

Passado e presente: levantamento rápido do cavalo-marinho *Hippocampus reidi* Ginsburg, 1933 na Ilha Grande, RJ, Brasil

Past and present: rapid assessment of the seahorse

Hippocampus reidi Ginsburg, 1933 on Ilha Grande, RJ, Brazil

Natalie V. Freret-Meurer

Amanda Vaccani do Carmo

Tatiane Fernández do Carmo

Resumo

O presente estudo teve como objetivo realizar um levantamento rápido em 2005 para mapeamento e caracterização da estrutura populacional do cavalo-marinho *Hippocampus reidi* na Ilha Grande e comparar com os dados de 2021 em quatro áreas (Vila do Abraão, Araçatiba, Lagoa Verde e Lagoa Azul). O levantamento registrou a presença de cavalos-marinhos em diversas áreas da Ilha Grande. A porção oeste da Ilha Grande apresentou um maior número de áreas com presença de cavalo-marinho. As áreas monitoradas nos dois levantamentos não apresentaram mudanças significativas na densidade populacional total, porém, em 2021, surgiram novas áreas com cavalos-marinhos e foram identificadas como locais importantes, principalmente pelo uso de micro-habitats.

Palavras-chave

Densidade. Angra dos Reis. Costão Rochoso. População. Syngnathidae. Espécie Ameaçada.

Abstract

The present study aimed to carry out a rapid assessment in 2005 to characterize the population structure and distribution of the seahorse *Hippocampus reidi* on Ilha Grande and compare it with data from 2021 in four areas (villas and touristic). The survey recorded seahorses in several areas of Ilha Grande. The western side of Ilha Grande had a greater number of areas with seahorse. The monitored sites in both assessments did not present any significant change in the total seahorse density, however they were recorded on new sites, which were recognized as relevant spots for seahorses, mainly due to microhabitat usage.

Keywords

Density. Angra dos Reis. Rocky shore. Population. Syngnathidae. Threatened species.

1. Introdução

Existem cerca de 30.000 espécies de peixes que ocupam uma grande diversidade de habitats com diferentes características, tanto bióticas quanto abióticas (Wotton, 2012). Ambientes recifais são importantes habitats da região costeira, pois possuem alta relevância biológica e socioeconômica (Delcistia, 2021), abrigando cerca de 25% das espécies de peixes marinhos (Spalding *et al.*, 2001). Esses ambientes chamam a atenção por sua complexidade estrutural que fornece sustentação para uma rica comunidade biológica (Brandl *et al.*, 2019), a qual, por sua vez, favorece interações ecológicas, determinando padrões espaciais para as espécies (Williams, 1991). Os ambientes recifais também são influenciados por fatores abióticos, que variam dependendo da proximidade do recife em relação ao continente (Segal; Castro, 2011) e que influenciam o uso do habitat e a distribuição dos peixes (Quimbayo *et al.*, 2019; Able *et al.*, 2022). A região costeira do estado do Rio de Janeiro apresenta uma grande diversidade de habitats, englobando baías, lagunas, manguezais, cordões arenosos e recifes rochosos (Muehe; Valentini, 1998).

Os cavalos-marinhos são considerados peixes recifais de hábito críptico, vivem em manchas (*patch*) e usam sua cauda preênsil para ancorar em substratos bentônicos. São animais que ocorrem em diversos habitats, tais como recifes de corais, recifes rochosos, bancos de grammas marinhas e regiões estuarinas (Zhang; Vincent, 2018). No Brasil são descritas três espécies, das quais *Hippocampus reidi* Ginsburg, 1933 é a mais abundante (Rosa *et al.*, 2007; Silveira, 2011). Mas, mesmo sendo a mais frequentemente registrada, esta espécie é considerada vulnerável pela lista de espécies ameaçadas do Ministério do Meio Ambiente (2018) e quase ameaçada pela Lista Vermelha da União Internacional para Conservação da Natureza (Oliveira; Pollom, 2017). Portanto, estudos para compreender a estrutura populacional e ecologia dessa espécie são extremamente necessários.

Os levantamentos rápidos (Rapid Assessment Program – RAP) são métodos adotados para gerar dados biológicos e/ou ecológicos sobre alguma espécie ou comunidade de maneira rápida, que possam contribuir para planos de manejo e conservação de espécies e ecossistemas ameaçados (Eymann *et al.*, 2010). Esses RAPs tiveram início em ambientes recifais brasileiros na Baía da Ilha Grande (Creed *et al.*, 2007), entretanto se mostraram falhos para espécies crípticas, quando realizados em conjunto com RAPs para espécies não crípticas.

A Baía da Ilha Grande é uma área que integra o Corredor da Biodiversidade da Serra do Mar e é considerado um ecossistema de máxima prioridade para proteção, conservação e utilização sustentável da sua biodiversidade, serviços ecossistêmicos e recursos naturais (MMA, 2002; SEA/FEEMA/IEF, 2008), o que torna de extrema relevância o estudo das populações de espécies ameaçadas da região.

Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo realizar um RAP em 2005 para mapeamento e caracterização da estrutura populacional do cavalo-marinho *Hippocampus reidi* na Ilha Grande, e compará-lo com os dados do RAP de 2021, nas vilas do Abraão e Araçatiba, assim como na Lagoa Azul e Lagoa Verde.

1.1 Área de estudo

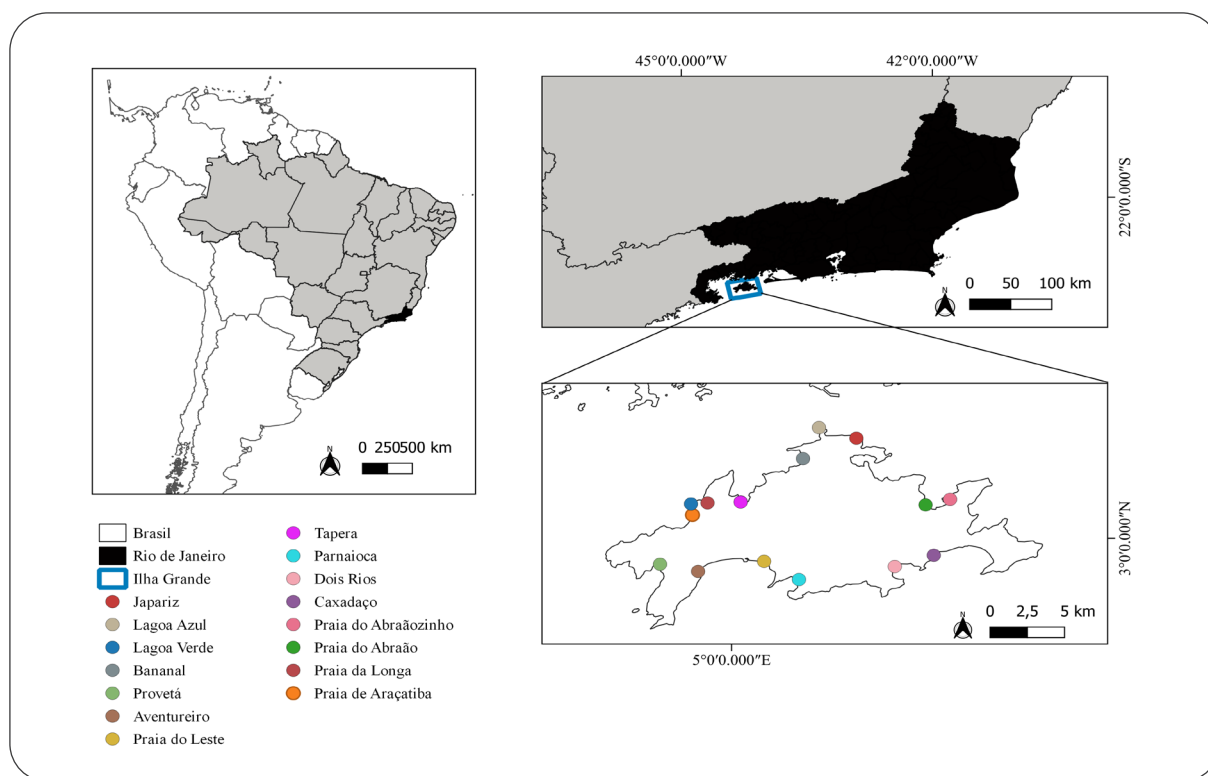
A Baía da Ilha Grande é a maior baía do Estado do Rio de Janeiro, medindo cerca de 1450 km² de espelho d'água (Anjos, 1993), estendendo-se desde a ponta da Joatinga, em Paraty, até a Restinga da Marambaia. Compreende um conjunto de 365 ilhas e ilhotas, das quais a Ilha Grande é a maior (Figura 1).

A Ilha Grande localiza-se próxima da entrada da Baía da Ilha Grande, e é dividida em três porções: Porção Leste, Porção Oeste e Canal Central. A Porção Leste limita-se com a Baía de Sepetiba e a Porção Oeste e é composta pela Baía da Ribeira. O Canal Central envolve os limites físicos do 1º distrito de Angra dos Reis, também chamado de Angra dos Reis.

A Baía da Ilha Grande se situa entre as latitudes 23°04'05" e 23°13'8" S e as longitudes de 44°05'05" e 44°22'06" W, apresenta 193 km² de área (INEA, 2013), com relevo bastante acidentado, sete enseadas e 113 praias, e encontra-se no domínio da Mata Atlântica, englobada por restingas, florestas, manguezais, lagoas costeiras e costões rochosos (Araújo; Oliveira, 1987; Callado *et al.*, 2009). Além disso, a Ilha Grande é composta por quatro unidades de conservação estaduais, sendo elas a Área de Proteção Ambiental de Tamoios (APA Tamoios), o Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG), a Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul (RBPS) e a Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Aventureiro (RDSAVENT) (Joventino *et al.*, 2013).

O primeiro estudo foi realizado em maio de 2005, onde 15 localidades da Ilha Grande foram amostradas, sendo elas a Praia de Araçatiba, Lagoa Verde, Praia da Longa, Lagoa Azul, Bananal, Tapera, Japariz, Praia do Abraão, Praia de Abraãozinho, Caxadaço, Dois Rios, Praia do Leste, Aventureiro, Parnaioca e Provetá (Figura 1). Posteriormente, o estudo foi replicado em maio de 2021 na praia de Araçatiba, Abraãozinho, Lagoa Verde e Lagoa Azul. Essas áreas foram selecionadas por duas delas representarem grandes vilas (Araçatiba e Abraão) e dois pontos turísticos comuns (Lagoa Verde e Azul).

Figura 1 – Pontos amostrais da Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, em 2005 e em 2021



Fonte: Elaborada pelos autores

2. Material e métodos

2.1 Dados populacionais

A abundância populacional de *H. reidi* foi determinada através de quatro transecções aleatórias de 20 x 5 metros em cada área. As observações foram realizadas até cinco metros de profundidade através de mergulho livre em apneia (*snorkeling*) utilizando o método de censo visual. A equipe foi parcialmente a mesma em ambos os levantamentos (2005 e 2021), sendo que o protocolo foi ajustado com a segunda equipe antes do início das observações. Todos os indivíduos encontrados foram identificados quanto à espécie (Lourie *et al.*, 1999) e ao sexo. Indivíduos machos apresentavam a presença de bolsa incubadora na região ventral, e as fêmeas, a ausência desta estrutura (Lourie *et al.*, 1999). O sexo foi confirmado

apenas para indivíduos adultos de acordo com Freret-Meurer *et al.* (2018a). Indivíduos abaixo de 0,56 cm de comprimento foram considerados juvenis, sem determinação sexual. O substrato de ocorrência foi registrado para cada indivíduo.

A disponibilidade de micro-habitat foi determinada através do percentual de cobertura bentônica, que constou no lançamento aleatório de três *quadrats* (0,50 x 0,50 m) divididos em 100 partes iguais (Pringle, 1984) sobre o costão rochoso ao longo das transecções. As espécies foram identificadas em campo como espécie ou gênero, quando possível, ou agrupadas por filo, com base em Ruppert e Barnes (1996), Muricy e Hajdu (2006) e Joly (1967). Os fatores físicos e químicos da água foram mensurados a partir de multiparâmetro modelo Bachlights, para medir a temperatura e salinidade da água.

2.2 Análise dos dados

A densidade dos cavalos-marinhos foi calculada pelo número de indivíduos/área, sendo representada pelo seu valor seguido do desvio padrão (média \pm desvio padrão).

A preferência dos cavalos-marinhos pelo micro-habitat foi determinada pelo índice de Eletividade de Ivlev, de acordo com a fórmula: $IEI = (ri - ni)/(ri + ni)$, onde: (IEI) representa o índice de eletividade pelo substrato, (ri) percentagem do substrato utilizado pelo cavalo-marinho, (ni) percentagem do substrato disponível no ambiente. Os valores do Índice de Eletividade de Ivlev variam de -1 a 1, sendo que de 0 a 1 há uma tendência à preferência e de -1 a 0 há uma tendência a ser ocasional (Krebs, 1989).

A influência das variáveis ambientais sobre a densidade foi determinada a partir de regressão múltipla, sendo densidade a variável dependente.

A heterogeneidade do habitat foi avaliada de acordo com Tews *et al.*, (2004) pela diversidade estrutural do habitat, que é representada pelo Índice de Diversidade de Shannon (H).

A correlação entre a diversidade estrutural e a densidade foi calculada a partir da correlação de Spearman. A diferença entre a temperatura, salinidade e *Sargassum* sp. (substrato mais utilizado pelos cavalos-marinhos) entre as áreas com presença e ausência de cavalo-marinho foi determinada utilizando o Teste t de Student e o Teste de Mann-Whitney. Foi realizado o teste de Wilcoxon para verificar diferença significativa na densidade média total entre 2005 e 2021.

Todas as análises foram realizadas respeitando as premissas de normalidade e homogeneidade das variâncias. Os valores estão representados pela média \pm desvio padrão (Zar, 1999).

3. Resultados e Discussão

3.1 RAP 2005

Em 2005, foram encontradas populações de cavalos-marinhos em seis das 15 praias estudadas, com um total de 21 indivíduos, todos adultos e com razão sexual de 4:3 (M:F).

A densidade média total encontrada para os locais estudados na Ilha Grande foi de $0,03 \pm 0,04$ ind.m⁻² e a densidade média apenas para os locais com presença de cavalos-marinhos foi de $0,08 \pm 0,03$ ind.m⁻². As densidades variaram entre as praias, sendo mais elevada nas praias de Araçatiba, da Longa, Japariz e Lagoa Verde, com densidade média de 0,1 ind.m⁻² em cada, seguidas do Bananal com densidade média de 0,05 ind.m⁻² e Provetá com 0,03 ind.m⁻² (Tabela 1).

Tabela 1 – Densidade média, máxima e mínima de *Hippocampus reidi* nas 15 áreas amostradas da Ilha Grande em 2005

Áreas amostradas	Densidade média	Densidade máxima	Densidade mínima	Proporção sexual (M:F)	Substrato utilizado
Praia de Araçatiba	0,1	0,7	0	4:3	<i>Sargassum vulgare</i> , <i>Dictyota</i> sp. e galho
Lagoa Verde	0,1	0,3	0	2:1	<i>Sargassum vulgare</i>
Praia da Longa	0,1	0,2	0	1:2	<i>Sargassum vulgare</i>
Bananal	0,05	0,1	0	1:0	<i>Phyllogorgia dilatata</i>
Tapera	0	0	0	0	
Lagoa Azul	0	0	0	0	
Japariz	0,1	0,2	0	1:2	<i>Sargassum vulgare</i> e <i>Dictyota</i> sp.
Praia do Abraão	0	0	0	0	
Praia do Abraãozinho	0	0	0	0	
Caxadaço	0	0	0	0	
Dois Rios	0	0	0	0	
Parnaioca	0	0	0	0	
Praia do Leste	0	0	0	0	
Aventureiro	0	0	0	0	
Provetá	0,03	0,1	0	1:0	<i>Sargassum vulgare</i>

Fonte: Elaborada pelos autores

Essas densidades estão compatíveis com a densidade média registrada por Freret-Meurer e Andreatta (2008) na praia de Araçatiba (0,18 ind.m⁻²), sendo, contudo, maior que outras populações estudadas no estado do Rio de Janeiro, como na praia da Urca – Baía de Guanabara (0,02 ind.m⁻²) (Carmo *et al.*, 2022); nas Ilhas Duas Irmãs – Baía de Sepetiba (0,01 ind.m⁻²) (Carmo *et al.*, 2022); em Arraial do Cabo (0,01 ind.m⁻²) (Oliveira; Freret-Meurer, 2012); e em Armação de Búzios (0,02 ind.m⁻²) (Freret-Meurer *et al.*, 2018b). Porém, existem outros locais do estado do Rio de Janeiro que apresentaram populações maiores, como a Ilha Guaíba – Baía de Sepetiba (0,21 ind.m⁻²) (Freret-Meurer *et al.*, 2018a), e Laguna de Araruama (0,59 ind.m⁻²) (Freret-Meurer *et al.*, 2023). Rosa *et al.* (2007) desenvolveu um estudo populacional em diversos locais da costa brasileira, relatando uma variação da densidade entre 0,008 e 0,021 ind.m⁻², menores que as registradas no presente estudo, com a ressalva, porém, que essas densidades menores registradas por Rosa *et al.* (2007) foram encontradas em locais de captura de cavalos-marinhos para o comércio. Esse aspecto se mostra favorável em relação à Ilha Grande, tendo em vista que as densidades neste local são maiores e que se desconhece informações sobre captura de cavalos-marinhos para comércio na área.

O presente estudo reafirma a distribuição em manchas para *H. reidi*, o que também foi mostrado por Rosa *et al.* (2007), uma vez que dentro de uma mesma área foram encontradas transecções com elevada densidade e outras com ausência de cavalos-marinhos dessa espécie.

A razão sexual total dos cavalos-marinhos estudados na Ilha Grande foi de 1:1, variando entre áreas amostradas. As praias de Japariz e da Longa apresentaram razão sexual desviada para as fêmeas, sendo de 1:2 (M:F); já as demais áreas apresentaram esse desvio para os machos, variando de 1:0 (M:F) em Provetá e Bananal, 2:1 na Lagoa Verde e 4:3 na praia de Araçatiba. Apesar dessa variação, todos os animais apresentaram comportamento reprodutivamente ativo.

A proporção sexual total equitativa (1:1) corrobora os dados de diversos outros estudos, como Dias e Rosa (2003), Silveira (2005), Rosa *et al.* (2007) e Mai e Rosa (2009). Contudo, o presente estudo mostrou, para as diferentes áreas, uma razão sexual desviada, como reportado por Freret-Meurer e Andreatta (2008), havendo uma proporção sexual de 1:3 (M:F), enquanto Rosa *et al.* (2007) reportaram, para Camurupim e Andorinhas, uma proporção sexual de 2:1 e 5:1, respectivamente.

O micro-habitat mais importante para *H. reidi* nas áreas de ocorrência de cavalos-marinhos na Ilha Grande foi a macroalga *Sargassum vulgare*, presente em 85% dos locais de ancoragem dos cavalos-marinhos. Os demais micro-habitats foram a gorgônia *Phyllogorgia dilatata*, a esponja *Aplysina fulva* e a alga *Dictyota sp.*, representados por 5% cada de ocorrência do cavalo-marinho. De acordo com o Índice de Eletividade de Ivlev, foi encontrada preferência de *H. reidi* por *S. vulgare*, *P. dilatata*, e *Dictyota sp.*, exceto *A. fulva* na Praia de Araçatiba com o valor de - 0,39 (Tabela 2).

Tabela 2 – Valores do Índice de Eletividade de Ivlev para determinação de preferência de substrato para fixação de *Hippocampus reidi* em cada praia estudada

Áreas	<i>Sargassum vulgare</i>	<i>Dictyota sp.</i>	<i>Phyllogorgia dilatata</i>	<i>Aplysina fulva</i>
Praia de Araçatiba	0,56*	0,23*	-	- 0,39
Lagoa Verde	0,79*	-	-	-
Praia da Longa	0,53*	-	-	-
Bananal	-	-	1*	-
Japariz	0,24*	1*	-	-
Provetá	0,94*	-	-	-

*Indicam preferência

Fonte: Elaborada pelos autores

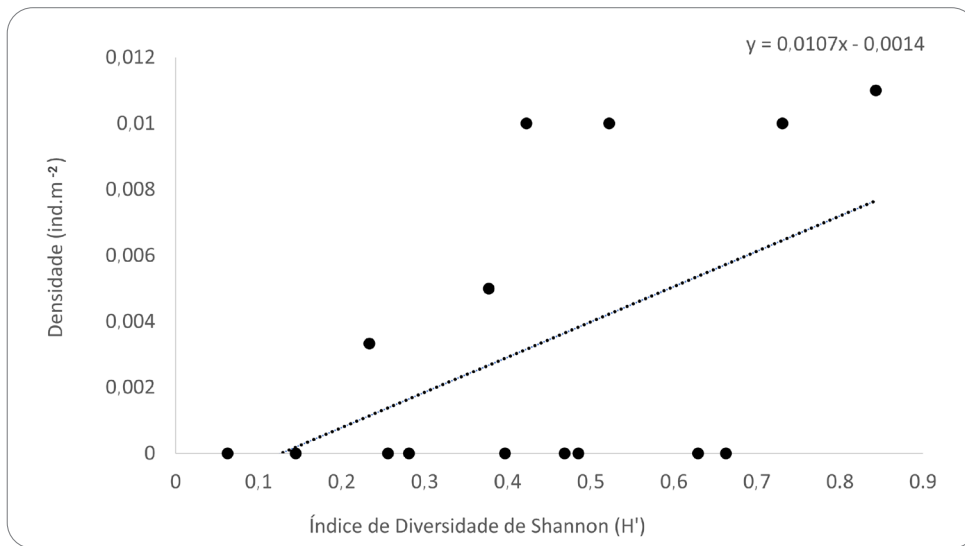
Os micro-habitats mais frequentemente utilizados por *H. reidi* foram diversas espécies de macroalgas, corroborando os trabalhos de Dias e Rosa (2003), Rosa *et al.* (2007), Mai e Rosa (2009), Freret-Meurer *et al.* (2018b) e Carmo *et al.* (2022) para essa mesma espécie de cavalo-marinho. Esses trabalhos também citam micro-habitats presentes em ambientes de manguezal, como raízes de *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle*. Para a espécie congênica, *Hippocampus comes* Cantor, 1849, não foi encontrado um micro-habitat frequentemente utilizado, sendo o mais abundante no meio o mais usado (Perante *et al.*, 2002). Já Bell *et al.* (2003) encontraram resultados opostos para *Hippocampus capensis* Boulenger, 1900, que apresentou preferência por *Zostera capensis*, independente da disponibilidade desta grama-marinha. Estes dados contrapõem a sugestão de Rosa *et al.* (2007) e de Curtis e Vincent (2005) para *Hippocampus guttulatus* Cuvier, 1829, quando afirmam que a seleção do substrato está de acordo com a disponibilidade. Portanto, os dados indicam que seletividade por micro-habitat pode variar de acordo com a espécie de cavalo-marinho e que, na Ilha Grande, esses animais são seletivos, tornando necessário ressaltar a importância da conservação desses micro-habitats, em particular, os bancos de *S. vulgare*.

O presente estudo não observou nenhum indivíduo se ancorando em substratos artificiais, como cordas de rede de pesca, garrafas pet, canos submersos, fato que foi relatado por Felício *et al.* (2006), Dias e Rosa (2003) e Carmo *et al.* (2002) para *H. reidi*, além de Foster e Vincent (2004) para outras espécies.

O maior índice de diversidade registrado foi para a Praia de Araçatiba com 0,843, seguida da Lagoa Verde, com 0,730. O menor índice registrado foi para Praia do Leste, com 0,062. Não foi encontrada nenhuma relação entre a densidade e a diversidade estrutural representada pelo Índice de Diversidade de Shannon, utilizando a correlação de Spearman ($r = 0,559$; $p = 0,11$) (Gráfico 1).

Os dados sugerem que a diversidade não é um fator relacionado à densidade dos cavalos-marinhos. Acredita-se, portanto, que outros fatores relacionados ao habitat possam influenciar essa densidade, como a disponibilidade de alimento, ou, até mesmo, a morfoestrutura.

Gráfico 1 – Relação entre o Índice de Diversidade de Shannon e a densidade do cavalo-marinho *Hippocampus reidi* na Ilha Grande (praia de Araçatiba, Lagoa Verde, Praia da Longa, Lagoa Azul, Bananal, Tapera, Japariz, Praia do Abraão, Praia de Abraãozinho, Caxadaço, Dois Rios, Praia do Leste, Aventureiro, Parnaiooca e Provetá) em 2005



Fonte: Elaborado pelos autores

As variáveis ambientais não apresentaram grandes variações entre as localidades, tendo uma média de salinidade de $34,2 \pm 1,27$, variando entre a máxima e mínima de 31 e 35. A temperatura registrada variou de 19°C a 24°C entre as áreas estudadas, havendo uma temperatura média de $22,8 \pm 1,3$ °C. Não foi encontrada nenhuma correlação entre a densidade e as variáveis ambientais ($p = 0,559$; $r = 0,11$). As áreas com presença de cavalos-marinhos também não apresentaram diferenças significativas de salinidade em relação às áreas com ausência deles ($p = 0,815$; $t = 0,238$), tal como para temperatura ($p = 0,942$; $t = 0,073$) (Tabela 3). Portanto, como não há variação desses fatores entre as áreas, eles não sugerem ser explicativos para a presença e a ausência dos cavalos-marinhos e, tampouco, para sua densidade.

Tabela 3 – Média e desvio padrão da temperatura e salinidade, assim como as áreas com presença do cavalo-marinho *Hippocampus reidi* marcadas com o símbolo * na Ilha Grande em 2005

Áreas estudadas	Temperatura	Salinidade	Presença de <i>H. reidi</i> *
Praia de Araçatiba	25,6 ± 1,5	35,0 ± 1,34	*
Lagoa Verde	24 ± 0	35,0 ± 0,05	*
Praia da Longa	22,6 ± 0,5	35,0 ± 0	*
Bananal	19 ± 0	31,7 ± 0	*
Tapera	21,5 ± 0	32,4 ± 4,77	
Lagoa Azul	21 ± 2,7	34,8 ± 0,27	
Japariz	24 ± 0	35,0 ± 0	*
Praia do Abraão	23 ± 0	33,9 ± 0,05	
Praia do Abraãozinho	23,6 ± 0,5	34,0 ± 0	
Caxadaço	23,6 ± 0,5	35,0 ± 0	
Dois Rios	21,6 ± 0,5	32,8 ± 0,28	
Parnaiooca	23 ± 0	35,0 ± 0	
Praia do Leste	22,3 ± 1,1	34,8 ± 0,28	
Aventureiro	22,6 ± 0,5	35,0 ± 0	
Provetá	23,6 ± 0,5	33,6 ± 0,28	*

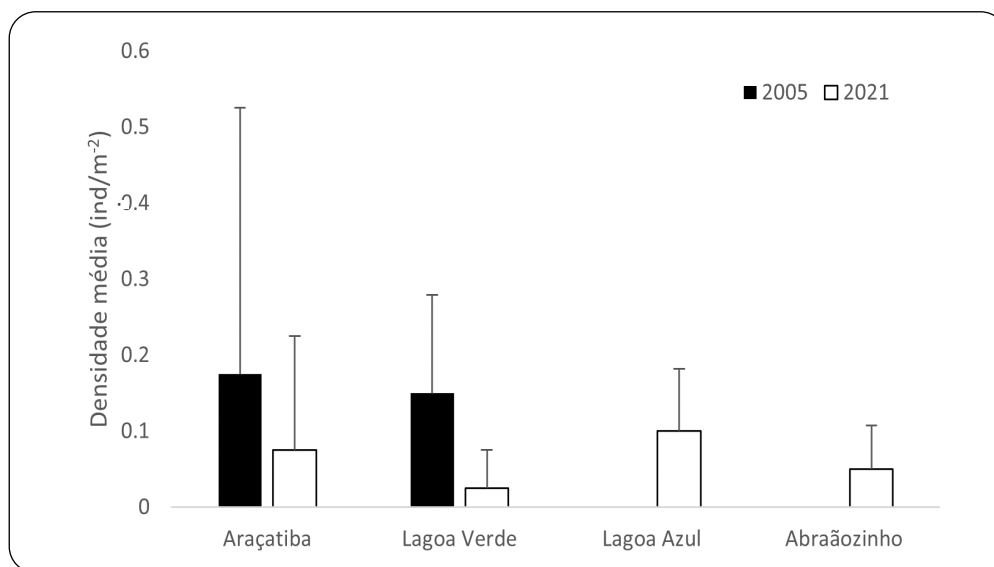
Fonte: Elaborada pelos autores

3.2 RAP 2021 – Comparativo

Considerando apenas as áreas alvo comparativas (praia de Araçatiba, Lagoa Verde, Lagoa Azul e Abraãozinho), em maio de 2005 foram registrados 13 indivíduos, todos adultos, e a densidade média total dessas áreas foi de $0,08 \pm 0,09$ ind/m². Já em maio de 2021, foram encontrados 10 indivíduos nas quatro praias (Araçatiba, Lagoa Verde, Lagoa Azul e Abraãozinho), sendo 9 adultos e 1 jovem; e a densidade média total apresentada foi de $0,06 \pm 0,03$ ind/m². Não foi encontrada diferença significativa na densidade média total entre as amostras de 2005 e 2021 ($p = 0,742$; $W = 5,000$). A densidade por área decresceu em Araçatiba e Lagoa Verde, ao passo que aumentou em Abraãozinho e Lagoa Azul (Gráfico 2). Apesar dos dados sugerirem decréscimos pontuais, estatisticamente não houve redução significativa, indicando que essa variação seja uma possível oscilação populacional. Apesar dos levantamentos rápidos serem funcionais para determinação de diversos parâmetros ecológicos relevantes para a conservação da espécie, como densidade local, composição da razão sexual, estado reprodutivo e hábitat relevante, é um método limitado, que não caracteriza as flutuações sazonais típicas das populações de cavalos-marinhos (Qin *et al.*, 2017; Freret-Meurer *et al.*, 2022). Tendo isso em vista, é interessante que, além dos levantamentos rápidos, sejam estabelecidos monitoramentos periódicos e a longo termo, a fim de compreender mais claramente a dinâmica populacional desses animais.

Em 2005, os cavalos-marinhos ocorreram em apenas duas das quatro localidades, e, em 2021, sua distribuição foi mais ampla, sendo registrados nas quatro áreas. Essa movimentação é comum nesses animais, os quais, apesar de sedentários (Freret-Meurer *et al.*, 2012), fazem grandes deslocamentos (Qin *et al.*, 2017).

Gráfico 2 – Densidade do cavalo-marinho *Hippocampus reidi* em maio de 2005 e 2021 nas quatro áreas de estudo (praia de Araçatiba, Lagoa Verde, Lagoa Azul e Abraãozinho)

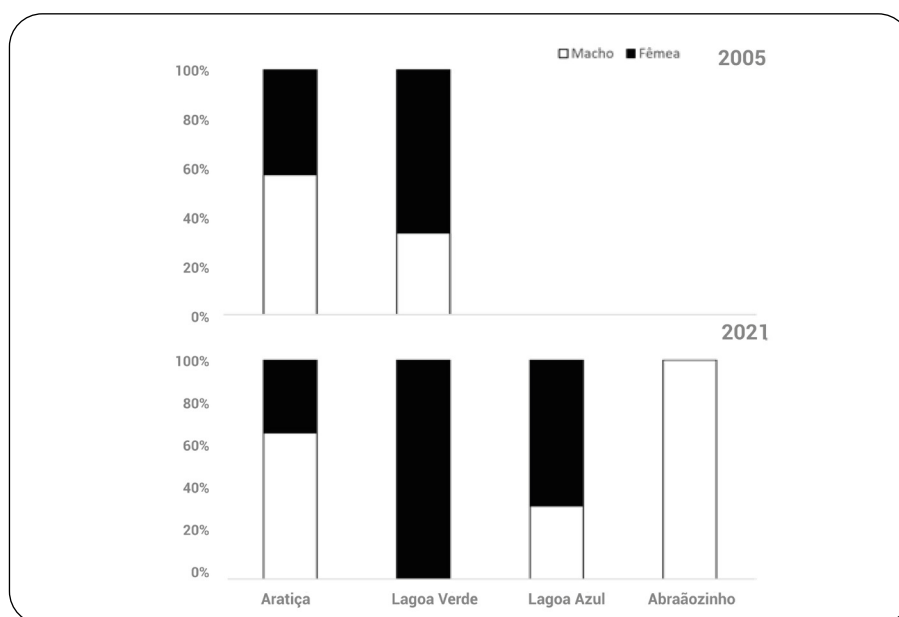


Fonte: Elaborado pelos autores

As praias de Araçatiba e Abraãozinho, localizadas nas duas grandes vilas da região da Ilha Grande, apresentaram padrões opostos de densidades, já que Araçatiba teve uma diminuição na densidade de cavalos-marinhos entre os dois anos de amostragem, e Abraãozinho, que não tinha sido registrado nenhum indivíduo durante o levantamento de 2005, passou a ter indivíduos identificados em 2021.

A razão sexual total variou entre os dois anos de RAP, havendo uma razão sexual total de 1:1 em 2005 e de 3:2 em 2021. Quando comparado entre as áreas, houve variação apenas na Lagoa Verde, que em 2021 registrou apenas presença de fêmeas (Gráfico 3).

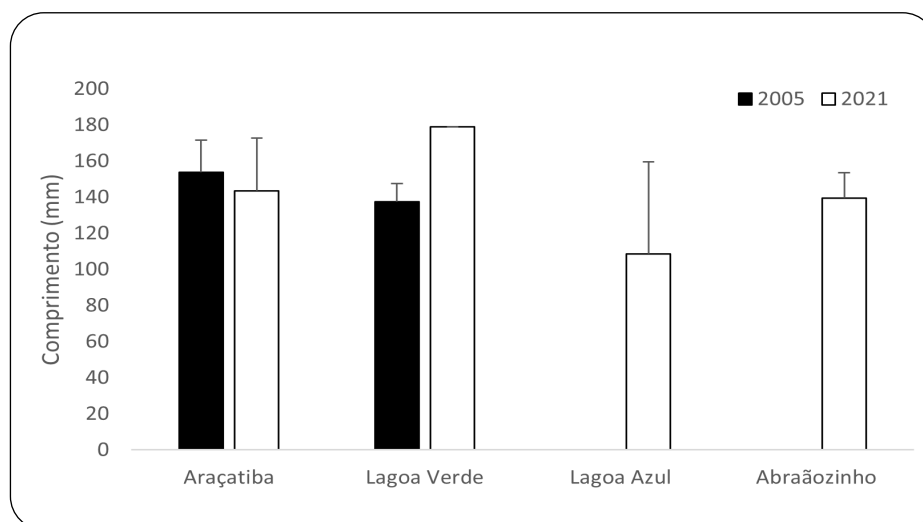
Gráfico 3 – Razão sexual do cavalo-marinho *Hippocampus reidi* em maio de 2005 e 2021 nas quatro áreas de estudo (praia de Araçatiba, Lagoa Verde, Lagoa Azul e Abraãozinho)



Fonte: Elaborado pelos autores

O comprimento médio dos indivíduos foi semelhante entre os dois anos, sendo de 145 ± 11 mm em 2005, e 142 ± 28 mm em 2021, não havendo diferença significativa entre ambos ($p= 0,275$; $t= 1,11$). Levando em consideração as áreas de estudo, os maiores animais foram registrados na praia de Araçatiba e Lagoa Verde (Gráfico 4).

Gráfico 4 – Comprimento médio e desvio padrão do cavalo-marinho *Hippocampus reidi* em maio de 2005 e 2021 nas quatro áreas de estudo (praia de Araçatiba, Lagoa Verde, Lagoa Azul e Abraãozinho)



Fonte: Elaborado pelos autores

Os principais micro-habitats em que os cavalos-marinhos foram encontrados em 2005 nessas áreas, mantiveram-se os mesmos em 2021, sendo eles a esponja *D. anchorata*, a alga *S. vulgare* e substrato alóctone (galho) (Gráfico 5). Os demais substratos tiveram baixa representatividade. Contudo, é importante destacar o uso do briozoário *Schizoporella* sp. como micro-habitat para ancoragem, que é uma espécie exótica invasora estabelecida no litoral fluminense (Lopes *et al.*, 2009).

Considerando todos os micro-habitats de ocorrência dos cavalos-marinhos nas quatro áreas de estudo, foi possível identificar uma tendência à preferência por quase todos os micro-habitats que ocorreram em 2005, exceto por *S. vulgare*, o qual apresentou grande disponibilidade com formação de bancos dessa alga e reduzindo o valor do Índice de IVLEV. Já em 2021, houve o efeito oposto, em que a alga *S. vulgare* foi escassa, e, ainda assim, houve ocorrência de cavalos-marinhos associados a ela, mostrando a preferência e relevância desse micro-habitat para a espécie (Tabela 4).

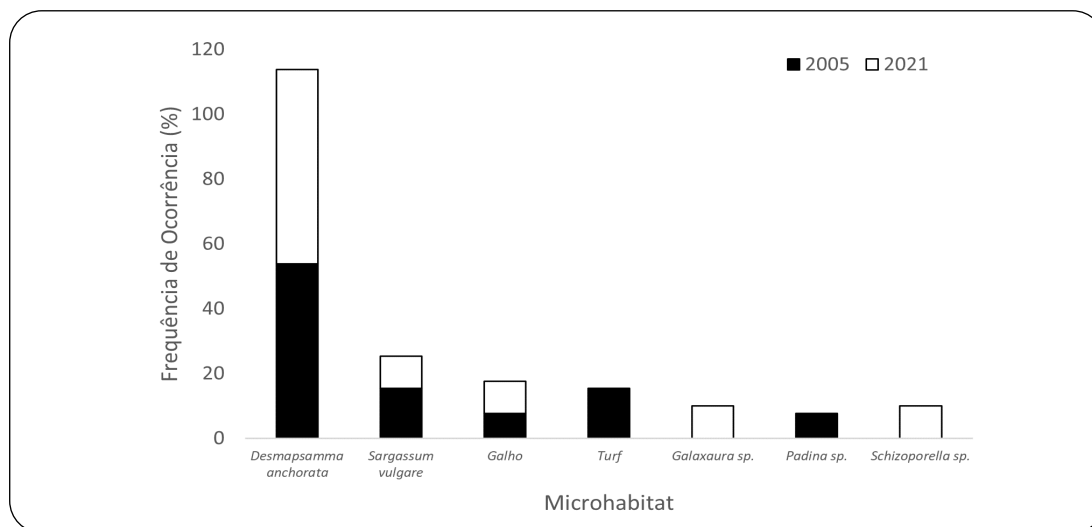
Tabela 4 – Valores do Índice de Eletividade de Ivlev para determinação de preferência de micro-habitat do cavalo-marinho *Hippocampus reidi* na Ilha Grande (praia de Araçatiba, Lagoa Verde, Praia da Longa, Lagoa Azul, Bananal, Tapera, Japariz, Praia do Abraão, Praia de Abraãozinho, Caxadaço, Dois Rios, Praia do Leste, Aventureiro, Pamaioca e Provetá) nos anos de 2005 e 2021

Micro-habitat	2005	2021
Alga turf	0.674*	
<i>Desmapsamma anchorata</i>	1*	0.846*
Galho	1*	0.818*
<i>Galaxaura</i> sp.		0.052*
<i>Padina</i> sp.	0.587*	
<i>Sargassum vulgare</i>	-0.177	1*
<i>Schizoporella</i> sp.		1*

*Indicam preferência

Fonte: Elaboradas pelos autores

Gráfico 5 – Frequência de ocorrência (%) de uso do micro-habitat pelo cavalo-marinho *Hippocampus reidi* em maio de 2005 e 2021 nas quatro áreas de estudo (praia de Araçatiba, Lagoa Verde, Lagoa Azul e Abraãozinho)



Fonte: Elaborado pelos autores

A temperatura média nas quatro áreas em 2005 foi de $23.7 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$, permanecendo a mesma em 2021, com $23,7 \pm 0,1^{\circ}\text{C}$. Já a salinidade apresentou pequena variação, em 2005 teve média de $34 \pm 0,5$, e em 2021 foi de $36 \pm 0,5$. Apesar da impossibilidade de se realizar análise estatística para verificar a variação significativa entre os anos, devido ao baixo número amostral, os dados se mostram muito próximos, sugerindo que essas pequenas variações não interferiram nos cavalos-marinhos.

Conclusão

O levantamento rápido feito em 2005 identificou que existem cavalos-marinhos em diversas áreas da Ilha Grande, havendo maior densidade na porção oeste da Ilha Grande. Já a porção leste da ilha apresentou apenas uma área com esses animais e a porção sul não apresentou áreas com a presença deles. Os dados de 2005 e 2021 mostraram que não houve uma variação quantitativa da densidade, mas houve uma flutuação desses organismos entre as praias, sendo relevante estabelecer um protocolo de monitoramento constante e a longo prazo. A macroalga *S. vulgare* e a esponja *D. anchorata* se mostraram micro-habitats relevantes para os cavalos-marinhos, sendo importante sua conservação para estabelecer uma boa qualidade ambiental para os cavalos-marinhos na Ilha Grande.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer à Universidade Santa Úrsula pelo apoio logístico, à PADI – Project Aware Foundation pelo apoio financeiro concedido nos anos de 2004 e 2005 e à equipe do Projeto Cavalos-Marinhos/RJ pelo apoio em campo.

Referências

ABLE, K. W.; SIMENSTAD, C. A.; STRYDOM, N. A.; BRADLEY, M.; SHEAVES, M. Habitat use and connectivity. In: WHITFIELD, A. W.; ABLE, K. W.; BLABER, S. J. M.; ELIOTT, M. (org.). **Fish and Fisheries in estuaries: a global perspective**. [S. l.]: Wiley, 2022. p. 188-254. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/9781119705345.ch4>. Acesso em: 19 ago. 2023.

ANJOS, S. C. **Composição, distribuição e abundância da ictiofauna da Baía da Ilha Grande (Rio de Janeiro – Brasil)**. Orientador: Melquíades Pinto Paiva. 1993. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas. Zoologia) – Departamento de Biologia Marinha, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1993.

ARAUJO, D. S. D.; OLIVEIRA, R. R. Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul (Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro): lista preliminar da flora. **Acta Botanica Brasilica**, v. 1, n. 2, supl. 1, p. 83-94, 1987.

BELL, E. M.; LOCKYEAR, J. F.; MCPHERSON, J. M.; MARSDEN, A. D.; VINCENT, A. C. J. First field studies of an endangered South African seahorse, *Hippocampus capensis*. **Environmental Biology of Fishes**, v. 67, p. 35-46, 2003.

BRANDL, S. J.; RASHER, D. B.; CÔTÉ, I. M.; CASEY, J. M.; DARLING, E. S.; LEFCHECK, J. S.; DUFFY, J. E. Coral reef ecosystem functioning: eight core processes and the role of biodiversity. **Frontiers in Ecology and Environment**, v. 17, n. 8., p. 445-454, 2019. <https://doi.org/10.1002/fee.2088>. Acesso em : 17 ago. 2023.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas de benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília: MMA, 2002.

CALLADO, C. H.; BARROS, A. A. M.; RIBAS, L. A.; ALBARELLO, N.; GAGLIARDI, R.; JASCONE, C. E. Flora e cobertura vegetal. In: BASTOS, M.; CALLADO, C. H. **O ambiente da Ilha Grande**. Rio de Janeiro: CEADS, 2009. p. 91-162.

CARMO, T. F.; SANTOS, L. N.; BERTONCINI, A. A.; FRERET-MEURER, N. V. Population structure of the seahorse *Hippocampus reidi* in two Brazilian estuaries. **Ocean and Coastal Research**, v. 70, 2022.

CREED, J. C.; OLIVEIRA, A. E. S.; PIRES, D. O.; FIGUEIREDO, M. A. O.; FERREIRA, C. E. L.; VENTURA, C. R. R.; BRASIL, A. C. S.; YOUNG, P. S.; ABSALÃO, R. S.; PAIVA, P. C.; CASTRO, C. B.; SEREJO, C. S. RAP Ilha Grande – um levantamento da biodiversidade: histórico e conhecimento da biota. In: CREED, J. C.; PIRES, D. O.; FIGUEIREDO, M. A. O. **Biodiversidade Marinha da Baía de Ilha Grande**. Brasília: MMA: SBF, 2007. p. 43-63. (Biodiversidade, 23).

- CURTIS, J. M. R.; VINCENT, A. C. J. Distribuion of sympatric seahorse species along a gradiente of habitat complexity in a seagrass-dominated Community. **Marine Ecology Progress Series**, v. 291, p. 81-91, 2005.
- DELICISTIA, L. N. **Análise comparativa da biota críptica incrustante em ilhas costeiras de São Paulo, Brasil**. 2021. 72 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2021.
- DIAS, T. L. P.; ROSA, I. L. Habitat preferences of a seahorse species *Hippocampus reidi* (Teleostei: Syngnathidae) in Brazil. **Aqua Journal of Ichthyology and Aquatic Biology**, v. 6, p. 165-176, 2003.
- EYMANN, J.; DEGREEF, J.; HÄUSER, C.; SAMYB, J. Y.; VANDENSPIEGEL, D. (ed.). **Manual on field recording techniques and protocols for all taxa biodiversity inventories and monitoring**. [Belgian: s. n.], 2010. (Abc taxa, v. 8).
- FELÍCIO, A. K. C.; ROSA, I. L.; SOUTO, A.; FREITAS, R. H. A. Feeding behavior of the longsnout seahorse *Hippocampus reidi* Ginsburg, 1933. **Journal of Ethology**, v. 24, p. 219-225, 2006.
- FOSTER, S. J.; VINCENT, A. C. J. Life history and ecology of seahorses: implications for conservation and management. **Journal of Fish Biology**, v. 65, n. 1, p. 1-61, 2004.
- FRERET-MEURER, N. V.; CARMO, A. V.; OKADA, N. B.; CARMO, T. F. A snapshot of a high density seahorse population in a tropical rocky reef. **Journal of Natural History**, v. 52, n. 23-24, p. 1571-1580, 2018a.
- FRERET-MEURER, N.; FERNÁNDEZ, T.; OKADA, N.; CARMO, A. V. Population dynamics of the endangered seahorse *Hippocampus reidi* Ginsburg, 1993 in a tropical rocky reef habitat. **Animal Biodiversity and Conservation**, v. 41, n. 2, p. 345-356, 2018b.
- FRERET-MEURER, N. V.; ANDREATA, J. V. Field studies of a Brazillian seahorse population, *Hippocampus reidi* Ginsburg, 1933. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, [Rio de Janeiro], v. 51, n.4, p. 543-551, 2008.
- FRERET-MEURER, N. V.; ANDREATA, J. V.; ALVES, M. A. S. Activity rate of the seahorse *Hippocampus reidi* Ginsburg, 1933 (Syngnathidae). **Acta Ethologica**, v. 15, p. 221-227, 2012.
- FRERET-MEURER, N.; OLIVEIRA, V. M. Distribuição vertical do cavalo-marinho *Hippocampus reidi* Ginsburg, 1993 na região de Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brasil. **Biotemas**, v. 25, n. 2, p. 59-66, 2012.
- FREUREU-MEURER, N. V.; FERNÁNDEZ, T. C.; VACCANI, A. C. Influence of the Atlantic Ocean thermal anomaly on the longsnout seahorse *Hippocampus reidi* in a Brazilian estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 101, n. 4, p. 960-971, 2022.
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENEGNHARIA DO MEIO AMBIENTE (RJ); INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (RJ). **Plano de Gestão Integrada do Ecossistema Marinho da Baía de Ilha Grande**: estudo de base. Rio de Janeiro, 2008. v. 2.
- JOLY, A. B. **Gêneros de algas marinhas da costa atlântica latino-americana**. São Paulo: EduSP, 1967.
- JOVENTINO, F. K. P.; JOHNSON, R. M. F.; LIANZA, S. Pesca artesanal na Baía de Ilha Grande, no Rio de Janeiro: conflitos com unidades de conservação e novas possibilidades de gestão. **Política & Sociedade**, Florianópolis, v. 12, n. 23, p. 159-182, 2013.
- KREBS, C. **Ecological methodology**. New York: HarperCollins Publishers, 1989.
- LOPES, R. M.; CORADIN, L.; POMBO, V. B.; CUNHA, D. R. (ed.). **Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil**. Brasília: MMA, 2009. (Biodiversidade, 33).
- LOURIE, S. A.; FOSTER, S. J.; COOPER, E. W. T.; VINCENT, A. C. J. **Seahorses**: an identification guide to the world's species and their conservation. Montréal: Project Seahorse, 1999.

LUCKHURST, B. E.; LUCKHURST, K. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. **Marine Biology**, v. 49, p. 317-323, 1978.

MAI, A. C. G.; ROSA, I. M. L. Ecological aspects of the seahorse *Hippocampus reidi* in the Camupurim/Cardoso estuary, Piauí State, Brazil, as subsidies for the implementation of na Environmental Protection Area. **Biota Netropica**, v. 9, p. 85-91, 2009.

MUEHE, D.; VALENTINI, E. **O litoral do Estado do Rio de Janeiro**: uma caracterização físico ambiental. Rio de Janeiro: Fundação de Estudos do Mar, 1998.

MURICY, G.; HAJDU, E. **Porifera Brasilis**: guia de identificação das esponjas mais comuns do Sudeste do Brasil. [Rio de Janeiro]: Museu Nacional, 2006.

OLIVERIA, T.; POLLLOM, R. A. *Hippocampus reidi*: Long-snout Seahorse. **The IUCN Red List of Threatened Species**. [S. l.: s. n.], 2017.

PERANTE, N. C.; PAJARO, M. G.; MEEUWIG, J. J.; VINCENT, A. C. J. Biology of a seahorse species: hippocampus comes in the central Philippines. **Journal of Fish Biology**, v. 60, n. 4, p. 821-837, 2002.

PRINGLE, J. D. Efficiency estimates for various quadrat sizes used in benthic sampling. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 41, n. 10, p. 1485-1489, 1984.

QIN, G.; ZHANG, Y.; HO, A. L. F. C.; ZHANG, Y.; LIN, Q. Seasonal distribution and reproductive strategy of seahorses. **ICES Journal of Marine Science**, v. 74, n. 8, p. 2170-2179, 2017.

QUIMBAYO, J. P.; DIAS, M. S.; KULBICKI, M.; MENDES, T. C.; LAMB, R. W.; JOHNSON, A. F.; ABURTO-OROPEZA, O.; ALVARADO, J. J.; BOCOS, A. A.; FERREIRA, C. E. L.; GARCIA, E.; LUIZ, O. J.; MASCAREÑAS-OSORIO, I.; PINHEIRO, H. T.; RODRIGUEZ-ZARAGOZA, F.; SALAS, E.; ZAPATA, F. A.; FLOETER, S. R. Determinants of reef fish assemblages in tropical Oceanic islands. **Ecography**, v. 42, n. 1, p. 77-87, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ecog.03506>. Acesso em: 2 mar. 2023.

ROSA, I. L.; OLIVEIRA, T. P. R.; CASTRO, A. L. C.; MORAES, L. E. S.; XAVIER, J. H. A.; NOTTINGHAM, M. C.; DIAS, T. L. P.; BRUTO-COSTA, L. V.; ARAÚJO, M. E.; BIROLO, A. B.; MAI, A. C. G.; MONTEIRO-NETO, C. Population characteristics, space use and habitat associations of the seahorse *Hippocampus reidi* (Teleostei : Syngnathidae). **Neotropical Ichthyology**, [s. l.], v. 5, n. 3, p. 405-414, 2007.

RUPPERT, E. E.; BARNES, R. D. **Invertebrate zoology**. 6 ed. [S. l.]: Saunders College Publishing, 1996.

SEGAL, B.; CASTRO, C. B. Coral Community structure and sedimentation at diferente distances from the coast of the Abrolhos Bank, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 59, n. 2, 119-129, 2011.

SILVEIRA, R. B. Registros de cavalos-marinhos (*Syngnathidae: Hippocampus*) ao longo da costa brasileira. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 2, p. 316-325, 2011.

SPALDING, M. M.; RAVILIOUS, C.; GREEN, E. P. **World atlas of coral reefs**. Berkeley: University of California Press, 2001

TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBÖRGER, K.; WICHMANN, M. C., SCHWAGER, M.; JELTSCH, F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of biogeography**, v. 31, n. 1, p. 79-82, 2004.

WILLIAMS, D. M. C. B. Patterns and process in the distribution of coral reef fishes. In: SALE, P. F. **The ecology of fishes on coral reefs**. [S. l.]: Academic Press, 1991. p. 437-474.

WOTTON, R. J. **Ecology of teleost fishes**. [S. l.]: Springer Science & Business Media, 2012.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 4. ed. New Jersey: Prentice hall, 1999.

ZHANG, X; VICENT, A. C. J. Predicting distributions, habitat preferences and associated conservation implications for a genus of rare fishes, seahorses (*Hippocampus* spp.). **Diversity and Distribution**, v. 24, n. 7, p. 1005-1017, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ddi.12741>. Acesso em: 12 fev. 2023.

Sobre as autoras

Natalie V. Freret-Meurer

Pós-doutora (2014) e doutora (2010) em Ecologia pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Mestre em Ciências do Mar (2006) e graduada em Ciências Biológicas (2003) pela Universidade Santa Úrsula. <http://lattes.cnpq.br/7107327491707135>

Amanda Vaccani do Carmo

Mestra em Ciências Biológicas, com ênfase em Biodiversidade Neotropical (PPGBIO), pela Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (2019). Pós-graduada em Gestão Ambiental Marinha, pela Universidade Santa Úrsula (2014). Graduada em Ciências Biológicas, nas modalidades Bacharelado e Licenciatura, pela Universidade Gama Filho (2013). <http://lattes.cnpq.br/4202399450460323>

Tatiane Fernández do Carmo

Doutoranda em Ecologia e Evolução na UERJ. Mestra em Biodiversidade Neotropical pela UNIRIO (2019). Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Santa Úrsula (2015). <http://lattes.cnpq.br/6406651216960675>