

Avaliação dos microhabitats prioritários para conservação do cavalo-marinho *Hippocampus reidi* Ginsburg, 1933 na área de influência de terminal portuário na Ilha Guaíba

Resumo

Objetivo deste estudo é identificar os microhabitats prioritários para conservação na região portuária da Ilha Guaíba, com base na seleção de habitat do cavalo-marinho ameaçado de extinção *Hippocampus reidi*. Registraram-se 40 substratos usados pelos cavalos-marinhos, destacando *Sargassum vulgare* e *Carijoa riisei*. Os dados mostraram um ambiente equilibrado e favorável para o cavalo-marinho. Tal fato ressalta a necessidade da gestão e monitoramento da fauna no entorno de terminais portuários.

Palavra-chave: Biomonitoramento; espécie ameaçada; Baía de Sepetiba; Rio de Janeiro; portos

Introdução

As instalações portuárias, dentro do setor produtivo, possuem papel relevante no desenvolvimento territorial e econômico da sociedade. No Brasil, o setor industrial se concentra na região litorânea e apresenta relevância para o comércio internacional (IPEA, 2009). Dentre os impactos ambientais relacionados às atividades portuárias, destacam-se os causados à fauna (SILVA, 2017).

As regiões costeiras são áreas que abrigam diversos ecossistemas, por serem locais que conectam os ambientes terrestre e marinho (MARTINEZ *et al.* 2007). Devido a essa conectividade, são formados diversos ecossistemas altamente produtivos, como manguezais, costões rochosos e recifes de corais, que abrigam uma elevada biodiversidade local (MASLO; LOCKWOOD, 2014). As baías, além de terem essa relevância biológica, ainda proporcionam diversos bens e serviços para o ser humano, como fonte de proteína, compostos como base de fármacos e área de transporte marítimo (BARBIER *et al.* 2011).

A população humana tende a ocupar a região costeira, onde ocorrem os maiores adensamentos em grandes cidades (COVERDALE *et al.* 2013). Portanto, as baías passaram a ter uma relevância tanto em aspectos sociais, servindo como local de turismo e lazer (MASLO; LOCKWOOD, 2014), quanto em aspectos econômicos, como na pesca e instalação de portos, facilitando as relações econômicas entre áreas

geográficas distantes (GONZÁLEZ LAXE *et al.* 2016). A Baía de Sepetiba, localizada no estado do Rio de Janeiro, representa um dos maiores pólos portuários da região, proporcionando um processo de metropolização intensa dos municípios do entorno (SANTOS; GIANNELLA, 2021). Contudo, esse processo também acarretou no aumento dos múltiplos usos da região, intensificando as consequências das ações humanas sobre esse sistema. Em geral, áreas estuarinas urbanizadas com intensas atividades portuárias tendem a sofrer impactos importantes com a poluição, invasões biológicas e o colapso da pesca (GROSHOLZ, 2002; KIRBY, 2004), além da perda de habitat e, conseqüente, perda de biodiversidade (ALTER *et al.* 2020).

A perda de biodiversidade marinha é um fenômeno global, que já proporcionou a redução populacional de 50% em algumas espécies de topo (SALA; KNOWLTON, 2006), comprometendo o funcionamento ecossistêmico. Mais de 5.291 espécies marinhas já são ameaçadas de extinção mundial, ou próximas à ameaça, e estão incluídas na Lista Vermelha da União Internacional para Conservação da Natureza (O'HARA *et al.* 2019). Diversas dessas espécies também estão incluídas na Lista Vermelha do Ministério do Meio Ambiente Brasileiro (BRASIL, 2022), dentre elas, as três espécies de cavalo-marinho, que ocorrem na costa do Brasil.

Os cavalos-marinhos são peixes marinhos teleósteos, pertencentes à família Syngnathidae, os quais têm como uma das suas principais características uma locomoção lenta e uso de habitat bentônico (ZHANG; VINCENT, 2018). Além disso, podem ser encontrados em uma diversidade de ecossistemas marinhos, principalmente, os costeiros, como em manguezais, gramas-marinhas, bancos de macroalgas, recifes de corais (LOURIE *et al.* 2004), costões rochosos (FRERET-MEURER *et al.* 2018 a, b, CARMO *et al.* 2022) e em habitats lagunares (FRERET-MEURER *et al.* em revisão). As características ecológicas desses peixes, aliadas aos impactos antropogênicos, fazem com que diversas espécies estejam em algum tipo de nível de ameaça, tanto em listas vermelhas internacionais (IUCN) ou em listas vermelhas nacionais (ICMBIO/MMA), por isso os cavalos-marinhos demandam estratégias de manejo e conservação, com base em estudos ecológicos, que possam esclarecer e mitigar os impactos sobre suas populações.

No Brasil são encontradas até o momento três espécies de cavalos-marinhos, sendo o cavalo-marinho-do-focinho-longo *Hippocampus reidi*, o mais abundante no litoral brasileiro (ROSA *et al.* 2007; FRERET-MEURER *et al.* 2018a, CARMO *et al.* 2022). A espécie *H.reidi* por ser uma espécie encontrada em águas mais rasas (<1m

de profundidade) (FRERET-MEURER *et al.* 2018a), pode resultar em maior suscetibilidade aos impactos ambientais, por conseguinte, é uma prioritária para conservação (OLIVEIRA; POLLON, 2017). A perda/degradação de habitat vem a ser uma das ameaças costeiras para essa espécie, visto que são organismos que permanecem grande parte do ciclo de vida associados a organismos e estruturas bentônicas.

Dessa forma, o objetivo do presente estudo foi avaliar a disponibilidade de espécies bentônicas e seu uso como ponto de ancoragem para o cavalo-marinho *H. reidi*, em área portuária na Ilha Guaíba, Baía de Sepetiba-RJ, de 2015 a 2021, assim como verificar possível correlação entre a disponibilidades dos substratos mais relevantes para os cavalos-marinhos e sua abundância, estabelecendo microhabitats prioritários para conservação.

Material e métodos

Área de estudo

A zona costeira do estado do Rio de Janeiro possui aproximadamente 1.160 km de extensão, sendo composta por diversas ilhas, lagoas e três grandes baías: Guanabara, Ilha Grande e Sepetiba. Localizada no litoral sul do estado, a baía de Sepetiba pertence a uma região conhecida como Costa Verde, onde a Serra do Mar encontra o Oceano Atlântico, e possui uma grande importância econômica e ecológica para o estado (CUNHA *et al.* 2006).

Localizada no município de Mangaratiba, a ilha Guaíba (22°59'–23°00'S, 044°01'–044°03'W) (Figura 1) é a maior ilha da baía de Sepetiba, possuindo um perímetro circundante total de 9300m. A área é um local de alta prioridade do Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas (2002), está situada na Área de Proteção Ambiental de Mangaratiba e é circundada pela Área de Proteção Ambiental Marinha Boto-Cinza. O estudo foi realizado nas praias da Aguada, Raposa e Tapera, Ilha Guaíba, as quais possuem relato de maior abundância de cavalos-marinhos na área (FRERET-MEURER *et al.* 2018a).

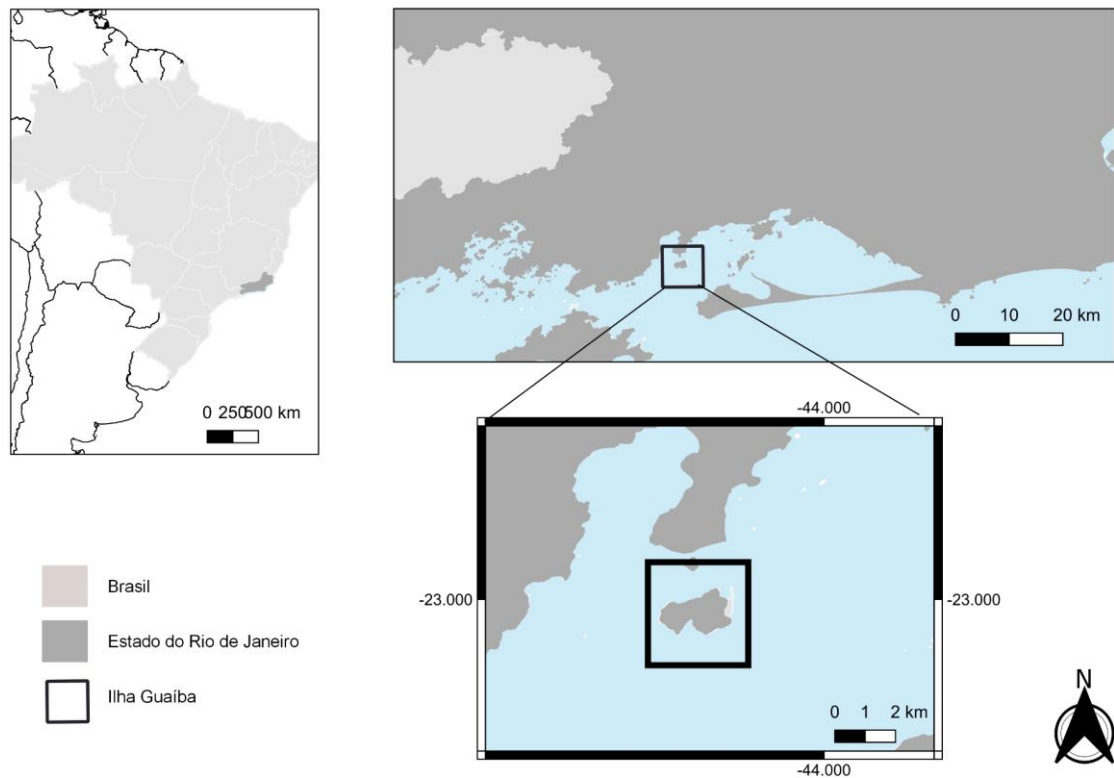


Figura 1 - Mapa destacando a localização da Ilha Guaíba dentro do contexto do estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Métodos

Foram realizados mergulhos livres mensais entre os anos de 2015 a 2021, utilizando o método de censo visual com busca ativa, adaptado de Curtis *et al.* (2004), para registrar o microhabitat utilizado pelos cavalos-marinhos da região. Dois mergulhadores realizaram quatro transecções fixas de 20 x 4m através do costão rochoso de cada localidade, nas quais os cavalos-marinhos ancorados aos substratos foram contabilizados. Aqueles que foram registrados nadando, não foram levados em consideração no presente estudo.

Todos os cavalos-marinhos encontrados foram identificados quanto à sua espécie de acordo com Lourie *et al.* (2004), e conforme o sexo, de acordo com a presença de bolsa incubadora nos machos e ausência dessa estrutura nas fêmeas (LOURIE *et al.*, 2004). O tamanho de cada cavalo-marinho foi registrado através da medida do topo da coroa até a ponta da cauda preênsil esticada. Indivíduos menores do que 56 mm foram classificados como juvenis (FRERET-MEURER *et al.* 2018a). Além disso, o substrato de ancoragem em que o cavalo-marinho foi encontrado

também foi analisado para caracterização do microhabitat mais utilizado e prioritários para conservação.

A cobertura bentônica foi qualificada e quantificada através de três quadrats (50x50 cm) lançados aleatoriamente ao longo de cada área de amostragem, e as espécies bentônicas encontradas foram identificadas preferencialmente em campo. Nos casos de dificuldade de identificação, o substrato foi coletado para uma posterior identificação em laboratório. Caso o substrato não tenha sido identificado, foi classificado como “NID” (não identificado). Os períodos chuvosos e secos foram categorizados de acordo com os dados pluviométricos acumulados mensais levantados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), em que os meses de abril a setembro representaram o período seco e outubro a março, o período chuvoso.

Análise dos dados

Foi avaliada a seletividade do cavalo-marinho em relação à preferência por microhabitat bentônico para ancoragem, através Índice de Eletividade de Ivlev, onde resultados superiores a 0 são classificados como preferência pelo substrato de ancoragem,

$$Ivlev = \frac{(R_i - N_i)}{(R_i + N_i)}$$

R_i =percentual de substrato usado pelo cavalo-marinho,

N_i = proporção de substrato usado pelo cavalo-marinho.

A diversidade de espécies da comunidade bentônica foi calculada a partir do Índice de Shannon (H'), através da fórmula:

$$H' = \sum (p_i \times \ln p_i)$$

p_i = proporção de uma dada espécie

\ln = logaritmo neperiano.

Foi utilizada uma Análise de Componentes Principais para identificar os substratos utilizados pelos cavalos-marinhos mais relevantes, tanto em relação ao sexo, quanto em relação ao ano de estudo e à sazonalidade. A diferença de precipitação entre os períodos seco e chuvoso foi estabelecida através do teste t para amostras dependentes. A relação entre a disponibilidade dos substratos mais

utilizados pelos cavalos-marinhos e sua abundância foi estabelecida através do teste de correlação de Spearman. O nível de significância para todas as análises foi de 0,05.

Resultados

No período de 2015 e 2021 foi identificado um total de 2391 indivíduos (densidade = 0,25 ind.m⁻²) do cavalo-marinho *H. reidi* distribuídos nas praias da Tapera, Aguada e Raposa. O ano de maior representatividade foi 2016, com 34% dos indivíduos amostrados, seguido de 2015 (18 %) e 2018 (13%) (Figura 2). A praia de maior abundância no período do monitoramento foi a Raposa, com 49% dos registros. As praias da Aguada e Tapera apresentaram valores semelhantes, sendo de 24% e 27%, respectivamente.

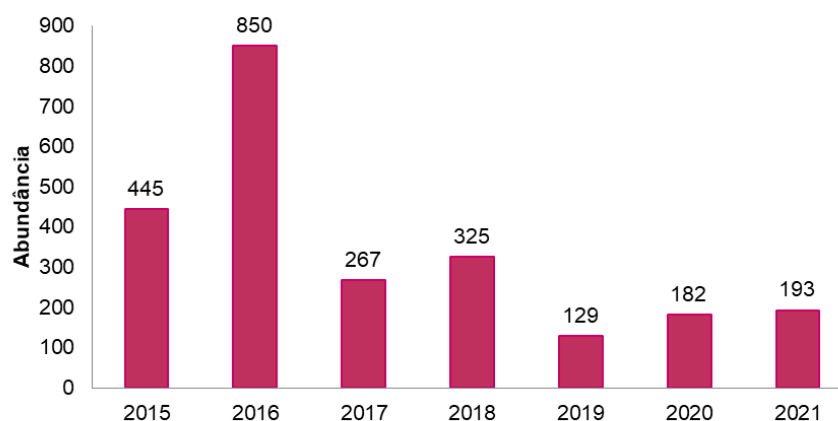


Figura 2 - Abundância do cavalo-marinho *Hippocampus reidi* registrado na Ilha Guaíba, Baía de Sepetiba - RJ, de 2015 a 2021.

No período analisado entre os anos de 2015 e 2021, os 2391 indivíduos da espécie *H. reidi* foram avistados ancorados a 45 diferentes substratos bentônicos, compreendidos por algas, briozoários, cnidários, esponjas, hidrozoários, moluscos, poliquetas, tunicados, rocha, substratos alóctones e artificiais (Tabela I). Os mais utilizados pelos cavalos-marinhos foram a *alga turf* ($n=646$); *Sargassum vulgare* ($n=399$) e *Carijoa riisei* ($n=298$). A frequência de ocorrência indicou que 27% dos cavalos-marinhos na Ilha Guaíba ocorrem ancorados às algas *turf*, 16% à macroalga *S. vulgare* e 12% ao octocoral *C. riisei* (Figura 3).

Tabela I - Substratos bentônicos utilizados pelo cavalo-marinho *H. reidi*, na Ilha Guaíba, Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, entre os anos de 2015 e 2021.

<p>Criptógamas</p> <p><i>Acanthophora</i> sp. Alga calcária articulada Alga calcária incrustante Alga turf <i>Amphiroa</i> sp. <i>Asparagopsis</i> sp. <i>Caulerpa racemosa</i> <i>Caulerpa sertularioides</i> <i>Champia</i> sp. Chlorophyta NID <i>Codium</i> sp. <i>Dictyota</i> sp. <i>Galaxaura</i> sp. <i>Gelidium</i> sp. <i>Hypnea</i> sp. <i>Jania</i> sp. <i>Padina</i> sp. <i>Plocamium</i> sp. Rhodophyta filamentosa NID <i>Sargassum vulgare</i></p> <p>Bryozoa</p> <p><i>Amathia verticillata</i> Bryozoa NID <i>Schizoporella</i> sp.</p>	<p>Porifera</p> <p><i>Desmapsamma anchorata</i> Porifera NID</p> <p>Cnidaria</p> <p><i>Carijoa riisei</i> <i>Leptogorgia</i> sp. <i>Tabastraea tagusensis</i></p> <p>Hydrozoa</p> <p><i>Halopteris</i> sp.</p> <p>Mollusca</p> <p><i>Crassostrea rhizophorae</i> Bivalve NID</p> <p>Polychaeta</p> <p>Tubo de polychaeta NID</p> <p>Tunicata</p> <p>Asciacea NID <i>Clavelina oblonga</i> <i>Phallusia nigra</i> <i>Styela plicata</i></p> <p>Rocha</p> <p>Substrato alóctone</p> <p>Galho Folha</p> <p>Substrato artificial</p> <p>Cordeiro Rede de pesca</p>
---	---

Com base nos dados do Índice de Eletividade de Ivlev (Tabela II), os substratos bentônicos que apresentaram maior preferência de uso pelo cavalo-marinho como ponto de ancoragem ao longo do tempo na Ilha Guaíba foram as algas *Acanthophora* sp., *Amphiroa* sp., *Caulerpa racemosa*, *Codium* sp., *S. vulgare*, além da esponja *Desmapsamma anchorata*, dos briozoários *Amathia verticillata* e *Schizoporella* sp., do hidrozoário *Halopteris* sp. e dos cnidários *C. riisei*, e *Leptogorgia* sp.. Contudo, o único substrato com valores do Índice de Eletividade de Ivlev maiores que 0,500 ao longo de todos os anos de estudo foi o octocoral *C. riisei*.

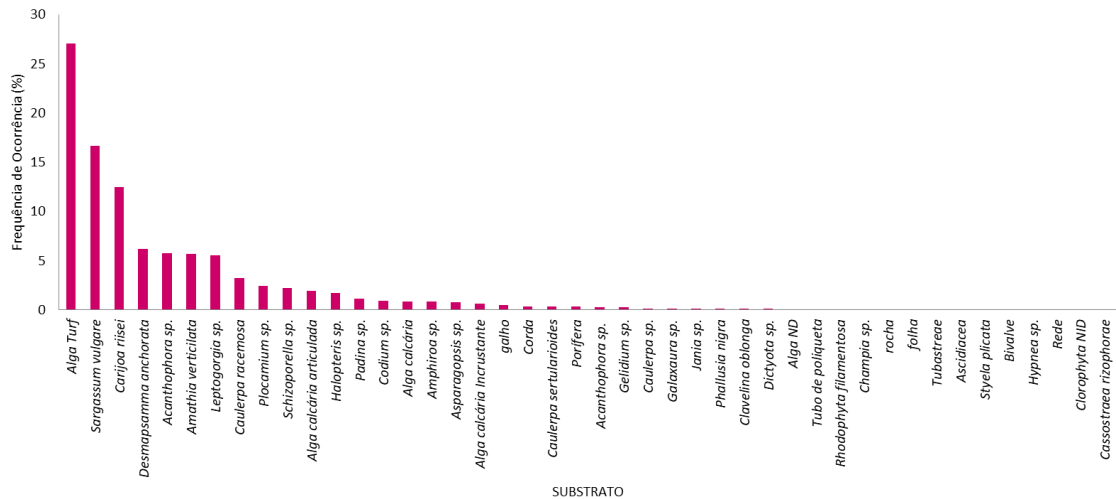


Figura 3 - Frequência de ocorrência (%) do cavalo-marinho *Hippocampus reidi* associado aos substratos de ancoragem na Ilha Guaíba, Baía de Sepetiba - RJ, de 2015 a 2021.

Tabela II - Seletividade do cavalos-marinho *Hippocampus reidi* nas praias da Aguada, Raposa e Tapera, Ilha Guaíba, Baía de Sepetiba, com base no Índice de Eletividade de Ivlev.

Substrato bentônico	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Alga NID			0.666				0.333
Acanthophora sp.	-0.259	0.273	0.378	-0.219	-0.014	0.194	0.265
Alga calcária articulada	-0.291	-0.516	-0.527	-0.2	-0.041	-0.765	-0.403
Alga calcária incrustante	0	-0.593	0.333	0.333			-0.333
Alga Turf	0.102	-0.024	-0.445	-0.020	-0.004	0.201	-0.047
Amphiroa sp.	0.461	0.204	0.333	0.257	0	0.127	0.333
Asparagopsis sp.					0.206	0.139	0.029
Caulerpa racemosa	0.423	0.356	0.654	0.333		0.594	0.661
Caulerpa sertularioides	-0.009	0.333	0.312			-0.267	
Champia sp.				0.154			0.202
Codium sp.	0.666	0.333	0.333	0.666		0.207	0.965
Dictyota sp.	0	0.333					
Galaxaura sp.	0.333	0.333					
Gelidium sp.	0.333	0				0.333	
Hypnea sp.	0	0.249					
Jania sp.	0.216	0.378					0.333
Padina sp.	0.450	-0.356	0.240	-0.017		0.226	-0.077
Plocamium sp.	0	0.666	0.333	0.333			0.333
Rhodophyta filamentosa	0.333	0	0	0.641			
Sargassum vulgare	-0.115	0.340	-0.091	0.698	0.274	-0.013	0.237
Porifera NID	-0.030	0.636				-0.212	0.333
Desmapsamma anchorata	0.543	0.510	-0.116	0.745	0.342	0.475	-0.159
Bivalve NID				0.333			
Cassiopea rizophorae							
Amathia verticilata	0.111	0.551	0.432	0.374	0.049	0.113	0.282
Schizoporella sp.	0.559	0.338	0.238	0.268	0.129	0.297	0.005
Ascidacea NID		0.333					0.333
Clavelina oblonga			-0.036				0.278287
Phallusia nigra	0.065			0.1443			
Styela plicata	0.333						

<i>Halopteris</i> sp.	0.214	0.214209	0.333333	0.123	0.182	0.629	0.347
<i>Carijoa riisei</i>	0.993	0.818	1	0.983	0.657	0.993	0.973
<i>Leptogorgia</i> sp.	0.666	0.404	0.207	0.206	0.128	0.466	0.202
<i>Tubastreae</i>							
<i>Tubo de Polychaeta</i>			0.333	0.333			
rocha	-0.163						
galho	0.333	0.333	0.333	0	0.333	0	0.333
folha			0.333				
Rede							
Corda		0.333	0.333	0.333	0.333	0.333	

A análise de componentes principais (eixo 1: eigenvalues = 2007, %= 98,24; eixo 2: eigenvalues = 28, %= 1,39) sugeriu que a alga *turf*, *S. vulgare* e *C. riisei* foram substratos relevantes e indicando não haver uma diferenciação entre jovens e adultos no uso de habitat (Figura 4).

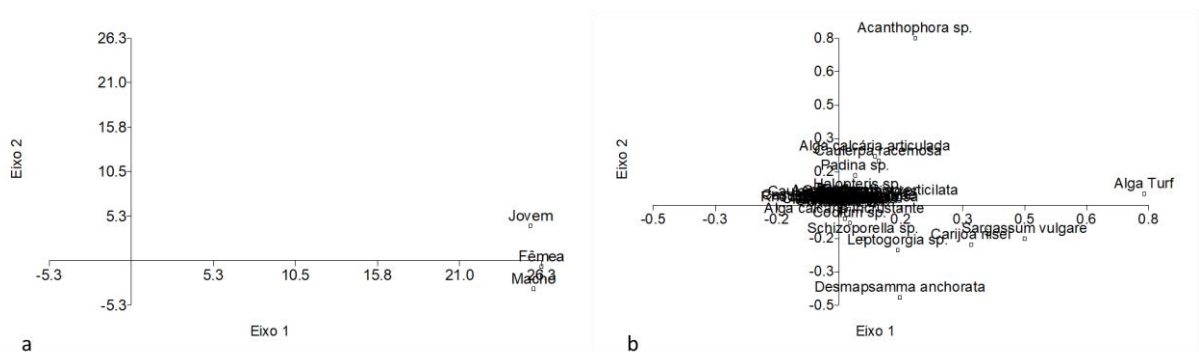
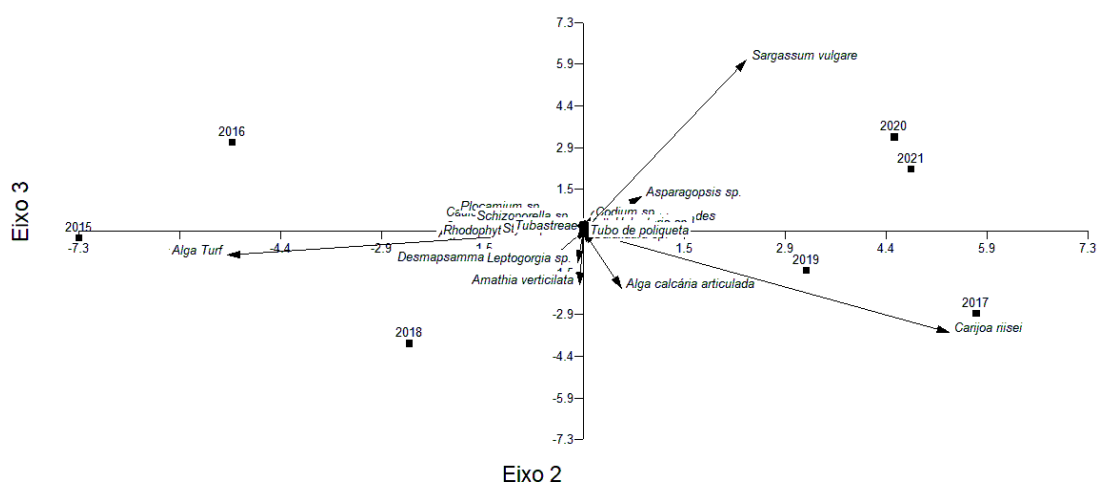


Figura 4 - Análise de Componentes Principais considerando os substratos bentônicos utilizados como ponto de ancoragem por machos, fêmeas e jovens do cavalo-marinho *H. reidi* na Ilha Guaíba, Baía de Sepetiba, de 2015 a 2021. a) Destaque para ambos os sexos e jovens; b) Destaque para os substratos bentônicos utilizados.

O uso dos substratos bentônicos, se mostrou diferente ao longo dos anos. A Análise de Componentes Principais (eixo 2: eigenvalues = 171, %= 94,44; eixo 3: eigenvalues = 51, %= 97,61) indicou que a alga *turf* foi um substrato relevante nos anos de 2015, 2016 e 2018. Já os demais anos tiveram a alga *S. vulgare* e o octocoral *C. riisei* como um componente relevante no uso de substrato, sendo que *C. riisei* se destacou mais nos anos de 2017 e 2019, enquanto *S. vulgare*, nos anos de 2020 e 2021 (Figura 5). A riqueza de substratos e a diversidade se mostrou semelhante ao longo dos anos, exceto pela diversidade de espécies no ano de 2016, que se mostrou menor, conforme Tabela III.



Vector scaling: 7.91

Figura 5 - Análise de Componentes Principais do uso de substratos bentônicos como locais para ancoragem pelo cavalo-marinho *H. reidi* na Ilha Guaíba, Baía de Sepetiba, de acordo com os anos de estudo (2015 - 2021).

Tabela III- Riqueza de espécies e Índice de diversidade de Shannon de substratos bentônicos utilizados pelo cavalo-marinho *H. reidi* como ponto de ancoragem na Ilha Guaíba, Baía de Sepetiba, nos anos de 2015 a 2021.

	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Riqueza de espécies	26	28	22	29	20	22	22
Diversidade H'	2.213	0.514	3.159	2.670	2.599	2.496	2.685

A sazonalidade se mostrou bem marcada entre o período seco e chuvoso, havendo diferença significativa na precipitação entre ambos os períodos ($p < 0,0001$; $t = 10,021$) (Figura 6). Quanto ao uso do habitat, a frequência de ocorrência dos cavalos-marinhos em cada período teve uma sazonalidade bem marcada em dois principais substratos bentônicos, quando durante o período chuvoso, os animais se ancoraram principalmente na alga *S. vulgare*, enquanto no período seco, essa tendência inverteu, com o aumento do uso da alga *turf* como local para fixação (Figura 7). A Análise de Componentes Principais corroborou esses dados (eixo 1: eigenvalues = 2672, %= 88; eixo 2: eigenvalues = 350, %= 100), destacando a alga *S. vulgare* e a

esponja *D. anchorata* no período chuvoso e a alga *turf* e o octocoral *C. riisei* no período seco (Figura 8). O uso dos demais substratos não apresentou uma sazonalidade aparente.

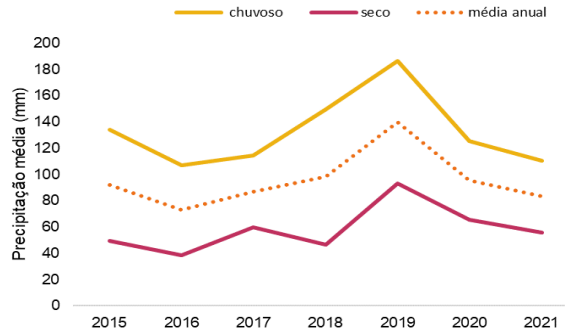


Figura 6- Precipitação média anual (mm) de Mangaratiba, RJ, de 2015 a 2021. Fonte: INMET.

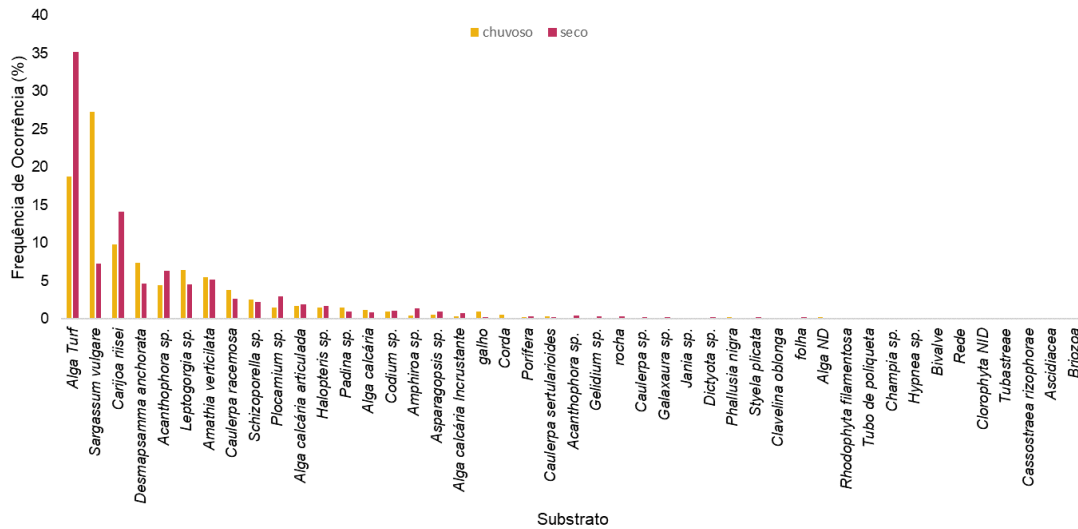
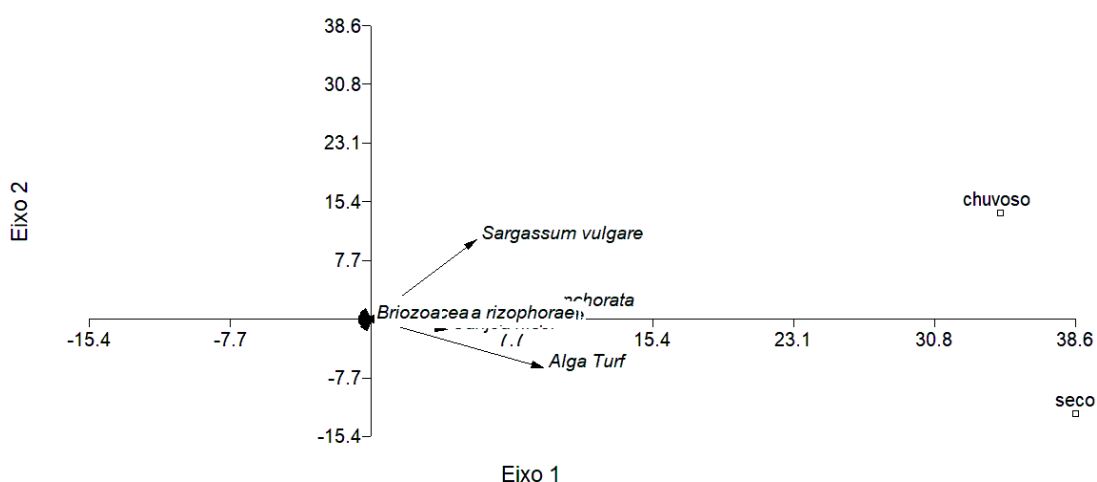


Figura 7 - Frequência de ocorrência (%) dos cavalos-marinhos da espécie *H. reidi* ancorados aos substratos bentônicos na Ilha Guaíba, Baía de Sepetiba, de 2015 a 2021.



Vector scalina: 12.61

Figura 8 - Análise de Componentes Principais considerando os substratos bentônicos utilizados como ponto de ancoragem do cavalo-marinho *H. reidi* e os períodos seco e chuvoso na Ilha Guaíba, Baía de Sepetiba, de 2015 a 2021.

A caracterização do habitat da Ilha Guaíba mostrou que a disponibilidade dos substratos de ancoragem mais selecionados pelo cavalo-marinho foram consistentemente registrados, ao longo de todos os anos do presente estudo (Figura 9). Não foi encontrada nenhuma correlação entre a disponibilidade dos substratos mais utilizados pelos cavalos-marinhos e a densidade desses animais ($r=0,126$; $p=0,334$).

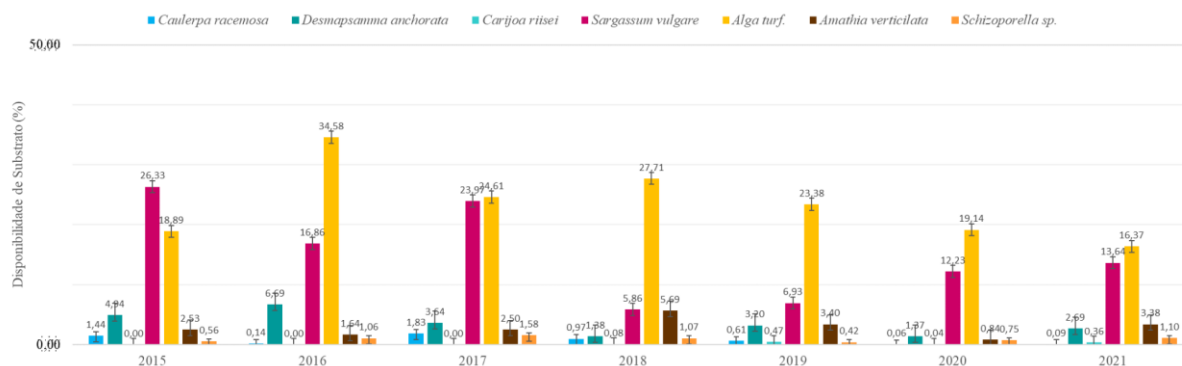


Figura 9 - Disponibilidade média dos substratos de ancoragem (%) mais utilizados pelo cavalo-marinho *H. reidi* na ilha Guaíba, Baía de Sepetiba, entre 2015 e 2021.

Discussão

A ilha Guaíba apresentou alta densidade de cavalos-marinhos da espécie *Hippocampus reidi*, mesmo desconsiderando os animais encontrados fora dos substratos de ancoragem. A densidade foi a maior já encontrada até o momento na costa brasileira (ROSA *et al.* 2007; FRERET-MEURER; ANDREATA, 2008; MAI; ROSA, 2009; OLIVEIRA; FRERET-MEURER, 2012; FRERET-MEURER *et al.* 2018b; CARMO *et al.* 2022). Destaca-se o ano de 2016, período com maior registro de cavalos-marinhos na Ilha Guaíba, assim como ano caracterizado pelo fenômeno do El Niño, com aumento da temperatura oceânica das águas tropicais do Atlântico Sul (TSA), sendo a terceira maior anomalia térmica registrada desde 1980 (ROSSI; SOARES, 2017). De acordo com Freret-Meurer *et al.* (2022) essa anomalia da temperatura oceânica foi correlacionada com o deslocamento dos cavalos-marinhos para a ilha Guaíba, localizada no canal de entrada da Baía de Sepetiba. Esse deslocamento populacional decorrente das anomalias térmicas já foi relatado para outras populações de peixes pelo mundo (VICTOR *et al.* 2001; POSSAMAI *et al.* 2018).

Os cavalos-marinhos da Ilha Guaíba foram encontrados associados a uma grande riqueza de microhabitats bentônicos, quando comparado com outros estudos como o de Mai; Rosa (2009), o qual descreveu 20 tipos distintos de espécies usadas como estrutura para ancoragem pelos cavalos-marinhos em um manguezal do nordeste brasileiro e Rosa *et al.* (2007), que reportou ao longo de toda costa brasileira, a ocorrência desses animais associados a 30 microhabitats distintos. Esses dados ressaltam a importância da ilha Guaíba quanto ecossistema, para os cavalos-marinhos, considerando que o uso do habitat reflete a diversidade multifuncional oferecida pelo ecossistema ao animal (ALSTERBERG *et al.* 2017). Contudo, os dados do presente estudo ressaltam a importância em particular da alga *S. vulgare*, alga *turf*, da esponja *D. anchorata* e do octoral *C. riisei* para esses peixes em diferentes períodos do ano como substratos para ancoragem. Essas espécies foram presentes ao longo de todos os anos, havendo flutuações sazonais usuais, porém, sem variações abruptas no período de sete anos de estudo. Essa estabilidade ecossistêmica ao longo do tempo, proporciona ao cavalo-marinho um ambiente favorável para sua ocorrência. Os dados ainda indicam que, exceto pela alga *turf*, os demais três substratos, acrescidos de mais oito, foram selecionados por esses peixes, mesmo com baixa disponibilidade no ambiente, sendo eles *Acanthophora* sp.,

Amphiroa sp., *C. racemosa*, *Codium* sp., *A. verticillata*, *Schizoporella* sp., *Halopteris* sp., e *Leptogorgia* sp.. A raridade desses substratos, tal como sua escassez em determinadas épocas do ano, associadas à alta frequência de ocorrência dos cavalos-marinhos neles ancorados, sugerem que esses onze substratos representam microhabitats relevantes para esses animais nessa área.

O cavalo-marinho *H. reidi* é uma espécie de peixe encontrada em toda a costa brasileira (ROSA *et al.* 2007), ocorrendo principalmente em áreas rasas e costeiras (ROSA *et al.* 2007; FRERET-MEURER *et al.* 2018a,b; CARMO *et al.* 2022; FRERET-MEURER *et al.* 2022), que são áreas que apresentam maiores atividades antrópicas, conseqüentemente, os ecossistemas permanecem em constante mudança. Essas constantes mudanças podem ocasionar na perda e/ou homogeneização de habitat, por conseguinte pode acarretar na diminuição da quantidade de cavalos-marinhos no local (CORREIA *et al.* 2015; HARASTI 2016; ALSTERBERG *et al.* 2017). No entanto, algumas espécies conseguem se adaptar à perda de habitat se ancorando em substratos artificiais, como píers, plásticos, estruturas de ferro e redes de pesca (CLAASSENS *et al.* 2018; SIMPSON *et al.* 2020; PONZI 2021; SIMPSON *et al.* 2021; CARMO *et al.* 2022; CORREIA 2022). No presente trabalho relatamos os cavalos-marinhos raramente em cordas e redes de pesca, o que pode indicar essa plasticidade desses organismos para as mudanças dos habitats.

As mudanças nos habitats, além de serem ocasionadas por atividades humanas, podem ser oriundas de causas naturais, como resposta a flutuações sazonais das variáveis abióticas locais, como ocorre durante os períodos chuvosos ou secos. A alga *S. vulgare* (AMADO-FILHO *et al.* 2003), por exemplo, tende a ter seus menores desenvolvimentos vegetativos no período seco e de águas mais quentes (SZÉCHY *et al.* 2006). Essa resposta ambiental refletiu na ocorrência dos cavalos-marinhos da Ilha Guaíba associados a essa espécie de alga no período chuvoso, época condizente com seu afloramento, enquanto ocorreram mais vezes associados à alga turf no período seco. A alga *S. vulgare* é uma das principais espécies formadoras de bancos de algas, que atua como área de reprodução e berçários para diversas espécies de peixes durante o período chuvoso (ORNELLAS; COUTINHO 1998), sendo, portanto, uma fonte rica em abrigo e alimento para os cavalos-marinhos.

A alga turf teve sua disponibilidade de ocorrência na ilha Guaíba durante todos os anos, principalmente pelas suas características ecológicas de ocupar o espaço disponível mais rápido que outras espécies de macroalgas, ser mais tolerantes ao

hidrodinamismo, além de ser um componente estruturador da comunidade e possuir uma grande importância na sucessão ecológica (SWIERTS; VEIMEIJ, 2016). Os cavalos-marinhos em geral não a escolheram preferencialmente como ponto de ancoragem, devido à sua ampla disponibilidade, corroborando os dados relatados para a Ilha Duas Irmãs, localizada próxima a ilha Guaíba, onde esses animais, preferencialmente, escolheram o cnidário *C. riisei* (CARMO *et al.* 2022). De acordo com Carmo *et al.* (2022) esse cnidário só foi encontrado em locais verticais onde a disponibilidade de habitat não foi aferida, podendo assim ter influenciado no resultado. No presente estudo, a espécie *C. riisei* também foi registrada apenas em ambientes verticais, o que desfavorece sua ocorrência nos quadrats aleatórios e subestima sua abundância, conseqüentemente, superestimando a resposta de preferência do cavalo-marinho por essa espécie.

O octocoral *C.riisei*, assim como a alga *turf*, é uma espécie mais tolerante a áreas com elevado hidrodinamismo (SWIERTS; VEIMEIJ, 2016). Essa característica pode ter influenciado no sucesso do estabelecimento desses organismos na ilha Guaíba, visto que é uma área portuária e de visitação turística com alta frequência de embarcações, ocasionando ondulações frequentes na área.

Outras espécies mais raras, como os briozoários *A. verticillata* e *Schizoporella* sp. também possuem relevância para os cavalos-marinhos, tendo sido selecionados ao longo de todos os anos. Ambas são espécies sazonais, sendo *Schizoporella* sp. uma espécie invasora, a qual tende a ocupar o espaço rapidamente (ORICCHIO *et al.* 2019). Contudo, na Ilha Guaíba, sua abundância foi rara e, particularmente relevante, para os cavalos-marinhos. Assim como *Schizoporella* sp., a Ilha Guaíba ainda abrigou outras espécies invasoras, como o coral sol *Tubastraea* sp. e *Styela plicata*, tendo ambas sido espécies raramente usadas pelos cavalos-marinhos. Apesar desse conjunto de espécies invasoras, o ambiente de costão rochoso da área estudada por sete anos se mostrou bastante equilibrado, havendo diferentes espécies de algas, esponjas, cnidários, ascídias e moluscos, semelhante às características dos costões rochosos da ilha Grande, a qual é uma área de proteção ambiental (BARREIRA *et al.* 1999). De acordo com Santos; Silva (2022), os tufo de algas exibiram o maior percentual de cobertura na Ilha Grande, semelhante ao resultado encontrado na Ilha Guaíba. Já nas praias rasas da Baía de Guanabara há registros de algumas espécies semelhantes à ilha Guaíba como alga calcária, o briozoário *A. verticillata*, o ouriço-do-mar *Echinometra lucunter* e alga *turf* (MACHADO *et al.* 2016; CARMO *et al.* 2022).

Apesar de apresentarem algumas espécies semelhantes, são áreas estuarinas caracteristicamente diferentes, mas extremamente impactadas por atividades antrópicas (CARREIRA *et al.* 2009). Ainda assim, a Ilha Guaíba abriga diversas espécies, com flutuações naturais em sua composição bentônica e uso diversificado de habitats por parte dos cavalos-marinhos.

Dessa forma, os costões rochosos da ilha Guaíba se destacaram como um ecossistema propício para a permanência dos cavalos-marinhos ao longo dos anos, mesmo com a atividade portuária em seu entorno. Além disso, se ressalta a relevância das principais espécies bentônicas como microhabitats prioritários para conservação, os substratos selecionados pelo cavalo-marinho *H. reidi* no costão rochoso da ilha Guaíba: as algas *Acanthophora* sp., *Amphiroa* sp., *C. racemosa*, *Codium* sp., *S. vulgare*, a esponja *D. anchorata*, os briozoários *A. verticillata* e *Schizoporella* sp., o hidrozoário *Halopteris* sp. e os cnidários *C. riisei* e *Leptogorgia* sp.. Tal fato corrobora a importância e necessidade da gestão ambiental e monitoramento de espécies nas áreas no entorno de portos brasileiros.

Referências Bibliográficas

- ALMANY, Glenn R. Differential effects of habitat complexity, predators and competitors on abundance of juvenile and adult coral reef fishes. **Oecologia**, Washington, v. 141, n. 1, p. 105-113, jun. 2004.
- ALSTERBERG, Christian et al. Habitat diversity and ecosystem multifunctionality: the importance of direct and indirect effects. **Science Advances**, Washington, v. 3, n. 2, p. e1601475, fev. 2017.
- ALTER, E. S. et al. Evolutionary responses of marine organisms to urbanized seascapes. **Evolutionary Applications**, Estados Unidos, v. 14, n. 1, p. 210-232, jan., 2021.
- AMADO FILHO, Gilberto M. et al. Estrutura das comunidades fitobentônicas do infralitoral da Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 26, p. 329-342, jun/set. 2003.
- BARBIER, Edward B. et al. The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecological monographs**, Washington, v. 81, n. 2, p. 169-193, mai. 2011.
- BARREIRA, Clovis et al. Distribuição do bentos (Cnidaria e Echinodermata) em costões rochosos da Baía de Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 7, n. 1, p. 8, jan., 1999.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Gabinete do Ministro. Portaria nº 148, de 7 de junho de 2022. Brasília, 2022.

CARMO, Tatiane Fernández do et al. Population structure of the seahorse *Hippocampus reidi* in two Brazilian estuaries. **Ocean and Coastal Research**, São Paulo, v. 70, p. e22009, jun., 2022.

CARREIRA, Renato S. et al. Hidrocarbonetos e esteróis como indicadores de fontes e destino de matéria orgânica em sedimentos da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. **Química Nova**, São Paulo, v. 32, p. 1805-1811, ago., 2009.

CLAASSENS, Louw; BOOTH, Anthony J.; HODGSON, Alan N. An endangered seahorse selectively chooses an artificial structure. **Environmental Biology of Fishes**, Maringa, v. 101, n. 5, p. 723-733, jan., 2018.

CORREIA, M. et al. Seahorse (Hippocampinae) population fluctuations in the ria Formosa lagoon, south Portugal. **Journal of Fish Biology**, Estados Unidos, v. 87, n. 3, p. 679-690, ago., 2015.

CORREIA, Miguel. Monitoring of seahorse populations, in the Ria Formosa lagoon (Portugal), reveals steep fluctuations: potential causes and future mitigations. **Proceedings of the Zoological Society**, India, v. 75, p. 190-199, jun. 2022.

COVERDALE, T. et al. Synergistic, delayed effects of human impacts on ecosystems. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v. 11, p. 69-74, 2013.

CUNHA, Cynara de L. da N. et al. Hydrodynamics and water quality models applied to Sepetiba Bay. **Continental Shelf Research**, São Paulo, v. 26, n. 16, p. 1940-1953, out., 2006.

CURTIS, Janelle et al. Underwater visual census for seahorse population assessments. **Vancouver: University of British Columbia**, jan., 2004, 28 p.

FRERET-MEURER, N.V.; ANDREATA, J.V. *Field studies of a Brazilian seahorse population, Hippocampus reidi Ginsburg, 1933*. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 51(4), 543–551, Brasil, jul., 2008.

FRERET-MEURER, N. Villar et al. Population dynamics of the endangered seahorse *Hippocampus reidi* Ginsburg, 1933 in a tropical rocky reef habitat. **Animal Biodiversity and Conservation**, Barcelona, v. 41, n. 2, p. 345-356, jan. 2018a.

FRERET-MEURER, Natalie Villar et al. A snapshot of a high density seahorse population in a tropical rocky reef. **Journal of Natural History**, Estados Unidos, v. 52, n. 23-24, p. 1571-1580, jun., 2018b.

FRERET-MEURER, Natalie Villar et al. Influence of the Atlantic Ocean thermal anomaly on the Longsnout seahorse *Hippocampus reidi* in a Brazilian estuary. **Journal of Fish Biology**, Estados Unidos, jul., 2022.

GONZÁLEZ LAXE, Fernando; SÁNCHEZ, Ricardo J.; GARCIA-ALONSO, Lorena. The adaptation process in port governance: the case of the Latin countries in South America and Europe. **Journal of Shipping and Trade**, China, v. 1, n. 1, p. 1-20, dec., 2016.

GROSHOLZ, Edwin. Ecological and evolutionary consequences of coastal invasions. **Trends in ecology & evolution**, Estados Unidos, v. 17, n. 1, p. 22-27, jan., 2002.

HARASTI, D. Declining seahorse populations linked to loss of essential marine habitats. **Marine Ecology Progress Series**, Alemanha, v. 546, p. 173-181, abr., 2016.

Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas (IPEA). **Gargalos e demandas da infraestrutura portuária e os investimentos do PAC**: mapeamento IPEA de obras portuárias. Brasília: 2009.

KIRBY, Michael Xavier. Fishing down the coast: historical expansion and collapse of oyster fisheries along continental margins. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Estados Unidos, v. 101, n. 35, p. 13096-13099, ago., 2004.

LOURIE, Sara A. et al. **A guide to the identification of seahorses**. Washington: Project Seahorse and TRAFFIC North America, 2004.

MACHADO, Gisa Eneida Marques et al. Comunidade macrobentônica de costões rochosos de duas praias do município de Niterói-RJ. **Semioses Inovação Desenvolvimento e Sustentabilidade**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 2, p. 40-50, nov., 2016.

MAI, A.; ROSA, I. Aspectos ecológicos do cavalo-marinho *Hippocampus reidi* no estuário Camurupim/ Cardoso, Piauí, Brasil, fornecendo subsídios para a criação de uma Área de Proteção Integral. **Biota Neotropica**, 9(3), 85-91, Brasil, set., 2009.

MARTINEZ, Rayén Quiroga. **Indicadores ambientales y de desarrollo sostenible: avances y perspectivas para América Latina y el Caribe**. CEPAL-Se: Santiago de Chile, 2007.

MASLO, Brooke; LOCKWOOD, Julie L.; LEU, Karen. Land ownership patterns associated with declining forest birds: Targeting the right policy and management for the right birds. **Environmental Conservation**, Cambridge, 42(3), 216-226, dez.; 2014.

O'HARA, Casey C. et al. Mapping status and conservation of global at-risk marine biodiversity. **Conservation Letters**, Estados Unidos, v. 12, n. 4, p. e12651, mai., 2019.

OLIVEIRA, T.; POLLON, R. *Hippocampus reidi*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T10082A17025021. 2017.

OLIVEIRA, V.M.; FRERET-MEURER, N.V. Distribuição vertical do cavalo-marinho *Hippocampus reidi* Ginsburg, 1933 na região de Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brasil. **Biotemas**, 25(2), 59–66, Brasil, mai,2012.

ORICCHIO, Felipe T.; MARQUES, Antonio C.; HAJDU, Eduardo; Pitombo, et al.. *Exotic species dominate marinas between the two most populated regions in the southwestern Atlantic Ocean*. **Marine Pollution Bulletin**, 146(), 884–892, Estados Unidos, set., 2019

ORNELLAS, Alexandre Bastos; COUTINHO, Ricardo. Spatial and temporal patterns of distribution and abundance of a tropical fish assemblage in a seasonal *Sargassum* bed, Cabo Frio Island, Brazil. **Journal of Fish Biology**, Estados Unidos, v. 53, p. 198-208, dez., 1998.

PONZI, Monica. **Evaluation and effective use of artificial structures in seahorse habitat recovery**. 2021. Dissertação (Mestrado) - Curso de Biologia Marinha, Universidade do Algarve, Portugal, 2021 .

POSSAMAI, Bianca et al. Temporal variability (1997-2015) of trophic fish guilds and its relationships with El Niño events in a subtropical estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, Estados Unidos, v. 202, p. 145-154,mar., 2018.

ROSA, Irecê Lucena et al. Population characteristics, space use and habitat associations of the seahorse *Hippocampus reidi* (Teleostei: Syngnathidae). **Neotropical Ichthyology**, Brasil, v. 5, p. 405-414, jul., 2007.

ROSSI, Sérgio; SOARES, Marcelo de Oliveira. Efectos del El Niño en ecosistemas costeros y servicios relacionados. **Mercator**, Fortaleza, v. 16, n.12, p. 1-16, dec., 2017.

SALA, Enric; KNOWLTON, Nancy. Global marine biodiversity trends. **Annual review of environment and resources**, Estados Unidos, v. 31, n. 1, p. 93-122, ago., 2006.

SANTOS, Herick Simas; DA SILVA, João Marcos Almeida Xavier. Análise de porcentagem de cobertura e diversidade das espécies marinhas associadas a um costão rochoso na Enseada do Sítio Forte (Baía da Ilha Grande–Rio de Janeiro). **Meio Ambiente**, Brasil, v. 4, n. 1, mar., 2022.

SANTOS, Pâmela Cristina Basílio; DE CARVALHO GIANNELLA, Letícia. Metropolização, segregação socioespacial e injustiça ambiental: o caso da Baía de Sepetiba, RJ. **Biblio3W Revista Bibliográfica de Geografía y Ciencias Sociales**, Barcelona, v.20, n. 1310, abr., 2020

SILVA, Luana Caroline Costa. **Políticas de gestão para sustentabilidade: a proteção da fauna ameaçada sob áreas de influência portuária**. 2017. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência da Administração, Universidade de Pernambuco, Recife, 2017.

SIMPSON, Michael et al. Seahorse Hotels: Use of artificial habitats to support populations of the endangered White's seahorse *Hippocampus whitei*. **Marine environmental research**, Estados Unidos, v. 157, p. 104861, dez., 2020.

SIMPSON, Michael et al. Swimming nets have positive effects on populations of the endangered White's seahorse *Hippocampus whitei*. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, Estados Unidos, v. 31, n. 1, p. 60-73, set., 2021.

SWIERTS, Thomas; VERMEIJ, Mark J. A. Competitive interactions between corals and turf algae depend on coral colony form. **PeerJ**, v. 4, p. e1984, mai., 2016.

SZÉCHY, Maria Teresa M. de; GALLIEZ, Maron; MARCONI, Márcia I. Quantitative variables applied to phenological studies of *Sargassum vulgare* c. Agardh (phaeophyceae-Fucales) from ilha grande Bay, state of rio de Janeiro. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 29, p. 27-37, mar., 2006.

VICTOR, Benjamin C. et al. The effect of the El Niño–Southern Oscillation event on the distribution of reef-associated labrid fishes in the eastern Pacific Ocean. **Bulletin of Marine Science**, Miami, v. 69, n. 1, p. 279-288, jul., 2001.

ZHANG X.; VINCENT, A.C.J. Predicting distributions, habitat preferences and associated conservation implications for a genus of rare fishes, seahorses (*Hippocampus* spp.). **Divers Distrib**, Sevilla, 00:1–13, mar, 2018.