução na década de 1990, possivelmente pela estratificação da coluna d’água devido ao aquecimento da temperatura superficial da água do mar, causando redução na disponibilidade de nutrientes (GREGG *et al.*, 2003; FU *et al.*, 2016).

O aumento na quantidade de gases de efeito estufa tem sido considerado, por muitos pesquisadores, como responsável pelo aquecimento global e outras mudanças climáticas (KARL & TRENBERTH, 2003; DONEY *et al.*, 2009; JONSSON, 2012; FROST *et al.*, 2017). Esse aumento da temperatura global tem causado a elevação do nível do mar, tanto por expansão térmica da água quanto pelo derretimento das calotas polares, e o aumento na temperatura superficial da água (BOSELLO *et al.*, 2004; NEREM *et al.*, 2018). As principais consequências da elevação do nível do mar tem sido a erosão, inundação costeira e alterações de habitats (BOSELLO *et al.*, 2004), como a redução de áreas de alimentação e descanso para aves marinhas durante a migração (GALBRAITH *et al.*, 2005) e a erosão de praias utilizadas por tartarugas marinhas para fazer seus ninhos (FISH *et al.*, 2005). As alterações na temperatura superficial da água podem influenciar na circulação atmosférica, na circulação das correntes marinhas, nos padrões de pluviosidade e na quantidade de nutrientes que chegam à superfície através da ressurgência. Além disso podem causar diversos impactos nas comunidades marinhas como o branqueamento de corais, a modificação na frequência e intensidade de florações de algas e redução da população de peixes de interesse econômico (RUELA *et al.*, 2020).

O *El Niño* é um fenômeno natural que ocorre em períodos irregulares entre dois e sete anos, no qual as águas do Oceano Pacífico oriental apresentam temperaturas mais elevadas do que o normal, causando alterações nos regimes pluviométricos e nas condições climáticas em muitas partes do mundo (COLLINS *et al.*, 2010). Os anos de 1982, 1997 e 2015-2016, por exemplo, estiveram sob influência de fortes eventos de *El Niño* e que tiveram, como consequência, a redução dos nutrientes provenientes da ressurgência na costa do Peru,

impactando a pesca, além de eventos de branqueamento de corais em outras regiões tropicais (KIM *et al.*, 2014; NAVA *et al.*, 2021).

Cada organismo possui tolerâncias fisiológicas específicas e as alterações ambientais causadas pelas mudanças climáticas podem alterar a composição das comunidades ou causar extinções locais de espécies sensíveis, principalmente de organismos bentônicos por esses serem geralmente sésseis ou sedentários (TOWNSEND *et al.*, 2006; DJIKISTRA *et al.*, 2011; GORMAN *et al.*, 2019). As alterações ambientais causadas pelo aquecimento global podem influenciar o padrão de distribuição e composição das espécies de ascídias, por exemplo, pois a temperatura e salinidade são considerados os principais fatores que contribuem para a reprodução e o recrutamento deste grupo de invertebrados sésseis (SHENKAR & SWALLA, 2011).

Para avaliar o possível impacto das mudanças climáticas na distribuição de espécies invasoras, Zhang *et al.* (2020) criaram modelos utilizando 20 variáveis oceanográficas previsíveis e constataram que a temperatura superficial máxima da água do mar é o principal fator que pode afetar o padrão de distribuição no futuro das espécies analisadas. Para espécies invasoras originárias de águas frias, o aquecimento pode ser um fator que diminua seu potencial competitivo, como o mexilhão *Mytilus galloprovincialis* (MONACO & MCQUAID, 2019). Como é previsto um aumento de áreas com águas mais aquecidas, o estabelecimento e a disseminação de espécies de climas mais quentes podem ser favorecidos em regiões temperadas e altas latitudes (STACHOWICZ *et al.*, 2002).

As ascídias são invertebrados marinhos exclusivamente bentônicos pertencentes à classe Ascidiacea, subfilo Tunicata. As características marcantes deste subfilos são a presença de uma túnica que envolve o corpo do indivíduo, formando um tipo de esqueleto flexível, e a presença da notocorda na fase larval (SHENKAR & SWALLA, 2011; SHENKAR *et al.*, 2008; ROCHA *et al.*, 2006). As ascídias apresentam grande variação de cores, formas e tamanhos, podendo ser coloniais, com diversos indivíduos ou zooides, ou solitárias (RODRIGUES *et al.*, 1999; PETERSEN, 2007). São importantes representantes das comunidades bentônicas de substrato consolidado e podem ser encontrados em todos os ambientes marinhos, desde águas rasas a regiões abissais, mas são mais abundantes em regiões costeiras rasas (LAMBERT, 2005; BRUSCA & BRUSCA, 2007).

Atualmente, estão registradas no banco de dados “WORMS - World Register of Marine Species ” 2.978 espécies válidas de ascídias. A ordem Aplousobranchia é a que apresenta o maior número de espécies (1582), seguida por Stolidobranchia (1054) e Phlebobranchia (342). As famílias que apresentam maior número de espécies são Didemnidae

(625), Styelidae (567), Polyclinidae (446), Pyuridae (244) e Molgulidae (243) (SHENKAR *et al.*, 2023).

Os representantes da Classe Ascidiacea são hermafroditas que podem se reproduzir tanto de forma sexuada quanto de forma assexuada, sendo que todas as espécies se reproduzem de forma sexuada (MILLAR, 1971). As larvas de ascídias são lecitotróficas, geralmente com curto período de tempo na coluna d'água (BRUSCA & BRUSCA, 2007; SHENKAR & SWALLA, 2011). As larvas de muitas espécies de ascídias apresentam comportamento fotonegativo, assentando em locais com baixa luminosidade, pouca sedimentação e sem a presença de algas (GOODBODY, 2000; MCHENRY, 2005). Devido ao curto período no plâncton, as ascídias possuem uma dispersão restrita a pequenas distâncias. Portanto, a principal via de transporte para novos ambientes é aderida a substratos móveis, como incrustação em cascos de navios, plataformas de petróleo, hélices das embarcações e outras estruturas (LAMBERT, 2002; LACOURSIÈRE-ROUSSEL *et al.*, 2016).

A ocorrência, distribuição e diversidade da classe Ascidiacea podem ser influenciadas por fatores ambientais, como tipo de substrato (SHENKAR & SWALLA, 2011), intensidade luminosa (LAMBERT, 2005; SHENKAR & SWALLA, 2011), hidrodinamismo (EPELBAUM *et al.*, 2009; SHENKAR & SWALLA, 2011), quantidade de alimento disponível (SHENKAR *et al.*, 2008; EPELBAUM *et al.*, 2009), salinidade e temperatura (LAMBERT, 2005; SHENKAR *et al.*, 2008; EPELBAUM *et al.*, 2009; SHENKAR & SWALLA, 2011). Entretanto, a temperatura e salinidade são considerados os principais fatores que influenciam a reprodução e o recrutamento das ascídias (SHENKAR & SWALLA, 2011). Por este motivo, impactos antrópicos, como aquecimento global, podem influenciar o padrão de distribuição e composição das espécies de ascídias, propiciando condições favoráveis para a introdução de espécies exóticas (DIJKSTRA *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2020).

A fauna de Ascidiacea ainda é pouco conhecida para a costa do Brasil quando comparada a outros países. Isto ocorre devido a poucos profissionais trabalharem com taxonomia para este grupo. As pesquisas envolvendo a Classe Ascidiacea são realizadas principalmente nos estados do Paraná, São Paulo e Rio de Janeiro, devido à presença de taxonomistas nestas regiões. Até o final da década de 1990 havia poucos estudos sobre Ascidiacea para o estado do Rio de Janeiro, dentre eles os realizados por Van Name (1945), Millar (1958), Monniot (1970) e Simões (1981). A partir dos anos 2000 os estudos para esse grupo aumentaram, destacando os trabalhos de Rosana Rocha (UFPR), Tito Lotufo (USP), Luis Felipe Skinner (UERJ), e suas equipes.

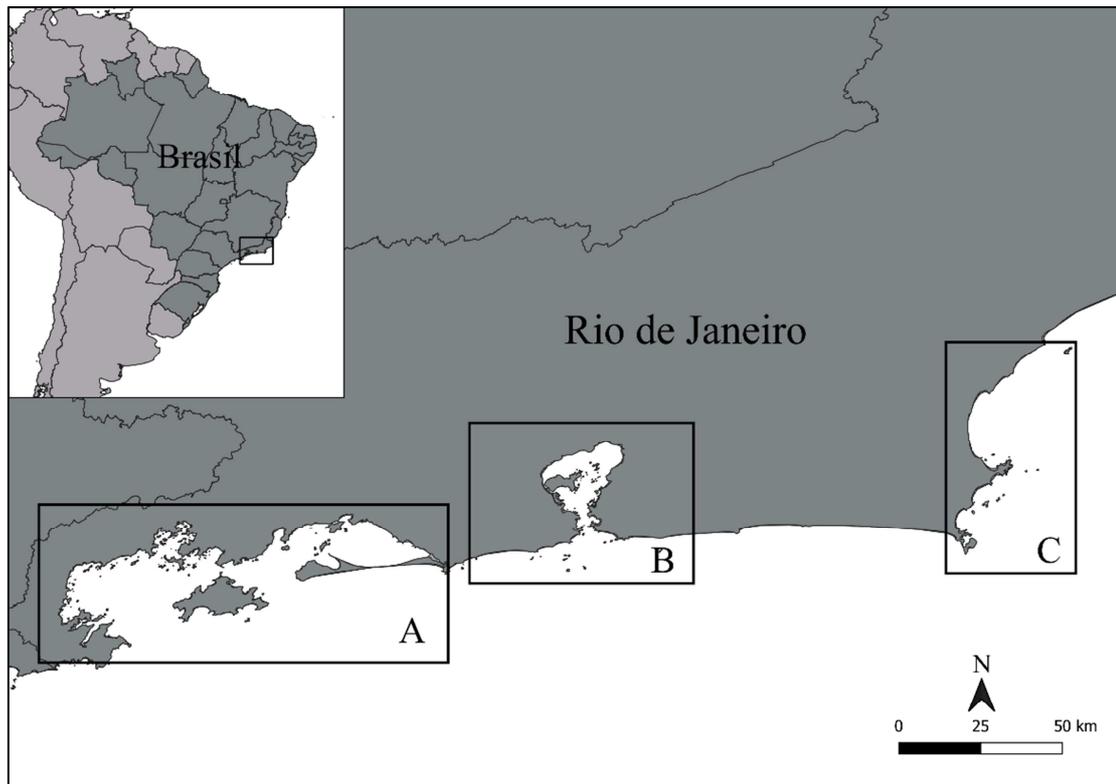
1 MATERIAIS E MÉTODOS

1.1 Área de estudo

O estado do Rio de Janeiro é considerado para muitas espécies como uma região de transição entre as províncias biogeográficas Tropical e Temperada Quente do Atlântico Sudoeste (SPALDING *et al.*, 2007). Este estudo foi realizado em três áreas do estado do Rio de Janeiro: Costa Azul (CA), Baía de Guanabara e arredores (BGA); e Costa Verde (CV) (Figura 1). Todas essas áreas apresentam intenso movimento de navegação e portos, além de outras atividades náuticas, como turismo, pesca e desenvolvimento costeiro (IGNACIO *et al.*, 2010; INEA, 2015; SILVA *et al.*, 2018). O clima é considerado tropical úmido, com estação chuvosa de outubro a abril e estação seca de maio a setembro. Apesar desse padrão geral, o volume de chuva pode variar ao longo da costa, principalmente devido à proximidade das montanhas da Serra do Mar, com taxas médias anuais de chuvas variando de 800 a 2.100 mm (COE *et al.*, 2007; INEA 2015). No litoral do estado do Rio de Janeiro ocorre uma ressurgência sazonal, mais intensa na região de Cabo Frio, ficando fraca perto da Baía da Ilha Grande (VALENTIN, 2001; CREED *et al.*, 2007).

A região da Costa Azul, também conhecida como Região dos Lagos, está localizada na região leste do estado do Rio de Janeiro e inclui, Cabo Frio, Arraial do Cabo, Armação dos Búzios e Rio das Ostras. Essa região apresenta menor taxa anual de chuvas (aproximadamente 800 mm/ano), e sofre influência de uma ressurgência sazonal, com as Águas Centrais do Atlântico Sul (ACAS) enriquecendo o mar e permitindo alta produtividade (GUIMARAENS & COUTINHO, 2000; VALENTIN, 2001; SKINNER *et al.*, 2011; COE & CARVALHO, 2013). Devido aos atrativos naturais e pela localização relativamente próxima à capital fluminense, a Costa Azul recebe uma grande quantidade de turistas, levando ao aumento da urbanização e de áreas construídas. O município de Rio das Ostras, além do turismo, também possui atividades relacionadas à produção e exploração de petróleo na Bacia de Campos (EGLER & PIRES, 2004; VAZ, 2012).

Figura 1 - Regiões amostradas ao longo da costa do Rio de Janeiro



Legenda: A) Costa Verde, B) Baía de Guanabara e arredores, C) Costa Azul.

Fonte: A autora, 2023.

O Porto do Forno, em Arraial do Cabo, lida com importações de sal do nordeste do Brasil, remessas de trigo e cevada da Argentina e do Chile e fornece atividades de apoio aos campos de petróleo “offshore” nas Bacias de Santos e Campos (Companhia Municipal de Administração Portuária - COMAP 2008; BRASIL. Ministério da Infraestrutura, 2019).

A Baía de Guanabara (BG) possui uma superfície de 384 km² e é circundada, em parte, pela segunda maior região urbana do Brasil, com mais de 10 milhões de habitantes. É uma das baías mais eutrofizadas do mundo, em grande parte por causa das descargas de esgoto não tratado. Além dessa poluição orgânica, várias indústrias químicas, instalações portuárias, terminais de petróleo e refinarias de petróleo contribuem com resíduos para suas águas (PARANHOS & MAYR, 1993; KJERFVE *et al.*, 1997; SOARES-GOMES *et al.*, 2016).

A Baía de Sepetiba (BS), que faz parte da região da Costa Verde, está localizada entre a Baía da Ilha Grande e a Baía de Guanabara. É uma baía rasa com profundidade máxima de aproximadamente 20 m (FEEMA, 2006), uma superfície de aproximadamente 305 km² e perímetro de 130 km (SIGNORINI, 1980; BARCELLOS *et al.*, 1997; MOLISANI *et al.*, 2004; CUNHA *et al.*, 2006). Desde 1980, várias indústrias químicas e instalações portuárias

foram implementadas em suas margens (ARAÚJO *et al.*, 1998; PESSANHA & ARAÚJO, 2003).

A Baía da Ilha Grande (BIG) fica na região sudoeste do estado do Rio de Janeiro e abrange aproximadamente 1.000 km², com várias enseadas e baías menores, além de 365 ilhas. As águas são oligotróficas, embora alguns locais sejam sujeitos à poluição orgânica (MAYER-PINTO & JUNQUEIRA, 2003; CREED *et al.*, 2007; IGNÁCIO *et al.*, 2010; SKINNER *et al.*, 2016). As principais atividades econômicas próximas à BIG incluem pesca e aquicultura, turismo náutico e atividades portuárias, além de duas usinas nucleares, um estaleiro naval e um terminal de petróleo (CREED *et al.*, 2007; IGNÁCIO *et al.*, 2012; SKINNER *et al.*, 2016).

1.2 Coleta de ascídias

O presente trabalho utilizou material coletado entre 2008-2023 por diferentes projetos executados pelo Laboratório de Ecologia e Dinâmica Bêntica Marinha da UERJ (LAEDBEM-UERJ) (Apêndice). Após a identificação do material ao nível específico, os exemplares foram depositados na Coleção Zoológica da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (CZFFP-UERJ).

Foram utilizadas três técnicas de amostragem para a coleta de ascídias: estruturas experimentais, mergulho (livre e autônomo) e pesquisa de avaliação rápida (“*Rapid Assessment Survey*” – RAS). Essa abordagem de múltiplas técnicas de amostragem é semelhante à empregada por Kakkonen *et al.* (2019) e foi aplicada no presente trabalho com a intenção de abranger diferentes habitats ocupados por ascídias. Na Tabela 1 estão detalhados os locais de coleta, as técnicas utilizadas em cada local e o tipo de substrato. No Apêndice encontra-se a relação de trabalhos desenvolvidos pelo LAEDBEM-UERJ que utilizaram parte do material.

Tabela 1 – Informações detalhadas sobre os locais de coleta

Ponto de coleta	Localização no Estado do RJ	Ano de coleta	Lat	Long	Método de amostragem	Tipo de substrato
Ilha dos Meros	Paraty – BIG	2016, 2022	-23,188308	-44,577787	Scuba	Natural
Ilha dos Ratos	Paraty – BIG	2016	-23,193937	-44,607902	Scuba	Natural
Ponta do Arpoá	Paraty – BIG		-23,206683	-44,616132	Scuba	Natural
Ilha Deserta	Paraty – BIG	2015	-23,221086	-44,557959	Scuba	Natural
Ilha do Mantimento	Paraty – BIG		-23,185678	-44,656880	Scuba	Natural
Paraty Mirim	Paraty – BIG		-23,239752	-44,631136	Scuba, Placa de granito	Natural, Artificial
Ponta Leste	Angra dos Reis – BIG	2012-2022	-23,053123	-44,243839	Placa de granito, Mergulho livre	Artificial
Capitania Angra dos Reis	Angra dos Reis – BIG	2012-2013	-23,007517	-44,311995	Placa de granito	Artificial
Praia do Bonfim	Angra dos Reis – BIG		-23,020474	-44,331905	Scuba	Natural
Piraquara de Dentro	Angra dos Reis – BIG	2012,2013,2018-2020	-23,020492	-44,438781	Placa de granito, Mergulho livre	Artificial
Laje Grande	Angra dos Reis – BIG		-23,014547	-44,253010	Scuba	Natural
Sororoca	Angra dos Reis/ Ilha Grande – BIG		-23,041134	-44,160750	Scuba	Artificial
Ilha da Longa	Angra dos Reis/ Ilha Grande – BIG	2014	-23,137248	-44,325390	Scuba, Placa de polietileno	Natural, Artificial
Ponta do Sítio Forte	Angra dos Reis/ Ilha Grande – BIG	2014,2022	-23,114237	-44,295789	Scuba, Placa de polietileno	Natural, Artificial
Ponta do Bananal	Angra dos Reis/ Ilha Grande – BIG	2016	-23,100958	-44,258490	Scuba	Natural
Ilha dos Macacos	Angra dos Reis/ Ilha Grande – BIG	2016	-23,075866	-44,229952	Scuba	Natural

Legenda: Lat (latitude), Long (longitude), BG (Baía de Guanabara), BIG (Baía da Ilha Grande), BS (Baía de Sepetiba).

Fonte: A autora, 2023.

Tabela 1 (continuação) – Informações detalhadas sobre os locais de coleta

Ponto de coleta	Localização no Estado do RJ	Ano de coleta	Lat	Long	Método de amostragem	Tipo de substrato
Aventureiro	Angra dos Reis/ Ilha Grande – BIG	2014,2019,2020	-23,189837	-44,315392	Scuba	Natural
Ponta da Tacunduba	Angra dos Reis/ Ilha Grande – BIG	2013,2014,2017-2020	-23,191710	-44,268107	Scuba	Natural
Parnaioca	Angra dos Reis/ Ilha Grande – BIG	2013,2014,2017-2020	-23,197767	-44,252742	Scuba, Placa de polietileno	Natural, Artificial
Enseada das Sardinhas	Angra dos Reis/ Ilha Grande – BIG	2014	-23,192779	-44,207367	Scuba	Natural
Ilha da Amarração	Angra dos Reis/ Ilha Grande – BIG	2012-2022	-23,183179	-44,182757	Scuba, Placa de polietileno, Mergulho livre	Natural, Artificial
Ponta da Tacunduba	Angra dos Reis/ Ilha Grande – BIG	2013,2014,2017-2020	-23,191710	-44,268107	Scuba	Natural
Ponta das Palmeiras	Angra dos Reis/ Ilha Grande – BIG	2013	-23,182852	-44,171683	Scuba	Natural
Ponta do Cavalinho	Angra dos Reis/ Ilha Grande – BIG		-23,190639	-44,183387	Scuba	Natural
Jorge Grego	Angra dos Reis/ Ilha Grande – BIG	2013,2014, 2016, 2019-2022	-23,218023	-44,155497	Scuba, Placa de polietileno	Natural, Artificial
Laje de Santo Antônio	Angra dos Reis/ Ilha Grande – BIG	2016	-23,169655	-44,145394	Scuba	Natural
Lopes Mendes	Angra dos Reis/ Ilha Grande – BIG	2013, 2014, 2019, 2020, 2022	-23,183639	-44,129445	Scuba, Placa de polietileno	Natural
Ponta do Caxadaço	Angra dos Reis/ Ilha Grande – BIG	2014, 2019, 2020	-23,177329	-44,164372	Scuba	Natural

Legenda: Lat (latitude), Long (longitude), BG (Baía de Guanabara), BIG (Baía da Ilha Grande), BS (Baía de Sepetiba).

Fonte: A autora, 2023

Tabela 1 (continuação) – Informações detalhadas sobre os locais de coleta

Ponto de coleta	Localização no Estado do RJ	Ano de coleta	Lat	Long	Método de amostragem	Tipo de substrato
Castelhanos	Angra dos Reis/ Ilha Grande – BIG	2014,2015	-23,163483	-44,099699	Scuba, Placa de polietileno	Natural, Artificial
Ilha de Palmas	Angra dos Reis/ Ilha Grande – BIG	2014	-23,140827	-44,110268	Scuba	Natural
Abraão	Angra dos Reis/ Ilha Grande – BIG	2012,2013,2018	-23,137884	-44,167473	Placa de granito	Artificial
Junqueira	Mangaratiba – BS		-22,980944	-44,034222	Placa de granito	Artificial
Praia Grande da Marambaia	Mangaratiba – BS		-23,072744	-44,004985	Mergulho livre	Natural
Ilha Guafba	Mangaratiba – BS	2009	-22,998922	-44,032765	Placa de granito	Artificial
Praia Vermelha	Rio de Janeiro – BG	2012,2013	-22,956452	-43,163054	Placa de granito	Artificial
Urca	Rio de Janeiro – BG	2008,2009,2012, 2013	-22,951468	-43,169133	Placa de granito	Artificial
Ilha de Cabo Frio	Arraial do Cabo	2012,2013,2014	-23,002003	-42,006485	Scuba, Mergulho livre	Artificial
Porto do Forno	Arraial do Cabo	2009-2014	-22,972923	-42,013726	Scuba, Placa de granito, Mergulho livre	Artificial
Cultivo Forno	Arraial do Cabo	2009, 2010	-22,967880	-42,006384	Placa de granito, Mergulho livre	Artificial
Capitania Cabo Frio	Cabo Frio	2012-2013	-22,877036	-42,019285	Placa de granito	Artificial

Legenda: Lat (latitude), Long (longitude), BG (Baía de Guanabara), BIG (Baía da Ilha Grande), BS (Baía de Sepetiba).

Fonte: A autora, 2023.

1.2.1 Estruturas artificiais

As estruturas experimentais eram compostas por caixas plásticas divididas em dois tratamentos: controle e exclusão de predadores. O tratamento com exclusão de predadores teve como objetivo aumentar a probabilidade de registro de espécies que poderiam estar sofrendo intensa predação na área ou que se encontram em locais crípticos, como fendas e debaixo de rochas, e que poderiam passar despercebidas. Este tratamento apresentava uma tela (1 x 1 cm) na abertura da caixa para evitar a predação por animais pelágicos como peixes e tartarugas. As estruturas experimentais ficaram suspensas a 1 m da superfície, seguindo o método aplicado por Marins *et al.* (2009) e Skinner *et al.* (2013). Para evitar luminosidade e favorecer o assentamento das larvas de ascídias, a abertura da caixa ficou virada para baixo (Figura 2a e 2b). Em cada um dos 12 pontos de estudo (Tabela 1), foram colocadas quatro réplicas por um período de quatro meses. Em 7 pontos (Tabela 1) também foram usados cinco conjuntos de placa de polietileno (15 × 15 cm) (Figura 2c), seguindo Kremer & Rocha (2011), que impediam a predação dos peixes e aumentavam o recrutamento de espécies sensíveis de ascídias. Os conjuntos ficaram submersos por 3 meses durante o período de junho a setembro de 2014.

Figura 2 – Estruturas experimentais.



Legenda: A) Estrutura artificial similar às imersas nos pontos de coleta; B) Dois tratamentos utilizados no experimento, controle de acesso de predadores (com tela) e livre acesso de predadores (sem tela); C) Conjuntos de placa de polietileno imersas nos pontos de coleta.

Fonte: A autora, 2023.

1.2.2 Mergulho autônomo (SCUBA) e mergulho livre

Foram realizados mergulhos com o equipamento SCUBA, por períodos de 50 minutos cada, para procurar espécies de ascídias. Devido ao hábito ciáfilo e a vulnerabilidade do grupo em questão, foi realizada uma busca ativa olhando substratos protegidos de predação como debaixo de pedras, tocas e frestas (ROCHA, 1995). Os mergulhos foram realizados entre 2013 e 2023, em 26 locais na Baía da Ilha Grande e em 5 locais na Costa Azul. O mergulho livre foi realizado em sete locais com estruturas artificiais imersas.

1.2.3 Levantamento de avaliação rápida (*Rapid assessment Surveys* - RAS)

Os dados relativos ao RAS foram obtidos do estudo de Skinner *et al.* (2016) e envolveram amostragens realizadas por três pessoas em objetos submersos, como bóias, cordas e pilares, de cada marina por 30 minutos. As coletas foram realizadas em agosto de 2014 em cinco marinas e dois píeres entre Mangaratiba e Paraty.

1.3 **Temperatura superficial da água**

Os dados de temperatura foram obtidos de medições, iniciadas em 2012, pelo Laboratório de Ecologia e Dinâmica Bêntica Marinha da UERJ, que se estenderam até janeiro/2014, em Cabo Frio, e até dezembro de 2019, na Baía da Ilha Grande. A temperatura da superfície do mar (TSM) foi medida usando sensores *IButton*^(R) programados para registrar a TSM a cada hora em Cabo Frio e na Baía da Ilha Grande, nesta última em dois locais: Dois Rios e Ponta Leste. Os sensores foram mantidos dentro de tubos Falcon, para protegê-los do contato direto com a água do mar, e colocados a profundidades de 1 a 2 m, dependendo do local. A posição rasa dos sensores garantiu que nenhum efeito da estratificação da água fosse medido. Os dados da TSM foram agregados mensalmente e a média e os desvios padrão foram calculados.

2 OBJETIVOS GERAIS

- a) Expandir o conhecimento sobre a fauna da Classe Ascidiacea no litoral do estado do Rio de Janeiro por meio da realização de novas coletas, consultas a coleções zoológicas e de um amplo levantamento bibliográfico;
- b) Elaborar uma lista de espécies de ascídias presentes em diferentes regiões do litoral fluminense, assim como a classificação em relação a introdução na região, com o intuito de auxiliar pesquisadores e responsáveis pela gestão e manejo de espécies exóticas;
- c) Avaliar a variação de temperatura superficial da água do mar e a influência de eventos climáticos, como o *El niño/La niña* na ocorrência e expansão da distribuição de duas espécies de ascídias solitárias e exóticas presentes no litoral fluminense;
- d) Relacionar a movimentação portuária e o risco de introdução espécies de ascídias em duas instalações portuárias presentes na Costa Verde do Rio de Janeiro, em um estudo de caso, indicando as espécies de maior possibilidade de detecção futura.

3 COMPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DE ASCIDIACEA NO LITORAL DO RIO DE JANEIRO, BRASIL DE 1998 A 2023

3.1 Introdução

Aproximadamente 60% das cidades mais populosas do mundo estão localizadas próximas à costa (TIBBETTS, 2002; CREEL, 2003; SKINNER, 2017). A urbanização nestas regiões é responsável pela perda de habitats naturais, principalmente as margens rochosas, e pelo aumento de estruturas artificiais. A construção de residências, pontes, quebra-mares e infraestrutura para o transporte marinho comercial (ancoradouros, canais de navegação, berços) e recreativo (marinas, píeres, bóias de amarração) é responsável pela inserção de diferentes tipos e tamanhos de superfícies artificiais (IGNÁCIO *et al.*, 2010; BISHOP *et al.*, 2017; ALBANO & OBENAT, 2019). Estas estruturas servem como substrato disponível para a colonização de organismos da comunidade bentônica. Entretanto, as características físicas do substrato artificial, como inclinação e textura, são diferentes das condições dos substratos naturais, podendo alterar a composição da comunidade local e o funcionamento do ecossistema (CONNELL & GLASBY, 1999; TYRRELL & BYERS, 2007; GLASBY *et al.*, 2007; ORICCHIO *et al.*, 2019).

Muitas das estruturas artificiais inseridas no ambiente marinho são feitas materiais que, geralmente, apresentam baixo recrutamento biológico devido a sua textura e composição (SELLA & PERKOL-FINKEL, 2015). Estas características fazem com que esse tipo de substrato seja colonizado principalmente por espécies oportunistas e que apresentam maior tolerância a condições ambientais adversas (LALONDE *et al.*, 2011; BISHOP *et al.*, 2017; FERRARIO, *et al.*, 2020).

Regiões portuárias e áreas de marinas são caracterizadas por apresentarem muitos dos impactos antrópicos, como a substituição de substratos naturais por diversos tipos de substratos artificiais, poluição orgânica e contaminação da água por metais pesados (GLASBY & CONNELL, 1999; ALMEIDA *et al.*, 2007; IGNÁCIO *et al.*, 2010). As atividades de recreação náutica e barcos pesqueiros desempenham um importante papel no processo de introdução de espécies exóticas, já que podem ser responsáveis por introduções secundárias causando a dispersão local dessas espécies (LÓPEZ-LEGENTIL *et al.*, 2015; SKINNER *et al.*, 2016; KAUANO *et al.*, 2017). Apesar das comunidades presentes nos

habitats artificiais serem diversas, não apresentam a mesma complexidade das comunidades naturais e podem levar a uma monopolização por espécies selecionadas pelas pressões associadas a este tipo de ambiente (ORICCHIO *et al.*, 2019).

Ascídias são importantes representantes das comunidades bentônicas de substrato consolidado, tanto natural quanto artificial, e podem ser encontradas em todos os ambientes marinhos, de regiões abissais a águas rasas próximas à costa, onde são mais abundantes (LAMBERT, 2005). Devido ao curto período larval no plâncton, as ascídias possuem uma dispersão restrita a pequenas distâncias e, por isso, a principal via de transporte desses organismos entre regiões biogeográficas é através da incrustação em cascos de navios e outras estruturas flutuantes móveis (LAMBERT, 2002; LACOURSIÈRE-ROUSSEL *et al.*, 2016). Para reduzir o volume da bioincrustação, muitas embarcações utilizam tintas antiincrustantes (CIMA & VARELLO, 2022), mas a falta de tratamento nas áreas nicho (hélices, domos, telas/ralos da entrada/saída de sistemas de circulação de água do mar) faz com que essas embarcações também sejam importantes no processo de bioinvasão (MMA, 2018) Portanto, são consideradas excelentes modelos para estudos envolvendo a transferência de espécies entre províncias biogeográficas no ambiente marinho (MONNIOT, 1983; ZHAN *et al.*, 2015; MA *et al.*, 2017).

No Brasil, ao longo dos seus 8.500 km de costa, a maioria dos portos e terminais marítimos estão localizados na região sudeste (cerca de 46,5%), região mais industrializada historicamente. No litoral fluminense, o Porto de Itaguaí, o Terminal Aquaviário de Angra dos Reis (TAAR) e o Terminal da Ilha Guaíba (TIG) são os principais representantes em termos de movimentação de carga (CBIE, 2019). Em relação ao número de marinas, em 2015 estimava-se que o Rio de Janeiro detinha 28% das 350 marinas registradas no país (SKINNER *et al.*, 2016). Além da intensa atividade antrópica, turística e de navegação, o litoral do RJ possui abundância de substrato rochoso, como na região da Baía da Ilha Grande (BIG), e com a temperatura média da água do mar variando de 15° a 24 °C entre as duas extremidades do litoral (BOVINI *et al.*, 2014; AGUIAR *et al.*, 2015; BARBOZA & SKINNER, 2021), características que podem favorecer o estabelecimento de diferentes espécies de ascídias, dentro ou fora das suas áreas de distribuição natural. Na região de Cabo Frio e Arraial do Cabo, em função da topografia e da mudança da linha da costa, ocorre o fenômeno da ressurgência da Água Central do Atlântico Sul (ACAS), causando uma diminuição sazonal da temperatura da água, o que pode favorecer a introdução de espécies de águas subtropicais (ORICCHIO *et al.*, 2019).

Os estudos sobre a fauna da classe Ascidiacea são proeminentes em regiões como a Austrália e Tasmânia, presentes na bacia oceânica do Indo-Pacífico, com elevada riqueza de espécies (SHENKAR & SWALLA, 2011). Os estudos no Oceano Atlântico, nas regiões subpolares adjacentes e no Mar Mediterrâneo têm sido incrementados desde o início dos anos 2000 (WEB OF SCIENCE, 2022). No Brasil, o conhecimento da fauna da classe Ascidiacea é bastante assimétrico, com a maioria dos estudos ainda concentrados no Sul e Sudeste, onde estão localizados a maior parte dos especialistas do grupo.

3.2 Objetivos

Objetivo geral:

- a) consolidar uma listagem de espécies de Ascidiacea com registro para o RJ até o presente momento, assim como sua distribuição espacial ao longo de diferentes compartimentos da costa, indicando também a proporção registrada entre espécies nativas, exóticas e criptogênicas.

Objetivos específicos:

- a) Elaborar uma lista de espécies de Ascidiacea para as diferentes regiões do estado do Rio de Janeiro;
- b) Apontar, dentre as espécies registradas no Rio de Janeiro, aquelas que são consideradas nativas, exóticas ou criptogênicas;

3.3 Materiais e métodos

3.3.1 Inventário das espécies já registradas

Para o levantamento das espécies de ascídias registradas ao longo da costa do estado do Rio de Janeiro foram utilizados dados prévios obtidos na literatura científica e espécies tombadas em coleções zoológicas. A busca por informações prévias foi realizada através do Google Acadêmico, *Web of Science* e *Research Gate* utilizando combinações de palavras-chaves como “Ascidia, Ascidiacea, Sea squirt, Tunicate”, “Taxonomy, Biogeography, Bioinvasion” e “Rio de Janeiro and Brasil”. Adicionalmente, foram considerados dados inéditos de monografias, dissertações e teses, desde que associados a taxonomistas especializados no grupo. O levantamento utilizou três coleções zoológicas de Ascidiacea: Coleção Zoológica do Museu Nacional da Universidade Federal do Rio de Janeiro – MNUFRJ (53 registros), Coleção Zoológica da Universidade Federal do Paraná – DZUP (269 registros) e Coleção Zoológica da Universidade do Estado do Rio de Janeiro – CZFFP-UERJ (709 registros). As espécies registradas na CZFFP-UERJ foram coletadas entre 2008-2023 por diferentes projetos executados pelo Laboratório de Ecologia e Dinâmica Bêntica Marinha da UERJ (LAEDBEM-UERJ) (Apêndice).

Registros de ocorrência de ascídias dos últimos 25 anos (1998 a 2023) foram selecionados para garantir uma estrutura temporal consistente e alinhada com o aumento do foco de pesquisa sobre o grupo no estado do Rio de Janeiro. Os registros foram organizados em tabelas, plotados espacialmente em mapas de ocorrência. Os dados foram analisados de forma descritiva, pois a metodologia utilizada para a obtenção dos dados e o esforço amostral desbalanceado entre os pontos de coleta não forneceu dados robustos o suficiente para a realização de análises estatísticas que permitissem comparar a similaridade entre as regiões.

3.3.2 Classificação do status populacional das espécies como nativas, exóticas ou criptogênicas

As espécies foram classificadas como nativas, criptogênicas ou exóticas de acordo com as categorias de CARLTON (1996):

- **Nativa:** espécie que se encontra dentro de sua área de distribuição original.

- **Exótica:** espécie que se encontra fora de sua área de distribuição original.
- **Criptogênica:** espécie com origem biogeográfica incerta ou desconhecida. Não há evidências claras se ela é nativa ou exótica.

A classificação das espécies foi obtida através de pesquisa em literatura atualizada em que esta condição é indicada. Aquelas que não tinham definição disponível na literatura foram classificadas de acordo com os critérios estabelecidos por CHAPMAN & CARLTON (1991).

3.4 Resultados

Foram registradas 62 espécies de ascídias em 123 locais de amostragem ao longo da costa do Rio de Janeiro (RJ). Dentre essas espécies, 22 foram classificadas como criptogênicas, 27 como exóticas, 11 nativas e 2 não foram classificadas (Tabela 2). Do total de espécies registradas, 14 representam novos registros para o RJ: *Ascidia interrupta* Heller, 1878 (DZUP *Ascidia multitentaculata* (Hartmeyer, 1912) (CZFFP-UERJ); *Ascidia nordestina* Bonnet & Rocha, 2011 (CZFFP-UERJ); *Ascidia papillata* Bonnet & Rocha, 2011 (CZFFP-UERJ); *Botryllus tuberatus* Ritter & Forsyth, 1917 (DZUP); *Cnemidocarpa irene* (Hartmeyer, 1906) (CZFFP-UERJ); *Eudistoma carolinense* Van Name, 1945 (DZUP); *Ecteinascidia minuta* Berrill, 1932 (CZFFP-UERJ); *Euherdmania vitrea* Millar, 1961 (DZUP); *Eusynstyela floridana* (Van Name, 1921) (DZUP); *Lissoclinum abdominale* Monniot F., 1983 (DZUP); *Polycarpa arnoldi* (Michaelsen, 1914) (CZFFP-UERJ); *Polyclinum aurantium* Milne Edwards, 1841 (DZUP); *Pyura gangelion* (Savigny, 1816) (CZFFP-UERJ). Dentre essas espécies, nove foram classificadas como exóticas, quatro como criptogênicas e uma como nativa. Através do gráfico de ocorrência cumulativa (Figura 3) podemos observar o número crescente dessas espécies, principalmente das exóticas, registradas pela primeira vez de 1998 a 2023.

Tabela 2 – Espécies de ascídias registradas no estado do Rio de Janeiro

Espécie	CV	BGA	CA	Status	Habitat	Referências
Família Ascidiidae Herdman, 1882						
<i>Ascidia curvata</i> (Traustedt, 1882)	X	X	X	E	Natural, Artificial	1,2,3,8,11,23,26
<i>Ascidia interrupta</i> (Heller, 1878)	X			E	Artificial	1,3
<i>Ascidia multitentaculata</i> (Hartmeyer, 1912)	X			C	Artificial	1
<i>Ascidia nordestina</i> cf. (Bonnet & Rocha, 2011)			X	*	Artificial	1
<i>Ascidia</i> cf. <i>papillata</i> (Bonnet & Rocha, 2011)	X		X	*	Artificial	1
<i>Ascidia sydneiensis</i> (Stimpson, 1855)	X	X	X	E	Artificial	1,3,8,20,21,26
<i>Ascidia tapuni</i> (Monniot C. & Monniot F., 1987)	X			E	Artificial	7,8
<i>Phallusia nigra</i> (Savigny, 1816)	X	X	X	C	Natural, Artificial	1,2,3,8,11,14,19,22 23,26
Cionidae Lahille, 1887						
<i>Ciona robusta</i> (Hoshino & Tokioka, 1967)	X	X	X	E	Natural, Artificial	1,3,6
Clavelinidae Forbes & Hanley, 1848						
<i>Clavelina oblonga</i> (Herdman, 1880)	X	X	X	E	Natural, Artificial	1,3,5,11,14,20, 23,26
Corellidae Lahille, 1888						
<i>Rhodosoma turcicum</i> (Savigny, 1816)	X		X	E	Natural, Artificial	1,3,6,7,11
Didemnidae Giard, 1872						
<i>Didemnum ahu</i> (Monniot C. & Monniot F., 1987)	X			C	Artificial	3,9,10

Tabela 2 (continuação) – Espécies de ascídias registradas no estado do Rio de Janeiro

Espécie	CV	BGA	CA	Status	Hábitat	Referências
<i>Didemnum apersum</i> Tokioka, 1953	X	X		C	Artificial	3,14
<i>Didemnum cineraceum</i> (Sluiter, 1898)	X			C	Natural, Artificial	1,3,5
<i>Didemnum galacteum</i> (Lotufo & Dias, 2007)	X		X	N	Natural	11, 16
<i>Didemnum granulatum</i> (Tokioka, 1954)	X		X	C	Natural, Artificial	1,3,9,11,13,23
<i>Didemnum ligulum</i> (Monniot F., 1983)	X	X	X	C	Natural, Artificial	1,3,11,13,14
<i>Didemnum perlucidum</i> (Monniot F., 1983)	X	X	X	E	Natural, Artificial	1,3,11,13,14
<i>Didemnum psammatodes</i> (Sluiter, 1895)	X		X	C	Natural (?), Artificial	1,14,19
<i>Didemnum rodriguesi</i> (Rocha & Monniot F., 1993)	X	X	X	C	Natural	1,3,4,11,14
<i>Didemnum speciosum</i> (Herdman, 1886)	X	X	X	N	Natural, Artificial	1,3,11,14
<i>Didemnum vanderhorsti</i> (Van Name, 1924)	X	X	X	N	Natural, Artificial	1,2,11,14,26
<i>Diplosoma listerianum</i> (Milne Edwards, 1841)	X	X	X	C	Natural, Artificial	1,3,5,11,13,14,15,19,23,25,26
<i>Leptoclinides latus</i> (Monniot F., 1983)			X	C	Natural	3,18
<i>Leptoclinides lotufoi</i> (Oliveira, Carvalho & Rocha, 2019)	X			N	Natural	18
<i>Lissoclinum abdominale</i> (Monniot F., 1983)	X			E	Artificial	3
<i>Lissoclinum fragile</i> (Van Name, 1902)	X		X	C	Natural, Artificial	1,3,5,14
<i>Lissoclinum perforatum</i> (Giard, 1872)	X		X	E	Natural, Artificial	5,14

Tabela 2 (continuação) – Espécies de ascídias registradas no estado do Rio de Janeiro

Espécie	CV	BGA	CA	Status	Hábitat	Referência
<i>Polysyncraton cabofriense</i> (Oliveira & Rocha, 2019)			X	N	Natural	2,3,20
<i>Trididemnum orbiculatum</i> (Van Name, 1902)	X	X	X	N	Natural, Artificial	1,3,23
Euherdmaniidae Ritter, 1904						
<i>Euherdmania vitrea</i> (Millar, 1961)	X			N	Artificial	3
Holozoidae Berrill, 1950						
<i>Distaplia bermudensis</i> (Van Name, 1902)	X	X	X	N	Natural, Artificial	2,3,5,11,14,20
<i>Distaplia stylifera</i> (Kowalevsky, 1874)	X	X		E	Natural	1
Perophoridae Giard, 1872	X					
<i>Ecteinascidia minuta</i> (Berrill, 1932)	X			E	Artificial	1
<i>Perophora viridis</i> Verrill, 1871	X	X		C	Artificial	19
Polycitoridae Michaelsen, 1904						
<i>Cystodytes dellechiajei</i> (Della Valle, 1877)		X	X	C	Natural	3, 11
<i>Eudistoma carolinense</i> (Van Name, 1945)			X	E	Natural	3
Polyclinidae Milne Edwards, 1841						
<i>Aplidium accareense</i> (Millar, 1953)	X			C	Natural, Artificial	1,3,5
<i>Polyclinum aurantium</i> (Milne Edwards, 1841)	X			E	Artificial	3,26
<i>Polyclinum constellatum</i> (Savigny, 1816)	X	X	X	C	Natural, Artificial	1,3,11,14,19,20,23,26
<i>Polyclinum molle</i> (Rocha & Costa, 2005)			X	N	Natural	3,12

Tabela 2 (continuação) – Espécies de ascídias registradas no estado do Rio de Janeiro

Espécie	CV	BGA	CA	Status	Hábitat	Referência
Pyuridae Hartmeyer, 1908						
<i>Herdmania pallida</i> (Heller, 1878)	X	X	X	E	Natural, Artificial	1,2,3,5,11,12,19,20,23,26
<i>Microcosmus exasperatus</i> Heller, 1878	X	X	X	C	Natural, Artificial	1,3,5,9,11,19,20 23,25,26
<i>Microcosmus helleri</i> Herdman, 1881	X			E	Natural, Artificial	5
<i>Pyura beta</i> Skinner, Rocha & Counts, 20	X		X	E	Natural	1,24
<i>Pyura gangelion</i> (Savigny, 1816)			X	E	Natural	1
Styelidae Sluiter, 1895						
<i>Botrylloides niger</i> (Herdman, 1886)	X	X	X	E	Natural, Artificial	1,3,4,5,9,10,11,13,14,15,19,23 ,25,26
<i>Botrylloides giganteus</i> (Pérès, 1949)	X	X	X	E	Natural, Artificial	1,2,3,5,10,11,13, 14,19,20,25
<i>Botryllus cf. tabori</i> (Rodrigues, 1962)	X		X	N	Natural (?), Artificial	10,14,15
<i>Botryllus tuberatus</i> (Ritter & Forsyth, 1917)	X			C	Artificial	3
<i>Cnemidocarpa irene</i> (Hartmeyer, 1906)	X		X	E	Natural (?), Artificial	1
<i>Eusynstyela cf. floridana</i> (Van Name, 1921)			X	E	Artificial	1,3
<i>Eusynstyela tinctoria</i> (Van Name, 1902)	X		X	C	Natural	1,3,5,11,14,20

Tabela 2 (continuação) – Espécies de ascídias registradas no estado do Rio de Janeiro.

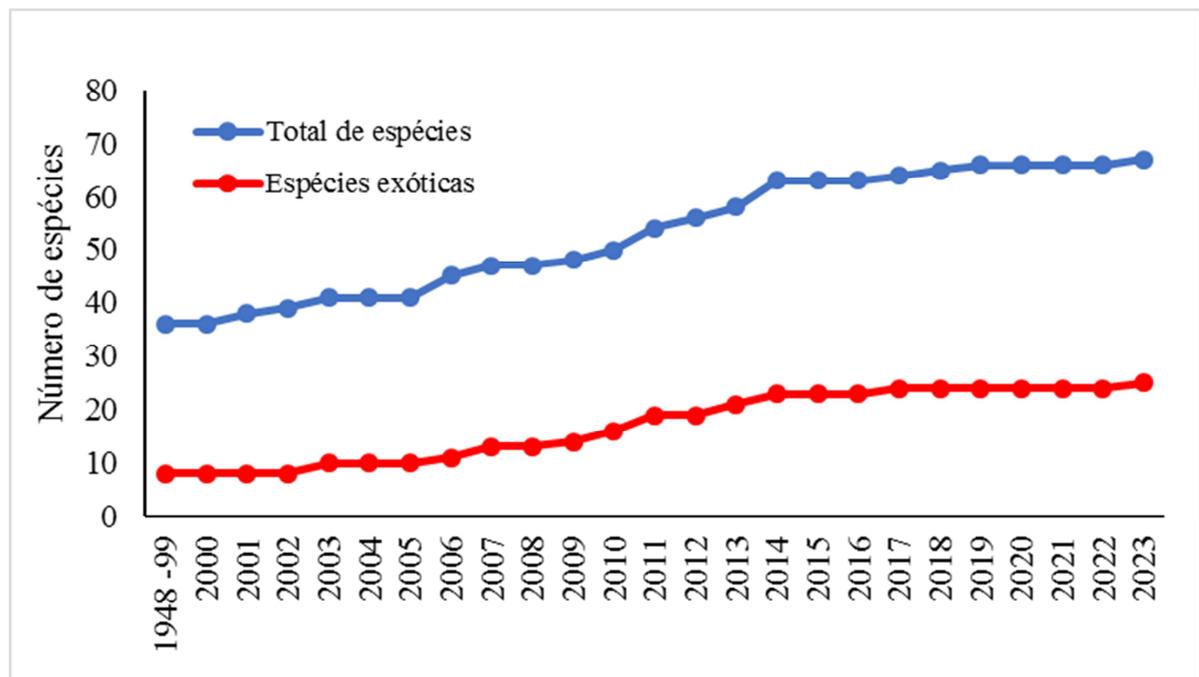
Espécie	CV	BGA	CA	Status	Hábitat	Referência
<i>Polyandrocarpa anguinea</i> (Sluiter, 1898)	X		X	C	Natural, Artificial	1,3,5,11,20
<i>Polyandrocarpa zorritensis</i> (Van Name, 1931)	X	X	X	E	Natural, Artificial	1,9,14,17,19
<i>Polycarpa arnoldi</i> (Michaelsen, 1914)			X	E	Artificial	1
<i>Polycarpa spongiabilis</i> (Traustedt, 1883)	X		X	E	Natural, Artificial	1,5
<i>Styela canopus</i> (Savigny, 1816)	X	X	X	E	Natural, artificial	1,3,5,9,11,14,19,26
<i>Styela plicata</i> (Lesueur, 1823)	X	X	X	E	Natural, Artificial	1,3,5,11,14,15,19,23,25,26
<i>Symplegma brakenhielmi</i> (Michaelsen, 1904)	X	X	X	C	Natural, Artificial	1,4,5,11,14,19,20,23,26
<i>Symplegma rubra</i> (Monniot C., 1972)	X	X	X	N	Natural, Artificial	1,2,3,4,5,11,14,19,20,26
Stomozoidae Kott, 1990						
<i>Stomozoa gigantea</i> (Van Name, 1921)	X			C	Artificial	9

Legenda: Região - Costa verde (CV), Baía de Guanabara e arredores (BGA), Costa Azul (CA); Classificação - Nativa (N), Criptogênica (C), Exótica (E), Incerta. Nota: (1) Coleção Zoológica da Universidade do Estado do Rio de Janeiro – CZFFP-UERJ; (2) Coleção Zoológica do Museu Nacional da Universidade Federal do Rio de Janeiro – MNUFRJ; (3) Coleção Zoológica da Universidade Federal do Paraná – DZUP; (4) Aguiar *et al.* 2015; (5) Barboza 2010; (6) Barboza & Skinner 2021; (7) Bonnet, 2016; (8) Bonnet & Rocha, 2011; (9) Clarke *et al.*, 2004; (10) Ferreira, 2007; (11) Granthom-Costa *et al.*, 2016; (12) Ignacio *et al.*, 2010; (13) Jara *et al.*, 2007; (14) Lotufo, 2002; (15) Mayer-pinto & Junqueira, 2003; (16) Lotufo & Dias *et al.*, 2007; (17) Oliveira *et al.*, 2019^a; (18) Oliveira *et al.*, 2019^b; (19) Oricchio *et al.*, 2019; (20) Rocha & Costa, 2005; (21) Silva *et al.*, 2020; (22) Silva *et al.*, 2021; (23) Skinner & Barboza, 2016; (24) Skinner *et al.*, 2019; (25) Xavier *et al.*, 2009; (26) Marins *et al.*, 2010. Fonte: A autora, 2023.

Nota: * Não classificada.

As 62 espécies pertencem a 13 diferentes famílias, sendo Didemnidae (19) e Styelidae (15) as que apresentaram o maior número de táxons. As famílias Cionidae, Clavelinidae, Corelidae, Euherdmanidae e Stomozoidae apresentaram apenas um representante cada. Em relação à distribuição das espécies, nove delas apresentaram um único registro de coleta em todo o litoral do estado do RJ: *Ascidia interrupta*, *Ascidia multitentaculata*, *Ascidia nordestina*, *Ascidia tapuni*, *Ecteinascidia minuta*, *Euherdmania vitrae*, *Leptoclinides lotufoi*, *Polycarpa arnoldi*, *Pyura gangelion* e *Stomozoa gigantea*. Vinte e três apresentaram ampla distribuição e foram encontradas nas três regiões consideradas neste estudo, sendo as espécies solitárias *Phallusia nigra*, *Microcosmus exasperatus*, *Herdmania pallida*, e *Styela plicata* e as coloniais *Botrylloides niger*, *Diplosoma listerianum* e *Symplegma rubra* as espécies mais frequentes (Figura 4). A Costa Verde apresentou 14 espécies exclusivas, a Costa Azul sete, e não houve registro de exclusividade para a região da Baía de Guanabara e entorno.

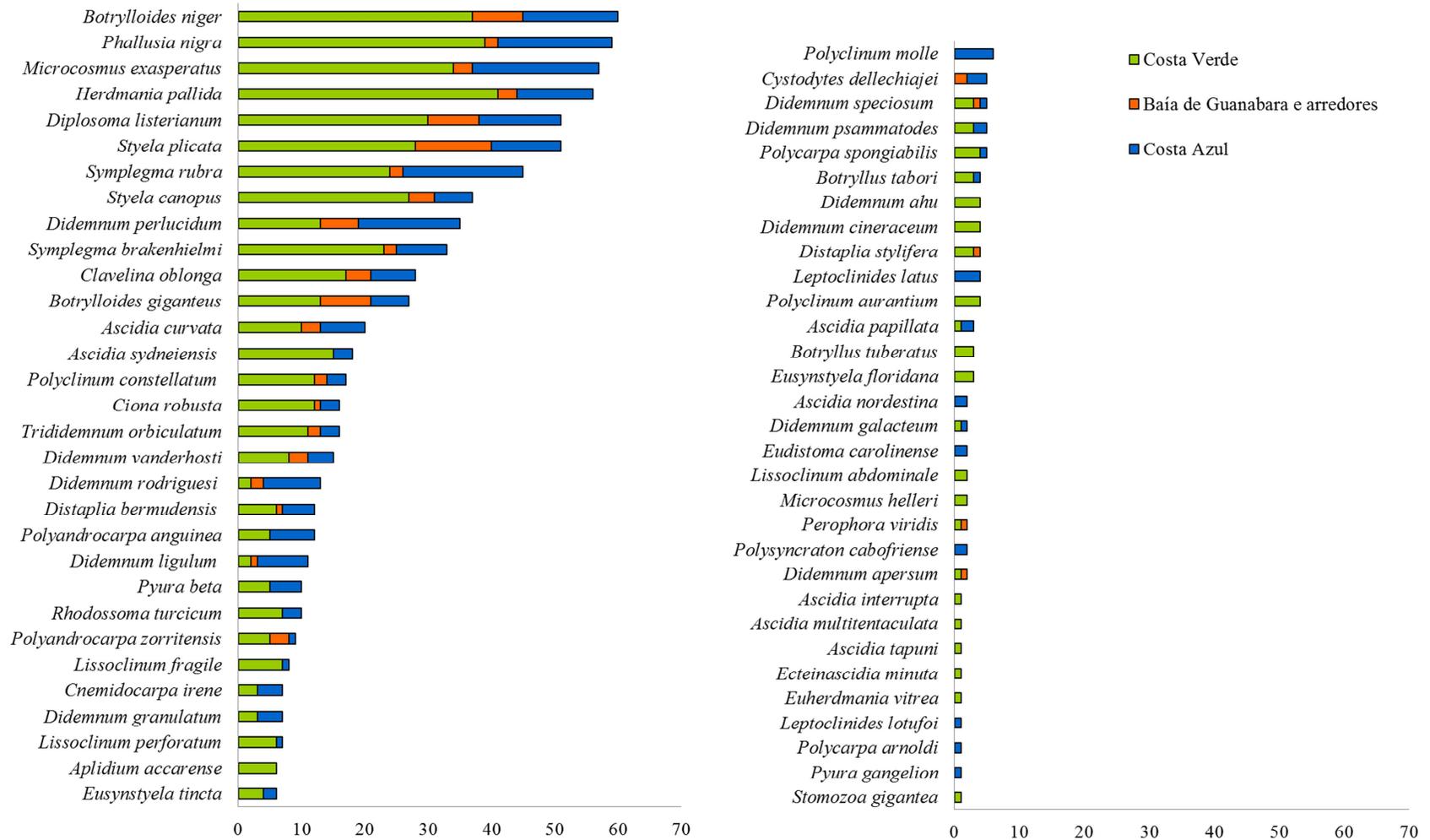
Figura 3 - Ocorrência cumulativa de espécies de ascídias no Rio de Janeiro entre 1948 e 2023.



Legenda: Ocorrência cumulativa das espécies de ascídias registradas pela primeira vez no litoral do estado do Rio de Janeiro de 1948 a 2023. A linha azul representa o total de espécies e a linha vermelha apenas as espécies exóticas.

Fonte: A autora, 2023.

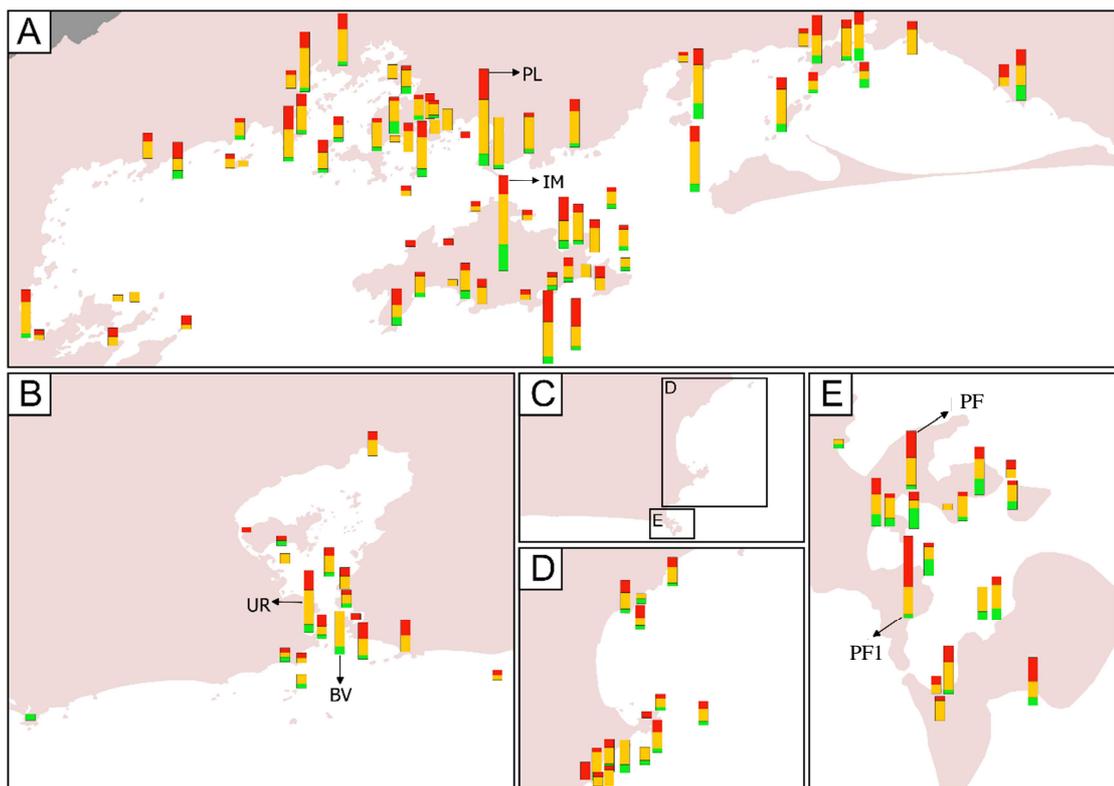
Figura 4 – Número de registros total e por regiões de estudo das espécies de Ascidiacea no estado do Rio de Janeiro.



Fonte: A autora, 2023.

A Costa Verde foi a região com maior quantidade de estudos e coletas de ascídias no litoral do RJ, totalizando 503 registros. Das 54 espécies encontradas nesta região, nove são nativas, 21 exóticas, 22 criptogênicas e duas incertas. As espécies *Herdmania pallida* (Heller, 1878), *Phallusia nigra* Savigny, 1816 e *Botrylloides niger* Herdman, 1886 foram as que apresentaram a maior distribuição na Costa Verde e no litoral do estado do Rio de Janeiro (Figura 4). A Ilha dos Macacos e a Ponta Leste foram os locais que mais se destacaram em relação à riqueza de espécies no litoral fluminense, com 25 espécies cada. A riqueza de espécies dessas duas localidades combinadas corresponde a 38 táxons, o que significa que aproximadamente 70% das espécies registradas para a região da Costa Verde podem ser encontradas nessas duas localidades (Figura 5a).

Figura 5 - Representação da riqueza de espécies nas áreas de estudo, segundo o status dos táxons



Legenda: A) Costa Verde, B) da Baía de Guanabara e entorno, C) Costa Azul, subdividido em D) Cabo Frio a Búzios, E) Arraial do Cabo. As espécies nativas estão representadas pela cor verde, as criptogênicas pela cor amarela e as exóticas pela cor vermelha.

Nota: Foram evidenciadas as localidades com a maior riqueza de espécies a) Ponta Leste (PL) e Ilha dos Macacos (IM); b) Urca (UR) e Boa Viagem (BV); e) Porto do Forno (PF) e Praia do Forno (PF1).

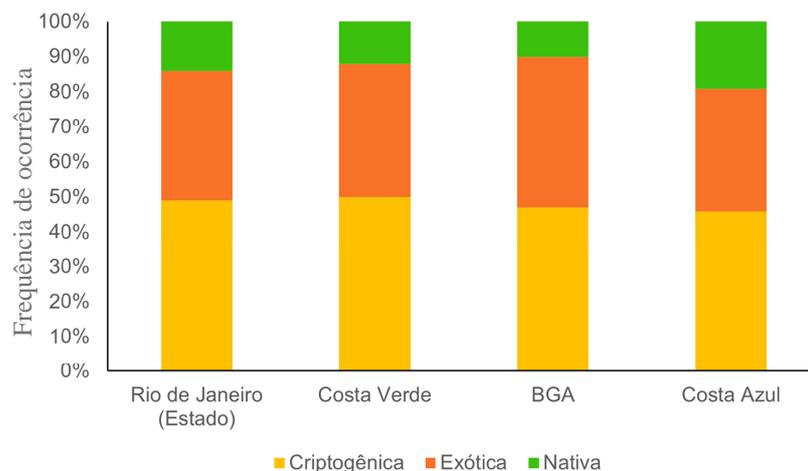
Fonte: A autora, 2023.

A região da Baía de Guanabara e arredores (BGA) foi a que teve menos estudos e coletas (88), com registros de 27 espécies de ascídias, sendo cinco nativas, nove exóticas e 13 criptogênicas. As espécies com distribuição mais ampla nesta região foram *S. plicata*, *D. listerianum* (Milne Edwards, 1841) e *B. niger*. Dentre as localidades analisadas, as duas com maior riqueza de espécies foram Urca (16) e Boa Viagem (11) (Figura 5b).

A Costa Azul (CA) (Figura 5c-e) apresentou o total de 45 espécies de ascídias em 252 registros de coletas, divididas em nove nativas, 19 exóticas, 16 criptogênicas e uma incerta. Os táxons com a maior distribuição registrada na CA foram *Phallusia nigra*, *Symplegma rubra* e *Microcosmus exasperatus* (Figura 4). Os locais com a maior riqueza de espécies foram o Porto do Forno (21) e Praia do Forno (15) (Figura 5e).

Em relação à frequência baseada nos status das espécies, 864 registros não repetidos foram obtidos, fornecendo informações sobre os padrões de distribuição. Esses registros revelaram que na Costa Verde, 50% das espécies foram classificadas como criptogênicas, 38% como exóticas e 12% como nativas (Figura 6). No caso da Baía de Guanabara e arredores, as frequências foram de 47% para espécies criptogênicas, 43% para espécies exóticas e 10% para espécies nativas. Na Costa Azul, as frequências foram de 46% para espécies criptogênicas, 35% para espécies exóticas e 19% para espécies nativas.

Figura 6 - Frequência das espécies de ascídias segundo o status nos quais os táxons foram classificados.



Legenda: A primeira barra representa um panorama geral do litoral do RJ, seguido pelo resultado individual encontrado para cada compartimento selecionado no litoral do RJ.

Fonte: A autora, 2023.

3.5 Discussão

Nos últimos 25 anos (1998 a 2023), os esforços dos estudos em Ascidiacea no RJ contabilizaram o total de 62 espécies registradas. Anterior a este período, os principais registros foram os de Oliveira (1950), Millar (1958) e Monniot (1970). Considerando estes três trabalhos e as espécies coletadas antes de 1998, mas que só foram publicadas posteriormente, haviam 40 registros de espécies para o Rio de Janeiro. Destas, apenas cinco espécies não foram registradas novamente: *Molgula braziliensis* Millar, 1958, *Molgula phytophila* Monniot C., 1970, *Molgula occidentalis* Traustedt, 1883 e *Pareugyrioides vannamei* Monniot C., 1970, coletadas durante a campanha do Calypso (Monniot, 1970), e *Symplegma viride* (Herdman, 1886) (MILLAR, 1958). As espécies *M. braziliensis*, *M. phytophila*, *M. occidentalis* e *P. vannamei* foram coletadas por dragagem e em profundidades superiores a 20 m. Estes fatores podem ter contribuído para a ausência de registros posteriores, visto que este tipo amostragem não é usual para coleta de ascídias. O estudo de Ascidiacea foi bastante favorecido com a utilização de técnicas de mergulho autônomo, possibilitando uma busca minuciosa em frestas e locais pouco acessíveis a equipamentos de dragagem.

Dias *et al.* (2013) também registraram 62 espécies para a região de São Sebastião, no litoral de São Paulo, também no sudoeste do Atlântico. A lista de espécies do estudo de Dias *et al.* (2012) incluiu as espécies originadas de dragagem de fundos sedimentares como *Pyura mariscata* Rodrigues, 1966 e *Pyura millari* Rodrigues, 1966, que não possuem registro para o RJ. A espécie *Pyura beta* Skinner, Rocha & Counts 2019 também ocorre em São Sebastião, porém, à época da publicação (2012), foi identificada como *P. vittata* (Stimpson 1852), que não apresenta registro para o RJ.

A exemplo do que foi observado por Dias *et al.* (2012), a maior parte das espécies foi registrada a partir dos anos 1990, quando os esforços em estudos taxonômicos e ecológicos tiveram grande aumento, da mesma forma que o número de pesquisadores envolvidos e em formação.

As espécies listadas neste trabalho são, em sua ampla maioria, criptogênicas e exóticas, indicando que os diferentes substratos no litoral do RJ vêm sendo colonizados por meio de introduções, algumas recentes como o caso de *Rhodosoma turcicum* (SKINNER *et al.*, 2013; BARBOZA & SKINNER, 2021) e *Pyura gangelion* (presente estudo). Das 10 espécies mais comuns, 5 foram consideradas exóticas e apenas *Symplegma rubra* foi

considerada nativa. As famílias Ascidiidae e Styelidae foram as que registraram o maior número de representantes fora da sua distribuição considerada natural e, possivelmente, foram introduzidas por meio da incrustação. As três regiões de estudo apresentam intensa atividade aquaviária e turística, que são reconhecidas como importantes vetores de entrada e dispersão de espécies exóticas (VILELA *et al.*, 2004; SOARES-GOMES *et al.*, 2016; ORICCHIO *et al.*, 2019).

A Região da Costa Verde possui vários portos, como o Terminal Aquaviário de Angra dos Reis (TAAR), o Porto de Itaguaí, o Terminal de Minério da Ilha Guaíba, o Porto do Sudeste, o Terminal da Ilha da Madeira, a Base de Submarinos da marinha do Brasil (em construção), o estaleiro Brasfels (antigo Verolme), além de intensa atividade pesqueira e turismo náutico (SILVA, 2018). A região apresentou a maior riqueza de espécies, principalmente de exóticas e criptogênicas quando comparadas às demais regiões, o que pode estar relacionado ao alto número de portos e marinas, a qualidade da água e a geomorfologia desta área que favorece o desenvolvimento da fauna de Ascidiacea (SKINNER *et al.*, 2016; BARBOZA & SKINNER, 2021). A metodologia de coleta predominante nesta região foi a coleta em estruturas artificiais, que é um fator conhecido por favorecer espécies exóticas (HIROSE & SENSUI, 2021).

As localidades onde foram observadas as maiores riquezas de espécies de ascídias na BIG foram a Ilha dos Macacos e Ponta Leste, que correspondem também às localidades com maior riqueza deste grupo em todo o litoral do RJ. Estudos nesses locais ou próximos a eles já apontavam, anteriormente, a elevada riqueza de espécies de macroalgas, Cnidaria, Mollusca, Polychaeta, Crustacea, Echinodermata, peixes recifais e mais recentemente Porifera (FERREIRA *et al.*, 2007; FIGUEIREDO & TAMEGA, 2007; CARLOS-JÚNIOR *et al.*, 2018; FORTUNATO *et al.*, 2020).

A elevada riqueza (25 espécies) e semelhança de fauna (52%) entre a Ponta Leste e a Ilha dos Macacos provavelmente estão relacionados aos diversos impactos antrópicos observados nestes locais, como a maior proximidade com o continente, onde forma-se um canal estreito, com intensa circulação marinha e fluxo de embarcações turísticas. Além disso, a Ilha dos Macacos está localizada em frente à área de fundeio de grandes embarcações com destino ao TAAR e Brasfels, e próximo à área de fundeio da Ilha Guaíba (JOHNSSON & IKEMOTO, 2015; FORTUNATO *et al.*, 2020). Esses fatores podem influenciar a comunidade dos organismos bentônicos incrustantes devido à disponibilização de substratos artificiais, que podem facilitar o recrutamento, estabelecimento e distribuição de espécies exóticas nesta região, podendo também afetar a diversidade biológica local (LAGES *et al.*,

2011; SKINNER *et al.*, 2016). A proximidade às fazendas marinhas de cultivo de peixes e moluscos, que utilizam tanques-redes e gaiolas, também pode contribuir com a oferta de substratos artificiais e refúgios às espécies mais sensíveis à predação.

A região da Baía de Guanabara e arredores conta com a presença de portos e marinas, atividade petrolífera, além da Baía de Guanabara ser usada como área de abrigo para grandes embarcações durante tempestades. Potencialmente, estas atividades podem deslocar diversas espécies exóticas para dentro do estuário (DIAGNÓSTICO DO ESTADO DA BAÍA DE GUANABARA, 2016). Essa região foi a que apresentou a menor riqueza de espécies dentre as três áreas. Poucos estudos sobre a fauna de ascídias foram realizados nesta porção litorânea entre 2000 e 2021 em comparação às duas outras regiões. Desde a década de 1950, a queda na diversidade e riqueza de espécies de alguns invertebrados e microalgas vêm sendo relacionados à crescente contaminação orgânica e inorgânica e, mais recentemente, por resíduos sólidos e microplásticos (OLIVEIRA, 1958; LAVRADO *et al.*, 2000; OLIVATTO *et al.*, 2019). Das 27 espécies registradas, 19 são coloniais e correspondem às mais abundantes. Ascídias coloniais exóticas podem tanto se beneficiar em ambientes poluídos como também aumentar a taxa de reprodução (OSBORNE *et al.*, 2018), o que pode ser o caso na BGA. Outra espécie bastante comum foi *Styela plicata*, uma ascídia solitária invasora de fácil identificação e altamente tolerante à poluição orgânica marinha (BARROS *et al.*, 2009; AYDIN-ÖNEN, 2016). Essa menor riqueza de espécies solitárias na região pode decorrer do nível de estresse ambiental mais elevado, somado a características ambientais menos favoráveis, ou até mesmo, a uma lacuna de estudos mais aprofundados sobre a diversidade de ascídias nessa porção litorânea. O diferencial entre a BGA e as demais áreas de estudo é a grande pressão antrópica gerada pela urbanização ao entorno da Baía, devido ao esgoto doméstico e industrial não tratado e outras fontes de poluição antropogênicas (FISTAROL *et al.*, 2015; SOARES-GOMES *et al.*, 2016; FILHO & PAIVA, 2020). A Região de Cabo Frio, assim como as demais regiões, apresentou uma riqueza de espécies exóticas e criptogênicas elevada. Esta região apresenta um terminal portuário – o Porto do Forno, e forte turismo náutico (FERREIRA *et al.*, 2004; AGUIAR, 2019).

A temperatura, a hidrodinâmica e a geomorfologia costeira e marinha são fatores que influenciam diretamente os hábitos de vida das ascídias (GOODBODY, 2004; LAMBERT, 2005; BARBOZA & SKINNER, 2021). Em relação à temperatura da água, esta região destaca-se pelo fenômeno de ressurgência intensa e frequente da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) sobre a plataforma continental (VALENTIN *et al.*, 2007; MATSUURA, 1986), com valores de temperatura variando entre 9.8 °C (8/8/1998) e 28.7 °C (28/03/1975)

(BATISTA *et al.*, 2017). Algumas espécies de Ascidiacea apresentam tolerância a amplas variações de temperatura e salinidade, o que as permite sobreviverem mesmo com mudanças rápidas na temperatura da água de até 11 °C (BEIRAS *et al.*, 2003; VALENTIN *et al.*, 2007). Essa característica ambiental pode apresentar alguma influência na diversidade de espécies menos tolerantes a baixas temperaturas, principalmente sobre aquelas com potencial de invasão proveniente de regiões tropicais (LAMBERT, 2005; SHENKAR & SWALLA, 2011). Por outro lado, pode favorecer espécies de regiões subtropicais ou temperadas, como *Ciona robusta* (BARBOZA & SKINNER, 2021) ou ainda, oferecer condições favoráveis a espécies como *Didemnum vexillum*, de alto potencial invasor. Entretanto, a exemplo de Dias *et al.* (2012), não foram registradas espécies com distribuição Patagônica ou Magelânica nesta região.

A total falta de conhecimento a respeito da fauna de Ascidiacea na região ao norte de Búzios vem sendo apontada, desde 2002, por Tito Lotufo (USP), o que limita a Costa Azul a menor área de estudo dentre as três regiões.

Grande parte da biodiversidade do Brasil, principalmente a marinha, permanece indefinida quanto ao seu status (ORICCHIO *et al.*, 2019). Para a classificação das espécies criptogênicas, foram feitas as mesmas observações propostas por Neves & Rocha (2008). Espécies como *Eusynstyela tinctoria*, *Sympyga brakenhielmi*, *Polyclinum constellatum* e *Perophora viridis*, foram classificadas como criptogênicas devido à ampla distribuição geográfica e incerteza quanto à distribuição de origem das espécies. A associação com substratos artificiais, frequência de registro em áreas de portos ou marinas e estarem estabelecidas em ambiente natural, também foram considerados para classificar as espécies *Phallusia nigra*, *Diplosoma listerianum*, *Botrylloides niger* e *Microcosmus exasperatus* como criptogênicas.

Dias *et al.* (2012) e Oricchio *et al.* (2019) também classificaram *Botryllus tuberatus* e algumas outras espécies como criptogênicas para São Sebastião (SP), região de mesma província biogeográfica, onde essas espécies foram coletadas. Muitas dessas espécies criptogênicas possuem populações isoladas e ausência de informações a respeito das suas origens biogeográficas, dificultando a classificação quanto ao status de nativa ou exótica. A espécie *Styela canopus* foi mantida como criptogênica, apesar de pesquisas recentes envolvendo a proximidade genética entre indivíduos identificados como *S. canopus* coletados em vários locais do mundo, incluindo na costa do Brasil, sugerirem que o nome *S. canopus* abriga um complexo de espécies que precisa ser estudado mais detalhadamente (BARROS & ROCHA, 2021a, 2021b).

As espécies *Leptoclinides lotufoi*, *Polysyncraton cabofriense* e *Polyclinum molle* foram consideradas nativas, pois apesar dos poucos registros, eles foram feitos em substrato natural. A espécie *Didemnum apersum* foi classificada por Dias *et al.* (2012) como criptogênica para a região de São Sebastião, em São Paulo, que se encontra na mesma província biogeográfica do litoral do Rio de Janeiro. Apesar da baixa quantidade de registros, a maioria se encontra na região do Indo-Pacífico (Polinésia Francesa, Japão e ao Mar da China Oriental), e, por esse motivo, ela também foi considerada criptogênica para o RJ. A espécie *Ascidia multitentaculata*, foi classificada como criptogênica, assim como em Rocha *et al.* (2012) para a região de Salvador (BA). A baixa quantidade de registros, limitados ao litoral brasileiro (São Paulo, Alagoas e Pernambuco) e a costa Africana, torna difícil identificar a região nativa desta espécie.

As ascídias exóticas podem afetar as comunidades bentônicas devido às suas fortes capacidades competitivas, ocasionando uma diminuição da riqueza de espécies e mudanças na biodiversidade de habitats (ALDRED & ANTHONY, 2014). Neste trabalho, classificamos as espécies como exóticas, levando em consideração estudos realizados para áreas biogeográficas próximas ao RJ, como SP e ES, a relação dos táxons com o substrato artificial, a presença em áreas de portos e marinas e, em alguns casos, ausência de registros em ambiente natural. A maioria das espécies encontram-se presentes em substratos artificiais ou em ambos os tipos de substratos, naturais e artificiais. As espécies encontradas apenas em substratos naturais, possuíam poucos registros ou foram classificadas como nativas. Espécies como *Rhodosoma turcicum* e *Ciona robusta*, parecem estar ampliando sua distribuição e já foram observadas em substratos naturais no estado, em locais de elevado potencial de introdução (BARBOZA & SKINNER, 2021). Outras espécies como *Styela plicata*, *Didemnum perlucidum* e *Botrylloides giganteus*, já foram bem discutidas em outros trabalhos e são bastante favorecidas por condições como eutrofização, áreas portuárias e de marinas ou cultivos (ROCHA & KREMER, 2009; BARROS *et al.*, 2009; ROCHA *et al.*, 2019). A espécie *Herdmania pallida* foi classificada como uma espécie originária do Indo-Pacífico por autores como Carlton & Eldredge (2009). Apesar de alguns autores classificarem esta espécie como criptogênica, neste trabalho classificamos *H. pallida* como exótica, pois apesar de encontrar-se estabelecida para o litoral do RJ, frequentemente está associada a áreas de portos e marinas. Além disso, a distribuição de *H. pallida* no Brasil não aparenta ser tão linear para classificá-la como criptogênica como ocorre com espécies como *Phalusia nigra* e *Microcosmus exasperatus*, ainda mais se tratando de uma espécie de fácil identificação e por

ser a única espécie do gênero para o Atlântico, segundo as revisões de Kott (2002) e Nishikawa (2002).

Espécies nativas enfrentam um duplo desafio relacionado aos impactos antrópicos: sobreviver à poluição marinha e competir por espaço e alimento com espécies exóticas e invasoras (OSBORNE *et al.*, 2018). Entre as espécies nativas, *Symplegma rubra* foi a espécie nativa com a maior frequência para este trabalho. Ela é classificada como nativa para o Oceano Atlântico e, no RJ, essa espécie frequentemente está associada a áreas de portos, marinas e cascos de navios, o que facilita sua distribuição para outras províncias, tendo sido indicada como invasora em Galápagos (ROCHA *et al.*, 2009; LAMBERT, 2019). Apesar dos poucos registros no RJ, *D. galacteum* possui distribuição em substrato natural do estado do Paraná ao Ceará (ROCHA *et al.*, 2012; DIAS *et al.*, 2012). *Euherdmania vitrea* também foi classificada como nativa no trabalho de Dias *et al.* (2012) tendo sido registrada nos estados de Santa Catarina, São Paulo e agora, Rio de Janeiro (BOUZON *et al.*, 2012; ROCHA *et al.*, 2012). Outras espécies nativas que tiveram escassez de registros foram as espécies *P. vannamei* e *M. braziliensis*, provavelmente relacionado à sua ecologia. Essas espécies não estão presentes na lista de ocorrência para os últimos 25 anos, pois só foram encontradas por Monniot em 1970, em substrato sedimentar, que normalmente é coletado através de dragagem (ROCHA *et al.*, 2012), uma metodologia que não é frequentemente realizada no RJ. *P. vannamei* foi considerada nativa no estudo de Dias *et al.* (2012) para São Sebastião.

Em conclusão, este trabalho fornece a consolidação de uma lista de espécies de ascídias atualizada e demonstra o esforço que tem sido feito para aumentar o conhecimento sobre este grupo no litoral fluminense. Estas informações poderão ser utilizadas em estudos futuros na área da conservação da biodiversidade marinha e na gestão de espécies exóticas, visto que o Rio de Janeiro sofre grande pressão antrópica devido ao intenso tráfego marítimo, as alterações no habitat devido a construção de instalações e estruturas costeiras e a poluição orgânica e industrial causadas pelo adensamento populacional nas regiões litorâneas.

4 EXPANSÃO DA DISTRIBUIÇÃO DAS ASCÍDIAS INTRODUZIDAS *Ciona robusta* HOSHINO & TOKIOKA, 1967 E *Rhodosoma turcicum* (SAVIGNY, 1816) NO SUDOESTE DO ATLÂNTICO

4.1 Introdução

As bioinvasões marinhas têm sido registradas globalmente e aumentaram nas últimas décadas em termos de número de espécies registradas e número de artigos científicos publicados (SEEBENS *et al.*, 2013; DIAS *et al.*, 2019). Espécies invasoras (EI) e espécies não nativas (ENN) foram identificadas como responsáveis por reduzir a diversidade em regiões invadidas, levando a extinções locais e causando impactos nas atividades econômicas (CREED *et al.*, 2017; O'BRIEN *et al.*, 2017; BLACKBURN *et al.*, 2019). As discussões acadêmicas sobre essas questões estão aumentando continuamente (JUNQUEIRA, 2013; BOLTOVSKOY *et al.*, 2018; FOWLER *et al.*, 2020). A consciência da importância das ascídias como espécies invasoras está crescendo em todo o mundo (CARLTON E ELDREDGE, 2009; ZHAN *et al.*, 2015; COLARUSSO *et al.*, 2016).

Eutrofização (MARINS *et al.*, 2010; CROOKS *et al.*, 2011), instalações de aquicultura (MCKINDSEY *et al.*, 2007; ROCHA *et al.*, 2009) e operações portuárias e marítimas (DARBYSON *et al.*, 2009; GREY, 2010) têm sido apontadas como influências importantes no aumento de sua disseminação. No entanto, a introdução e disseminação de ENN também estão sujeitas a fatores limitantes. A predação por peixes (MARINS *et al.*, 2009; DUMONT *et al.*, 2011; DIAS *et al.*, 2013; ROTH *et al.*, 2017) e a competição com a fauna local (PAETZOLD *et al.*, 2012) são dois fatores biológicos que podem regular a capacidade de invasão, enquanto fatores ambientais (como a temperatura) podem atuar como forças seletivas que impedem o estabelecimento e a persistência de espécies invasoras. Portanto, fatores ambientais e biológicos irão delimitar os nichos das espécies e são determinantes para o sucesso das bioinvasões (GRANOT *et al.*, 2017).

As ascídias podem ser encontradas nos mais diversos habitats, e o comportamento fotonegativo de suas larvas favorece sua ocorrência em fendas ou sob rochas, mais protegidas de predação e sedimentação (MILLAR, 1971; LAMBERT, 2005). Muitas vezes, as comunidades que se estabelecem em substratos artificiais são diferentes daquelas encontradas em superfícies naturais (PERKOL-FINKEL *et al.*, 2006). Substratos artificiais são comuns em

portos e marinas e servem como portas de entrada para a introdução de espécies (LAMBERT, 2005; IGNACIO *et al.*, 2010). Levantamentos de espécies invasoras devem, portanto, usar metodologias específicas para coleta de dados (KAKKONEN, 2019).

As espécies *Ciona robusta* Hoshino & Tokioka, 1967 e *Rhodosoma turcicum* (Savigny, 1816) são consideradas invasoras em muitas partes do mundo. Ambas as espécies foram registradas no Brasil, mas estudos indicaram que elas são suscetíveis a predadores nativos (MARINS *et al.*, 2009; SKINNER *et al.*, 2013). Pelo menos 14 outras espécies de ascídias exóticas também foram registradas no estado do Rio de Janeiro (ROCHA & COSTA, 2005; MARINS *et al.*, 2010; GRANTHOM-COSTA *et al.*, 2016; SKINNER *et al.*, 2016).

A espécie *Ciona intestinalis* foi relatada por Millar (1958) em São Sebastião (estado de São Paulo), e posteriormente na Baía de Guanabara (estado do Rio de Janeiro), por Costa (1969) em 1958 e 1961, e em outras localidades do Rio de Janeiro (MARINS *et al.*, 2009) e São Paulo (ROCHA, 1995; ROCHA & BONNET, 2009; DIAS *et al.*, 2013; VIEIRA *et al.*, 2012) nas décadas seguintes. *Rhodosoma turcicum* foi registrado nos estados da Bahia (ROCHA *et al.*, 2012a) e Rio de Janeiro (SKINNER *et al.*, 2013).

4.2 Objetivos

Objetivo geral:

Descrever as distribuições atuais de *Ciona robusta* e *Rhodosoma turcicum* ao longo de ~250 km da costa do estado do Rio de Janeiro e ~100 km da Baía da Ilha Grande, destacando a importância da temperatura do mar em suas distribuições.

Objetivos específicos:

- a) Avaliar a expansão da distribuição espacial de *Ciona robusta* e *Rhodosoma turcicum* na região de estudo.
- b) Relacionar a ocorrência das espécies com a temperatura superficial da água do mar.
- c) Discutir o conhecimento atual sobre possíveis vetores de transporte e sua importância na disseminação da *Ciona robusta* e *Rhodosoma turcicum* ao longo da costa sudeste brasileira.

4.3 Materiais e métodos

Este estudo foi realizado com autorização de pesquisa do Instituto Estadual do Ambiente - INEA (Aut. nº 057/2011 e 025/2017), RESEX Arraial do Cabo (ICMBio Aut. nº 25024) e Estação Ecológica Tamoios (ICMBio – Aut. nº 36194).

4.3.1 Área de estudo

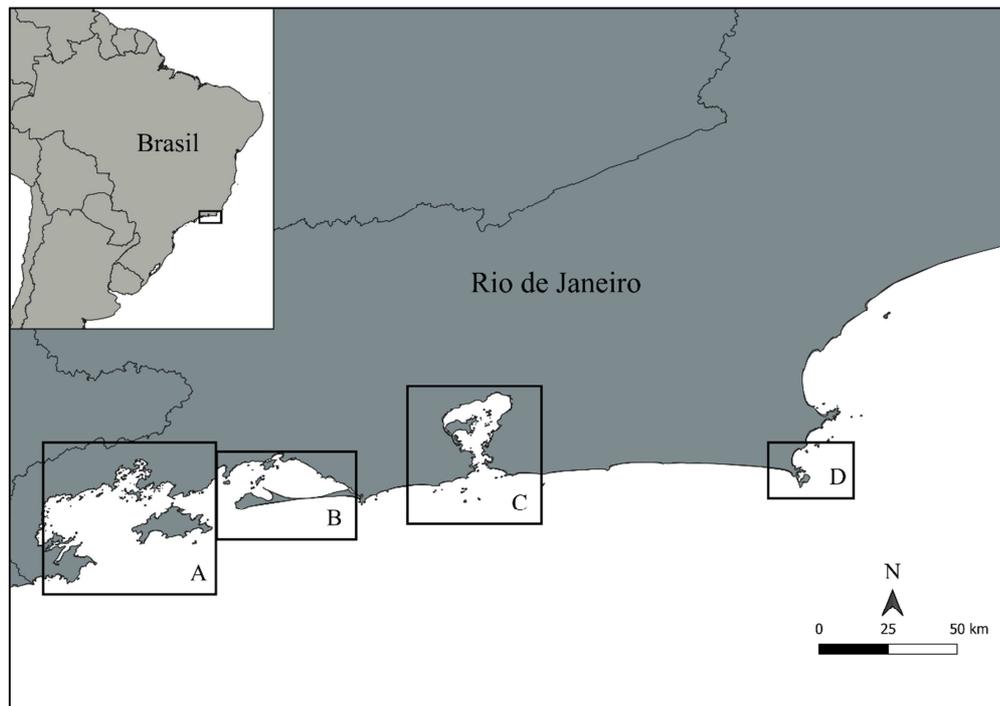
O presente estudo foi conduzido dentro da zona de transição costeira entre as regiões Tropical e Temperado Quente (SPALDING *et al.*, 2007), em quatro áreas do Estado do Rio de Janeiro, sendo (de leste a oeste): Cabo Frio (CF), Baía de Guanabara (BG), Baía de Sepetiba (BS) e Baía da Ilha Grande (BIG) (Figura 7). Essas áreas têm intensa atividade marítima, portuária e outras atividades náuticas, como turismo, pesca e desenvolvimento costeiro (SILVA *et al.*, 2018; INEA, 2015; IGNACIO *et al.*, 2010). O clima é considerado tropical úmido, com estação chuvosa de outubro a abril e seca de maio a setembro. Apesar desse padrão geral, as chuvas podem variar muito ao longo da costa, principalmente devido à proximidade da Serra do Mar, com índices pluviométricos médios anuais variando de 800 a 2.100mm (INEA, 2015; COE *et al.*, 2007). Há uma ressurgência sazonal, que é mais forte próximo a Cabo Frio, tornando-se mais fraca próximo à Baía da Ilha Grande (VALENTIN, 2001; CREED *et al.*, 2007).

4.3.2 Monitoramento da água - temperaturas da superfície do mar

As temperaturas da superfície do mar (TSM) foram medidas usando sensores IButton® programados para registrar a cada hora em Cabo Frio e Baía da Ilha Grande (em dois locais na última: Dois Rios e Ponta Leste). Os sensores foram acomodados dentro de tubos Falcon (para protegê-los do contato direto com a água do mar) e colocados em profundidades de 1 a 2 m, dependendo do local. As posições rasas dos sensores garantiram que nenhum efeito da estratificação da água fosse medido. Os dados de TSM foram agregados

mensalmente e a média e os desvios padrão foram calculados. As medições de TSM foram iniciadas em 2012 e se estenderam até janeiro de 2014 em Cabo Frio e dezembro de 2019 na Baía da Ilha Grande. Além disso, extraímos dados TSM mensais de imagens de satélite durante o período entre janeiro de 2009 e dezembro de 2019 (dados fornecidos pelo NCEP, OISST Versão 2, disponível em https://iridl.ldeo.columbia.edu/maproom/Global/Ocean_Temp), do Programa de Bóias Oceanográficas da Marinha do Brasil (PIRATA) e do Centro Nacional de Dados Oceanográficos (BNDO, 2020) para Cabo Frio, abrangendo 2009-2010, 2012-2013 e 2016-2018.

Figura 7 – Áreas estudadas no litoral do Estado do Rio de Janeiro, Brasil



Legenda: A) Baía da Ilha Grande, B) Baía de Sepetiba, C) Baía de Guanabara, D) Cabo Frio.
Fonte: A autora, 2023.

4.3.3 Amostragem

Empregamos duas estratégias de amostragem: em estruturas experimentais artificiais (MARINS *et al.*, 2009; KREMER E ROCHA, 2011; SKINNER *et al.*, 2013) e por busca ativa

em mergulhos autônomos (SCUBA) ou mergulho livre (descritas no capítulo 1.2.1). Nossa abordagem foi semelhante à de Kakkonen *et al.* (2019), que enfatiza habitats que favorecem o recrutamento de ascídias.

Tabela 3 – Locais de amostragem, incluindo coordenadas geográficas, métodos de amostragem e tipos de substratos amostrados.

Local de amostragem	Região	Latitude	Longitude	Método de amostragem	substrato
Ilha de Meros	Baía da Ilha Grande	23°11'S	44°34'W	Scuba	Natural
Ilha dos Ratos	Baía da Ilha Grande	23°11'S	44°36'W	Scuba	Natural
Ponta do Arpoá	Baía da Ilha Grande	23°12'S	44°36'W	Scuba	Natural
Ilha Deserta	Baía da Ilha Grande	23°13'S	44°33'W	Scuba	Natural
Ilha do Mantimento	Baía da Ilha Grande	23°11'S	44°39'W	Scuba	Natural
Paraty Mirim	Baía da Ilha Grande	23°14'S	44°37'W	Scuba, placa de granito	Natural, Artificial
Ponta Leste	Baía da Ilha Grande	23°3'S	44°14'W	Scuba, placas de granito e polietileno	Natural, Artificial
Praia do Anil	Baía da Ilha Grande	23°0.5'S	44°18'W	Placa de granito	Artificial
Praia do Bonfim	Baía da Ilha Grande	23°1'S	44°19'W	Scuba	Natural
Piraquara de Fora	Baía da Ilha Grande	23°1'S	44°26'W	Placa de granito	Artificial
Laje Grande	Baía da Ilha Grande	23°0.8'S	44°15'W	Scuba	Natural
Ilha Sororoca	Baía da Ilha Grande	23°2'S	44°9'W	Scuba	Artificial
Ilha da Longa	Baía da Ilha Grande	23°8'S	44°19'W	Scuba, placa de polietileno	Natural, Artificial

Tabela 3 (continuação) – Locais de amostragem, incluindo coordenadas geográficas, métodos de amostragem e tipos de substratos amostrados.

Local de amostragem	Região	Latitude	Longitude	Método de amostragem	substrato
Ponta do Sítio Forte	Baía da Ilha Grande	23°6'S	44°17'W	Scuba, placa de polietileno	Natural, Artificial
Ponta do Bananal	Baía da Ilha Grande	23°6'S	44°15'W	Scuba	Natural
Ilha dos Macacos	Baía da Ilha Grande	23°4'S	44°13'W	Scuba	Natural
Aventureiro	Baía da Ilha Grande	23°11'S	44°18'W	Scuba	Natural
Tacunduba	Baía da Ilha Grande	23°11'S	44°16'W	Scuba	Natural
Parnaioca	Baía da Ilha Grande	23°11'S	44°15'W	Scuba	Natural
Enseada das Sardinhas	Baía da Ilha Grande	23°11'S	44°12'W	Scuba	Natural
Ilha da Amarração	Baía da Ilha Grande	23°10'S	44°10'W	Scuba, placas de granito e polietileno	Natural, Artificial
Ponta das Palmeiras	Baía da Ilha Grande	23°10'S	44°10'W	Scuba	Natural
Ponta do Cavalinho	Baía da Ilha Grande	23°11'S	44°10'W	Scuba	Natural
Ilha de Jorge Grego	Baía da Ilha Grande	23°12'S	44°9'W	Scuba, placa de polietileno	Natural, Artificial
Laje de Santo Antônio	Baía da Ilha Grande	23°10'S	44°8'W	Scuba	Natural
Lopes Mendes	Baía da Ilha Grande	23°11'S	44°7'W	Scuba, placa de polietileno	Natural
Ponta do Caxadaço	Baía da Ilha Grande	23°10'S	44°9'W	Scuba	Natural
Castelhanos	Baía da Ilha Grande	23°9'S	44°5'W	Scuba, placa de polietileno	Natural, Artificial

Tabela 3 (continuação) – Locais de amostragem, incluindo coordenadas geográficas, métodos de amostragem e tipos de substratos amostrados.

Local de amostragem	Região	Latitude	Longitude	Método de amostragem	substrato
Ilha de Palmas	Baía da Ilha Grande	23°8'S	44°6'W	Scuba	Natural
Abraão	Baía da Ilha Grande	23°8'S	44°10'W	Placa de granito	Artificial
Junqueira	Baía de Sepetiba	23°58'S	44°2'W	Placa de granito	Artificial
Ilha Guaíba	Baía de Sepetiba	23°59'S	44°7'W	Placa de granito	Artificial
Praia Vermelha	Baía de Guanabara	23°57'S	43°9'W	Placa de granito	Artificial
Urca	Baía de Guanabara	23°57'S	43°10'W	Placa de granito	Artificial
Ilha de Cabo Frio	Cabo Frio	23°0.1'S	42°0.3'W	Scuba, placa de granito	Artificial
Porto do Forno	Cabo Frio	22°58'S	42°0.8'W	Scuba, placa de granito	Artificial
Cultivo Forno	Cabo Frio	22°58'S	42°0.3'W	Snorkeling, placa de granito	Artificial
Canal de Itajuru	Cabo Frio	22°52'S	42°1'W	Placa de granito	Artificial

Fonte: A autora, 2023.

4.3.4 Análise de dados

A TSM média mensal foi calculada a partir de dados diários para Cabo Frio e Baía da Ilha Grande coletados por bóias e sensores Ibutton®. A TSM obtida por imagens de satélite foi utilizada para obter uma ampla perspectiva temporal e regional. Valores médios de TSM (< 25,0°C e > 25,1°C) foram usados em combinação com registros de *Ciona robusta* e *Rhodosoma turcicum* nas faixas de temperatura selecionadas para realizar um teste exato de Fisher, testando a hipótese de que a temperatura influencia a distribuição de *Ciona robusta*,

mas não as ocorrências de *Rhodosoma turcicum* (UNDERWOOD, 1997). O valor de TSM de 25°C foi escolhido como o limite fisiológico superior de sobrevivência para *C. robusta* (CAPUTI *et al.*, 2015; ROCHA *et al.*, 2017; KIM *et al.*, 2019). Os limites de temperatura fisiológica para *R. turcicum* são desconhecidos, mas devido à sua distribuição tropical a espécie pode prosperar em temperaturas de água superiores a 22°C, como sugerido por Shenkar e Loya (2009).

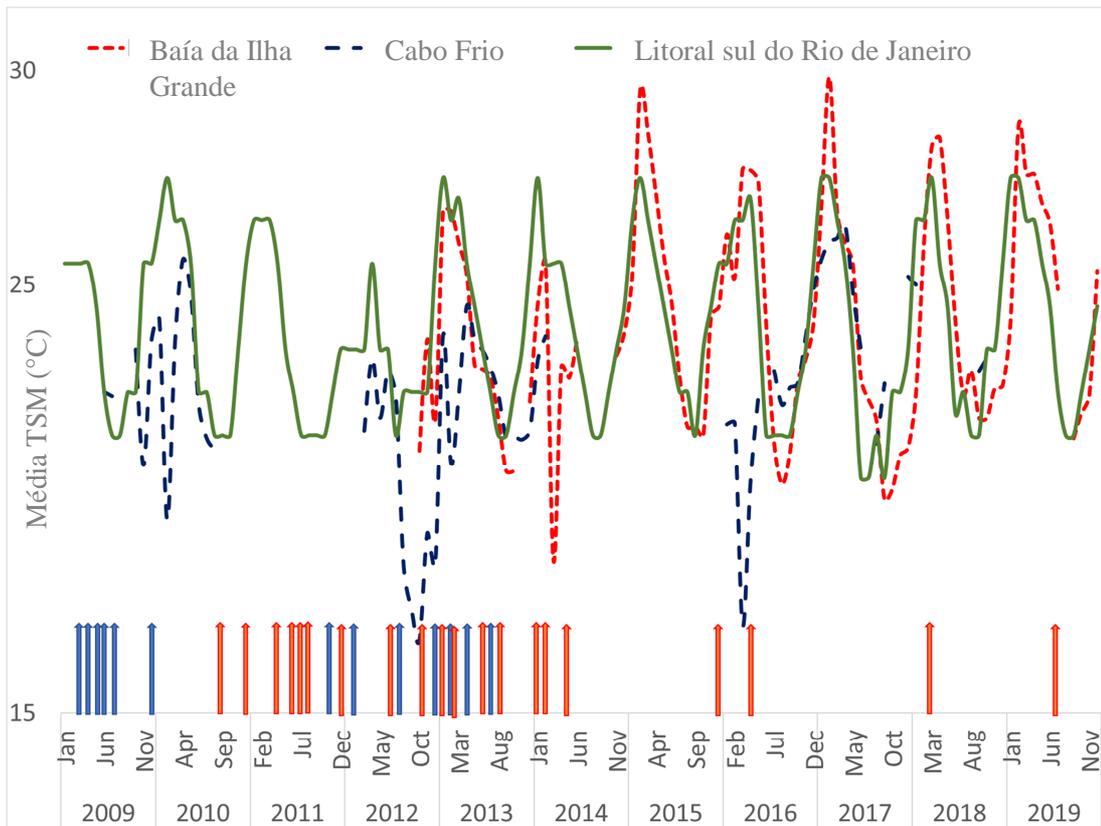
4.4 Resultados

4.4.1 Monitoramento da temperatura da água

Os dados de TSM dos satélites, bóias e sensores Ibutton® indicaram grandes variações de TSM entre estações, anos e métodos de monitoramento (Figura 8). Dados de satélite de 2009 a 2019 indicaram oscilações sazonais de TSM, com valores mais elevados (cerca de 27°C) durante a primavera-verão austral, exceto durante a temporada 2011-2012 (média de 23,5°C). A TSM média estimada por este método variou de 20,5 a 27,5°C (média de 24°C). Os dados do Ibutton® e das bóias mostraram valores de TSM mais extremos (altos e baixos).

Na Baía da Ilha Grande, os verões mais quentes ocorreram em 2014/2015 e 2016/2017, com 63,2% dos aproximadamente 3.300 registros de TSM de novembro a março de 2014/2015 superiores a 27,1°C. Na temporada 2016/2017, 84,2% dos registros de TSM foram superiores a 24,1 °C e 40,8% superiores a 27,1°C. Valores de TSM inferiores a 18,5°C foram associados à ressurgência, como ocorrido em fevereiro/2014 e outubro/2017.

Figura 8 – Temperaturas médias da superfície do mar (TSM).



Legenda: Baía da Ilha Grande (linha vermelha), Cabo Frio (linha azul) e litoral sul do Estado do Rio de Janeiro (linha verde) de janeiro/2009 a dezembro/2019. Os dados foram obtidos de sensores Ibutton® ou bóias oceanográficas para BIG e CF, e de dados de satélite para o litoral sul do RJ (https://iridl.ldeo.columbia.edu/maproom/Global/Ocean_Temp). As setas indicam as amostras de *Rhodosoma turcicum* (seta vermelha) ou *Ciona robusta* (seta azul).

Nota: Lacunas nas linhas de dados são ausência de dados devido a mau funcionamento ou perda de sensores.

Fonte: A autora, 2023.

A TSM de Cabo Frio (Figura 8) de junho/2009 a outubro/2018 revela a influência da ressurgência local, ocorrendo geralmente de setembro a março. A TSM média variou de 16,7°C em outubro/2012 a 26,4°C em abril/2017. Dois períodos chamam a atenção: outubro-dezembro/2012 e março-abril/2016, com baixas temperaturas bem contrastantes, para Cabo Frio em comparação com a Baía da Ilha Grande ou toda a região, este último dado obtido por satélite.

Combinando os dados de TSM de todas as fontes, estimamos os valores médios mensais de TSM para 99 meses, dos quais as médias de 53 meses (54%) foram menores ou iguais a 25°C, enquanto as de 43 meses (46%) foram maiores ou iguais a 25,1°C. Esses dados foram usados para testar a influência da temperatura na presença das duas espécies.

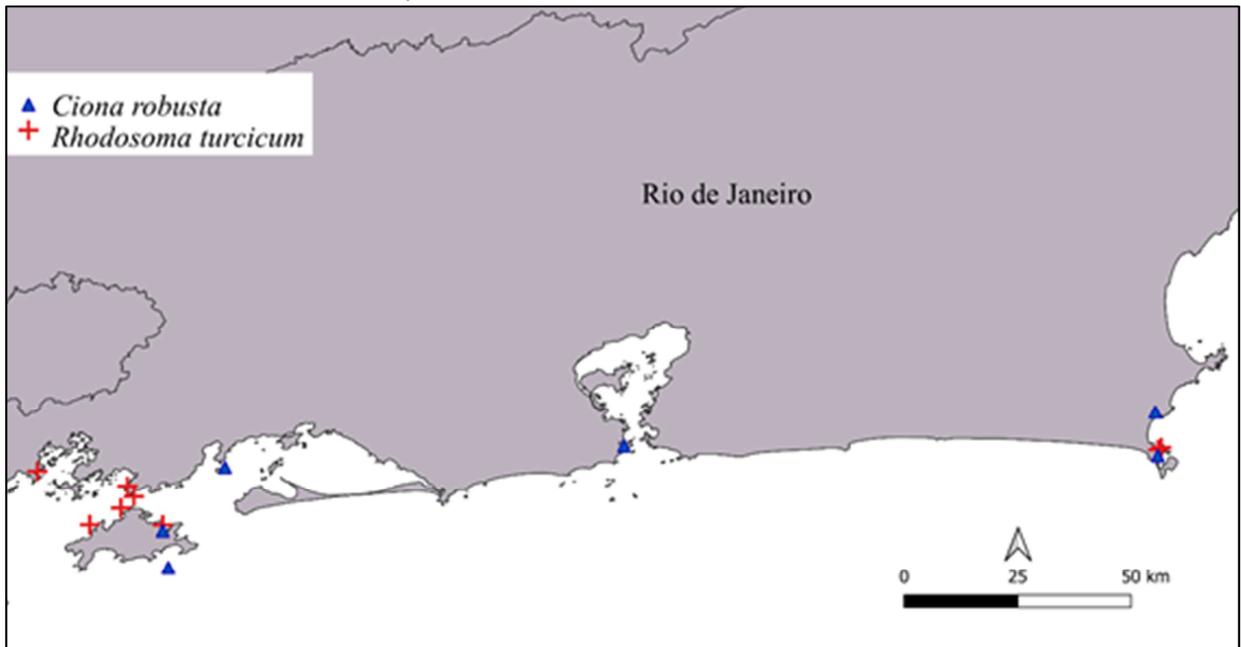
4.4.2 Ocorrências de espécies

4.4.2.1 *Ciona robusta* Hoshino e Tokioka, 1967

Indivíduos *Ciona* encontrados ao longo da costa do Rio de Janeiro estão de acordo com a descrição de *C. robusta* de Hoshino e Tokioka (1967), bem como com as revisões realizadas por Sato *et al.* (2012) e Brunetti *et al.* (2015). A túnica da *C. robusta* é cartilaginosa, amarelada, com os sifões de tamanhos quase iguais na extremidade anterior do corpo. A túnica apresenta muitas protuberâncias tuberculosas, embora por vezes restritas ao sifão ou regiões anteriores. O corpo é coberto por seis faixas longitudinais fortes, desde a extremidade posterior do corpo até os sifões e manchas vermelhas foram observadas na margem entre os lóbulos dos sifões adjacentes. Os músculos circulares dos sifões não são tão fortes quanto os músculos longitudinais e não formam bandas.

Analizamos o material coletado entre 2008 e 2013 em todas as regiões do estado do Rio de Janeiro (Figura 9), e aqueles depositados na Coleção Zoológica da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (CZFFP), conforme listado na Tabela 4.

Figura 9 – Ocorrências de *Ciona robusta* e *Rhodosoma turcicum* registradas neste estudo ao longo da costa do Estado do Rio de Janeiro, Brasil.



Legenda: *Ciona robusta* (triângulos azuis) e *Rhodosoma turcicum* (cruz vermelha).
Fonte: A autora, 2023.

Ciona robusta foi registrada em placas artificiais em todas as regiões pesquisadas (Figura 9). A Baía da Ilha Grande foi o único local com ocorrências em substratos naturais, especificamente na Ilha Jorge Grego (profundidade 18 m), onde oito indivíduos foram encontrados sob grandes matacões, que são habitats semelhantes aos simulados por gaiolas experimentais.

Tabela 4 – Exemplos de indivíduos de *Ciona robusta*

Voucher	Local	Data	Coletor
CZFFP-ASC 25	Urca - Rio de Janeiro	11/XI/2008	L.F. Skinner e F.O. Marins
CZFFP-ASC 26	Baía de Sepetiba	V/2009	L.F. Skinner e F.O. Marins
CZFFP-ASC 27	Urca - Rio de Janeiro	09/IV/2009	L.F. Skinner e F.O. Marins
CZFFP-ASC 28	Baía de Sepetiba	III/2009	L.F. Skinner e F.O. Marins
CZFFP-ASC 31	Porto do Forno – Arraial do Cabo	02/XII/2011	L.F. Skinner e D.F. Barboza
CZFFP-ASC 33	Abraão – Baía da Ilha Grande	VIII/2012	L.F. Skinner e D.F. Barboza
CZFFP-ASC 34	Abraão – Baía da Ilha Grande	21/I/2013	L.F. Skinner e D.F. Barboza
CZFFP-ASC 35	Canal de Itajuru – Cabo Frio	II/2013	L.F. Skinner e D.F. Barboza
CZFFP-ASC 207	Ilha de Jorge Grego – Baía da Ilha Grande	11/IV/2013	L.F. Skinner

Legenda: Exemplos identificados e depositados na Coleção Zoológica da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (CZFFP).

Fonte: A autora, 2023.

Os comprimentos dos 33 indivíduos coletados variaram de 40 a 150 mm, sendo os maiores espécimes coletados em substratos naturais na Ilha Jorge Grego, a 18 m de profundidade. O número máximo de indivíduos coletados foi oito, na Ilha Jorge Grego (substrato natural, agosto/2013), e seis na Ilha Guaíba (substrato artificial, maio/2009) (Tabela 5).

Tabela 5 - Registros de *Ciona robusta* para o litoral do estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Região	Local	Ano	Mês	N° de indivíduos
Baía de Guanabara	Urca	2008	Novembro	1
Baía de Sepetiba	Ilha Guaíba	2009	Maio	9
Baía de Guanabara	Urca	2009	Junho	1
Baía de Sepetiba	Ilha Guaíba	2009	**	2
Baía de Guanabara	Urca	2009	**	1
Baía de Sepetiba	Ilha Guaíba	2010	Janeiro	1
Cabo Frio	Porto do Forno	2011	Dezembro	1
Baía da Ilha Grande	Abraão	2012	Março	1
Baía da Ilha Grande	Abraão	2012	Agosto	3
Baía da Ilha Grande	Abraão	2013	Janeiro	1
Cabo Frio	Canal de Itajuru	2013	Março	1
Cabo Frio	Porto do Forno	2013	Abril	1
Baía da Ilha Grande	Ilha de Jorge Grego	2013	Abril	2
Baía da Ilha Grande	Ilha de Jorge Grego	2013	Agosto	8

Legenda: Registros entre 2009 e 2013 nas regiões de Cabo Frio, Baía de Guanabara, Baía de Sepetiba e Baía da Ilha Grande, incluindo indicações de locais, anos e meses de registros, e o número total de indivíduos coletados (** - informação não disponível).

Fonte: A autora, 2023.

4.4.2.2 *Rhodosoma turcicum* (Savigny, 1816)

O material analisado compreende espécimes coletados entre 2009 e 2019 em Cabo Frio e Baía da Ilha Grande (Figura 9). A maioria dos indivíduos foi encontrada dentro de gaiolas protegidas, enquanto aqueles encontrados em substratos naturais estavam sob pedras – e, portanto, protegidos de predadores. Os espécimes estão depositados na Coleção Zoológica da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (CZFFP), conforme listado na Tabela 6.

Tabela 6 – Exemplos de indivíduos de *Rhodosoma turcicum*

Voucher	Local	Data	Coletor
CZFFP-ASC 14	Porto do Forno – Arraial do Cabo	23/IX/2011	L.F. Skinner
CZFFP-ASC 16	Abraão – Baía da Ilha Grande	VIII/2012	L.F. Skinner e D.F. Barboza
CZFFP-ASC 19	Porto do Forno – Arraial do Cabo	08/IV/2013	L.F. Skinner e D.F. Barboza
CZFFP-ASC 21	Porto do Forno – Arraial do Cabo	14/V/2013	L.F. Skinner e D.F. Barboza
CZFFP-ASC 22	Ponta Leste – Angra dos Reis	27/VIII/2015	L.F. Skinner e D.F. Barboza
CZFFP-ASC 23	Ponta do Bananal – Baía da Ilha Grande	12/V/2016	L.F. Skinner e D.F. Barboza
CZFFP-ASC 24	Ilha dos Macacos – Baía da Ilha Grande	12/V/2016	L.F. Skinner e D.F. Barboza
CZFFP- ASC346	Piraquara de Fora – Angra dos Reis	15/ VIII/ 2019	L.F. Skinner

Legenda: Espécimes identificados e depositados na Coleção Zoológica da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (CZFFP).

Fonte: A autora, 2023.

Identificamos 114 indivíduos obtidos em 30 datas de amostragem, o número máximo de indivíduos coletados foi de 13 (julho/2011) e 11 (outubro/2010 e junho/2014), encontrados no Porto do Forno, na Região de Cabo Frio, todos em substratos artificiais (Tabela 7). A maioria dos indivíduos foi coletada durante 2010 (n=31) e 2011 (n=32), mas esses foram os anos mais intensamente estudados em Cabo Frio.

Os espécimes inteiros examinados (com túnica) variaram de 9 a 41 mm de comprimento e 3 a 23 mm de largura. Suas túnicas eram espessas, com epibiontes e tinham colorações esverdeadas que se perdiam após a fixação. Os indivíduos ficavam presos ao substrato pelos lados direitos de seus corpos. Encontramos pequenas papilas nas túnicas, principalmente próximas à região anterior do corpo. Uma tampa nessa região pode ser deslocada por músculos internos para cobrir os sifões oral e atrial. É mais fácil identificar indivíduos no campo quando a tampa está aberta. Os indivíduos dissecados apresentaram tentáculos orais curtos e simples. Os músculos eram visíveis perto dos sifões e se estendiam na dobradiça da tampa. Os tubérculos dorsais eram em forma de ferradura. A faringe era plana, sem pregas, com estigmas retos e papilas sustentando os vasos. Nossos espécimes estavam de acordo com as descrições fornecidas por Van Name (1945), Kott (1985, 2005) e Rocha *et al.* (2012 a,b).

Tabela 7 – Lista de registros de *Rhodosoma turcicum* para o litoral do Estado do Rio de Janeiro, Brasil

Região	Local	Ano	Mês	Nº de indivíduos
Cabo Frio	Porto do Forno	2010	Janeiro	9
Cabo Frio	Porto do Forno	2010	Fevereiro	1
Cabo Frio	Porto do Forno	2010	Maio	3
Cabo Frio	Porto do Forno	2010	Setembro	6
Cabo Frio	Porto do Forno	2010	Outubro	11
Cabo Frio	Porto do Forno	2010	**	1
Cabo Frio	Porto do Forno	2011	Julho	13
Cabo Frio	Porto do Forno	2011	Agosto	4
Cabo Frio	Cultivo Forno	2011	Agosto	3
Cabo Frio	Porto do Forno	2011	Setembro	6
Cabo Frio	Porto do Forno	2011	**	6
Cabo Frio	Porto do Forno	2012	Fevereiro	1

Tabela 7 (continuação) – Lista de registros de *Rhodosoma turcicum* para o litoral do Estado do Rio de Janeiro, Brasil

Região	Local	Ano	Mês	Nº de indivíduos
Baía da Ilha Grande	Abraão	2012	Agosto	7
Cabo Frio	Porto do Forno	2012	Dezembro	1
Cabo Frio	Porto do Forno	2013	Janeiro	1
Cabo Frio	Porto do Forno	2013	Fevereiro	1
Cabo Frio	Porto do Forno	2013	Abril	4
Cabo Frio	Cultivo Forno	2013	Maio	2
Cabo Frio	Porto do Forno	2013	Agosto	1
Cabo Frio	Porto do Forno	2014	Fevereiro	8
Baía da Ilha Grande	Ilha da Longa	2014	Junho	11
Baía da Ilha Grande	Ponta Leste	2015	Agosto	1
Baía da Ilha Grande	Ponta Leste	2016	Janeiro	1
Baía da Ilha Grande	Ponta do Bananal	2016	Maio	1
Baía da Ilha Grande	Ilha dos Macacos	2016	maio	1
Baía da Ilha Grande	Piraquara de Fora	2018	Abril	3
Baía da Ilha Grande	Piraquara de Fora	2019	Agosto	5
Cabo Frio	Porto do Forno	**	**	1
Cabo Frio	Porto do Forno	**	**	1

Legenda: Registros entre 2010 e 2019, nas regiões próximas à região de Cabo Frio e à Baía da Ilha Grande, incluindo indicações de locais, anos e meses de registros e número total de indivíduos coletados (** - informação não disponível).

Fonte: A autora, 2023.

4.4.3 A influência da temperatura na ocorrência de espécies

Ciona robusta foi registrada 15 vezes dentro da janela temporal considerada. Desses registros, 86,7% ocorreram com TSM entre 21 e 25°C; 53,3% dos registros ocorreram com TSM entre 23,1 a 25,0°C. Apenas dois registros (13,3%) ocorreram com TSM superior a 25,1°C. O teste exato de Fisher foi significativo ($p=0,023$; 1 d.f.), indicando esta variável ambiental como condutora da presença de *C. robusta*.

Dentre os 27 registros de *R. turcicum*, 11,1% correspondem a TSM abaixo de 21,0°C, 59,3% entre 21,1 e 25,0°C, 25,9% entre 25,1 e 29°C, e 3,7% com TSM superior a 29,1°C. O teste exato de Fisher não foi significativo ($p=0,1160$; 1 d.f.), indicando que a temperatura não influenciou a presença de *R. turcicum*.

4.5 **Discussão**

Detectamos uma faixa de distribuição de *Ciona robusta* mais ampla do que a registrada anteriormente para a área estudada (MILLAR, 1958; COSTA, 1969; MARINS *et al.*, 2009). Os únicos espécimes que examinamos de perto foram os de Marins *et al.* (2009), mas considerando a confirmação de espécimes recentes no Rio de Janeiro como *C. robusta*, e a ampla ocorrência desta espécie no Hemisfério Sul, acreditamos que os registros anteriores no Brasil pertencem a esta espécie e não a *C. intestinalis*, e deve ser corrigido de acordo com a literatura (SATO *et al.*, 2012; BRUNETTI *et al.*, 2015). *Ciona robusta* foi detectada na Baía da Ilha Grande durante uma fase inicial de nosso monitoramento. Essa coleta de *C. robusta* parece estar relacionada às temperaturas médias da água, já que não registramos *C. robusta* na Baía da Ilha Grande desde 2013, período com TSM acima do normal (algumas vezes chegando a 33°C) (SKINNER, 2018 a,b). A faixa de tolerância de temperatura de *C. robusta* foi testada experimentalmente por Kim *et al.* (2019) e mostraram que o desenvolvimento dos ovos e assentamento larval é maior em temperaturas entre 16 e 20°C. Caputi *et al.* (2019) indicaram que a densidade de *C. robusta* está associada à TSM, com baixas densidades de maio a setembro, período de maior TSM (24,3 a 27,5°C). Rocha *et al.* (2017) relataram que uma faixa de temperatura de 20 a 25°C é melhor para o desenvolvimento e recrutamento de ovos, larvas e adultos. Nossos dados, em uma comparação plurianual, indicam predominância

de registros de *C. robusta* em períodos com TSM média inferior a 25,0°C, corroborando os achados de Caputi *et al.* (2015).

Registros anteriores de *C. robusta* no Brasil foram feitos de Cabo Frio (RJ) a São Paulo (MILLAR, 1958; COSTA, 1969; MARINS *et al.*, 2009; ROCHA & BONNET, 2009; DIAS *et al.*, 2013), abrangendo a Ecorregião Marinha do Atlântico Sudoeste Temperado Quente (ASTQ) (SPALDING *et al.*, 2007; BOUCHEMOUSSE *et al.*, 2016), uma região influenciada por eventos de ressurgência, principalmente durante os meses de primavera e verão. Os valores de TSM na região de Cabo Frio podem cair abaixo de 20°C (SKINNER *et al.*, 2011; BATISTA *et al.*, 2017; BOLTOVSKOY & VALENTIN, 2018). TSM extremamente alto, no entanto, pode impedir a reprodução ou mesmo matar adultos que crescem em águas rasas na região (CAPUTI *et al.*, 2015; ROCHA *et al.*, 2017), o que contribuiria para os registros históricos irregulares da espécie ao longo da costa do Rio de Janeiro. Esses registros e introduções bem-sucedidas de *C. robusta* ao longo da costa sudeste do Brasil podem estar relacionados a eventos *El Niño/La Niña* que aumentam ou reduzem as temperaturas da superfície do mar no Oceano Atlântico. As temporadas de 2007-2008-2009, 2010-2011-2012 foram caracterizadas por temporadas de *La Niña* fortes a neutras com anomalias médias negativas (NOAA, 2019), quando alguns de nossos recordes foram feitos. Dados de sensores e bóias confirmaram menor TSM durante esses anos. Os registros de *C. robusta* na Baía da Ilha Grande cessaram após os fortes eventos do *El Niño* de 2014-2015-2016, quando TSM atingiu 33°C (em profundidades de até 10 m) durante os meses de verão. Não há evidências da presença de *C. robusta* em Cabo Frio no verão de 2016, quando a TSM presumivelmente atingiu condições favoráveis para a espécie (17 a 22°C). Shenkar *et al.* (2018) argumentam que *C. robusta* está aclimatada tanto em áreas temperadas quanto tropicais, combinando com as condições ambientais da costa sudoeste do Brasil. Bouchemousse *et al.* (2016) publicaram a distribuição global de *C. robusta*, que incluiu a costa sul brasileira (após as introduções e em meados do século XX). De acordo com os padrões de TSM registrados ao longo da costa do Estado do Rio de Janeiro, a região mais propícia para a ocupação contínua de *C. robusta* é a região próxima a Cabo Frio, onde a TSM costuma variar de 12,5 a 29,0°C (SKINNER *et al.*, 2011; BATISTA *et al.*, 2017).

Ciona robusta é uma espécie muito invasiva, frequentemente incrustando fazendas de aquicultura (CLANCEY & HINTON, 2003; DALEY & SCAVIA, 2008; RAMSAY *et al.*, 2008; FOFONOFF *et al.*, 2013; GLOBAL INVASIVE SPECIES DATABASE, 2019; KIM *et al.*, 2019), e seu estabelecimento em fazendas de bivalves ao longo da costa sul do Brasil é uma ameaça a essa indústria. Os métodos de rede de meias ou pérolas (BAYLON, 1990)

geralmente empregados pelos agricultores evitam eventos de predação, mas podem favorecer o recrutamento, crescimento e disseminação de *C. robusta*. Alguns procedimentos de prevenção de incrustações também podem impedir o desenvolvimento de *C. robusta*, mas certas estruturas suspensas podem servir de refúgio para a espécie.

Recentemente, em dezembro de 2021 e em fevereiro de 2023, novas amostragens realizadas por SKINNER, RAMOS & SILVA (comunicação pessoal), desta vez em Vitória (Espírito Santo) detectaram a presença de *Ciona robusta* em substrato artificial. Por meio da plataforma Giovanni (BEAUDOING & RODELL, 2020), foi possível verificar que para o período de 01/01/2018 a 31/05/2023, a temperatura média superficial da água do mar para a região esteve entre 21 e 24 °C. Este dado, além de ampliar a área de ocorrência da espécie no Brasil (SP, RJ e agora, ES), corrobora a hipótese da temperatura abaixo de 24 °C como favorável a ocorrência desta espécie. Cabe destacar também a proximidade do local de coleta a dois grandes terminais portuários (porto de Vitória e Tubarão) e à uma marina (Iate Clube de Vitória).

Rhodosoma turcicum foi registrado pela primeira vez em Cabo Frio de 2009 a 2012 (SKINNER *et al.*, 2013), na Baía de Sepetiba em 2012 e na Baía da Ilha Grande de 2012 a 2019. Existem outros relatos sobre esta espécie na costa nordeste brasileira, na Bahia e no Ceará, mas esses registros permanecem inéditos em teses e relatórios. A espécie foi registrada em substratos artificiais e naturais na Ilha Grande e Cabo Frio. Os primeiros registros de *R. turcicum* na Baía da Ilha Grande foram em sítios a leste (2012); os registros do sítio mais ocidental referem-se a amostras de 2018 e 2019. Assim, nossos registros e os de Granthom-Costa *et al.* (2016) indicam que esta espécie está se espalhando no Estado do Rio de Janeiro, principalmente em Cabo Frio e Baía da Ilha Grande. A hipótese alternativa de “esforço amostral” não é suportada pelas baixas densidades e distribuição espacial desta espécie. Mesmo nos locais onde foram realizadas amostragens do início de 2012 a 2019, os registros dessa espécie foram escassos. Da mesma forma que para *C. robusta*, SKINNER, RAMOS & SILVA (comunicação pessoal) registraram a presença de *R. turcicum* no litoral do Espírito Santo, sendo o segundo registro no sudeste do Brasil (Atlântico Sudoeste). TSM abaixo de 25°C e até 31°C não parece ser limitante para *R. turcicum*, pois nossos levantamentos tanto no local mais quente (Piraquara de Fora) quanto no mais frio (Baía de Arraial do Cabo) registraram a espécie. Com base na distribuição global de *R. turcicum*, sua faixa de temperatura é de 20 a 30°C, com a maioria dos registros na faixa de 25 a 30°C (OBIS, 2019). Shenkar & Loya (2009) sugeriram 22°C como o limite inferior para esta espécie. É uma

espécie tropical registrada no Caribe, Mediterrâneo e Mar Vermelho, e é tolerante a altas temperaturas.

Alguns aspectos são relevantes para a detecção de *C. robusta* e *R. turcicum*. As túnicas de ambas as espécies são razoavelmente macias em comparação com outras ascídias solitárias registradas em substratos naturais ou artificiais no Estado do Rio de Janeiro, como *Phallusia nigra* Savigny, 1816, *Styela plicata* (Lesueur, 1823), *Herdmania pallida* (Heller, 1878), e *Microcosmus exasperatus* Heller, 1878 (MARINS *et al.*, 2010; GRANTHOM-COSTA *et al.*, 2016; SKINNER *et al.*, 2016). Essas diferenças na espessura da túnica e nas defesas químicas/físicas serão determinantes para a palatabilidade das ascídias a predadores (como peixes) (MONNIOT *et al.*, 1991; TARALLO *et al.*, 2016). A recém-descrita *Pyura beta* Skinner, Rocha & Counts (2019), reconhecida como espécie introduzida no sudoeste do Atlântico, também possui uma túnica dura, que reduz a predação. Os efeitos do controle de predadores sobre *Ciona* spp. (MARINS *et al.*, 2009; DUMONT *et al.*, 2011) e outras espécies de ascídias são frequentemente citadas na literatura (EPELBAUM *et al.*, 2009; FREESTONE *et al.*, 2011).

Outro fator comum e importante que pode afetar a introdução e disseminação de espécies é a proximidade de portos e marinhas. A região de Cabo Frio a São Sebastião, no sudoeste do Atlântico, experimenta intenso tráfego marítimo de navios, conectando essas áreas costeiras a vários reinos biogeográficos tropicais e subtropicais em todo o mundo (SEEBENS *et al.*, 2013; BRASIL, 2019; SARDAIN *et al.*, 2019). Navios de cruzeiro transoceânicos, navios de passageiros e muitos barcos de pesca e iates cruzam essas águas diariamente e podem espalhar espécies introduzidas localmente (ZABIN *et al.*, 2014; SKINNER *et al.*, 2016; KAUANO *et al.*, 2017). Será necessário estabelecer monitoramento contínuo e procedimentos experimentais considerando a exclusão de predadores próximo a Cabo Frio para testar a hipótese de que os registros contínuos de *C. robusta* ali, em contraste com os avistamentos descontínuos na Ilha Grande e outras regiões, podem ser atribuídos a menor TSM relacionada à ressurgência. Também apresentaria uma boa oportunidade para testar os efeitos da força de ressurgência e outras variáveis climáticas e oceanográficas, como intensidade e direção do vento no estabelecimento de *C. robusta*.

Em conclusão, a faixa de TSM ao longo da costa do Rio de Janeiro, na zona de transição entre o Tropical e o Temperado, pode facilitar a introdução e desenvolvimento de *Ciona robusta* e *Rhodosoma turcicum*, apesar da predação e temperaturas extremas (influenciadas por eventos sazonais ou interanuais) podem controlar seu estabelecimento ou crescimento populacional.

5 A INTENSIDADE DAS ATIVIDADES PORTUÁRIAS INCREMENTA O RISCO DE INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES? ANÁLISE DO CASO DE ASCIDIACEA EM UMA BAÍA TROPICAL

5.1 Introdução

As atividades antrópicas têm contribuído para poluição orgânica e industrial, contaminação da água do mar por metais pesados, perda de habitats naturais e mudanças climáticas, entre outras (MARTINEZ, 2005; ALMEIDA *et al.*, 2007; IGNACIO *et al.*, 2010; ORICCHIO *et al.*, 2019). A perda de biodiversidade marinha proveniente das atividades antrópicas torna o ambiente marinho costeiro susceptível à introdução de espécies exóticas, consideradas grandes ameaças à diversidade marinha (OLYARNIK *et al.*, 2008; ORICCHIO *et al.*, 2019; PYŠEK *et al.*, 2020).

Um dos principais vetores para a introdução de espécies em novas áreas são as atividades de navegação, tornando as regiões portuárias mais susceptíveis a introduções de espécies exóticas (LEWIS *et al.*, 2003; LACOURSIÈRE-ROUSSEL *et al.*, 2016). As atividades de recreação náutica e barcos pesqueiros, por sua vez, desempenham um importante papel no processo de introdução de espécies exóticas, já que podem ser responsáveis por introduções secundárias causando a dispersão local dessas espécies (LÓPEZ-LEGENTIL *et al.*, 2015; SKINNER *et al.*, 2016; KAUANO *et al.* 2017). O risco de invasão de espécies exóticas associadas a incrustação nos cascos dos navios é influenciado por fatores como tempo de atracação, velocidade da embarcação, o tempo decorrido desde a última pintura anti-incrustante e a rota das embarcações. O risco de introdução diminui quanto maior a velocidade do navio, devido ao desprendimento dos organismos do casco devido ao atrito, e a rota da embarcação, pois a exposição a diferentes condições ambientais pode afetar a taxa de sobrevivência (LINLEY *et al.*, 2013; BEREZA & SHENKAR, 2022). O transporte dessas espécies também pode ocorrer através da água de lastro e do “rafting” em lixo marinho flutuante (LAMBERT, 2002; LEWIS *et al.*, 2003; BREVES & SKINNER, 2014, PÓVOA *et al.*, 2021).

Para que a introdução de uma espécie seja bem sucedida, ela deve vencer vários estágios: colonização, transporte, introdução, estabelecimento e disseminação. Após o transporte, a espécie deve encontrar/ estar condições favoráveis à sua sobrevivência e

reprodução para que possa se estabelecer em um novo ambiente e, posteriormente, disperse para outras regiões. Apenas uma pequena parcela dos indivíduos transportados de forma não intencional sobrevivem aos estágios de introdução (BLACKBURN *et al.*, 2011) e a pressão de propágulo, ou seja o número de indivíduos introduzidos e o número de eventos de introdução, é um importante fator para que uma espécie consiga se estabelecer. Entretanto, a variabilidade genética de uma população pode favorecer sua introdução, pois durante o transporte podem passar por situações adversas, selecionando indivíduos melhor adaptados e com maior potencial para se estabelecerem em uma nova região (BRISKI *et al.*, 2018).

As ascídias são importantes representantes das comunidades bentônicas de substrato consolidado e podem ser encontrados em todos os ambientes marinhos, desde águas rasas a regiões abissais, mas são mais abundantes em regiões costeiras rasas (LAMBERT, 2005; BRUSCA & BRUSCA, 2007). Devido ao curto período no plâncton, possuem uma dispersão restrita a pequenas distâncias, o que torna os organismos da Classe Ascidiacea importantes indicadores de invasão de um ambiente. As atividades de navegação são a principal via envolvendo a transferência de espécies entre províncias biogeográficas no ambiente marinho. No caso das ascídias, a principal forma de transporte das ascídias é através da bioincrustação, devido a característica lecitotróficas das larvas (LAMBERT, 2002; LACOURSIÈRE-ROUSSEL *et al.*, 2016; BEREZA & SHENKAR, 2022).

Regiões portuárias e áreas de marinas são caracterizadas por apresentarem muitos dos impactos antrópicos citados até agora, como a substituição de substratos naturais por diversos tipos de substratos artificiais, poluição orgânica e contaminação da água por metais pesados (GLASBY & CONNELL, 1999; ALMEIDA *et al.*, 2007; IGNÁCIO *et al.*, 2010). A presença de substratos artificiais e o tráfego marítimo são fatores que podem favorecer a introdução de espécies exóticas. Entretanto, para que elas se estabeleçam em uma nova região é necessário que haja condições bióticas e abióticas favoráveis (GEBURZI & MCCARTHY, 2017). A temperatura e a salinidade são os principais fatores abióticos que influenciam o estabelecimento de uma espécie fora de sua região nativa, de forma que é improvável que uma espécie tropical sobreviva em regiões polares (BENNET *et al.*, 2021).

Com o intuito de evitar o transporte de espécies para fora de sua região de origem através da água de lastro, muitos países exigem que os navios façam a troca da água de lastro longe da costa (MINTON *et al.*, 2015). Entretanto, com exceção da Nova Zelândia, Austrália e Havaí, ainda não existe uma regulamentação internacional para evitar a introdução de espécies aderidas aos cascos das embarcações, ação que vem sendo desenvolvida com o

programa GloFouling (SYLVESTER *et al.*, 2011; LACOURSIÈRE-ROUSSEL *et al.*, 2016; GLOFOULING, 2019).

A erradicação de espécies introduzidas após o seu estabelecimento é rara e, por este motivo, a melhor estratégia de manejo é diminuir a dispersão e evitar a introdução de novas espécies (SYLVESTER *et al.*, 2011; LACOURSIÈRE-ROUSSEL *et al.*, 2016). A análise de risco é uma abordagem com a finalidade de determinar a probabilidade da introdução e propagação de uma espécie fora da sua região de origem, e de fornecer ferramentas para o estabelecimento de políticas de manejo para a redução do risco (COUTO *et al.*, 2021; ROBERTSON *et al.*, 2021).

Neste trabalho, foi avaliada a movimentação portuária no Terminal Aquaviário de Angra dos Reis (TAAR) e do Porto de Itaguaí (BRIGI) e a identificação dos portos, nacionais e internacionais, com maior número de visitas em um período de 10 anos. Os resultados permitiram definir as espécies de ascídias que apresentam maior preocupação quanto a possibilidade de introdução nesta região.

5.2 Objetivos

Objetivo geral:

- a) Identificar as espécies com maior potencial de introdução na Baía da Ilha Grande e na Baía de Sepetiba levando em consideração a movimentação portuária dessas regiões.

Objetivos específicos:

- a) Determinar as principais rotas comerciais da movimentação portuária na região estudada;
- b) Calcular a similaridade ambiental entre as possíveis regiões doadoras de espécies e as Baías da Ilha Grande e de Sepetiba;
- c) Apontar as espécies com maior potencial de introdução considerando a similaridade ambiental e a tolerância fisiológica das espécies registradas nas possíveis regiões doadoras.

5.3 Materiais e métodos

5.3.1 Área de estudo

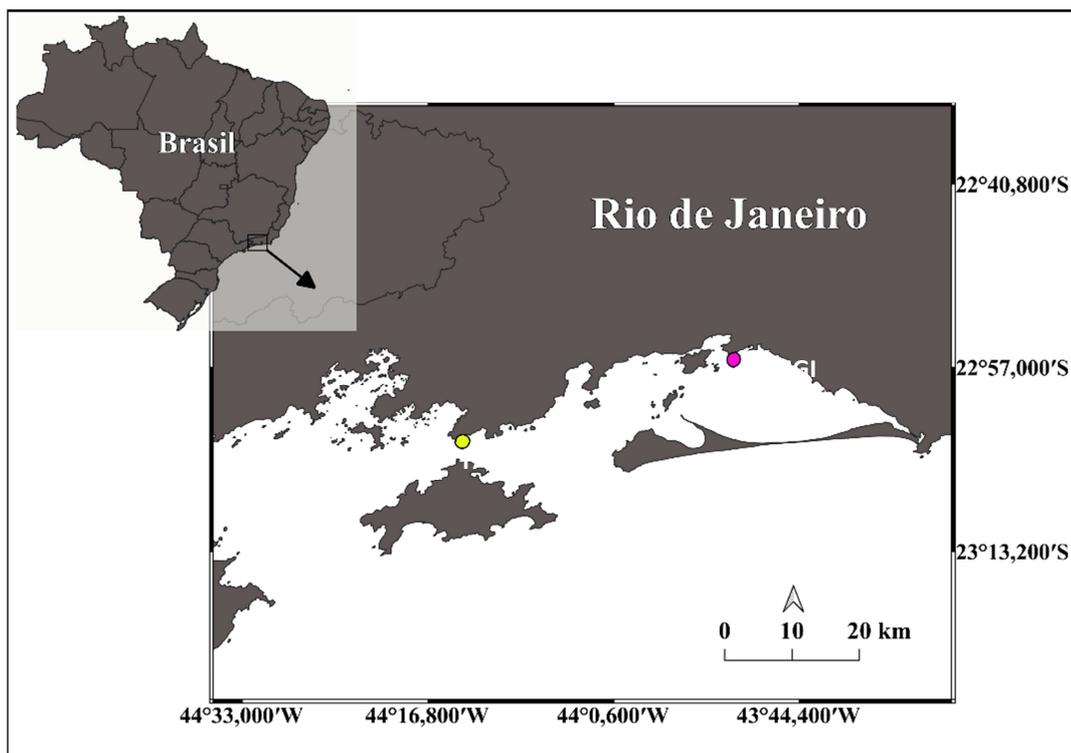
A Baía da Ilha Grande (BIG) e a Baía de Sepetiba (BS) estão localizadas na porção sudoeste do estado do Rio de Janeiro, na região denominada Costa Verde (Figura 10). A expansão industrial, turística e a disponibilidade de grandes espaços planos na região levou a um aumento populacional nas últimas décadas (RODRIGUES *et al.*, 2017). A ocupação desordenada gerada pelo desenvolvimento econômico e industrial da região levou a modificações na paisagem e destruição de ecossistemas próximos a baía, como costões rochosos, praias e manguezais (AMADO-FILHO *et al.*, 2003; AGUIAR, 2017). Ambas as baías são impactadas pela poluição orgânica devido ao crescimento desordenado, falta de saneamento básico e a flutuação populacional causada pelo turismo de veraneio (INEA, 2015; AGUIAR, 2017; VINHAS, 2020). O complexo industrial presente no entorno da BS intensificou a poluição por resíduos químicos (VINHAS, 2020). Devido as belezas naturais e a presença de portos, terminais e estaleiros, ambas as regiões apresentam intensa movimentação de embarcações turísticas e comerciais (CUNHA *et al.*, 2006; CREED *et al.*, 2007).

O complexo portuário de Angra dos Reis abriga três grandes instalações navais e portuárias. O Estaleiro BrasFELS tem grande importância para o setor de petróleo e gás, pois realiza serviços de reparos navais e construções de grande porte, como das plataformas P-51 e P-52. O Terminal Portuário de Angra dos Reis (TPAR) fornece apoio logístico para a movimentação de cargas e apoio a projetos offshore. O Terminal Marítimo da Baía da Ilha Grande (TEBIG), renomeado para Terminal Aquaviário de Angra dos Reis (TAAR), opera no recebimento e transporte de graneis líquidos, principalmente pela navegação de cabotagem, do petróleo extraído das bacias de Santos e Campos. O terminal também atua na exportação do óleo excedente da produção nacional e realiza operação de abastecimento de navios que operam no terminal e nos portos de Mangaratiba e de Itaguaí (INEA, 2015; MINISTÉRIO DA INFRAESTRUTURA, 2019 b).

O complexo portuário de Itaguaí é composto pelo Porto organizado de Itaguaí e pelos Terminais de uso privado (TUP) da Nuclep, do Porto Sudeste, do Terminal da Ilha Guaíba (TIG) e do Terminal Ternium Brasil. Cada instalação portuária apresenta um perfil de

movimentação de cargas específicas. O Porto de Itaguaí (BRIGI) movimenta principalmente granéis sólidos, contêineres e produtos siderúrgicos; o TUP Nuclep escoa os produtos da própria empresa; o Porto Sudeste e o TIG movimentam minério de ferro; e o Terminal Ternium Brasil opera produtos siderúrgicos e carvão (MINISTÉRIO DA INFRAESTRUTURA, 2019 c).

Figura 10 – Localização do Terminal Aquaviário de Angra dos Reis (TAAR) e do Porto de Itaguaí (BRIGI) na Costa verde do Rio de Janeiro



Legenda: Terminal Aquaviário de Angra dos Reis (TAAR) representado pelo círculo amarelo; Porto de Itaguaí (BRIGI) representado pelo círculo rosa.

Fonte: A autora, 2023.

5.3.2 Movimentação portuária

A partir dos dados de movimentação portuária obtidos nos anuários estatísticos da Agência Nacional de Transportes Aquaviários - ANTAQ foi analisada a movimentação de embarcações e plataformas que aportam no TAAR e BRIGI no período de 2010 a 2020. Estes locais foram escolhidos devido a maior quantidade de dados coletados na região e da

existência de dados pretéritos gerados pelos trabalhos de Marins *et al.* (2010), Barboza (2010), Skinner *et al.* (2016), Barboza & Skinner (2021).

Para evitar a super estimativa no número de atrações foram excluídos os registros que têm como origem e destino Angra dos Reis, na planilha referente a movimentação portuária da Baía da Ilha Grande, e BRIGI, na planilha referente a Baía de Sepetiba. Estes registros representam movimentações da área de fundeio ou das operações locais de rebocadores e apoio até o Porto/Terminal de destino e vice versa.

Para obter as coordenadas geográficas de cada porto, foram utilizados o código da instalação de origem presente na tabela da ANTAQ e a plataforma online *Marine traffic* (<https://www.marinetraffic.com>) que, além de fornecer informações em tempo real sobre o tráfego marítimo mundial, também possui informações sobre portos e terminais. O código de cada porto é determinado por uma sigla com cinco letras, sendo que as duas primeiras indicam o país onde o porto se encontra e as três últimas o nome do porto. Quando há erros no preenchimento dos formulários, os registros da origem na tabela da ANTAQ são preenchidos com as letras do país seguida por zzz. Estes registros foram excluídos das análises devido a impossibilidade de obter a localização destes portos. O site “WebPortos” (<https://webportos.labtrans.ufsc.br>), também foi utilizado para a obtenção de dados referentes à navegação de cabotagem.

5.3.3 Similaridade ambiental

Para determinar a similaridade ambiental entre as áreas receptoras (Baía da Ilha Grande e Baía de Sepetiba) e as possíveis áreas doadoras foram utilizadas as variáveis ambientais que mais influenciam o recrutamento e a sobrevivência das ascídias: temperatura, salinidade e concentração de clorofila *a*. Os valores das variáveis selecionadas foram obtidos no banco de dados Bio-Oracle (versão 2.2 e resolução de 5 arcmin), que é um conjunto de dados geofísicos, bióticos e climáticos para os oceanos de todo o planeta que apresenta valores médios para o período de 2000 a 2014 (www.bio-oracle.org). Foram utilizados os valores mínimos, máximos, a média dos registros mínimos e máximos por ano e a amplitude de variação para cada variável obtidos para região mais próxima possível dos portos.

Para o cálculo da similaridade entre as regiões doadoras e receptoras, foi adaptada a metodologia utilizada por Couto *et al.* (2021). Através do software primer 5 foi calculada a

distância Euclidiana, utilizando os fatores abióticos citados anteriormente, entre os 20 portos com maior quantidade de registro de atracções nas áreas receptoras. Os valores foram normalizados em valores entre 0 e 1 utilizando a fórmula:

$$X = \frac{\text{Valor da dissimilaridade} - \text{Valor da dissimilaridade}}{\text{valor máximo de dissimilaridade} - \text{Valor da dissimilaridade}}$$

Como a distância Euclidiana fornece valores de dissimilaridade, posteriormente foi utilizada a fórmula $\frac{1}{1-x}$, onde x é o valor padronizado, para obter os valores de similaridade. Dentre os valores obtidos, 1 indica a maior similaridade e 0, a maior diferença entre as regiões.

A partir dos valores de similaridade ambiental os portos foram classificados quanto ao risco para a introdução de espécies em baixo, com similaridade entre 0 - 0,3; médio, com similaridade entre 0,3 - 0,5; alto, com similaridade entre 0,51 - 0,75; e muito alto, com similaridade entre 0,76 - 1.

5.3.4 Lista de espécies

Para identificar as espécies de ascídias presentes nas regiões em que se encontram os 20 portos seleccionados anteriormente, foi elaborada uma lista de espécies com histórico de introdução em vários locais do mundo utilizando levantamento bibliográfico e as seguintes bases de dados: Google Acadêmico (<https://scholar.google.com.br>), OBIS (<https://obis.org/>) e GBIF (<https://www.gbif.org/>). Adicionalmente foi feita uma lista das espécies registradas no *World Register of Introduced Marine Species (WRiMS)* (<http://www.marinespecies.org>), *Nêmesis* (<https://invasions.si.edu/nemesis/>) e *Global invasive species database (GISD)* (<http://www.iucngisd.org/gisd/>). Devido à dificuldade em encontrar referências com a fauna de ascídias para cada porto, foram utilizados os dados mais próximos possíveis dentro da mesma biorregião, definidas por Spalding (2007), de cada porto.

A lista das ascídias presentes no litoral do Estado do Rio de Janeiro, assim como na Baía da Ilha Grande e na Baía de Sepetiba, e a classificação quanto ao status de introdução (nativa, criptogênica ou exótica) foi obtida através de consulta ao banco de dados das coleções zoológicas da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (CZFFP-UERJ), da Universidade Federal do Paraná (DZUP) e do Museu Nacional (UFRJ) e por levantamento bibliográfico, como detalhado na sessão 2. Os limites de tolerância fisiológica para temperatura e salinidade

das espécies de Ascidiacea registradas foram obtidos em Rocha *et al.* (2017) e no site www.obis.org.

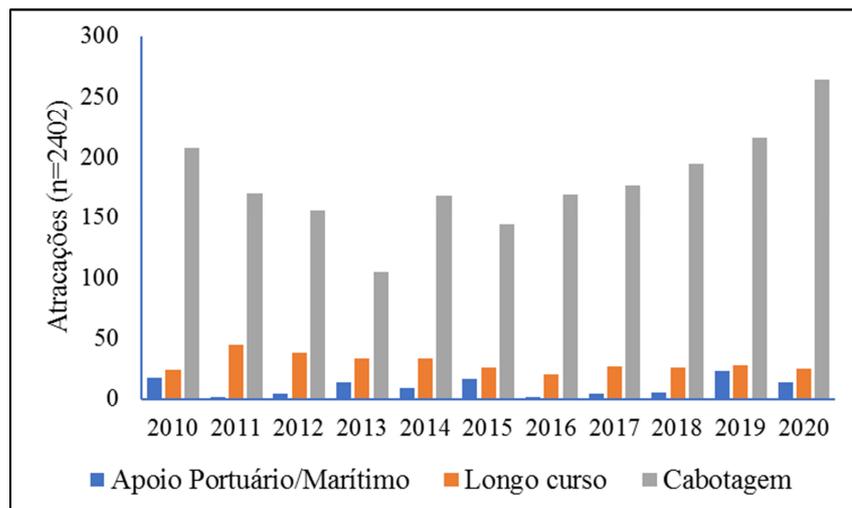
5.4 Resultados

5.4.1 Movimentação portuária

No período de 2010 a 2020 foram registradas 2.402 atracções no TAAR e 19.675 para o BRIGI, excluindo-se as movimentações da área de fundeio ou das operações locais de rebocadores e apoio até o Porto/Terminal de destino e vice versa.

O principal tipo de navegação que tem o TAAR como destino é a cabotagem (Figura 11) e as instalações de origem com maior movimentação para esse terminal foram a Baía de Santos, com 713 registros, e a Baía de Campos, com 630 registros. A plataforma BR100, que está em operação na cidade de Nova Olinda do Norte, localizada no interior do Amazonas, às margens do Rio Madeira, ocupa a terceira posição com 160 registros para a BIG. Os estados de São Paulo e Rio de Janeiro são os que contribuem com a maior parte das atracções neste tipo de navegação (Figura 12).

Figura 11 – Total de atracções no Terminal Marítimo de Angra dos Reis (TAAR).

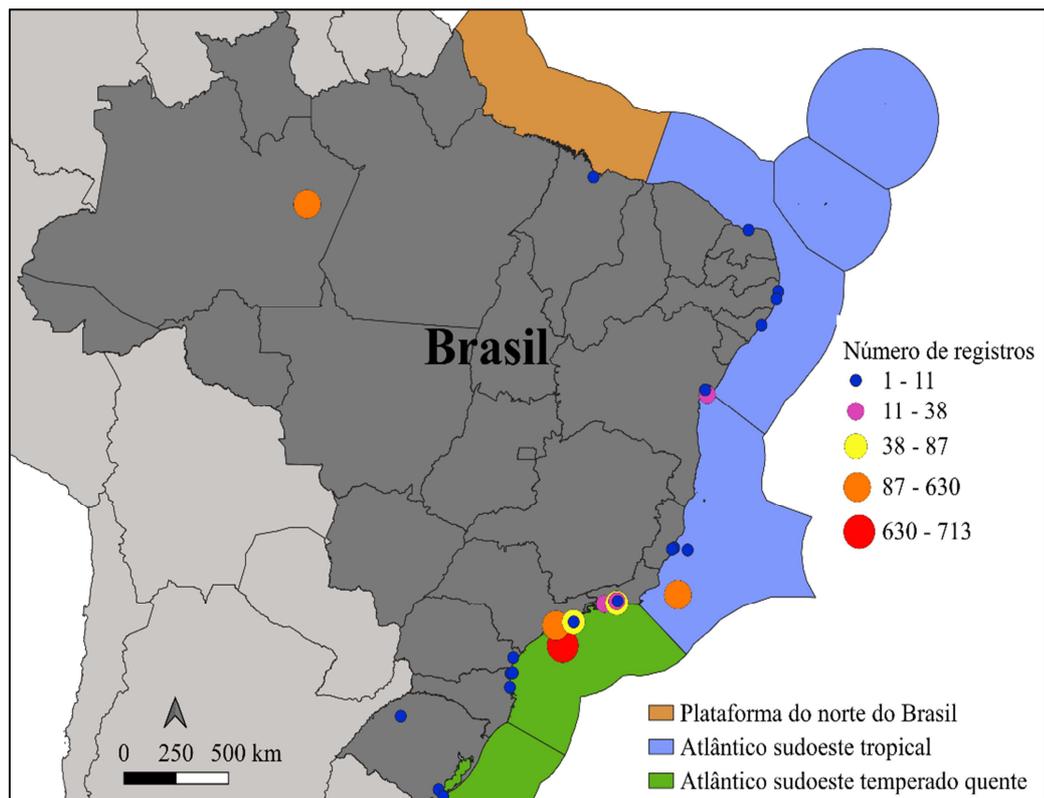


Legenda: Navegação de apoio portuário (azul), navegação de longo curso (laranja) e navegação de cabotagem (cinza).

Fonte: A autora, 2023.

A navegação de longo curso teve como principais instalações de origem portos nas regiões do Golfo Pérsico como o Porto de Ras Tanura (Arábia Saudita, 1^a) com 165 registros, o Porto de Basra (Iraque, 2^a) com 22 registros e o Terminal de Juaymah (Arábia Saudita, 3^a) com 14 registros (Figura 13).

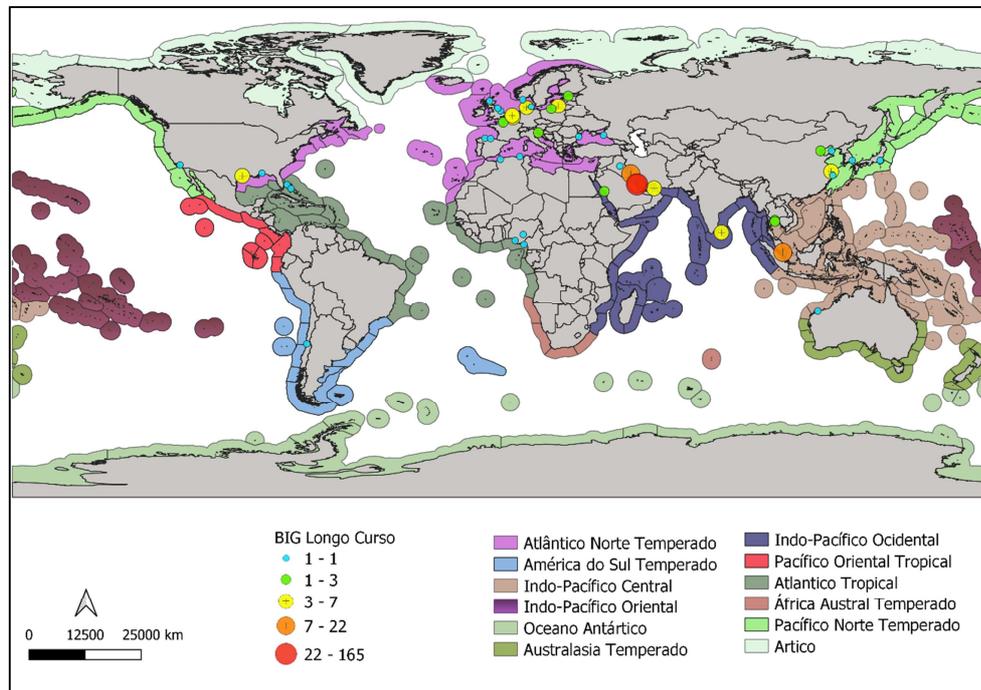
Figura 12 – Mapa com as bioregiões de Spalding *et al* (2007) indicando os portos de origem na navegação de cabotagem com destino ao Terminal Aquaviário de Angra dos Reis (TAAR).



Legenda: Os tamanhos dos círculos variam de acordo com o total de atracções registradas no período de 2010 a 2020.

Fonte: A autora, 2023.

Figura 13 – Mapa com as bioregiões de Spalding *et al* (2007) indicando os portos de origem na navegação de longo curso com destino ao Terminal Aquaviário de Angra dos Reis (TAAR).

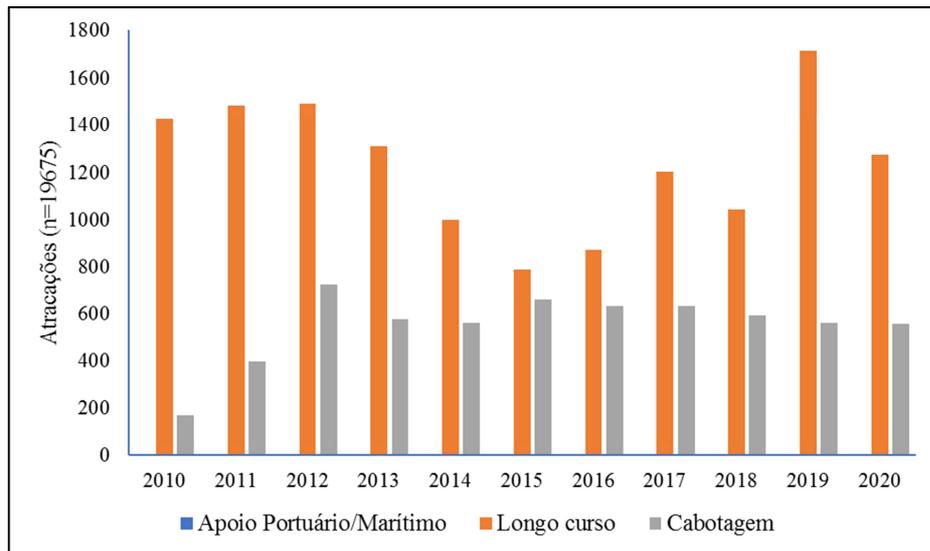


Legenda: Os tamanhos dos círculos variam de acordo com o total de atracações registradas no período de 2010 a 2020.

Fonte: A autora, 2023.

A Baía de Sepetiba teve como principal tipo de navegação a de longo curso e não apresentou registros de atividades de apoio portuário/marítimo (Figura 14). As instalações de origem com maior número de registros para o BRIGI estão localizadas na China, com um total de 2.841 registros divididos em 54 portos de origem. Os Estados Unidos vêm em segundo lugar com 940 registros divididos em 58 portos de origem, seguido por Argentina, 937 registros em 7 portos de origem, e Singapura, 578 registros em apenas 1 porto. Quando consideramos os portos individualmente os que apresentaram maior registro foram o Porto de Xangai (China) com 682 registros, o Porto de Ningbo (China) com 584 registros, o Porto de Singapura (Singapura) com 578 registros, o Porto de Buenos Aires (Argentina) com 569 registros e o porto de Hong Kong (Hong Kong) com 472 registros (Figura 15).

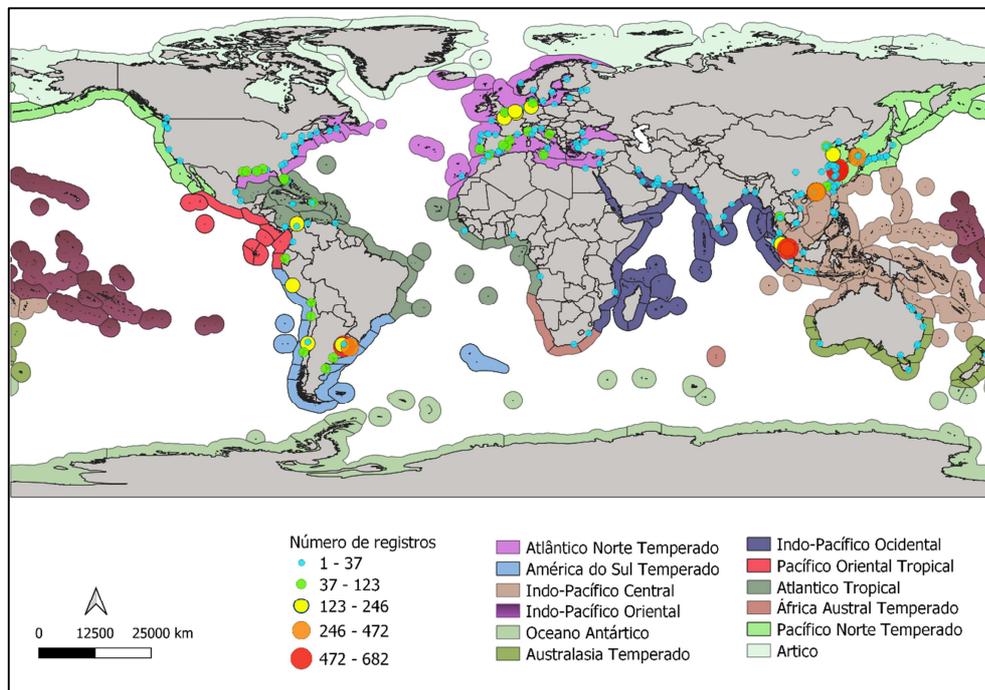
Figura 14 – Total de atracções do Porto de Itaguaí (BRIGI).



Legenda: Navegação de apoio portuário (azul), navegação de longo curso (laranja) e navegação de cabotagem (cinza).

Fonte: A autora, 2023.

Figura 15 – Mapa com as bioregiões de Spalding *et al* (2007) indicando os portos de origem na navegação de longo curso do Porto de Itaguaí (BRIGI).



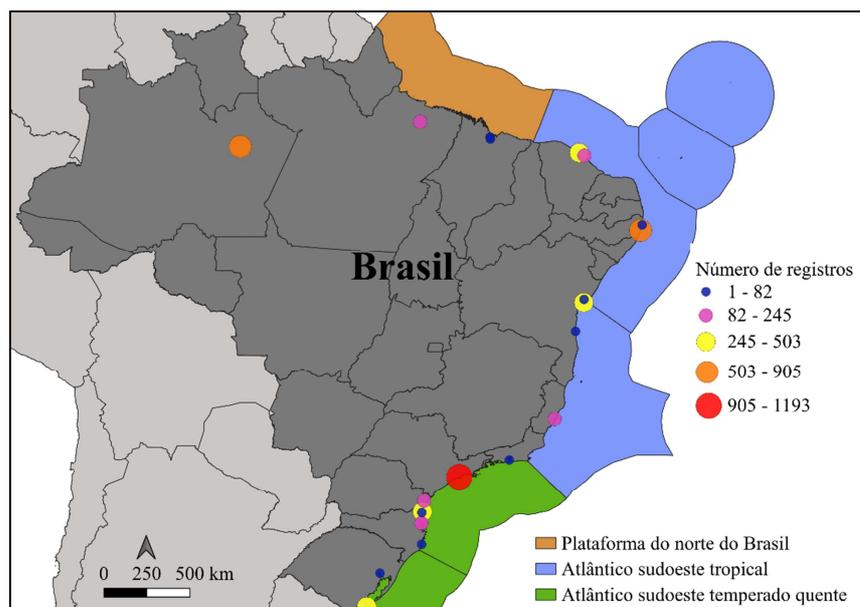
Legenda: Os tamanhos dos círculos variam de acordo com o total de atracções registradas no período de 2010 a 2020.

Fonte: A autora, 2023.

A navegação de cabotagem teve como principais instalações de origem o Porto de Santos (São Paulo), 1.193 registros, o Porto de Manaus (Amazonas), 905 registros e o Porto de Suape (Pernambuco), 775 registros (Figura 16).

Os 20 portos/terminais com maior número de registros, considerando os registros do TAAR e BRIGI juntos, selecionados para o cálculo da similaridade ambiental foram: Porto de Santos (Brasil), Porto de Suape (Brasil), Porto de Xangai (China), Porto de Ningbo (China), Porto de Singapura (Singapura), Porto de Buenos Aires (Argentina), Porto de Salvador (Brasil), Porto de Hong Kong (Hong Kong), Porto de Rio Grande (Brasil), Terminal PECEM (Brasil), Porto de Busan (Coréia do Sul), Itapoá Terminais Portuários (Brasil), Porto de Montevideo (Uruguai), Porto de Yantian (China), Porto de Shekou (China), Porto de Paranaguá (Brasil), Porto de Itajaí (Brasil), Porto de Qingdao (China), Porto de Vitória (Brasil) e Le Havre (França). Apesar do Porto de Hamburgo (Alemanha) ter mais registros do que o Porto de Qingdao, ele não foi considerado por estar localizado em um rio. A similaridade ambiental entre a BIG e a BS também foi calculada devido às atividades náuticas locais, como as recreacionais e de apoio aos navios atracados, que ocorrem em grande intensidade, mas não são registradas.

Figura 16 – Mapa com as bioregiões de Spalding *et al* (2007) indicando os portos de origem na navegação de cabotagem do Porto de Itaguaí (BRIGI).



Legenda: Os tamanhos dos círculos variam de acordo com o total de atracações registradas no período de 2010 a 2020.

Fonte: A autora, 2023.

5.4.2 Similaridade ambiental

De acordo com o site <https://www.seatemperature.org>, que considera a média da temperatura superficial da água do mar por um período de vários anos, a região onde fica a Baía da Ilha Grande e a baía de Sepetiba apresentou valores entre 19,5 – 28,2°C. Através dos dados obtidos pelo Bio-ORACLE a salinidade teve valores similares para as duas regiões, variando entre 35,3 - 36,8 .

Tabela 8 – Ranking da similaridade ambiental, utilizando os dados de temperatura, salinidade e clorofila, entre o Terminal Aquaviário de Angra dos Reis (TAAR) e os portos/terminais com maior número de registros entre os anos de 2010-2020.

Posição	Código da Instalação	País	Porto/Terminal	Similaridade ambiental	Grau de risco
1°	BRIGI	Brasil	Porto de Itaguaí	1,00	Muito Alto
2°	BRSSZ	Brasil	Porto de Santos	0,96	
3°	BRITJ	Brasil	Porto de Itajaí	0,87	
4°	BRSC011	Brasil	Itapoá Terminais Portuários	0,85	
5°	BRVIX	Brasil	Porto de Vitória	0,85	
6°	BRPNG	Brasil	Porto de Paranaguá	0,83	
7°	BRSSA	Brasil	Porto de Salvador	0,78	
8°	BRSUA	Brasil	Porto de Suape	0,77	
9°	KRPUS	Coréia do Sul	Porto de Busan	0,76	
10°	BRCE001	Brasil	Terminal PECEM	0,76	
11°	SGSIN	Singapura	Porto de Singapura	0,72	Alto
12°	BRRIG	Brasil	Porto de Rio Grande	0,70	
13°	CNYTN	China	Porto de Yantian	0,60	
14°	HKHKG	Hong Kong	Porto de Hong Kong	0,56	
15°	CNTAO	China	Porto de Qingdao	0,49	Médio
16°	CNSHK	China	Porto de Shekou	0,48	
17°	UYMVD	Uruguai	Porto de Montevideo	0,43	
18°	FRLEH	França	Le Havre	0,40	
19°	CNNGB	China	Porto de Ningbo	0,39	
20°	ARBUE	Argentina	Porto de Buenos Aires	0,02	Baixo
21°	CNSHA	China	Porto de Xangai	0,00	

Fonte: A autora, 2023.

Todos os portos/terminais brasileiros apresentaram similaridade ambiental acima de 0,70, tanto para a BIG (Tabela 8) quanto para a BS (Tabela 9), apresentando risco alto ou muito alto para a introdução de espécies. Dos portos internacionais, o porto de Busan apresentou risco muito alto para ambas as baías, enquanto que o de Singapura apresentou risco alto para a BIG (similaridade de 0,72) e para a BS (similaridade de 0,69). Para a BIG, o único porto brasileiro que não apresentou risco muito alto foi o Porto de Rio Grande, que apresentou risco alto. Já para a BS, os Portos de Salvador, Suape, Rio Grande e o Terminal PECEM apresentaram risco alto e os demais portos brasileiros apresentaram risco muito alto. Os demais portos apresentaram o mesmo grau de risco nas duas baías, sendo os de Yantian, Hong Kong e Singapura, com risco alto para introdução de espécies, e Qingdao, Shekou, Montevideo e Le Havre e Nigbo com risco médio e os de Buenos Aires e de Xangai com risco baixo (Tabelas 8 e 9).

5.4.3 Lista de espécies

Dentre as regiões em que se encontram os 20 portos selecionados, as que apresentaram o maior número de espécies de ascídias com histórico de introdução no mundo foram o estado de São Paulo, seguido por Coreia do Sul, Bahia e Ceará (Figura 17). O estado do Rio de Janeiro possui 34 espécies com histórico de invasão no mundo, não sendo necessariamente classificadas como exóticas na sessão 2 deste trabalho.

A partir da lista das espécies com histórico de introdução ao redor do mundo, as espécies foram ranqueadas de acordo com o número de portos deste trabalho em que elas foram registradas. Das 85 espécies presentes na lista (Tabela 10), 33 já foram registradas na BIG e na BS (Tabela 11), e foram as que estiveram presentes no maior número de possíveis regiões doadoras. Levando-se em consideração a salinidade, todas as espécies apresentam a sua tolerância fisiológica dentro dos limites encontrados na BIG e BS, com exceção de *Ciona intestinalis* que apresentou seu limite superior (35) próximo ao valor mínimo da salinidade encontrada nas regiões receptoras (35,3). Em relação à temperatura, a maioria das espécies apresentam a sua tolerância fisiológica dentro dos limites encontrados nas regiões receptoras. Várias espécies apresentaram um intervalo na tolerância fisiológica superior a 20°C, mas tiveram ocorrência de valores de temperatura próximos ao limite inferior da TSM das regiões

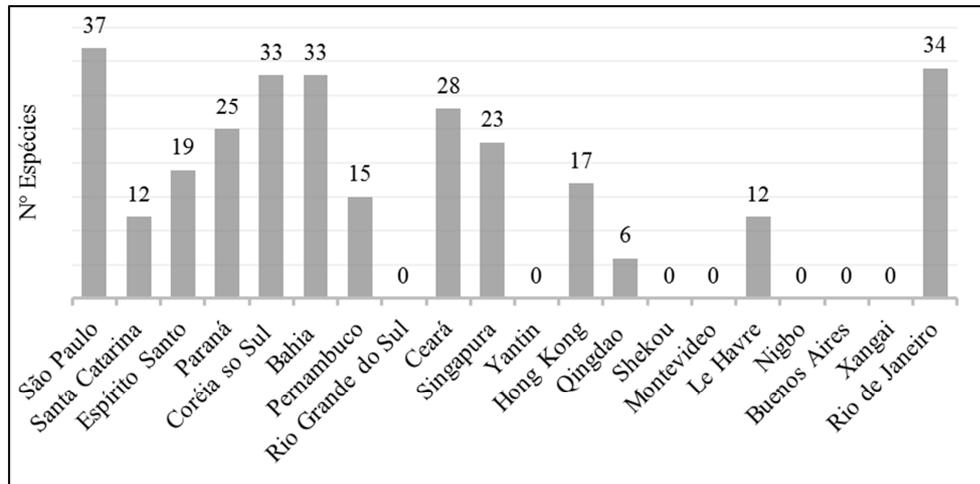
receptoras (19,5 °C). Apenas *Clavelina lepadiformis* e *Botrylloides leachii* apresentaram tolerância fisiológica com valores inferiores aos dos limites da BIG e BS.

Tabela 9 – Ranking da similaridade ambiental, utilizando os dados de temperatura, salinidade e clorofila, entre o Porto de Itaguaí (BRIGI) e os portos/terminais com maior número de registros entre os anos de 2010-2020.

Posição	Código da Instalação	País	Porto/Terminal	Similaridade ambiental	Grau de risco
1°	TAAR	Brasil	Terminal Marítimo da Baía Ilha Grande	1,00	Muito alto
2°	BRSSZ	Brasil	Porto de Santos	0,91	
3°	BRITJ	Brasil	Porto de Itajaí	0,83	
4°	BRSC011	Brasil	Itapoá Terminais Portuários	0,81	
5°	BRVIX	Brasil	Porto de Vitória	0,80	
6°	BRPNG	Brasil	Porto de Paranaguá	0,78	
7°	KRPUS	Coréia do Sul	Porto de Busan	0,76	
8°	BRSSA	Brasil	Porto de Salvador	0,73	Alto
9°	BRSUA	Brasil	Porto de Suape	0,72	
10°	BRRIG	Brasil	Porto de Rio Grande	0,71	
11°	BRCE001	Brasil	Terminal PECEM	0,71	
12°	SGSIN	Singapura	Porto de Singapura	0,69	
13°	CNYTN	China	Porto de Yantian	0,61	
14°	HKHKG	Hong Kong	Porto de Hong Kong	0,57	
15°	CNTAO	China	Porto de Qingdao	0,50	Médio
16°	CNSHK	China	Porto de Shekou	0,46	
17°	UYMVD	Uruguai	Porto de Montevideo	0,42	
18°	FRLEH	França	Le Havre	0,39	
19°	CNNGB	China	Porto de Ningbo	0,38	
20°	ARBUE	Argentina	Porto de Buenos Aires	0,03	
21°	CNSHA	China	Porto de Xangai	0,00	

Fonte: A autora, 2023.

Figura 17 – Número de espécies de Ascidiacea com histórico de introdução no mundo nas localidades avaliadas



Legenda: Espécies registradas nas regiões em que se encontram os 20 portos com maior número de registros para o TAAR e BRIGI.

Fonte: A autora, 2023.

Tabela 10 – Espécies de Ascidiacea com histórico de introdução no mundo e presentes nos possíveis portos doadores

Espécies	Nº locais registrados	Tolerância Fisiológica	
		Temperatura (°C)	Salinidade
<i>Pyura vittata</i> (Stimpson, 1852)	7	-5 a 30	25 a 35
<i>Botryllus schlosseri</i> (Pallas, 1766)	6	5 a 30	5 a 35
<i>Perophora viridis</i> Verrill, 1871	4	10 a 30	25 a 35
<i>Ascidia tenue</i> Monniot C., 1983	3	--	--
<i>Ciona intestinalis</i> (Linnaeus, 1767)	3	-0,6 a 20,5	20 a 35
<i>Perophora multiclathrata</i> (Sluiter, 1904)	3	20 a 30	30 a 35
<i>Herdmania momus</i> (Savigny, 1816)	3	10 a 30	25 a 35
<i>Botrylloides violaceus</i> Oka, 1927	3	5 a 34	15 a 38
<i>Styela clava</i> Herdman, 1881	3	5 a 20	17,5 a 38,5
<i>Symplegma viride</i> Herdman, 1886	3	20 a 30	25 a 35
<i>Clavelina lepadiformis</i> (Müller, 1776)	2	0 a 25	20 a 35
<i>Rhopalaea crassa</i> (Herdman, 1880)	2	15 a 30	25 a 35
<i>Didemnum vexillum</i> Kott, 2002	2	0 a 24	10 a 34
<i>Ascidia gemmata</i> Sluiter, 1895	2	15 a 30	30 a 35
<i>Ascidella aspersa</i> (Müller, 1776)	2	5 a 30	5 a 35
<i>Ciona savignyi</i> Herdman, 1882	2	5 a 25	20 a 35
<i>Perophora japonica</i> Oka, 1927	2	10 a 30	30 a 35

Tabela 10 (continuação) – Espécies de Ascidiacea com histórico de introdução no mundo nas localidades avaliadas

Espécies	Nº locais registrados	Tolerância Fisiológica	
		Temperatura (°C)	Salinidade
<i>Molgula ficus</i> (Macdonald, 1859)	2	10 a 30	25 a 35
<i>Molgula manhattensis</i> (De Kay, 1843)	2	5 a 30	9 a 40
<i>Pyura curvigena</i> Tokioka, 1950	2	20 a 30	25 a 35
<i>Botrylloides leachii</i> (Savigny, 1816)	2	5 a 25	5 a 35
<i>Eusynstyela hartmeyeri</i> Michaelsen, 1905	2	20 a 30	25 a 35
<i>Symplegma reptans</i> (Oka, 1927)	2	15 a 30	30 a 35
<i>Diplosoma simile</i> (Sluiter, 1909)	1	15 a 30	30 a 35
<i>Diplosoma spongiforme</i> (Giard, 1872)	1	5 a 30	30 a 35
<i>Trididemnum cyclops</i> Michaelsen, 1921	1	20 a 30	30 a 35
<i>Trididemnum savignii</i> (Herdman, 1886)	1	15 a 30	30 a 35
<i>Trididemnum solidum</i> (Van Name, 1902)	1	25 a 30	30 a 35
<i>Aplidium antillense</i> (Gravier, 1955)	1	20 a 30	--
<i>Aplidium glabrum</i> (Verrill, 1871)	1	-5 a 25	25 a 35
<i>Aplidium pentatrema</i> (Monniot F., 1972)	1	20 a 25	--
<i>Polyclinum aurantium</i> Milne Edwards, 1841	1	0 a 20	25 a 35
<i>Ascidia ceratodes</i> (Huntsman, 1912)	1	11 a 21,5	30 a 35
<i>Ascidia zara</i> Oka, 1935	1	11 a 23	30 a 35
<i>Corella eumyota</i> Traustedt, 1882	1	-5 a 30	30 a 35
<i>Ecteinascidia styeloides</i> (Traustedt, 1882)	1	25 a 30	30 a 35
<i>Ecteinascidia thurstoni</i> Herdman, 1890	1	20 a 30	30 a 35
<i>Ecteinascidia turbinata</i> Herdman, 1880	1	15 a 30	22 a 35
<i>Bostrichobranchus digonas</i> Abbott, 1951	1	20 a 25	--
<i>Molgula citrina</i> Alder & Hancock, 1848	1	-5 a 30	5 a 35
<i>Botrylloides diegensis</i> Ritter & Forsyth, 1917	1	5 a 20	25 a 35
<i>Polycarpa aurita</i> (Sluiter, 1890)	1	20 a 30	30 a 35

Legenda: A tabela contém as espécies de ascídias com histórico de introdução no mundo nas localidades avaliadas, a quantidade de regiões próximas aos 20 portos selecionados em que elas foram registradas, a tolerância fisiológica em relação a temperatura e salinidade de cada espécie.

Fonte: A autora, 2023.

Tabela 11 – Espécies de Ascidiacea com histórico de introdução no mundo e presentes nos possíveis portos doadores e que já foram registradas no Rio de Janeiro

Espécies	Nº locais registrados	Tolerância Fisiológica	
		Temperatura (°C)	Salinidade
<i>Diplosoma listerianum</i> (Milne Edwards, 1841)	10	0 a 30	10 a 35
<i>Styela canopus</i> (Savigny, 1816)	10	5 a 30	25 a 35
<i>Symplegma brakenhielmi</i> (Michaelsen, 1904)	10	15 a 30	25 a 35
<i>Ascidia sydneyensis</i> Stimpson, 1855	9	5 a 30	30 a 35
<i>Microcosmus exasperatus</i> Heller, 1878	8	15 a 30	30 a 35
<i>Botryllus tuberatus</i> Ritter & Forsyth, 1917	8	20 a 30	30 a 35
<i>Styela plicata</i> (Lesueur, 1823)	8	10 a 30	25 a 35
<i>Didemnum psammatodes</i> (Sluiter, 1895)	7	0 a 30	30 a 35
<i>Lissoclinum fragile</i> (Van Name, 1902)	7	10 a 30	25 a 35
<i>Cystodytes dellechiaiei</i> (Della Valle, 1877)	7	5 a 30	30 a 35
<i>Polyclinum constellatum</i> Savigny, 1816	7	0 a 30	25 a 35
<i>Ascidia curvata</i> (Traustedt, 1882)	7	20 a 30	--
<i>Symplegma rubra</i> Monniot C., 1972	7	20 a 30	25 a 35
<i>Didemnum perlucidum</i> Monniot F., 1983	6	20 a 30	25 a 35
<i>Trididemnum orbiculatum</i> (Van Name, 1902)	6	20 a 30	--
<i>Distaplia bermudensis</i> Van Name, 1902	6	20 a 30	30 a 35
<i>Eudistoma carolinense</i> Van Name, 1945	6	15 a 30	30 a 35
<i>Herdmania pallida</i> (Heller, 1878)	6	20 a 30	25 a 35
<i>Botrylloides niger</i> Herdman, 1886	6	20 a 30	25 a 35
<i>Polyandrocarpa anguinea</i> (Sluiter, 1898)	6	15 a 30	30 a 35
<i>Distaplia stylifera</i> (Kowalevsky, 1874)	5	15 a 30	30 a 35
<i>Phallusia nigra</i> Savigny, 1816	5	10 a 30	25 a 35
<i>Botryllus planus</i> (Van Name, 1902)	5	20 a 30	30 a 35
<i>Cnemidocarpa irene</i> (Hartmeyer, 1906)	5	20 a 30	30 a 35
<i>Clavelina oblonga</i> Herdman, 1880	4	15 a 30	25 a 35
<i>Lissoclinum perforatum</i> (Giard, 1872)	4	5 a 25	30 a 35
<i>Ascidia interrupta</i> Heller, 1878	4	20 a 30	25 a 35
<i>Rhodosoma turcicum</i> (Savigny, 1816)	4	10 a 30	30 a 35
<i>Ciona robusta</i> Hoshino & Tokioka, 1967	3	10 a 15	--
<i>Pyura beta</i> Skinner, Rocha & Counts, 2019	3	--	--
<i>Botrylloides giganteus</i> (Pérès, 1949)	3	20 a 30	--
<i>Polyandrocarpa zorritensis</i> (Van Name, 1931)	3	10 a 30	25 a 35
<i>Didemnum cineraceum</i> (Sluiter, 1898)	3	20 a 30	30 a 35
<i>Aplidium accarensense</i> (Millar, 1953)	2	20 a 30	30 a 35

Legenda: A tabela contém as espécies de ascídias com histórico de introdução no mundo nas localidades avaliadas, a quantidade de regiões próximas aos 20 portos selecionados em que elas foram registradas, a tolerância fisiológica em relação a temperatura e salinidade de cada espécie.

Fonte: A autora, 2023.

Através do levantamento bibliográfico, não foram encontrados registros sobre espécies de ascídias que ocorrem nas adjacências dos portos de Yantian e Shekou (ambos na China). O local mais próximo destes portos em que foram encontrados registros de ascídias foi Hong Kong. Também não foram encontrados registros para o estado do Rio Grande do Sul (Brasil).

5.5 Discussão

Dos vinte portos com o maior número de visitas para o TAAR e para o Porto de Itaguaí, 14 apresentaram similaridade ambiental maior que 0,56 e foram considerados com grau alto e muito alto de risco como possíveis doadores de espécies que podem ser introduzidas no Rio de Janeiro. A pressão de propágulo é um fator importante para o sucesso no estabelecimento das espécies exóticas (BRISKI *et al.*, 2018) e, podemos observar que várias espécies com histórico de introdução no mundo estão presentes em mais de um dos vinte portos presentes nesse estudo.

Pyura vittata, *Botryllus schlosseri*, *Perophora viridis*, *Perophora multiclathrata*, *Herdmania momus*, *Botrylloides violaceus* e *Symplegma viride* são as espécies de maior preocupação considerando a metodologia utilizada. *P. vittata* e *B. schlosseri*, foram registradas em sete e seis regiões próximas aos portos selecionados, respectivamente, aumentando a probabilidade de sucesso na introdução. *Ciona intestinalis* e *Styela clava*, apesar de também estarem presentes próximas a pelo menos três dos portos selecionados, apresentam risco menor comparado as citadas anteriormente, pois essas espécies não se desenvolvem bem em temperaturas superiores a 20°C. As 33 espécies com histórico de introdução no mundo, que já estão presentes no Rio de Janeiro, foram registradas em no mínimo duas e no máximo 10 regiões próximas aos portos selecionados.

O Porto de Itaguaí, antigamente chamado de Porto de Sepetiba, foi um dos seis portos selecionados como piloto pelo programa *Globallast* para se avaliar o risco de introdução de espécies por meio da água de lastro (CLARKE *et al.*, 2004). Assim como no *Globallast*, os portos com maior categoria de risco para introdução de espécies foram os localizados na costa brasileira. O mesmo não ocorreu para os portos internacionais, já que no *Globallast* os portos com maior categoria de risco estavam localizados na Europa e no presente trabalho se encontram principalmente na Ásia. Essa mudança provavelmente está relacionada com o crescimento da relação comercial entre Brasil e China. O programa *Globallast* foi realizado

em 2002, apenas um ano após a China ter acesso a Organização Mundial do Comércio (OMC). No ano de 2009 a China passou a ser o principal parceiro comercial do Brasil (OLIVEIRA, 2016) e permanece nessa posição até hoje.

De acordo com Briski *et al.* (2018), populações de espécies nativas presentes em ambientes alterados pelo homem podem ter uma pré-adaptação que facilite o processo de introdução em ambientes similares. As regiões portuárias, geralmente apresentam impactos antrópicos em comum, como a alteração do habitat natural, uma grande quantidade de substrato artificial e impactos relacionados a poluição (IGNÁCIO *et al.*, 2010). A similaridade de impactos nas regiões portuárias, o intenso tráfego marítimo, a pré-adaptação genética das espécies, a seleção de populações mais resistentes a variações ambientais durante o transporte e condições abióticas favoráveis são fatores muito importantes para determinar o sucesso na introdução de uma espécie em um novo ambiente.

Os fatores temperatura e salinidade são os que mais influenciam na ocorrência e distribuição de ascídias e são fundamentais para determinar o risco de introdução de uma espécie fora da sua região nativa. A grande amplitude na tolerância fisiológica em algumas espécies de ascídias pode favorecer a introdução em uma nova região (ROCHA *et al.*, 2017). O levantamento realizado demonstrou que a tolerância das espécies registradas nas possíveis regiões doadoras à salinidade não seria limitante para a sobrevivência delas na BIG e na BS. Quando consideramos a temperatura, 44 espécies apresentam tolerância fisiológica para sobreviver nas temperaturas encontradas na BIG e BS, enquanto seis tem o limite superior da sua temperatura próximo à temperatura mínima da TSM registrada na região estudada, o que poderia favorecer a sua sobrevivência em camadas de águas mais profundas, que geralmente apresentam temperaturas mais baixas que a superficial. Desta forma, a maioria das espécies levantadas causam preocupação quanto ao risco de introdução.

O modelo elaborado por Lins *et al.* (2018) considera que o Atlântico Sudoeste apresenta condições adequadas e alto risco para a introdução primária e o estabelecimento de *Botryllus schlosseri*, *Botrylloides violaceus*, *Ciona intestinalis*, *Clavelina lepadiformis*, *Didemnum vexillum*, *Microcosmus squamiger*, *Molgula manhattensis* e *Styela clava*, enquanto que para a espécie *Ecteinascidia turbinata* existe o risco moderado. *Botryllus schlosseri* também é classificada com risco intermediário para a expansão depois de estabelecida para o Atlântico Sudoeste. Considerando que esta espécie foi registrada em regiões próximas a seis dos 20 portos selecionados, sendo dois no Brasil (Pernambuco e Bahia), é uma espécie de grande preocupação quanto ao risco de introdução.

Didemnum vexillum é uma espécie nativa do Japão considerada invasora em vários países do hemisfério norte (MCKENZIE *et al.*, 2017). No porto de Le Havre (França), que foi caracterizado como alto risco para doação de espécies no presente estudo, *D. vexillum* foi detectada em 1998, e se espalhou pela costa da França (MCKENZIE *et al.*, 2017). Esta espécie também foi registrada na Coréia do Sul, onde está localizado o Porto de Busan, que apresentou risco muito alto para a doação de espécies para a BIG e BS devido à elevada similaridade ambiental. Apesar de ser predominante em águas temperadas, ela possui ampla tolerância a variações de temperatura e salinidade e já existe relato de sua ocorrência em águas tropicais no Equador (ROCHA *et al.*, 2017).

Os registros anteriores de *Ciona intestinalis* para o litoral do Rio de Janeiro foram revistos após evidências moleculares confirmarem que as espécies que ocorrem no Atlântico são de *Ciona robusta* (BRUNETTI *et al.*, 2015), como explicado em detalhes na seção 3 deste trabalho. Dessa forma, *C. intestinalis* ainda é uma espécie de preocupação para introdução primária e *C. robusta* é uma preocupação em relação a sua dispersão local, como ressaltado na seção 3.

Breton (2005, 2014) também cita a presença da espécie *B. violaceus*, *C. lepadiformis*, *S. clava* e *M. manhattensis* no Porto de Le Havre. Essas espécies também foram registradas no porto de Busan e, no caso de *B. violaceus* e *S. clava*, Qingdao. A única espécie citada por Lins *et al.* (2018) que não foi registrada no levantamento de espécies é *Microcosmus squamiger*.

A navegação de cabotagem foi predominante para o TAAR, fazendo com que o risco de dispersão de espécies introduzidas no litoral brasileiro seja muito alto. A maioria das espécies que tiveram registros em diversos dos portos selecionados já estão presentes no litoral do Rio de Janeiro, possivelmente devido a maior pressão de propágulo, garantindo o seu estabelecimento.

O porto de Santos é o que representa maior risco para a introdução de espécies na Costa Verde do Rio de Janeiro, pois estão localizados na mesma biorregião e apresentam intensa movimentação portuária. As espécies *P. viridis*, *A. tenue*, *P. multiclathrata* e *S. viride* foram registradas para o litoral de São Paulo (DIAS *et al.*, 2012), mas ainda não existem registros para o Rio de Janeiro. A ausência de registros de *P. vittata* na costa do Rio de Janeiro é intrigante, pois além da forte pressão de propágulo ela também já foi encontrada nos estados do Ceará, Pernambuco e Bahia.

As embarcações recreativas representam um grande risco para o transporte de espécies em escalas regionais, favorecendo a dispersão secundária de espécies exóticas. Isso acontece

devido ao fato de ficarem atracadas por longos períodos, favorecendo a bioincrustação, e não se limitarem a regiões portuárias (BRINE *et al.*, 2013). Dessa forma, a dispersão secundária pode levar essas espécies para longe do local de introdução primária e causar sérios danos aos ecossistemas locais e a conservação de espécies nativas.

Bereza e Shenkar (2022) utilizaram duas espécies de ascídias, *Styela plicata* e *Microcosmus exasperatus*, para simular o transporte e a sobrevivência dessas espécies entre portos com diferentes condições ambientais baseados na tolerância fisiológica a temperatura e salinidade das espécies. As simulações permitiram identificar portos que poderiam servir como barreiras abióticas, causando a mortalidade dos organismos devido a variações na salinidade e temperatura. A baixa salinidade pode ser utilizada para causar a morte de organismos marinhos incrustados nos cascos dos navios (DE CASTRO *et al.*, 2018), entretanto o tempo necessário para que isso ocorra é diferente para cada espécie, principalmente as que toleram grandes flutuações de salinidade. Dentre os portos com maior número de visitas no presente estudo, os Portos de Xangai e de Buenos Aires se encontram próximos a grandes rios e a salinidade local é muito baixa, fazendo com que eles sejam considerados com baixo risco como doadores de espécies exóticas.

Em um estudo realizado por Zhan *et al.* (2015) as espécies *Botrylloides violaceus*, *Botryllus schlosseri*, *Ciona intestinalis*, *Didemnum vexillum*, *Microcosmus squamiger* e *Styela clava* foram consideradas ascídias altamente invasivas e que tiveram sucesso em colonizar uma ampla distribuição geográfica. Com exceção de *M. squamiger*, todas foram encontradas nas bioregiões de pelo menos 2 portos possíveis doadores. Considerando a quantidade de possíveis portos doadores e as tolerâncias fisiológicas das espécies, consideramos que as espécies com maior risco de introdução na BIG e BS são *B. schlosseri*, *B. violaceus* e *D. vexillum* são as que apresentam maior preocupação. O risco de introdução das espécies *S. clava* e *C. intestinallis*, podem se tornar maior em eventos climáticos que deixem a TSM abaixo dos 21°C, temperatura mais favorável para o estabelecimento dessas espécies. Apesar de não ter registros em artigos e bancos de dados em regiões próximas aos 20 portos analisados, a recente detecção de *M. squamiger* no Espírito Santo demonstra a necessidade do desenvolvimento de protocolos e regulamentos que visem prevenir a introdução de espécies via bioincrustação, que é a principal via de introdução de ascídias e outros organismos bentônicos.

A metodologia utilizada no presente estudo levou em consideração a intensidade de visitas de embarcações provenientes de determinadas regiões, as espécies com potencial de introdução presentes nestas regiões e a tolerância fisiológica dessas espécies, os mesmos

fatores utilizados na simulação realizada por Bereza e Shenkar (2022), gerando resultados que podem ser utilizados para desenvolver protocolos para prevenção e manejo da introdução de espécies de ascídias na Costa Verde do Rio de Janeiro. Os trabalhos de monitoramento da fauna de ascídias em regiões portuárias são fundamentais para a detecção precoce e a implementação de protocolos que visem prevenir a dispersão local das espécies exóticas e evitar possíveis prejuízos ambientais e sociais.

6 DISCUSSÃO GERAL

O litoral da região sudeste do Brasil é uma das mais bem estudadas e apresenta inventários com grande riqueza de espécies de ascídias. O estado de São Paulo é o que apresenta maior número de espécies deste grupo como é possível observar nos trabalhos de Rocha *et al.* (2011), com um checklist de 66 espécies, e Dias *et al.* (2012), com 62 espécies só para a região de São Sebastião (SP). Para o estado do Espírito Santo, Gamba (2013) registrou 33 espécies em sua dissertação de Mestrado.

Através da consolidação da lista de espécies registradas nos últimos 25 anos para o Rio de Janeiro, foi contabilizada a ocorrência de 62 espécies. Entretanto, é esperado que este número seja mais elevado, dada a dificuldade técnica para o estudo das espécies coloniais em função da necessidade de acesso a microscopia eletrônica ou análises genéticas, associados à baixa disponibilidade de recursos à pesquisa. As coletas para este grupo geralmente são realizadas em águas rasas (até 25 m de profundidade) e acabam não registrando espécies de águas mais profundas. As espécies de ascídias registradas em águas mais profundas no Rio de Janeiro foram coletadas a profundidades de 54 a 63 metros durante as campanhas do Calypso (MONNIOT, 1970) e mais recentemente, por Tâmega *et al.* (2013). Devido ao comportamento ciáfilo de suas larvas, as ascídias muitas vezes são encontradas debaixo de rochas ou em fendas (LAMBERT, 2005), o que dificulta a sua coleta. Além disso, a presença de diversas instalações portuárias na costa do Rio de Janeiro aumenta a possibilidade da introdução de novas espécies.

As regiões portuárias, por serem regiões mais suscetíveis à diversos tipos de impactos, como alterações de habitat e poluição, são mais susceptíveis a introdução de espécies exóticas (MARINS *et al.*, 2010). Por este motivo, são locais com alta importância para inventários e monitoramento de espécies exóticas que embasem planos de manejo e controle (PYŠEK *et al.*, 2004). A maior dificuldade para realizar o levantamento de espécies presentes nos portos de origem, como detalhado na seção 5, é o acesso a essas informações. Nem sempre os estudos em áreas portuárias ou os resultados dos monitoramentos e inventários estão disponíveis na literatura. Isto foi constatado no presente estudo, visto que os portos localizados no Mar da China e com maior número de visitas para o porto de Itaguaí não possuem informações da fauna de ascídias ou então, estão em trabalhos escritos em chinês e com acesso restrito. Lee *et al.* (2016) realizou um amplo levantamento com 387 espécies de ascídias registradas no Mar da China e adjacências, incluindo Indonésia, Malásia, Hong

Kong, Taiwan e Filipinas. Trabalhos desta natureza são muito úteis, mas para avaliar o risco da introdução de espécies quanto mais precisos os dados, melhores serão os resultados obtidos.

De acordo com Wang *et al.* (2021), as atividades de maricultura e pesca são também importantes vetores para a introdução de espécies exóticas no Mar da China Meridional. Esta região apresenta intensa atividade marítima, ficando atrás somente do Mar Mediterrâneo, com mais da metade dos petroleiros e navios mercantes navegando por suas águas (WANG *et al.*, 2014). O fato de ser uma região suscetível à introdução de espécies por diversas vias, faz com que o Mar da China Meridional seja um potencial doador/transferidor de espécies para outros ambientes com condições ambientais similares.

As mudanças climáticas, resultantes das atividades antrópicas, podem influenciar o padrão de distribuição das espécies e as rotas marítimas (RIUS *et al.*, 2014; BEREZA & SHENKAR, 2020; ROBINSON *et al.*, 2020). Projeções das condições ambientais para o futuro demonstram que pode ocorrer a ampliação de habitat adequado para o estabelecimento de algumas espécies e retração para outras espécies (ZHANG *et al.*, 2020). Eventos climáticos de grande intensidade, como o *El Niño* e *La Niña*, capazes de alterar as condições ambientais desde escalas regionais a globais permitem um vislumbre do que as mudanças climáticas podem ocasionar no futuro. A introdução de *Ciona robusta* no litoral do Rio de Janeiro, assim como a flutuação na sua população, provavelmente estão relacionadas as alterações na TSM durante eventos de *El niño* e *La niña*.

A melhor estratégia a ser adotada, visando menor custo ambiental, social e monetário, é evitar que uma espécie se estabeleça em um novo ambiente (SYLVESTER *et al.*, 2011). Entretanto, não existe uma política internacional que regule medidas para a prevenção de espécies exóticas cujo o vetor de introdução é bioincrustação (LACOURSIE`RE-ROUSSEL *et al.*, 2016). Estudos sobre a fisiologia das espécies, sua interação com o ambiente, vias de introdução e a relação entre bioinvasão e o tráfego marítimo são a base de conhecimento para a elaboração de protocolos que forneçam mais segurança quanto a introdução e dispersão de espécies em um cenário de maior suscetibilidade ambiental devido às mudanças climáticas.

CONCLUSÃO GERAL

A elaboração e disponibilização de listas de espécies são importantes para atividades de monitoramento ambiental e detecção de impactos, como a introdução de espécies. Por este motivo, a consolidação do conhecimento das espécies de ascídias para o Rio de Janeiro será capaz de auxiliar pesquisadores que desenvolvem trabalhos taxonômicos e ecológicos com este grupo. A utilização de diversas metodologias de coleta realizada pela equipe de pesquisadores do Laboratório de Ecologia Bêntica da UERJ/FFP, aliada a consulta de coleções zoológicas e levantamento bibliográfico possibilitou detectar a ocorrência de espécies em diferentes habitats.

As estruturas experimentais com controle de predação, assim como os sanduíches com placas de polietileno, possibilitaram o registro de espécies que seriam difíceis de ser encontradas em mergulhos exploratórios, devido ao seu habitat críptico. Os mergulhos exploratórios, livre e autônomo, permitem observar e coletar indivíduos tanto em substratos naturais quanto em substratos artificiais. O levantamento de avaliação rápida pode ser uma estratégia de baixo custo empregada para o monitoramento periódico de espécies de ascídias presentes em portos e marinas, visto que essas regiões podem ser consideradas como porta de entrada para espécies exóticas.

A ocorrência da espécie exótica *Ciona robusta* está relacionada a temperatura superficial da água do mar (TSM) abaixo dos 25°C. Apesar da baixa densidade de indivíduos, *C. robusta* apresentou ocorrência desde a Costa Verde a Costa Azul, em quatro regiões distintas do estado. Após as altas TSM registradas em 2014-2015-2016, período em que ocorreu o fenômeno *El niño*, não houve novos registros dessa espécie no litoral do Rio de Janeiro. *Rhodosoma turcicum*, foi registrada pela primeira vez em 2012 no Porto do Forno (Costa Azul) e expandiu sua distribuição até a Costa Verde. A sua ocorrência não foi limitada pelo fator TSM. As duas espécies continuam ampliando a distribuição geográfica e, recentemente, foram detectadas no estado do Espírito Santo.

Estudos para determinar o risco de introdução de espécies de ascídias, como o realizado nesse trabalho, aliado a programas de monitoramento são importantes ferramentas para a detecção e controle de espécies exóticas. Através dos resultados obtidos pela análise do risco de introdução de espécies, é possível verificar que, apesar de não ser encontrada no litoral do Rio de Janeiro desde 2013, *C. robusta* também foi registrada em São Paulo e na Coréia do Sul, regiões de alta similaridade ambiental com a Baía da Ilha Grande e Baía de

Sepetiba. No período de 2010 a 2020, embarcações provenientes de portos situados em São Paulo e Coréia do Sul realizaram grande número de visitas ao TAAR e ao Porto de Itaguaí, o que poderia levar a reintrodução de *C. robusta* em condições de TSM favorável.

REFERÊNCIAS

AGUIAR A, BERTONCINI A, MORAES F. 2015. Ilhas do Rio. 1. ed., Rio de Janeiro: Mar Adentro, 600 pp.

AGUIAR LAJ. 2019. Bioinvasão na reserva extrativista marinha de Arraial do Cabo-RJ: Ampliação do debate em unidades de ensino público do município. *Revista Práxis* 11(22):37-43. <https://doi.org/10.47385/praxis.v11.n22.1356>.

AGUIAR TC. 2017. Uma visão integrada dos impactos ambientais no estado do Rio de Janeiro. In: MARAFON GJ, RIBEIRO MA. (Orgs.) *Revisitando o território fluminense*, VI [online]. Rio de Janeiro: EDUERJ, 2017, pp. 65-84. Disponível em: <<https://books.scielo.org/id/3zhhw/pdf/marafon-9788575114575-05.pdf>> <https://doi.org/10.7476/9788575114575.0005>

AIRES-BARROS L. Das rotas quinhentistas das especiarias e da pedraria às rotas actuais dos combustíveis e dos minerais de alta tecnologia. *Revista ICALP*, 18: 52-62. Disponível em: <<https://silo.tips/download/das-rotas-quinhentistas-das-especiarias-e-da-pedraria-as-rotas-actuais-dos-combu>> Acessado em: 22 Mai. 2020.

ALBANO MJ, OBENAT SM. 2019. Fouling assemblages of native, non-indigenous and cryptogenic species on artificial structures, depths and temporal variation. *Journal of Sea Research*, 144:1-15. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2018.10.002>.

ALDRED NC, ANTHONY S. 2014. Mini-review: impact and dynamics of surface fouling by solitary and compound ascidians. *Biofouling* 30(3):259-270. <https://doi.org/10.1080/08927014.2013.866653>.

ALMEIDA E, DIAMANTINO TC, DE SOUSA O. 2007. Marine paints: the particular case of antifouling paints. *Progress in Organic Coatings*, 59(1):2-20. <https://doi.org/10.1016/j.porgcoat.2007.01.017>.

AMADO-FILHO GM, BARRETO MBBB, MARINS BV, FELIX C, REIS RP. 2003. Estrutura das comunidades fitobentônicas do infralitoral da Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 26(3):329-342.

AYDIN-ÖNEN S. 2016. *Styela plicata*: a new promising bioindicator of heavy metal pollution for eastern Aegean Sea coastal waters. *Environ Sci Pollut Res* 23(21):21536-21553. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7298-5>.

BARBIERI E. 2004. Oceanos: reguladores do clima do planeta. *Ciência Hoje*, 35(206):71-73.

BARBOZA, D.F. (2010). Variação espaço-temporal de Ascidiacea em substratos naturais e artificiais na Baía de Sepetiba e adjacências, Rio de Janeiro/RJ, com ênfase na detecção de espécies introduzidas. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro/Museu Nacional (UFRJ/MN), Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

BARBOZA DF, SKINNER LF. 2021. The spread of the introduced ascidians *Ciona robusta* Hoshino & Tokioka, 1967 and *Rhodosoma turcicum* (Savigny, 1816) in the southwestern Atlantic. *Ocean and Coastal Research*, 69:1-13. <https://doi.org/10.1590/2675-2824069.20-303dfb>.

BARROS RC, ROCHA RM. 2021 (a). Genetic analyses reveal cryptic diversity in the widely distributed *Styela canopus* (Ascidiacea: Styelidae). *Invertebrate Systematics*, 35(3):298-311. <https://doi.org/https://doi.org/10.1071/IS20058>.

BARROS RC, ROCHA RM. 2021 (b). Two new species of *Styela* (Tunicata: Ascidiacea) from the tropical West Atlantic Ocean. *Zootaxa*, 4948(2):zootaxa.4948.2.7. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4948.2.7>.

BARROS RC, ROCHA RM, PIE MR. 2009. Human-mediated global dispersion of *Styela plicata* (Tunicata, Ascidiacea). *Aquatic Invasions*, 4(1):45-57. <https://doi.org/10.3391/ai.2009.4.1.4>.

BATISTA D, GONÇALVES JEA, MESSANO HF, ALTVATER L, CANDELLA R, ELIAS LMC, MESSANO LVR, APOLINÁRIO M, COUTINHO R. 2017. Distribution of the

invasive orange cup coral *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829 in an upwelling area in the South Atlantic Ocean fifteen years after its first record. *Aquatic Invasions*, 12(1):23-32. <https://doi.org/10.3391/ai.2017.12.1.03>.

BAYLON C. 1990. Selected papers on mollusc culture. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/ab737e/AB737E02.htm#ch2>> Acessado em: 10 Mai 2020.

BEAUDOING H, RODELL M. – NASA/GSFC/HSL. 2020. GLDAS Noah Land Surface Model L4 monthly 0.25 x 0.25 degree V2.1, Greenbelt, Maryland, USA, Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC), <https://doi.org/10.5067/SXAVCZFAQLNO>.

BEIRAS R, BELLAS J, FERNÁNDEZ N, LORENZO JI & COBELO-GARCIA A. 2003. Assessment of coastal marine pollution in Galicia (NW Iberian Peninsula); metal concentrations in seawater, sediments and mussels (*Mytilus galloprovincialis*) versus embryo–larval bioassays using *Paracentrotus lividus* and *Ciona intestinalis*. *Marine Environmental Research*, 56(4): 531-553. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(03\)00042-4](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(03)00042-4).

BELLINI L. 1999. Notas sobre cultura, política e sociedade no mundo português do século XVI. *Tempo*, 4(7):143-167.

BENNETT S, SANTANA GARCÓN J, MARBÀ N, JORDA G, ANTON A, APOSTOLAKI ET, ... & DUARTE CM. 2021. Climate-driven impacts of exotic species on marine ecosystems. *Global Ecology and Biogeography* 30(5):1043-1055. <https://doi.org/10.1111/geb.13283>.

BEREZA D, SHENKAR N. 2022. Shipping voyage simulation reveals abiotic barriers to marine bioinvasions. *Science of The Total Environment*, 837:155741. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155741>

BISHOP MJ, MAYER-PINTO M, AIROLDI L, FIRTH LB, MORRIS RL, LOKE LH., ... DAFFORN KA. 2017. Effects of ocean sprawl on ecological connectivity: impacts and solutions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 492:7-30. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.01.021>.

BLACKBURN T, BELLARD C, RICCIARDI A., 2019. Alien versus native species as drivers of recent extinctions. *Frontiers in Ecology and the Environment* 17(4):203-207. <https://doi.org/10.1002/fee.2020>.

BLACKBURN TM, PYŠEK P, BACHER S, CARLTON JT, DUNCAN RP, JAROŠÍK V, ... RICHARDSON DMA. 2011. Proposed unified framework for biological invasions. *Trends in ecology & evolution*, 26(7):333-339. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>

BNDO - Base Nacional de Dados Oceanográficos. 2020. Dados PNBOIA. Disponível em: <<https://www.marinha.mil.br/chm/dados-do-goos-brasil/pnboia-mapa>> Acessado em: 8 Mai 2020.

BOLTOVSKOY D, SYLVESTER F, PAOLUCCI E. 2018. Invasive species denialism: Sorting out facts, beliefs, and definitions. *Ecology and Evolution*, 8(22):11190-11198. <https://doi.org/10.1002/ece3.4588>.

BOLTOVSKOY D, VALENTIN J. 2018. Overview of the History of Biological Oceanography in the Southwestern Atlantic, with Emphasis on Plankton. In: M. HOFFMEYER M, SABATINI F, BRANDINI D, CALLIARI D, N. SANTINELLI N. (Eds.) *Plankton Ecology of the Southwestern Atlantic*, 1. ed. Springer, Cham. pp.3-34. https://doi.org/10.1007/978-3-319-77869-3_1.

BONNET NYK, ROCHA RM. 2011. The Ascidiidae (Ascidiacea: Tunicata) of Coastal Brazil. *Zoological Studies*, 50(6):809-825.

BORGES CDLL, FERNANDEZ MADS, CASTRO ÍB, FILMLAND G. 2013. Organotin pollution from pleasure craft at Paraty, a tourist area of Southeastern Brazil: amelioration or interference? *Brazilian Journal of Oceanography*, 61(3):177-186. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592013000300002>.

BOSELLO F, ROSON R, TOL RS. 2007. Economy-wide estimates of the implications of climate change: Sea level rise. *Environmental and Resource Economics*, 37:549-571. <https://doi.org/10.1007/s10640-006-9048-5>.

BOUCHEMOUSSE S, BISHOP J, VIARD F. 2016. Contrasting global genetic patterns in two biologically similar, widespread and invasive *Ciona* species (Tunicata, Ascidiacea). *Scientific Reports*, 6(1):24875. <https://doi.org/10.1038/srep24875>.

BOUZON JL, BRANDINI FP, ROCHA RM. 2012. Biodiversity of sessile fauna on rock shores of coastal islands in Santa Catarina, Southern Brazil. *Marine Science*, 2(5):39-47. <https://doi.org/10.5923/j.ms.20120205.01>.

BOVINI MG, FARIA M, OLIVEIRA RR, KURTZ BC. 2014. Floristic diversity of the Cagarras Islands Natural Monument, Rio de Janeiro, Brazil. *Check List*, 10(2):366-373. <https://doi.org/10.15560/10.2.366>.

BRAJE TJ, ERLANDSON JM, RICK TC, DAVIS L, DILLEHAY T, FEDJE DW, ... PITBLADO B. 2020. Fladmark+ 40: What Have We Learned about a Potential Pacific Coast Peopling of the Americas? *American Antiquity*, 85(1):1-21. <https://doi.org/10.1017/aaq.2019.80>.

BRASIL - MINISTÉRIO DE INFRAESTRUTURA. 2019. Plano Mestre - Complexo portuário do Forno – Sumário Executivo. Disponível em: <<https://www.gov.br/infraestrutura/pt-br/centrais-de-conteudo/fno-sum-exec-simples-pdf>> Acessado em: 15 Dez 2019.

BRETON G. 2005. Le Port du Havre (Manche Orientale, France) et ses peuplements: un exemple de domaine paraliq ue en climat tempéré. *Bulletin de la Société zoologique de France*, 130(4):381-423.

BRETON G. 2014. Espèces introduites ou invasives des ports du Havre, d'Antifer et de Rouen (Normandie, France). *Hydroécologie Appliquée*, 18(3):23-65. <https://doi.org/0.1051/hydro/2014003>

BREVES A, SKINNER LF. 2014. First record of the vermetid *Petalconchus varians* (d'Orbigny, 1841) on floating marine debris at Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 14(1):159-161. <https://doi.org/10.5894/rgci457>

BRINE O, HUNT L, COSTELLO MJ. 2013. Marine biofouling on recreational boats on swing moorings and berths. *Management of Biological Invasions*, 4(4):327. <https://doi.org/10.3391/mbi.2013.4.4.07>

BRISKI E, CHAN FT, DARLING JA, LAURINGSON V, MACISAAC HJ, ZHAN A, BAILEY SA. 2018. Beyond propagule pressure: importance of selection during the transport stage of biological invasions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(6), 345-353. <https://doi.org/10.1002/fee.1820>

BRUNETTI R, GISSI C, PENNATI R, CAICCI F, GASPARINI F, MANNI L. 2015. Morphological evidence that the molecularly determined *Ciona intestinalis* type A and type B are different species: *Ciona robusta* and *Ciona intestinalis*. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 53(3):186-193. <https://doi.org/10.1111/jzs.12101>.

BRUSCA RC, BRUSCA GJ. 2007. Invertebrates. 2 ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, pp. 854-864.

CAPUTI L, CROCCETTA F, TOSCANO F, SORDINO P, CIRINO P. 2015. Long-term demographic and reproductive trends in *Ciona intestinalis* sp. A. *Marine Ecology*, 36(1):118-128. <https://doi.org/10.1111/maec.12125>.

CAPUTI L, TOSCANO F, ARIENZO M, FERRARA L, PROCACCINI G, SORDINO P. 2019. Temporal correlation of population composition and environmental variables in the marine invader *Ciona robusta*. *Marine Ecology*, 40(2):12543. <https://doi.org/10.1111/maec.12543>.

CARLOS JÚNIOR LA, SPENCER M, NEVES DM, MOULTON TP, PIRES DO, CASTRO CB, ... CREED JC. 2019. Rarity and beta diversity assessment as tools for guiding conservation strategies in marine tropical subtidal communities. *Diversity and Distributions*, 25(5):743-757. <https://doi.org/10.1111/ddi.12896>.

CARLTON JT, ELDREDGE L. 2009. Marine bioinvasions of Hawaii: The introduced and cryptogenic marine and estuarine animals and plants of the Hawaiian archipelago, v. 4. Honolulu: Bishop Museum Press, 202 p.

CBIE. Centro brasileiro de infraestrutura. 2019. Quantos portos temos no Brasil? Disponível em: <<https://cbie.com.br/artigos/quantos-portos-temos-no-brasil/>> Acessado em: 8 out. 2019.

CHEN Z, MAYER LM. 1999. Sedimentary metal bioavailability determined by the digestive constraints of marine deposit feeders: gut retention time and dissolved amino acids. *Marine Ecology Progress Series*, 176:139-151.

CIMA F, VARELLO R. 2022. Effects of Exposure to Trade Antifouling Paints and Biocides on Larval Settlement and Metamorphosis of the Compound Ascidian *Botryllus schlosseri*. *Journal of Marine Science and Engineering.*; 10(2):123. <https://doi.org/10.3390/jmse10020123>

CLARKE C, HILLIARD R, JUNQUEIRA AOR, NETO ACL, POLGLAZE J, RAAYMAKERS S. 2004. Ballast water risk assessment, Port of Sepetiba, Brazil, December. Final Report. Globallast Monograph Series, n. 14. London: International Maritime Organization.

COE BL, JULIO LM, JUNQUEIRA AOR, FERREIRA-SILVA MA. 2010. Bioinvasion in a Brazilian bay: filling gaps in the knowledge of southwestern Atlantic biota. *PLoS One*, 5(9):e13065. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013065>.

COE HH, CARVALHO CN, SOUZA LO, SOARES A. 2007. Peculiaridades ecológicas da região de Cabo Frio. *Revista Tamoios*, 3(2). <https://doi.org/10.12957/tamoios.2007.626>.

COLARUSSO P, NELSON E, AYVAZIAN S, CARMAN M, CHINTALA M, GRABBERT S, GRUNDEN D. 2016. Quantifying the ecological impact of invasive tunicates to shallow coastal water systems. *Management of Biological Invasions*, 7(1):33-42. <https://doi.org/10.3391/mbi.2016.7.1.05>.

COLLINS M, AN SI, CAI W, GANACHAUD A, GUILYARDI E, JIN FF, ... VECCHI G. 2010. The impact of global warming on the tropical Pacific Ocean and El Niño. *Nature Geoscience*, 3(6), 391-397.

COMAP - Companhia Municipal de Administração Portuária. 2008. Atualização do plano de desenvolvimento e zoneamento do Porto do Forno-PDZ. Disponível em: <http://www.transportes.gov.br/images/SNP/planejamento_portuario/pdz/pdz09.pdf>.

Acessado em: 15 Dez. 2019.

CONNELL SD, GLASBY TM. 1999. Do urban structures influence local abundance and diversity of subtidal epibiota? A case study from Sydney Harbour, Australia. *Marine Environmental Research*, 47(4):373-387.

COSTA H. 1969. Notas sobre os Ascidiacea brasileiros. IV. Ordem Phlebobranchia (Lahille, 1887). *Atas da Sociedade de Biologia do Rio de Janeiro*, 12(5-6):289-292.

COSTA JPO, RODRIGUES JD, OLIVEIRA PA. 2014. História da expansão e do império português. Lisboa: A Esfera dos Livros, 679 p.

CREED J, FENNER D, SAMMARCO P, CAIRNS S, CAPEL K, JUNQUEIRA A, CRUZ I, MIRANDA R, CARLOS-JUNIOR L, MANTELATTO M, OIGMAN-PSZCZOL S. 2016. The invasion of the azooxanthellate coral *Tubastraea* (Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors *Biological Invasions*, 19(1):283-305. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1279-y>.

CREED JC, PIRES DO, FIGUEIREDO MAO. 2007. Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande. Série Biodiversidade 23. Brasília: MMA/SBF, 417 p.

CREEL L. (2003). Ripple effects: population and coastal regions. Washington, DC: Population Reference Bureau, pp. 1-7.

CROOKS J, CHANG A, RUIZ G. 2011. Aquatic pollution increases the relative success of invasive species. *Biological Invasions*, 13(1):165-176. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9799-3>.

CULHANE FE, BRIERS RA, TETT P, FERNANDES TF. 2019. Response of a marine benthic invertebrate community and biotic indices to organic enrichment from sewage

disposal. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 99(8):1721-1734. <https://doi.org/10.1017/S0025315419000857>.

CUNHA CLN, ROSMAN PCC, FERREIRA AP, MONTEIRO TCN. 2006. Hydrodynamics and water quality models applied to sepetiba bay. Continental Shelf Research, 26:1940-1953.

DALEY B, SCAVIA D. 2008. An Integrated Assessment of the Continued Spread and Potential Impacts of the Colonial Ascidian, *Didemnum* sp. A, in U.S. Waters. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 78. Silver Spring, MD. p.61.

DARBRA RM, RONZA A, STOJANOVIC TA, WOOLDRIDGE C, CASAL J. 2005. A procedure for identifying significant environmental aspects in sea ports. Marine pollution bulletin, 50(8):866-874. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.04.037>.

DARBYSON E, HANSON J, LOCKE A, WILLISON J. 2009. Settlement and potential for transport of clubbed tunicate (*Styela clava*) on boat hulls. Aquatic Invasions, 4(1):95-103. <https://doi.org/10.3391/ai.2009.4.1.10>.

DE CASTRO MCT, VANCE T, YUNNIE AL, FILEMAN TW, HALL-SPENCER JM. 2018. Low salinity as a biosecurity tool for minimizing biofouling on ship sea chests. Ocean Science, 14(4):661-667. <https://doi.org/10.5194/os-14-661-2018>

DENG B, ZHANG J, ZHANG G, ZHOU J. 2010. Enhanced anthropogenic heavy metal dispersal from tidal disturbance in the Jiaozhou Bay, North China. Environmental monitoring and assessment, 161(1-4):349-358. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0751-x>.

DIAGNÓSTICO DO ESTADO DA BAÍA DE GUANABARA. 2016. Programa de Fortalecimento da Governança e da Gestão da Baía de Guanabara Convênio de Cooperação Técnica. KCI Technologies, Inc. Disponível em: <http://200.20.53.7/guanabara/Content/DOWNLOAD/Diagn%C3%B3stico%20da%20Ba%C3%ADa%20de%20Guanabara.pdf>. Acessado em: 13 Jul. 2022.

DIAS GM, ROCHA RM, LOTUFO TMC, KREMER LP. 2012. Fifty years of ascidians biodiversity research in São Sebastião, Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(1):273-282. <https://doi.org/10.1017/S002531541200063X>.

DIAS P, CARMAN M, BULLARD S. 2019. All for one and one for all: research from the 6th International Invasive Sea Squirt Conference and the 10th International Conference on Marine Bioinvasions. *Management of Biological Invasions*, 10(4):597-601. <https://doi.org/10.3391/mbi.2019.10.4.01>.

DIJKSTRA JA, WESTERMAN EL, HARRIS LG. 2011. The effects of climate change on species composition, succession and phenology: a case study. *Global Change Biology*, 17(7):2360-2369. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02371.x>.

DONEY SC, FABRY VJ, FEELY RA, KLEYPAS JA. 2009. Ocean acidification: the other CO₂ problem. *Annual Review of Marine Science*, 1:169–92. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163834>.

DUMONT C, GAYMER C, THIEL M. 2011. Predation contributes to invasion resistance of benthic communities against the non-indigenous tunicate *Ciona intestinalis*. *Biological Invasions*, 13(9):2023-2034. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0018-7>.

EÇA, VMMCA. 1894. O Infante D. Henrique e a arte de navegar dos portugueses. 2. Ed. Lisboa: Imprensa Nacional. Disponível em: < <https://www.gutenberg.org/files/24533/24533-h/24533-h.htm> > Acessado em: 5 Mai. 2020.

EGLER CA, RIO G. 2004. Turismo e desenvolvimento local no Estado do Rio de Janeiro. In: Anais do VIII ENTBL – Encontro Nacional de Turismo com Base Local. Curitiba, 3. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/273204009_VIII_ENTBL_Encontro_Nacional_de_Turismo_com_Base_Local_Planejamento_do_turismo_para_o_desenvolvimento_local_Curitiba_3_a_6_de_novembro_de_2004>. Acessado em: 02 Jul. 2023.

EPELBAUM A, PEARCE C, BARKER D, PAULSON A, THERRIAULT T. 2009. Susceptibility of non-indigenous ascidian species in British Columbia (Canada) to

invertebrate predation. *Marine Biology*, 156(6):1311-1320. <https://doi.org/10.1007/s00227-009-1172-7>.

FERNANDEZ, MA, WAGENER ADLR, LIMAVERDE AM, SCOFIELD ADL, PINHEIRO FM, RODRIGUES E. 2005. Imposex and surface sediment speciation: a combined approach to evaluate organotin contamination in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Marine Environmental Research*, 59(5):435-452. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2004.07.001>.

FERNANDEZ, MA. 2006. Brazilian experience on TBT pollution: lessons for future studies. *Journal of Coastal Research*, SI 39:1336-1339.

FERRANDO A, MENDEZ N. 2011. Effects of organic pollution in the distribution of annelid communities in the Estero de Urías coastal lagoon, Mexico. *Scientia Marina*, 75(2):351-358. <https://doi.org/10.3989/scimar.2011.75n2351>.

FERRARIO J, GESTOSO I, RAMALHOSA P, CACABELOS E, DUARTE B, CAÇADOR I, CANNING-CLODE J. 2020. Marine fouling communities from artificial and natural habitats: comparison of resistance to chemical and physical disturbances. *Aquatic Invasions*, 15(2): 196-2016. <https://doi.org/10.3391/ai.2020.15.2.01>.

FERREIRA AC, LACERDA LD. 2016. Degradation and conservation of Brazilian mangroves, status and perspectives. *Ocean & Coastal Management*, 125:38-46. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.03.011>.

FERREIRA CEL, FERREIRA CGW, RANGEL CA, MENDONÇA JP, GERHARDINGER LC, FILHO AC, GODOY EA, JUNIOR OL, GASPARINI JL. 2007. Peixes Recifais. In: CREED JC, PIRES DO & FIGUEIREDO MAO (Eds). 2007. Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande. Série Biodiversidade 23. Brasília: MMA/SBF, pp. 293-322.

FERREIRA CEL, GONÇALVES JEA, COUTINHO R. 2004. Cascos de navios e plataformas como vetores na introdução de espécies exóticas. In: SILVA, JSV, SOUZA RCCL (Eds). *Água de lastro e bio-invasão*, Rio de Janeiro: Ed. Interciência, pp. 143-155.

FIGUEIREDO MAO, TÂMEGA FTS. 2007. Macroalgas marinhas. In: CREED JC, PIRES DO, FIGUEIREDO MAO (Eds). Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande. Série Biodiversidade 23. Brasília: MMA/SBF, pp. 153-180.

FILHO MM, PAIVA R. 2020. A poluição na Baía de Guanabara e a emergência da pauta ambiental no jornal O Globo. Revista Eletrônica de Comunicação, Informação e Inovação em Saúde, 14(2): 292-306. <https://doi.org/10.29397/reciis.v14i2.2024>.

FISH MR, CÔTÉ IM, GILL JA, JONES AP, RENSHOFF S, WATKINSON AR. 2005. Predicting the impact of sea-level rise on Caribbean Sea turtle nesting habitat. Conservation biology, 19(2):482-491. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0222251>.

FISTAROL GO, COUTINHO FH, MOREIRA AP, VENAS T, CÁNOVAS A, DE PAULA SE Jr, ... THOMPSON FL. 2015. Environmental and sanitary conditions of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. Front Microbiol, 6:1232. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.01232>.

FOFONOFF P, RUIZ G, STEVES B, CARLTON J. 2019. National Exotic Marine and Estuarine Species Information System. Disponível em: <<http://invasions.si.edu/nemesis>> Acessado em: 13 Dez 2019.

FORTUNATO HF, DE PAULA TS, ESTEVES EL, MURICY G, LÔBO-HAJDU G. 2020. Biodiversity and structure of marine sponge assemblages around a subtropical island. Hydrobiologia, 847(5):1281-1299. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04183-4>.

FOWLER A, BLAKESLEE A, BORTOLUS A, DIAS J, TEPOLT C, SCHWINDT E. 2020. Current research, pressing issues, and lingering questions in marine invasion science: lessons from the Tenth International Conference on Marine Bioinvasions (ICMB-X). Aquatic Invasions, 15(1):1-10. <https://doi.org/10.3391/ai.2020.15.1.01>.

FREESTONE A, OSMAN R, RUIZ G, TORCHIN M. 2011. Stronger predation in the tropics shapes species richness patterns in marine communities. Ecology, 92(4):983-993. <https://doi.org/10.1890/09-2379.1>.

FROST M, BAXTER J, BUCKLEY P, DYE S, STOKER B. 2017. Reporting marine climate change impacts: Lessons from the science-policy interface. *Environmental Science & Policy*, 78:114-120. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.10.003>.

FU W, RANDERSON JT, MOORE JK. 2016. Climate change impacts on net primary production (NPP) and export production (EP) regulated by increasing stratification and phytoplankton community structure in the CMIP5 models. *Biogeosciences*, 13(18):5151-5170. <https://doi.org/10.5194/bg-13-5151-2016>.

GALBRAITH H, JONES R, PARK R, CLOUGH J, HERROD-JULIUS S, HARRINGTON B, PAGE G. 2002. Global climate change and sea level rise: potential losses of intertidal habitat for shorebirds. *Waterbirds*, 25(2):173-183.

GARCÍA-GÓMEZ JC, GARRIGÓS M, GARRIGÓS J. 2021 Plastic as a vector of dispersion for marine species with invasive potential. A review. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9:629756. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.629756>

GEBURZI JC, MCCARTHY ML. 2018. How do they do it? – Understanding the success of marine invasive species. In: JUNGBLUT S, LIEBICH V, BODE M. (Eds) *YOUMARES 8 – Oceans Across Boundaries: Learning from each other*. Springer, Cham. Springer International Publishing, pp. 109-124.

GLASBY M, CONNELL SD. 1999. Urban structures as marine habitats. *Ambio*, 28:595-598.

GLASBY M, CONNELL SD, HOLLOWAY MG, HEWITT CL. 2007. Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Marine biology*, 151(3):887-895. <https://doi.org/10.1007/s00227-006-0552-5>.

GLOBAL INVASIVE SPECIES DATABASE. 2019. Species profile: *Ciona intestinalis*. Disponível em: <<http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Ciona+intestinalis>> Acessado em: 10 Mai. 2020.

GLOFOULING 2019. GEF-UNDP-IMO GloFouling Partnerships. Disponível em <<https://www.glofouling.imo.org/objectives>> Acessado em 20 Out 2023.

GOODBODY I. 2000. Diversity and distribution of ascidians (Tunicata) in the Pelican Cays, Belize. *Atoll Research Bulletin* 480:301-326.

GOODBODY I. 2004. Diversity and distribution of Ascidians (Tunicata) at Twin Cay, Belize. *Atoll Research Bulletin*, 524:1-23. <https://doi.org/10088/5859>.

GORMAN D, HORTA P, FLORES AA, TURRA A, BERCHEZ FADS, BATISTA MB, ... VILLAÇA RC. 2019. Decadal losses of canopy-forming algae along the warm temperate coastline of Brazil. *Global Change Biology*, 26(3):1446-1457. <https://doi.org/10.1111/gcb.14956>.

GRANOT I, SHENKAR N, BELMAKER J. 2017. Habitat niche breadth predicts invasiveness in solitary ascidians. *Ecology and Evolution*, 7(19):7838-7847. <https://doi.org/10.1002/ece3.3351>.

GRANTHOM-COSTA LV, FERREIRA CGW & DIAS GM. 2016. Biodiversity of ascidians in a heterogeneous bay from southeastern Brazil. *Management of Biological Invasions*, 7(1):5-12. <https://doi.org/10.3391/mbi.2016.7.1.02>.

GREGG WW, CONKRIGHT ME, GINOUX P, O'REILLY JE, CASEY NW. 2003. Ocean primary production and climate: Global decadal changes. *Geophysical Research Letters*, 30(15). <https://doi.org/10.1029/2003GL016889>.

GREY E. 2010. Effects of large enemies on success of exotic species in marine fouling communities of Washington, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 411:89-100. <https://doi.org/10.3354/meps08645>.

HARAM LE, CARLTON JT, CENTURIONI L, ..., RUIZ GM. 2023. Extent and reproduction of coastal species on plastic debris in the North Pacific Subtropical Gyre. *Nature Ecology & Evolution*, 7:687-697. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-01997-y>

HARROULD-KOLIEB ER, HERR D. 2012. Ocean acidification and climate change: synergies and challenges of addressing both under the UNFCCC. *Climate Policy*, 12(3):378-389. <https://doi.org/10.1080/14693062.2012.620788>.

HIROSE E, SENSUI N. 2021. Substrate selection of ascidian larva: Wettability and nano-structures. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(6):634. <https://doi.org/10.3390/jmse9060634>.

HOSHINO Z, TOKIOKA T. 1967. An unusually robust *ciona* from the northeastern coast of Honsyu Island, Japan. *Publications of the Seto Marine Biological Laboratory*, 15(4):275-290.

IGNACIO BL, JULIO LM, JUNQUEIRA AO & FERREIRA-SILVA MA. 2010. Bioinvasion in a Brazilian bay: filling gaps in the knowledge of southwestern Atlantic biota. *PLoS One* 5(9):e13065. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013065>.

IMO. 2023 a. Implementing the Ballast Water Management Convention. Disponível em: <<https://www.imo.org/en/MediaCentre/HotTopics/Pages/Implementing-the-BWM-Convention.aspx>>. Acesso em: 15 Jul 2023.

IMO. 2023 b. GloFouling Partnerships Project. Disponível em: <<https://www.imo.org/en/OurWork/PartnershipsProjects/Pages/GloFouling-Project.aspx>>. Acesso em: 15 Jul 2023.

INEA - Instituto Estadual do Ambiente. 2015. Diagnóstico do setor costeiro da Baía Da Ilha Grande. Subsídios à elaboração do zoneamento ecológico-econômico costeiro. Subsídios à elaboração do zoneamento ecológico-econômico costeiro. Volume 1. 242pp. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zwew/mdcz/~edisp/inea0073532.pdf>> Acessado em: 12 Nov. 2019.

JARA VC, MIYAMOTO JH, GAMA BAP, MOLIS M, WAHL M, PEREIRA RC. 2006. Limited evidence of interactive disturbance and nutrient effects on the diversity of macrobenthic assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 308: 37-48. <https://doi.org/10.3354/meps308037>.

JONHSTON EL, KEOUGH MJ, QIAN PY. 2002. Maintenance of species dominance through pulse disturbance to a sessile marine invertebrate assemblage in Porto Shelter, Hong Kong. *Marine Ecology Progress Series*. 226: 102-114. <https://doi.org/10.3354/meps226103>.

JOHNSON RMF, IKEMOTO S. 2015. Diagnóstico do setor costeiro da Baía da Ilha Grande: Subsídios à elaboração do zoneamento ecológico-econômico costeiro. Rio de Janeiro: Instituto Estadual do Ambiente. 242 pp.

JONSSON FA. 2012. The industrial revolution in the Anthropocene. *The Journal of Modern History*, 84(3):679-696. <https://doi.org/10.1086/666049>.

JUNQUEIRA A. 2013. Guilty or innocent? The need to improve the assessment of impacts caused by non-native species. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 23(5):641-645. <https://doi.org/10.1002/aqc.2392>.

KAKKONEN J, WORSFOLD T, ASHELBY C, TAYLOR A, BEATON K. 2019. The value of regular monitoring and diverse sampling techniques to assess aquatic non-native species: a case study from Orkney. *Management of Biological Invasions*, 10(1):46-79. <https://doi.org/10.3391/mbi.2019.10.1.04>.

KARL TR, TRENBERTH KE. 2003. Modern global climate change. *science*, 302(5651): 1719-1723. <https://doi.org/10.1126/science.1090228>.

KAUANO R, ROPER J, ROCHA R. 2017. Small boats as vectors of marine invasion: experimental test of velocity and desiccation as limits. *Marine Biology*, 164(1). <https://doi.org/10.1007/s00227-016-3057-x>.

KIM M, KIM D, PARK J, KIM D, YOON T, KIM D, LEE Y, SHIN S. 2018. Effects of Temperature and Salinity on the Egg Development and Larval Settlement of *Ciona robusta* (Ascidiacea, Phlebobranchia, Cionidae). *Ocean Science Journal*, 54(1):97-106. <https://doi.org/10.1007/s12601-018-0056-5>.

KIM ST, CAI W, JIN FF, SANTOSO A, WU L, GUILYARDI E, AN SI. 2014. Response of El Niño sea surface temperature variability to greenhouse warming. *Nature Climate Change*, 4(9):786-790. <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE2326>.

KOTT, P., 1985. The Australian Ascidiacea part I: Phlebobranchia and Stolidobranchia. *Memoirs of the Queensland Museum*, 23:1-440.

KOTT P. 2002. The genus *Herdmania* Lahille, 1888 (Tunicata, Ascidiacea) in Australian waters. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 134(3): 359-374. <https://doi.org/10.1046/j.1096-3642.2002.00009.x>.

KOTT P. 2005. *Catalogue of Tunicata in Australian waters*. Canberra, ACT: Australian Biological Resources Study, 301 pp.

KREMER L, ROCHA R. 2011. The role of *Didemnum perlucidum* F. Monniot, 1983 (Tunicata, Ascidiacea) in a marine fouling community. *Aquatic Invasions*, 6(4):441-449. <https://doi.org/10.3391/ai.2011.6.4.09>.

LACOURSIÈRE-ROUSSEL A, BOCK DG, CRISTESCU ME, GUICHARD F, MCKINDSEY CW. 2016. Effect of shipping traffic on biofouling invasion success at population and community levels. *Biological Invasions*, 18:3681-3695. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1258-3>.

LAGES BG, FLEURY BG, MENEGOLA C, CREED JC. 2011. Change in tropical rocky shore communities due to an alien coral invasion. *Marine Ecology Progress Series*, 438: 85-96. <https://doi.org/10.3354/meps09290>.

LALONDE BA, ERNST W, JULIEN G, JACKMAN P, DOE K, SCHAEFER R. 2011. A comparative toxicity assessment of materials used in aquatic construction. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 61(3):368-375. <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9631-1>.

LAMBERT G. 2002. Nonindigenous ascidians in tropical waters. *Pacific Science*, 56(3):291-298.

LAMBERT G. 2005. Ecology and natural history of the protochordates. *Canadian Journal of Zoology*, 83 (1):34-50. <https://doi.org/10.1139/z04-156>.

LAMBERT, G. 2019. Fouling ascidians (Chordata: Ascidiacea) of the Galápagos: Santa Cruz and Baltra Islands. *Aquatic Invasions*, 14(1): 132-149. <https://doi.org/10.3391/ai.2019.14.1.05>.

LAVRADO HP, FALCÃO APC, CARVALHO-CUNHA P, SILVA SHG. 2000. Composition and distribution of Decapoda from Guanabara Bay, RJ. *Nauplius*, 8(1):15-23.

LE TREUT H, R SOMERVILLE, U. CUBASCH, Y. DING, C. MAURITZEN, A. MOKSSIT, T. Peterson and M. Prather, 2007: Historical Overview of Climate Change. In: SOLOMON S, QIN D, MANNING M, CHEN Z, MARQUIS M, AVERYT KB, TIGNOR M, MILLER HL (Eds.). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. United Kingdom, Cambridge and New York, NY, USA: Cambridge University Press, pp 94-127.

LEWIS PN, HEWITT CL, RIDDLE M, MCMINN A. 2003. Marine introductions in the Southern Ocean: an unrecognized hazard to biodiversity. *Marine pollution bulletin*, 46(2):213-223.

LIMA LB, OLIVEIRA FJM, GIACOMINI HC, LIMA JUNIOR DP. 2018. Expansion of aquaculture parks and the increasing risk of non-native species invasions in Brazil. *Reviews in Aquaculture*, 10(1):111-122. <https://doi.org/10.1111/raq.12150>.

LINLEY RD, DOOLITTLE AG, CHAN FT, O'NEILL J, SUTHERLAND T, BAILEY SA. 2014. Relative risk assessment for ship-mediated introductions of aquatic nonindigenous species to the Pacific Region of Canada. *Canadian Science Advisory Secretariat*.

LINS DM, DE MARCO JR P, ANDRADE AF, ROCHA RM. 2018. Predicting global ascidian invasions. *Diversity and Distributions*, 24(5):692-704. <https://doi.org/10.1111/ddi.12711>

LÓPEZ-LEGENTIL S, LEGENTIL ML, ERWIN PM, TURON X. 2015. Harbor networks as introduction gateways: contrasting distribution patterns of native and introduced ascidians. *Biological Invasions*, 17(6):1623-1638. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0821-z>.

LOTUFO TMC. 2002. Ascidiacea (Chordata: Tunicata) do litoral tropical brasileiro. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, SP, Brasil. <https://doi.org/10.11606/T.41.2002.tde-21052002-125049>.

MA KCK, DEIBEL D, LAW KK, AOKI M, MCKENZIE CH, PALOMARES ML. 2017. Richness and zoogeography of ascidians (Tunicata: Ascidiacea) in eastern Canada. *Canadian Journal of Zoology*, 95(1):51–59. <https://doi.org/10.1139/cjz-2016-0087>.

MARINS F, OLIVEIRA C, MACIEL N, SKINNER L. 2009. Reinclusion of *Ciona intestinalis* (Ascidiacea: Cionidae) in Brazil - a methodological view. *Marine Biodiversity Records*, 2, E112. <https://doi.org/10.1017/S175526720900116X>.

MARINS FO, NOVAES RLM, ROCHA RM, JUNQUEIRA AOR. 2010. Non indigenous ascidians in port and natural environments in a tropical Brazilian bay. *Zoologia*, 27(2): 213-221. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702010000200009>.

MARTINEZ LH. 2005. Post industrial revolution human activity and climate change: Why the United States must implement mandatory limits on industrial greenhouse gas emissions. *Journal of Land Use & Environmental Law*, 20(2):403-421.

MATSUURA Y. 1986. Contribuição ao estudo da estrutura oceanográfica da região sudeste entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC). *Ciência e Cultura*, 38(8):1439-1450.

MAYER-PINTO M, JUNQUEIRA AOR. 2003. Effects of organic pollution on the initial development of fouling communities in a tropical bay, Brazil. *Mar Pollut Bull*, 46(11): 1495-1503. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00249-2](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00249-2).

MCKENZIE CH, REID V, LAMBERT G, MATHESON K, MINCHIN D, PEDERSON J, BROWN L ... THERRIAULT TW. 2017. Alien species alert: *Didemnum vexillum* Kott, 2002: Invasion, impact, and control. ICES Cooperative Research Report No. 335. 33 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.2138>

MCKINDSEY, C., LANDRY, T., O'BEIRN, F. and DAVIES, I., 2007. Bivalve aquaculture and exotic species: a review of ecological considerations and management issues. *Journal of Shellfish Research*, 26(2):281-294. [https://doi.org/10.2983/0730-8000\(2007\)26\[281:BAAESA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2983/0730-8000(2007)26[281:BAAESA]2.0.CO;2).

MILLAR RH. 1958. Some ascidians from Brazil. *Journal of Natural History*, 1(8):497-514.

MILLAR, R., 1971. The biology of ascidians. *Advances in marine biology*, 9:1-100.

MINISTÉRIO DE INFRAESTRUTURA. 2019 b. Plano Mestre do Complexo Portuário de Angra dos Reis. Disponível em: <<https://portosrio.gov.br/sites/default/files/inline-files/adr-rel-vf-porto-de-angra-dos-reis.pdf>> Acessado em: 10 Jul. 2023.

MINISTÉRIO DE INFRAESTRUTURA. 2019 c. Plano Mestre do Complexo Portuário de Itaguaí. Disponível em: <<https://www.portosrio.gov.br/sites/default/files/inline-files/vp13-porto-de-itaguaui.pdf>> Acessado em: 10 Jul. 2023.

MINTON MS, MILLER AW, RUIZ GM. 2015. 15 Implications of Ship Type on Delivery and Management of Ballast Water. In: *Biological invasions in changing ecosystems*. De Gruyter Open, 2015. p. 343-364.

MONACO CJ, MCQUAID CD. 2019. Climate warming reduces the reproductive advantage of a globally invasive intertidal mussel. *Biological Invasions*, 21(7):2503-2516. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-01990-2>.

MONNIOT C, MONNIOT F, LABOUE P. 1991. Coral reef ascidians of New Caledonia. Paris: Editions de l'ORSTOM, 247pp.

MONNIOT C. 1970. Quelques ascidies infralitorales de São Miguel (Açores). *Bulletin du Muséum National d'Histoire Naturelle*, 42(6):1200-1207.

MONNIOT C. 1983. Ascidies littorales de Guadeloupe. IV - Styelidae. *Bulletin du Muséum National d'Histoire Naturelle*, 5(2): 423-456.

MORENO TR, ROCHA RM. 2008. Phylogeny of the Aplousobranchia (Tunicata: Ascidiacea). *Revista Brasileira de Zoologia*, 25(2):269–298. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752008000200016>.

MÜEHE D, LIMA CF, LINS-DE-BARROS FM. 2006. Rio de Janeiro. In: Ministério do Meio Ambiente, MMA/Brasília. Programa de Geologia e Geofísica Marinha - PGGM (Eds). Erosão e Progradação do litoral brasileiro, 1. ed., Brasília: MMA, p. 256-296.

MÜEHE D. 2011. Coastal Erosion – Trend or Extreme Events? The Coastline Between Rio de Janeiro and Cape Frio, Brazil. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 11(3):315-325. <https://doi.org/10.5894/rgci282>.

NAVA H, LÓPEZ N, RAMÍREZ-GARCÍA P, GARIBAY-VALLADOLID E. 2021. Contrasting effects of the El Niño 2015–16 event on coral reefs from the central pacific coast of Mexico. *Marine Ecology*, 42(2): e12630. <https://doi.org/10.1111/maec.12630>.

NEREM RS, BECKLEY BD, FASULLO JT, HAMLINGTON BD, MASTERS D, MITCHUM GT. 2018. Climate-change–driven accelerated sea-level rise detected in the altimeter era. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(9):2022-2025. <https://doi.org/10.1073/pnas.1717312115>.

NEVES CS, ROCHA RM. 2008. Introduced and cryptogenic species and their management in Paranaguá Bay, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 51(3):623-633. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132008000300025>.

NISHIKAWA T. 2002. Revision of the ascidian genus *Herdmania* (Urochordata: Ascidiacea) inhabiting Japanese waters. *Species Diversity*, 7(3): 217-250. <https://doi.org/10.12782/specdiv.7.217>.

NOAA - National Weather Service. 2019. Climate Prediction Center: ENSO Diagnostic Discussion. Disponível em: <https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/> Acessado em: 5 Dez 2019.

OBIS. 2019. *Rhodosoma turcicum* (Savigny, 1816) - Ocean Biodiversity Information System. Disponível em: <<https://obis.org/taxon/103749>> Acessado em: 20 Nov. 2019.

O'BRIEN C, JOHNSTON M, KERSTETTER D. 2017. Ports and pests: Assessing the threat of aquatic invasive species introduced by maritime shipping activity in Cuba. *Marine Pollution Bulletin*, 125(1-2):92-102. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.071>.

OLIVATTO GP, MARTINS MCT, MONTAGNER CC, HENRY TB & CARREIRA RS. 2019. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 139: 157-162. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.042>.

OLIVEIRA BLCM, SILVA PWM, OLIVEIRA MA. 2022. Relação comercial entre Brasil e China: um estudo sobre a agropecuária. *Revista Científica Acertte*, 2(4):e2469. <https://doi.org/10.47820/acertte.v2i4.69>.

OLIVEIRA LD. 1950. Levantamento biogeográfico da Baía de Guanabara. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 48:363-391. <https://doi.org/10.1590/S0074-02761950000100014>.

OLIVEIRA LM, CARVALHO JP, ROCHA RM. 2019 (a). *Leptoclinides* (Ascidiacea, Didemnidae) from Brazil: new records and two new species. *European Journal of Taxonomy*, 572:1-16. <https://doi.org/10.5852/ejt.2019.572>.

OLIVEIRA LM, HOEKSEMA BW, ROCHA RM. 2019 (b). *Polysyncraton* (Ascidiacea, Didemnidae): a re-examination of some specimens and descriptions of three new species. *European Journal of Taxonomy*, 519: 1-25. <https://doi.org/10.5852/ejt.2019.519>.

OLIVEIRA LP. 1958. Poluição das águas marítimas: estragos na flora e fauna do Rio de Janeiro. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 56: 39-59. <https://doi.org/10.1590/S0074-02761958000100004>.

OLYARNIK SV, BRACKEN MES, BYRNES JE, HUGHES AR, HULTGREN KM, STACHOWICZ JJ. 2008. Ecological factors affecting community invasibility. in: RILOV G, CROOKS JA (Eds). *Biological invasions of marine ecosystems: ecological, management, and geographic perspectives*. Germany, Heidelberg: Springer, pp 215-238.

ORICCHIO FT, MARQUES AC, HAJDU E, PITOMBO FB, AZEVEDO F, PASSOS FD, DIAS GM. 2019. Exotic species dominate marinas between the two most populated regions in the southwestern Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 146:884-892. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.013>.

OSBORNE KL, HANNIGAN RE, POYTON HC. 2018. Differential copper toxicity in invasive and native ascidians of New England provides support for enhanced invader tolerance. *Marine Ecology Progress Series*, 595:135–47. <https://doi.org/10.3354/meps12555>.

OSMAN, RW, WHITLATCH RB. 2004. The control of the development of a marine benthic community by predation on recruits. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 311(1):117-145. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2004.05.001>.

PAETZOLD C, GIBERSON D, Hill J, DAVIDSON J, DAVIDSON J. 2012. Effect of colonial tunicate presence on *Ciona intestinalis* recruitment within a mussel farming environment. *Management of Biological Invasions*, 3(1):15-23. <https://doi.org/10.3391/mbi.2012.3.1.02>.

PEREIRA LA, ROCHA RMD. 2015. A maricultura e as bases econômicas, social e ambiental que determinam seu desenvolvimento e sustentabilidade. *Ambiente & Sociedade*, 18(3):41-54. <https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC622V1832015>.

PERKOL-FINKEL S, ZILMAN G, SELLA I, MILOH T, BENAYAHU Y. 2006. Floating and fixed artificial habitats: effects of substratum motion on benthic communities in a coral reef environment. *Marine Ecology Progress Series*, 317:9-20. <https://doi.org/10.3354/meps317009>.

PETERSEN JK. 2007. Ascidian suspension feeding. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 342(1):127-137. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.10.023>.

PHILLIPS DJ. 1995. The chemistries and environmental fates of trace metals and organochlorines in aquatic ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 31(4-12):193-200. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(95\)00194-R](https://doi.org/10.1016/0025-326X(95)00194-R).

PÓVOA AA, SKINNER LF, DE ARAÚJO FV. 2021. Fouling organisms in marine litter (rafting on abiogenic substrates): A global review of literature. *Marine Pollution Bulletin*, 166(2):112189. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112189>.

PYŠEK P, HULME PE, SIMBERLOFF D, BACHER S, BLACKBURN TM, CARLTON JT, DAWSON W ... RICHARDSON DM. 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, 95:1511-1534. <https://doi.org/10.1111/brv.12627>.

PYŠEK P, RICHARDSON DM, REJMANEK M, WEBSTER GL, WILLIAMSON M, KIRCHNER J. 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, 53:131–143. <https://doi.org/10.2307/4135498>

RAMSAY A, DAVIDSON J, LANDRY T, STRYHN H. 2008. The effect of mussel seed density on tunicate settlement and growth for the cultured mussel, *Mytilus edulis*. *Aquaculture*, 275(1-4):194-200. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.01.024>.

RITCHIE H, ROSER M. 2017. Fossil fuels. Our World in Data. Disponível em: <<https://ourworldindata.org>> Acessado em: 15 jul. 2020.

ROBERTSON PA, MILL AC, ADRIAENS T, MOORE N, VANDERHOEVEN S, ESSL F, BOOY O. 2021. Risk management assessment improves the cost-effectiveness of invasive species prioritisation. *Biology*, 10(12):1320. <https://doi.org/10.3390/biology10121320>

ROCHA, R., 1995. Abundance and distribution of sessile invertebrates under intertidal boulders (São Paulo, Brazil). *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 43(1):71-88. <https://doi.org/10.1590/S0373-55241995000100006>.

ROCHA R, BONNET N. 2009. Ascídias (Tunicata, Ascidiacea) introduzidas no Arquipélago de Alcatrazes, São Paulo. *Iheringia. Série Zoologia*, 99(1):27-35. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212009000100004>.

ROCHA RM, COSTA LVG. 2005. Ascidians from Arraial do Cabo, RJ, Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 95(1):57-64. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212005000100009>.

ROCHA R, BONNET N, BAPTISTA M, BELTRAMIN F. 2012a. Introduced and native Phlebobranch and Stolidobranch solitary ascidians (Tunicata: Ascidiacea) around Salvador, Bahia, Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 29(1):39-53. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702012000100005>.

ROCHA R, CASTELLANO G, FREIRE C. 2017. Physiological tolerance as a tool to support invasion risk assessment of tropical ascidians. *Marine Ecology Progress Series*, 577:105-119. <https://doi.org/10.3354/MEPS12225>.

ROCHA R., KREMER L, BAPTISTA M, METRI R. 2009. Bivalve cultures provide habitat for exotic tunicates in southern Brazil. *Aquatic Invasions*, 4(1):195-205. <https://doi.org/10.3391/ai.2009.4.1.20>.

ROCHA RM, SALONNA M, GRIGGIO F, EKINS M, LAMBERT G, MASTROTOTARO F, GISSI C. 2019. The power of combined molecular and morphological analyses for the genus *Botrylloides*: identification of a potentially global invasive ascidian and description of a new species. *Systematics and Biodiversity*, 17(5):509-526. <https://doi.org/10.1080/14772000.2019.1649738>.

ROCHA RM, ZANATA TB, MORENO TR. 2012 b. Keys for the identification of families and genera of Atlantic shallow water ascidians. *Biota Neotropica*, 12(1): 1-35. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032012000100022>.

RODRIGUES A, MARCLEI C, MONTEIRO F, CABRIA J, SANTOS L, GÓIS M, VIEIRA S. 2017. Conjuntura Costa Verde. Rio de Janeiro: IEAR/UFF. 63 pp (Relatório Executivo – Ano 2). Disponível em: <<http://iear.uff.br/wp-content/uploads/sites/232/2019/09/Conjuntura-Costa-Verde-Ano-2-Relat%C3%B3rio-Executivo.pdf>>

RODRIGUES SDA, LOTUFO TMC, ROCHA RM. 1999. Ascidiacea. In: MIGOTTO AE, TIAGO CG (Eds). *BIOTASP – Invertebrados Marinhos*. São Paulo: FAPESP 3:285-292.

ROTH F, STUHLREIER I, SÁNCHEZ-NOGUERA C, CARVALHO S, WILD C. 2017. Simulated overfishing and natural eutrophication promote the relative success of a non-indigenous ascidian in coral reefs at the Pacific coast of Costa Rica. *Aquatic Invasions*, 12(4):435-446. <https://doi.org/10.3391/ai.2017.12.4.02>.

RUELA R, SOUSA MC, DE CASTRO M, DIAS JM. 2020. Global and regional evolution of sea surface temperature under climate change. *Global and Planetary Change*, 190:103190. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2020.103190>.

SARDAIN A, SARDAIN E, LEUNG B. 2019. Global forecasts of shipping traffic and biological invasions to 2050. *Nature Sustainability*, 2:274-282. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0245-y>.

SATO A, SATOH N, BISHOP J. 2012. Field identification of ‘types’ A and B of the ascidian *Ciona intestinalis* in a region of sympatry. *Marine Biology*, 159(7):1611-1619. <https://doi.org/10.1007/s00227-012-1898-5>.

SAVIGNY J. 1816. Mémoires sur les Animaux sans vertèbres. Paris, 2, 239 p. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.65971>.

SEEBENS G. 2002. Nonindigenous ascidians in tropical waters. *Pacific Science* 56(3):291-298.

SEEBENS H, GASTNER M, BLASIUS B. 2013. The risk of marine bioinvasion caused by global shipping. *Ecology Letters*, 16(6):782-790. <https://doi.org/10.1111/ele.12111>.

SELLA I, PERKOL-FINKEL S. 2015. Blue is the new green—ecological enhancement of concrete based coastal and marine infrastructure. *Ecological Engineering*, 84:260-272. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.016>.

SHENKAR N, LOYA Y. 2009. Non-indigenous ascidians (Chordata: Tunicata) along the Mediterranean coast of Israel. *Marine Biodiversity Records*, 2(12):1-7. <https://doi.org/10.1017/S1755267209990753>.

SHENKAR N, SWALLA BJ. 2011. Global Diversity of Ascidiacea. *PLoS ONE* 6(6): e20657. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0020657>.

SHENKAR N, GITTENBERGER A, LAMBERT G, RIUS M, MOREIRA DA ROCHA R, SWALLA B, TURON X. 2023. Ascidiacea World Database. In: BÁNKI O, ROSKOV Y, DÖRING M, OWER G, HERNÁNDEZ ROBLES DR, *et al.*, *Catalogue of Life Checklist* Disponível em: <<https://www.catalogueoflife.org/data/taxon/B8V3P>>. <https://doi.org/10.48580/dfs6-3fx>.

SHENKAR N, SHMUEL Y, HUCHON D. 2017. The invasive ascidian *Ciona robusta* recorded from a Red Sea marina. *Marine Biodiversity*, 48(4):2211-2214. <https://doi.org/10.1007/s12526-017-0699-y>.

SHENKAR N, ZELDMAN Y, LOYA Y. 2008. Ascidian recruitment patterns on an artificial reef in Eilat (Red Sea). *Biofouling*, 24(2):119-128. <https://doi.org/10.1080/08927010801902083>.

SILVA ACP, SPATA AO, LIMA MSC. 2018. Gestão ambiental integrada na Região Metropolitana do Rio de Janeiro: a avaliação de impactos cumulativos e sinérgicos entre cidades milionárias – o exemplo da baía de Sepetiba (RJ). *Confins* 38. <https://doi.org/10.4000/confins.16960>.

SILVA PCA, OLIVEIRA GCM, BARBOZA DF, SKINNER LF. 2020. Record of a bypass on the oral siphon of *Ascidia sydneiensis* (Tunicata: Ascidiacea) in a tropical bay from southeastern Brazil. *Ocean and Coastal Research* 68:e20344. <https://doi.org/10.1590/s2675-28242020068344>.

SILVA PCA, SORRENTINO R, RAMOS BS, SENNA AR & SKINNER LF. 2021. Ingestion of microplastics by benthic marine organisms in the Ilha Grande Bay heritage site on southeastern Brazil. *Journal Humanity and Environment of Tropical Bays*, 2:1-13. <https://doi.org/10.12957/jheotb.2021.60332>.

SKINNER, L.F. 2017. Gerenciamento ambiental marinho. *Diversidade e Gestão*, 1(1):145-162.

SKINNER, L., 2018a. Sea surface Temperature measured since 2012 for Ponta leste, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brazil. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/project/Conhecendo-e-Divulgando-a-Biodiversidade-Marinha-da-Baia-da-Ilha-Grande>> Acessado em: 10 Out. 2019.

SKINNER, L., 2018b. Sea surface Temperature measured since 2012 for Dois Rios cove, Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brazil. Disponível em::

<<https://www.researchgate.net/project/Conhecendo-e-Divulgando-a-Biodiversidade-Marinha-da-Baia-da-Ilha-Grande>> Acessado em: 10 Out. 2019.

SKINNER LF, BARBOZA DF & ROCHA RM. 2016. Rapid Assessment Survey of introduced ascidians in a region with many marinas in the southwest Atlantic Ocean, Brazil. *Manag Biological Invasions* 7(1): 13-20. <https://doi.org/10.3391/mbi.2016.7.1.03>

SKINNER, L., MACHARET, H. AND COUTINHO, R., 2011. Influence of upwelling and tropical environments on the breeding development of the intertidal barnacle *Tetraclita stalactifera* (Lamarck, 1818). *Brazilian Journal of Oceanography*, 59(4):349-356. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592011000400005>.

SKINNER LF, OLIVEIRA GCM, BARBOZA DF, TENÓRIO AA & SOARES DC. 2013. First record of the Ascidiacea *Rhodosoma turcicum* in the south-west Atlantic Ocean. *Marine Biodiversity Records*, 6(E37). <https://doi.org/10.1017/S1755267213000092>.

SKINNER LF, ROCHA RM AND COUNTS BK. 2019. *Pyura gangelion* and *Pyura beta* sp. nov. (Ascidiacea: Pyuridae): an exotic and a new tunicate from the West Atlantic. *Zootaxa* 4545(2): 264-276. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4545.2.6>.

SOARES-GOMES A, DA GAMA BAP, NETO JB, FREIRE DG, CORDEIRO RC, MACHADO W & PEREIRA RC. 2016. An environmental overview of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. *Regional Studies in Marine Science*, 8: 319-330. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2016.01.009>.

SOROLDONI S, DA SILVA SV, CASTRO ÍB, MARTINS CDMG, PINHO GLL. 2020. Antifouling paint particles cause toxicity to benthic organisms: Effects on two species with different feeding modes. *Chemosphere*, 238:124610. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124610>.

SPALDING M, FOX H, ALLEN G, DAVIDSON N, FERDAÑA Z, FINLAYSON ... ROBERTSON J. 2007. Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. *BioScience*, 57(7):573-583. <https://doi.org/10.1641/B570707>.

STACHOWICZ JJ, TERWIN JR, WHITLATCH RB, OSMAN RW. 2002. Linking climate change and biological invasions: ocean warming facilitates nonindigenous species invasions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(24):15497-15500. <https://doi.org/10.1073/pnas.242437499>.

TÂMEGA FTS, SPOTORNO-OLIVEIRA P, FIGUEIREDO MAO. 2013 Catalogue of the benthic marine life from Peregrino oil field, Campos Basin, Brazil. Instituto Biodiversidade Marinha, Rio de Janeiro, 140 pp. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2998.5446>

TARALLO A, YAGI M, OIKAWA S, AGNISOLA C, D'ONOFRIO G. 2016. Comparative morpho-physiological analysis between *Ciona robusta* and *Ciona savignyi*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 485:83-87. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2016.09.001>.

TIBBETTS J. 2002. Coastal cities: living on the edge. *Environmental Health Perspectives*, 110(11): A674-A681. <https://doi.org/10.1289/ehp.110-a674>.

TOWHSEND CR, BEGON M, HARPER JL. 2006. *Fundamentos em ecologia*. Porto Alegre: Artmed, 592 pp.

TYRRELL MC, BYERS JE. 2007. Do artificial substrates favor nonindigenous fouling species over native species? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 342(1):54-60. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.10.014>.

UNDERWOOD, A., 1997. *Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance*. Inglaterra: Cambridge University Press, 504p. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511806407>.

VALENTIN JL. 2001. The Cabo Frio upwelling system, Brazil. In: SEELIGER U, KJERFVE B. (Eds) *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Ecological Studies, vol 144. Springer, Berlin: Heidelberg, p. 97-105.

VALENTINE PC, COLLIE JS, REID RN, ASCH RG, GUIDA VG, BLACKWOOD DS. 2007. The occurrence of the colonial ascidian *Didemnum* sp. on Georges Bank gravel

habitat—ecological observations and potential effects on groundfish and scallop fisheries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 342(1): 179-181. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.10.038>.

VAN NAME WG. 1945. The North and South American ascidians. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 84:1-476.

VAZ AJ.2012. A bacia hidrográfica Lagos-São João pós década de 1960: um estudo das transformações espaciais da região e suas influências sobre a qualidade ambiental. 142 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Instituto de Geografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012. Disponível em: <https://www.bdtd.uerj.br:8443/handle/1/13331>. Acessado em: 20 Jun. 2023.

VIEIRA E, DUARTE L, DIAS G. 2012. How the timing of predation affects composition and diversity of species in a marine sessile community? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 412:126-133. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.11.011>.

VILELA CG, BATISTA DS, BATISTA-NETO JA, CRAPEZ M, MCALLISTER JJ. 2004. Benthic foraminifera distribution in high polluted sediments from Niterói Harbor (Guanabara Bay), Rio de Janeiro, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 76: 161-171. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652004000100014>.

VINHAS ALF. 2020. A degradação da Baía de Sepetiba (RJ) pela relação perigosa do capital com a natureza: a difícil condição de ser pescador artesanal. *Mares: revista de Geografia e Etnociências*, 2(2):99-110.

WANG J, LI M, LIU Y, ZHANG H, ZOU W, CHENG L. 2014. Safety assessment of shipping routes in the South China Sea based on the fuzzy analytic hierarchy process. *Safety Science*, 62:46-57. <https://doi.org/10.1016/j.ssci.2013.08.002>

WANG H, XIE D, BOWLER PA, ZENG Z, XIONG W, LIU C. 2021. Non-indigenous species in marine and coastal habitats of the South China Sea. *Science of The Total Environment*, 759:143465. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143465>

WATSON SC, PATERSON DM, QUEIRÓS M., REES AP, STEPHENS N, WIDDICOMBE S, BEAUMONT NJ. 2016. A conceptual framework for assessing the ecosystem service of waste remediation: In the marine environment. *Ecosystem services*, 20:69-81. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.06.011..>

WEB OF SCIENCE. 2022. Search for articles by the terms “Ascidiacea” and “Ecology” OR “Taxonomy”. Resource document. Clarivate web of Science: <https://www.webofscience.com/wos/woscc/summary/06f79277-58be-4a0e-b714-49c0416359fa-3ed739c8/relevance/1>. Acessado em: 10 Jun. 2022.

XAVIER EA, GAMA PAP, PORTO TF, ANTUNES BP, PEREIRA CP. 2008. Effects of disturbance area on fouling communities from a tropical environment: Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil *Brazilian Journal of Oceanography*, 56(2):73-84. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592008000200001>

ZABIN C, ASHTON G, BROWN C, DAVIDSON I, SYTSMA M, RUIZ G. 2014. Small boats provide connectivity for nonindigenous marine species between a highly invaded international port and nearby coastal harbors. *Management of Biological Invasions*, 5(2):97-112. <https://doi.org/10.3391/mbi.2014.5.2.03>.

ZHAN A, BRISKI E, BOCK DG, GHABOOLLI S, MACISAAC HJ. 2015. Ascidiaceans as models for studying invasion success. *Marine Biology*, 162:2449-2470. <https://doi.org/10.1007/s00227-015-2734-5>.

ZHANG Z, CAPINHA C, KARGER DN, TURON X, MACISAAC HJ, ZHAN A. 2020. Impacts of climate change on geographical distributions of invasive ascidians. *Marine Environmental Research*, 159:104993. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104993>.

APÊNDICE

Estudos realizados com o material coletado pelo Laboratório de Ecologia e Dinâmica Bêntica Marinha da UERJ (LAEDBEM-UERJ) entre 2008-2019

- Débora Carvalho Soares. A influência da predação no estabelecimento e desenvolvimento de ascídias exóticas bioincrustantes. 2012. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro
- Arthur de Albuquerque Tenório. Estrutura e dinâmica de sucessão em comunidades incrustantes reguladas por predadores. 2013. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro.
- Géssica Cristine Maia Oliveira, 2013. Predação e competição em comunidades incrustantes marinhas: qual o papel da ascidia colonial Didemnidae? Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro.
- Joanny de Souza Miranda. Dinâmica de colonização de Ascidiacea na Baía da Ilha Grande em condições de exclusão de predadores em diferentes substratos. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro.
- MARINS FO, OLIVEIRA CS, MACIEL NMV, SKINNER LF. 2009. Reinclusion of *Ciona intestinalis* (Ascidiacea: Cionidae) in Brazil A methodological view. Marine Biodiversity Records, 2:1/e112-5.
- SKINNER LF, OLIVEIRA GCM, BARBOZA DF, SOARES DC. 2013. First record of the Ascidiacea *Rhodosoma turcicum* in the south-west Atlantic Ocean. Marine Biodiversity Record, 6:1-6.
- SKINNER LF, BARBOZA DF, ROCHA RM. 2016. Rapid Assessment Survey of introduced ascidians in a region with many marinas in the southwest Atlantic Ocean, Brazil. Management of Biological Invasions, 7:13-20.
- SKINNER LF, ROCHA RM, COUNTS BK. 2019. *Pyura gangelion* and *Pyura beta* sp. nov. (Ascidiacea: Pyuridae): an exotic and a new tunicate from the West Atlantic. Zootaxa (Online), 4545:264-276.