



Programa de monitorização dos recifes artificiais da Madeira e Porto Santo

General Pereira D'Eça e Afonso Cerqueira

2016 - 2019

Como citar este documento:

Neves P. &, Ribeiro C. (2019). Resultados do programa de monitorização dos recifes artificiais CORDECA e CORCEIRA. 69pp.

Produção e Coordenação: Cláudia Ribeiro e Pedro Neves

Edição: Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental da Madeira (CIIMAR-Madeira)

Fotografias: © Pedro Neves.

Concepção Gráfica: Pedro Neves

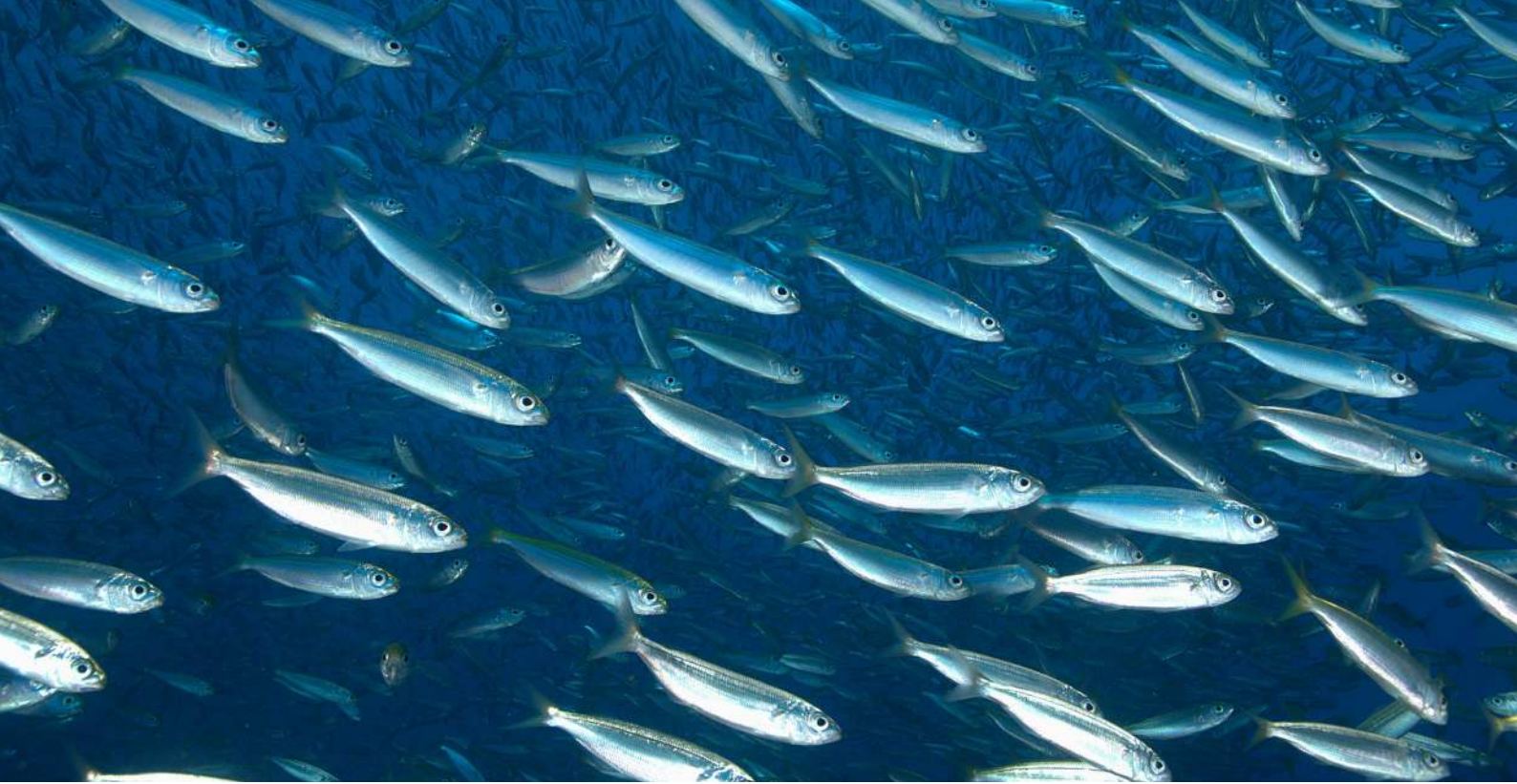
Copyright © 2019 Pedro Neves & Cláudia Ribeiro

Conteúdo

<i>Agradecimentos</i>	9
<i>Sumário executivo</i>	11
<i>Executive summary</i>	13
<i>Introdução</i>	15
<i>Material e métodos</i>	19
<i>Resultados</i>	29
<i>Discussão e conclusões</i>	51

Lista de Figuras

1	Desenhos técnicos	18
2	Locais de amostragem	19
3	Controlo areia	20
4	Baixa das bicudas	20
5	Baixa do Cotrim	21
6	CORDECA	21
7	CORDECA recife	21
8	Enrocamento Porto Santo	21
9	Madeirense	21
10	Engrade grande	22
11	Baixinha	22
12	CORCEIRA	22
13	CORCEIRA rocha	22
14	Ilhéu do Gorgulho	22
15	Controlo areia 2	23
16	Enrocamento Vidamar	23
17	CORCEIRA recife	23
18	Censos visuais	24
19	Distribuição dos mergulhos	30
20	Número de espécies observadas	34
21	Comparação espécies nos RA	35
22	Diversidade taxonómica	37
23	Diversidade filogenética	38
24	Diversidade funcional	39
25	Variação da densidade CORDECA	44
26	Análise de clusters	45
27	Espécies de interesse — Porto Santo	45
28	Espécies de interesse — Madeira	46
29	nMDS Porto Santo	47
30	nMDS Madeira	47
31	Efeito do RA no Porto Santo	48
32	Efeito do RA na Madeira	49
33	Cardume de <i>B. boops</i>	57
34	Juvenis de <i>S. cretense</i>	59



Lista de Figuras

1	Desenhos técnicos	18
2	Locais de amostragem	21
3	Controlo areia	22
4	Baixa das bicudas	22
5	Baixa do Cotrim	24
6	CORDECA	24
7	CORDECA recife	24
8	Enrocamento Porto Santo	24
9	Madeirense	24
10	Engrade grande	25
11	Baixinha	25
12	CORCEIRA	25
13	CORCEIRA rocha	25
14	Ilhéu do Gorgulho	25
15	Controlo areia 2	26
16	Enrocamento Vidamar	26
17	CORCEIRA recife	26
18	Censos visuais	27
19	Distribuição dos mergulhos	32
20	Número de espécies observadas	36
21	Comparação espécies nos RA	37
22	Diversidade taxonómica	39
23	Diversidade filogenética	40
24	Diversidade funcional	41
25	Variação da densidade CORDECA	46
26	Análise de clusters	47
27	Espécies de interesse — Porto Santo	47
28	Espécies de interesse — Madeira	48
29	nMDS Porto Santo	49
30	nMDS Madeira	49
31	Efeito do RA no Porto Santo	50
32	Efeito do RA na Madeira	51
33	Cardume de <i>B. boops</i>	59
34	Juvenis de <i>S. cretense</i>	61

Lista de Tabelas

I	Dados técnicos	18
II	locais de amostragem	22
III	Dados sobre os mergulhos	31
IV	Dados sobre as campanhas	31
V	Lista das espécies	33
VI	Diversidade no Porto Santo	37
VII	Diversidade na Madeira	38
VIII	Diversidades funcional, taxonómica e filogenética.	38
IX	Espécies indicadoras no Porto Santo	43
X	Espécies indicadoras na Madeira	44
XI	Lista das 10 espécies mais abundantes no Porto Santo	45
XII	Lista das 10 espécies mais abundantes na Madeira	46

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:

À Secretaria Regional do Ambiente e Recursos Naturais e 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 e à Carolina Santos por toda a ajuda na organização do apoio logístico do IFCN nas missões no Porto Santo e ao Carlos Freitas e ao Ricardo Montes nas missões na Madeira;

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

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

À Porto Santo Line, que amavelmente nos ofereceu 2 viagens no Lobo Marinho aquando da realização da 1ª campanha deste programa;

À equipa da Estação de Biologia Marinha do Funchal, pela ajuda na preparação das campanhas, no armazenamento das amostras e na logística das diversas deslocações;

Ao Nélio, ao Romero e ao Victor da equipa da Mar Dourado, Lda. pela ajuda e apoio na realização dos mergulhos, pela paciência e apoio à superfície mesmo quando as condições meteorológicas foram adversas e pelas histórias de pescarias e petiscos;

Ao Alberto Braz por nos ter mantido ao corrente do processo de preparação da CORDECA e pela ajuda na elaboração do historial do processo de afundamento;

Ao Gonçalo Calado pelas recomendações e conselhos que nos deu e pela cedência dos relatórios do Projecto Musubmar;

Aos voluntários Nuno Magalhães e Miguel Rodrigues pela ajuda nos mergulhos;

Cláudia Ribeiro e Pedro Neves foram apoiados pelo projecto Observatório Oceânico da Madeira (M1420-01-0145-FEDER-000001-Observatório Oceânico da Madeira — OOM).



Sumário executivo

O presente relatório apresenta os principais resultados do programa de monitorização dos recifes artificiais criados pelo afundamento dos antigos navios da marinha (NRP General Pereira D'Eça e NRP Afonso Cerqueira), respectivamente nas ilhas do Porto Santo e da Madeira, no que respeita à ictiofauna (peixes). Este trabalho decorre desde Junho de 2016 na CORDECA (Porto Santo) e desde Agosto de 2018 na CORCEIRA (Madeira) e envolveu mais de 480 mergulhos num total de quase 350 horas de trabalho subaquático a profundidades entre os 4 e os 37 m.

Vários aspectos deste trabalho são pioneiros em Portugal e na Região Autónoma da Madeira. Com efeito, este é o primeiro programa de monitorização de recifes artificiais cujos trabalhos tiveram início ainda antes do afundamento dos navios, o que ajuda a detectar potenciais diferenças nos vários locais que possam ter sido causadas pela criação dos recifes artificiais. De entre os outros aspectos inovadores deste trabalho podem destacar-se: a análise de associação (que permitiu identificar um conjunto de espécies indicadoras para os vários habitats analisados, que servem não só para identificar os vários habitat, como também para permitir mais rapidamente observar alterações nos mesmos) e o cálculo dos diferentes aspectos da diversidade em todos os locais estudados: diversidades taxonómica, filogenética e funcional (que complementam as métricas tradicionais de diversidade).

No âmbito destes programas de monitorização, foram observadas 73 espécies de peixes no conjunto das duas ilhas — um número superior ao reportado noutros trabalhos efectuados na região. No caso do Porto Santo foram observadas 64 espécies de peixes, o que constitui um aumento de 10% relativamente ao relatório anterior. Deste conjunto de 64 espécies, 33 foram observadas no RA CORDECA. Na Madeira foram observadas 54 espécies, 26 das quais no RA CORCEIRA.

Deste conjunto das espécies observadas na Madeira e no Porto Santo, existem algumas que foram observadas apenas numa das ilhas: 9 na Madeira e 17 no Porto Santo.

Foram identificadas 21 espécies indicadoras para os locais estudados no Porto Santo, das quais: 4 para os habitats arenosos, 1 para os habitats rochosos, 9 para os navios e 7 para os enrocamentos. Na Madeira, o número de espécies indicadoras foi de 7, distribuídas pelos vários habitats da seguinte forma: 1 espécie para a areia, 4 para a rocha e 2 para os navios. Fazem parte do grupo de espécies

indicadoras algumas espécies classificadas com estatuto especial de conservação (criticamente ameaçadas, em perigo e vulneráveis), que deverão ser integradas em futuros programas de monitorização.

Em termos de diversidade e abundância das espécies piscícolas, os dois navios afundados apresentam uma comunidade ictiológica diversa, quando comparada com os povoamentos ictiológicos característicos dos recifes rochosos e artificiais da região, para os quais foram reportados valores de riqueza específica total entre 36–40 espécies e valores médios em torno de 17 espécies. Com base nos nossos resultados, pode considerar-se que as comunidades destes recifes artificiais é em parte semelhante à observada nos recifes naturais rochosos circundantes, sugerindo que estes naufrágios estão a ser capazes de recriar algumas das características existentes nos recifes naturais, albergando uma riqueza ictiológica (diversidade) que se equipara à observada nos habitats naturais.

Finalmente, os nossos resultados sugerem que os navios não estão a retirar/atrain espécies dos recifes naturais vizinhos e que estão a ser capazes de criar condições favoráveis à reprodução e criação de nova biomassa de várias espécies de peixe.



Executive summary

The present report presents the main results of the monitoring programme for the artificial reefs created in Porto Santo and Madeira islands (in 2016 and 2018, respectively), in what concerns its fish communities. Since its inception in 2016 the monitoring programme, has involved over 480 dives, totalizing nearly 350 h of underwater work at depths between 4 and 37 m.

Several pioneering aspects of this programme are worth noting; not only the fact that the biodiversity assessments began before the creation of the artificial reefs, but also the association analysis (that revealed the existence of several indicator species) and the calculation of the phylogenetic and functional aspects of diversity, that were calculated for the first time in Madeira.

73 fish species were observed on both islands, a higher number than previously reported in other works for the same area. 64 species were observed in Porto Santo, from which 33 on the artificial reef CORDECA and 54 in Madeira island (from which 26 on the artificial reef CORCEIRA). From the 73 fish species observed, 9 were only observed in Madeira and 17 only in Porto Santo island.

21 indicator species were identified for the study locations in Porto Santo: 4 for the sand habitat, 1 for the rocky habitat, 9 for the wrecks and 7 for other man-made structures (harbour rockfills). In Madeira island, 7 indicator species were identified: 1 for the sandy habitats, 4 for the rocky habitat and 2 for the wrecks. Some of the indicator species are classified with a special conservation status and should be targeted by future monitoring programmes in the region.

In what concerns its diversity and abundance, the ichthyological communities of the artificial reefs are diverse and similar to those of the neighbouring natural reefs. Based on our results, it is possible to say that the studied artificial reefs are capable of recreating some of the characteristics of the natural reefs of the islands.

Finally, the results show that the artificial reefs are not attracting or diminishing the ichthyological communities of the neighbouring natural reefs and are capable of generating their own fish biomass.



Introdução

Segundo Fabi et al. (2015), existem vários motivos para a implementação de um recife artificial (doravante designado por RA), embora frequentemente as razões principais se prendam com a necessidade de dar resposta a interesses humanos, como sejam a pesca ou o mergulho recreativo. Nos habitats costeiros, o principal objectivo dos RA é sobretudo o de aumentar a produção das espécies associadas aos recifes (macroalgas, invertebrados e peixes) — Seaman (2000).

Independentemente das motivações e objectivos para a implementação de um RA, este é um processo complexo, demorado e que envolve uma série de fases, que vão desde a decisão da sua implementação, à submissão do projecto às autoridades competentes e finalmente, à sua concretização. No caso concreto a que se refere o presente relatório, o processo detalhado da criação dos RA pelo afundamento dos NRP General Pereira d’Eça (CORDECA) e Afonso Cerqueira (CORCEIRA) encontra-se na secção Breve historial do processo de afundamento (ver pág. 16).

Relativamente à criação destes 2 RA, o Governo Regional da Madeira definiu como objectivos gerais da sua implementação “potenciar o desenvolvimento ecológico, científico e socioeconómico, designadamente mediante o incremento de recursos piscícolas e do mergulho recreativo” (Resolução n.º 55/2015, de 6 de Fevereiro e Resolução n.º 546/2017, de 7 de Setembro)-

No seguimento das decisões tomadas pelo Governo Regional e consciente da importância que constitui a criação de um RA na região, o Instituto das Florestas e Conservação da Natureza IP-RAM, decidiu levar a cabo o presente programa de monitorização.

Apesar da sucessão das comunidades e da avaliação da eficiência dos RA como meio de promoção da biodiversidade ter sido alvo de vários estudos, pouca atenção tem sido dada às interações e comparações com os recifes naturais adjacentes (Carr et al. 1997; Thanner et al. 2006). Por este motivo, é importante avaliar a capacidade dos RA’s em replicar as comunidades dos recifes naturais vizinhos (Perkol-Finkel et al. 2006; Santos et al. 2013).

Assim, e considerando esta lacuna de conhecimento, este Programa de Monitorização tem como objectivo principal a avaliação dos impactos do afundamento da Corveta General Pereira D’Eça, não só no local do afundamento, mas também nos recifes circundantes e é composto por duas fases:

1. Fase pré-afundamento, destinada à obtenção de dados de refe-

rência dos locais de estudo e que decorreu em Julho de 2016, para a CORDECA e em Agosto de 2018 para a CORCEIRA;

2. Fase pós-afundamento, destinada a avaliar se os objectivos da implementação do RA estão a ser atingidos e se os benefícios a priori definidos são na realidade alcançados. Esta fase iniciou-se em Novembro de 2016 e em Dezembro de 2018, respectivamente para a CORDECA e para a CORCEIRA.

Além da importância científica de que se reveste um programa de monitorização desta natureza, estes dois projectos em concreto (CORCEIRA e CORDECA) tiveram um carácter pioneiro em Portugal, visto serem os primeiros projectos de monitorização de um recife artificial a englobar uma componente de estudo anterior à criação do recife, ainda que limitada a uma única replicação temporal pré-afundamento. A multidisciplinaridade da abordagem, que inclui a caracterização do ambiente pelágico e bentónico aos níveis abiótico e biótico é também um aspecto que importa salientar.

Breve historial do processo de afundamento

A antiga corveta da Armada Portuguesa, o NRP General Pereira D'Eça, foi afundada ao largo do Porto Santo a 13 de Julho de 2016 no que foi o culminar de um processo que se iniciou em 2013.

Com efeito, em Junho de 2013, o Governo Regional da Madeira formalizou, junto do Ministério da Defesa Nacional, um pedido para a cedência de duas embarcações em processo de abate, para serem usadas como recifes artificiais, entre as quais se incluía a Corveta General Pereira D'Eça. A 2 de Julho de 2014 deu-se o abate efectivo da CORDECA e a 28 de Outubro de 2014 foi anunciado que a mesma estaria destinada a servir de recife artificial na Região Autónoma da Madeira.

A 8 de Janeiro de 2015, o Governo Regional da Madeira, resolveu autorizar a abertura do concurso público para a “Instalação de Recife Artificial no Mar da Ilha da Madeira, mediante o Afundamento da Corveta General Pereira D'Eça” (Resolução n.º 55/2015).

Através da Resolução n.º 389/2015, de 21/05/2015, o Conselho de Governo determinou que o afundamento da Corveta General Pereira D'Eça, teria lugar nas águas costeiras da ilha do Porto Santo, em local integrado na sua Rede de Áreas Marinhas Protegidas.

A 23 de Julho de 2015 e devido à necessidade de introduzir “alterações substanciais” ao caderno de encargos inicial, foi revogado concurso e determinada a preparação de um novo (Resolução n.º 568/2015). Este novo concurso foi aberto em Agosto de 2015 tendo sido ganho pela empresa Tecnovia Madeira.

Em 18 de Dezembro de 2015 foi assinado o contrato entre o Serviço do Parque Natural da Madeira e a Tecnovia Madeira — Sociedade de empreitadas, S.A., para a “Instalação de um recife artificial no mar da ilha do Porto Santo, mediante o afundamento da Corveta General Pereira D'Eça”.



As operações de descontaminação decorreram num estaleiro em Alhos Vedros ao longo de um período de 4 meses, ao final dos quais o navio atravessou o Tejo para ser efectuada a limpeza do casco em doca seca. Esta limpeza decorreu no Estaleiro Naval de Lisboa, onde o navio permaneceu durante cerca de uma semana.

No dia 16 de Junho de 2016, a CORDECA saiu de Lisboa rebocada pelo navio “Montenovo”, tendo chegado ao Porto Santo no dia 19 de Junho de 2016. Uma vez no Porto Santo, o navio foi alvo de novas intervenções, nomeadamente as aberturas no casco que permitem aos mergulhadores atravessar os diversos compartimentos em segurança. Na semana que antecedeu o afundamento, foram colocadas pelo Destacamento de Mergulhadores Sapadores da Marinha as cargas explosivas que possibilitaram o afundamento da Corveta General Pereira D’Eça, que ocorreu pelas 13:40 do dia 13 de Julho de 2016.

Em relação à corveta Afonso Cerqueira (CORCEIRA), o processo iniciou-se a 17/10/2016 com a assinatura do protocolo de cedência da corveta, entre a Marinha (representada pelo Chefe de Estado-Maior da Armada, Almirante Luís Macieira Fragoso) e o Governo Regional da Madeira (representado pela Secretária Regional do Ambiente e Recursos Naturais, Doutora Susana Prada). Depois da assinatura do referido protocolo, o processo decorreu à semelhança do que se tinha verificado com a CORDECA, tendo sido efectuada a limpeza do casco e a preparação do navio para o seu transporte para a Madeira e posterior afundamento.

Depois de verificado o trem de reboque no dia 21 de Julho, iniciou-se o transporte da corveta para a ilha da Madeira, onde chegou no dia 25/07, dando entrada no Porto do Caniçal. Neste local procedeu-se aos trabalhos finais de preparação (criação das aberturas no casco, lastragem, etc.) e no dia 1 de Setembro de 2018 o navio foi transportado para o Porto do Funchal. No dia seguinte (02/09/2018), o navio foi posicionado no local do afundamento e no dia 04 de Setembro de 2018, pelas 16:00 horas deu-se o afundamento no Parque Natural Marinho do Cabo Girão.

Dados sobre os recifes artificiais

	CORDECA	CORCEIRA
Classe	João Coutinho	Batista de Andrade
Comprimento total (m)	84,6	84,6
Comprimento entre PP (m)	81	81
Boca (m)	10,3	10,3
Pontal (m)	6,2	6,2
Deslocamento (t)	1336	1380
Altura do mastro (m)	20,3	22
Nome	NRP General Pereira D’Eça	NRP Afonso Cerqueira
Nº de amura	F477	F488
Ano de construção	1970	1973

Tabela I: Dados sobre os recifes artificiais.



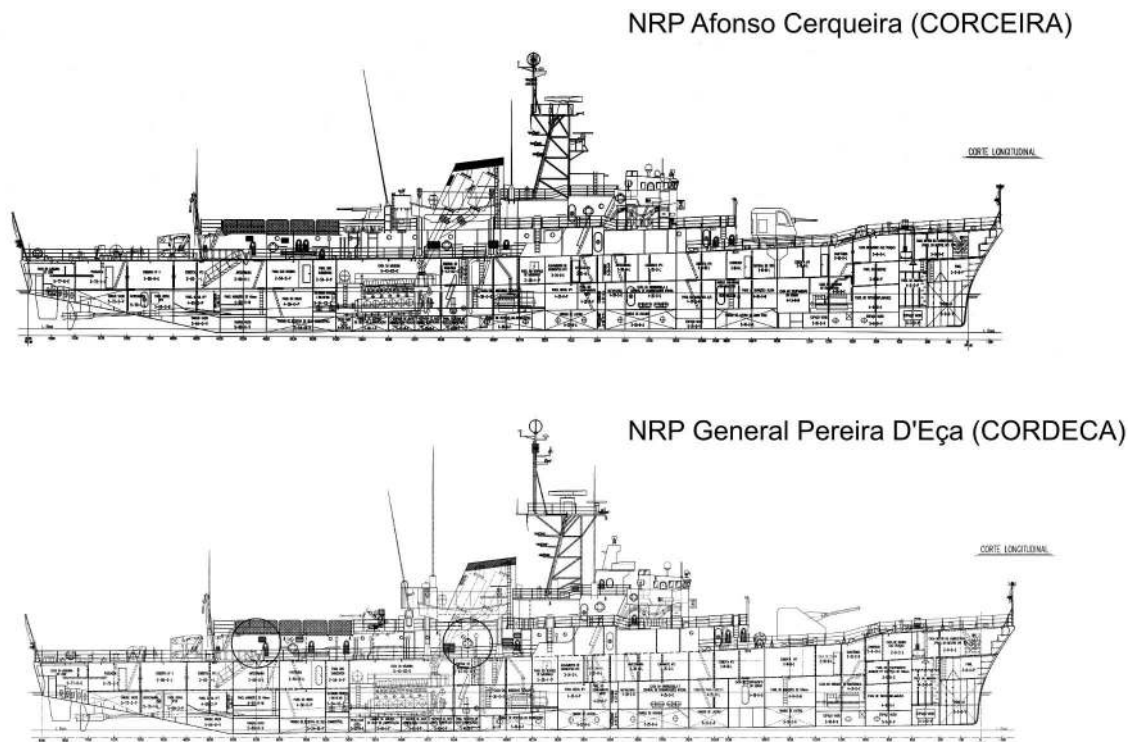


Figura 1: Desenhos técnicos das corvetas

Entidades participantes no programa de monitorização

O presente programa resulta de uma parceria multi-institucional e interdisciplinar, que conta com o apoio do Instituto de Florestas e Conservação da Natureza (IFCN) e da Secretaria Regional do Ambiente e Recursos Naturais (SRA), constituída pelas seguintes entidades:

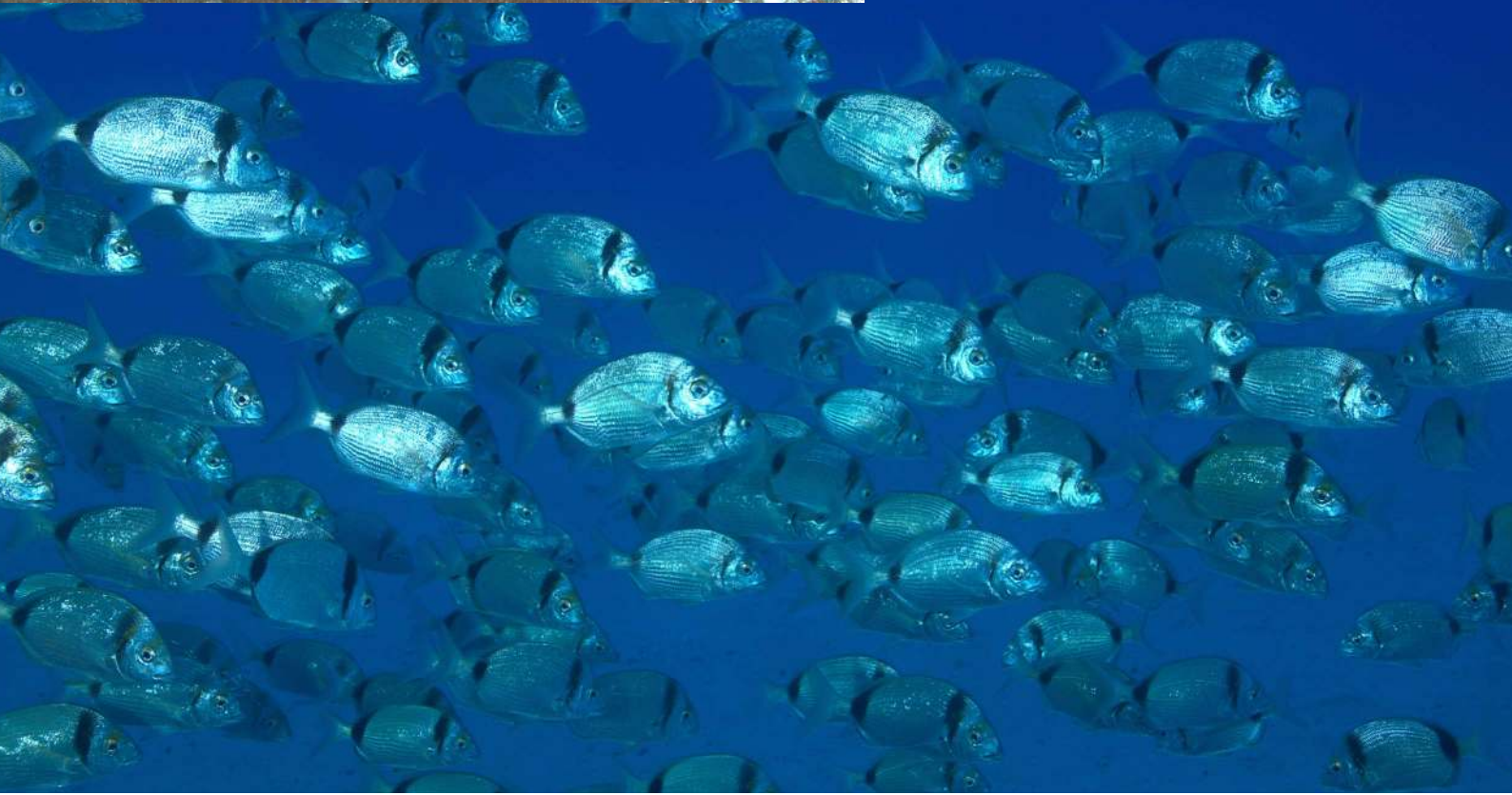
1. Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental da Madeira (CIIMAR-Madeira);
2. Estação de Biologia Marinha do Funchal (EBMF);
3. Observatório Oceânico da Madeira (OOM);
4. Universidade da Madeira (UMa).

Equipa científica

A equipa científica que desenvolve este programa é constituída pelos seguintes elementos:

- Cláudia Ribeiro: CIIMAR-Madeira/OOM/CCMAR;
- Pedro Neves: CIIMAR-Madeira/OOM/CCMAR;
- Manfred Kaufmann: UMa/CIIMAR-Madeira/OOM;
- Mafalda Freitas: EBMF/OOM;
- Teresa Silva: OOM;
- Filipe Henriques (CCMAR/MARE-Madeira).





Material e métodos

O presente programa de monitorização seguiu um desenho experimental do tipo “beyond-BACI” (Underwood 1991). Este tipo de desenho experimental facilita a detecção de mudanças que possam ocorrer devido à implementação de um RA e usa vários locais de referência. Com esta abordagem, a influência da nova estrutura imersa, caso exista, pode ser detectada como uma interacção estatística na diferença entre a área de implementação e os locais de referência antes e depois da implementação do RA.

Para aplicar o desenho experimental acima mencionado, além do local do afundamento, (CORDECA/CORDECA recife), foram seleccionados mais 4 locais (Figura 2), sobre os quais incidiram as amostragens. Adicionalmente, em já no decorrer do programa de monitorização da CORDECA, passou também a ser feita amostragem no outro recife artificial existente no Porto Santo — Madeirense (criado em 2000), para obtenção de informação complementar.

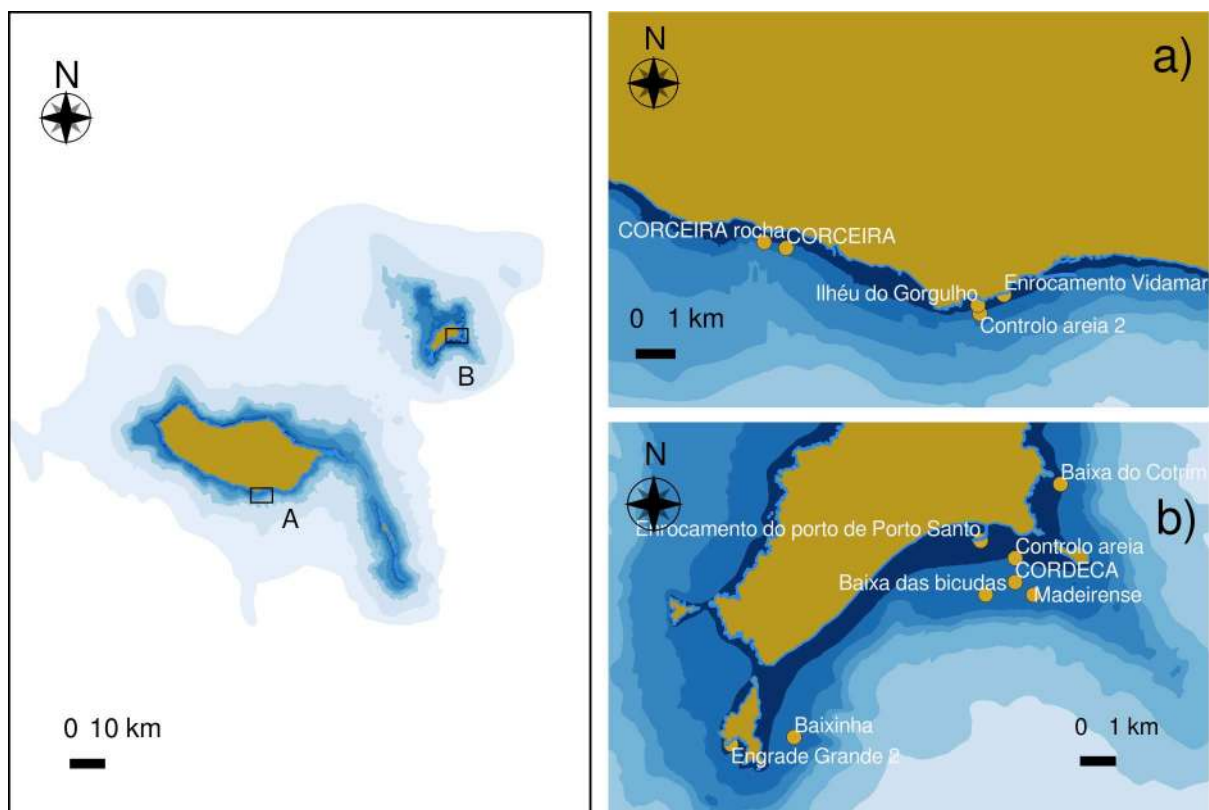


Figura 2: Locais de amostragem na Madeira (a) e no Porto Santo (b).

A partir da campanha do Verão de 2018, e a pedido do IFCN, foram acrescentadas mais duas estações de amostragem localizadas dentro da RAMPPS, mais propriamente junto ao Ilhéu da Cal: Engrade Grande e Baixinha.

Na ilha da Madeira foram escolhidas 4 estações de amostragem, além do local do afundamento do NRP Afonso Cerqueira.

Descrição dos locais de amostragem

Conforme mencionado anteriormente, o presente programa de monitorização pretende comparar a composição das comunidades ictológicas entre vários locais 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 (arenoso, rochoso e artificial).

Recife Artificial	Nº	Designação	Habitat	Profundidade de trabalho (m)
CORDECA	1	Controlo areia	Areia	22–23
CORDECA	2	Baixa das bicudas	Rocha	22–36
CORDECA	3	Baixa do Cotrim	Areia	14–20
CORDECA	4	CORDECA	Areia	30
CORDECA	5	CORDECA recife	Artificial	15–30
CORDECA	6	Enrocamento	Artificial	5–10
CORDECA	7	Madeirense	Artificial	24–33
CORDECA	8	Engrade grande	Rocha	14–24
CORDECA	9	Baixinha	Rocha	10–22
CORCEIRA	10	CORCEIRA	Areia	30
CORCEIRA	11	CORCEIRA rocha	Rocha	20–31
CORCEIRA	12	Ilhéu do Gorgulho	Rocha	10–14
CORCEIRA	13	Controlo areia 2	Areia	30
CORCEIRA	14	Enrocamento Vidamar	Artificial	5–12
CORCEIRA	15	CORCEIRA recife	Artificial	15–34

Tabela II: Dados sobre os locais de amostragem.

Procurou-se que os diferentes locais de amostragem representassem os habitats subtidais existentes no Porto Santo e na Madeira, incluindo diferentes graus de proximidade ao local da criação do recife artificial. De igual modo foi também um critério de selecção a localização dos locais no que respeita às condições meteorológicas predominantes. Com isto, pretendeu-se minimizar as probabilidades de não se poder efectuar a amostragem devido a condições meteorológicas adversas.

De acordo com esses critérios foram seleccionados os seguintes locais na ilha do Porto Santo:

1. Controlo Areia: local de substrato arenoso (areia média) a uma profundidade entre os 22 e os 23 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 (Figura



Figura 3: Local 1 – “Controlo areia”.

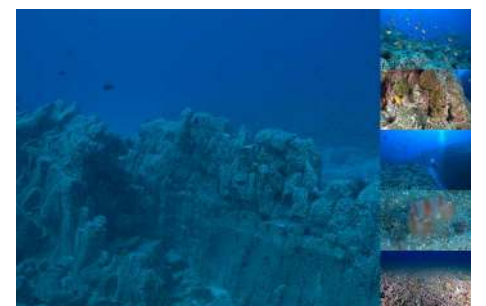


Figura 4: Local 2 – “Baixa das bicudas”.

- 3);
2. Baixa das bicudas: afloramento rochoso com cerca de 15 500 m² e uma profundidade entre os 22 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 (Figura 4);
 3. Baixa do Cotrim: afloramento rochoso que atinge a superfície a partir de um fundo de areia fina a cerca 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 superfície rochosa deste afloramento é dominada sobretudo por briozoários, cracas, esponjas, e ouriços da espécie *D. africanum*. Inserido na área da RAMPPS (Figura 5);
 4. CORDECA: 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*. Localizado dentro da área da RAMPPS (Figura 6);
 5. CORDECA Recife: recife artificial. 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 artificial propriamente dita. Localizado dentro da área da RAMPPS (Figura 7);
 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 e os 6 m e por blocos de betão até à superfície. Fundo de areia fina aos 10 m. Localizado fora da área da RAMPPS (Figura 8);
 7. Madeirense: recife artificial, criado no ano 2000. Assente num fundo de areia média a cerca de 33 m de profundidade. Encontra-se já em fase avançada de degradação. Este local só foi incluído no conjunto das estações de amostragem a partir do Verão de 2017). Localizado dentro da área da RAMPPS (Figura 9);
 8. Engrade Grande: localizado na zona W do Ilhéu da cal, integrada na área da RAMPPS, mas com estatuto de reserva parcial. É uma baía cujo substrato rochoso se estende desde a superfície até cerca de 24 m de profundidade onde surge um fundo de areia e pequenas rochas (Figura 10). A faixa rochosa é formada por blocos rochosos e também algumas paredes que atingem a superfície. Passou a integrar o conjunto de estações de amostragem a partir do Verão de 2018.
 9. Baixinha: afloramento rochoso que dista cerca de 1000 m para E do Ilhéu da Cal. Localizado dentro da área da RAMPPS, mas com estatuto de reserva parcial. Esta baixa emerge de um fundo

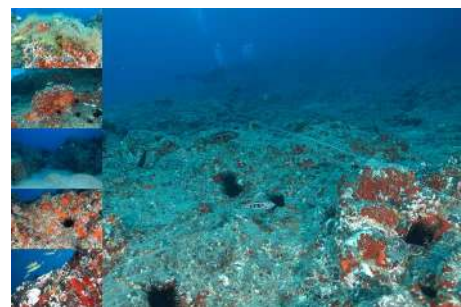


Figura 5: Local 3 – “Baixa do Cotrim”.



Figura 6: Local 4 – “CORDECA”.



Figura 7: Local 5 – “CORDECA recife”.



Figura 8: Local 6 – “Enrocamento do porto do Porto Santo”.

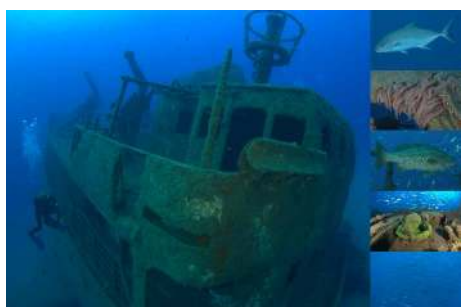


Figura 9: Local 7 – “Madeirense”.



arenoso a W e N e rochoso a E e a S. Sobe dos 30 até a cerca de 10 m de profundidade (Figura 11). Passou a integrar o conjunto de estações de amostragem a partir do Verão de 2018.

Na ilha da Madeira, o programa de monitorização do RA CORCEIRA foi realizado nos seguintes locais:

10. CORCEIRA: Local do afundamento do NRP Afonso Cerqueira. Fundo de areia fina a uma profundidade entre os 30 e os 24 m. Localizado dentro do Parque Natural Marinho do Cabo Girão — PNMCG (Figura 12);
11. CORCEIRA rocha: Zona de substrato misto, a profundidades entre os 31 e os 21 m. Fundo de areia fina com presença de rodólitos a cerca de 31m e blocos rochosos de dimensões variadas até cerca de 21 m de profundidade. Localizada dentro da área do PNMCG (Figura 13);
12. 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 (Figura 14).
13. Controlo areia 2: zona de fundo arenoso (areia fina) a cerca de 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 (Figura 15).
14. Enrocamento Vidamar: enrocamento de suporte à piscina do Hotel Vidamar. Fundo de areia muito fina a cerca de 17 m e blocos de rocha natural entre os 17 e os 6 m. Com blocos de cimento desde os 6 m até à superfície. Localizado fora de qualquer área protegida (Figura 16).
15. 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 de cerca de 15 m (Figura 17).



Figura 10: Local 8 – “Engrade grande”.



Figura 11: Local 9 – “Baixinha”.



Figura 12: Local 10 – “CORCEIRA”.

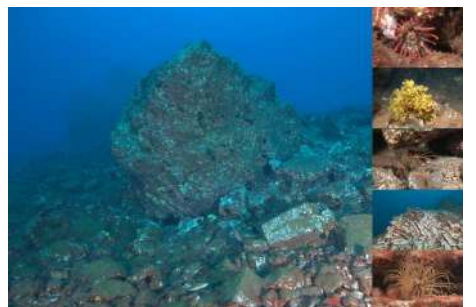


Figura 13: Local 11 – “CORCEIRA rocha”.

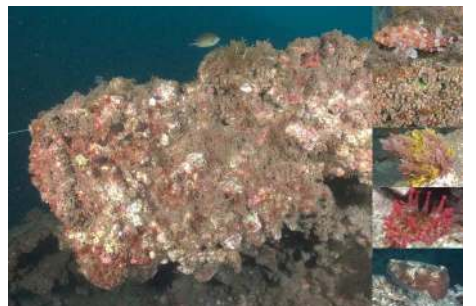


Figura 14: Local 12 – “Ilhéu do Gorgulho”.



Definição dos transectos

A partir da embarcação de apoio foi colocado um peso no fundo ligado a uma bóia à superfície para marcação das estações de amostragem. Esta referência serviu simultaneamente de linha de subida e descida para os mergulhadores e de base para a definição dos transectos, que foram estendidos em rumos aleatórios e com um comprimento de 25 m. No caso das amostragens nos RA, os transectos foram fixos à estrutura dos navios como linhas de descida foram usadas os cabos que sinalizam os RA à superfície.

Caracterização da ictiofauna

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 100 m² por transecto.

Ao longo de cada transecto foram efectuadas as contagens das espécies de peixes de acordo com os critérios seguidos por Brock (1954) e Brock (1982), 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 atravessem 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 4 classes de tamanho (juvenis, pequenos, médios e grandes), baseando-se no comprimento máximo reportado para cada espécie para a região (Whitehead et al. 1984; Wirtz 1994; Brito et al. 2002). Em cada estação de amostragem foi efectuado um mínimo de 4 transectos por campanha.

Adicionalmente, foram também registadas todas as espécies de peixes observados 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.

Análise dos dados

As comunidades de peixes associadas a cada um dos locais de estudo foram caracterizadas em termos de riqueza específica e frequência de ocorrência de espécies com base nos dados de incidência por campanha. As demais análises foram efectuadas com base nos dados de abundância recolhidos nas unidades de amostragem (transectos) nas várias campanhas.



Figura 15: Local 13 – “Controlo areia 2”.



Figura 16: Local 14 – “Enrocamento Vidamar”.



Figura 17: Local 15 – “CORCEIRA recife”.





Figura 18: Observador realizando censos visuais nalguns dos locais de amostragem.

Índices de diversidade

Os índices de diversidade foram calculados para os vários locais com base nos números de Hill (1973) e de acordo com o descrito por Jost (2006):

- N_0 : número de espécies ("richness");
- N_1 : índice de diversidade de Shannon;
- N_2 : índice de diversidade de Simpson;
- E_{10} : índice de equabilidade de Shannon ("eveness");
- E_{20} : índice de equabilidade de Simpson ("eveness").

Os dados da abundância das várias espécies nos diversos locais de amostragem, depois de transformados logaritmicamente ($\log(x) + 1$), permitiram elaborar uma matriz de distâncias com base no índice de similaridade de Bray-Curtis (Bray et al. 1957). Com base nessa matriz foi feita uma análise de cluster, usando o método de Ward (1963).

Diversidade funcional, taxonómica e filogenética

De Bello et al. (2010) propuseram uma estrutura unificada para o cálculo dos vários índices de diversidade nos seus vários aspectos (funcional, taxonómico e filogenético) e componentes espaciais (alfa, beta e gama). Esta estrutura baseia-se na "entropia quadrática de Rao" (Rao 1982) e usa um conjunto de dados variado para o cálculo dos vários aspectos da diversidade. A diversidade taxonómica (calculada ao nível das espécies ou do taxa mais baixo quando a determinação da espécie não foi possível) foi efectuada a partir dos dados de abundância usando o inverso do índice de diversidade de Simpson. A diversidade filogenética foi calculada usando uma matriz de dissimilaridade em que as diferenças entre cada par de espécies foram determinadas a partir de uma árvore filogenética. Esta árvore filogenética simplificada foi obtida a partir da classificação hierárquica das várias espécies com base na classificação taxonómica em vigor. Esta classificação foi consultada na base de dados GBIF (GBIF.org,



2020) através do pacote Taxize (Chamberlain et al. 2020).

A diversidade funcional foi calculada a partir de uma matriz de dissimilaridade funcional onde se colocam as diferenças entre as características funcionais de cada par de espécies. Esta matriz foi calculada com o pacote FD (Laliberté et al. 2014) usando o índice de dissimilaridade de Gower, com base no seguinte conjunto de características funcionais:

- Alimentação (carnívoros, omnívoros, herbívoros, planctívoros e detritívoros);
- Comprimento máximo do corpo;
- Nível trófico;
- Posição na coluna de água (bentónico, pelágico e bentopelágico);
- Mobilidade (sedentário, móvel, muito móvel)
- Morfologia corporal (comprimido, em forma de enguia, alongado, deprimido, fusiforme, oblongo, oval e outro).

A informação sobre as características funcionais foi maioritariamente obtida da base de dados Fishbase (Froese et al. 2020) e de alguma bibliografia específica.

Abundância

De modo a ajudar a perceber se os RA estão a cumprir os objectivos propostos aquando da sua criação, nomeadamente no que concerne ao aumento da biomassa e à criação de locais de interesse para o mergulho, foi necessário avaliar a abundância das espécies piscícolas nos diversos locais amostrados nas duas ilhas. Desta forma, foram seleccionados dois conjuntos de espécies com base na sua i) relevância para a actividade pesqueira (espécies com interesse comercial) e ii) atractividade para os mergulhadores. Relativamente a esta última, considerou-se que os mergulhadores desportivos procuram sobretudo espécies que formem cardumes numerosos, espécies de grande porte e espécies "emblemáticas", como o mero ou o badejo. Assim sendo, os dois conjuntos de espécies foram os seguintes:

- Espécies de interesse pesqueiro: *Balistes capriscus*, *Bodianus scrofa*, *Boops boops*, *Chromis limbata*, *Dentex gibbosus*, *Diplodus cervinus*, *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris*, *Kyphosus sectatrix*, *Lithognathus mormyrus*, *Mugilidae*, *Mullus surmuletus*, *Mycteroperca fusca*, *Oblada melanura*, *Pagellus acarne*, *Pagellus erythrinus*, *Pagrus pagrus*, *Pseudocaranx dentex*, *Sarpa salpa*, *Seriola dumerili*, *Seriola rivoliana*, *Serranus atricauda*, *Sparisoma cretense*, *Sphyræna viridensis*, *Spondylisoma cantharus*;
- Espécies atractivas para o mergulho: *Bodianus scrofa*, *Dasyatis pastinaca*, *Epinephelus marginatus*, *Gymnothorax unicolor*, *Gymnura altavela*, *Muraena augusti*, *Mycteroperca fusca*, *Myliobatis aquila*, *Pseudocaranx dentex*, *Seriola dumerili*, *Seriola rivoliana*, *Sphyræna viridensis*, *Taeniurops grabatus*.



A abundância de cada conjunto de espécies foi calculada para cada transecto efectuado nas várias campanhas e os valores foram agrupados (com a média e desvio padrão) para os 15 locais amostrados nas duas ilhas.

Análise de associação/espécies indicadoras

Com o objectivo de determinar que espécies podem ser usadas como indicadoras de um conjunto de locais (p. ex., um tipo de habitat), é comum em Ecologia usar o seu valor indicador (Indicator Value — "IndVal") (Dufrene et al. 1997). Este valor é um índice que mede a associação entre uma espécie e cada conjunto de locais (que corresponde a um habitat) 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.

O IndVal de uma espécie, foi definido pelos seus autores como sendo o produto de duas quantidades: A e B. O componente "A" é uma estimativa da probabilidade do local analisado pertencer a um determinado habitat baseado no facto da espécie em causa ocorrer num local pertencente a esse habitat. O componente "B" é a probabilidade de encontrar a espécie nos locais pertencentes a um determinado habitat. A este componente chama-se também "fidelidade" ou "sensitividade" da espécie como indicador do habitat.

A análise foi efectuada usando o pacote "indicpecies" (De Caceres et al. 2009) para o ambiente estatístico R (R Core Team 2020). Nesta análise, optou-se por subdividir o factor "habitat" em 2 outros habitats em virtude das suas diferenças: "navios" e "enrocamentos". No primeiro grupo foram colocadas as estações CORDECA recife, Madeirense e CORCEIRA recife. No grupo dos enrocamentos, foram incluídas as estações Enrocamento e Enrocamento Vidamar.

Ordenação

As técnicas de ordenação permitem analisar como os vários objectos (neste caso, as comunidades de ictiofauna nos vários locais ao longo das várias campanhas) se distribuem em função de determinados gradientes. O método utilizado para a ordenação dos dados foi o escalonamento multidimensional não-métrico (Non-metric multidimensional scaling — nMDS), que é uma técnica interactiva que visa minimizar o STRESS (STandard RESiduals Sum of Squares) ou seja, o quanto as posições dos vários objectos se desviam das distâncias ou dissimilaridades originais após o escalonamento. O STRESS varia entre 0 e 1 e quanto menor for este valor melhor é a ordenação. Clarke (1993), sugere em relação a este valor:

- STRESS < 0,05: representação excelente dos objectos no espaço multidimensional;
- STRESS < 0,1: boa ordenação;
- STRESS < 0,2: ordenação razoável mas não é possível discutir detalhes sobre a posição dos objectos no espaço multidimensio-



nal;

- $STRESS > 0,2$: ordenação inviável cuja interpretação pode ficar comprometida. Valores de $STRESS$ entre 0,35 e 0,4 significam que as amostras estão posicionadas aleatoriamente, mantendo pouca ou nenhuma relação com a similaridade original.

As matrizes de dissimilaridade entre as várias amostras foram calculadas usando o índice de Bray-Curtis (Bray et al. 1957) e escalonamento multidimensional não-métrico foi feito separadamente para cada uma das ilhas usando 3 dimensões ($k=3$). Todas as análises foram feitas usando o pacote Oksanen et al. (2019).

Análise do efeito de atracção/produção do recife

Pretendeu-se avaliar se a implementação dos RA CORCEIRA e CORDECA está a produzir ou se está apenas a atrair espécies e peixes dos recifes naturais vizinhos. Se a hipótese de atracção for verdadeira, a riqueza específica e a abundância total das espécies comuns entre cada RA e o recife natural mais próximo deverá diminuir no recife natural e aumentar no recife artificial ao longo do tempo. Se o RA for capaz de produzir, então a abundância e a riqueza específica irá aumentar ao longo do tempo sem que se verifiquem alterações significativas nestas variáveis nos recifes naturais vizinhos (salvo as variações sazonais que possam ocorrer naturalmente nestes locais).

Para testar este efeito, foram comparados os seguintes locais: i) Recife artificial + fundo de areia associado e ii) recife natural mais próximo. No caso da Madeira, o primeiro grupo foi constituído pelos locais CORCEIRA+CORCEIRA recife e o segundo pelo local CORCEIRA rocha. No Porto Santo o primeiro grupo incluiu os locais CORDECA e CORDECA recife e o recife natural escolhido foi a Baixa das bicudas.

Para cada ilha foram identificadas as espécies em comum entre os dois grupos de locais, através da intercepção das respectivas listas de espécies. Em seguida calculou-se a abundância total destas espécies e o nº total de espécies para cada uma das campanhas efectuadas.

A existência de diferenças significativas na abundância total das várias espécies ao longo das várias campanhas de amostragem foi testada para os 4 conjuntos de locais usando um teste de Kruskal-Wallis (o equivalente não-paramétrico da análise de variância). Quando este teste revelou diferenças significativas na abundância total nas diferentes campanhas, as mesmas foram investigadas com um teste de comparações múltiplas entre a campanha inicial e todas as campanhas subsequentes.





Resultados

Esforço de amostragem

Nos dois programas de monitorização a que se refere o presente relatório foram efectuados um total de 484 mergulhos individuais ("man-dives") a uma profundidade média de 17,3 m e com uma duração média de 46 min cada, totalizando cerca de 348 h (Tabela III).

Mergulhos	
"Man-dives" (mergulhos x mergulhadores)	484
Tempo total de mergulho (horas)	348
Duração média dos mergulhos (min)	46
Gama de profundidades (m)	4,7-37
Profundidade média (m)	17,3

Tabela III: Dados sobre os mergulhos efectuados.

Até à data, foram efectuadas 8 campanhas na ilha do Porto Santo e 4 na Madeira, envolvendo entre 2 e 6 mergulhadores (Tabela IV).

RA	Nº	Campanha	Datas	Mergulhadores
CORDECA	0	Verão 2016	04/07 a 10/07/2016	5
CORDECA	1	Outono 2016	31/10/2016 a 04/11/2016	5
CORDECA	2	Verão 2017	24/06/2017 a 02/07/2017	6
CORDECA	3	Outono 2017	04 a 11/11/2017	6
CORDECA	4	Verão 2018	23/06 a 01/07/2018	4
CORDECA	5	Outono 2018	03 a 23/11/2018	4
CORDECA	6	Verão 2019	02 a 07/07/2019	3
CORDECA	7	Outono 2019	01 a 08/11/2019	3
CORCEIRA	0	Verão 2018	08 a 23/08/2018	4
CORCEIRA	1	Outono 2018	20/12/2018 a 16/01/2019	3
CORCEIRA	2	Verão 2019	14 a 28/08/2019	3
CORCEIRA	3	Outono 2019	25/11 a 04/12/2019	2

Tabela IV: Dados sobre as campanhas realizadas.

Os mergulhos efectuados, na ilha da Madeira têm sido realizados a menor profundidade do que no Porto Santo (Figura 19 a). Com efeito, se na Madeira a maioria dos mergulhos foi efectuada entre os 26 e os 30 m, no Porto Santo a gama de profundidades mais frequente foi entre os 31 e os 35 m. As campanhas efectuadas no Porto Santo têm maior número de mergulhos do que as campanhas realizadas na ilha

da Madeira, resultado do maior número de locais de amostragem na primeira ilha (Figura 19 b). No que diz respeito aos vários locais de amostragem, o RA CORDECA é aquele onde foram efectuados mais mergulhos, com mais do dobro dos efectuados nos outros locais mais frequentes (Figura 19 c). No entanto, é preciso ter em conta que neste valor estão englobadas as imersões efectuadas em duas estações de amostragem: CORDECA e CORDECA recife. Adicionalmente aos definidos no programa de monitorização CORDECA, foram também realizados alguns mergulhos oportunisticos de prospecção noutras locais (Pedra do Jota, Engrade Pequena, Ilhéu de Cima, Estação IH 97, etc.), cujos dados não foram incluídos no presente relatório. Na ilha da Madeira, o local mais visitado é o RA CORCEIRA.

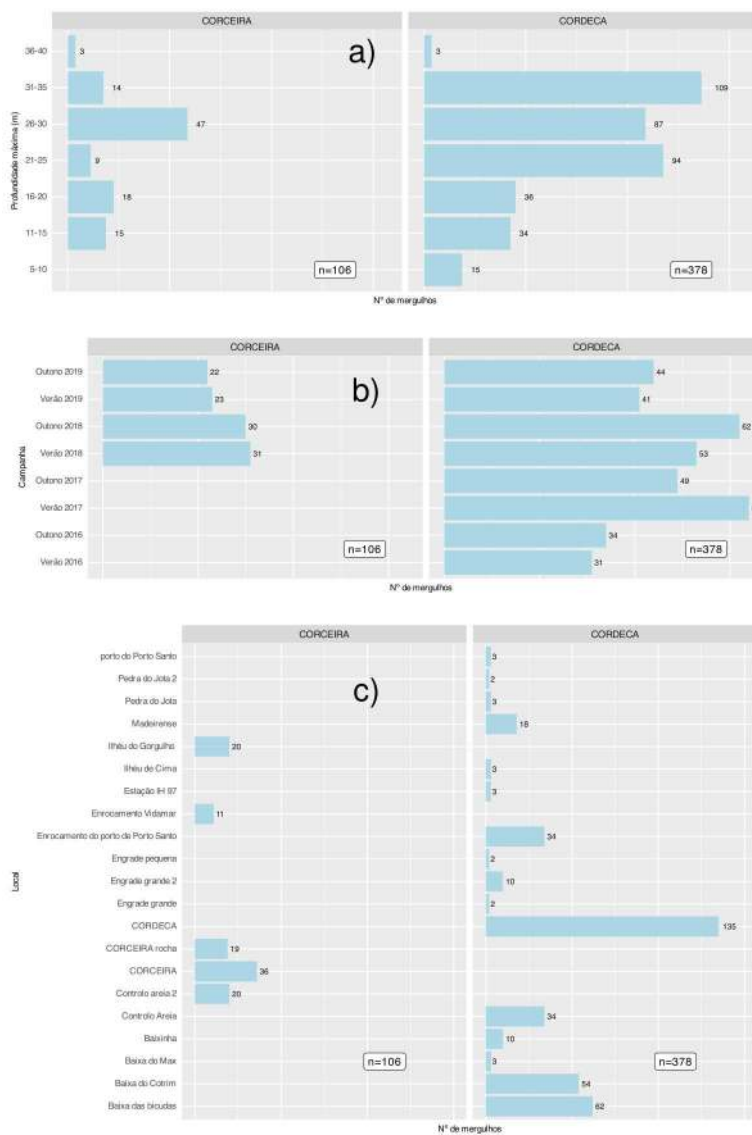


Figura 19: Distribuição dos mergulhos nos 2 programas de monitorização: a) por intervalos de profundidade máxima; b) por campanha; c) por local.



Caracterização qualitativa da ictiofauna

No levantamento a que se refere o presente relatório, foram observadas 73 espécies de peixes, representantes de 34 famílias, das quais 88% (64) são peixes ósseos e 12% (9) são peixes cartilagíneos. A família com maior número de espécies registadas foi a família Sparidae, com 12 espécies, a que se seguiram as famílias Gobiidae e Labridae, com 6 espécies cada uma. Adicionalmente ocorreram 5 famílias com 3 espécies, 7 famílias com 2 espécies e 19 famílias com apenas 1 espécie. Das 73 espécies presentes, 64 foram observadas nos locais amostrados no Porto Santo e 54 nos locais amostrados na Madeira, sendo que 17 delas foram exclusivamente registadas no Porto Santo e 9 exclusivamente na Madeira (Tabela V).

Tabela V: Lista das espécies presentes em cada local. As espécies assinaladas com * foram registadas unicamente na Madeira. As espécies assinaladas com ** foram registadas apenas nos locais amostrados no Porto Santo.

Espécies	CORCEIRA	CORCEIRA recifa	Ilhéu do Gorgulho	Controlo area 2	Enrocamento Vidamar	CORCEIRA recife	Controlo area	Baixa das bicudas	Baixa do Cotrim	CORDECA	CORDECA recife	Enrocamento	Madeirense	Engrade Grande	Baixinha
<i>Apogon imberbis</i>	-	1	1	-	-	-	-	1	1	-	1	1	1	1	1
<i>Aetomylaeus bovinus</i> **	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Antennatus nummifer</i> *	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ariosoma balearicum</i> **	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Atherina presbyter</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Aulostomus strigosus</i> *	-	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Balistes capricus</i>	1	1	1	1	-	1	1	1	1	1	1	1	-	1	1
<i>Bathytoshia lata</i> *	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bodianus scrofa</i>	-	1	-	-	-	1	-	1	1	-	1	-	1	1	1
<i>Boops boops</i>	1	1	1	-	1	1	-	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Bothus podas</i> **	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	1	-	-	1
<i>Canthigaster capistrata</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Chromis limbata</i>	1	1	1	-	1	1	-	1	1	-	1	1	1	1	1
<i>Coris julis</i>	-	1	1	-	1	1	1	1	-	-	1	1	1	-	-
<i>Dasyatis pastinaca</i>	1	-	1	1	-	-	1	-	-	1	1	-	1	-	-
<i>Dentex gibbosus</i>	1	1	1	-	-	1	-	1	1	1	1	-	1	1	1
<i>Diplodus cervinus</i>	-	1	-	-	1	-	-	-	1	-	-	1	1	-	1
<i>Diplodus sargus</i>	-	-	1	-	1	1	-	-	1	-	1	1	1	1	1
<i>Diplodus vulgaris</i>	-	1	1	-	1	1	1	1	1	-	1	1	1	1	1
<i>Enchelycore anatina</i>	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epinephelus marginatus</i> **	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	-
<i>Gnatholepis thompsoni</i>	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Gobiesocidae	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Gobiidae	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Gobius gasteveni</i> *	1	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gymnothorax unicolor</i>	-	1	1	-	1	-	-	1	1	-	-	-	-	-	1
<i>Gymnura altavela</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-
<i>Heteroconger longissimus</i>	1	-	-	1	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i> *	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hippocampus hippocampus</i> *	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Kyphosus sectatrix</i> *	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lesueurigobius heterofasciatus</i> *	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lithognathus normyrus</i>	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Mobula sp</i> *	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mugilidae	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Mullus surmuletus</i>	1	-	1	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	-
<i>Muraena augusti</i>	-	1	1	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	1
<i>Mycteroperca fusca</i>	-	1	1	-	-	1	-	-	1	-	1	1	1	1	-
<i>Myliobatis aquila</i>	1	-	-	1	-	-	-	1	1	1	-	-	1	-	-
<i>Oblada melanura</i>	-	1	1	-	1	-	-	-	1	-	-	1	-	1	-
<i>Ophioblennius atlanticus</i>	-	-	1	-	1	-	-	1	1	-	-	1	-	-	1
<i>Pagellus acarne</i>	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Pagellus erythrinus</i>	1	-	1	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pagrus pagrus</i> **	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	1	-	-	-	-
<i>Parablennius incognitus</i> **	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Parapristipoma octolineatum</i> **	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Phycis phycis</i> **	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pomadasys incisus</i>	-	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Pseudocaranx dentex</i>	1	1	1	-	-	1	1	-	1	1	1	1	1	1	1
Rajiformes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Sarpa salpa</i>	-	1	1	-	1	1	-	-	1	1	1	1	1	1	1
<i>Scorpaena maderensis</i>	-	1	1	-	1	1	-	1	1	-	1	1	1	1	1
<i>Scorpaena notata</i> **	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Seriola dumerili</i>	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	1	-	-
<i>Seriola rivoliana</i>	1	-	1	-	-	1	-	-	1	1	1	1	1	-	-
<i>Serranus atricauda</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Simuliparma lurida</i>	-	1	1	-	1	1	-	1	1	-	1	1	1	1	1



<i>Sparisoma cretense</i>	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Sphyaena viridensis</i>	1	1	1	-	-	1	-	1	1	-	1	1	1	-	-
<i>Spondylisoma cantharus</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	1	1	1	-
<i>Symphodus mediterraneus</i> **	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	1	-	-	-	-
<i>Symphodus trutta</i> **	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-
<i>Synodus saurus</i> **	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	1	-	-	-
<i>Synodus synodus</i>	-	1	1	-	1	-	-	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Taeniurops grabatus</i> **	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Thalassoma pavo</i>	-	1	1	-	1	1	-	1	1	-	1	1	1	1	1
<i>Thorogobius ephippiatus</i> **	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	1	-
<i>Torpedo marmorata</i> **	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-
<i>Trachinus draco</i> **	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-
<i>Tripterygion delaisi</i>	-	1	1	-	1	1	-	1	1	-	1	1	1	1	1
<i>Vanneaugobius canariensis</i> **	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Xyrichtys novacula</i>	-	1	-	1	-	1	1	-	1	-	1	-	-	-	-
Total	18	32	37	13	27	26	16	37	33	21	33	38	29	27	24

Em termos dos habitats considerados (areia, rocha e artificial), 35 espécies foram registadas nos locais pertencentes ao habitat "areia", 58 espécies nos locais do habitat "rocha" e 55 no habitat "artificial". Existe um conjunto de espécies que foi registado apenas num dos habitats:

- areia — 4 espécies: *Ariosoma balearicum*, *Heteroconger longissimus*, *Hippocampus hippocampus* e *Lesueurigobius heterofasciatus*;
- rocha — 10 espécies: *Aetomylaeus bovinus*, *Antennatus nummifer*, *Bathytoshia lata*, *Enchelycore anatina*, *Gnatholepis thompsoni*, *Mobula* sp, *Muraena augusti*, *Phycis phycis*, *Taeniurops grabatus*, *Vanneaugobius canariensis* e;
- habitats artificiais — 5 espécies: família Mugilidae, *Parablennius incognitus*, *Parapristipoma octolineatum*, *Scorpaena notata* e *Seriola dumerili*.

Há ainda um grupo de 21 espécies que ocorrem nos 3 habitats: *Balistes caprisicus*, *Boops boops*, *Bothus podas*, *Canthigaster capistrata*, *Chromis limbata*, *Coris julis*, *Dasyatis pastinaca*, *Dentex gibbosus*, *Diplodus vulgaris*, *Mullus surmuletus*, *Myliobatis aquila*, *Pagellus erythrinus*, *Pagrus pagrus*, *Pseudocaranx dentex*, *Sarpa salpa*, *Seriola rivoliana*, *Serranus atricauda*, *Sparisoma cretense*, *Sphoeroides marmoratus*, *Synodus saurus*, *Synodus synodus*.

De todas as espécies de peixes costeiros inventariados no âmbito do presente programa de monitorização, apenas três são comuns a todos os locais e habitats amostrados: *C. capistrata*, *S. atricauda* e *S. marmoratus*. Para os locais de substrato arenoso, esse grupo é constituído por 5 espécies, sendo que de entre essas, verificou-se que *S. marmoratus* foi a única a ser avistada em todos os mergulhos (frequência de ocorrência — FO= 100%). Os resultados para os habitats de rocha e artificiais revelaram um grupo de 15 espécies comuns a todos os locais, sendo que registadas com 100% de ocorrência foram duas espécies: *C. limbata* e *S. lurida* nos habitat de rocha e *C. limbata* e *S. cretense* no habitat artificial.

Riqueza específica

De entre os locais amostrados, o maior número de espécies de peixes foi registado no enrocamento do porto do Porto Santo (38 spp — Tabela V), logo seguido pela Baixa das bicudas e pelo Ilhéu do



Gorgulho (37 spp). Os locais de substrato arenoso são os locais que apresentam o menor número de espécies observadas (com um valor mínimo de 13 spp registadas no Controlo Areia 2). Por sua vez, os recifes artificiais apresentam valores intermédios (33 spp na CORDECA e 26 na CORCEIRA). O nº médio de espécies observadas em cada local foi diferente nas duas ilhas (Figura 20). No Porto Santo (Figura 20 a), o RA CORDECA foi o local onde o número médio de espécies observadas foi maior (21 espécies). Seguiu-se-lhe o enrocamento do porto do Porto Santo e a Engrade Grande (20 espécies). O menor nº médio de espécies foi registado no Controlo Areia (5 espécies). Na ilha da Madeira, o Ilhéu do Gorgulho foi o local com o maior número médio de espécies (24 espécies), seguido da CORCEIRA recife e do Enrocamento Vidamar, com 19 e 18 espécies respectivamente. Os locais com menor nº médio de espécies foram os dois locais de substrato arenoso: Controlo areia 2 e CORCEIRA, com 6 a 9 espécies (Figura 20 b).

O nº de espécies observadas nos locais dos afundamentos e nas suas imediações (CORDECA, CORDECA recife, CORCEIRA e CORCEIRA recife) aumentou significativamente nos 4 meses após o afundamento dos navios (Figura 21). No caso da CORDECA passou-se de 3 para 16 espécies, enquanto na CORCEIRA o aumento foi de 4 para 21 espécies. Subsequentemente, o nº de espécies registadas continuou a aumentar nos dois RA nos 8 meses seguintes e finalmente verificou-se uma ligeira diminuição no nº de espécies observadas decorridos 12 meses desde o afundamento. Na CORDECA, o número de espécies mostra uma tendência de subida contínua até 32 meses após o afundamento, altura em que se observaram 30 espécies no RA. Na última campanha efectuada no Porto Santo (Outono de 2019), houve novamente um ligeiro decréscimo no número de espécies em que o valor registado foi de 26 espécies.

Caracterização quantitativa da ictiofauna

Índices de diversidade

Os índices de diversidade mais comuns foram calculados usando os dados de abundância para cada local e para cada campanha e as suas médias apresentam-se nas Tabelas VI e VII. No total das campanhas efectuadas no âmbito do programa de monitorização da CORDECA registou-se um nº de espécies mais elevado no enrocamento do porto do Porto Santo, totalizando 31. Seguem-se a Baixa das bicudas e a Baixa do Cotrim, com 30 e 29 espécies respectivamente. O local onde se registou o menor número de espécies é a estação Controlo areia, com apenas 13 espécies. Relativamente ao índice de diversidade de Shannon — N_1 , os valores mais elevados foram registados no enrocamento e no RA CORDECA. Seguem-se as estações da Baixa do Cotrim e da Engrade Grande, com valores de 5,79 e 5,41. Os valores mais baixos (2,44 e 3,61) foram registados na Baixa das bicudas e na zona de areia em redor do RA CORDECA (Tabela VI). Quanto ao índice



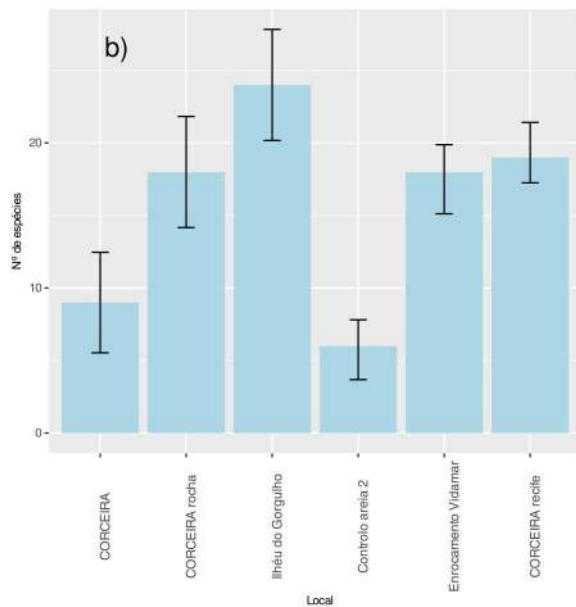
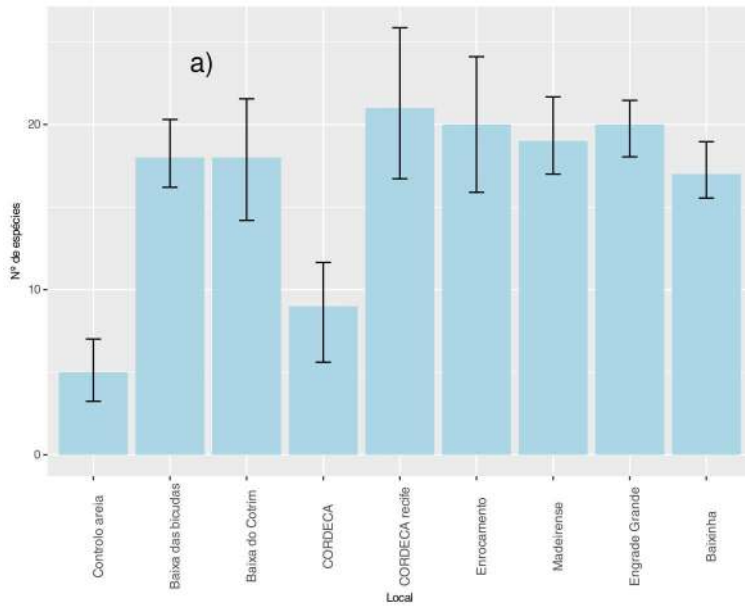


Figura 20: Número de espécies observadas nas várias estações de amostragem: a) na Madeira, b) no Porto Santo. Valores obtidos com os dados de presença/ausência. As barras de erro representam o desvio padrão.



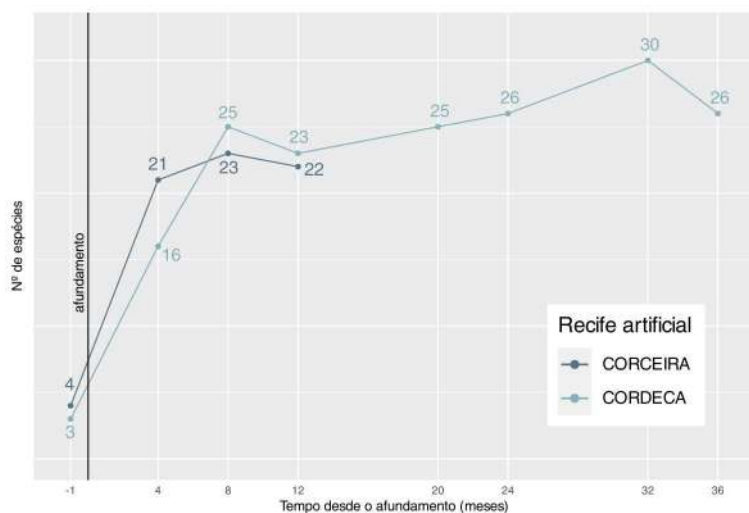


Figura 21: Evolução do número de espécies observadas no local da implementação dos RA durante as primeiras 4 campanhas (valores obtidos com os dados de presença/ausência).

de diversidade de Simpson — N_2 , o valor mais elevado foi igualmente registado na estação do enrocamento do porto do Porto Santo e o mais baixo foi também registado na Baixa das bicudas. Finalmente, os índices de equabilidade (de Shannon — E_{10} e de Simpson — E_{20}) foram mais elevados no enrocamento do porto do Porto Santo e mais baixos na Baixa das bicudas.

Local	N_0	N_1	N_2	E_{10}	E_{20}
Controlo areia	13	4,01	2,44	0,31	0,19
Baixa das bicudas	30	2,44	1,66	0,08	0,06
Baixa do Cotrim	29	5,79	4,27	0,20	0,15
CORDECA	22	3,61	2,02	0,16	0,09
CORDECA recife	26	7,82	5,66	0,30	0,22
Enrocamento	31	12,56	10,36	0,41	0,33
Madeirense	27	4,88	3,17	0,18	0,12
Engrade Grande	27	5,41	3,00	0,20	0,11
Baixinha	22	4,05	2,62	0,18	0,12

Tabela VI: Índices de diversidade para os diversos locais amostrados na ilha do Porto Santo. N_0 : número de espécies ("richness"); N_1 : índice de diversidade de Shannon; N_2 : índice de diversidade de Simpson; E_{10} : índice de equabilidade de Shannon ("evenness"); E_{20} : índice de equabilidade de Simpson ("evenness").

Relativamente à ilha da Madeira (Tabela VII), o local onde se registou o número mais elevado de espécies (N_0) foi o ilhéu do Gorgulho, com 32 espécies, seguido da CORCEIRA rocha (27 espécies). O valor mais baixo foi registado no Controlo areia 2, com apenas 10 espécies. Os índices de diversidade de Shannon (N_1) e Simpson (N_2) apresentaram valores mais elevados no Ilhéu do Gorgulho e no enrocamento do hotel Vidamar, enquanto que os valores mais baixos foram registados nos locais de fundo arenoso (Controlo areia 2 e CORCEIRA). Os índices de equabilidade de Shannon e Simpson tiveram um comportamento semelhante entre si, com valores os mais elevados no Enrocamento Vidamar e mais baixos no fundo arenoso em redor do RA CORCEIRA.



Local	N_0	N_1	N_2	E_{10}	E_{20}
CORCEIRA	16	1,28	1,09	0,08	0,07
CORCEIRA rocha	27	5,58	3,28	0,21	0,12
Ilhéu do Gorgulho	32	12,14	9,11	0,38	0,28
Controlo areia 2	10	1,14	1,05	0,11	0,10
Enrocamento Vidamar	25	9,43	6,85	0,38	0,27
CORCEIRA recife	25	5,73	4,19	0,23	0,17

Tabela VII: Índices de diversidade para os diversos locais amostrados na ilha da Madeira.

Diversidade taxonómica, filogenética e funcional

Os valores relativos aos vários aspectos da diversidade (taxonómica, filogenética e funcional), nas suas 3 componentes espaciais (diversidades α , β e γ) encontram-se na Tabela VIII. Nesta tabela podem observar-se os valores para os diversos índices calculados para cada uma das ilhas (Madeira e Porto Santo). Relativamente à diversidade taxonómica, o índice de diversidade α de Simpson (que mede a diversidade para cada um dos locais amostrados) é mais elevado na ilha do Porto Santo do que na ilha da Madeira (2,96 e 2,24, respectivamente). O índice de diversidade γ de Simpson (que mede a diversidade à escala da ilha) é igualmente superior no Porto Santo (7,12). No que concerne à diversidade β , esta é mais elevada para a Madeira, apresentando um valor de 2,62 contra os 2,41 do Porto Santo.

Diversidade taxonómica	Madeira	Porto Santo
Índice de diversidade taxonómica α de Simpson	2,24	2,96
Índice de diversidade taxonómica γ de Simpson	5,87	7,12
Índice de diversidade taxonómica β de Simpson (multiplicativa)	2,62	2,41
Diversidade filogenética	Madeira	Porto Santo
Diversidade filogenética α de Rao (média)	1,38	1,44
Diversidade filogenética γ de Rao	2,16	1,78
Diversidade filogenética β (multiplicativa)	1,57	1,23
Diversidade funcional	Madeira	Porto Santo
Diversidade funcional α de Rao (média)	1,25	1,30
Diversidade funcional γ de Rao	1,48	1,45
Diversidade funcional β (multiplicativa)	1,19	1,12

Tabela VIII: Diversidades funcional, taxonómica e filogenética.

A diversidade filogenética α é mais elevada no Porto Santo (1,44) do que na Madeira (1,38), enquanto que as componentes γ e β são mais elevadas na Madeira (2,16 e 1,78 na diversidade γ e 1,57 vs 1,23). A diversidade funcional α é mais elevada no Porto Santo (1,30) do que na Madeira (1,25). A diversidade funcional γ e β é mais elevada na Madeira (1,48 e 1,19, respectivamente) do que no Porto Santo (1,45 e 1,12, respectivamente).

Analisando os vários aspectos da diversidade α nos diversos locais de amostragem em cada uma das ilhas (Figuras 22, 23 e 24), verifica-se que existem variações importantes entre os locais. Relativamente à diversidade taxonómica α (Figura 22) no Porto Santo, o local com o valor mais elevado é o enrocamento (10,36) e o local com menor valor é a Baixa das bicudas (1,66). O recife artificial CORDECA surge em 2º



lugar, com um valor de 5,66, seguido da Baixa do Cotrim, com 4,27. Na Madeira, o local que apresenta maior valor para a diversidade taxonómica α é o Ilhéu do Gorgulho (9,07), seguido do enrocamento Vidamar (6,85) e do RA CORCEIRA, com 4,19. A estação com o valor mais baixo é o Controlo areia 2 (1,05).

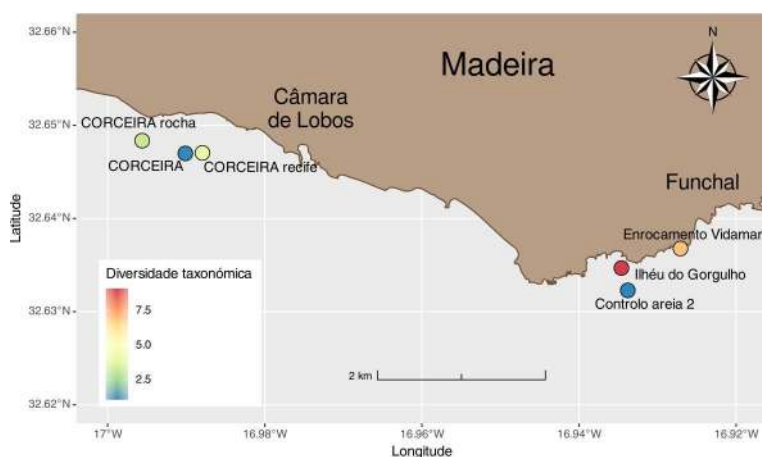
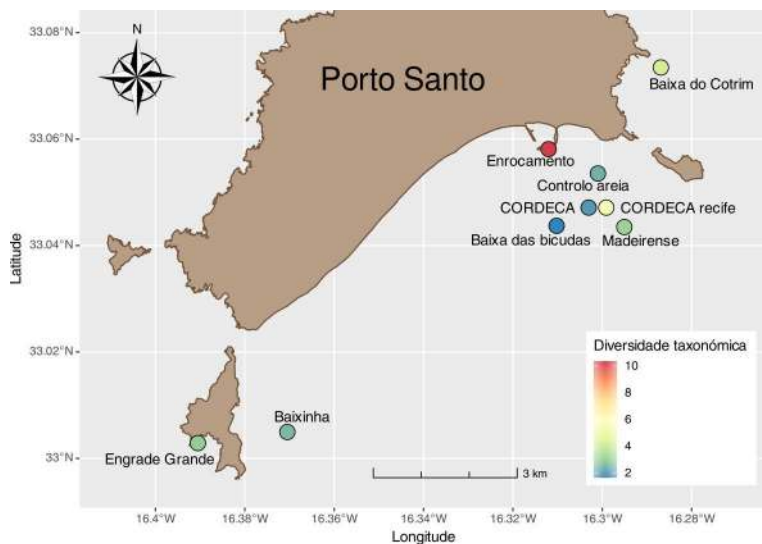


Figura 22: Diversidade taxonómica nos vários locais.

Os resultados da análise da diversidade filogenética α (Figura 23) mostram que o enrocamento do porto do Porto Santo é onde ocorre o valor mais elevado nessa ilha (1,83), seguindo-se-lhe o Controlo areia com 1,82. O valor menor foi registado na Baixa das bicudas, com 1,17. Para a ilha da Madeira, os resultados da análise revelam o valor mais elevado no Ilhéu do Gorgulho (1,85), seguido do enrocamento Vidamar (1,70). A estação que apresenta o valor mais baixo é o Controlo areia 2, com 1,04.

Finalmente, no que toca à diversidade funcional (Figura 24) α , os valores mais elevados registaram-se no Porto Santo, sendo que o padrão foi semelhante aos das diversidades taxonómica e filogenética; o enrocamento foi onde se registou o valor mais elevado (1,43), a que se segue a Baixa do Cotrim (1,37). O local com valor mais baixo foi a Baixa das bicudas com 1,15. Na ilha da Madeira, o valor mais elevado ocorre novamente no Ilhéu do Gorgulho (1,46), seguidos do



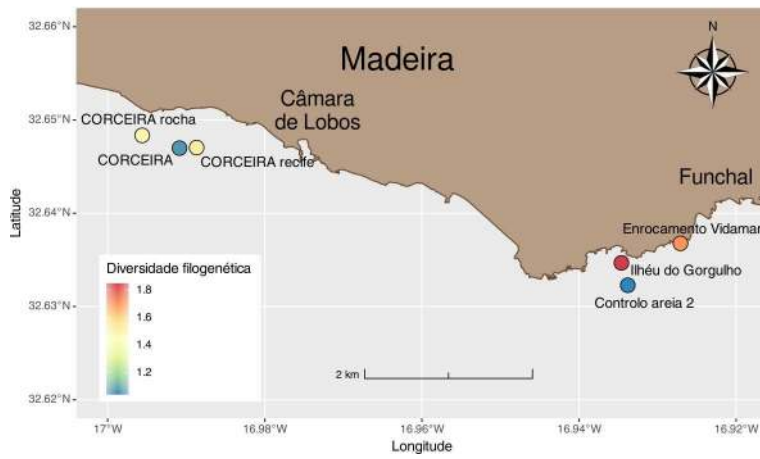
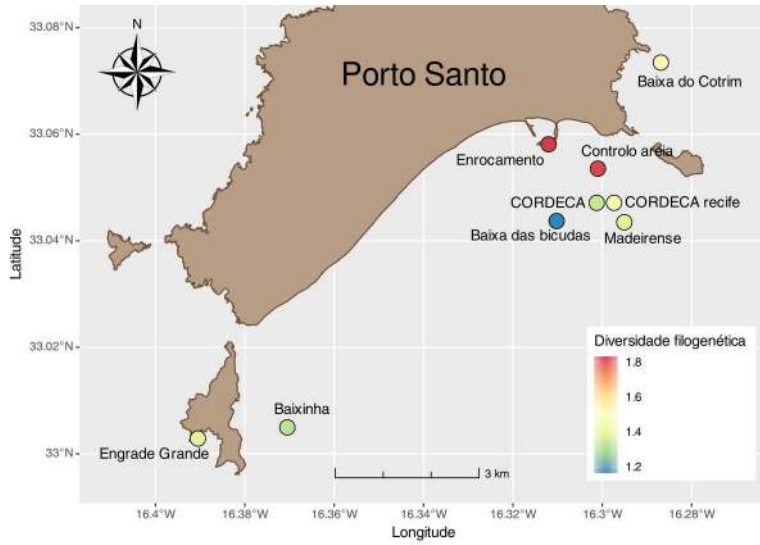


Figura 23: Diversidade filogenética nos vários locais.



enrocamento Vidamar (1,42). O Controlo areia 2 foi novamente o local onde os valores registados foram menores (1,02).

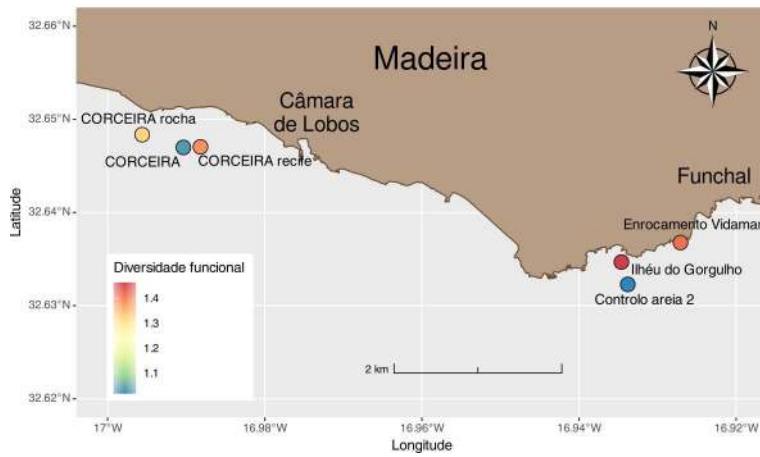
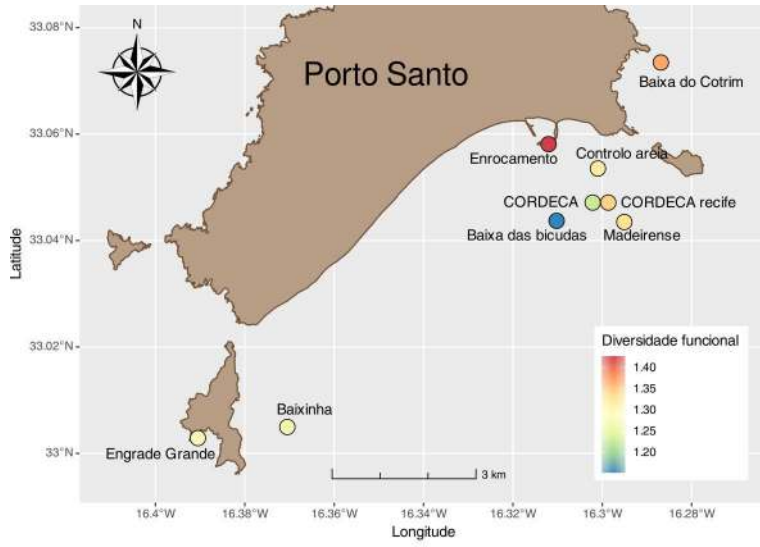


Figura 24: Diversidade funcional nos vários locais.



Análise de associação/espécies indicadoras

A análise de associação com o índice "IndVal" aplicada aos locais de amostragem da Ilha do Porto Santo, revelou a existência de 4 espécies indicadoras para o habitat "areia". São elas: *S. marmoratus*, *H. longissimus*, *Xyrichtys novacula* e uma espécie da família Gobiidae. No que respeita ao habitat rochoso, apenas uma espécie foi dada como indicadora para este habitat: *Muraena augusti*. Para o habitat "navios" foram identificadas 9 espécies indicadoras: *P. pagrus*, *D. vulgaris*, *P. dentex*, *B. boops*, *S. rivoliana*, *Epinephelus marginatus*, *B. capricus*, *Sphyraena viridensis* e *D. gibbosus*. Finalmente, para o habitat "enrocamentos", foram identificadas 7 espécies indicadoras: *Oblada melanura*, *Pagellus acarne*, *Atherina presbyter*, a família Mugilidae, *Parapristipoma octolineatum*, *Bothus podas* e *Symphodus trutta* (Tabela IX). O valor do índice "IndVal" varia entre 0,20 e 0,86. Os valores mais elevados foram obtidos para as espécies *P. pagrus*, *O. melanura* e *S. marmoratus*, sendo respectivamente 0,85, 0,76 e 0,7. Os valores do coeficiente A (estimativa da probabilidade de um local pertencer a um determinado habitat baseado na presença da espécie nesse local) variam entre 0,65 e 1, enquanto os valores do coeficiente B (probabilidade de encontrar a espécie em causa nos locais pertencentes a um determinado habitat) variam entre 0,048 e 0,75.

Quanto aos locais amostrados na ilha da Madeira, a análise de associação (Tabela X), identificou as seguintes espécies como indicadoras dos vários habitats: para o habitat "areia", apenas *H. longissimus*; para o habitat rochoso, 4 espécies: *Pomadasyus incisus*, *Mullus surmuletus*, *Mycteroperca fusca* e *Bodianus scrofa*; para o habitat "navios", 2 espécies: *S. rivoliana* e *Pagellus acarne*. Para o habitat "enrocamentos" não foi identificada nenhuma espécie como indicadora. Os valores do índice "IndVal" variaram entre 0,41 e 1, sendo os mais elevados para as espécies: *H. longissimus*, *S. rivoliana* e *P. incisus*, respectivamente: 1, 0,56 e 0,46. Os valores do coeficiente A variam entre 0,81 e 1, enquanto os valores do coeficiente B variam entre 0,17 e 1.

Abundância

As tabelas XI e XI apresentam as 10 espécies mais abundantes nos vários locais amostrados nas duas ilhas, juntamente com os respectivos valores de densidade (em nº de indivíduos/m²). Na ilha do Porto Santo (Tabela XI), este grupo compreende 22 espécies. Na maioria dos locais pertencentes ao habitat rochoso ou artificial, as espécies mais abundantes são: *C. limbata*, *B. boops* e *S. lurida*. A primeira integra o top 3 das espécies mais abundantes em cinco dos locais amostrados, apresentando a maior abundância na Baixa das bicudas (2,24). A espécie *B. boops*, está no top 3 em 5 dos locais, tendo sido registada em maior abundância no Madeirense (3,68). A espécie *S. lurida* integra o top 3 em 5 dos locais, apresentando o valor mais elevado na Baixinha (0,47). É importante salientar as variações sazonais verificadas nas densidades das três espécies mais abundantes no RA CORDECA — Figura 25, particularmente na boga (*B. boops*) e no pargo (*P. pagrus*),



Habitat: areia	Nº espécies: 4			
	A	B	IndVal	p.value
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	0,797	0,621	0,7	0,001
<i>Heteroconger longissimus</i>	1	0,4	0,632	0,001
<i>Xyrichtys novacula</i>	0,975	0,221	0,464	0,001
Gobiidae	1	0,063	0,251	0,013
Habitat: rocha	Nº espécies: 1			
	A	B	IndVal	p.value
<i>Muraena augusti</i>	1	0,076	0,275	0,009
Habitat: navios	Nº espécies: 9			
	A	B	IndVal	p.value
<i>Pagrus pagrus</i>	0,969	0,755	0,855	0,001
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,792	0,717	0,754	0,001
<i>Pseudocaranx dentex</i>	0,654	0,453	0,544	0,001
<i>Boops boops</i>	0,785	0,359	0,531	0,001
<i>Seriola rivoliana</i>	0,818	0,340	0,527	0,001
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,935	0,283	0,514	0,001
<i>Balistes capriscus</i>	0,711	0,264	0,433	0,001
<i>Sphyraena viridensis</i>	0,745	0,189	0,375	0,002
<i>Dentex gibbosus</i>	0,751	0,113	0,292	0,005
Habitat: enrocamentos	Nº espécies: 7			
	A	B	IndVal	p.value
<i>Oblada melanura</i>	0,924	0,619	0,756	0,001
<i>Pagellus acarne</i>	0,995	0,190	0,435	0,001
<i>Atherina presbyter</i>	1	0,095	0,309	0,001
Mugilidae	1	0,095	0,309	0,002
<i>Parapristipoma octolineatum</i>	1	0,071	0,267	0,001
<i>Bothus podas</i>	0,863	0,048	0,203	0,033
<i>Symphodus trutta</i>	0,863	0,048	0,203	0,037

Tabela IX: Espécies indicadoras para os 4 habitats, na ilha do Porto Santo. Nível de significância (alfa): 0,05. Índice de associação: "IndVal".



Habitat: areia		Nº espécies: 1			
	A	B	IndVal	p.value	
<i>Heteroconger longissimus</i>	1	1	1	0,001	
Habitat: rocha		Nº espécies: 4			
	A	B	IndVal	p.value	
<i>Pomadasys incisus</i>	0,989	0,239	0,485	0,002	
<i>Mullus surmuletus</i>	0,900	0,261	0,485	0,009	
<i>Mycteroperca fusca</i>	1	0,196	0,442	0,003	
<i>Bodianus scrofa</i>	0,812	0,217	0,42	0,007	
Habitat: navios		Nº espécies: 2			
	A	B	IndVal	p.value	
<i>Seriola rivoliana</i>	0,940	0,333	0,56	0,001	
<i>Pagellus acarne</i>	1	0,167	0,408	0,005	

Tabela X: Espécies indicadoras para os 4 habitats, na ilha da Madeira. Nível de significância (alfa): 0,05. Índice de associação: "IndVal".

que apresentam picos no Verão e quedas no Outono.

Nos locais de substrato arenoso, as duas espécies com maior abundância são a a enguia-de-jardim (*H. longissimus*) no Controlo areia (0,09 ind/m²) e a boga (*B. boops* na CORDECA (com 0,2 ind/m²). No Controlo areia, a espécie mais abundante (*H. longissimus*) apresenta uma densidade cerca de 10 vezes superior à 3^a espécie mais abundante (*B. boops*). Já na CORDECA, a boga tem uma densidade quase 10 vezes superior ao pargo (*P. pagrus*).



Espécie	Controlo areia	Baixa das bicudas	Baixa do Cotrim	CORDECA	CORDECA recife	Enrocamento	Madeirense	Engrade grande	Baixinha
<i>Atherina presbyter</i>					0,156				
<i>Balistes capriscus</i>	0,001								
<i>Boops boops</i>	0,008		0,178	0,197	0,620	0,152	3,683	0,048	0,239
<i>Canthigaster capistrata</i>	0,002	0,023	0,020	0,001				0,023	0,016
<i>Chromis limbata</i>		2,244	0,222		0,064	0,071	1,556	0,678	1,536
<i>Diplodus sargus</i>			0,008					0,014	0,029
<i>Diplodus vulgaris</i>			0,020		0,123		0,368	0,033	
Gobiidae				0,003					
<i>Heteroconger longissimus</i>	0,089								
<i>Mullus surmuletus</i>	0,031				0,156	0,078	0,339	0,015	
<i>Oblada melanura</i>			0,012			0,194		0,084	
<i>Pagellus acarne</i>	0,002					0,201			
<i>Pagrus pagrus</i>				0,027	0,543				
<i>Pseudocaranx dentex</i>	0,005			0,010	0,054				0,016
<i>Sarpa salpa</i>					0,217	0,111	0,769		0,031
<i>Scorpaena maderensis</i>		0,016							
<i>Seriola rivoliana</i>				0,009	0,034		0,034		
<i>Serranus atricauda</i>		0,015	0,015	0,004					
<i>Similiparma lurida</i>		0,448	0,533		0,031	0,178	0,121	0,244	0,466
<i>Sparisoma cretense</i>	0,001	0,033	0,050	0,002		0,070	0,064	0,015	0,026
<i>Sphaeroides marmoratus</i>	0,008			0,018					
<i>Sphyraena viridensis</i>		0,012					0,081		
<i>Synodus synodus</i>		0,006							
<i>Thalassoma pavo</i>	0,111	0,361	0,002	0,309	0,085	0,180	0,045	0,228	
<i>Tripterygion delaisi</i>		0,017							0,019
<i>Xyrichtys novacula</i>	0,005								

Tabela XI: Abundâncias das 10 espécies mais abundantes nas estações de amostragem do programa de monitorização CORDECA (valores em nº ind/m²)



Na Madeira, o grupo das 10 espécies mais abundantes compreende 28 espécies para o total dos seis locais amostrados (XII). A espécie mais abundante é a enguia-de-jardim (*H. longissimus*) no local do afundamento do RA CORCEIRA e no Controlo areia 2 (3,44 e 1,08 ind/m², respectivamente). Nos locais pertencentes aos habitats rochoso e artificial, as espécies mais abundantes são: *C. limbata* (presente nos 4 locais que englobam estes 2 habitats), *S. lurida* em 3 dos locais e a boga (*B. boops*) em 2 dos locais.

Espécie	CORCEIRA	CORCEIRA rocha	Ilhéu do Gorgulho	Controlo areia 2	Enrocamento Vidamar	CORCEIRA recife
<i>Atherina presbyter</i>			0,1333			
<i>Balistes capriscus</i>	0,0096					
<i>Boops boops</i>	0,0429	0,0583	0,0833		0,1854	0,8761
<i>Canthigaster capistrata</i>	0,0056	0,0863		0,0013	0,0531	0,0339
<i>Chromis limbata</i>		0,8081	0,4446		0,1738	0,6233
<i>Dasyatis pastinaca</i>				0,0004		
<i>Dentex gibbosus</i>	0,0679					
<i>Diplodus sargus</i>			0,1371		0,0381	
<i>Diplodus vulgaris</i>		0,0242	0,1042			0,0272
<i>Gobius gasteveni</i>	0,0025			0,0008		
<i>Gymnura altavela</i>				0,0008		
<i>Heteroconger longissimus</i>	3,4395			1,0833		
<i>Hippocampus hippocampus</i>				0,0004		
<i>Myliobatis aquila</i>				0,0004		
<i>Oblada melanura</i>		0,0296	0,1308		0,0379	
<i>Pagellus acarne</i>						0,0600
<i>Pagellus erythrinus</i>	0,0054					
<i>Pomadasy s incisus</i>		0,0208	0,2096			
<i>Pseudocaranx dentex</i>	0,0100					
<i>Sarpa salpa</i>		0,1417	0,0808		0,0721	0,2428
<i>Scorpaena maderensis</i>		0,0179			0,0313	
<i>Seriola rivoliana</i>						0,0233
<i>Serranus atricauda</i>	0,0029					0,0244
<i>Similiparma lurida</i>		0,2998	0,3238		0,3165	
<i>Sparisoma cretense</i>				0,0004	0,0454	0,0311
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	0,0148			0,0208		
<i>Thalassoma pavo</i>		0,0673	0,1833		0,1688	0,4294
<i>Xyrichtys novacula</i>				0,0008		

Com os dados de abundância das várias espécies nos vários locais de amostragem foi calculada uma matriz de similaridade, que representa a distância entre os vários locais com base no n° de espécies que

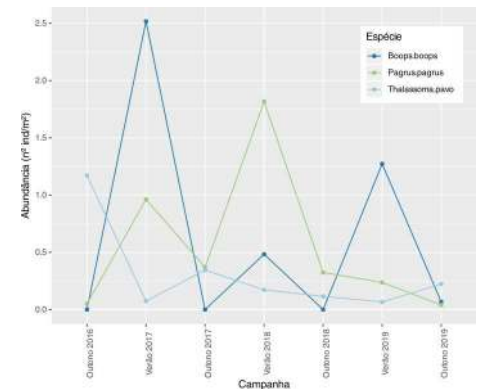


Figura 25: Variação da densidade das três espécies mais abundantes no RA CORDECA ao longo das várias campanhas.

Tabela XII: Abundâncias das 10 espécies mais abundantes nas estações de amostragem do programa de monitorização CORCEIRA (valores em n° ind./m²)



possuem em comum. Com base nesta matriz foi feita uma análise de cluster cuja representação gráfica é visível na Figura 26. Esta análise separa as amostras em 2 grupos: o primeiro (com 4 locais), engloba os locais pertencentes ao habitat areia. O segundo grupo engloba os locais pertencentes aos habitats rocha e artificial.

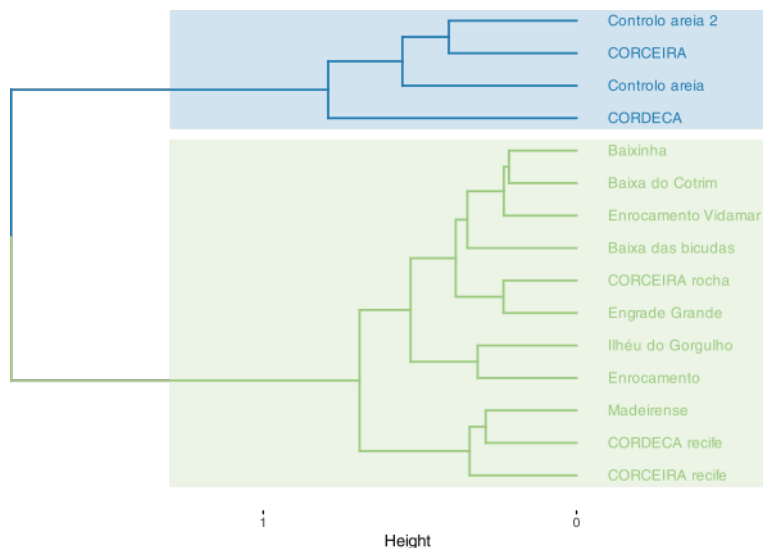


Figura 26: Análise de clusters para os vários locais de amostragem nas ilhas da Madeira e do Porto Santo de acordo com a sua diversidade. Matriz de distâncias calculada com o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis aos dados transformados logaritmicamente ($\log(x) + 1$).

Abundância de espécies com interesse pesqueiro e de espécies atractivas para o mergulho

Através da análise das Figuras 27 e 28 podemos verificar que os RA se posicionam como sendo os locais onde a abundância média dos dois conjuntos de espécies seleccionadas é mais elevado, tanto na Madeira, como no Porto Santo. Com efeito, apesar das variações nas abundâncias médias (representadas nas Figuras 27 e 28 através das barras de erro), a CORDECA recife e o Madeirense (no Porto Santo) e a CORCEIRA recife (na Madeira) apresentam valores de abundância média para as espécies atractivas para o mergulho e para as espécies de interesse pesqueiro, bastante superiores aos restantes locais amostrados.

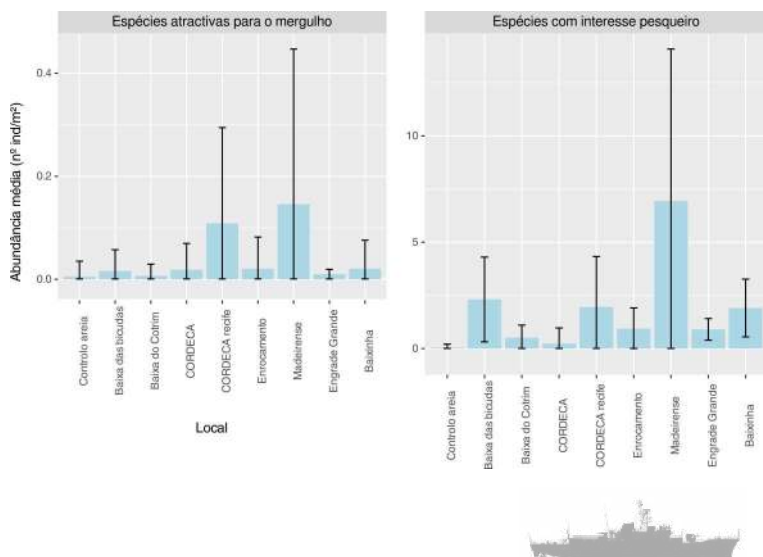


Figura 27: Abundância das espécies atractivas para o mergulho e das espécies com interesse pesqueiro no Porto Santo.



Na ilha do Porto Santo (Figura 27), além dos recifes artificiais CORDECA e Madeirense, a Baixa das bicudas e a Baixinha apresentam também valores elevados no que diz respeito às espécies com interesse pesqueiro, devido sobretudo à abundância da espécies *C. limbata* e *B. boops*. Ainda relativamente a estes conjuntos de espécies, os locais Controle areia e Baixa do Cotrim são os que apresentam os valores médios mais baixos.

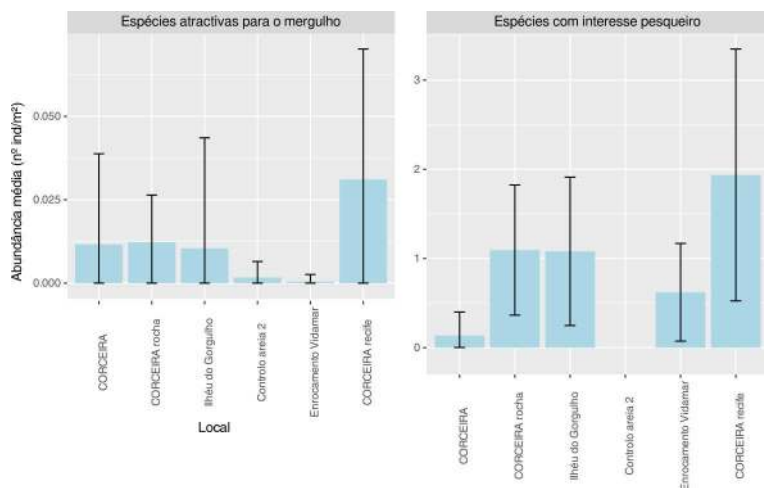


Figura 28: Abundância das espécies atractivas para o mergulho e das espécies com interesse pesqueiro na Madeira.

Na Madeira, além do recife artificial CORCEIRA, os locais com os valores médios de abundância mais elevados (quer ao nível das espécies atractivas para o mergulho, quer ao nível das espécies com interesse pesqueiro) são a CORCEIRA rocha e o Ilhéu do Gorgulho. Ainda na Madeira, o fundo adjacente ao recife artificial CORCEIRA regista também médias de abundância elevadas no que concerne às espécies atractivas para o mergulho.

Ordenação

Os gráficos da ordenação mostram um padrão semelhante em ambas as ilhas (Figuras 29 e 30), no sentido em que os locais pertencentes ao habitat "areia" aparecem separados dos restantes locais no espaço multidimensional. Os habitats "rocha" e "artificial" apresentam alguma sobreposição, particularmente no caso da ilha do Porto Santo (Figura 29). As espécies que contribuem mais para a separação dos locais pertencentes ao habitat "areia" são *H. longissimus* e *S. marmoratus*, espécies que justamente foram identificadas como indicadoras para este habitat na análise de associação, sobretudo no Porto Santo (Tabela IX). Na Madeira contribuem também para a separação do habitat arenoso as espécies *Balistes capriscus*, *Pagellus erythrinus*, *Dentex gibbosus* e *Pseudocaranx dentex*.

A ordenação obtida para os dados referentes à ilha do Porto Santo apresenta um valor de STRESS superior ao obtido para a ilha da Madeira (0,13 e 0,07, respectivamente), mas mesmo assim, este valor é aceitável segundo os critérios de Clarke (1993).

No caso do Porto Santo (Figura 29) as espécies que contribuem



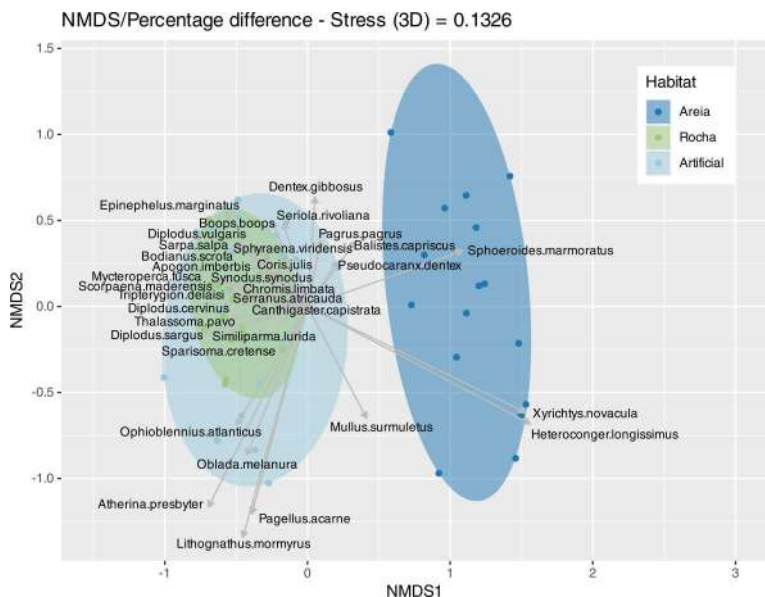


Figura 29: Representação gráfica da ordenação dos locais na ilha do Porto Santo. As elipses englobam os pontos pertencentes a cada habitat. Para simplificar o gráfico, apenas estão representadas 60% das espécies.

para a separação dos habitat rochoso do habitat artificial são; *Lithognathus mormyrus*, *Pagellus acarne*, *Atherina presbyter*, *Oblada melanura* e *Ophioblennius atlanticus*. Na Madeira (Figura 30), as espécies que "puxam" mais pela separação dos habitats rocha e artificial são: *Pomadasys incisus*, *Atherina presbyter*, *Boops boops*, *Serranus atricauda*, *Pagellus acarne* e *Seriola rivoliana*.

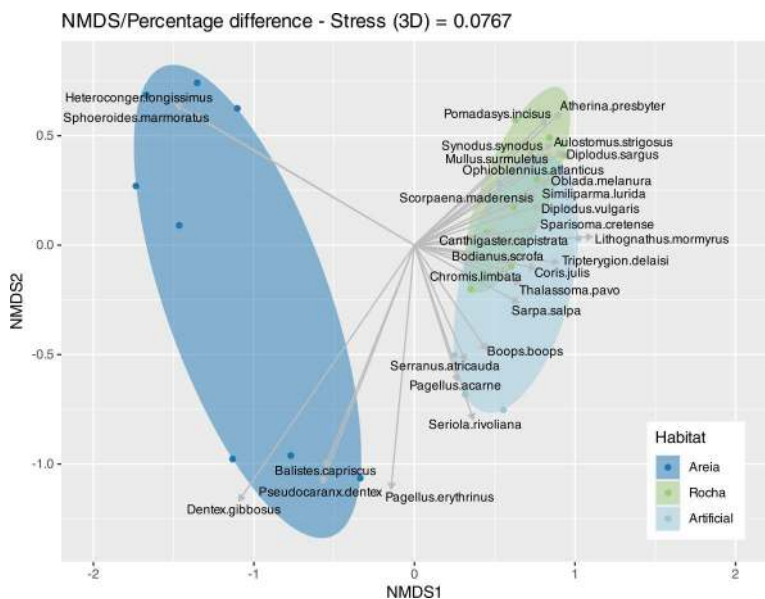


Figura 30: Representação gráfica da ordenação dos locais na ilha da Madeira. As elipses englobam os pontos pertencentes a cada habitat. Para simplificar o gráfico, apenas estão representadas 60% das espécies.



Análise do efeito de atracção/produção do recife

Na ilha do Porto Santo, as espécies em comum entre o RA CORDECA e o recife natural mais próximo (Baixa das bicudas) formam um grupo constituído por: *Balistes capriscus*, *Bodianus scrofa*, *Boops boops*, *Canthigaster capistrata*, *Chromis limbata*, *Coris julis*, *Diplodus vulgaris*, *Mullus surmuletus*, *Myliobatis aquila*, *Pagrus pagrus*, *Scorpaena maderensis*, *Serranus atricauda*, *Similiparma lurida*, *Sparisoma cretense*, *Sphoeroides marmoratus*, *Sphyraena viridensis*, *Synodus saurus*, *Synodus synodus*, *Thalassoma pavo*, *Tripterygion delaisi*, *Xyrichtys novacula*.

Para a ilha da Madeira, o conjunto de espécies comuns entre o RA (CORCEIRA) e o recife natural mais próximo (CORCEIRA rocha) inclui: *Apogon imberbis*, *Balistes capriscus*, *Bodianus scrofa*, *Boops boops*, *Canthigaster capistrata*, *Chromis limbata*, *Coris julis*, *Diplodus vulgaris*, *Gnatholepis thompsoni*, *Muraena augusti*, *Scorpaena maderensis*, *Serranus atricauda*, *Similiparma lurida*, *Sparisoma cretense*, *Sphoeroides marmoratus*, *Sphyraena viridensis*, *Thalassoma pavo*, *Tripterygion delaisi*.

Tanto no Porto Santo (Figura 31) como na ilha da Madeira (Figura 32), as variáveis em causa mostram variações ao longo do tempo, sendo que no Porto Santo são mais pronunciadas.

No que respeita ao de número de espécies (Figura 31 a), o RA CORDECA mostra uma subida regular entre o Verão de 2016 e o Outono de 2017, seguida de uma ligeira diminuição até ao Outono de 2018, logo recuperando durante 2019. Por seu turno, na Baixa das bicudas, o nº de espécies observadas nos transectos não difere muito ao longo do tempo. O nº de espécies detectadas oscilou entre 14 (na primeira campanha) e 10 (no Verão de 2018). Relativamente à abundância total média (Figura 31 b), as variações são marcadamente sazonais, com picos no Verão e decréscimos no Outono. No RA CORDECA há uma subida acentuada da primeira para a segunda campanha e, apesar de as variações sazonais, a tendência da abundância total média tem sido de subida. Na Baixa das bicudas, com excepção do ano de 2017, os valores têm sido sempre superiores aos registados na CORDECA.

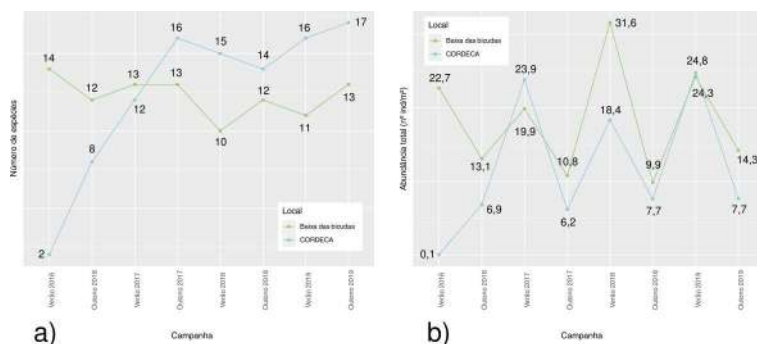


Figura 31: Variação da abundância total média — a) e do número de espécies — b) ao longo das campanhas de amostragem na ilha do Porto Santo, para as espécies em comum entre os dois locais seleccionados (ver texto).

Na ilha da Madeira, a variação do número de espécies (Figura 32 a) mostra no RA CORCEIRA uma tendência de subida ao longo do tempo, enquanto no recife natural vizinho (CORCEIRA ROCHA) ocorre uma variação sazonal, mais marcada em 2018 do que em 2019.



Em relação à abundância total média (Figura 32 b), a tendência é semelhante à verificada para o número de espécies: no recife artificial há uma subida marcada desde o Verão de 2018 até ao Verão de 2019 e depois ocorre uma pequena descida no Outono de 2019.

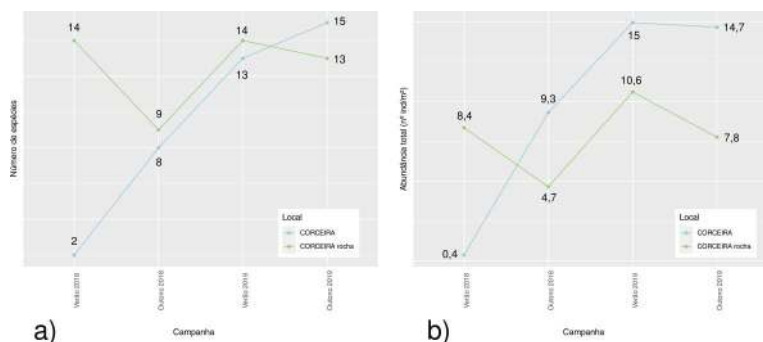


Figura 32: Variação da abundância total média — a) e do número de espécies — b) ao longo das campanhas de amostragem na ilha da Madeira, para as espécies em comum entre os dois locais seleccionados (ver texto).

O teste de Kruskal-Wallis mostrou que existem diferenças significativas entre a abundância total média das espécies em comum nos locais CORDECA+CORDECA recife ao longo das várias campanhas: $H(7) = 25,94$; $p=0,0005$ e os testes post-hoc revelaram que as diferenças ocorreram entre a primeira campanha (Verão de 2016) e todas as campanhas seguintes. Na Baixa das bicudas não foram encontradas diferenças significativas na abundância total média entre campanhas: $H(7) = 17,33$; $p=0,015$.

Para a ilha da Madeira, os testes de Kruskal-Wallis mostraram que não existem diferenças significativas na abundância total média no RA (CORCEIRA+CORCEIRA recife): $H(3) = 3,34$; $p=0,34$, nem no recife natural CORCEIRA rocha: $H(3) = 1,34$; $p=0,72$.





Discussão e conclusões

Caracterização qualitativa

O total de 73 espécies de peixes inventariadas neste programa de monitorização dos habitats subtidais das ilhas do Porto Santo e Madeira com recurso a técnicas não destrutivas representa um número de espécies de peixes consideravelmente superior ao já reportado por outros trabalhos efectuados no arquipélago usando estas metodologias. Por exemplo, Andrade et al. (1995) mencionam 31 espécies de peixes associadas aos habitats subtidais numa área da costa do Funchal; Delgado (1998) e Mello (2000) inventariaram 44 espécies de peixes na reserva Natural do Garajau; Ribeiro, Almeida et al. (2005) registaram 44 espécies de peixes associadas a diferentes tipos de substrato na pequena Baía do Cais do Carvão; Ribeiro (2008), inventariou um total de 61 taxa de peixes ao fim de 2 anos de amostragem, usando 3 técnicas de censos visuais em 3 áreas da costa Sul da ilha da Madeira; Almada, Abecasis et al. (2015), num trabalho de sobre a ictiofauna costeira das ilhas Selvagens, com amostragem desde o intertidal até à batimétrica dos 30m, com recurso a censos visuais e a métodos destrutivos (pesca) inventariaram um total de 88 espécies). Por sua vez, para a Ilha do Porto Santo, Araújo et al. (2005), usando recolhas e censos visuais, inventariaram 44 espécies de peixes costeiros; Almada, Vasco-Rodrigues et al. (2018), num estudo comparativo das comunidades de peixes das áreas marinhas protegidas do Porto Santo inventariaram 41 espécies e no primeiro relatório do programa de monitorização da CORDECA, Neves et al. (2018) reportaram 58 espécies de peixes.

Deste modo, o total de espécies de peixes inventariadas no presente estudo, foi consideravelmente superior ao reportado nos trabalhos referidos anteriormente e no que concerne à ilha do Porto Santo, para a qual são presentemente reportadas um total de 64 espécies, verifica-se um aumento de 10% relativamente à última inventariação (Neves et al. 2018) e um aumento de 45% em relação à primeira “check-list” da ictiofauna costeira da Ilha de Porto Santo (Araújo et al., 2005). No que se refere à ilha da Madeira, o número total de espécies (54) observadas no âmbito do presente programa de monitorização é elevado, sobretudo em comparação aos trabalhos supracitados.

Do total destas 73 espécies de peixes inventariadas, nove delas foram unicamente observadas na Madeira e 17 no Porto Santo. Não obstante, das espécies que foram exclusivamente observadas nos ha-

habitats subtidais da Madeira, duas delas foram já observadas e/ou reportadas para a ilha do Porto Santo: *Aulostomus strigosus* e *Kyphosus sectatrix* (Araújo et al. 2005; Almada, Vasco-Rodrigues et al. 2018). As 7 espécies que foram apenas observadas nos habitats subtidais da Madeira no âmbito do presente trabalho tratam-se, na sua maioria, de espécies bentónicas e/ou crípticas como é o caso das espécies *Antennatus nummifer*, *Heteropriacanthus fulgens* e *Hippocampus hippocampus*. São espécies que, pelos seus hábitos de vida, mais dificilmente são detectadas nos censos visuais e ao que se sabe até à data, não terão sido detectadas no Porto Santo. Incluídas também neste grupo estão duas espécies da família Gobiidae: *Gobius gasteveni* e *Lesueurigobius heterofasciatus*, que vivem em habitats detríticos, normalmente menos estudados e que só muito recentemente foram pela primeira vez inventariadas com métodos de censos visuais no Parque Natural Marinho do Cabo Girão (Ribeiro e Neves 2020). As outras duas espécies são peixes cartilagíneos, *Bathyosha lata* e *Mobula* sp., ambas passíveis de ocorrer na ilha do Porto Santo. De entre a lista de 17 espécies que foram apenas observadas nos habitats subtidais da ilha do Porto Santo, algumas delas já foram registadas usando esta metodologia neste tipo de habitats na Ilha da Madeira, nomeadamente: *Bothus podas*, *Epinephelus marginatus*, *Pagrus Pagrus*, *Parapristipoma octolineatum*, *Phycis phycis*, *Symphodus mediterraneus*, *S. trutta*; *Trachinus draco* (Andrade et al. 1995; Ribeiro, Almeida et al. 2005; Ribeiro 2008; Friedlander et al. 2017). De igual modo as espécies *Ariosoma balearicum* e *Scorpaena notata* já foram observadas em mergulho em substratos arenosos da ilha da Madeira (Ribeiro e Neves obs. pess.) bem como as espécies de raias *Aetomylaeus bovinus*, *Taeniurops grabatus* e *Torpedo marmorata* (Biscoito et al. 1994; Wirtz et al. 2008). O mesmo sucede para as duas espécies da família Gobiidae: *Vanneaugobius canariensis* e *Thorogobius ephippiatus* (Wirtz 1994; Wirtz 1998). Por seu turno, as espécies *Synodus saurus* e *Parablennius incognitus*, espécies crípticas que embora não tenham sido registadas para a Madeira no âmbito do presente trabalho, estão já referenciadas para esta ilha (Wirtz et al. 2008).

A distribuição das espécies por habitat evidencia uma elevada homogeneidade das comunidades, com 5 espécies comuns aos locais de areia e 15 aos locais de rocha e artificiais. Tratam-se de espécies que apresentam uma dominância espaço-temporal, que compõem o plafond de espécies comuns, sendo a sua ocorrência independente da natureza do recife (artificial ou natural) ou da ilha (Porto Santo ou Madeira) que formam uma comunidade estável e estruturam essas comunidades. Estes resultados estão em concordância com os resultados obtidos por Ribeiro (2008) num estudo das comunidades de peixes de recifes rochosos e artificiais na ilha da Madeira e evidenciam a homogeneidade das comunidades também em habitats subtidais de substrato arenosos.

De todas as espécies de peixes inventariadas no âmbito do presente programa de monitorização, 5 taxa foram unicamente observados nos habitats artificiais, sendo que deste pequeno grupo, 2 espécies foram



apenas observadas no recife CORDECA — *Parablennius incognitus* e *Scorpaena notata*, ainda que ambas em reduzido número (a primeira um único exemplar detectado uma vez e a segunda, dois espécimes observados em pelo menos duas campanhas de amostragem). A espécie *S. notata*, ainda que não esteja incluída na lista de peixes costeiros da Madeira (Wirtz et al. 2008), já tem sido observada em recifes naturais costeiros na ilha da Madeira (Ribeiro e Neves obs. pess.).

A espécie *Seriola dumerili* foi observada em ambos os recifes CORDECA e CORCEIRA, sendo que na primeira com uma frequência de ocorrência de 57% e sempre espécimes de grande porte. Por sua vez, a família Mugillidae foi exclusivamente observada nos enrocamentos, habitat onde as espécies desta família são frequentemente observadas em águas pouco profundas (Ribeiro 2008). Ainda que o mero (*E. marginatus*), não tenha sido observado apenas nos navios, a frequência de ocorrência desta espécie nestes habitats artificiais é muito superior à de qualquer outro. Importa também referir que a espécie não foi até à data detectada nos locais de amostragem considerados neste programa de monitorização na Madeira. Este resultado, está em concordância com outros trabalhos efectuados no arquipélago da Madeira que realçam a raridade e baixa abundância da espécie na ilha da Madeira, praticamente não sendo observada fora das áreas marinhas protegidas (Ribeiro 2008; Friedlander et al. 2017).

Decorrido um ano e meio após o afundamento da corveta Afonso Cerqueira, o número total (26 spp) e o n° médio de espécies de peixes observadas no recife é ainda inferior ao número total e médio de espécies de peixes observadas nos recifes naturais (Ilhéu do Gorgulho: 37 spp e CORCEIRA rocha: 32 spp), mas muito semelhante ao observado no outro recife artificial amostrado (Enrocamento Vidamar). Pode-se considerar que, tal como o que sucedeu no primeiro ano de afundamento da CORDECA (Neves et al. 2018), a comunidade ictiológica registada na CORCEIRA é em parte semelhante à observada nos recifes naturais rochosos circundantes, sugerindo que também este naufrágio está a ser capaz de recriar algumas das características existentes nos recifes naturais, albergando uma riqueza ictiológica (diversidade) que se equipara à observada nos habitats naturais. Obviamente, é expectável que a diversidade ictiológica na CORCEIRA aumente ao longo do tempo, tal como se observa na CORDECA, sobretudo à medida que ocorre a colonização do navio pela flora e fauna sésseis. Esta comunidade sésil estabelece-se, cresce e diversifica-se fornecendo uma base biológica para recrutamento, "nursery" (berçário) e potenciais presas para a ictiofauna. No que concerne à diversidade ictiológica associada à CORDECA três anos após o seu afundamento, verifica-se ter ocorrido uma continuidade na colonização e povoamento do navio por várias espécies de peixes (Figura 21), e ainda que o n° total de espécies observado no cômputo das campanhas na CORDECA (33 spp), seja inferior ao observado no enrocamento do porto do Porto Santo (38 spp) e na Baixa das bicudas (37 spp), é igual ou superior ao observado nos outros recifes naturais rochosos (Baixa do Cotrim, Engrade Grande e



Baixinha) e no Madeirense (29 spp). Ademais, a análise do número médio de espécies revela que o mesmo é já superior ao observado na maioria dos recifes rochosos naturais e muito semelhante ao dos outros dois locais de habitat artificial (navio Madeirense e enrocamento do porto do Porto Santo) e o índice de diversidade de Shannon é igualmente superior na CORDECA quando comparado com os demais recifes rochosos naturais. De uma forma geral, os dois navios afundados (CORDECA no Porto Santo e CORCEIRA na Madeira) já apresentam uma comunidade ictiológica diversa, quando comparada com os povoamentos ictiológicos característicos dos recifes rochosos e artificiais da Madeira, para os quais foram reportados valores de riqueza específica total entre 36–40 espécies e valores médios em torno de 17 espécies (Ribeiro 2008).

Importa salientar que a maioria das espécies de peixes observadas nestes naufrágios são espécies características dos habitats subtidais rochosos e algumas de habitats arenosos do arquipélago da Madeira (Ribeiro 2008; Almada, Abecasis et al. 2015; Friedlander et al. 2017).

Comparativamente com outros RA a nível mundial, a riqueza específica registada nestes dois naufrágios é superior à observada no Mediterrâneo por Bayle-Sempere et al. (1994) – 21 spp e por Consoli et al. (2015) — 13 spp, inferior à registada em Cabo Verde (60 spp) por Oliveira (2016) e nas Canárias por Herrera et al. (2002) – 53 spp, mas semelhante ao número registado no Algarve por Santos, Monteiro et al. (2005) (33 espécies).

Caracterização quantitativa

Índices de diversidade

Quando se fala em diversidade (ou biodiversidade) de um local, estamos normalmente a referir-nos ao número de espécies que ocorrem (ou foram observadas) nesse local. O número de espécies é a medida mais simples de diversidade. É uma medida intuitiva (Magurran 2004) e a mais fácil de calcular e utilizar. No entanto, o número de espécies (ou riqueza específica) é apenas um dos factores que contribuem para a diversidade de um local. O outro é a equabilidade, ou seja, o quão diferentes entre si são as abundâncias das várias espécies que compõem a(s) comunidade(s) nesse local (Smith et al. 1996). De um modo geral, se todas as espécies existentes num local tiverem a mesma abundância, a diversidade desse local será máxima. Se, por outro lado houver uma espécie dominante, a diversidade será mais baixa. Assim sendo, locais com valores de diversidade mais elevados não só têm muitas espécies, como a sua abundância se encontra distribuída de forma uniforme. Os resultados obtidos mostram valores mais elevados para todos os índices de diversidade calculados (Tabelas VI e VII) no enrocamento do porto do Porto Santo e na Madeira, para o ilhéu do Gorgulho. O facto do enrocamento ter uma diversidade maior do que o Ilhéu do Gorgulho apesar de ter um número de espécies ligeiramente menor, deve-se ao facto da



equabilidade neste último local ser ligeiramente mais baixa. Isto significa que a abundância das várias espécies presentes no Ilhéu do Gorgulho não é tão uniforme como no enrocamento. Estações com um número de espécies ligeiramente inferior, como a Baixa do Cotrim ou a Baixa das bicudas (respectivamente com 29 e 30 espécies observadas) têm valores de diversidade bastante menores. Tal deve-se à existência, nestes 2 locais, de espécies cuja abundância é bastante superior às demais — *C. limbata* na Baixa das bicudas e *S. lurida* na Baixa do Cotrim, o que diminui a equabilidade e consequentemente, a diversidade.

Diversidade taxonómica, filogenética e funcional

A análise dos diferentes aspectos da diversidade: taxonómico, funcional e filogenético medidos no presente estudo evidenciou padrões distintos nas duas ilhas para os vários locais amostrados. Os resultados mostram que para a ilha do Porto Santo a riqueza específica mais elevada registada no enrocamento do porto, reflecte-se também nos aspectos taxonómico, filogenético e funcional, apresentando valores mais elevados comparativamente aos restantes locais. Todavia, esse padrão, não se aplica a todos os locais, sendo disso exemplo a Baixa das bicudas, local onde foi registada elevada riqueza específica (a segunda mais elevada) mas que se traduziu nos valores mais baixos de diversidade taxonómica, filogenética e funcional. Por seu turno, o recife artificial CORDECA registou o segundo valor mais elevado nos aspectos taxonómico e funcional da diversidade, enquanto no aspecto filogenético quer o Controlo Areia quer a Baixa do Cotrim apresentaram valores superiores.

Para a Madeira, os locais com riqueza específica mais elevada foram igualmente os que expressaram valores máximos nos aspectos taxonómico, filogenético e funcional da diversidade — recife natural Ilhéu do Gorgulho, seguido do enrocamento do Vidamar e da CORCEIRA recife. Por seu turno, os locais de substrato arenoso além da baixa riqueza específica também ilustram menor contribuição nos aspectos taxonómico, filogenético e funcional.

Cada um destes aspectos da diversidade mede diferentes propriedades das comunidades, sendo que à escala global e também local existem estudos que revelaram a existência de padrões muito contrastantes, entre a diversidade funcional e a taxonómica (Stuart-Smith et al. 2013; Denis et al. 2019), sugerindo deste modo que a relação entre estas medidas de diversidade podem ser de vários tipos (Micheli et al. 2005).

Os nossos resultados mostram que na maioria dos locais estudados há um padrão semelhante entre os três aspectos da diversidade. Não obstante, tal padrão não se verificou nalguns locais, sobretudo no que respeita à diversidade filogenética, tal como evidenciado em estudos de comunidades de peixes nas ilhas Canárias (Bosch et al. 2017; Tuya, Asensio et al. 2019). De igual modo, estes resultados mostram que a riqueza específica não é suficiente para a caracterização da biodi-



versidade de um local e que os aspectos taxonómico, filogenético e funcional (usados aqui pela primeira vez neste contexto) devem ser aplicados juntamente às métricas tradicionais de biodiversidade, por forma a monitorizar alterações na organização funcional e resiliência das comunidades de peixes. Segundo Rincón-Díaz et al. (2018), o aspecto funcional da diversidade, quando analisado, permite tirar uma "fotografia" mais aprofundada da organização ecológica das comunidades.

No presente trabalho, os RA analisados apresentam de uma forma geral, uma elevada diversidade funcional (CORDECA — 1,34; CORCEIRA — 1,39 e Madeirense — 1,33), o que mostra que todos sustentam comunidades ecológicas complexas, equiparáveis aos recifes naturais.

Análise de associação

Até à data, este foi o primeiro trabalho efectuado no arquipélago da Madeira que abordou uma análise de associação e que apresenta um conjunto de espécies indicadoras para os vários habitats considerados.

A análise de associação (efectuada com os dados das abundâncias) revelou diferenças entre as duas ilhas no que respeita ao número de espécies indicadoras em cada um dos quatro habitats considerados. De um modo geral, o Porto Santo apresenta um maior número de espécies indicadoras do que a ilha da Madeira, sendo que a única excepção diz respeito ao habitat rochoso (em que a Madeira regista quatro espécies indicadoras e o Porto Santo apenas uma). Os valores do índice "IndVal" para as várias espécies indicadoras foram mais baixos no Porto Santo do que na Madeira. Estes resultados decorrem, por um lado, do maior número de espécies observadas nos locais de amostragem no Porto Santo, e por outro, da maior variação nos valores de abundância das várias espécies. Tanto um factor como o outro decorrem do maior número de campanhas de amostragem e do maior número de locais de amostragem nesta ilha. Esta análise complementa, em parte, a análise de ordenação, pois as espécies identificadas como indicadoras do habitat areia (enguia-de-jardim e sapinho — *S. marmoratus*) são as que mais contribuem para a separação deste habitat dos restantes.

No que concerne à preferência de habitats, as espécies identificadas como indicadoras do habitat areia são espécies bentónicas que vivem na estrita dependência do fundo ou enterradas no substrato, como é o caso da enguia-de-jardim. Para o habitat rochoso, na ilha do Porto Santo apenas foi identificada uma espécie como indicadora deste tipo de habitat — *M. augusti*, espécie carnívora e nocturna, que depende da existência de fendas e buracos nas rochas, onde normalmente permanece durante o dia. Para a Madeira a maioria das espécies indicadoras deste habitat são igualmente bentónicas, típicas de habitats rochosos complexos, que apresentam saliências, fendas, paredes e declives. Para o habitat "navios", as espécies indicadoras são sobretudo pelágicas e bentopelágicas, quer no Porto Santo, quer na Madeira.



Finalmente para o habitat "enrocamentos", apenas foram identificadas espécies indicadoras neste habitat para a ilha do Porto Santo, sendo sobretudo espécies bentopelágicas e pelágicas que formam cardumes.

Com base nos nossos resultados, as espécies indicadoras dos diferentes habitats devem ser foco de particular atenção nos programas de monitorização, porque além de estarem associadas a determinado tipo de habitat/substrato, desempenham funções ecológicas importantes e são susceptíveis às actividades humanas como a pesca (p. ex.: *M. fusca*, *E. marginatus* e *B. scrofa*).

Abundância

Os resultados obtidos no âmbito do programa de monitorização da CORDECA e da CORCEIRA, tal como evidenciado noutros estudos em naufrágios (Arena et al. 2007; Consoli et al. 2015) revelaram uma maior abundância de espécies com interesses pesqueiro nos três navios em comparação com os demais locais amostrados (Figuras 27 e 28). No navio Madeirense, foram observados grandes cardumes de bogas (Figura 33), espécie que sozinha contribui grandemente (em %) para a abundância total (Tabela XI). Na Baixa das bicudas e na Baixinha, a ocorrência de cardumes de castanheta-baia (*C. limbata*) representa a maior fracção das espécies com interesse pesqueiro, enquanto que no fundo arenoso junto ao RA CORDECA há uma maior repartição por um grupo de espécies (boga, pargo, seifia, charuteiros, enxarêu, salemas, salmonetes). Nos recifes amostrados na Madeira, o RA CORCEIRA apresentou sensivelmente mais do dobro da abundância das espécies com interesse pesqueiro, comparativamente aos restantes locais. Importa também realçar que a lista das 10 espécies mais abundantes representa, em cada um dos locais, mais de 90% da abundância total em quase todos os locais amostrados.

Em termos das espécies que são atractivas para a actividade de mergulho, a sua frequência de ocorrência (valores de ocorrência de badejo, mero, enxarêus e charuteiros) e abundância são muito superiores nos navios em ambas as ilhas. Estes resultados mostram, que os naufrágios são capazes de atrair e servir de habitat para muitas espécies de peixes, que são consideradas icónicas no mergulho, tal como reportado noutros naufrágios (Kirkbride-Smith et al. 2016; Oliveira 2016).

A análise das três espécies mais abundantes na CORDECA recife, evidenciou uma variação sazonal muito significativa para a boga e para o pargo, com valores muito superiores no Verão comparativamente ao Outono. Todavia, o mesmo não foi observado para o peixe-verde (3ª espécie mais abundante neste local de amostragem). Na realidade, a ocorrência de padrões sazonais na abundância e diversidade da ictiofauna é algo expectável, sobretudo ao nível das espécies pelágicas (como é o caso da boga) que facilmente se deslocam de acordo com as condições oceanográficas físicas e biológicas. Não obstante, e como até à data era permitida a captura de isco vivo nos recifes artificiais pelas embarcações de pesca do atum, estas variações podem também



Figura 33: Cardume de bogas (*Boops boops*) no RA CORDECA.



ser o reflexo do efeito dessas capturas. Uma vez que os recifes artificiais podem actuar como foco de atracção de peixes, eventos de pesca concentrados num curto intervalo de tempo podem conduzir a uma rápida depleção das espécies-alvo, com um grande impacto na estrutura da comunidade. Por este motivo, seria importante avaliar de forma integrada, a interdição da pesca de isco vivo em redor dos navios afundados e posteriormente continuar com a monitorização e acompanhar a evolução das comunidades.

Ordenação

A análise de ordenação mostra um padrão semelhante nas duas ilhas, que se reflecte na separação do habitat "areia" dos outros dois habitats (rocha e artificial), que apresentam alguma sobreposição entre eles. Esta sobreposição dos habitats rochoso e artificial é maior na ilha do Porto Santo do que na ilha da Madeira, o que pode ser explicado pela menor variância dos dados na Madeira, decorrente do menor esforço de amostragem nesta ilha quando comparado com o Porto Santo. A separação entre estes habitats (rocha e artificial) e o habitat arenoso deve-se fundamentalmente às diferenças verificadas na composição das suas comunidades, quer em termos de riqueza específica quer em termos de abundância.

Ainda que nalguns locais deste habitat possa haver alguma sobreposição de espécies (nomeadamente nos fundos arenosos associados aos RA CORCEIRA e CORDECA, com espécies como: *Gobius gasteveni* e *Seriola dumerili* na Madeira e *Dasyatis pastinaca* e *Pagellus acarne* no Porto Santo), o mais comum é que as espécies que vivem associadas aos fundos de areia sejam distintas das que ocorrem nos recifes rochosos naturais e artificiais. Vários estudos mostraram que os habitats arenosos subtidais são ambientes homogéneos, que suportam comunidades de peixes com menor riqueza específica e abundância do que os habitats vizinhos com maior complexidade estrutural, como são os recifes rochosos (Guidetti 2000; Guidetti e Bussotti 2000) ou artificiais (Tuya, Boyra et al. 2005; Tessier et al. 2014).

A sobreposição entre os habitats rochosos e os recifes artificiais prende-se com a semelhança das suas comunidades e é mais marcada no Porto Santo do que na Madeira, não só pelo facto de nesta primeira ilha as espécies em comum nos 2 habitats serem em número superior (18 e 15, respectivamente), mas também pela variância dos dados (que, como foi referido acima, é maior no Porto Santo do que na Madeira). A sobreposição observada nas Figuras 30 e 29 é também um reflexo de como os recifes artificiais estão a replicar (e até a superar) os recifes naturais em termos de espécies observadas.

Análise do efeito de atracção/produção do recife

De acordo com vários autores, a principal função dos RA's é o de aumentar a produtividade e a sustentabilidade da pesca costeira, através da criação de nova biomassa de peixe (Seaman 2000; Fabi,



Spagnolo et al. 2011; Roa-Ureta et al. 2019). Numa perspectiva de modelação pode-se considerar, que a criação de nova biomassa de peixe traduz-se numa mudança para um estado com maior capacidade de carga das comunidades (Roa-Ureta et al. 2019). Não obstante, esse aumento da capacidade de carga nas comunidades de peixes em resultado da implementação de um RA não tem sido demonstrado e, apenas alguns estudos têm focado essa questão (Bohnsack 1989; Polovina et al. 1989; Pickering et al. 1997; Arena et al. 2007), dada a dificuldade em destrinçar os factores que provocam esse aumento (alteração na distribuição — hipótese de atracção ou aumento da abundância total — hipótese da produção).

Os resultados obtidos no presente programa de monitorização, mostram que os recifes artificiais CORDECA e CORCEIRA implementados na ilha do Porto Santo e na ilha da Madeira em 2016 e 2018 respectivamente, estão a ser capazes de criar uma comunidade de peixes diversa e abundante. No caso da CORDECA, a comparação da sua riqueza específica com o recife natural mais próximo — a Baixa das bicudas, ao longo do tempo (2016–2019), mostra um aumento considerável, atingindo valores já superiores ao da Baixa das bicudas, mas sem que nesta última tenham sido registadas alterações na sua riqueza específica média. Os valores da abundância das espécies comuns a estes dois recifes evidenciam uma sazonalidade, com valores de abundância superiores no Verão em ambos os recifes, e praticamente sempre superiores na baixa das Bicudas (Figura 31a), mas sem alterações significativas na Baixa das bicudas entre campanhas. Estes resultados sugerem que o navio não está a roubar/atraindo espécies do recife natural mais próximo, sendo capaz de promover a reprodução e criação de nova biomassa, com várias espécies (*Sparisoma cretense*, *Chromis limbata*) a usarem os navios como local de reprodução (Figura 34).

Os nossos resultados também sugerem que a CORCEIRA está a ter um efeito semelhante à CORDECA, albergando já uma comunidade ictiológica diversa e abundante, mas dado o pouco tempo decorrido desde a sua implementação é necessário proceder à monitorização da mesma, de modo a obter mais dados para poder efectuar uma análise mais robusta.

Pelo facto dos navios, estarem implementados a uma profundidade superior à profundidade média dos recifes rochosos naturais, e também pela sua complexidade estrutural (com muitos compartimentos que funcionam de esconderijo), atraem algumas espécies de serranídeos, como é o caso dos badejos e meros. Estas duas espécies, classificadas pela IUCN com estatuto de conservação em perigo e vulnerável, foram registadas com maior frequência e em maior nº nos navios, especialmente na CORDECA e Madeirense. São espécies, que apresentam uma tendência de decréscimo populacional e no arquipélago da Madeira, a sua ocorrência e abundância nos recifes rochosos costeiros é baixa (Ribeiro 2008; Salz 2015; Friedlander et al. 2017). Estas espécies encontram nos navios um refúgio, alimento e eventualmente menor competição interespecífica do que em recifes



Figura 34: Juvenis de *S. cretense* no RA CORCEIRA.



naturais mais profundos onde têm sido reportadas (Harmelin et al. 1999; Sousa 2005). De acordo com alguns estudos (Mouillot et al. 2013), espécies raras, quer em abundância local e regional e com distribuições geográficas restritas (como é o caso do badejo que está confinado à região da Macaronésia), são a base ou suporte de funções únicas. Nalguns casos, as espécies raras podem ser críticas para a resiliência das comunidades dos recifes naturais (Bernhardt et al. 2013; Munguia-Vega et al. 2018), mas infelizmente são na sua maioria mais susceptíveis à extracção (Dulvy et al. 2003; Graham et al. 2011; Johnson et al. 2019), podendo resultar numa homogeneidade funcional das comunidades de peixes e na proliferação de espécies mais generalistas (Dulvy et al. 2003; Munday 2004; Clavel et al. 2011). A presença destas espécies nos navios afundados, pela estrutura das comunidades que albergam, realça a importância destes habitats na conservação destas espécies de peixes costeiros, reforçando ainda mais a necessidade de que constituam áreas onde seja proibida a actividade de pesca.



Bibliografia

- Almada, E., Vasco-Rodrigues, N., Freitas, M. e Maranhão, P. (2018). «Comparison of Ichthyofaunal Communities in Marine Protected Areas of Porto Santo (Madeira, Portugal)». Em: *Conference Abstract: IMMR'18. International Meeting on Marine Research*. Vol. 5. Peniche, Portugal: Frontiers in Marine Science. DOI: 10.3389/conf.FMARS.2018.06.00064.
- Almada, F., Abecasis, D., Villegas-Ríos, D., Henriques, S., Pais, M. P., Batista, M., Costa, B. H. e Martins, J., Tojeira, I., Rodrigues, N. V., Araújo, R., Souto, M., Alonso, H., Falcón, J. M., Henriques, F., Catry, P., Cabral, H., Biscoito, M. e Almada, V. C. (2015). «Ichthyofauna of the Selvagens Islands. Do Small Coastal Areas Show High Species Richness in the Northeastern Atlantic?» Em: *Marine Biology Research* 11.1, pp. 49–61. ISSN: 1745-1000, 1745-1019. DOI: 10.1080/17451000.2014.889306.
- Andrade, C. A. P. e Albuquerque, F. M. M. (1995). «Fish Assemblages Associated with Bottom Habitats on the South Coast of Madeira». Em: *Boletim do Museu Municipal do Funchal (História Natural)* Supl. 04-A, pp. 9–20. ISSN: 0870-3876.
- Araújo, R., Almeida, A. J. e Freitas, M. (2005). «The Impact of the Oil Spill of the Tanker “Aragon” on the Littoral Fish Fauna of Porto Santo (NE Atlantic Ocean) in 1991 and Ten Years Later». Em: *Bocagiana* 217, pp. 1–8. ISSN: 0523-7974.
- Arena, P. T., Jordan, L. K. B. e Spieler, R. E. (2007). «Fish Assemblages on Sunken Vessels and Natural Reefs in Southeast Florida, USA». Em: *Hydrobiologia* 580.1, pp. 157–171. ISSN: 0018-8158, 1573-5117. DOI: 10.1007/s10750-006-0456-x.
- Bayle-Sempere, J., Espla, A. A. e García-Charton, J. (1994). «Intra-Annual Variability of an Artificial Reef Fish Assemblage in the Marine Reserve of Tabarca (Alicante, Spain, SW Mediterranean)». Em: *Bulletin of Marine Science -Miami-* 55, pp. 824–835.
- Bernhardt, J. R. e Leslie, H. M. (2013). «Resilience to Climate Change in Coastal Marine Ecosystems». Em: *Annual Review of Marine Science* 5.1, pp. 371–392. ISSN: 1941-1405, 1941-0611. DOI: 10.1146/annurev-marine-121211-172411.
- Biscoito, M. e Wirtz, P. (1994). «Two New Records of Stingrays (Pisces: Dasyatidae) from the Archipelago of Madeira (NE Atlantic)». Em: *Bocagiana* 169, pp. 1–4.

- Bohnsack, J. A. (1989). «Are High Densities of Fishes at Artificial Reefs the Result of Habitat Limitation or Behavioral Preference?» Em: *Bulletin of Marine Science* 44.2, pp. 631–645.
- Bosch, N. E., Gonçalves, J. M. S., Erzini, K. e Tuya, F. (2017). «“How” and “What” Matters: Sampling Method Affects Biodiversity Estimates of Reef Fishes». Em: *Ecology and Evolution* 7.13, pp. 4891–4906. ISSN: 20457758. DOI: 10.1002/ece3.2979.
- Bray, J. R. e Curtis, J. T. (1957). «An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin». Em: *Ecological Monographs* 27.4, pp. 325–349. ISSN: 00129615. DOI: 10.2307/1942268.
- Brito, A., Pascual, P. J., Falcón, J. M., Sancho, A. e González, G. (2002). *Peces de las Islas Canarias: catálogo comentado e ilustrado*. La Laguna: Francisco Lemus.
- Brock, R. E. (1982). «A Critique of the Visual Census Method for Assessing Coral Reef Fish Populations». Em: *Bulletin of Marine Science* 32.1, pp. 269–276.
- Brock, V. E. (1954). «A Preliminary Report on a Method of Estimating Reef Fish Populations». Em: *Journal of Wildlife Management* 18, pp. 297–308.
- Carr, M. H. e Hixon, M. A. (1997). «Artificial Reefs: The Importance of Comparisons with Natural Reefs». Em: *Fisheries* 22.4, p. 7.
- Chamberlain, S., Szoecs, E., Foster, Z., Arendsee, Z., Boettiger, C., Ram, K., Bartomeus, I., Baumgartner, J., O'Donnell, J., Oksanen, J., Tzovaras, B. G., Marchand, P., Tran, V., Salmon, M., Li, G. e Grenié, M. (2020). *Taxize: Taxonomic Information from around the Web*.
- Clarke, K. R. (1993). «Non-Parametric Multivariate Analyses of Changes in Community Structure». Em: *Austral Ecology* 18.1, pp. 117–143. ISSN: 1442-9985, 1442-9993. DOI: 10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x.
- Clavel, J., Julliard, R. e Devictor, V. (2011). «Worldwide Decline of Specialist Species: Toward a Global Functional Homogenization?» Em: *Frontiers in Ecology and the Environment* 9.4, pp. 222–228. ISSN: 1540-9295, 1540-9309. DOI: 10.1890/080216.
- Consoli, P., Martino, A., Romeo, T., Sinopoli, M., Perzia, P., Canese, S., Vivona, P. e Andaloro, F. (2015). «The Effect of Shipwrecks on Associated Fish Assemblages in the Central Mediterranean Sea». Em: *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 95.1, pp. 17–24. ISSN: 0025-3154, 1469-7769. DOI: 10.1017/S0025315414000940.
- De Bello, F., Lavergne, S., Meynard, C. N., Lepš, J. e Thuiller, W. (2010). «The Partitioning of Diversity: Showing Theseus a Way out of the Labyrinth: Theseus and the Partitioning of Diversity». Em: *Journal of Vegetation Science* 21.5, pp. 992–1000. ISSN: 11009233. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2010.01195.x.
- De Caceres, M. e Legendre, P. (2009). *Associations between Species and Groups of Sites: Indices and Statistical Inference*. Ecology.
- Delgado, C. (1998). «Caracterização Faunística, Batimétrica e Geomorfológica Da Reserva Natural Do Garajau Parque Natural Da



- Madeira». Relatório de estágio de Licenciatura. Porto: Universidade do Porto. 116 pp.
- Denis, V., Chen, J.-W., Chen, Q., Hsieh, Y. E., Lin, Y. V., Wang, C.-W., Wang, H.-Y. e Sturaro, N. (2019). «Biogeography of Functional Trait Diversity in the Taiwanese Reef Fish Fauna». Em: *Ecology and Evolution* 9.1, pp. 522–532. ISSN: 20457758. DOI: 10.1002/ece3.4771.
- Dufrêne, M. e Legendre, P. (1997). «Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach». Em: *Ecological Monographs* 67.3, p. 22.
- Dulvy, N. K., Sadovy, Y. e Reynolds, J. D. (2003). «Extinction Vulnerability in Marine Populations». Em: *Fish and fisheries* 4.1, pp. 25–64.
- Fabi, G., Scarcella, G., Spagnolo, A., Bortone, S. A., Charbonnel, E., Goutayer, J. J., Haddad, N., Lök, A. e Trommelen, M. (2015). *Practical Guidelines for the Use of Artificial Reefs in the Mediterranean and the Black Sea*. 96. Rome: General Fisheries Commission for the Mediterranean, p. 84.
- Fabi, G., Spagnolo, A., Bellan-Santini, D., Charbonnel, E., Çiçek, B. A., García, J. J. G., Jensen, A. C., Kallianiotis, A. e Santos, M. N. dos (2011). «Overview on Artificial Reefs in Europe». Em: *Brazilian journal of oceanography* 59 (SPE1), pp. 155–166.
- Friedlander, A. M., Ballesteros, E., Clemente, S., Gonçalves, E. J., Estep, A., Rose, P. e Sala, E. (2017). «Contrasts in the Marine Ecosystem of Two Macaronesian Islands: A Comparison between the Remote Selvagens Reserve and Madeira Island». Em: *PLOS ONE* 12.11. Ed. por C. N. Bianchi, e0187935. ISSN: 1932-6203. DOI: 10.1371/journal.pone.0187935.
- Froese, R. e Pauly, D., eds. (2020). *FishBase. World Wide Web Electronic Publication*.
- Graham, N. A. J., Chabanet, P., Evans, R. D., Jennings, S., Letourneur, Y., Aaron MacNeil, M., McClanahan, T. R., Öhman, M. C., Polunin, N. V. C. e Wilson, S. K. (2011). «Extinction Vulnerability of Coral Reef Fishes: Reef Fish Extinction Vulnerability». Em: *Ecology Letters* 14.4, pp. 341–348. ISSN: 1461023X. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2011.01592.x.
- Guidetti, P. (2000). «Differences among Fish Assemblages Associated with Nearshore Posidonia Oceanica Seagrass Beds, Rocky–Algal Reefs and Unvegetated Sand Habitats in the Adriatic Sea». Em: *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50.4, pp. 515–529. ISSN: 02727714. DOI: 10.1006/ecss.1999.0584.
- Guidetti, P. e Bussotti, S. (2000). «Fish Fauna of a Mixed Meadow Composed by the Seagrasses Cymodocea Nodosa and Zostera Noltii in the Western Mediterranean». Em: *Oceanologica Acta* 23.7, pp. 759–770.
- Harmelin, J. G. e Harmelin, V. M. (1999). «A Review on Habitat, Diet and Growth of the Dousky Grouper Epinephelus Marginatus (Lowe, 1834)». Em: *Marine Life* 9.2, pp. 11–20.



- Herrera, R., Espino, F., Garrido, M. e Haroun, R. (2002). «Observations on Fish Colonization and Predation on Two Artificial Reefs in the Canary Islands». Em: *ICES Journal of Marine Science* 59, S69–S73. ISSN: 10543139. DOI: 10.1006/jmsc.2002.1291.
- Hill, M. O. (1973). «Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences». Em: *Ecology* 54.2, pp. 427–432. ISSN: 00129658. DOI: 10.2307/1934352.
- Johnson, L. E., MacGregor, K. A., Narvaez, C. A. e Suskiewicz, T. S. (2019). «Subtidal Rocky Shores of the North-West Atlantic Ocean: The Complex Ecology of a Simple Ecosystem». Em: *Interactions in the Marine Benthos*. Ed. por S. J. Hawkins, K. Bohn, L. B. Firth e G. A. Williams. 1ª ed. Cambridge University Press, pp. 90–127. ISBN: 978-1-108-23579-2 978-1-108-41608-5 978-1-108-40262-0. DOI: 10.1017/9781108235792.006.
- Jost, L. (2006). «Entropy and Diversity». Em: *Oikos* 113.2, pp. 363–375. ISSN: 00301299, 16000706. DOI: 10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x.
- Kirkbride-Smith, A. E., Wheeler, P. M. e Johnson, M. L. (2016). «Artificial Reefs and Marine Protected Areas: A Study in Willingness to Pay to Access Folkestone Marine Reserve, Barbados, West Indies». Em: *PeerJ* 4. ISSN: 2167-8359. DOI: 10.7717/peerj.2175.
- Laliberté, E., Legendre, P. e Shipley, B. (2014). *FD: Measuring Functional Diversity from Multiple Traits, and Other Tools for Functional Ecology*.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Malden, Ma: Blackwell Pub. 256 pp. ISBN: 0-632-05633-9.
- Mello, P. R. (2000). «Identificação e Quantificação Da Ictiofauna Da Baía Do Garajau – Madeira». Relatório de Estágio do 5º ano do Curso de Ciências do Meio Aquático. Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar. Universidade do Porto.
- Micheli, F. e Halpern, B. S. (2005). «Low Functional Redundancy in Coastal Marine Assemblages». Em: *Ecology Letters* 8.4, pp. 391–400. ISSN: 1461-023X, 1461-0248. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2005.00731.x.
- Mouillot, D., Bellwood, D. R., Baraloto, C., Chave, J., Galzin, R., Harmelin-Vivien, M., Kulbicki, M., Lavergne, S., Lavorel, S., Mouquet, N., Paine, C. E. T., Renaud, J. e Thuiller, W. (2013). «Rare Species Support Vulnerable Functions in High-Diversity Ecosystems». Em: *PLoS Biology* 11.5. Ed. por G. M. Mace, e1001569. ISSN: 1545-7885. DOI: 10.1371/journal.pbio.1001569.
- Munday, P. L. (2004). «Habitat Loss, Resource Specialization, and Extinction on Coral Reefs». Em: *Global Change Biology* 10.10, pp. 1642–1647. ISSN: 1354-1013, 1365-2486. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2004.00839.x.
- Munguia-Vega, A., Green, A. L., Suarez-Castillo, A. N., Espinosa-Romero, M. J., Aburto-Oropeza, O., Cisneros-Montemayor, A. M., Cruz-Piñón, G., Danemann, G., Giron-Nava, A., Gonzalez-Cuellar, O., Lasch, C., del Mar Mancha-Cisneros, M., Marinone, S. G., Moreno-Báez, M., Morzaria-Luna, H.-N., Reyes-Bonilla, H., Torre, J., Turk-Boyer, P., Walther, M. e Weaver, A. H. (2018). «Ecologi-



- cal Guidelines for Designing Networks of Marine Reserves in the Unique Biophysical Environment of the Gulf of California». Em: *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 28.4, pp. 749–776. ISSN: 0960-3166, 1573-5184. DOI: 10.1007/s11160-018-9529-y.
- Neves, P., Ribeiro, C. e Kaufmann, M. (2018). *Resultados Do Programa de Monitorização Da Biodiversidade Marinha Dos Habitats Naturais e Artificiais Subtidais Na Ilha Do Porto Santo. Relatório Científico CORDECA*. Funchal: CIIMAR-Madeira. 75 pp. ISBN: 978-989-20-8473-2.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E. e Wagner, H. (2019). *Vegan: Community Ecology Package*.
- Oliveira, M. (2016). «The Role of Artificial Reefs to Promote Biodiversity and Sustainability Ofg the Ecoturism in Cape Verde: Ecological, Biological and Managment Aspects». PhD Thesis. Universidade do Algarve.
- Perkol-Finkel, S., Shashar, N. e Benayahu, Y. (2006). «Can Artificial Reefs Mimic Natural Reef Communities? The Roles of Structural Features and Age». Em: *Marine Environmental Research* 61.2, pp. 121–135. ISSN: 01411136. DOI: 10.1016/j.marenvres.2005.08.001.
- Pickering, H. e Whitmarsh, D. (1997). «Artificial Reefs and Fisheries Exploitation: A Review of the 'Attraction versus Production' Debate, the Influence of Design and Its Significance for Policy». Em: *Fisheries Research* 31, pp. 39–59.
- Polovina, J. J. e Sakai, I. (1989). «Impacts of Artificial Reefs on Fishery Production in Shimamaki, Japan». Em: *Bulletin of marine science* 44.2, pp. 997–1003.
- R Core Team (2020). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria.
- Rao, C. (1982). «Diversity and Dissimilarity Coefficients: A Unified Approach». Em: *Theoretical Population Biology* 21.1, pp. 24–43. ISSN: 00405809. DOI: 10.1016/0040-5809(82)90004-1.
- Ribeiro, C., Almeida, A. J., Araújo, R., Biscoito, M. e Freitas, M. (2005). «Fish Assemblages of Cais Do Carvao Bay (Madeira Island) Determined by the Visual Census Technique». Em: *Journal of Fish Biology* 67.6, pp. 1568–1584. ISSN: 0022-1112, 1095-8649. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2005.00861.x.
- Ribeiro, C. (2008). «Comparison of Rocky Reef Fish Communities among Protected, Unprotected and Artificial Habitats in Madeira Island Costal Waters Using Underwater Visual Techniques». Tese de doutoramento. Lisboa: Universidade de Lisboa. Faculdade de Ciências. 171 pp.
- Ribeiro, C. e Neves, P. (2020). «Habitat Mapping of Cabo Girão Marine Park (Madeira Island): A Tool for Conservation and Management». Em: *Journal of Coastal Conservation* 24.2, p. 22. ISSN: 1400-0350, 1874-7841. DOI: 10.1007/s11852-019-00724-9.
- Rincón-Díaz, M. P., Pittman, S. J., Arismendi, I. e Heppell, S. S. (2018). «Functional Diversity Metrics Detect Spatio-Temporal Changes in



- the Fish Communities of a Caribbean Marine Protected Area». Em: *Ecosphere* 9.10, e02433. ISSN: 21508925. DOI: 10.1002/ecs2.2433.
- Roa-Ureta, R. H., Santos, M. N. e Leitão, F. (2019). «Modelling Long-Term Fisheries Data to Resolve the Attraction versus Production Dilemma of Artificial Reefs». Em: *Ecological Modelling* 407, p. 108727. ISSN: 03043800. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2019.108727.
- Salz, R. J. (2015). *Island Grouper (Mycteroperca Fusca) Status Review Report*. Status Review Report. National Marine Fisheries Service, Office of Protected Resources, p. 69.
- Santos, M. N., Oliveira, M. T. e Cúrdia, J. (2013). «A Comparison of the Fish Assemblages on Natural and Artificial Reefs off Sal Island (Cape Verde)». Em: *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 93.2, pp. 437-452. ISSN: 0025-3154, 1469-7769. DOI: 10.1017/S0025315412001051.
- Santos, M. N. dos, Monteiro, C. C. e Lasserre, G. (2005). «Observations and Trends on the Intra-Annual Variation of the Fish Assemblages on Two Artificial Reefs in Algarve Coastal Waters (Southern Portugal)». Em: *Scientia Marina* 69.3, pp. 415-426. ISSN: 1886-8134, 0214-8358. DOI: 10.3989/scimar.2005.69n3415.
- Seaman, W., ed. (2000). *Artificial Reef Evaluation: With Application to Natural Marine Habitats*. Marine Science Series. Boca Raton, Fla: CRC Press. 246 pp. ISBN: 978-0-8493-9061-6.
- Smith, B. e Wilson, J. B. (1996). «A Consumer's Guide to Evenness Indices». Em: *Oikos* 76.1, p. 70. ISSN: 00301299. DOI: 10.2307/3545749. JSTOR: 3545749.
- Sousa, I. I. (2005). «Aspectos Da Variabilidade Na Abundância de Juvenis de Mero (*Epinephelus Marginatus*) (Lowe, 1834) (Pisces, Serranidae) Na Costa Sul Da Ilha Terceira, Açores». Em:
- Stuart-Smith, R. D., Bates, A. E., Lefcheck, J. S., Duffy, J. E., Baker, S. C., Thomson, R. J., Stuart-Smith, J. F., Hill, N. A., Kininmonth, S. J., Airoidi, L., Becerro, M. A., Campbell, S. J., Dawson, T. P., Navarrete, S. A., Soler, G. A., Strain, E. M. A., Willis, T. J. e Edgar, G. J. (2013). «Integrating Abundance and Functional Traits Reveals New Global Hotspots of Fish Diversity». Em: *Nature* 501.7468, pp. 539-542. ISSN: 0028-0836, 1476-4687. DOI: 10.1038/nature12529.
- Tessier, A., Verdoit-Jarraya, M., Blouet, S., Dalias, N. e Lenfant, P. (2014). «A Case Study of Artificial Reefs as a Potential Tool for Maintaining Artisanal Fisheries in the French Mediterranean Sea». Em: *Aquatic Biology* 20.3, pp. 255-272. ISSN: 1864-7782, 1864-7790. DOI: 10.3354/ab00563.
- Thanner, S. E., McIntosh, T. L. e Blair, S. M. (2006). «Development of Benthic and Fish Assemblages on Artificial Reef Materials Compared to Adjacent Natural Reef Assemblages in Miami-Dade County, Florida». Em: *Bulletin of Marine Science* 78.1, p. 14.
- Tuya, F., Asensio, M., Bosch, N. E., García, A. e Navarro, A. (2019). «Partitioning Multiple Diversity Dimensions of Nearshore Fish Assemblages within a Coastal Seascape». Em: *Hydrobiologia*. ISSN: 0018-8158, 1573-5117. DOI: 10.1007/s10750-019-3911-1.



- Tuya, F., Boyra, A., Sanchez-Jerez, P. e Haroun, R. J. (2005). «Multi-variate Analysis of the Benthic-Demersal Ichthyofauna along Soft Bottoms of the Eastern Atlantic: Comparison between Unvegetated Substrates, Seagrass Meadows and Sandy Bottoms beneath Sea-Cage Fish Farms». Em: *Marine Biology* 147.5, pp. 1229–1237. ISSN: 0025-3162, 1432-1793. DOI: 10.1007/s00227-005-0018-1.
- Underwood, A. J. (1991). «Beyond BACI: Experimental Designs for Detecting Human Environmental Impacts on Temporal Variations in Natural Populations». Em: *Marine and Freshwater Research* 42.5, pp. 569–587.
- Ward, J. H. (1963). «Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function». Em: *Journal of the American Statistical Association* 58.301, pp. 236–244. ISSN: 0162-1459, 1537-274X. DOI: 10.1080/01621459.1963.10500845. eprint: <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/01621459.1963.10500845>.
- Whitehead, P. J., Bauchot, M., Hureau, J., Nielsen, J. e Tortonese, E., eds. (1984). *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. Paris: Unesco. 1473 pp. ISBN: 978-92-3-002215-0.
- Wirtz, P. (1994). *Unterwasserführer Madeira - Kanaren - Azoren: Fische*. Stuttgart: Nagelschmid. 160 pp. ISBN: 978-3-927913-29-5.
- (1998). «Twelve Invertebrate and Eight Fish Species New to the Marine Fauna of Madeira, and a Discussion of the Zoogeography of the Area». Em: *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 52.2, pp. 197–207. ISSN: 0174-3597, 1438-3888. DOI: 10.1007/BF02908748.
- Wirtz, P., Fricke, R. e Biscoito, M. J. (2008). «The Coastal Fishes of Madeira Island—New Records and an Annotated Check-List». Em: *Zootaxa* 1715, pp. 1–26.



