

Programa de monitorização dos recifes artificiais da Madeira e Porto Santo

General Pereira D'Eça e Afonso Cerqueira
e recifes naturais circundantes

2023

AMACO

Associação Madeirense
para a Conservação Marinha



Relatório do Programa de Monitorização dos recifes artificiais da Madeira e Porto Santo – 2023

Pedro António Neves

Dezembro 2023

AMACO – Associação Madeirense para a Conservação Marinha

Como citar este documento:

Neves, Pedro. (2023). Relatório do Programa de Monitorização dos recifes artificiais da Madeira e Porto Santo – 2023. AMACO, Funchal. 58pp.

Produção e Coordenação: Pedro Neves

Edição: Associação Madeirense para a Conservação Marinha – AMACO

Fotografias: © Pedro Neves

Concepção Gráfica: Pedro Neves

Copyright © AMACO, 2023.

Colophon

Este documento foi concebido em \LaTeX usando a classe `kaobook`.

Edição

Publicado em Dezembro de 2023 pela AMACO – Associação Madeirense para a Conservação Marinha.

AMACO

Associação Madeirense
para a Conservação Marinha



Sumário executivo

O presente relatório apresenta os principais resultados das campanhas de monitorização dos recifes artificiais da Madeira e Porto Santo realizadas em 2023. Decorridos 8 anos desde o afundamento da antiga corveta da Marinha Portuguesa «General Pereira D’Eça» e consequentemente, do início deste projecto, este é já o programa de monitorização de ecossistemas marinhos com maior duração em Portugal. O que é, em si, um facto assinalável, sobretudo tendo em conta as dificuldades de que se revestem os programas de monitorização ecológica a longo prazo.

Através de censos visuais dirigidos à ictiofauna e aos macroinvertebrados móveis, e abarcando um conjunto de 19 locais nas duas ilhas, a monitorização incide sobre os principais habitats naturais e artificiais, cobrindo uma grande variedade de ecossistemas marinhos costeiros. A abordagem global às comunidades marinhas e o estudo da biodiversidade nas suas várias componentes, tem-se revelado fundamental para colmatar lacunas de conhecimento já há muito identificadas e para melhor compreender os processos dinâmicos que moldam os ecossistemas marinhos da Região.

O número de espécies de peixes e de macroinvertebrados móveis registado nas duas ilhas durante o ano de 2023 é consistente com o observado nos anos anteriores. São visíveis algumas diferenças em termos de frequência e abundância de algumas espécies em alguns locais, mas parecem ser variações decorrentes dos processos naturais. A exceção parece ser o pargo (*Pagrus pagrus*), cuja frequência e abundância diminuiu consideravelmente em relação aos anos anteriores (sobretudo na «Pedra do Jota») e a boga (*Boops boops*) no RA CORDECA.

Por outro lado, algumas espécies com estatuto de conservação vulnerável segundo a UICN, como o badejo (*Mycteroperca fusca*) e o mero (*Epinephelus marginatus*), foram observadas em maiores densidades e sobretudo em locais com algum regime de protecção.

Em relação aos macroinvertebrados móveis, parece estar a verificar-se uma tendência para a diminuição da frequência e da densidade de algumas espécies de estrelas-do-mar, pelo menos em alguns locais estudados.

Globalmente, os resultados do presente programa de monitorização revelam diferenças importantes nas comunidades biológicas associadas aos cinco habitats estudados: zonas arenosas, campos de rodólitos, recifes artificiais, enrocamentos e recifes rochosos. Estas diferenças são mais significativas entre os substratos arenosos e os demais habitats amostrados, mas são coerentes com os resultados obtidos nos anos anteriores, bem como com os resultados de outros trabalhos efectuados na região.

Para além das diferenças entre os habitats estudados, há a salientar a modificação nos fundos de substrato arenoso amostrados na ilha do Porto Santo (Controlo areia—PS e cordeca—Areia) no que respeita à composição das comunidades bentónicas ao longo dos anos. Com efeito a alterações na cobertura das espécies de macroalgas nesses locais, tem vindo a sofrer alterações durante o período em que tem decorrido o programa de monitorização (2016–2023), particularmente com o aumento da densidade da alga verde *Caulerpa ashmeadii*. Essa alteração tem levado igualmente à mudança na composição das comunidades de peixes e macroinvertebrados móveis associadas. É um fenómeno natural, mas que cujo acompanhamento tem que continuar.

Por último, importa referir que o presente programa de monitorização está a contribuir não só para a inventariação da biodiversidade associada a estes habitats subtidais, com o aporte de novos registos quer para a ilha da Madeira, quer para a ilha do Porto Santo, mas também a testemunhar importantes modificações ecológicas que poderão ou não ser cíclicas. Estes resultados, são dados novos que aprofundam o conhecimento destas importantes comunidades biológicas e que podem e devem sustentar a gestão do espaço marítimo e das AMP da região.

Desta forma, a nossa recomendação vai no sentido de continuar este Programa de Monitorização e complementá-lo com mais dados, nomeadamente dados ambientais, que nos permitam correlacionar os dados biológicos com variáveis ambientais.

Agradecimentos

Um trabalho desta envergadura não teria sido possível sem o apoio de tantas pessoas e instituições. Como tal, os autores deste trabalho desejam agradecer:

Ao Instituto das Florestas e Conservação da Natureza (IP–RAM) pelo apoio logístico e financeiro;

Ao Paulo Oliveira pela frontalidade e pragmatismo e pela ajuda a solucionar os vários constrangimentos que surgiram ao longo do projecto;

À Dília Menezes, como gestora do Contrato, à Carolina Santos, como Coordenadora da Rede de Áreas Protegidas do Porto Santo, e ao Ricardo Montes por toda a ajuda na organização do apoio logístico do IFCN para as missões nas duas ilhas;

À Cláudia Ribeiro, pela energia sem fim, pela determinação inabalável e pela coordenação técnico-científica do Programa de Monitorização, sem as quais este trabalho não seria possível;

Aos Vigilantes da Natureza (IFCN) pela amabilidade e disponibilidade e por todo o apoio logístico que nos prestaram;

À Joana e ao José Ricardo da Porto Santo Sub pelo empréstimo de equipamento de mergulho e pela ajuda na resolução de problemas de última hora;

Ao OOM/ARDITI por permitir ao autor conciliar o seu trabalho no OOM com a execução do presente trabalho

Conteúdo

1	Introdução	1
1.1	Principais resultados do Programa de Monitorização	1
1.2	Constrangimentos	2
2	Material e métodos	5
2.1	Locais de amostragem	5
2.2	Caracterização qualitativa e quantitativa da ictiofauna e macroinvertebrados móveis	10
3	Resultados	15
3.1	Esforço/Amostragem	15
3.2	Temperatura média da água do mar	15
3.3	Caracterização qualitativa e quantitativa da ictiofauna	15
3.4	Caracterização qualitativa e quantitativa dos macroinvertebrados	22
3.5	Caracterização global das comunidades	30
4	Discussão e conclusões	35
4.1	Caracterização qualitativa e quantitativa da ictiofauna	35
4.2	Caracterização qualitativa e quantitativa dos macroinvertebrados móveis	38
4.3	Caracterização global das comunidades	39
	Bibliografia	41

Lista de Figuras

2.1 Locais de amostragem.	5
3.1 Temperatura Baixa das bicudas	15
3.2 Poliqueta sedentário	27
3.3 Gráfico de ordenação	33

Lista de Tabelas

2.1 Locais de amostragem incluídos no programa de monitorização.	6
3.1 Diversidade taxonómica: ictiofauna	16
3.2 Frequências por ilha: ictiofauna	18
3.3 Densidade por habitat: ictiofauna M	20
3.4 Densidade por habitat: ictiofauna PS	21
3.5 Análise de associação: Ictiofauna	22
3.6 Diversidade taxonómica: macroinvertebrados	23
3.7 Frequências por ilha: macroinvertebrados	26
3.8 Densidade por habitat: macroinvertebrados M	28
3.9 Densidade por habitat: macroinvertebrados PS	29
3.10 Análise de associação: macroinvertebrados	29
3.11 Diversidade taxonómica por local: comunidade global	30
3.12 Diversidade taxonómica por ilha e habitat: comunidade global	31
3.13 Análise de associação: comunidade global	32

AS COMUNIDADES BIOLÓGICAS MUDAM constantemente no espaço e no tempo, e o conhecimento destas variações está na base de vários conceitos ecológicos importantes e de muitos dos modelos de biodiversidade usados hoje em dia [19].

Apesar da sua importância, a componente temporal dos padrões de composição das comunidades biológicas tem sido preterida em relação à sua componente espacial. É uma situação causada em parte pela ausência de séries de dados temporais longas sobre a biodiversidade e agravada pelo facto de alguns projectos de monitorização terem sido cancelados pelas respectivas entidades financiadoras com o argumento destes projectos se destinarem apenas «a recolher dados» e não ao desenvolvimento «da investigação de ponta» [19]. É sabido que os custos inerentes aos programas de monitorização podem ser elevados [10, 18], mas sabemos também que as dinâmicas espaciotemporais dos ecossistemas não são perceptíveis a partir de observações feitas durante períodos curtos [13].

Actualmente, uma das tarefas mais prementes com que os ecólogos se deparam é precisamente perceber qual o impacto das actividades humanas na diversidade biológica. Mas na ausência de bons dados de base, é muito difícil distinguir as alterações em termos de biodiversidade causadas pelas alterações climáticas daquelas que ocorrem de forma natural, na ausência das actividades antropogénicas.

Neste contexto em que é cada vez mais importante perceber como reagem as espécies e os ecossistemas às alterações ambientais e às pressões induzidas pela (cada vez maior) população humana, os estudos ecológicos a longo prazo («Long-term ecological and environmental studies – LTEES») assumem um papel preponderante. O conhecimento obtido através destes programas é essencial para caracterizar como e porquê está a alterar-se o ambiente natural e fornece um meio para compreendermos a regulação e o funcionamento das comunidades biológicas. Serve ainda para relacionar os padrões biológicos com a sua variabilidade ambiental e para facilitar a gestão da influência humana nos ecossistemas e nos serviços que eles proporcionam [18] [8, 16].

No que diz respeito aos habitats subtidais, o Programa de Monitorização a que se refere este relatório é o único em curso no Arquipélago da Madeira. Financiado pelo Governo Regional, através do IFCN, IP-RAM, decorre ininterruptamente desde 2016 (no Porto Santo e desde 2018 na Madeira), sendo já o mais longo a nível nacional.

1.1 Principais resultados do Programa de Monitorização

Além de proporcionar uma importante série de dados espaciotemporais sobre a biodiversidade marinha da Região, o programa de monitorização dos recifes artificiais CORDECA e CORCEIRA tem contribuído de forma decisiva para colmatar algumas das lacunas de conhecimento identificadas na

[19]: Magurran et al. (2011), *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*

[10]: Callahan (1984), *Long-Term Ecological Research*

[18]: Magurran et al. (2010), *Long-Term Datasets in Biodiversity Research and Monitoring: Assessing Change in Ecological Communities through Time*

[13]: Giron-Nava et al. (2017), *Quantitative Argument for Long-Term Ecological Monitoring*

[8]: Burt (1994), *Long-Term Study of the Natural Environment - Perceptive Science or Mindless Monitoring?*

[16]: Hughes et al. (2017), *Long-Term Studies Contribute Disproportionately to Ecology and Policy*

[22]: MM et al. (2020), *Estratégia Marinha: Relatório Do 2º Ciclo*.

[27]: Ribeiro et al. (2019), *A New Signal of Marine Tropicalization in the Macaronesia Region: First Record of the Mesophotic Macroalga Avrainvillea canariensis* A. Gepp & E.S. Gepp in the Madeira Archipelago

[31]: Ribeiro et al. (2023), *Crossing the Atlantic: The Tropical Macroalga Caulerpa ashmeadii Harvey 1858 as a Recent Settler in Porto Santo Island (Madeira Archipelago, North-eastern Atlantic)*

[24]: Neves et al. (2021), “Pink Round Stones”—*Rhodolith Beds: An Overlooked Habitat in Madeira Archipelago*

[29]: Ribeiro et al. (2020), *Habitat Mapping of Cabo Girão Marine Park (Madeira Island): A Tool for Conservation and Management*

[10]: Callahan (1984), *Long-Term Ecological Research*

Estratégia Marinha [22], nomeadamente a identificação de novas espécies [27, 31] e de importantes habitats subtidais [24, 29]. A série temporal de dados que tem vindo a ser compilada está a revelar-se fundamental para ajudar a perceber a dinâmica de alguns dos ecossistemas costeiros ao longo do tempo e começa a revelar padrões que é importante acompanhar e perceber.

1.2 Constrangimentos

No entanto, são muitos e importantes os constrangimentos que se colocam à manutenção dos programas de monitorização, sobretudo na área marinha. Além das dificuldades inerentes ao trabalho de mar, existe a dificuldade em criar, manter e renovar equipas de investigação competentes, a necessidade de obter resultados rápidos e de publicar artigos rapidamente para satisfazer quer as instituições académicas, quer as entidades financiadoras [10], os custos inerentes à recolha e processamento dos dados e a crónica falta de financiamentos a longo prazo [10, 13, 18].

Porque muitos destes constrangimentos são incompatíveis com os objectivos dos programas de monitorização, é imprescindível que haja um compromisso de financiamento público que garanta a manutenção dos programas de monitorização no tempo. Só assim poderemos compreender e conhecer as dinâmicas dos nossos ecossistemas marinhos, avaliar o impacto que têm as nossas actividades e gerir da melhor forma os diversos interesses existentes.







2.1 Locais de amostragem

O PRESENTE PROGRAMA DE MONITORIZAÇÃO pretende comparar a composição das comunidades entre os vários locais do estudo ao longo do tempo. Estes locais foram seleccionados de modo a abarcar vários tipos de habitats que caracterizam quer as proximidades, quer as áreas mais distantes dos locais de afundamento dos navios afundados, bem como outros habitats característicos da área de estudo à escala regional (Tabela 2.1).

Estes habitats incluem: recifes rochosos, enrocamentos, recifes artificiais, fundos arenosos, campos de algas (rodólitos e *Avrainvillea canariensis*).

1. Controlo areia — Porto Santo: local de substrato arenoso (areia média) a uma profundidade de cerca de 20 m, dominado por manchas da alga *Caulerpa prolifera* e pela presença de algumas enguias-de-jardim (*Heteroconger longissimus*). Ocasionalmente foram observadas manchas de algas calcárias verdes (*Penicillus capitatus* e *Halimeda incrassata*). Localizado dentro da área da Rede de Áreas Marinhas Protegidas do Porto Santo — RAMPPS.
2. Baixa das bicudas: afloramento rochoso com aproximadamente 15 500 m² e uma profundidade entre os 22 m e os 36 m, num fundo de areia grosseira, em grande parte de origem biogénica. Caracterizado pela dominância dos briozoários, cracas, esponjas e ouriços da espécie *Diadema africanum*. Apresenta uma complexidade de habitats, com substrato rochoso com diversas orientações e graus de exposição à luz. Localizado fora da área da RAMPPS.
3. Baixa do Cotrim: afloramento rochoso que atinge a superfície a partir de um fundo de areia fina a perto de 20 m de profundidade. Bastante exposto à ondulação, em parte pela sua localização na costa E da ilha e em parte pela baixa profundidade a que se encontra. A superfície rochosa deste afloramento é dominada sobretudo por briozoários, cracas e esponjas. Inserido na área da RAMPPS.

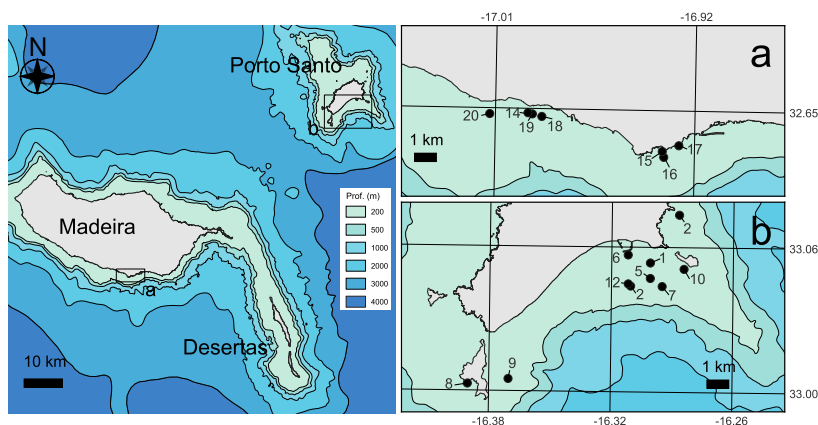


Figura 2.1: Locais de amostragem na Madeira (A) e no Porto Santo (B). Os números dos locais correspondem aos da Tabela 2.1

Tabela 2.1: Locais de amostragem incluídos no programa de monitorização.

Ilha	No.	Local	Habitat	Protecção	Prof. média (m)
Porto Santo	1	Controlo areia – PS	Areia	Protecção total	22
Porto Santo	2	Baixa das bicudas	Rocha	Sem protecção	24
Porto Santo	3	Baixa do Cotrim	Rocha	Protecção total	16
Porto Santo	4	CORDECA areia	Areia	Protecção total	30
Porto Santo	5	CORDECA recife	Recife artificial	Protecção total	24
Porto Santo	6	Enrocamento do porto	Enrocamento	Sem protecção	9
Porto Santo	7	Madeirense	Recife artificial	Protecção total	25
Porto Santo	8	Engrade Grande	Rocha	Protecção parcial	22
Porto Santo	9	Baixinha	Rocha	Protecção parcial	16
Porto Santo	10	Pedra do Jota	Rocha	Protecção total	18
Porto Santo	11	Maerl – PS	Maërl	Sem protecção	30
Madeira	12	CORCEIRA areia	Areia	Protecção total	30
Madeira	13	Cabo Girão	Rocha	Protecção parcial	31
Madeira	14	Ilhéu do Gorgulho	Rocha	Sem protecção	13
Madeira	15	Controlo areia – M	Areia	Sem protecção	26
Madeira	16	Enrocamento Vidamar	Enrocamento	Sem protecção	12
Madeira	17	CORCEIRA recife	Recife artificial	Protecção total	35
Madeira	18	Avrainvillea – CG	Areia	Protecção parcial	30
Madeira	19	Maerl – M	Maërl	Protecção parcial	30

4. CORDECA – areia: local do afundamento do NRP General Pereira D’Eça. Fundo de areia média a cerca de 30 m de profundidade. Caracterizado pela presença de manchas de *C. prolifera* e ocasionalmente das algas verdes calcárias *P. capitatus* e *H. incrassata*, bem como pelas acumulações de sedimento (semelhantes a pequenos vulcões) formados por poliquetas sedentários. Localizado dentro da área da RAMPPS.
5. CORDECA – recife: recife artificial (RA) criado para potenciar o incremento de recursos piscícolas e promover o turismo subaquático, através do apoio ao mergulho recreativo. Foi afundado em 2016. A profundidade varia entre os 30 m no fundo e os 15 m no topo das estruturas da corveta. Esta estação de amostragem refere-se à estrutura do navio propriamente dita. Localizado dentro da área da RAMPPS.
6. Enrocamento do porto do Porto Santo: enrocamento artificial de suporte ao porto do Porto Santo. Formado por blocos de rocha natural entre os 10 m e os 6 m e por blocos de betão desde os 6 m até à superfície. Fundo de areia fina aos 10 m. Normalmente conta com a presença de diversos cardumes de peixes pequenos e serve de abrigo a espécies importantes como o badejo (*Myxeroperca fusca*) Localizado fora da área da RAMPPS.
7. Madeirense: recife artificial, criado no ano 2000, com o propósito de dinamizar a actividade do mergulho recreativo e as actividades turísticas associadas. Assente num fundo de areia média a aproximadamente 33 m de profundidade. Encontra-se já em fase avançada de degradação. Este local foi incluído no conjunto das estações de amostragem a partir do Verão de 2017). Localizado dentro da área da RAMPPS.



8. Ilhéu da Cal — Engrade Grande: localizada na zona W do Ilhéu da Cal, integrada na área da RAMPPS, mas com regime de protecção parcial. É uma baía cujo substrato rochoso se estende desde a superfície até próximo de 24 m de profundidade onde surge um fundo de areia e pequenas rochas. A faixa rochosa é formada por blocos rochosos e por paredes que atingem a superfície.
9. Baixinha: afloramento rochoso localizado a aproximadamente 1000 m a E do Ilhéu da Cal. O topo atinge uma profundidade de cerca de 6 m e o fundo encontra-se perto dos 32 m. Localizado dentro da área da RAMPPS, sujeito a um regime de protecção parcial.
10. Ilhéu de cima — «Pedra do Jota»: Zona de plataforma rochosa a SW do Ilhéu de cima, entre os 21 m e os 15 m de profundidade. Integrada na área da RAMPPS, com regime de «Protecção total». Regularmente utilizada como local de mergulho pelos operadores turísticos locais, onde é prática alimentar a ictiofauna. É uma zona sujeita a correntes de maré fortes.
11. Maerl — PS: Campo de rodólitos num fundo de areia muito grosseira e cascalho fino a 30 m de profundidade. Foi incluído no programa de amostragem em 2022.

Na ilha da Madeira, o programa de monitorização do RA CORCEIRA realiza-se nos seguintes locais:

12. CORCEIRA — areia: Local do afundamento do NRP Afonso Cerqueira em 2018. Fundo de areia fina a uma profundidade entre os 30 m e os 24 m. Localizado dentro do Parque Natural Marinho do Cabo Girão — PNMCG.
13. Cabo Girão: Zona de substrato misto, a profundidades entre os 41 m e os 21 m. Fundo de areia fina com presença de rodólitos a uma profundidade próxima dos 31 m e blocos rochosos de dimensões variadas até cerca de 21 m de profundidade. Localizada dentro da área do PNMCG.
14. Ilhéu do Gorgulho: ilhéu rochoso que sobe abruptamente desde os 15 m. Fundo arenoso a S, E e W e uma plataforma de blocos rochosos a N, que faz a ligação com a zona rochosa da praia do Gavinas. Localizado fora de qualquer área protegida.
15. Controlo areia — Madeira: zona de fundo arenoso (areia fina) a aproximadamente 30 m de profundidade e a uma distância de cerca de 240 m a sul do Ilhéu do Gorgulho. Localizado fora de qualquer área protegida.
16. Enrocamento Vidamar: enrocamento de suporte à piscina do Hotel Vidamar. Fundo de areia muito fina a aproximadamente 17 m e blocos de rocha natural entre os 17 m e os 6 m. Com blocos de cimento desde os 6 m até à superfície. Localizado fora de qualquer área protegida.
17. CORCEIRA — recife: local do afundamento do NRP Afonso Cerqueira. Localizado dentro da área do PNMCG. O RA está orientado a SW com



a proa assente no fundo aos 30 m e a popa aos 24 m. A estrutura do recife sobe até a uma profundidade próxima dos 15 m.

18. Avrainvillea – CG: campo de algas da espécie *A. canariensis*, descoberto em 2018 no PNMCG. Fundo de areia fina, a cerca de 31 m de profundidade e incluído no programa de monitorização em 2022.
19. Maerl – M: campo de rodólitos a aproximadamente 30 m de profundidade e localizado perto do limite W do PNMCG. Incluído no programa de monitorização em 2022.





2.2 Caracterização qualitativa e quantitativa da ictiofauna e macroinvertebrados móveis

Para efectuar esta caracterização foi usado o método de censos visuais subaquáticos (CV) dirigido à ictiofauna não críptica, usando como unidade de amostragem um transecto em banda com um comprimento de 25 m e uma largura de 2 m para cada lado da linha, totalizando uma área de 100 m² por transecto.

No caso dos invertebrados, usou-se o mesmo transecto (25 m de comprimento), mas com uma largura inferior (1 m para cada lado da linha), totalizando uma área de 50 m² por transecto.

Ao longo de cada transecto foram identificadas as espécies e contabilizados os peixes de acordo com os critérios seguidos por Brock [6, 7], nomeadamente, se parte de um cardume passa na área a ser amostrada pelo mergulhador, os elementos de todo o cardume são contabilizados; cardumes ou peixes individuais que atravessassem a área de amostragem atrás do mergulhador ou que voltem atravessar o transecto, não são recontados durante o censo. O tamanho dos peixes observados foi também estimado, de acordo com 3 classes de tamanho (pequenos, médios e grandes), baseando-se no comprimento máximo reportado para cada espécie para a região [5, 32, 34]. Em cada estação de amostragem foi efectuado um mínimo de 3 transectos.

Adicionalmente, foram também registadas todas as espécies de peixes observadas fora das unidades de amostragem e/ou após o término do CV, para a caracterização qualitativa da ictiofauna associada a cada habitat. A identificação dos espécimes observados foi efectuada até ao nível taxonómico mais baixo possível (normalmente a espécie).

Para os macroinvertebrados, a metodologia foi semelhante: ao longo de cada um dos transectos foram identificadas as espécies móveis ou aquelas que, sendo sésseis, os organismos podem ser facilmente contabilizados como indivíduos (p. ex. *Pinna rudis*, ouriços, estrelas-do-mar, etc.), sendo excluídos grupos de invertebrados coloniais (como as esponjas, os briozoários, etc.). Efectuaram-se um mínimo de 3 transectos em cada estação de amostragem.

2.2.1 Cálculo dos índices de diversidade

A partir dos dados das contagens nos transectos (ictiofauna e macroinvertebrados móveis), foram calculados diversos índices de diversidade. Estes índices foram calculados no R [25], expressos como números de Hill [15], de acordo com o descrito por Jost [17]. Os índices utilizados foram os seguintes:

- N_0 — número de espécies («richness»): é simplesmente o número de espécies observado nos transectos e não tem em conta a abundância de cada uma das espécies. Por este por isso é influenciado pela presença de espécies raras, favorecendo-as desproporcionalmente;
- N_1 — índice de diversidade de Shannon: dá igual importância a todas as espécies, independentemente da sua abundância relativa. Por este motivo, não favorece nem as espécies mais comuns nem

[6]: Brock (1982), *A Critique of the Visual Census Method for Assessing Coral Reef Fish Populations*

[7]: Brock (1954), *A Preliminary Report on a Method of Estimating Reef Fish Populations*

[5]: Brito et al. (2002), *Peces de las Islas Canarias: catálogo comentado e ilustrado*
 [32]: Whitehead et al. (1984), *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*

[34]: Wirtz (1994), *Unterwasserführer Madeira - Kanaren - Azoren: Fische*

[25]: R Core Team (2023), *R: A Language and Environment for Statistical Computing*

[15]: Hill (1973), *Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences*

[17]: Jost (2006), *Entropy and Diversity*



as mais raras. Pode ser interpretado como o número efectivo de espécies comuns ou típicas;

- N_2 — índice de diversidade de Simpson: é uma medida mais sensível à abundância das espécies (quer sejam mais raras ou mais comuns) e que favorece as espécies mais comuns. Pode interpretar-se como sendo o número efectivo de espécies dominantes ou muito abundantes na comunidade;
- $E_{10} = N_1/N_0$ — índice de equabilidade de Shannon («eveness»): segundo Hill [15] é a relação entre a diversidade de Shannon e o número de espécies. É uma medida da equabilidade que não é influenciada pelas espécies dominantes ou raras, expresso como um rácio de de Hill [15];
- $E_{20} = N_2/N_0$ — índice de equabilidade de Simpson («eveness»): é outro rácio de Hill [15], que neste caso, favorece as espécies mais comuns.

Todos os valores apresentados estão expressos em números de Hill, ou seja, no número equivalente de espécies. Um valor de 10, p. ex., equivale à diversidade de uma comunidade com 10 espécies, todas com igual abundância. Actualmente existe um consenso alargado no sentido de utilizar estes números para exprimir a diversidade das comunidades, uma vez que apresentam importantes vantagens sobre os outros índices de diversidade, entre as quais tornar possível a comparação da diversidade entre locais.

2.2.2 Análise de associação

Quando o objectivo é determinar que espécies podem ser usadas como indicadoras de um conjunto de locais (p. ex., um grupo de habitats), uma das abordagens comuns em Ecologia é usar o *valor indicador* (Indicator Value [12]). Este índice (IndVal) mede a associação entre uma espécie e um conjunto de locais e procura o grupo a que corresponde o valor de associação mais elevado. A significância estatística desta relação é depois testada através de um teste permutacional.

[12]: Dufrêne et al. (1997), *Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach*

O *IndVal* foi calculado no R, através do pacote «indicspecies» [9], usando 999 permutações. A análise retorna 3 componentes: «A», «B» e a significância estatística (através dos parâmetros *stat* e *valor-p*). O componente «A» é uma estimativa da probabilidade do local analisado pertencer a um determinado habitat baseado no facto da espécie ocorrer nessa amostra. O componente «B» é a probabilidade de encontrar a espécie em causa nos locais pertencentes a um determinado habitat. A este componente chama-se também «fidelidade» ou «sensitividade» da espécie como indicador do habitat. Finalmente, o parâmetro «stat» é o valor da estatística de associação e «valor-p» é o valor do teste permutacional.

[9]: Cáceres et al. (2009), *Associations between Species and Groups of Sites: Indices and Statistical Inference*

2.2.3 Ordenação

Os dados das comunidades (abundância ou presença) são dados multivariados, em que cada espécie observada é uma variável. Estes dados podem ser visualizados como um conjunto de locais posicionados num espaço em que cada variável (espécie) define uma dimensão. Desta forma,



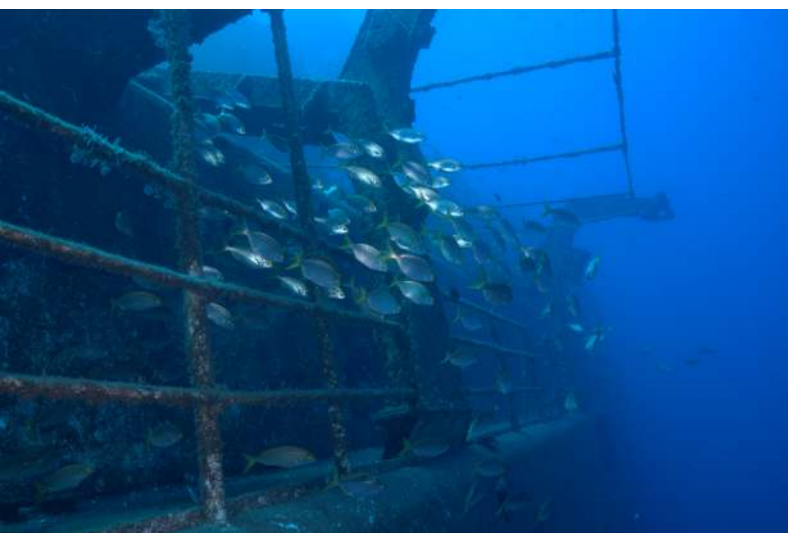
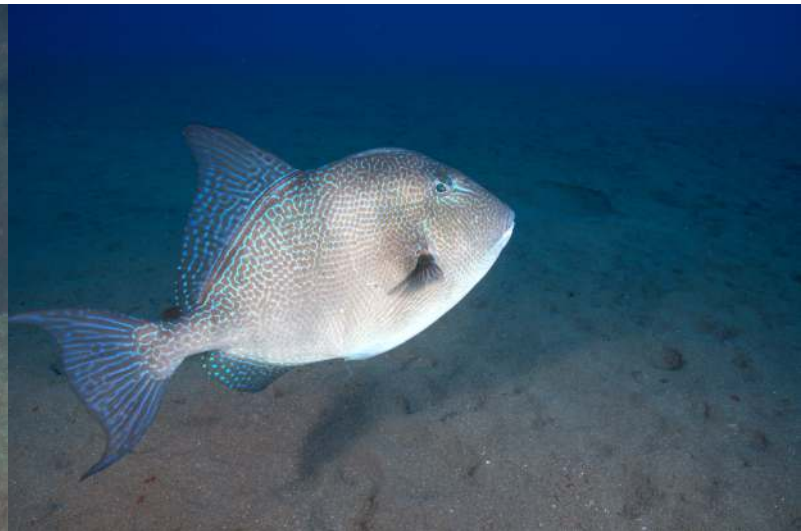
existem neste espaço tantas dimensões quantas as espécies presentes e torna-se complicado representar graficamente a estrutura das comunidades.

Os métodos de ordenação visam resolver esta dificuldade, procurando apresentar os dados multi-variados num conjunto reduzido de eixos ortogonais, construídos de forma a representar, por ordem decrescente, as principais tendências da variação dos dados. Existem vários métodos de ordenação, sendo que neste trabalho se optou por usar o nMDS (*Nonmetric multidimensional scaling*). É um método adequado a comunidades complexas e que leva em conta as abundâncias das várias espécies para representar um conjunto de objectos (neste caso, as comunidades observadas nos vários locais amostrados) ao longo de um conjunto predefinido de eixos.

A ordenação foi feita a partir de uma matriz de dissimilaridade, calculada usando as distâncias de Bray-Curtis. O número de dimensões da ordenação (k) foi escolhido de forma a minimizar o *stress*, que é um parâmetro que indica o quão bem a ordenação se adequa aos dados. Deste modo, foi elaborada uma simulação que efectuou 100 vezes a ordenação (nMDS) para valores de k entre 1 e 4 dimensões. Os resultados foram analisados e escolheu-se um $k=4$ de acordo com os critérios definidos por Clark [11], em que: $\text{stress} < 0,05$ = excelente, $< 0,10$ = bom, $< 0,20$ = usável, $> 0,20$ = não aceitável.

[11]: Clarke (1993), *Non-Parametric Multivariate Analyses of Changes in Community Structure*







3.1 Esforço/Amostragem

DURANTE O ANO DE 2023, foram efectuadas as quatro campanhas previstas no Programa de Monitorização; duas no Porto Santo e duas na Madeira, respectivamente no Verão e no Outono. Nestas campanhas foram efectuados 123 mergulhos, totalizando 97 horas de trabalho subaquático a profundidades entre os 10 e os 35 m, com uma duração média de 47 minutos/mergulho.

Em termos de amostragem, foram realizados um total de 342 transectos para avaliação da ictiofauna e dos macroinvertebrados móveis nos 19 locais de estudo, correspondendo a uma área de 25 650 m². Na ilha do Porto Santo foram efectuados 94 transectos (49 no Verão e 45 no Outono), enquanto na ilha da Madeira foram efectuados 77 transectos — 40 no Verão e 37 no Outono.

3.2 Temperatura média da água do mar

ENTRE JANEIRO E OUTUBRO de 2023, a temperatura média mensal da água do mar na Baixa das bicudas (Porto Santo) variou entre 20,1°C em Fevereiro e 25,2°C em Setembro.

Grças aos registos de temperatura da água do mar recolhidos desde o ano 2020 na ilha do Porto Santo na Baixa das Bicudas (Figura 3.1) a 30 m, consegue-se inferir um padrão de variação da temperatura média mensal nos dois primeiros anos (2020 a 2022). Como expectável, os mínimos foram registados em Fevereiro e Março e os valores máximos em Setembro/Octubro.

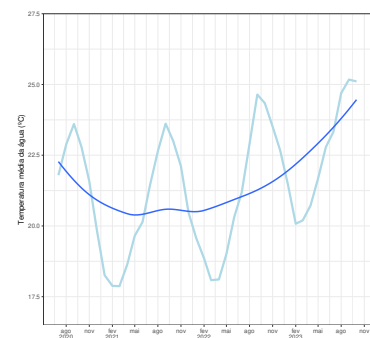


Figura 3.1: Variação da temperatura média mensal na Baixa das bicudas entre Julho de 2020 e Novembro de 2023.

3.3 Caracterização qualitativa e quantitativa da ictiofauna

3.3.1 Diversidade

No conjunto dos locais amostrados durante o ano de 2023, foram observados 55 taxa de peixes, pertencentes a 25 famílias e 47 géneros. 53 desses taxa foram identificados até à espécie.

O número de espécies observadas nos vários locais variou entre 5, nos locais de substrato arenoso (Controlo Areia — M e Avrainvillea — M) e 32 espécies no Ilhéu do Gorgulho (Tabela 3.1). O n° de espécies comuns (N1) e o número de espécies muito abundantes (ou dominantes) — N2 seguiu a mesma tendência: o local onde foram registados os menores valores (~2 espécies, para N1 e N2) foi novamente o Controlo Areia — M, enquanto os valores mais elevados foram registados no Ilhéu do Gorgulho (12 espécies comuns e ~10 espécies muito abundantes).

Tabela 3.1: Diversidade taxonómica da ictiofauna para os vários locais de estudo no conjunto das campanhas de 2023. N0: número de espécies, N1: índice de diversidade de Shannon, N2: índice de diversidade de Simpson, E10: equabilidade de Shannon, E20: equabilidade de Simpson. A verde, estão salientados os valores mais elevados; a vermelho os valores mais baixos, para cada um dos números de Hill.

Location	N0	N1	N2	E10	E20
Areia – PS	8	4,26	2,99	0,53	0,37
Baixa das bicudas	15	3,6	2,23	0,24	0,15
Baixa do Cotrim	25	5,98	3,43	0,24	0,14
CORDECA areia	19	7,37	5,28	0,39	0,28
CORDECA	24	8,44	5,17	0,35	0,22
Enrocamento	25	10,39	7,79	0,42	0,31
Madeirense	20	5,11	3,11	0,26	0,16
Engrade grande	25	9,63	5,7	0,39	0,23
Baixinha	19	4,58	2,89	0,24	0,15
Pedra do Jota	21	5,38	3,13	0,26	0,15
Maerl – PS	10	3,99	3,01	0,40	0,30
CORCEIRA areia	14	2,36	1,75	0,17	0,12
Cabo Girão	22	6,78	3,68	0,31	0,17
Ilhéu do Gorgulho	32	12,16	9,66	0,38	0,30
Controlo Areia – M	5	1,11	1,04	0,22	0,21
Enrocamento Vidamar	26	7,51	5,51	0,29	0,21
CORCEIRA recife	23	5,53	3,81	0,24	0,17
Avrainvillea – CG	5	2,59	1,91	0,52	0,38
Maerl – M	17	8,97	7,09	0,53	0,42

Os valores de equabilidade variaram entre 0,2 e 0,5 (para a equabilidade de Shannon – E10) e entre 0,1 e 0,4 para a equabilidade de Simpson (E20). Os valores mais baixos foram registados na zona arenosa adjacente ao RA CORCEIRA, enquanto os valores mais elevados foram registados na Areia – PS e Maerl – M, respectivamente para a equabilidades de Shannon e de Simpson.

3.3.2 Frequências

Relativamente à frequência das várias espécies de peixes nos locais de estudo na ilha do Porto Santo nas campanhas de 2023 – Tabela 3.2, verifica-se que a espécie *Canthigaster capistrata* esteve presente em todos os locais amostrados na campanha de Verão, e que no Outono a sua frequência diminuiu ligeiramente, passando para 10 locais. Outras espécies de peixes também apresentaram frequência elevada (*Sparisoma cretense* registada em 10 locais, *Serranus atricauda* em 9 locais, *Thalassoma pavo*, *Similiparma lurida* e *Scorpaena maderensis* presentes em 8 dos 11 locais).

Houve um conjunto de espécies cuja frequência não se alterou entre as duas campanhas: *Chromis limbata*, *Gymnothorax unicolor*, *Oblada melanura*, *Ophioblennius atlanticus*, *Pagellus acarne*, *Pagrus pagrus*, *Scorpaena maderensis*, *Scorpaena notata*, *Serranus atricauda*, *Similiparma lurida*, *Sparisoma cretense* e *Thalassoma pavo*.

Do mesmo modo, espécies houve cuja frequência diminuiu entre a campanha de Verão e a de Outono – *Balistes caprisucus* (de 5 locais passou para 3), *Dentex gibbosus* (de 3 passou para 1), *Diplodus cervinus* (de 3 para 2), *Diplodus sargus* (7 locais para 4), *Diplodus vulgaris* (6 para 5), *Epinephelus marginatus* (de 2 para 1), *Muraena augusti* (3 para 1), *Mycteroperca fusca* (3 locais para 2), *Pseudocaranx dentex* (6 para 5 locais), *Sphoeroides marmoratus* (de 10 para 9) e *Tripterygion delaisi* (de 5 locais no Verão, passou para 2 locais no Outono). Com outras espécies sucedeu o contrário, i.e, a sua frequência aumentou do Verão para o Outono, nomeadamente: *Apogon*



imberbis e *Aulostomus strigosus* (passaram de 4 para 6 locais), *Bodianus scrofa* e *Boops boops* (passaram de 3 para 4 locais), Gobiidae e *Sphyraena viridensis* (2 locais para 4), *Sarpa salpa* (5 para 6), e *S. synodus* (de 8 para 10) e *Xyrichtys novacula* (de 1 local no Verão passou para 3 no Outono).

Adicionalmente, existem espécies que não foram observadas na campanha de Verão, mas que foram registradas no Outono num dos locais estudados (*Synodus saurus* e *Trachurus* sp.). Houve ainda espécies que foram observadas no Verão mas não no Outono (como uma espécie da família Gobiidae, *Gobius gasteveni*, *Seriola dumerili* e *Mullus surmuletus*).

Na ilha da Madeira (Tabela 3.2), a espécie *Sphoeroides marmoratus* foi observada em todos os locais em ambas as campanhas. Já a espécie *C. capistrata* foi observada em todos os locais no Verão (8 locais) e em 7 locais no Outono. Houve espécies cuja frequência diminuiu entre campanhas (*C. limbata* e *S. lurida* de 5 locais no Verão, passaram para 4 locais no Outono, *Dentex gibbosus* e *Diplodus cervinus* de 2 para 1, *Gnatholepis thompsoni* de 3 para 2 e *Pagellus erythrinus* de 3 para 1), enquanto com outras, sucedeu o contrário; um aumento da frequência da campanha do Verão para a campanha de Outono (*Aulostomus strigosus*, *B. boops*, *D. sargus*, *Gobius gasteveni*, *Gymnothorax unicolor*, *Heteropriacanthus fulgens*, *Mycteroperca fusca*, *O. melanura*, *Pseudocaranx dentex*, *Sarpa salpa*, *Seriola rivoliana*, *Sparisoma cretense*, *Sphyraena viridensis*, *Spondylisoma cantharus*, *Synodus synodus* e *Tripterygion delaisi*). Por último, existem também espécies cuja frequência não sofreu alterações entre campanhas — *Aponogon imberbis*, *Bodianus scrofa*, *Coris melanura*, *Heteroconger longissimus*, *Mullus surmuletus*, *Ophioblennius atlanticus*, *Pomadasys incisus*, *Scorpaena maderensis*, *Serranus atricauda*, *Thalassoma pavo* e o já mencionado *S. marmoratus*.

A referir também, que na lista de espécies existem as que foram observadas num dos locais na campanha de Verão, mas que não foram registradas em nenhum deles no Outono (*E. marginatus*, *Gymnura altavela*, *Lithognathus mormyrus* e *Kyphosus sectatrix*).

3.3.3 Densidade

A análise aos dados englobados da densidade das diversas espécies de peixes obtidos durante as campanhas de 2023 (Tabelas 3.3 e 3.4), destaca a castanheta-baía (*C. limbata*) como a espécie que atinge os valores de abundância mais elevados (valor máximo de 148 ind/100 m² no RA na Madeira) nas duas ilhas, nos recifes artificiais e rochosos. Nestes últimos, a densidade da espécie é consideravelmente inferior na Madeira, mas em todo o caso com densidades mais do que duas vezes superiores à espécie que lhe sucede na lista das mais abundantes. Foi igualmente nestes dois habitats que se registou a maior abundância total de peixes, sendo que os recifes artificiais em ambas as ilhas exibem maior densidade do que os recifes rochosos. Também referir que na Madeira estes dois habitats registaram valores totais mais elevados do que no Porto Santo (330 ind/100m² e 191 ind/100 m² na Madeira comparativamente aos 284 ind/100 m² e 182 ind/100 m² no Porto Santo).

De uma forma geral, a densidade total das 10 espécies mais abundantes em cada habitat é mais elevada na ilha da Madeira do que no Porto Santo, sendo a única exceção os enrocamentos, que no Porto Santo



Tabela 3.2: Frequências das espécies da ictiofauna em cada uma das ilhas nas duas campanhas. Os valores referem-se ao número de locais onde a espécie foi observada. V: campanha de Verão, O: campanha de Outono.

Espécie	Porto Santo 2023		Espécie	Madeira 2023	
	V	O		V	O
<i>Apogon imberbis</i>	4	6	<i>Apogon imberbis</i>	2	2
<i>Aulostomus strigosus</i>	4	6	<i>Aulostomus strigosus</i>	4	5
<i>Balistes capriscus</i>	5	3	<i>Balistes capriscus</i>	3	2
<i>Bathytoshia lata</i>	1	0	<i>Bodianus scrofa</i>	2	2
<i>Bodianus scrofa</i>	3	4	<i>Boops boops</i>	2	5
<i>Boops boops</i>	3	4	<i>Canthigaster capistrata</i>	8	7
<i>Canthigaster capistrata</i>	11	10	<i>Chromis limbata</i>	5	4
<i>Chromis limbata</i>	8	8	<i>Coris melanura</i>	2	2
<i>Coris melanura</i>	1	0	<i>Dentex gibbosus</i>	2	1
<i>Dasyatis pastinaca</i>	1	0	<i>Diplodus cervinus</i>	2	1
<i>Dentex gibbosus</i>	3	1	<i>Diplodus sargus</i>	3	5
<i>Diplodus cervinus</i>	3	2	<i>Diplodus vulgaris</i>	3	4
<i>Diplodus sargus</i>	7	4	<i>Epinephelus marginatus</i>	1	0
<i>Diplodus vulgaris</i>	6	5	<i>Gnatholepis thompsoni</i>	3	2
<i>Epinephelus marginatus</i>	2	1	<i>Gobius gasteveni</i>	0	1
Gobiesocidae	1	0	<i>Gymnothorax unicolor</i>	1	2
Gobiidae	2	4	<i>Gymnura altavela</i>	1	0
<i>Gobius gasteveni</i>	1	0	<i>Heteroconger longissimus</i>	3	3
<i>Gymnothorax unicolor</i>	1	1	<i>Heteropriacanthus fulgens</i>	1	2
<i>Heteroconger longissimus</i>	2	2	<i>Kyphosus sectatrix</i>	1	0
<i>Kyphosus sectatrix</i>	0	1	<i>Lithognathus mormyrus</i>	1	0
<i>Mullus surmuletus</i>	3	0	<i>Mullus surmuletus</i>	1	1
<i>Muraena augusti</i>	3	1	<i>Muraena augusti</i>	2	1
<i>Mycteroperca fusca</i>	3	2	<i>Mycteroperca fusca</i>	3	4
<i>Oblada melanura</i>	3	3	<i>Oblada melanura</i>	2	3
<i>Ophioblennius atlanticus</i>	2	2	<i>Ophioblennius atlanticus</i>	1	1
<i>Pagellus acarne</i>	1	1	<i>Pagellus erythrinus</i>	3	1
<i>Pagellus erythrinus</i>	0	1	<i>Paraconger macrops</i>	1	0
<i>Pagrus pagrus</i>	3	3	<i>Pomadasyus incisus</i>	2	2
<i>Paraconger macrops</i>	0	1	<i>Pseudocaranx dentex</i>	1	3
<i>Pseudocaranx dentex</i>	6	5	<i>Sarpa salpa</i>	3	5
<i>Sarpa salpa</i>	5	6	<i>Scorpaena maderensis</i>	4	4
<i>Scorpaena maderensis</i>	8	8	<i>Seriola rivoliana</i>	1	2
<i>Scorpaena notata</i>	1	1	<i>Serranus atricauda</i>	6	6
<i>Seriola dumerili</i>	1	0	<i>Similiparma lurida</i>	5	4
<i>Seriola rivoliana</i>	1	3	<i>Sparisoma cretense</i>	6	7
<i>Serranus atricauda</i>	9	9	<i>Sphoeroides marmoratus</i>	8	8
<i>Similiparma lurida</i>	8	8	<i>Sphyraena viridensis</i>	1	3
<i>Sparisoma cretense</i>	10	10	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	1	2
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	10	9	<i>Synodus synodus</i>	4	5
<i>Sphyraena viridensis</i>	2	4	<i>Thalassoma pavo</i>	5	5
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	1	1	<i>Tripterygion delaisi</i>	0	1
<i>Symphodus mediterraneus</i>	0	1			
<i>Symphodus trutta</i>	0	1			
<i>Synodus saurus</i>	0	1			
<i>Synodus synodus</i>	8	10			
<i>Thalassoma pavo</i>	8	8			
<i>Trachurus</i> sp.	0	1			
<i>Tripterygion delaisi</i>	5	2			
<i>Xyrichtys novacula</i>	1	3			



apresentam valores superiores aos da Madeira (219 ind/100 m² no Porto Santo comparativamente a 149 ind/100 m² na Madeira).

Analisando separadamente os habitats estudados em cada uma das ilhas (Tabelas 3.3 e 3.4), verificamos que são 7 as espécies comuns na lista das mais abundantes nos recifes artificiais da Madeira e Porto Santo, ainda que ocorram com densidades distintas. As 3 espécies mais abundantes nos RA das duas ilhas são as mesmas, apenas com uma inversão de ordem, com o peixe-verde (*T. pavo*) como segunda espécie mais abundante no RA na Madeira e a boga (*Boops boops*) no Porto Santo. Três espécies integram a lista das mais abundantes apenas numa das ilhas; no caso do Porto Santo são elas o pargo-legítimo (*Pagrus pagrus*) o salmonete (*Mullus surmuletus*) e o sargo (*Diplodus sargus*), todas com elevado valor comercial, enquanto na Madeira são: o porquinho (*Canthigaster capistrata*), o rascasso (*Scorpaena maderensis*) e a trombeta (*Aulostomus strigosus*), espécies estas que apresentam densidades consideravelmente inferiores às 3 anteriores e que contrariamente a essas, não apresentam valor comercial.

Nos recifes rochosos, entre as 10 espécies mais abundantes, 8 são comuns à Madeira e ao Porto Santo, com a castanheta-baia a dominar em número (37% e 57% respectivamente da comunidade de peixes observados nos recifes rochosos na Madeira e Porto Santo). Espécies características deste habitat, como a castanheta-preta (*Similiparma lurida*) o peixe-verde (*T. pavo*), o bodião (*Sparisoma cretense*), o sargo (*D. sargus*) e o porquinho (*S. marmoratus*) ocorrem em densidades semelhantes na Madeira e no Porto Santo. Já o rascasso (*S. maderensis*) e a safia (*Diplodus vulgaris*) são espécies com considerável abundância nos recifes rochosos no Porto Santo, mas não na Madeira, sendo que o mesmo sucede com a dobrada (*Oblada melanura*) e o roncadador (*Pomadasy incisus*) mas nos recifes rochosos na Madeira.

Da análise das densidades, resulta ainda que nos habitats arenosos a enguia-de-jardim (*H. longissimus*) é a espécie de peixe com maior densidade, todavia essa dominância é muito mais significativa na Madeira, onde ocorre com uma densidade de ~100 ind/100 m² comparativamente aos 6,5 ind/100 m² no Porto Santo. De facto, na Madeira, são duas as espécies (além da enguia-de-jardim, a boga) que dominam este habitat, sendo que as restantes espécies estão presentes em densidades muito inferiores (p. ex., *Canthigaster capistrata* e *Sphoeroides marmoratus*). Já no Porto Santo, o habitat é caracterizado por uma presença mais equitativa das espécies que o compõem e também pela presença de outras que nem foram observadas nos fundos arenosos da Madeira, como é o caso das espécies *Pagrus pagrus*, *Sarpa salpa* e *Pseudocaranx dentex* em redor do RA CORDECA. De referir que entre as dez espécies de peixes mais abundantes neste habitat, apenas 3 foram comuns às duas ilhas (*H. longissimus*, *S. marmoratus* e *S. cretense*) e em densidades distintas, como acima mencionado.

Nos enrocamentos são 6 as espécies comuns na lista das 10 mais abundantes entre as duas ilhas. No Porto Santo, este habitat apresentou uma densidade de peixes superior à Madeira, em grande parte pelo facto das 3 espécies mais abundantes, formarem cardumes (*B. boops*, *Pagellus acarne* e *Oblada melanura*). Adicionalmente, observou-se na campanha de outono a presença de um grande cardume chicharros (*Trachurus* sp.), o que contribuiu para o aumento da densidade de peixes observada neste habitat. Na Madeira, das 3 espécies mencionadas, apenas a boga está



Tabela 3.3: Espécies da ictiofauna mais abundantes nos vários habitats da ilha da Madeira (nº de ind/100 m²).

Areia – Madeira		Rocha – Madeira		Recife artificial – M	
Espécie	Dens.	Espécie	Dens,	Espécie	Dens.
<i>Heteroconger longissimus</i>	101,3	<i>Chromis limbata</i>	70,5	<i>Chromis limbata</i>	148,3
<i>Boops boops</i>	11,5	<i>Similiparma lurida</i>	21,6	<i>Thalassoma pavo</i>	57,2
<i>Canthigaster capistrata</i>	3,2	<i>Oblada melanura</i>	20,0	<i>Boops boops</i>	53,6
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	1,4	<i>Pomadasys incisus</i>	14,6	<i>Sarpa salpa</i>	36,1
<i>Mullus surmuletus</i>	0,6	<i>Thalassoma pavo</i>	14,1	<i>Canthigaster capistrata</i>	13,6
<i>Serranus atricauda</i>	0,4	<i>Boops boops</i>	12,1	<i>Scorpaena maderensis</i>	7,4
<i>Balistes capriscus</i>	0,3	<i>Sarpa salpa</i>	12,0	<i>Similiparma lurida</i>	5,6
<i>Seriola rivoliana</i>	0,2	<i>Canthigaster capistrata</i>	10,8	<i>Sparisoma cretense</i>	5,2
<i>Sparisoma cretense</i>	0,2	<i>Sparisoma cretense</i>	8,7	<i>Aulostomus strigosus</i>	1,6
<i>Sphyraena viridensis</i>	0,2	<i>Diplodus sargus</i>	6,4	<i>Diplodus vulgaris</i>	1,5
Total	119,3	Total	190,8	Total	330

Enrocamento – Madeira		Maerl – Madeira	
Espécie	Dens.	Espécie	Dens,
<i>Boops boops</i>	45,0	<i>Sarpa salpa</i>	5,8
<i>Chromis limbata</i>	27,8	<i>Canthigaster capistrata</i>	4
<i>Thalassoma pavo</i>	20,9	<i>Sparisoma cretense</i>	3,7
<i>Similiparma lurida</i>	20,3	<i>Sphoeroides marmoratus</i>	3
<i>Canthigaster capistrata</i>	11,0	<i>Diplodus vulgaris</i>	2,7
<i>Sparisoma cretense</i>	6,7	<i>Thalassoma pavo</i>	2,5
<i>Scorpaena maderensis</i>	3,9	<i>Serranus atricauda</i>	0,7
<i>Aulostomus strigosus</i>	2,2	<i>Synodus synodus</i>	0,5
<i>Pomadasys incisus</i>	1,7	<i>Chromis limbata</i>	0,3
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	1,5	<i>Diplodus sargus</i>	0,3
Total	141,0	Total	23,5

presente nesta lista, sendo que as duas outras espécies mais abundantes são a castanheta-baia e o peixe-verde.

Dos habitats estudados nas duas ilhas, os campos de rodólitos são aquele onde se registou menor densidade de peixes, sendo que a diferença para com os demais habitats estudados foi muito superior na Madeira do que no Porto Santo (nesta ilha os campos de rodólitos apresentam densidades próximas ao observado nos fundos arenosos). Não obstante essa diferença ser maior na Madeira, os campos de rodólitos nesta ilha registaram uma densidade total de peixes superior à registada no Porto Santo. Cinco espécies integram a lista das 10 mais abundantes em ambas as ilhas: *C. capistrata*, *S. cretense*, *S. marmoratus* e *S. atricauda*. Entre estas, a espécie *S. marmoratus* destaca-se em termos de densidade no Porto Santo em relação à Madeira (6,5 ind/100 m² no Porto Santo comparativamente aos 3 ind/100 m² na Madeira) e o inverso para a espécie *C. capistrata*, que apresentou densidades superiores na Madeira (4 ind/100 m² na Madeira comparativamente aos 0,3 ind/100 m² no Porto Santo).



Tabela 3.4: Espécies da ictiofauna mais abundantes nos vários habitats da ilha do Porto Santo (nº de ind/100 m²).

Areia – Porto Santo		Rocha – Porto Santo		Recife artificial – Porto Santo	
Espécie	Dens.	Espécie	Dens.	Espécie	Dens.
<i>Heteroconger longissimus</i>	6,5	<i>Chromis limbata</i>	102,9	<i>Chromis limbata</i>	135,1
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	4,6	<i>Similiparma lurida</i>	24,5	<i>Boops boops</i>	30,0
<i>Pagrus pagrus</i>	4,2	<i>Thalassoma pavo</i>	13,4	<i>Thalassoma pavo</i>	30,0
<i>Sarpa salpa</i>	2,5	<i>Scorpaena maderensis</i>	8,7	<i>Pagrus pagrus</i>	24,5
<i>Pseudocaranx dentex</i>	1,1	<i>Diplodus vulgaris</i>	8,5	<i>Similiparma lurida</i>	24,1
<i>Sparisoma cretense</i>	0,7	<i>Sparisoma cretense</i>	6,4	<i>Mullus surmuletus</i>	10,7
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,6	<i>Canthigaster capistrata</i>	6,1	<i>Sparisoma cretense</i>	9,5
<i>Xyrichtys novacula</i>	0,5	<i>Boops boops</i>	4,4	<i>Sarpa salpa</i>	7,3
<i>Diplodus sargus</i>	0,3	<i>Diplodus sargus</i>	4,3	<i>Diplodus vulgaris</i>	6,6
<i>Synodus synodus</i>	0,3	<i>Oblada melanura</i>	3,2	<i>Diplodus sargus</i>	5,9
Total	21,3	Total	182,4	Total	283,9

Enrocamento – Porto Santo		Maerl – Porto Santo	
Espécie	Dens.	Espécie	Dens.
<i>Boops boops</i>	48,6	Gobiidae	8
<i>Pagellus acarne</i>	45,5	<i>Sphoeroides marmoratus</i>	6,5
<i>Oblada melanura</i>	38,2	<i>Sparisoma cretense</i>	1,5
<i>Similiparma lurida</i>	24,5	<i>Synodus synodus</i>	1
<i>Trachurus sp.</i>	20,0	<i>Canthigaster capistrata</i>	0,3
<i>Chromis limbata</i>	13,0	<i>Bathytoshia lata</i>	0,2
<i>Thalassoma pavo</i>	10,5	<i>Dentex gibbosus</i>	0,2
<i>Sparisoma cretense</i>	7,1	<i>Pseudocaranx dentex</i>	0,2
<i>Canthigaster capistrata</i>	6,3	<i>Serranus atricauda</i>	0,2
<i>Diplodus vulgaris</i>	5,3	<i>Xyrichtys novacula</i>	0,2
Total	219,0	Total	18,2

3.3.4 Análise de associação

Do total de 55 espécies de peixes observadas nos transectos durante as campanhas de 2023, 10 foram associadas a um ou mais habitats (Tabela 3.5). Duas delas foram associadas a um habitat, duas associadas a um grupo de dois habitats, cinco foram associadas a um grupo de três habitats e uma espécie foi associada a um grupo de quatro habitats.

A enguia-de-jardim (*H. longissimus*) está associada aos fundos arenosos, com um *valor-p* bastante pequeno e a espécie *Ophioblennius atlanticus* aos enrocamentos. A análise não revelou espécies de peixes associadas aos restantes habitats (Recifes artificiais, Rocha e Maerl).

A espécie *Diplodus sargus* foi associada ao conjunto «Rocha + Recifes artificiais» (R+RA) e a boga (*B. boops*) foi associada ao conjunto «Rocha + Enrocamentos» (R+E). As espécies *Scorpaena maderensis*, *Chromis limbata*, *Similiparma lurida*, *Thalassoma pavo* e *Aulostomus strigosus* surgem associadas ao grupo «Rocha + Recifes artificiais + Enrocamentos» (R+RA+E). Finalmente, o bodião (*S. cretense*) aparece associado ao grupo «Rocha + Recifes artificiais + Enrocamentos + Maerl» (R+RA+E+M).



Tabela 3.5: Resultados da análise de associação para as espécies de peixes para os vários habitats (R: rocha, A: areia, RA: recifes artificiais, E: enrocamentos, M: Maërl). Para uma explicação sobre o significado dos cabeçalhos das colunas, ver a Subsecção 2.2.2 na página 11.

Habitat	Espécie	A	B	stat	Valor-p	sign.
Areia	<i>Heteroconger longissimus</i>	1,000	1,000	1,000	0,001	***
Enrocamento	<i>Ophioblennius atlanticus</i>	0,961	1,000	0,980	0,006	**
R+RA	<i>Diplodus sargus</i>	0,947	0,900	0,923	0,040	*
RA+E	<i>Boops boops</i>	0,864	1,000	0,930	0,011	*
R+RA+E	<i>Scorpaena maderensis</i>	1,000	1,000	1,000	0,001	***
	<i>Chromis limbata</i>	1,000	1,000	1,000	0,001	***
	<i>Similiparma lurida</i>	0,999	1,000	1,000	0,001	***
	<i>Thalassoma pavo</i>	0,989	1,000	0,994	0,001	***
	<i>Aulostomus strigosus</i>	0,985	0,833	0,906	0,029	*
R+RA+E+M	<i>Sparisoma cretense</i>	0,983	1,000	0,991	0,044	*

3.4 Caracterização qualitativa e quantitativa dos macroinvertebrados

3.4.1 Diversidade

Relativamente aos macroinvertebrados móveis, no conjunto dos locais amostrados durante o ano de 2023, foram observados nos transectos 50 taxa, pertencentes a 43 famílias e 45 géneros. 43 destes taxa foram identificados até à espécie.

O nº de espécies observados nos vários locais variou entre uma no RA Madeirense e 23 no Enrocamento Vidamar Tabela 3.6. Relativamente ao nº de espécies comuns (N1) e ao nº de espécies muito abundantes (ou dominantes) – N2, os valores mais baixos para estes índices foram novamente registados no RA Madeirense (1 espécie), enquanto os valores mais elevados (11 e 8 espécies, respectivamente) foram registados na Baixa das bicudas.

Os valores de equabilidade variaram entre 0,17 e 1 (para a equabilidade de Shannon) e entre 0,14 e 1 para a equabilidade de Simpson. Os valores mais baixos foram registados na Enrocamento do porto do Porto Santo, enquanto os valores mais elevados foram registados no RA Madeirense, quer para a equabilidade de Shannon, quer para a de Simpson. No entanto, é importante salientar que neste local, apenas foi observada uma espécie de macroinvertebrado móvel, o que explica os valores máximos de equabilidade. Se não considerarmos o RA Madeirense, os outros locais onde a equabilidade foi mais elevada foram Areia – PS e Maerl – M, com valores de 0,94 e 0,90, respectivamente para E10 e E20.

3.4.2 Frequências

Relativamente às frequências das várias espécies de macroinvertebrados móveis observadas nos locais de estudo durante o ano de 2023 –Tabela 3.7,



Location	N0	N1	N2	E10	E20
Areia – PS	2	1,89	1,80	0,94	0,90
Baixa das bicudas	22	10,81	7,70	0,49	0,35
Baixa do Cotrim	15	7,36	5,03	0,49	0,34
CORDECA areia	4	1,34	1,13	0,33	0,28
CORDECA	6	2,25	1,60	0,38	0,27
Enrocamento	17	2,92	2,32	0,17	0,14
Madeirense	1	1,00	1,00	1,00	1,00
Engrade grande	11	2,78	1,74	0,25	0,16
Baixinha	12	7,76	5,61	0,65	0,47
Pedra do Jota	8	4,02	2,49	0,50	0,31
Maerl – PS	6	3,20	2,20	0,53	0,37
CORCEIRA areia	6	2,41	1,79	0,40	0,30
Cabo Girão	22	6,81	3,91	0,31	0,18
Ilhéu do Gorgulho	22	8,34	5,19	0,38	0,24
Controlo Areia – M	3	2,22	1,81	0,74	0,60
Enrocamento Vidamar	23	7,69	5,02	0,33	0,22
CORCEIRA recife	7	2,47	1,74	0,35	0,25
Avrainvillea – CG	5	1,54	1,23	0,31	0,25
Maerl – M	2	1,88	1,79	0,94	0,90

Tabela 3.6: Diversidade por local, com base nas abundâncias dos macroinvertebrados móveis nas duas campanhas. N0: número de espécies, N1: índice de diversidade de Shannon, N2: índice de diversidade de Simpson, E10: equabilidade de Shannon, E20: equabilidade de Simpson. A verde, estão salientados os valores mais elevados; a vermelho os valores mais baixos.

verifica-se que o verme de fogo (*Hermodice carunculata*) foi a espécie mais frequente (i.e. que ocorreu em mais locais) em ambas a ilhas (no Porto Santo no Verão foi observado em 9 dos 11 locais amostrados e em 6 no Outono, enquanto na Madeira foi observado em 7 dos 8 locais amostrados, no Verão e Outono).

Entre as espécies identificadas nos locais estudados na ilha do Porto Santo, verificou-se para algumas um aumento da frequência de ocorrência do Verão para o Outono: *Astropecten aranciatus* e *Telmatactis cricoides* (1 para 2), *Lysmata grabhami* e *Sphaerechinus granularis* (0 para 2), *Marthasterias glacialis*, *Ophidiaster ophidianus*, *Ophioderma longicauda*, *Monoplex parthenopeus*, *Scyllarides latus*, *Umbraculum umbraculum* e *Stramonita haemastoma* (0 para 1), *Ocenebra* sp. (de 1 para 4 locais), *Percnon gibbesi* (2 para 3) e (*Stenorhynchus lanceolatus* (6 para 8). Inversamente outras houve, cuja frequência de ocorrência diminuiu do Verão para o Outono: *Antedon bifida*, *Bursa* sp., *Columbella adansoni*, *Mitra* sp., *Myxicola* sp. e *Pinna rudis* (de 2 locais para 1), *Coscinasterias tenuispina*, *Dardanus calidus*, *Jujubinus exasperatus* e *Spondylus senegalensis* (1 para 0), *Diadema africanum* (3 para 2), Galatheidae (de 4 para 2), *Haliotis tuberculata* e *Telmatactis forskalii* (2 para 0), *Pagurus anachoretus* (de 5 para 4) e *Pagurus cuanensis* (de 3 para 0). Por outro lado, outras espécies mantiveram o número de locais em que foram observadas nas duas campanhas de amostragem (Verão e Outono): *Arbacia lixula* (2 locais), *Calcinus tubularis* (5 locais), Ceriantharia, *Chama gryphoides*, *Lima lima*, *Lygdamis wirtzi*, Polychaeta sp. e *Thor amboinensis* (1 local) e *Holothuria sanctori* (3 locais).

Tal como ocorrido no Porto Santo, na ilha da Madeira a frequência de ocorrência da maioria (72%) das espécies observadas nos locais estudados variou entre as duas campanhas de amostragem (Verão e Outono). Entre as espécies cuja frequência aumentou do Verão para o Outono temos: *Columbella adansoni*, *Dardanus calidus* e *Stramonita haemastoma* (1 para 2), *Marthasterias glacialis*, *Ocenebra* sp. (0 para 1), *Myxicola* sp. (0 para 3), *Pagurus anachoretus* (de 3 para 4 locais), *Pinna rudis* e *Sphaerechinus*



granularis (2 para 3). Já nas espécies cuja frequência diminuiu do Verão para o Outono temos: *Anemonia viridis*, *Charonia lampas*, *Hemipolygona armata*, *Hexaplex trunculus*, *Mitra* sp., *Monoplex parthenopeus*, *Ophidiaster ophidianus* (1 para 0), *Cronius ruber* e *Paguroidea* (2 para 1), *Enoplometopus antillensis* e *Holothuria sanctori*, *Phoronopsis californica*, *Telmatactis cricoides* e *Percnon gibbesi* (3 para 2), *Antedon bifida* (4 para 0), *Stenorhynchus lanceolatus* (4 para 3). Por fim, as espécies que foram observadas em igual nº de locais: *Hermodice carunculata*, *Coscinasterias tenuispina*, *Diadema africanum*, *Diopatra neapolitana*, *Lygdamis wirtzi*, *Thor amboinensis* e *Umbraculum umbraculum* (1 local), *Ceriantharia*, *Lysmata grabhami*, *Pagurus cuanensis* (2 locais), *Bursa* sp. (3 locais).

Importa também salientar que algumas espécies foram observadas numa campanha de amostragem e não na outra, sendo que no Porto Santo o nº de espécies em que tal sucedeu foi muito superior (43%) ao da Madeira (26%) — ver Tabela 3.7. Verificou-se também uma diferença entre ilhas, no que toca ao número de espécies que foram registadas numa das campanhas e não na outra: no Porto Santo 11 espécies foram observadas apenas na campanha de Outono e 7 espécies foram observadas apenas na campanha do Verão). Na Madeira passou-se o inverso: 7 espécies foram detectadas no Verão e não no Outono e apenas 3 foram observadas no Outono e estiveram ausentes no Verão).

3.4.3 Densidade

Numa análise geral à densidade das várias espécies de macroinvertebrados móveis observados no transectos em 2023 (Tabelas 3.8 e 3.9), a espécie *Hermodice carunculata* foi aquela que apresentou densidades mais elevadas para a maioria dos habitats estudados, exceção feita no enrocamento do Porto Santo. Na Madeira, foi registada com maior densidade em 3 dos 5 habitats estudados, e no Porto Santo em 2, sendo que noutra habitat foi a segunda mais abundante. Importa contudo referir, que esta espécie foi detectada com densidades comparativamente inferiores no Porto Santo em relação à Madeira (o máximo registado na Madeira foi de 11,5 ind/50 m² enquanto no Porto Santo foi de 3,7 ind/50 m²).

Analisando as densidades dos macroinvertebrados móveis, agrupadas por habitat e por ilha (Tabelas 3.8 e 3.9), verifica-se que nas duas ilhas, foi nos enrocamentos que se observou maior densidade deste grupo de animais. São as mesmas duas espécies (*Calcinus tubularis* e *Percnon gibbesi*) as mais abundantes, mas no Porto Santo o bernardo-ermita aparece em primeiro lugar da lista, lugar esse, que na Madeira, é ocupado pelo caranguejo, *P. gibbesi*. Ademais, referir, que na ilha do Porto Santo os valores de densidade total no enrocamento foram muito superiores ao observado em qualquer dos habitats estudados nas duas ilhas (densidade total 88 ind/50 m²), em grande parte devido à elevada densidade dessas duas espécies de crustáceos decapodes (46 ind/50 m² e 36 ind/50 m²). Na Madeira, os valores de densidade total de macroinvertebrados nos enrocamentos e recifes rochosos são mais próximos (25 ind/50 m² e 22 ind/50 m², respectivamente), enquanto os restantes habitats estudados apresentam valores inferiores, mas comparáveis entre si (11 e 15 ind/50 m²). Já no Porto Santo, além da grande diferença entre o enrocamento e os demais habitats, verificou-se que os recifes rochosos e os locais de areia exibem valores de densidade total semelhantes (entre 9 e 12 ind/50 m², respectivamente), e os recifes



artificiais e os campos de rodólitos apresentam os valores mais baixos (3,4 ind/50 m²).

Das dez espécies mais abundantes nos recifes rochosos na Madeira e no Porto Santo, oito são comuns às duas ilhas — Tabelas 3.8 e 3.9 — todavia em termos de densidade total (nº ind/50 m²) e ao nível da densidade das várias espécies, existem algumas diferenças. Na Madeira a densidade total dos recifes rochosos amostrados é mais que o dobro da registada no Porto Santo (22 ind/50 m² e 9 ind/50 m²) e particularmente no que respeita à espécie *C. tubularis* foi igualmente muito superior na Madeira. Já no Porto Santo, o ouriço-de-espinhos-longos (*Diadema africanum*) integra a lista das mais abundantes quer nos recifes rochosos quer no Recife Artificial, ainda que com densidades muito baixas (0,2 ind/50 m² e 0,1 ind/50 m², respectivamente). No entanto, esta espécie está ausente da lista das mais abundantes em todos os habitats estudados na Madeira.



Tabela 3.7: Frequências das espécies de macroinvertebrados móveis em cada uma das ilhas. Os valores referem ao número de locais onde a espécie foi observada. V: campanha de Verão, O: campanha de Outono.

Porto Santo 2023			Madeira 2023		
Espécie	V	O	Espécie	V	O
<i>Antedon bifida</i>	2	1	<i>Anemonia viridis</i>	1	0
<i>Arbacia lixula</i>	2	2	<i>Antedon bifida</i>	4	0
<i>Astropecten aranciacus</i>	1	2	<i>Arbacia lixula</i>	2	2
<i>Bursa</i> sp.	2	1	<i>Bursa</i> sp.	3	3
<i>Calcinus tubularis</i>	5	5	<i>Calcinus tubularis</i>	6	3
Ceriantharia	1	1	Ceriantharia	2	2
<i>Chama gryphoides</i>	1	1	<i>Charonia lampas</i>	1	0
<i>Columbella adansoni</i>	2	1	<i>Columbella adansoni</i>	1	2
<i>Coscinasterias tenuispina</i>	1	0	<i>Coscinasterias tenuispina</i>	1	1
<i>Dardanus calidus</i>	1	0	<i>Cronius ruber</i>	2	1
<i>Diadema africanum</i>	3	2	<i>Dardanus calidus</i>	1	2
<i>Echinaster sepositus</i>	0	1	<i>Diadema africanum</i>	1	1
<i>Enoplometopus antillensis</i>	0	1	<i>Diopatra neapolitana</i>	1	1
Galatheidae	4	2	<i>Enoplometopus antillensis</i>	3	2
<i>Haliotis tuberculata</i>	2	0	<i>Hemipolygona armata</i>	1	0
<i>Hermodice carunculata</i>	9	6	<i>Hermodice carunculata</i>	7	7
<i>Holothuria sanctori</i>	3	3	<i>Hexaplex trunculus</i>	1	0
<i>Jujubinus exasperatus</i>	1	0	<i>Holothuria sanctori</i>	3	2
<i>Lima lima</i>	1	1	<i>Lygdamis wirtzi</i>	1	1
<i>Lygdamis wirtzi</i>	1	1	<i>Lysmata grabhami</i>	2	2
<i>Lysmata grabhami</i>	0	2	<i>Marthasterias glacialis</i>	0	1
<i>Marthasterias glacialis</i>	0	1	<i>Mitra</i> sp.	1	0
<i>Mitra</i> sp.	2	1	<i>Monoplex parthenopeus</i>	1	0
<i>Monoplex parthenopeus</i>	0	1	<i>Myxicola</i> sp.	0	3
<i>Myxicola</i> sp.	2	1	<i>Ocenebra</i> sp.	0	1
<i>Ocenebra</i> sp.	1	4	<i>Ophidiaster ophidianus</i>	1	0
<i>Ophidiaster ophidianus</i>	0	1	Paguroidea	2	1
<i>Ophioderma longicauda</i>	0	1	<i>Pagurus anachoretus</i>	3	4
<i>Pagurus anachoretus</i>	5	4	<i>Pagurus cuanensis</i>	2	2
<i>Pagurus cuanensis</i>	3	0	<i>Percnon gibbesi</i>	3	2
<i>Percnon gibbesi</i>	2	3	<i>Phoronopsis californica</i>	3	2
<i>Pinna rudis</i>	2	1	<i>Pinna rudis</i>	2	3
<i>Polychaeta</i> sp.	1	1	<i>Sphaerechinus granularis</i>	2	3
<i>Scyllarides latus</i>	0	1	<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	4	3
<i>Sphaerechinus granularis</i>	0	2	<i>Stramonita haemastoma</i>	1	2
<i>Spondylus senegalensis</i>	1	0	<i>Telmatactis cricoides</i>	3	2
<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	6	8	<i>Thor amboinensis</i>	1	1
<i>Stramonita haemastoma</i>	0	1	<i>Umbraculum umbraculum</i>	1	1
<i>Telmatactis cricoides</i>	1	2			
<i>Telmatactis forskalii</i>	2	0			
<i>Thor amboinensis</i>	1	1			
<i>Umbraculum umbraculum</i>	0	1			



Nos recifes artificiais, são 6 as espécies de macroinvertebrados móveis mais abundantes no Porto Santo e 7 na Madeira. Destas, apenas 2 são comuns às duas ilhas: *H. carunculata* e *S. lanceolatus*. Estas espécies são também as duas mais abundantes neste habitat em ambas as ilhas, ainda que com valores comparativamente superiores na Madeira (11 ind/50 m² e 3 ind/50 m² vs 3 ind/50 m² e 5,5 ind/50 m²).

No que concerne aos locais de substrato arenoso, os valores de densidade total dos macroinvertebrados móveis foi semelhante nas duas ilhas (~11 ind/50 m²), mas o número de espécies e a composição distintas. Apenas duas espécies de poliquetas são comuns ao Porto Santo e à Madeira — *H. carunculata* e *Myxicola* sp. Por sua vez a espécie *Phoronopsis californica*, que ocupa o segundo lugar da lista das mais abundantes na Madeira, nunca foi observada no Porto Santo e a espécie registada com maior densidade nos fundos arenosos do Porto Santo, uma espécie de poliqueta que forma uma acumulação de sedimentos que faz lembrar um vulcão Figura 3.2, nunca foi observada na Madeira.

Finalmente, nos campos de rodólitos, na Madeira registaram-se apenas 2 espécies de macroinvertebrados móveis na lista — *H. carunculata* e *C. tubularis*, espécies essas que também ocorrem neste habitat na ilha do Porto Santo, mas em densidades comparativamente menores do que na Madeira. Nos campos de rodólitos do Porto Santo foram observadas mais espécies, mas todas em densidades baixas (~0,2 ind/50 m²): *Lygdamis wirtzi*, *Columbella adansoni* e *Mitra* sp.

3.4.4 Análise de associação

De um total de 50 espécies de macroinvertebrados móveis registados nos transectos em 2023, seis foram associadas a um habitat, duas a um conjunto de dois habitats e uma a um grupo de três habitats.

O poliqueta do género *Myxicola* foi associado ao habitat «areia», com um valor-*p* bastante baixo. Associadas aos enrocamentos, temos as espécies *Percnon gibbesi*, *Arbacia lixula*, *Sphaerechinus granularis*, *Columbella adansoni* e *Pinna rudis*. Não foram associadas espécies aos habitats «Rocha», «Recifes artificiais» ou «Maerl».

A espécie *Pagurus anachoretus* foi associada ao conjunto «Rocha + Enrocamentos» (R+E) e a espécie *Calcinus tubularis* ao conjunto «Enrocamentos + Maerl» (E+M). Finalmente, a espécie *Stenorhynchus lanceolatus* foi associada ao conjunto «Rocha + Recifes artificiais + Enrocamentos» (R+RA+E).



Figura 3.2: Aspecto do monte de sedimentos depositado pelo poliqueta sedentário que vive no seu interior. A imagem mostra a expulsão de sedimentos para o ambiente por parte do organismo.



Tabela 3.8: Espécies de macroinvertebrados móveis mais abundantes nos vários habitats da ilha da Madeira (n° de ind/50 m²).

Areia – Madeira		Rocha – Madeira		Recife artificial – M	
Espécie	Dens.	Espécie	Dens.	Espécie	Dens.
<i>Hermodice carunculata</i>	7,8	<i>Calcinus tubularis</i>	9,4	<i>Hermodice carunculata</i>	11,4
<i>Phoronopsis californica</i>	2,5	<i>Holothuria sanctori</i>	3,0	<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	2,5
<i>Calcinus tubularis</i>	0,4	<i>Hermodice carunculata</i>	2,7	<i>Stramonita haemastoma</i>	0,5
<i>Diopatra neapolitana</i>	0,2	<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	2,1	<i>Antedon bifida</i>	0,4
Paguroidea	0,2	<i>Telmatactis cricoides</i>	1,9	<i>Pagurus anachoretus</i>	0,4
<i>Myxicola</i> sp.	0,2	<i>Pagurus anachoretus</i>	0,8	<i>Calcinus tubularis</i>	0,2
<i>Dardanus calidus</i>	0,0	<i>Percnon gibbesi</i>	0,6	<i>Coscinasterias tenuispina</i>	0,2
		<i>Enoplometopus antillensis</i>	0,4		
		<i>Ceriantharia</i>	0,3		
		<i>Lysmata grabhami</i>	0,3		
Total	11,3	Total	21,5	Total	15,3

Enrocamento – Madeira		Maerl – Madeira	
Espécie	Dens.	Espécie	Dens.
<i>Percnon gibbesi</i>	8,9	<i>Hermodice carunculata</i>	8,5
<i>Calcinus tubularis</i>	6,1	<i>Calcinus tubularis</i>	4,2
<i>Hermodice carunculata</i>	3,8		
<i>Holothuria sanctori</i>	2,2		
<i>Sphaerechinus granularis</i>	1,2		
<i>Telmatactis cricoides</i>	0,8		
<i>Arbacia lixula</i>	0,6		
<i>Columbella adansoni</i>	0,5		
<i>Bursa</i> sp.	0,3		
<i>Antedon bifida</i>	0,2		
Total	24,6	Total	12,7



Tabela 3.9: Espécies de macroinvertebrados móveis mais abundantes nos vários habitats da ilha do Porto Santo (nº de ind/50 m²).

Areia – Porto Santo		Rocha – Porto Santo		Recife artificial – Porto Santo	
Espécie	Dens.	Espécie	Dens.	Espécie	Dens.
<i>Polychaeta</i> sp.	11,0	<i>Hermodice carunculata</i>	3,7	<i>Hermodice carunculata</i>	2,6
<i>Hermodice carunculata</i>	0,3	<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	1,5	<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	0,5
<i>Myxicola</i> sp.	0,3	<i>Calcinus tubularis</i>	1,4	<i>Arbacia lixula</i>	0,1
<i>Astropecten aranciacus</i>	0,2	Galatheidae	1,1	<i>Chama gryphoides</i>	0,1
		<i>Holothuria sanctori</i>	0,5	<i>Diadema africanum</i>	0,1
		<i>Percnon gibbesi</i>	0,4	<i>Ocenebra</i> sp.	0,1
		<i>Pagurus anachoretus</i>	0,3		
		<i>Diadema africanum</i>	0,2		
		<i>Telmatactis cricoides</i>	0,2		
		<i>Antedon bifida</i>	0,2		
Total	11,8	Total	9,4	Total	3,4

Enrocamento – Porto Santo		Maerl – Porto Santo	
Espécie	Dens.	Espécie	Dens.
<i>Calcinus tubularis</i>	46,1	<i>Calcinus tubularis</i>	2,2
<i>Percnon gibbesi</i>	36,1	<i>Hermodice carunculata</i>	0,5
<i>Arbacia lixula</i>	2,5	<i>Columbella adansoni</i>	0,2
<i>Pagurus anachoretus</i>	1,6	<i>Echinaster sepositus</i>	0,2
<i>Hermodice carunculata</i>	0,7	<i>Lygdamis wirtzi</i>	0,2
<i>Antedon bifida</i>	0,5	<i>Mitra</i> sp.	0,2
<i>Ocenebra</i> sp.	0,3		
<i>Columbella adansoni</i>	0,2		
<i>Holothuria sanctori</i>	0,2		
<i>Pinna rudis</i>	0,2		
Total	88,4	Total	3,4

Tabela 3.10: Resultados da análise de associação para as espécies de macroinvertebrados móveis para os vários habitats (R: rocha, A: areia, RA: recifes artificiais, E: enrocamentos, M: Maerl). Para uma explicação sobre o significado dos cabeçalhos das colunas, ver a Subsecção 2.2.2 na página 11.

Habitat	Espécie	A	B	stat	Valor-p	sign.
Areia	<i>Myxicola</i> sp.	1,000	1,000	1,000	0,001	***
	<i>Percnon gibbesi</i>	0,981	1,000	0,990	0,005	**
	<i>Arbacia lixula</i>	0,926	1,000	0,962	0,012	*
	<i>Sphaerechinus granularis</i>	0,907	1,000	0,953	0,007	**
Enrocamento	<i>Columbella adansoni</i>	0,742	1,000	0,862	0,027	*
	<i>Pinna rudis</i>	0,700	1,000	0,837	0,032	*
R+E	<i>Pagurus anachoretus</i>	0,907	0,889	0,898	0,017	*
E+M	<i>Calcinus tubularis</i>	0,864	1,000	0,929	0,043	*
R+RA+E	<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	1,000	1,000	1,000	0,001	***



3.5 Caracterização global das comunidades

NESTA SECÇÃO analisa-se o conjunto das duas comunidades estudadas (ictiofauna e macroinvertebrados móveis), como um todo.

3.5.1 Diversidade

Considerando conjuntamente os dados de abundância da ictiofauna e dos macroinvertebrados móveis para o ano de 2023, foram registados 105 taxa, pertencentes a 7 filis, 13 classes, 42 ordens, 68 famílias, 91 géneros e 95 espécies. Destes 93 taxa, 84 foram registados no Porto Santo e 62 na Madeira.

O nº de espécies observados nos vários locais variou entre 8 espécies no Controlo Areia – M e 54 espécies no Ilhéu do Gorgulho – Tabela 3.11. Este local foi igualmente aquele onde se registaram os valores mais altos de espécies comuns (N1) e de espécies muito abundantes (ou dominantes) – N2, respectivamente ~19 e ~14 espécies. Os valores mais baixos para estes dois índices (~1 espécie para N1 e para N2) foram novamente registados no Controlo Areia – M.

Já os valores de equabilidade variaram entre 0,15 e 0,52 (para a equabilidade de Shannon) e entre 0,09 e 0,34 para a equabilidade de Simpson. Os valores mais baixos foram registados no Controlo Areia – M e na Baixa das bicudas, enquanto os valores mais elevados foram registados na zona de areia no Porto Santo (Controlo areia – PS), para a equabilidades de Shannon e de Simpson.

Tabela 3.11: Diversidade taxonómica por local, com base nos valores de abundância do conjunto da ictiofauna e dos macroinvertebrados móveis nas duas campanhas. N0: número de espécies, N1: índice de diversidade de Shannon, N2: índice de diversidade de Shannon, E10: equabilidade de Shannon, E20: equabilidade de Simpson. A verde, estão salientados os valores mais elevados; a vermelho os valores mais baixos para cada um dos números de Hill.

Location	N0	N1	N2	E10	E20
Areia – PS	10	5,18	3,42	0,52	0,34
Avrainvillea – CG	10	3,34	2,26	0,33	0,23
Baixa das bicudas	37	6,89	3,21	0,19	0,09
Baixa do Cotrim	40	7,93	3,98	0,20	0,10
Baixinha	31	5,74	3,20	0,19	0,10
Cabo Girão	44	10,40	4,97	0,24	0,11
Controlo Areia – M	8	1,18	1,06	0,15	0,13
CORCEIRA areia	20	3,25	2,12	0,16	0,11
CORCEIRA recife	30	6,89	4,45	0,23	0,15
CORDECA	30	9,38	5,54	0,31	0,18
CORDECA areia	23	5,68	3,23	0,25	0,14
Engrade grande	36	12,39	7,41	0,34	0,21
Enrocamento	42	11,96	8,28	0,28	0,20
Enrocamento Vidamar	49	13,49	8,95	0,28	0,18
Ilhéu do Gorgulho	54	18,96	13,83	0,35	0,26
Madeirense	21	5,14	3,12	0,24	0,15
Maerl – M	19	8,16	5,65	0,43	0,30
Maerl – PS	16	6,73	4,74	0,42	0,30
Pedra do Jota	29	6,02	3,29	0,21	0,11

Comparando os cinco habitats separadamente para cada uma das ilhas (Tabela 3.12), verifica-se que o nº de espécies observadas variou entre 19 (para os campos de rodólitos) e 63 (para os recifes rochosos) na ilha da Madeira e entre 16 e 69 espécies no Porto Santo, nos mesmos habitats.



Island	Habitat	N0	N1	N2	E10	E20
Madeira	Areia	24	3,08	1,9	0,13	0,08
Madeira	Rocha	63	16,23	9,09	0,26	0,14
Madeira	Recife artificial	30	6,89	4,45	0,23	0,15
Madeira	Enrocamento	49	13,49	8,95	0,28	0,18
Madeira	Maerl	19	8,16	5,65	0,43	0,30
Porto Santo	Areia	24	6,54	3,74	0,27	0,16
Porto Santo	Rocha	69	8,85	3,90	0,13	0,06
Porto Santo	Recife artificial	34	8,10	4,47	0,24	0,13
Porto Santo	Enrocamento	42	11,96	8,28	0,28	0,20
Porto Santo	Maerl	16	6,73	4,74	0,42	0,30

Tabela 3.12: Diversidade taxonómica com base nos dados de abundância do conjunto da ictiofauna e macroinvertebrados móveis nas duas campanhas, agrupados por ilha e por habitat. N0: número de espécies, N1: índice de diversidade de Shannon, N2: índice de diversidade de Simpson, E10: equabilidade de Shannon, E20: equabilidade de Simpson. A verde, estão salientados os valores mais elevados; a vermelho os valores mais baixos para cada um dos números de Hill.

O nº de espécies comuns (N1) na ilha da Madeira variou entre 3 (Areia) e 16 espécies (Rocha), enquanto na ilha do Porto Santo, essa variação foi entre 7 (Maerl) e 12 espécies (Enrocamento). O nº de espécies muito comuns (N2) na ilha da Madeira variou entre 2 (Areia) e 9 espécies (nos recifes rochosos), enquanto na ilha do Porto Santo, essa variação foi entre 4 (na areia) e 8 espécies (Enrocamento). De salientar que na Madeira, o nº de espécies muito comuns (ou dominantes) – N2 nos enrocamentos foi muito próximo do valor registado para os recifes rochosos.

3.5.2 Análise de associação

No conjunto da ictiofauna e macroinvertebrados móveis, composto por 105 taxa, a análise de associação resultou na correspondência de 20 espécies a um habitat ou a um conjunto de habitats. Desta forma, 8 espécies foram associadas a um habitat, 4 espécies foram associadas a um grupo de dois habitats, 6 espécies associadas a um grupo de três habitats e 2 espécies foram associadas a um conjunto de 4 habitats.

Dos habitats estudados, temos dois com espécies que lhe foram associadas: a areia com a enguia-de-jardim (*H. longissimus*) e o poliqueta do género *Myxicola* e os enrocamentos com as espécies: *Percnon gibbesi*, *Ophioblennius atlanticus*, *Arbacia lixula*, *Sphaerechinus granularis*, *Columbella adansoni* e *Pinna rudis*.

Espécies houve que se associam a dois habitats, como é o caso do sargo *Diplodus sargus* à Rocha e Recifes artificiais – («R+RA»), *Pagurus anchoretus* à Rocha e Enrocamentos – («R+E»), a boga, *Boops boops* aos Recifes artificiais e Enrocamentos – («RA+E») e *Calcinus tubularis* aos Enrocamentos e Campos de rodólitos – («E+M»).

De igual modo, um grupo de outras espécies estão associadas a um conjunto de 3 habitats, nomeadamente: *Scorpaena maderensis*, *Stenorhynchus lanceolatus*, *Chromis limbata*, *Similiparma lurida*, *Thalassoma pavo* e *Aulostomus strigosus*, aos habitats rochosos, recifes artificiais e enrocamentos («R+RA+E»).

Finalmente, associadas a conjuntos de quatro habitats, as espécies *Sphoeroides marmoratus* (associada aos habitats arenosos, rochosos, aos enrocamentos e aos campos de rodólitos – «A+R+E+M») e *Sparisoma cretense*, associada aos recifes rochosos, aos recifes artificiais, enrocamentos e campos de rodólitos – «R + RA + E + M».



Tabela 3.13: Resultados da análise de associação para as espécies de peixes e de macroinvertebrados móveis para os vários habitats (R: rocha, A: areia, RA: recifes artificiais, E: enrocamentos, M: Maërl). Para uma explicação sobre o significado dos cabeçalhos das colunas, ver a Subsecção 2.2.2 na página 11.

Habitat	Espécie	A	B	stat	valor-p	sign.
Areia	<i>Heteroconger longissimus</i>	1	1	1	0,002	**
	<i>Myxicola</i> sp.	1	1	1	0,002	**
Enrocamento	<i>Percnon gibbesi</i>	0,9807	1	0,99	0,004	**
	<i>Ophioblennius atlanticus</i>	0,9608	1	0,98	0,005	**
	<i>Arbacia lixula</i>	0,926	1	0,962	0,011	*
	<i>Sphaerechinus granularis</i>	0,9074	1	0,953	0,013	*
	<i>Columbella adansoni</i>	0,7424	1	0,862	0,031	*
	<i>Pinna rudis</i>	0,7	1	0,837	0,037	*
R + RA	<i>Diplodus sargus</i>	0,9465	0,9	0,923	0,038	*
R + E	<i>Pagurus anachoretus</i>	0,9065	0,8889	0,898	0,019	*
RA + E	<i>Boops boops</i>	0,8643	1	0,93	0,004	**
E + M	<i>Calcinus tubularis</i>	0,8638	1	0,929	0,033	*
R + RA + E	<i>Scorpaena maderensis</i>	1	1	1	0,001	***
	<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	1	1	1	0,001	***
	<i>Chromis limbata</i>	0,9996	1	1	0,001	***
	<i>Similiparma lurida</i>	0,9991	1	1	0,001	***
	<i>Thalassoma pavo</i>	0,9885	1	0,994	0,001	***
	<i>Aulostomus strigosus</i>	0,9851	0,8333	0,906	0,041	*
A + R + E + M	<i>Sphoeroides marmoratus</i>	0,9706	1	0,985	0,039	*
R + RA + E + M	<i>Sparisoma cretense</i>	0,9829	1	0,991	0,037	*

3.5.3 Ordenação

O gráfico da ordenação (Figura 3.3) mostra uma separação clara entre dois grandes grupos de habitats. Do lado esquerdo da figura, os habitats arenosos e do lado direito, os habitats rochosos, os recifes artificiais e os enrocamentos. Os campos de rodólitos surgem na zona central do gráfico de ordenação, separados entre si (o do Porto Santo, mais para o topo da figura) e o da Madeira, mais para o centro da mesma.

A posição dos campos de rodólitos do Porto Santo é determinada sobretudo pela abundância dos peixes da família Gobiidae, enquanto o afastamento do local «Controlo areia – M» se deve à densidade da enguia-de-jardim (*H. longissimus*). A separação dos enrocamentos em relação aos locais de substrato rochosos parece dever-se à densidade de algumas espécies de peixes que formam cardumes, como o besugo *Pagellus acarne*, o carapau (*Trachurus* sp.) e o roncador (*Pomadasys incisus*), e do crustáceo *Percnon gibbesi*.

A posição dos locais de substrato arenoso, do lado esquerdo da Figura 3.3, é causado pela densidade do sapinho (*Sphoeroides marmoratus*) e do poliqueta (*Polychaeta* sp. 2) e de *Phoronopsis californica*, além da já mencionada enguia-de-jardim.



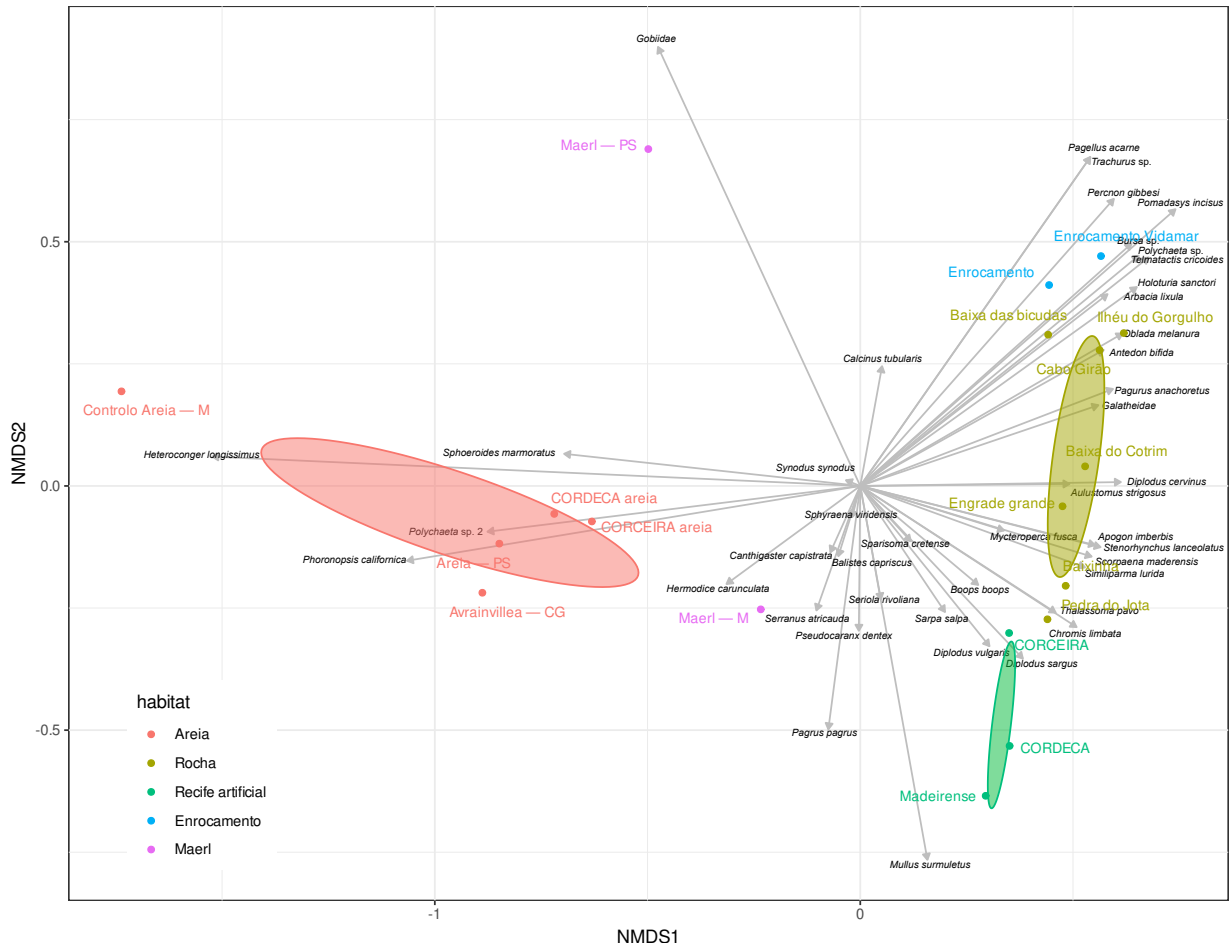


Figura 3.3: Gráfico da ordenação através do método *Nonmetric multidimensional scaling*.

Já a posição dos recifes artificiais, na zona inferior da Figura 3.3 deve-se à densidade das espécies do género *Diplodus* — *D. vulgaris* e *D. sargus* e do salmonete (*Mullus surmulletus*), bem como das espécies *Pagrus pagrus*, *Pseudocaranx dentex*, *Serranus atricauda*, *Sarpa salpa* e *Seriola rivoliana*. Contribuem ainda para esta separação, embora em menor grau, as espécies *B. boops*, *Balistes capriscus*, *Sparisoma cretense* e *Canthigaster capistrata*.





4.1 Caracterização qualitativa e quantitativa da ictiofauna

NO CÔMPUTO DA AMOSTRAGEM REALIZADA no âmbito do presente programa de monitorização no ano de 2023 foram inventariadas 55 espécies de peixes. É um valor da mesma ordem de grandeza ao obtido em anos anteriores da monitorização (51 espécies em 2022, 59 em 2021 [23] e enquadra-se igualmente nos valores já referenciados para o arquipélago da Madeira para este tipo de habitats [26, 29].

4.1.1 Diversidade

Conforme expectável, os recifes rochosos, os enrocamentos e os recifes artificiais são os que apresentam uma comunidade de peixes com maior riqueza específica (32 espécies no ilhéu do Gorgulho, 26 e 25 nos enrocamentos e 24 e 23 nos recifes artificiais). A variabilidade observada reflecte as próprias características naturais entre os vários locais amostrados, com níveis de complexidade decrescente dos recifes rochosos para os enrocamentos, recifes artificiais, campos de rodólitos e fundos arenosos nas duas ilhas.

É importante também referir que para o Porto Santo, os locais com maior número de espécies de peixes nos transectos, são locais com algum regime de protecção — Baixa do Cotrim, CORDECA recife e Engrade grande. Adicionalmente, e também em termos de número de espécies, os RA em ambas as ilhas exibem uma riqueza específica próxima aos recifes rochosos circundantes, ainda que a composição específica difira um pouco (nos RA existem mais espécies bento-pelágicas que formam cardumes comparativamente à maioria dos recifes rochosos amostrados).

4.1.2 Abundâncias/Frequências

Do total de espécies observadas no decorrer de 2023 nos 19 locais amostrados, três delas (*Sparisoma cretense*, *Canthigaster capistrata* e *Sphoeroides marmoratus*) foram praticamente registadas na totalidade dos locais. De facto o bodião, espécie frequente nos habitats subtidais do arquipélago da Madeira [26, 29], pode ser considerada uma espécie errante, i.e, possui um território mais vasto [28] e como tal pode ser avistada em vários locais. Ainda que em termos de preferências de habitat, o bodião seja uma espécie que está normalmente associada aos recifes rochosos e enrocamentos [28], os juvenis ocorrem em substratos arenosos com campos de macroalgas ou de fanerogâmicas [30] e nos campos de rodólitos [29] onde encontram refúgio. Já os peixes-balão, embora sejam espécies que vivem em áreas mais restritas, com deslocções espaciais menores, podem ocorrer associadas quer em fundos de areia, quer em rocha e em campos de rodólitos [29].

[23]: Neves (2022), *Programas de monitorização CORDECA e CORCEIRA: 2021*

[26]: Ribeiro et al. (2005), *Fish Assemblages of Cais Do Carvao Bay (Madeira Island) Determined by the Visual Census Technique*

[29]: Ribeiro et al. (2020), *Habitat Mapping of Cabo Girão Marine Park (Madeira Island): A Tool for Conservation and Management*

[26]: Ribeiro et al. (2005), *Fish Assemblages of Cais Do Carvao Bay (Madeira Island) Determined by the Visual Census Technique*

[29]: Ribeiro et al. (2020), *Habitat Mapping of Cabo Girão Marine Park (Madeira Island): A Tool for Conservation and Management*

[28]: Ribeiro (2008), *Comparison of Rocky Reef Fish Communities among Protected, Unprotected and Artificial Habitats in Madeira Island Coastal Waters Using Underwater Visual Techniques*

[30]: Ribeiro et al. (2022), *A Baseline for Prioritizing the Conservation of the Threatened Seagrass *Cymodocea Nodosa* in the Oceanic Archipelago of Madeira*

Por sua vez, um grupo de 7–8 espécies apresenta frequências de ocorrência elevadas, sendo observadas na maioria dos locais e habitats estudados nas duas Ilhas. Como tal, podem ser consideradas espécies frequentes dos habitats subtidais do arquipélago da Madeira, conforme já referenciado nos estudos acima mencionados e também observado em anos anteriores no âmbito dos trabalhos do presente programa de monitorização. Em contrapartida, espécies há que apenas foram observadas em alguns dos locais amostrados, o que poderá estar relacionado com as especificidades de habitat das próprias espécies, como é o caso da enguia-de-jardim (*Heteroconger longissimus*) que apenas ocorre em substratos arenosos — facto que é também reforçado nos resultados da análise de associação. Já o besugo (*Pagellus acarne*), cujos cardumes têm sido unicamente observados no enrocamento do porto de Porto Santo, não tem esta ligação de exclusividade corroborada na análise de associação, já que a análise considera conjuntamente o habitat nas duas ilhas e a espécie não foi registada na Madeira. As especificidades das espécies, podem também estar relacionadas com o intervalo de profundidade em que ocorrem, sendo que associada a locais menos profundos temos por exemplo a espécie *Ophioblennius atlanticus*. Esta espécie, embora ocorra a profundidades da casa dos 20 m, é mais frequente e abundante a menor profundidade, daí que tem sido quase que exclusivamente detectada nos enrocamentos, que se distribuem entre os 8 m e os 12 m. A ligação da espécie aos enrocamentos, foi inclusive evidenciada na análise de associação. Adicionalmente, existem também espécies de peixes, que foram observadas em poucos dos locais amostrados, pelo facto de serem mais crípticas e de difícil detecção, como é o caso dos Gobiidae, Gobisocidae, Muraenidae e outras que ocorrem em menor abundância (p. ex. *Scorpaena notata*, *Spondylisoma cantharus*, *Symphodus trutta*, etc.) e como tal com menor probabilidade de serem detectadas na amostra.

No que respeita à abundância das espécies de peixes registadas no âmbito da presente monitorização, verificou-se que a castanheta-baia (*C. limbata*) é a espécie de peixe mais abundante (ou a segunda mais abundante) em 10 dos 19 locais estudados, sobretudo nos recifes rochosos e nos RA, onde atinge os valores máximos registados para qualquer das espécies. De facto, observa-se que em termos de densidade, as espécies de peixes que formam cardumes, como é o caso da castanheta-baia, mas também da boga (*B. boops*), salema (*Sarpa salpa*) e do pargo (*Pagrus pagrus*) tendem a ser as que apresentam os valores mais elevados nos recifes rochosos e/ou nos recifes artificiais. O mesmo sucede com espécies que vivem em colónias — como a enguia-de-jardim, que nos fundos de areia na Madeira, exhibe elevadas densidades [26] e que na presente monitorização, registou o segundo valor de densidade mais elevado, atrás da castanheta-baia.

No que concerne ao pargo, espécie de peixe que tem elevado valor comercial, a sua ocorrência nos locais amostrados na Madeira tem sido praticamente nula ao longo dos vários anos da monitorização. Este facto poderá reflectir a elevada pressão pesqueira na ilha da Madeira, já que a espécie é alvo de captura nas várias modalidades de pesca que ocorre no arquipélago, representando 14% e 22% das capturas da pesca artesanal e recreativa, respectivamente [20, 21]. Na ilha do Porto Santo, a espécie tem sido observada com densidades consideráveis, em dois locais com regime de protecção total: no RA CORDECA (2023: 24,5 ind/100 m²) e no recife rochoso — Pedra do Jota (cerca de 40–50 ind/100 m², nos anos de

[20]: Martínez-Escauriaza et al. (2021), *Small-Scale Fisheries in Madeira: Recreational vs Artisanal Fisheries*

[21]: Martínez-Escauriaza et al. (2020), *Importance of Recreational Shore Angling in the Archipelago of Madeira, Portugal (Northeast Atlantic)*



2020, 2021 e 2022). No decorrer da monitorização efectuada em 2023, registou-se na Pedra do Jota uma tremenda diminuição na densidade da espécie (~4 ind/100 m²). Ainda que esta, seja uma espécie que pode ter um território vasto e efectuar curtas deslocações espaciais — que vão até alguns quilómetros [1], é a primeira vez que se registou uma diminuição da densidade da espécie desta ordem de grandeza neste recife rochoso. Nesse sentido, é importante manter a monitorização e avaliar indícios da actividade de pesca ilegal no local ou de outros factores que possam estar a causar a diminuição da densidade do pargo.

No que concerne aos pequenos pelágicos, no qual se destaca a boga, a comparação dos resultados obtidos no ano de 2023 com os anos anteriores, mostra que a abundância das bogas (espécie de pequeno peixe pelágico que forma grandes cardumes e cuja presença nos recifes é base para ocorrência de predadores igualmente pelágicos, como os charuteiros — *Seriola* spp e das barracudas) tem vindo a diminuir no RA CORDECA, sobretudo nos últimos dois anos. Os valores registados em 2023 (400 ind/m² no somatório das duas campanhas e no total dos transectos) são muito inferiores aos valores registados em 2017 (~1400 ind/m² ano). Ainda que espécies pelágicas, como a boga, realizem actividades sazonais relacionadas com movimentos reprodutivos migratórios [3], o que se está a observar é um decréscimo da sua abundância anual no RA. Estas espécies que se agregam em redor dos RA, tornam-se num alvo fácil em eventos de pesca, como é o caso da pesca de cerco para captura de isco para a pesca do atum. Ainda que a sua captura seja proibida na CORDECA, a legislação actual (Portaria n.º 421/2020 de 10 de Agosto) permite excepção de captura. Neste sentido, e porque as embarcações da pesca do atum na ilha do Porto Santo, realizam cerco para captura de isco na baía do Porto Santo, sendo observadas em operação nas áreas circundantes à CORDECA, poderão estar a causar uma depleção nas agregações da espécie no RA.

Importa salientar que no decorrer da monitorização efectuada em 2023, espécies de peixes classificadas pela IUCN como vulneráveis, o caso do mero (*Epinephelus marginatus*) e do badejo (*Mycteroperca fusca*), foram observadas sobretudo nos locais que estão sujeitos a algum tipo de protecção. No caso do mero, tem sido observado apenas em locais que integram as Áreas Marinhas Protegidas e com maior frequência e abundância na ilha do Porto Santo relativamente à Madeira. Por exemplo, passados 5 anos do afundamento da CORCEIRA, até à data não se observou qualquer mero associado ao navio, o que pode sugerir a baixa abundância da espécie nos recifes rochosos da ilha da Madeira. Já na CORDECA, o mero faz parte da comunidade de peixes que vive associada a este navio afundado, estando presente com vários indivíduos de diferentes tamanhos (pequenos, médios, grandes). A espécie, integra a ictiofauna da CORDECA desde o primeiro ano, após o afundamento, sugerindo que existe disponibilidade de meros nos recifes rochosos próximos, que fazem parte da RAMPS, que derramam meros para outros recifes. No caso do badejo, igualmente classificada como espécie vulnerável pela IUCN, os resultados obtidos ao longo dos últimos anos do programa de monitorização, sugerem um aumento de sua frequência e abundância na ilha da Madeira comparativamente ao Porto Santo. Nesta última ilha, a espécie tem sido quase exclusivamente registada em locais que integram a RAMPS, enquanto na Madeira é mais comumente observado em recifes rochosos sob regime de protecção ou não. De referir que neste último ano, observaram-se badejos em todos os

[1]: Afonso et al. (2009), *A Multi-Scale Study of Red Porgy Movements and Habitat Use, and Its Application to the Design of Marine Reserve Networks*

[3]: Ballester-Moltó et al. (2015), *Husbandry and Environmental Conditions Explain Temporal Variability of Wild Fish Assemblages Aggregated around a Mediterranean Fish Farm*



locais amostrados na Madeira, excepto nos de substrato arenoso, tendo sido registada a maior densidade da espécie em 2023 nos recifes rochosos do PNMCG (44 ind/100 m²). Outras observações realizadas no arquipélago da Madeira no decorrer de 2023 sugerem um aumento na abundância da espécie, manifestado quer na frequência de observação (observado em mais locais) quer no número de indivíduos (observados pequenos cardumes de até 10 badejos) — C. Ribeiro obs. pess.

4.2 Caracterização qualitativa e quantitativa dos macroinvertebrados móveis

[23]: Neves (2022), *Programas de monitorização CORDECA e CORCEIRA: 2021*

NO QUE TOCA À MACROFAUNA MÓVEL registou-se um total de 50 espécies no cômputo dos transectos amostrados, valor este que é superior ao registado no ano anterior (42 espécies [23]). De uma forma geral, os recifes rochosos e o enrocamento Vidamar, na ilha da Madeira, exibem maior riqueza específica do que os seus correspondentes na ilha do Porto Santo. Nesta ilha, apenas a Baixa das bicudas apresenta valores semelhantes (22 espécies) aos observados na Madeira nesses habitats. Não obstante, para o total dos habitats e locais amostrados, registou-se maior riqueza específica na ilha do Porto Santo (42 espécies) comparativamente à Madeira (38 espécies), embora na Madeira o número de locais amostrados seja menor, o que poderá influenciar este resultado.

[14]: González (2018), *Checklists of Crustacea Decapoda from the Canary and Cape Verde Islands, with an Assessment of Macaronesian and Cape Verde Biogeographic Marine Ecoregions*

Importante também referir que o lagostim, *Enoplometopus antillensis*, uma espécie de afinidade mais tropical [14], que tem sido observada com maior frequência nos últimos 3 anos na Madeira (C. Ribeiro obs. pessoal), mas que até à data não tinha sido detectada na ilha do Porto Santo, foi finalmente observada na campanha de Outono num dos recifes rochosos amostrados nesta ilha (Pedra do Jota). Tal como o aumento da frequência de ocorrência desta espécie na ilha da Madeira possa ser um reflexo das alterações climáticas, a sua detecção na ilha do Porto Santo poderá estar relacionada com a temperatura da água do mar, que em 2023, e de acordo com os nossos registos, não baixou dos 20°C, tendo inclusive atingido os valores mais elevados que até à data registámos (25,6°C).

4.2.1 Abundâncias/Frequências

De entre a lista de espécies de macroinvertebrados móveis registadas no ano de 2023, nenhuma ocorreu em todos os locais amostrados na Madeira e Porto Santo. De referir que o poliqueta *H. caranculata* foi a espécie que registou maior frequência de ocorrência (observado em 16 dos 19 locais amostrados), sendo igualmente uma das espécies de invertebrados mais abundantes. Em contrapartida, um número considerável de macroinvertebrados apenas ocorreu em 1 ou 2 locais (e.g. *Ocenebra* sp., *Lysmata grabhami*). São espécies que, além de não serem particularmente abundantes, exibem normalmente comportamentos crípticos e como tal, são mais difíceis de detectar. Outras há que apresentam especificidade no tipo de substrato/habitat, apenas ocorrendo nos locais em que o mesmo existe (p. ex. o poliqueta *Myxicola* sp.) e a estrela-do-mar (*Astropectem aranciacus*) que apenas ocorrem em fundos de areia). Com efeito, a análise



de associação mostrou esta relação para a espécie *Myxicola* sp., já que surge associada aos fundos arenosos com um valor-p bastante baixo.

Parece igualmente estar a verificar-se uma tendência para a diminuição da frequência e da densidade de algumas espécies de estrelas-do-mar, pelo menos em alguns locais estudados. A espécie *Astropectem aranciacus*, por exemplo, diminuiu em termos de abundância no Controlo areia — PS e manteve-se na CORDECA areia em relação a 2022. A espécie *Coscinasterias tenuispina* tem vindo a diminuir na Baixa do Cotrim desde 2018 e na Baixinha desde 2019. Tem-se mantido na Baixa das bicudas, na Pedra do Jota e no Enrocamento Vidamar. Já a espécie *Echinaster sepositus* está a diminuir na Baixa das bicudas e na Baixinha desde 2021 e não foi observada nestes locais em 2023. No entanto, aumentou no campo de rodólitos no Porto Santo em relação ao ano de 2022. Finalmente, a espécie *Marthasterias glacialis* tem vindo a diminuir na Baixa das bicudas desde 2021 e não foi registada nos nossos transectos em 2022 nem em 2023. Também não foi observada nos últimos 2 anos na Baixinha e na Pedra do Jota.

4.3 Caracterização global das comunidades

OS RESULTADOS OBTIDOS NO ÂMBITO da monitorização efectuada em 2023 mostram que existem diferenças importantes nas comunidades biológicas associadas aos cinco habitats estudados: zonas arenosas, campos de rodólitos, recifes artificiais, enrocamentos e recifes rochosos. Estas diferenças são mais significativas entre os substratos arenosos e os demais habitats amostrados, conforme é evidenciado na análise de ordenação. Ademais, vários estudos efectuados na Região [26, 28, 29] e noutras partes do mundo [4] já demonstraram que maior complexidade de habitat (dimensão variada de blocos rochosos, esconderijos, existência de fendas, buracos, declives vários) abrigam comunidades de peixes e de macrofauna mais diversa e abundante. Isso mesmo foi evidenciado nos resultados da diversidade global associada aos locais estudados, com a maioria dos recifes rochosos a apresentarem maior diversidade e abundância do que os demais habitats.

Para além das diferenças entre os habitats estudados, há a salientar a modificação nos fundos de substrato arenoso amostrados na ilha do Porto Santo (Controlo areia—PS e CORDECA—Areia) no que respeita à composição das comunidades bentónicas ao longo dos anos. No ponto de partida da monitorização, 2016, estes dois locais eram fundos de areia praticamente nus, com algumas manchas da macroalga verde, *Caulerpa prolifera*. Com o passar dos anos, estas manchas aumentaram e a dada altura (2018–2019) começaram a ser dominados por outras macroalgas verdes, desta feita algas calcárias (*Halimeda incrassata* e *Penicillus capitatus*). Estas duas últimas espécies têm origem no Atlântico Oeste e embora estejam referenciadas para a ilha do Porto Santo [2, 33] há já vários anos, nada se sabe sobre a sua distribuição, cobertura, nem comunidades associadas. Já em 2020 (Novembro), também no âmbito da presente monitorização, foi identificada uma nova espécie de macroalga verde, *Caulerpa ashmeadii* [31]. Em 2023 verificou-se uma expansão significativa desta espécie, não só na área de ocupação, mas também na percentagem de cobertura. Assim, verifica-se uma dominância em relação às outras três espécies de

[26]: Ribeiro et al. (2005), *Fish Assemblages of Cais Do Carvao Bay (Madeira Island) Determined by the Visual Census Technique*

[28]: Ribeiro (2008), *Comparison of Rocky Reef Fish Communities among Protected, Unprotected and Artificial Habitats in Madeira Island Coastal Waters Using Underwater Visual Techniques*

[29]: Ribeiro et al. (2020), *Habitat Mapping of Cabo Girão Marine Park (Madeira Island): A Tool for Conservation and Management*

[4]: Bracewell et al. (2018), *Habitat Complexity Effects on Diversity and Abundance Differ with Latitude: An Experimental Study over 20 Degrees*

[2]: Audiffred et al. (1985), *Marine Algae of Ilha Porto Santo and Deserta Grande (Madeira Archipelago)*. (CANCAP Project Contribution No. 40)

[33]: Wirtz et al. (2005), *Pfennigalgen. Neufur Madeira und den Ostatlantik: Halimeda incrassata*.

[31]: Ribeiro et al. (2023), *Crossing the Atlantic: The Tropical Macroalga *Caulerpa ashmeadii* Harvey 1858 as a Recent Settler in Porto Santo Island (Madeira Archipelago, North-eastern Atlantic)*



macroalgas que ao longo dos anos exibiram maior ou menor densidade nestes fundos. Em 2023, observou-se um quase total desaparecimento de *P. capitatus* e de *Caulerpa prolifera*, e uma presença críptica da *H. incrasata*. Como a alga *C. ashmeadii* apresenta frondes maiores das que as algas atrás mencionadas, a sua cobertura nos fundos de areia, inicialmente nus, acaba por conferir mais abrigo sobretudo a peixes juvenis. Tem-se pois assistido, nestes últimos dois anos (2022–2023) em que a espécie aumentou a sua densidade e área de ocupação, ao aumento da diversidade e da abundância de peixes, nomeadamente *Synodus synodus*, *Sparisoma cretense* e *Serranus atricauda*. Juvenis destas espécies, que outrora não eram avistados nos fundos de areia nus, encontram abrigo entre as frondes de *C. ashmeadii*. Paralelamente, parece estar a ocorrer uma diminuição das enguias-de-jardim, mas a mesma poderá não ser real, mas sim estar relacionada com a maior dificuldade em detectar as enguias por entre as frondes desta macroalga.

Por último, importa referir que o presente programa de monitorização está a contribuir não só para a inventariação da biodiversidade associada a estes habitats subtidais, com o aporte de novos registos quer para a ilha da Madeira [27], como para a ilha do Porto Santo [31], mas também a testemunhar importantes modificações ecológicas que poderão ou não ser cíclicas. Estes resultados, são dados novos que aprofundam o conhecimento destas importantes comunidades biológicas e que podem e devem sustentar a gestão do espaço marítimo e das AMP da região.

[27]: Ribeiro et al. (2019), *A New Signal of Marine Tropicalization in the Macaronesia Region: First Record of the Mesophotic Macroalga Avrainvillea canariensis* A. Gepp & E.S. Gepp in the Madeira Archipelago

[31]: Ribeiro et al. (2023), *Crossing the Atlantic: The Tropical Macroalga Caulerpa ashmeadii Harvey 1858 as a Recent Settler in Porto Santo Island (Madeira Archipelago, North-eastern Atlantic)*



Bibliografia

- Afonso, Pedro, Jorge Fontes, Rui Guedes, Fernando Tempera, Kim N. Holland e Ricardo S. Santos (2009). «A Multi-Scale Study of Red Porgy Movements and Habitat Use, and Its Application to the Design of Marine Reserve Networks». Em: *Tagging and Tracking of Marine Animals with Electronic Devices*. Ed. por Jennifer L. Nielsen, Haritz Arrizabalaga, Nuno Fragoso, Alistair Hobday, Molly Lut-cavage e John Sibert. Red. por Jennifer L. Nielsen. Vol. 9. Dordrecht: Springer Netherlands, pp. 423–443. DOI: [10.1007/978-1-4020-9640-2_25](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9640-2_25) (ver p. 37).
- Audiffred, P. A. J. e W. F. Prud'homme van Reine (1985). «Marine Algae of Ilha Porto Santo and Deserta Grande (Madeira Archipelago). (CANCAP Project Contribution No. 40)». *Boletim do Museu Municipal do Funchal* 37.166, pp. 20–51 (ver p. 39).
- Ballester-Moltó, M, P Sanchez-Jerez, B García-García e F Aguado-Giménez (2015). «Husbandry and Environmental Conditions Explain Temporal Variability of Wild Fish Assemblages Aggregated around a Mediterranean Fish Farm». *Aquaculture Environment Interactions* 7.3, pp. 193–203. DOI: [10.3354/aei00148](https://doi.org/10.3354/aei00148) (ver p. 37).
- Bracewell, Sally A., Graeme F. Clark e Emma L. Johnston (2018). «Habitat Complexity Effects on Diversity and Abundance Differ with Latitude: An Experimental Study over 20 Degrees». *Ecology* 99.9, pp. 1964–1974. DOI: [10.1002/ecy.2408](https://doi.org/10.1002/ecy.2408) (ver p. 39).
- Brito, Alberto, Pedro J. Pascual, Jesús M. Falcón, Alejandro Sancho e Gustavo González (2002). *Peces de las Islas Canarias: catálogo comentado e ilustrado*. La Laguna: Francisco Lemus (ver p. 10).
- Brock, Richard E. (1982). «A Critique of the Visual Census Method for Assessing Coral Reef Fish Populations». *Bulletin of Marine Science* 32.1, pp. 269–276 (ver p. 10).
- Brock, Vernon E. (1954). «A Preliminary Report on a Method of Estimating Reef Fish Populations». *Journal of Wildlife Management* 18, pp. 297–308 (ver p. 10).
- Burt, T.P. (1994). «Long-Term Study of the Natural Environment - Perceptive Science or Mindless Monitoring?» *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 18.4, pp. 475–496. DOI: [10.1177/030913339401800401](https://doi.org/10.1177/030913339401800401) (ver p. 1).
- Cáceres, Miquel De e Pierre Legendre (2009). «Associations between Species and Groups of Sites: Indices and Statistical Inference». *Ecology* 90.12, pp. 3566–3574. DOI: [10.1890/08-1823.1](https://doi.org/10.1890/08-1823.1) (ver p. 11).
- Callahan, James T. (1984). «Long-Term Ecological Research». *BioScience* 34.6, pp. 363–367. DOI: [10.2307/1309727](https://doi.org/10.2307/1309727) (ver p. 1, 2).
- Clarke, K. R. (1993). «Non-Parametric Multivariate Analyses of Changes in Community Structure». *Austral Ecology* 18.1, pp. 117–143. DOI: [10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x](https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x) (ver p. 12).
- Dufrêne, Marc e Pierre Legendre (1997). «Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach». *Ecological Monographs* 67.3, p. 22 (ver p. 11).
- Giron-Nava, A, Cc James, Af Johnson, D Dannecker, B Kolody, A Lee, M Nagarkar, Gm Pao, H Ye, Dg Johns e G Sugihara (2017). «Quantitative Argument for Long-Term Ecological Monitoring». *Marine Ecology Progress Series* 572, pp. 269–274. DOI: [10.3354/meps12149](https://doi.org/10.3354/meps12149) (ver pp. 1, 2).
- González, José A. (2018). «Checklists of Crustacea Decapoda from the Canary and Cape Verde Islands, with an Assessment of Macaronesian and Cape Verde Biogeographic Marine Ecoregions». *Zootaxa* 4413.3. DOI: [10.11646/zootaxa.4413.3.1](https://doi.org/10.11646/zootaxa.4413.3.1) (ver p. 38).
- Hill, M. O. (1973). «Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences». *Ecology* 54.2, pp. 427–432. DOI: [10.2307/1934352](https://doi.org/10.2307/1934352) (ver pp. 10, 11).
- Hughes, Brent B., Rodrigo Beas-Luna, Allison K. Barner, Kimberly Brewitt, Daniel R. Brumbaugh, Elizabeth B. Cerny-Chipman, Sarah L. Close, Kyle E. Coblenz, Kristin L. de Nesnera, Sarah T. Drobnitch, Jared D. Figurski, Becky Focht, Maya Friedman, Jan Freiwald, Kristen K. Heady, Walter N. Heady, Annaliese Hettinger, Angela Johnson, Kendra A. Karr, Brenna Mahoney, Monica M. Moritsch, Ann-Marie K. Osterback, Jessica Reimer, Jonathan Robinson, Tully Rohrer, Jeremy M. Rose, Megan Sabal, Leah M. Segui, Chenchen Shen, Jenna Sullivan, Rachel Zuercher, Peter T. Raimondi, Bruce A. Menge, Kirsten Grorud-Colvert, Mark Novak e Mark H. Carr (2017). «Long-Term Studies Contribute Disproportionately to Ecology and Policy». *BioScience* 67.3, pp. 271–281. DOI: [10.1093/biosci/biw185](https://doi.org/10.1093/biosci/biw185) (ver p. 1).
- Jost, Lou (2006). «Entropy and Diversity». *Oikos* 113.2, pp. 363–375. DOI: [10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x](https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x) (ver p. 10).
- Magurran, Anne E., Stephen R. Baillie, Stephen T. Buckland, Jan McP. Dick, David A. Elston, E. Marian Scott, Rognvald I. Smith, Paul J. Somerfi-

- eld e Allan D. Watt (2010). «Long-Term Datasets in Biodiversity Research and Monitoring: Assessing Change in Ecological Communities through Time». *Trends in Ecology & Evolution* 25.10, pp. 574–582. DOI: [10.1016/j.tree.2010.06.016](https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.06.016) (ver pp. 1, 2).
- Magurran, Anne E. e Brian J. McGill, eds. (2011). *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford ; New York: Oxford University Press. 345 pp. (ver p. 1).
- Martínez-Escauriaza, Roi, Francesca Gizzi, Lídia Gouveia, Nuno Gouveia e Margarida Hermida (2021). «Small-Scale Fisheries in Madeira: Recreational vs Artisanal Fisheries». *Scientia Marina* 85.4, pp. 257–270. DOI: [10.3989/scimar.05180.022](https://doi.org/10.3989/scimar.05180.022) (ver p. 36).
- Martínez-Escauriaza, Roi, Margarida Hermida, Sebastián Villasante, Lídia Gouveia, Nuno Gouveia e Pablo Pita (2020). «Importance of Recreational Shore Angling in the Archipelago of Madeira, Portugal (Northeast Atlantic)». *Scientia Marina* 84.4, pp. 331–341. DOI: [10.3989/scimar.05046.30A](https://doi.org/10.3989/scimar.05046.30A) (ver p. 36).
- MM, SRMCT e SRAAC (2020). *Estratégia Marinha: Relatório Do 2º Ciclo*. (Ver p. 2).
- Neves, Pedro (2022). *Programas de monitorização CORDECA e CORCEIRA: 2021*. Funchal: AMACO – Associação Madeirense para a Conservação Marinha, p. 55 (ver pp. 35, 38).
- Neves, Pedro, João Silva, Viviana Peña e Cláudia Ribeiro (2021). «“Pink Round Stones”—Rhodolith Beds: An Overlooked Habitat in Madeira Archipelago». *Biodiversity and Conservation* 30, pp. 3359–3383. DOI: [10.1007/s10531-021-02251-2](https://doi.org/10.1007/s10531-021-02251-2) (ver p. 2).
- R Core Team (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria (ver p. 10).
- Ribeiro, C., A. J. Almeida, R. Araújo, M. Biscoito e M. Freitas (2005). «Fish Assemblages of Cais Do Carvao Bay (Madeira Island) Determined by the Visual Census Technique». *Journal of Fish Biology* 67.6, pp. 1568–1584. DOI: [10.1111/j.1095-8649.2005.00861.x](https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2005.00861.x) (ver pp. 35, 36, 39).
- Ribeiro, C., A.I. Neto, I. Moreu, R. Haroun e P. Neves (2019). «A New Signal of Marine Tropicalization in the Macaronesia Region: First Record of the Mesophotic Macroalga *Avrainvillea canariensis* A. Gepp & E.S. Gepp in the Madeira Archipelago». *Aquatic Botany*. DOI: [10.1016/j.aquabot.2018.11.008](https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2018.11.008) (ver pp. 2, 40).
- Ribeiro, Cláudia (2008). «Comparison of Rocky Reef Fish Communities among Protected, Unprotected and Artificial Habitats in Madeira Island Coastal Waters Using Underwater Visual Techniques». Tese de doutoramento. Lisboa: Universidade de Lisboa. Faculdade de Ciências. 171 pp. (ver pp. 35, 39).
- Ribeiro, Cláudia e Pedro Neves (2020). «Habitat Mapping of Cabo Girão Marine Park (Madeira Island): A Tool for Conservation and Management». *Journal of Coastal Conservation* 24.2, p. 22. DOI: [10.1007/s11852-019-00724-9](https://doi.org/10.1007/s11852-019-00724-9) (ver pp. 2, 35, 39).
- Ribeiro, Cláudia, Pedro Neves, Manfred Kaufmann, Ricardo Araújo e Rodrigo Riera (2022). «A Baseline for Prioritizing the Conservation of the Threatened Seagrass *Cymodocea Nodosa* in the Oceanic Archipelago of Madeira». *Journal for Nature Conservation* 68, p. 126224. DOI: [10.1016/j.jnc.2022.126224](https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126224) (ver p. 35).
- Ribeiro, Cláudia, Thomas Sauvage, Sara Ferreira, Ricardo Haroun, João Silva e Pedro Neves (2023). «Crossing the Atlantic: The Tropical Macroalga *Caulerpa ashmeadii* Harvey 1858 as a Recent Settler in Porto Santo Island (Madeira Archipelago, North-eastern Atlantic)». *Aquatic Botany* 184, p. 7. DOI: [10.1016/j.aquabot.2022.103595](https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2022.103595) (ver pp. 2, 39, 40).
- Whitehead, P. J., M.L. Bauchot, J.C. Hureau, J. Nielsen e E. Tortonese, eds. (1984). *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. Paris: Unesco. 1473 pp. (ver p. 10).
- Wirtz, P. e M. Kaufmann (2005). «Pfennigalgen. Neufur Madeira und den Ostatlantik: Halimeda incrasata.» *Das Aquarium* 431, pp. 48–50 (ver p. 39).
- Wirtz, Peter (1994). *Unterwasserführer Madeira - Kanaren - Azoren: Fische*. Stuttgart: Nagelschmid. 160 pp. (ver p. 10).

