

The background of the entire page is an underwater photograph. In the upper half, a tall, slender metal tower with a ladder-like structure extends towards the top. To the right, a dark, cylindrical object, possibly a buoy or part of a vessel, is visible. The lower half of the image shows a complex, rusted metal framework, likely the remains of a shipwreck, with various beams and a circular structure. The water is a deep, clear blue.

Corveta General Pereira D'Eça

Programa de monitorização

2016 - 2017

Como citar este documento:

Neves P., Kaufmann M., Ribeiro C. (2018). Resultados do programa de monitorização da biodiversidade marinha dos habitats naturais e artificiais subtidais na Ilha do Porto Santo. Relatório científico CORDECA. 75pp.

Produção e Coordenação: Cláudia Ribeiro e Pedro Neves

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

FOTOGRAFIAS: © Pedro Neves, excepto figuras 14, 15 e 16 (© Manfred Kaufmann).

Concepção Gráfica: Pedro Neves

ISBN: 978-989-20-8473-2

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;

Aos Vigilantes da Natureza e agentes da Polícia Florestal (IFCN) pela amabilidade e disponibilidade e por todo o apoio logístico que nos prestaram no Porto Santo;

À tripulação do Búteo pela ajuda no transporte e na realização do trabalho prático, nomeadamente na caracterização do ambiente pelágico;

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;

À equipa do MBe Lab, nomeadamente à Andreia Braga-Henriques e ao Manuel Biscoito pela ajuda diária, pelo apoio perante as dificuldades e pela colaboração no tratamento e identificação das amostras recolhidas;

À equipa do MPhytoLab, nomeadamente à Ana Sousa pela ajuda nas amostragens e processamento das amostras de fitoplâncton;

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;

E finalmente aos alunos e estagiários que nos ajudaram a tratar as amostras: Thomas Lopes Vieira, Mafalda Naia, Clarisse Trindade, Catarina Silveira, Gara Lopez e Nerea Baena.

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



Sumário executivo

O ex-navio da Armada Portuguesa, a corveta General Pereira d'Eça (CORDECA), foi afundado na baía da Ilha do Porto Santo no dia 13 de Julho de 2016 para criar um recife artificial (RA) e teve como objectivos promover o desenvolvimento ecológico, científico e socioeconómico da região.

São vários os benefícios esperados com a implementação deste RA, desde logo pelo aumento da quantidade de substrato duro nos fundos costeiros da ilha do Porto Santo e pela integração do RA na rede de áreas marinhas protegidas da ilha.

De acordo com dados fornecidos pelas empresas que se dedicam ao desenvolvimento de actividades de mergulho recreativo, e apesar do curto intervalo de tempo decorrido desde o seu afundamento, a implementação da CORDECA tem promovido um incremento da actividade na ilha do Porto Santo.

Pela importância de que se reveste um projecto desta natureza, foi implementado um programa de monitorização destinado a caracterizar as comunidades biológicas em habitats subtidais da ilha do Porto Santo e a avaliar o impacto que o afundamento da CORDECA teve nestas comunidades.

Este programa, o primeiro do género na Madeira, foi também pioneiro em Portugal na medida em que se iniciou ainda antes da criação do RA e reuniu uma equipa multidisciplinar capaz de uma abordagem alargada ao vários grupos biológicos, desde o plâncton até aos peixes.

Desde logo não foram detectados impactos negativos derivados do afundamento da CORDECA nos locais abrangidos pelo presente estudo, em parte pela exaustiva limpeza e preparação de que foi alvo o navio antes do afundamento.

Pouco mais de um ano decorrido desde a criação do RA, existe já uma importante comunidade associada ao recife e ao ambiente circundante (arenoso). Foram inventariadas 17 taxa de macroalgas, 48 taxa de macroinvertebrados e 32 espécies de peixes, um valor semelhante ao observado nalguns dos recifes naturais estudados e superior ao registado noutros.

Este programa de monitorização foi realizado pelo CIIMAR-Madeira, Estação de Biologia Marinha do Funchal, Observatório Oceânico da Madeira e Universidade da Madeira, com o apoio do Instituto de Flo-

restas e Conservação da Natureza (IP-RAM).

Não obstante a evolução verificada ao nível da sucessão ecológica do RA, é necessário continuar a acompanhá-la, de forma a avaliar a trajetória de convergência com os habitats naturais e perceber como esta se irá prolongar no tempo. Adicionalmente, é importante compreender quais os factores ambientais e ecológicos responsáveis pela estrutura das comunidades biológicas locais.

Ainda que o RA esteja inserido numa área marinha protegida é importante avaliar a possibilidade de implementar medidas efectivas de protecção (tais como limitações à pesca e reforço da vigilância), que permitam que a biodiversidade existente no recife aumente e se alargue às áreas vizinhas.

Finalmente, é importante referir que o presente trabalho só foi possível pela conjugação de esforços por parte de todas as pessoas e entidades envolvidas, no que foi um excelente exemplo de cooperação pessoal e institucional.



Conteúdo

<i>Agradecimentos</i>	1
<i>Sumário executivo</i>	3
<i>Introdução</i>	7
<i>Metodologia</i>	11
<i>Resultados</i>	19
<i>Discussão</i>	45
<i>Recomendações</i>	53
<i>Bibliografia</i>	55
<i>Anexos</i>	61



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's 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 competentes¹ e finalmente, à sua concretização.

No caso do afundamento da corveta General Pereira d'Eça (CORDECA), 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 nº 55/2015, de 6 de Fevereiro).

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, sondou a comunidade científica regional acerca do interesse em usar o afundamento da CORDECA como caso de estudo.

Respondendo a essa abordagem, uma equipa científica liderada pelo CIIMAR-Madeira e composta por investigadores do Departamento de Ciência e Recursos Naturais do Município do Funchal, do Observatório Oceânico da Madeira e da Universidade da Madeira, elaboraram a proposta para um programa de monitorização do RA, que foi apresentada à Secretária Regional do Ambiente e dos Recursos Naturais a 24 de Junho de 2016.

Apesar da sucessão das comunidades em RA's ter sido alvo de vários estudos, o conhecimento sobre as interacções destes com os recifes naturais adjacentes é ainda escasso. Por este motivo, é importante avaliar a capacidade dos RA's em replicar as comunidades dos recifes naturais vizinhos (Perkol-Finkel *et al.*, 2006).

Assim, e considerando esta lacuna de conhecimento, este Programa

¹ No caso concreto a que se refere o presente relatório, o processo detalhado da criação do RA CORDECA encontra-se na secção Breve historial do processo de afundamento (pág. 8).

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 referência dos locais de estudo e que decorreu em Julho de 2016;
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, que se iniciou em Novembro de 2016 e que em Novembro de 2017 completou um ano.

Além da importância científica de que se reveste um programa de monitorização desta natureza, o projecto CORDECA tem um carácter pioneiro em Portugal, visto ser o primeiro projecto de monitorização de um recife artificial a englobar uma componente de estudo anterior à criação do recife, ainda que limitado 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 (GRM) 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’Eça². A 2 de Julho de 2014 deu-se o abate efectivo da CORDECA e a 28 de Outubro de 2014 foi anunciado³ que a mesma estaria destinada a servir de RA na Região Autónoma da Madeira.

A 8 de Janeiro de 2015, o GRM, 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 nº 55/2015).

Através da Resolução nº 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 o concurso e determinada a preparação de um novo (Resolução nº 568/2015). Este novo concurso foi aberto em Agosto de 2015, tendo sido ganho pela empresa Tecnovia Madeira, S.A.

² <https://www.publico.pt/2014/05/06/local/noticia/madeira-espera-pela-corveta-pereira-deca-para-criar-recife-artificial-1634828>, consultado a 08/09/2017.

³ <https://sol.sapo.pt/noticia/117489/corveta-da-marinha-ser%C3%A1-recife-artificial-na-madeira>, consultado a 08/09/2017.



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”.

A Tecnovia Madeira subcontratou a empresa Batistas — Reciclagem de Sucatas, S.A., para a descontaminação do navio, tendo este chegado ao estaleiro da empresa em Alhos Vedros a 22 de Janeiro de 2016. As operações de descontaminação decorreram 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”, chegando 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.

Entidades participantes

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.



Metodologia

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 1) com diferentes características, sobre os quais incidiram as amostragens. Adicionalmente, realizaram-se algumas amostragens oportunistas noutra recife artificial, criado em 2000 — Madeirense, que embora não tenha feito parte da série de locais original, permitiu a obtenção de informação complementar.

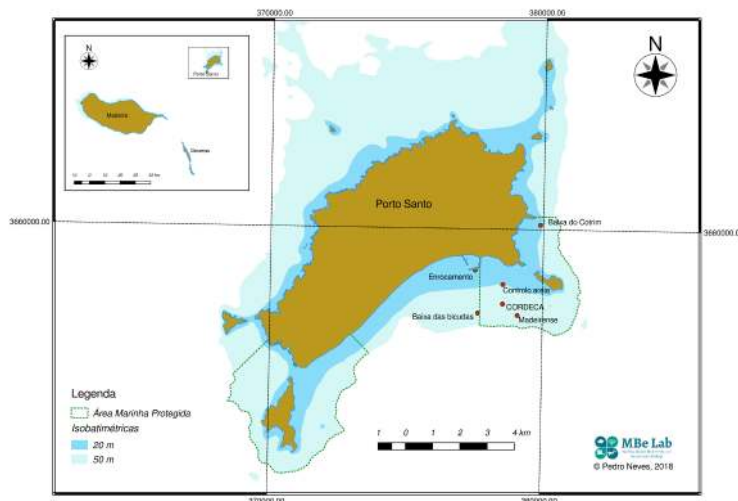


Figura 1: Localização das estações de amostragem. Sistema de coordenadas de referência: EPSG 5016.

Descrição das estações de amostragem

Conforme mencionado anteriormente, o presente programa de monitorização pretendeu comparar a composição das comunidades biológicas entre vários locais ao longo do tempo. Estes locais — estações de amostragem, foram seleccionados de modo a abarcar vários tipos de

habitat (arenoso, rochoso e artificial) — (tabela I).

Nº	Designação	Habitat	Profundidade de trabalho
1	Controlo areia	Areia	22 – 23 m
2	Baixa das bicudas	Rocha	22 – 36 m
3	Baixa do Cotrim	Rocha	14 – 20 m
4	CORDECA	Areia	30 m
5	CORDECA recife	Artificial	15– 30 m
6	Enrocamento	Artificial	5 – 10 m
7	Madeirense	Artificial	24 – 33 m

Procurou-se que as diferentes estações de amostragem representassem os habitats subtidais existentes no Porto Santo, incluindo diferentes graus de proximidade ao local da criação do recife artificial. De igual modo foi um critério de selecção a localização dos locais relativamente às condições meteorológicas predominantes, para que fossem minimizadas as probabilidades de não se poder efectuar a amostragem devido a condições meteorológicas adversas.

De acordo com essas características foram seleccionados os seguintes locais:

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 incrasata*). Localizado dentro da área marinha protegida (figura 2);
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 grossa, 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 solar. Localizado fora da área marinha protegida (figura 3);
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, em parte pela baixa profundidade. Dominado por briozoários, cracas, esponjas, e ouriços da espécie *D. africanum*. Inserido na área marinha protegida (figura 4);

Tabela I: Características das estações de amostragem.



Figura 2: Local 1 – “Controlo areia”.

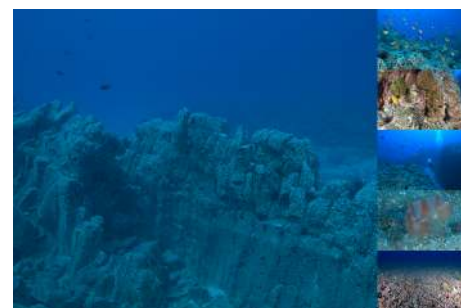


Figura 3: Local 2 – “Baixa das bicudas”.



Figura 4: Local 3 – “Baixa do Cotrim”.



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 marinha protegida (figura 5);
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 marinha protegida (figura 6);
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 5 – 6 m e por blocos de betão até à superfície. Fundo de areia fina aos 10 m. Localizado fora da área marinha protegida (figura 7);
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 foi amostrado de forma oportunista (apenas nas 2 últimas campanhas), para a quantificação da ictiofauna e para análises qualitativas das macroalgas e da macrofauna. Localizado dentro da área marinha protegida (figura 8).

A amostragem efectuada para o presente Programa de Monitorização compreendeu várias tarefas, que a seguir se descrevem:

1. Definição dos transectos;
2. Caracterização do ambiente pelágico;
3. Caracterização dos sedimentos móveis;
4. Amostragem da biodiversidade macrobentónica sésil;
5. Amostragem de biodiversidade ictiológica.

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.

Caracterização do ambiente pelágico

Para esta caracterização e dada a proximidade dos locais em estudo foram seleccionados 3 locais de amostragem: “Baixa do Cotrim”, “CORDECA” e “Baixa das bicudas”, nos quais foram executadas medições e



Figura 5: Local 4 – “CORDECA”.



Figura 6: Local 5 – “CORDECA recife”.



Figura 7: Local 6 – “Enrocamento”.



Figura 8: Local 7 – “Madeirense”.



recolhas conforme indicado na tabela II. Na primeira campanha, devido às condições meteorológicas adversas, não foi efectuada amostragem na Baixa do Cotrim e por razões logísticas não foi usada a sonda CTD.

Parâmetro	Verão 2016			Outono 2016			Verão 2017			Outono 2017		
	C	BC	BB	BC	C	BB	BC	C	BB	BC	C	BB
CTD, fluorescência + turbidez	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
macronutrientes	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Fitoplâncton, rede 55 µm	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Zooplâncton, rede 335 µm	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Tabela II: Locais de amostragem, parâmetros medidos e amostras recolhidas por campanha (BC: Baixa do Cotrim; C: CORDECA; BB: Baixa das bicudas).

Parâmetros físicos da água

Em cada local de mostragem foram efectuados perfis verticais entre a superfície e o fundo para medir os seguintes parâmetros: temperatura, salinidade, fluorescência e turbidez com recurso a uma sonda CTD (condutividade, temperatura, pressão). À sonda CTD foram também acoplados sensores de fluorescência, Cyclops™ (Turner Designs) e de turbidez, Seapoint Turbidity Meter — STM (Seapoint Sensors Inc.) que determinam a quantidade de partículas suspensas na água através da reflexão da luz emitida pelo sensor. Usou-se um guincho manual com cabo de aço inox e contador do cabo lançado para manusear a sonda Seabird SBE 19plus V2 SeaCAT Profiler. Este equipamento mede os parâmetros com uma frequência de 4 Hz e uma precisão de $\pm 0,005$ °C para a temperatura e $\pm 0,0005$ S/m para a condutividade. A salinidade é derivada das medições da condutividade e temperatura.

Os dados registados na sonda foram posteriormente descarregados para um PC e processados com ajuda de software próprio do fabricante seguindo o protocolo proposto por McTaggart *et al.* (2010).

Determinação da concentração de sais minerais dissolvidos

Em cada local de amostragem foi recolhida uma amostra de água a uma profundidade aproximada de 10–15 m com uma garrafa de Niskin, presa ao cabo de aço inox alado com guincho manual e contador. À profundidade desejada a garrafa fecha-se através de um peso mensageiro. Estas amostras de água foram recolhidas em simultâneo com o levantamento dos dados CTD, excepção feita para a 1ª campanha (Julho de 2016) em que as amostras foram recolhidas à superfície.

Em laboratório a concentração dos principais sais minerais dissolvidos (macronutrientes): fosfatos, silicatos, nitritos e nitratos foi determinada por reacção química com reagentes específicos para cada tipo de macronutriente e posterior leitura em espectrofotómetro seguindo a metodologia descrita em Grasshoff *et al.* (1999).



Determinação da diversidade e abundância da fauna e flora planc- tónicas

Em todas as campanhas e em cada local foram recolhidas amostras de fitoplâncton, usando uma rede Apstein com malha de 55 µm arrastada de forma oblíqua por uma embarcação durante cerca de 5 min. As amostras foram fixadas com solução de Lugol para posterior análise qualitativa da composição da comunidade de fitoplâncton em laboratório. Com recurso a um microscópio ótico invertido (Leica Microsystems, DMi8) foram analisadas as amostras para identificação e avaliação da abundância relativa das espécies de acordo com 4 categorias: ausente, raro (R), comum (C) e muito frequente (VF). Para auxiliar a identificação foram usadas chaves específicas e comparadas com literatura de referência (Kaufmann *et al.*, 2015).

Foram recolhidas amostras de zooplâncton com uma rede Apstein com malha de 335 µm arrastada de forma oblíqua por uma embarcação durante cerca de 5 min em cada local de amostragem. Para determinar o volume de água filtrada foi colocado na abertura da rede um fluxímetro digital (General Oceanics Inc.; modelo 2030R). As amostras foram fixadas com solução de formaldeído a 4% para posterior análise em laboratório.

Em laboratório, cada amostra foi dividida em duas subamostras com ajuda de um divisor de plâncton Folsom (Folsom Plankton Splitter). Com lupa binocular (Zeiss, Stemi DV4) foi feita a triagem da subamostra para identificação taxonómica e determinação da abundância dos grupos taxonómicos mais importantes/abundantes. A segunda subamostra foi usada para a determinação da biomassa (peso seco por volume de água filtrada). Esta subamostra foi passada por um filtro pré-pesado (Whatman GF/F, 47 mm diâmetro e poro nominal de 0,7 µm) o qual foi posteriormente seco numa estufa a 60 °C durante 12 horas e pesado numa balança analítica (Sartorius, RC 210D) para determinação do peso seco. O valor obtido foi posteriormente relacionado com o volume da água filtrada pela rede. Os procedimentos adoptados seguem o descrito em Harris (2006).

Caracterização dos sedimentos

Para efectuar a caracterização dos sedimentos em cada uma das estações de amostragem foram recolhidas duas amostras com recurso a um «corer» com um volume de cerca de 1l. Os sedimentos recolhidos foram colocados em sacos de plástico e uma vez em terra, uma das amostras foi subdividida em 2, sendo uma fracção colocada num tabuleiro e seca ao sol, para posterior análise granulométrica e a outra congelada para posterior determinação da matéria orgânica. A segunda amostra foi preservada com formol a 5% e usada para triagem e estudo da macrofauna.



Caracterização da comunidade de macroalgas

A caracterização da comunidade de macroalgas foi feita através da identificação dos taxa em quadrados de 50 x 50 cm (0,025 m²) que foram delimitados com uma armação de alumínio e fotografados com uma câmara digital colocada numa caixa estanque (35 foto-quadrados em cada local de amostragem). No laboratório, usando o Coral Point Count with Excel Extensions (Kohler & Gill, 2006) foram distribuídos de forma aleatória 100 pontos (estratificados em 5 linhas e 5 colunas com 4 pontos por célula = 100 pontos) sob os quais foram identificados os taxa. Este método de estimativa de abundância de organismos macrobentónicos é relativamente rápido de usar em mergulho, mas as estimativas obtidas subestimam frequentemente a abundância dos organismos, já que as espécies raras são normalmente excluídas (Murray *et al.*, 2006).

Adicionalmente, foram analisadas todas as imagens digitais recolhidas, de forma a registar espécies que não ocorreram dentro dos quadrados. Para as espécies cuja identificação é mais difícil, foram efectuadas recolhas de espécimes para herbário.

Caracterização da macrofauna sésil e móvel

A caracterização qualitativa e quantitativa da macrofauna foi efectuada com recurso a censos visuais, usando transectos em faixa (25 x 2 m) dirigidos sobretudo à macrofauna móvel e através da análise dos foto-quadrados, como referido anteriormente. Para complementar, foram também analisados todos os registos fotográficos e videográficos obtidos durante os mergulhos.

A conjugação destes 3 métodos permitiu obter dados quantitativos e qualitativos sobre a diversidade e abundância dos macroinvertebrados presentes nos vários locais.

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 transectos em banda com um comprimento de 25 m e uma largura de 2 m para cada lado da linha (Brock, 1954), 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, 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 foram efectuados 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.



Figura 9: Vários aspectos do trabalho de mergulho científico efectuado durante as campanhas do programa de monitorização.





Resultados

A primeira campanha deste programa iniciou-se com uma visita à Corveta General Pereira D'Eça na fase final dos preparativos pré-afundamento. A visita serviu para perceber como estavam a decorrer os trabalhos e para os investigadores se familiarizarem com a estrutura do futuro RA.

No seguimento desta visita, foi efectuado um mergulho para inspecionar o casco do navio, de modo a averiguar a existência de organismos fixos ao mesmo e avaliar a presença de espécies não-indígenas. Esta inspecção revelou que o casco da CORDECA estava tão limpo quanto possível e que as espécies que a ele se encontravam fixas não eram susceptíveis de colocar problemas de introdução de espécies não-indígenas.



Figura 10: A CORDECA antes do seu afundamento. Em baixo: detalhes do casco aquando da inspecção subaquática.

O programa de monitorização a que se refere o presente relatório consistiu em 4 campanhas, efectuadas ao longo de um período de 2 anos (tabela III), totalizando cerca de 30 dias. A primeira campanha teve como objectivo a caracterização da situação de referência e decorreu antes do afundamento do navio, enquanto as restantes 3 (monitorização) decorreram após o afundamento.

Esforço de amostragem

Durante o programa de monitorização a que se refere o presente relatório, foram efectuados quase 180 mergulhos (tabela IV) num total

Tabela III: Campanhas efectuadas no âmbito do programa de monitorização.

Campanha	Datas	Participantes
Verão 2016	04/07 a 10/07/2016	5
Outono 2016	31/10/2016 a 04/11/2016	5
Verão 2017	24/06/2017 a 02/07/2017	6
Outono 2017	04 a 11/11/2017	6

de 132 horas de trabalho subaquático, envolvendo 3 a 4 mergulhadores por campanha.

Embora a profundidade média dos mergulhos se situe nos 23 m, foram efectuadas imersões entre os 5 e os 34 m de profundidade, que rondaram, em média os 45 minutos de duração (tabela IV).

Ainda que a maioria dos mergulhos tenha sido efectuada no local do afundamento da CORDECA (figura 11), para amostragem quer do fundo de areia que circunda o navio, quer do navio propriamente dito, os restantes locais foram igualmente alvo de um considerável número de imersões. Houve ainda oportunidade para realizar alguns mergulhos noutras locais (p. ex. Pedra do Jota) com o objectivo de recolha de mais informação sobre os habitats subtidais da ilha do Porto Santo.

Do total das 4 campanhas efectuadas, a primeira (Verão de 2016) foi aquela durante a qual foram efectuadas menos imersões (31); menos de metade das efectuadas na campanha onde se registou o máximo de mergulhos (64, no Verão de 2017). Nas campanhas de Outono (2016 e 2017) efectuaram-se respectivamente 34 e 49 imersões.

A maioria dos mergulhos foi efectuada a profundidades entre os 20 e os 35 m o que é consistente com as profundidades dos locais CORDECA e CORDECA recife onde se realizou a maior parte dos mergulhos deste programa de monitorização (figura 11).

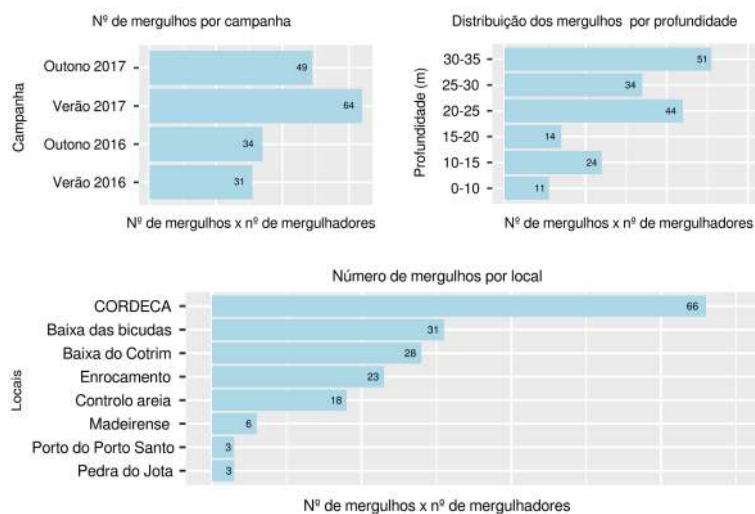


Tabela IV: Mergulhos efectuados.

Dados de mergulho	
*"Man-dives" (mergulhos x mergulhadores)	178
Tempo total de mergulho (horas)	132
Tempo médio/mergulho (hh:mm)	00:45:00
Intervalo de profundidades (m)	4,7 — 34
Profundidade média (m)	23,1

Figura 11: Distribuição dos mergulhos efectuados.

Durante as 4 campanhas foram recolhidas cerca de 6 000 fotografias e cerca de 8 horas de vídeo (tabela V), a partir dos quais se obteve parte importante dos dados tratados no presente relatório.

	Verão 2016	Outono 2016	Verão 2017	Outono 2017
Nº fotoquadrados	250	235	295	253
Área amostrada c/fotoquadrados (m ²)	72,75	58,75	73,75	63,25
Área amostrada (ictiofauna) (m ²)	3200	3500	3700	3800
Área amostrada (macroinvertebrados) (m ²)	1550	1750	1850	1900
Nº de fotografias	992	1023	2243	1707
Duração vídeos (hh:mm)	01:33:00	01:20:00	03:10:00	02:14:00

Tabela V: Dados digitais obtidos e áreas amostradas durante as campanhas.



Caracterização dos parâmetros físicos da água

Foram registados valores de temperatura entre 19,9 e 23 °C (figura 12), com máximos na campanha de Outono de 2016 e mínimos no Verão de 2017, a uma profundidade de cerca de 30 m. Na campanha de Outono de 2017 registaram-se valores em redor dos 21,3 °C.

De referir que nas campanhas de Outono (2016 e 2017) a temperatura praticamente não variou em profundidade, com valores muito semelhantes desde a superfície até aos pontos mais profundos. O mesmo não sucedeu na campanha de Verão de 2017, na qual se registaram valores mais elevados à superfície e um decréscimo em profundidade. Na CORDECA e na Baixa das bicudas o decréscimo foi mais acentuado, com diferenças próximas a 1,5 °C entre a superfície e o ponto mais profundo (± 30 m).

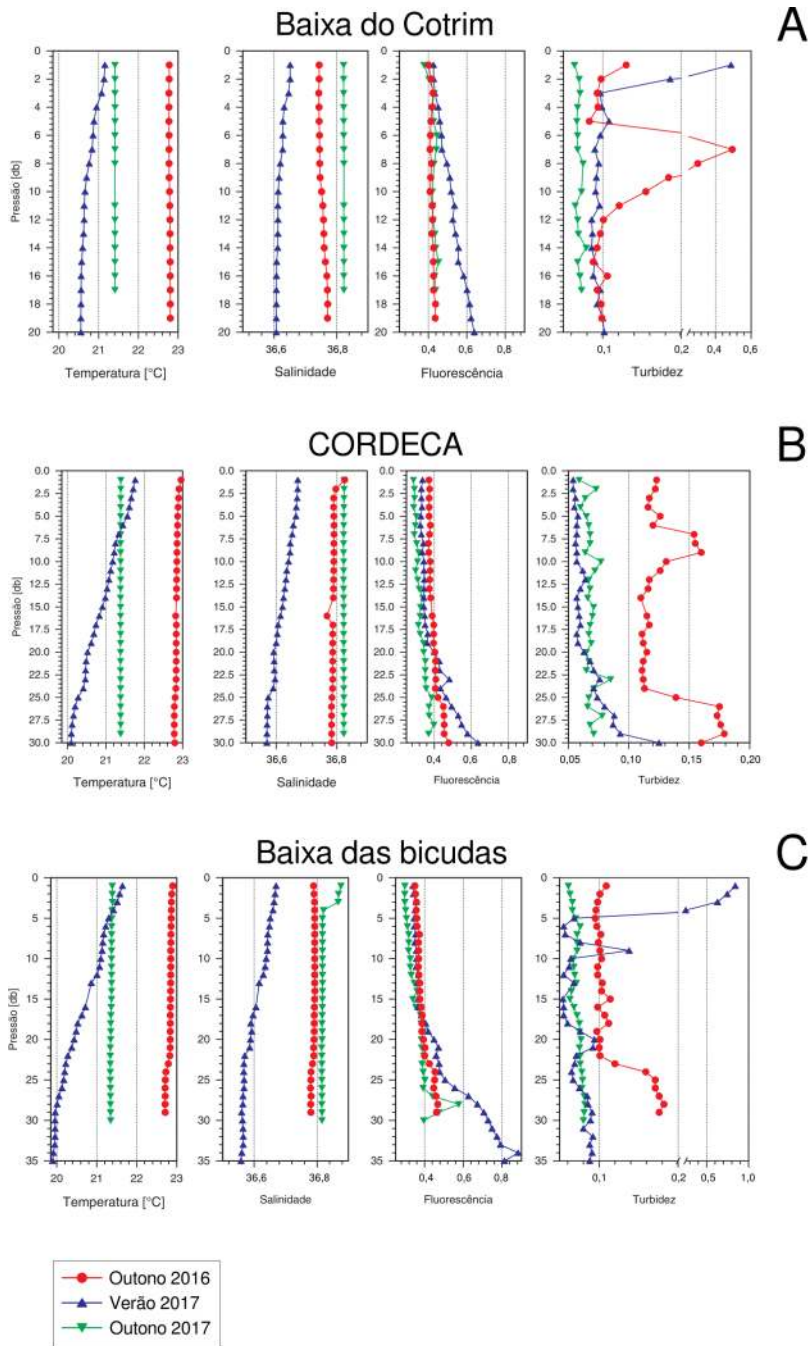
Na campanha de Verão de 2017 foi registada uma ligeira diferença entre a Baixa do Cotrim e os outros dois locais (CORDECA e Baixa das bicudas), sendo que no 1º local, a diferença de temperatura entre a superfície e o fundo rondou 0,5 °C, enquanto nos outros dois foi superior ($\pm 1,5$ °C).

As medições da salinidade revelaram valores entre 36,6 e 36,9 PSU (figura 12) com os máximos registados na campanha de Outono de 2017 e os mínimos no Verão do mesmo ano. Os perfis de salinidade foram muito semelhantes para os 3 locais nas duas campanhas realizadas no Outono (2016 e 2017). Na campanha do Verão de 2017, verificaram-se valores um pouco mais elevados à superfície do que nos pontos mais profundos. Tal como para a temperatura, também para a salinidade verificou-se menor variação no perfil efectuado na Baixa do Cotrim quando comparado com a CORDECA e a Baixa das bicudas.

Os resultados de fluorescência mostram valores entre 0,29 e 0,88 unidades relativas (figura 12), com mínimos registados à superfície em todas as campanhas e locais. Tal como para os parâmetros anteriores, nas campanhas de Outono (2016 e 2017) a variação dos valores de fluorescência em profundidade foi reduzida, enquanto que na campanha do Verão de 2017 registou-se um aumento com a profundidade. Os valores máximos foram observados nessa campanha na Baixa das bicudas aos 35 m de profundidade.

No que toca à turbidez da água, registaram-se valores entre 0,05 e 0,84 unidades relativas (figura 12). Este parâmetro apresenta uma variação reduzida no perfil em profundidade nas campanhas de Verão e Outono de 2017, excepto na Baixa do Cotrim e na Baixa das bicudas, que apresentaram valores elevados à superfície. Os valores de turbidez apresentaram maior variação na campanha de Outono de 2016; na Baixa do Cotrim foram registados os valores mais elevados aos 8 m de profundidade, na CORDECA aos 7-8 m e 27-29 m e na Baixa das bicudas entre os 25-29 m.





A Figura 12: Perfis de temperatura, salinidade, fluorescência e turbidez em cada um dos 3 locais (A: Baixa do Cortim; B: CORDECA; C: Baixa das bicudas) nas 3 campanhas.



Concentração de sais minerais dissolvidos

Registaram-se concentrações relativamente baixas dos macronutrientes em todos os locais e campanhas, excepção feita para os silicatos, que apresentaram valores mais elevados nalguns locais e campanhas. No caso dos nitratos, os níveis foram ligeiramente mais elevados no Outono de 2017 na CORDECA (figura 13). Para algumas amostras as concentrações de nutrientes estavam abaixo do limite de detecção:

- Baixa do Cotrim, Verão de 2017, nitratos;
- todos os locais, Outono de 2017, silicatos;
- CORDECA, Verão de 2016, silicatos e Verão de 2017, nitratos;
- Baixa das bicudas, Outono de 2016, fosfatos e Verão de 2017, nitratos.

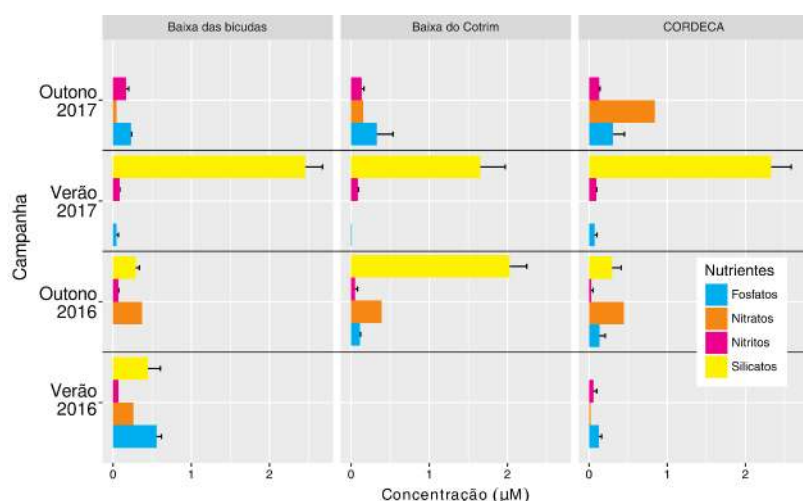


Figura 13: Concentrações dos macronutrientes nos três locais e nas 4 campanhas com indicação do respectivo desvio padrão.

Diversidade e abundância da fauna e flora planctónicas

Fitoplâncton

Um mínimo de 14 taxa foi registado na campanha de Outono de 2016 na CORDECA, enquanto o número máximo (58) foi registado na campanha de Outono de 2017 na Baixa das bicudas (tabelas VI e XIV). Nos 3 locais amostrados observou-se a maior diversidade de fitoplâncton na campanha do Outono de 2017, seguindo-se as campanhas do Verão de 2017 (Baixa das bicudas, Baixa do Cotrim) e de 2016 (CORDECA).

Em relação à classificação taxonómica, efectuada com base na observação das amostras recolhidas pela rede de plâncton, verifica-se uma predominância de espécies de dinoflagelados, sobretudo do género *Ceratium*. (tabela XIV; figuras 14 e 16).

A espécie *Pyrocystis pseudonociluca*, recolhida com a rede de zooplâncton devido às suas maiores dimensões, foi também observada



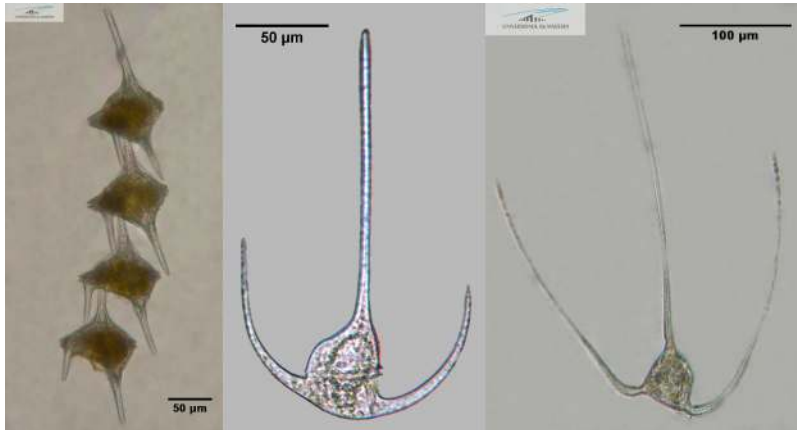


Figura 14: Algumas das espécies de dinoflagelados do género *Ceratium* observadas com maior abundância. Da esquerda para direita: *C. candelabrum*, *C. declinatum*, *C. macroceros*.

	Baixa do Cotrim		CORDECA				Baixa das bicudas				
	Out 2016	Ver 2017	Out 2017	Ver 2016	Out 2016	Ver 2017	Out 2017	Ver 2016	Out 2016	Ver 2017	Out 2017
N° taxa	16	39	46	39	14	29	53	34	17	37	58
Riqueza esp. (Margalef)	5,41	10,37	11,75	10,37	4,93	8,32	13,1	9,36	5,65	9,97	14,04
Diversidade (Shannon)	2,77	3,66	3,83	3,66	2,64	3,37	3,97	3,53	2,83	3,61	4,06

Tabela VI: Diversidade relativa do fitoplâncton nos 3 locais nas várias campanhas.

com abundâncias elevadas. Embora esteja integrado na análise do zooplâncton (figura 18), trata-se de um organismo fitoplanctónico. Outros grupos de fitoplâncton observados, incluíram algumas diatomáceas e cianobactérias filamentosas (figura 15).

Com os dados das abundâncias relativas do fitoplâncton foi efectuada uma análise das comunidades nos três locais, calculando uma matriz de similaridade com o índice de Jaccard (apropriado para dados de presença/ausência). Com esta matriz efectou-se uma análise hierárquica de cluster (figura 17).

A representação gráfica (figura 17) mostra maior semelhança entre os 3 locais por campanha. A comunidade fitoplânctonica resultante da campanha de Outono de 2016 apresenta um nível de semelhança muito baixo (<20%) com as restantes campanhas. Excepto na última campanha (Outono de 2017), as comunidades da Baixa das bicudas e CORDECA são mais semelhantes entre si (>60%), quando comparadas com a Baixa do Cotrim.

Zooplâncton

O valor mínimo de taxa (7) foi contabilizado na última campanha na Baixa das bicudas e o máximo (18 taxa) na campanha do Outono de 2016 na Baixa do Cotrim e CORDECA. O valor mais elevado de diversidade (índice de Shannon) foi registado na campanha de Verão de 2017 na Baixa do Cotrim e o menor na campanha de Outono do mesmo ano na Baixa das bicudas (VII).

Os valores máximos de abundância absoluta de zooplâncton foram

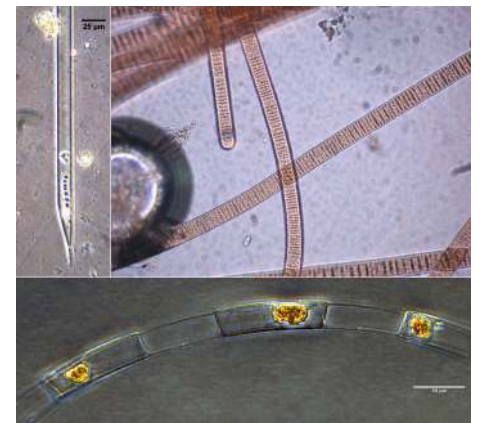


Figura 15: Outras espécies encontradas com alguma abundância: Em cima, da esq. para a dta.: Diatomácea: *Rhizosolenia* sp.; Cianobactéria: *Oscillatoria* sp. Em baixo: Diatomácea: *Hemiaulus hauckii*.



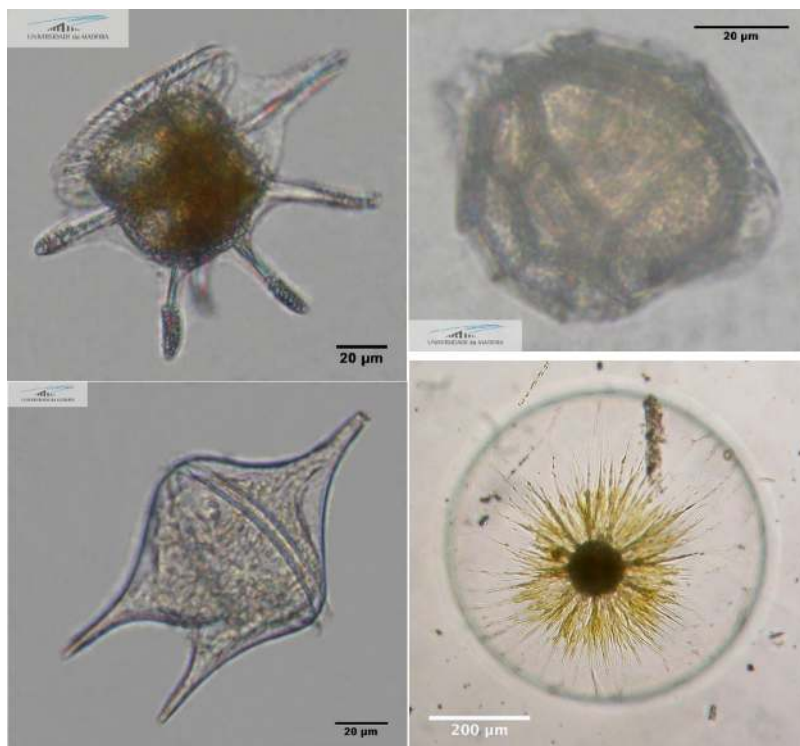


Figura 16: Outras espécies de dinoflagelados igualmente abundantes: Em cima, da esquerda para a direita: *Ceratocorys horrida*, *Goniodoma polyedricum*. Em baixo, da esquerda para a direita: *Protoperidinium* sp., *Pyrocystis pseudonoc-tiluca*.

	Baixa do Cotrim				CORDECA				Baixa das bicudas			
	Out. 2016	Ver. 2017	Out. 2017	Ver. 2016	Out. 2016	Ver. 2017	Out. 2017	Ver. 2016	Out. 2016	Ver. 2017	Out. 2017	
N° total taxa	18	14	11	14	18	10	9	14	14	14	7	
N° total (ind./m ³)	51,52	107,82	28,19	167,92	73,85	314,21	16,2	169,02	47,85	116,94	24,11	
Riqueza esp. (Margalef)	4,31	2,78	3	2,54	3,95	1,57	2,87	2,53	3,36	2,73	1,89	
Diversidade (Shannon)	1,37	1,77	1,49	1,56	1,58	1,61	1,08	1,21	1,68	1,42	0,59	

Tabela VII: Diversidade do zooplâncton baseada nas contagens em cada campanha e local.

registados na campanha do Verão de 2017 na CORDECA (300 indivíduos/m³) (tabela XV e figura 18). Este valor contrasta grandemente com o valor mínimo (cerca de 20 indivíduos/m³) observado na campanha de Outono de 2017 na CORDECA e também com os valores os mínimos registados nos outros dois locais. Valores elevados (>150 indivíduos/m³) observaram-se na campanha de Verão de 2016 na CORDECA e na Baixa das bicudas e, de forma geral, foram registadas abundâncias mais elevadas nas campanhas de Verão comparativamente às campanhas do Outono.

Com exceção da última campanha, o grupo mais abundante em todos os locais foram os Copepoda. Além dos copépodes, os Appendicularia também atingem valores de abundância relevantes, sobretudo na campanha de Verão de 2017 na CORDECA.

Para o zooplâncton os valores de biomassa mais elevados foram registados na campanha de Verão de 2017 em todos os locais, atingindo os 5,4 mg/m³ e 4,7 mg/m³ na Baixa do Cotrim e na Baixa das bicudas



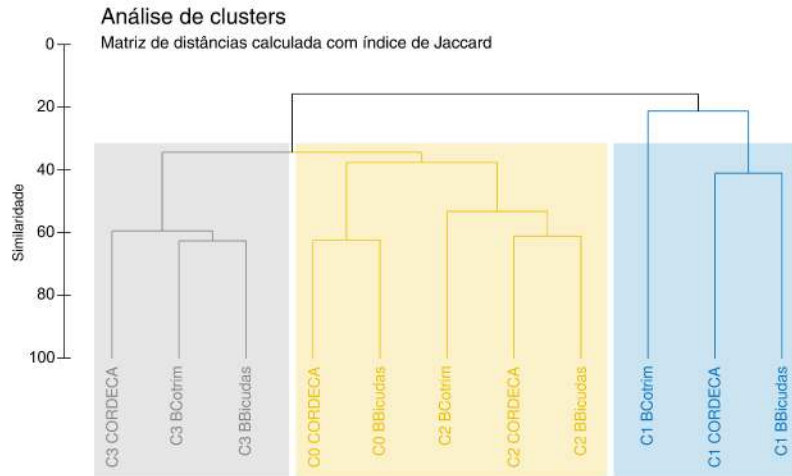


Figura 17: Representação da análise hierárquica de cluster das comunidades de fitoplâncton nos três locais e nas 4 campanhas realizadas. C0: Verão 2016, C1: Outono 2016, C2: Verão 2017, C3: Outono 2017.

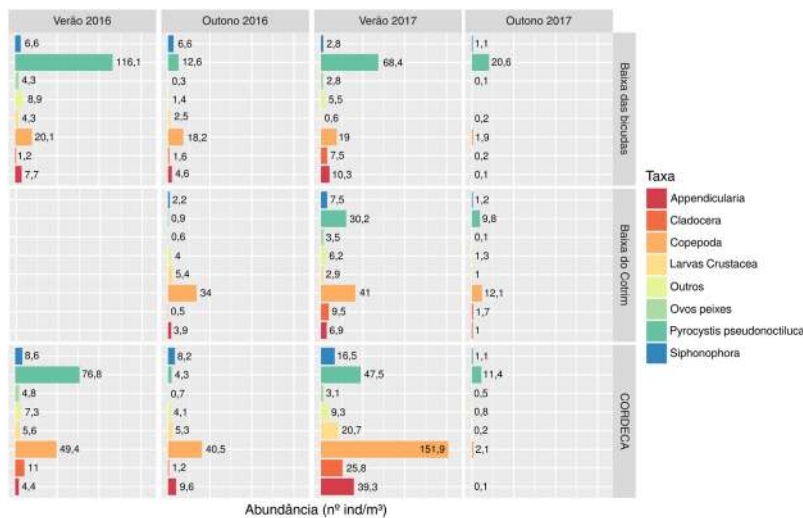


Figura 18: Abundâncias acumuladas dos diferentes taxa de zooplâncton nas 4 campanhas e 3 locais.

respectivamente e 22 mg/m³ na CORDECA. Nas restantes campanhas, os valores de biomassa obtidos foram muito inferiores e sempre menores que 2 mg/m³ (figura 19).

Tal como efectuado com as abundâncias de fitoplâncton, efectuou-se uma análise do zooplâncton com base nas abundâncias absolutas dos diferentes grupos ao longo das campanhas e locais. Foi calculada uma matriz de semelhanças com o índice de Bray-Curtis, que serviu para realizar uma análise hierárquica de cluster (figura 20). Com base no gráfico verifica-se uma semelhança ao nível dos ±80% e 65% entre as comunidades de zooplâncton dos 3 locais nas campanhas de Outono de 2016 e 2017 respectivamente. As comunidades do zooplâncton amostradas nas campanhas de Verão (2016 e 2017) assemelharam-se também ao nível dos 80% com excepção da CORDECA (campanha do Verão de 2016).

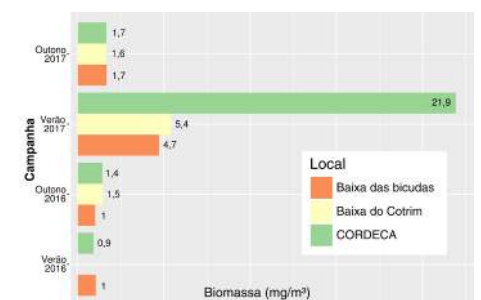


Figura 19: Biomassa total do zooplâncton nas diferentes campanhas e locais.



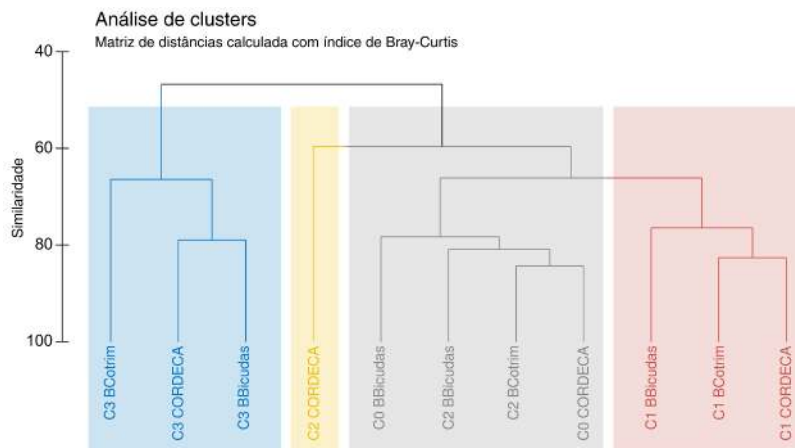


Figura 20: Representação da análise hierárquica de cluster das comunidades de zooplâncton nos três locais e nas 4 campanhas realizadas. C0: Verão 2016, C1: Outono 2016, C2: Verão 2017, C3: Outono 2017.

Caracterização dos sedimentos

Dado que o trabalho laboratorial das amostras de sedimento ainda se encontra em curso, não são ainda apresentados os resultados desta tarefa.

Caracterização qualitativa

Macroalgas

Durante as campanhas efectuadas no âmbito do programa de monitorização do RA, foram identificadas algumas das principais espécies de macroalgas presentes.

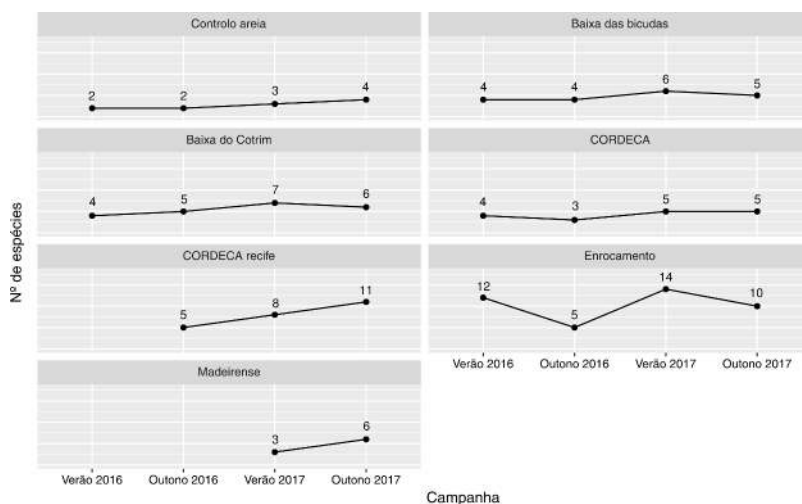


Figura 21: Variação do número de espécies de macro-algas observadas nos vários locais durante as campanhas (dados qualitativos obtidos através da análise de todas as imagens).

No entanto, e porque a identificação das espécies de algas tem de ser feita por especialistas e requer, na maior parte dos casos, a utilização de técnicas de microscopia, a tarefa de identificação/inventariação das espécies presentes nos locais de amostragem está ainda em curso.

Tal como expectável, os locais de substrato arenoso apresentam menor riqueza específica, embora a diferença não seja muito acentuada. Com efeito, a Baixa das bicudas, apresenta um número de espécies de



algas marginalmente superior ao local 4 (CORDECA). O maior número de algas foi identificado nos habitats artificiais (excepto Madeirense), embora com maiores oscilações ao longo das campanhas (figura 21).

Com os dados de incidência das algas calculou-se uma matriz de distâncias usando o índice de similaridade de Jaccard. Essa matriz serviu de base para elaborar um dendrograma com o método da variância mínima de Ward (figura 22).

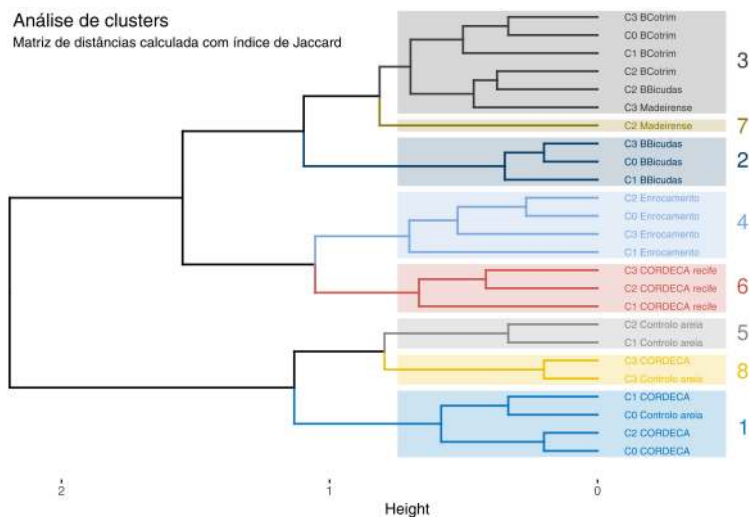


Figura 22: Análise de cluster para os dados de incidência (presença/ausência) de macroalgas nos vários locais e campanhas (dados qualitativos obtidos através da análise da totalidade das imagens). C0: Verão 2016, C1: Outono 2016, C2: Verão 2017, C3: Outono 2017.

A observação da figura 22, revela uma separação inicial entre os habitats de substrato arenoso e os restantes. A segunda separação dá-se entre os recifes naturais rochosos (clusters 2 e 3) e os recifes artificiais (clusters 4 e 6). Todavia, o RA Madeirense está incluído no grupo dos recifes naturais.

Ao nível dos habitats de substrato arenoso, verifica-se igualmente uma separação, com uma divisão entre os locais 1 e 4 (Controlo areia e CORDECA respectivamente). Todavia, a separação dá-se a um nível de similaridade elevado. Também entre os recifes naturais dá-se uma divisão em dois sub-grupos.

Macroinvertebrados

Uma vez identificadas todas as espécies de macroinvertebrados, pela junção dos dados obtidos nos censos visuais com os da observação detalhada das imagens digitais e vídeos, foi efectuada uma análise comparativa do número de espécies em cada local nas 4 campanhas (figura 23).

O número de espécies observado e identificado em cada um dos 7 locais amostrados nas 4 campanhas foi variável, sendo esta variação mais pronunciada nos locais de substrato rochoso (Baixa das bicudas e Baixa do Cotrim) e no navio (CORDECA recife). Nos locais de substrato arenoso (Controlo areia e CORDECA) e nos restantes habitats artificiais, a oscilação foi menor.

A maior riqueza específica de macroinvertebrados (nº de espécies



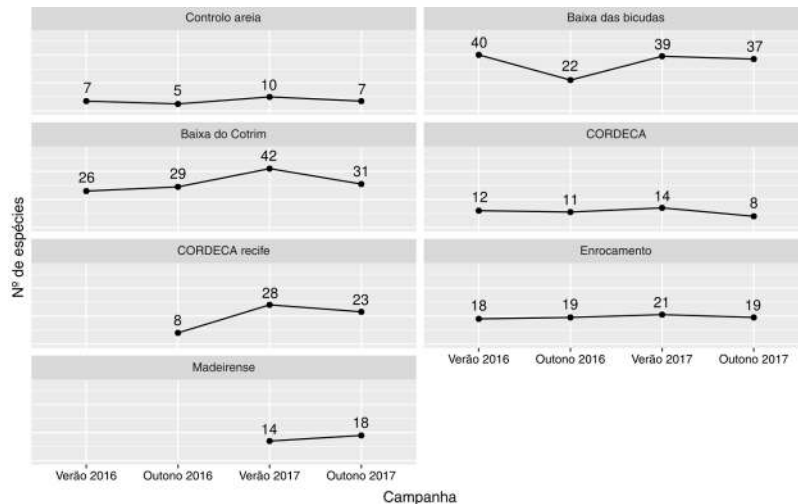


Figura 23: Evolução do número total de espécies de macroinvertebrados observadas nos vários locais nas campanhas (dados qualitativos).

identificadas) foi contabilizada na Baixa das bicudas, Baixa do Cotrim e CORDECA recife. De salientar que o RA criado pelo afundamento da corveta apresentou nas duas últimas campanhas um número de espécies já superior ao observado no habitat artificial do enrocamento do porto do Porto Santo.

Com os dados de incidência (presença/ausência) dos macroinvertebrados elaborou-se uma matriz de distâncias, usando o índice de similaridade de Jaccard (índice adequado para dados binários, como são os dados de incidência).

Com esta matriz e através do método da variância mínima de Ward, efectuou-se uma análise de cluster (figura 24) cujo gráfico permite obter uma ideia da similaridade biológica entre os vários locais/habitats nas diferentes campanhas.

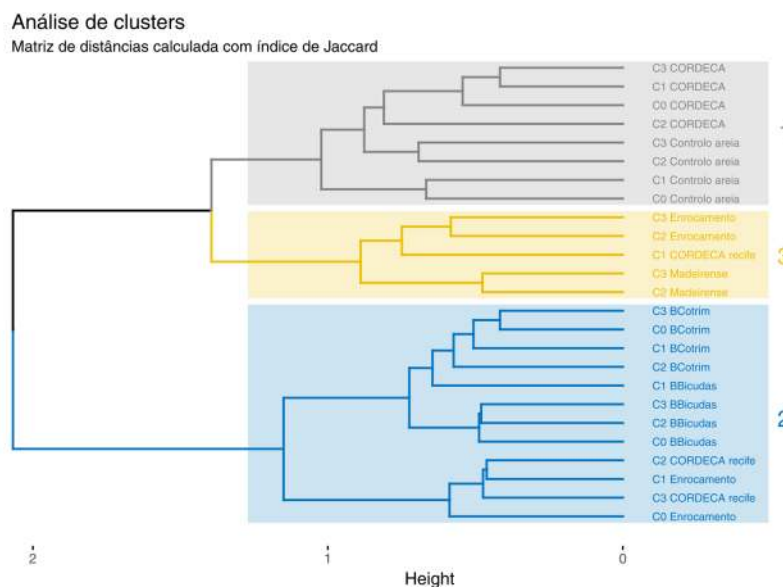


Figura 24: Análise de cluster para os dados de macroinvertebrados nos vários locais e campanhas (dados qualitativos). C0: Verão 2016, C1: Outono 2016, C2: Verão 2017, C3: Outono 2017.

A observação da figura 24, mostra uma separação inicial entre os clusters 2 (que inclui os habitats de substrato rochoso e recifes arti-



ficiais nalgumas das campanhas) e os clusters 1+3 (habitats de fundo arenoso e recifes artificiais). De igual modo, ocorre uma separação entre os clusters 1 e 3, que diferencia os recifes artificiais dos habitats de fundo arenoso. Verifica-se, no entanto, alguma sobreposição nalguns dos grupos (p. ex., o RA nas últimas duas campanhas e o enrocamento nas duas primeiras campanhas estão juntos com os recifes naturais de substrato rochoso).

Com base na organização das espécies por grupos taxonómicos (phyla), avaliou-se a sua distribuição por local ao longo das 4 campanhas (figuras 25 a 28).

Para a primeira campanha (Verão 2016 — figura 25) verifica-se que os habitats de substrato arenoso são dominados pelos anelídeos, mais precisamente poliquetas. Já os recifes rochosos apresentam uma dominância dos artrópodes (crustáceos) e equinodermes (como os ouriços ou as estrelas-do-mar) — no caso da Baixa das bicudas, ou de esponjas (Porifera) e moluscos, na Baixa do Cotrim. Os briozoários têm igualmente uma presença importante nestes dois locais.

No enrocamento do porto do Porto Santo (recife artificial) dominam os crustáceos (artrópodes) e os equinodermes.

Na 2ª campanha (Outono de 2016 — figura 26) a situação nos locais de substrato arenoso é semelhante à campanha anterior, com dominância dos anelídeos. Na Baixa das bicudas, o cenário também se mantém, dominando os equinodermes e artrópodes, ainda que nestes últimos o número de espécies tenha diminuído. Na Baixa do Cotrim, mantém-se o domínio das esponjas e dos moluscos, mas verifica-se um aumento acentuado dos cnidários. No que respeita à estrutura do navio afundado (CORDECA recife), a primeira amostragem revelou que os cnidários (sobretudo hidrozoários) são o grupo mais abundante, encontrando-se já representados os tunicados (Chordata), os poliquetas (anelídeos), os briozoários e os crustáceos. No enrocamento do porto do Porto Santo, manteve-se a dominância dos artrópodes (crustáceos) e equinodermes.

Na 3ª campanha (campanha 2, Verão de 2017), verifica-se que os recifes rochosos (Baixa das bicudas e Baixa do Cotrim) apresentam uma composição específica dominada pelos cnidários (figura 27). Na Baixa das bicudas seguem-se-lhes os moluscos e os equinodermes e na Baixa do Cotrim, os artrópodes, as esponjas, os moluscos e os equinodermes.

No Verão de 2017 verifica-se que o RA continua a apresentar uma dominância de cnidários, mas grupos como os briozoários e as esponjas apresentam também já uma presença marcada no que respeita ao número de espécies observadas. Os tunicados (Chordata), anelídeos e artrópodes mostraram igualmente um aumento no número de espécies. Os locais de substrato arenoso (CORDECA e Controlo areia) mantêm a dominância dos poliquetas (Anellida), ainda que se verifique a presença de espécies de outros phyla (moluscos, artrópodes e cordados).

No enrocamento do porto, os crustáceos e os equinodermes continuam a dominar, ainda que se tenha registado um aumento do número

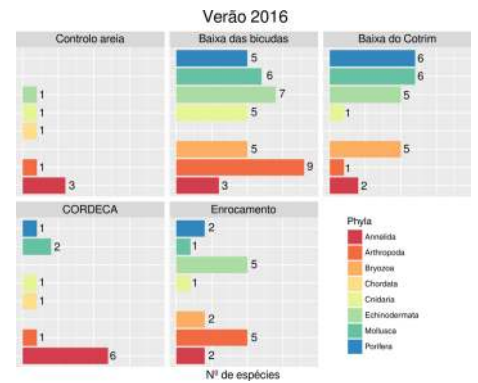


Figura 25: N° de espécies por filo em cada local na campanha 0 (Verão 2016).

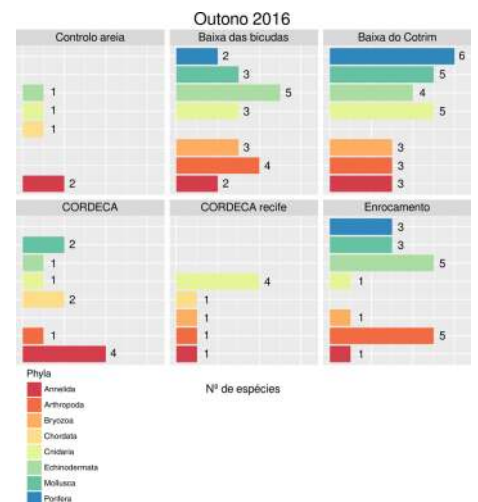


Figura 26: N° de espécies por filo em cada local na campanha 1 (Outono 2016).

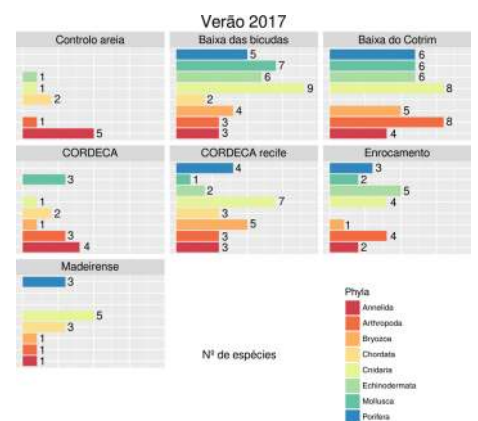


Figura 27: N° de espécies por filo em cada local na campanha 2 (Verão 2017).



de espécies do filo Cnidaria. No RA Madeirense, são os cnidários o grupo com maior número de espécies identificadas, seguido das esponjas e ascídias (Chordata). Não foram observadas neste local, espécies pertencentes aos filis Mollusca ou Echinodermata.

De uma forma geral, na última campanha realizada — Outono 2017 (figura 28), verifica-se uma ligeira diminuição do número de espécies observadas nos vários locais (igualmente visível na figura 23), com excepção do Madeirense. Nos recifes naturais, Baixa das bicudas e Baixa do Cotrim, passam a ser as esponjas (Porifera) o grupo com maior número de espécies, seguindo-se-lhes os equinodermes e os moluscos. Nos locais de substrato arenoso, mantém-se o domínio dos poliquetas (anelídeos).

Por seu turno, na estrutura do RA, verifica-se uma marcada redução no número de espécies do grupo dos cnidários (de 7 para 3) e passam a ser as esponjas e os Chordata (ascídias) a dominar em número de espécies. Verifica-se igualmente um aumento do número de espécies de moluscos e equinodermes.

No Madeirense, mantiveram-se como grupos dominantes os Cnidaria, Chordata e Porifera. Por fim e no que concerne ao outro RA amostrado, isto é, o enrocamento do porto de Porto Santo, mantém-se a dominância dos crustáceos (Arthropoda) e dos equinodermes.

Ictiofauna

Um total de 58 espécies de peixes diurnas não crípticas, representantes de 27 famílias, foram identificadas no total das 4 campanhas realizadas, usando metodologias não destrutivas (tabela XVIII). As famílias Sparidae (12 spp.), Labridae (6 spp.) e Carangidae (4 spp.) contribuem com a maior riqueza específica, representando 38% das espécies de peixes observadas no total dos habitats amostrados. Várias são as famílias representadas por 3 espécies, mas a maioria faz-se representar por uma única espécie.

Do total de espécies de peixes identificadas, 52 pertencem à superclasse dos Osteichthyes (vulgo peixes-ósseos) e seis pertencem à superclasse dos Chondrichthyes (vulgo peixes-cartilagineos).

Na área de estudo, 40 % (23 spp.) do total das espécies de peixes observadas foram registadas nas biocenoses de areia e 97% (56 spp.) nas biocenoses rochosas, sendo que apenas duas espécies foram exclusivamente detectadas nos fundos de areia: a enguia-de-jardim (*Heteroconger longissimus*) e o ratão (*Dasyatis pastinaca*).

Calculou-se a frequência de ocorrência das espécies de peixes observadas nos vários locais estudados (FO= nº de mergulhos no qual a espécie foi observada/nº total de mergulhos x 100), sendo as espécies classificadas de acordo com 4 categorias: $0 < FO < 25$, $25 < FO < 50$, $50 < FO < 75$ e $75 < FO < 100$.

Da lista total de ictiofauna identificada, apenas uma espécie foi ob-

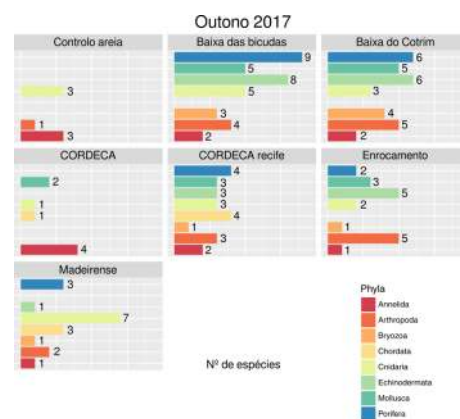


Figura 28: Nº de espécies por filo em cada local na campanha 3 (Outono 2017).



servada em todos os locais: a garoupa (*Serranus atricauda*). Esta espécie é muito frequente ($FO > 80\%$) nos habitats rochosos e nos habitats artificiais. Foi igualmente observada com alguma frequência ($25 < FO < 50$) nos locais de substrato arenoso, ainda que nestes, apenas tenham sido observados espécimes de pequeno tamanho, que conseguem encontrar abrigo nalguma “estrutura” que exista fixa ao sedimento móvel (p. ex., algas, hidrozoários).

De entre a ictiofauna identificada nos locais de substrato arenoso verificou-se que a espécie *Sphoeroides marmoratus* foi a única a ser avistada em todos os mergulhos ($FO = 100\%$).

Do total de espécies registadas ao fim dos 2 anos de amostragem, 11 são comuns a todos os habitats de substrato rochoso. Desse grupo fazem parte espécies muito frequentes ($75 < FO < 100$), características dos recifes rochosos subtidais do arquipélago da Madeira: as duas espécies de castanhetas (*Chromis limbata* e *Similparma lurida*), peixe-verde (*Thalassoma pavo*), porquinho (*Canthigaster capristatus*), garoupa (*S. atricauda*), bodião (*Sparisoma cretense*), rocaz (*Scorpaena maderensis*), peixe-lagarto (*Synodus synodus*), seifia (*Diplodus vulgaris*), salmonete (*Mullus surmuletus*) e ainda uma espécie pelágica — a boga (*Boops boops*). Algumas das primeiras espécies de peixes que colonizaram a CORDECA incluem-se neste grupo.

O número médio de espécies de peixes (figura 29) registadas nos 7 locais foi superior nos dois RA's mais antigos, nomeadamente Madeirense e enrocamento. Não obstante, na CORDECA recife, o número médio de espécies observadas foi já muito semelhante ao dos recifes rochosos (Baixa do Cotrim e Baixa das bicudas), com uma média de aproximadamente 15 espécies. Por seu turno, os dois locais de substrato arenoso, fundos que em regra contêm uma menor diversidade ictiológica, apresentaram um número médio de espécies semelhante entre si (cerca de 5 spp.), mas como expectável, muito inferior ao dos recifes rochosos e artificiais.

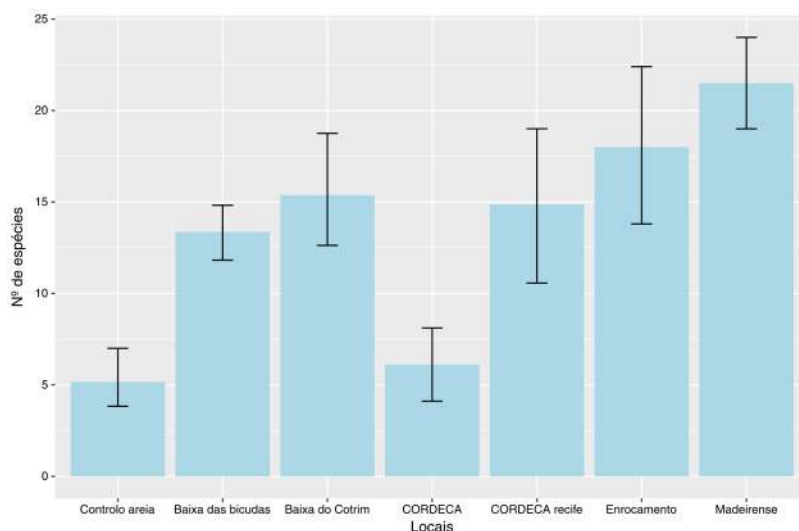


Figura 29: Nº médio de espécies de peixes por local nas várias campanhas. As barras de erro representam o intervalo de confiança de 95% da média.



Caracterização quantitativa

Macroalgas — Macrofauna

De modo a efectuar a caracterização quantitativa das comunidades de macroalgas e macroinvertebrados nos vários locais, foram analisados 805 foto-quadrados, correspondentes ao total das 4 campanhas.

O número de espécies registadas por foto-quadrado foi variável (figura 30) e em muitos destes (36%) foram identificadas apenas 1 ou 2 espécies. Foto-quadrados com 3, 4 ou 5 espécies foram igualmente frequentes (38%) e houve mesmo 43 foto-quadrados com 7 espécies (5% do total). Apenas em 3% dos foto-quadrados (24) não foram registadas quaisquer espécies.

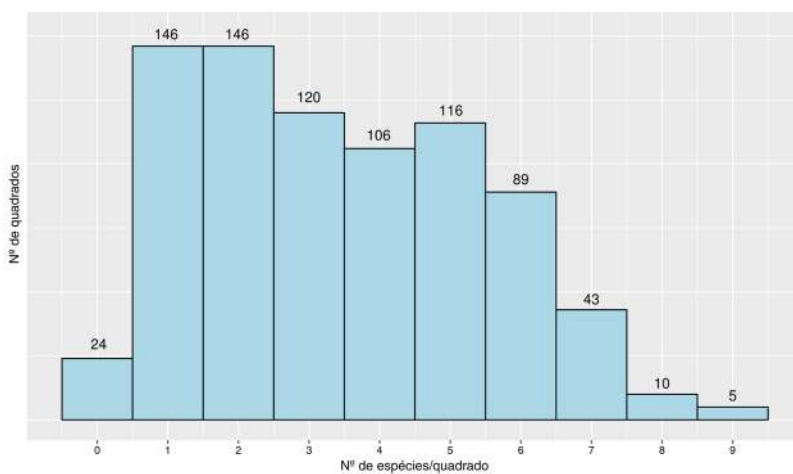


Figura 30: Distribuição de frequências do número de espécies por foto-quadrado.

A análise dos foto-quadrados revelou que a percentagem de cobertura dos vários organismos é variável entre os locais de amostragem e ao longo das campanhas efectuadas (figura 31). As algas são o grupo dominante em termos de percentagem de cobertura em todos os locais, excepção feita para a Baixa das bicudas. Neste local, de substrato rochoso, dominam os crustáceos cirrípedes (cracas) e os briozoários.

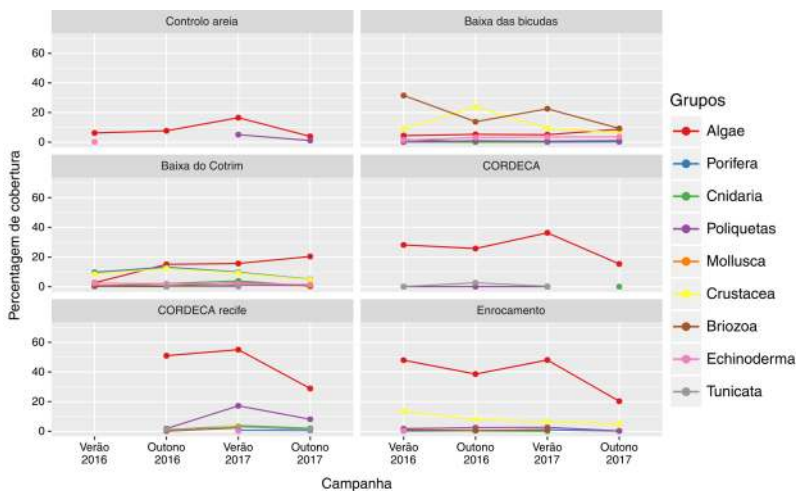


Figura 31: Variação da percentagem de cobertura dos vários grupos de organismos nos foto-quadrados.



A variação da percentagem de cobertura foi mais acentuada nas algas, parecendo ter maior expressão nas 3 últimas campanhas, com um acréscimo de cobertura no Verão e uma diminuição no Outono, resultado de uma nítida variação sazonal.

Com base nos dados de percentagem de cobertura dos vários organismos nos foto-quadrados, foi possível calcular uma matriz de distâncias entre os vários locais e campanhas com base no índice de similaridade de Bray-Curtis. Usando a referida matriz de distância efectuou-se a análise de clusters com o método da variância mínima de Ward, representada na figura 32.

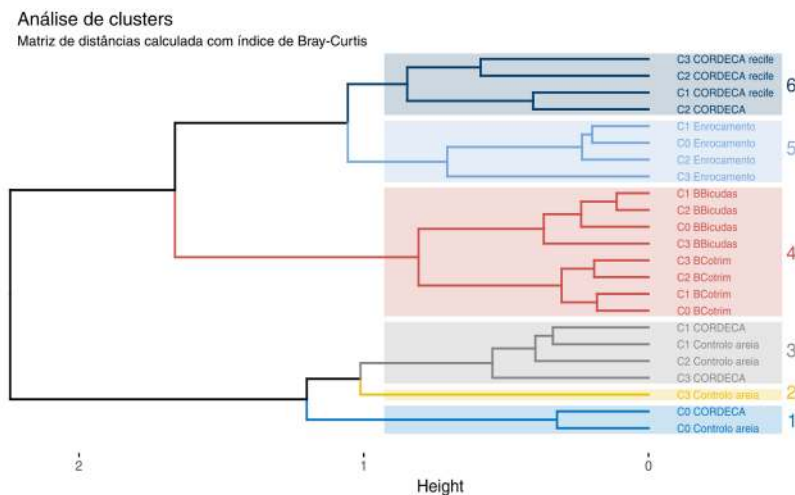


Figura 32: Análise de clusters para os vários locais e campanhas (dados de percentagem de cobertura nos foto-quadrados). C0: Verão 2016, C1: Outono 2016, C2: Verão 2017, C3: Outono 2017.

Esta análise agrupou os vários locais com base nas suas semelhanças ao nível da diversidade biológica. A figura 32, evidencia uma separação em dois grandes grupos que ocorre mais perto da base do dendrograma (lado esquerdo da figura). Esta separação, distingue os habitats de substrato arenoso (clusters 1, 2 e 3) dos restantes. Em seguida dá-se a separação entre os habitats de substrato rochoso (cluster 4) e os recifes artificiais (clusters 5 e 6). Posteriormente separam-se os os habitats de substrato arenoso (cluster 1 e 2+3) e finalmente os habitats artificiais Enrocamento do porto do Porto Santo (cluster 5) e o recife artificial CORDECA (cluster 6).

Com os dados de abundância obtidos com os censos visuais dirigidos aos macroinvertebrados móveis ou “indivíduos” sésseis, e recorrendo ao índice de similaridade de Bray-Curtis, elaborou-se a matriz de distâncias para os vários locais nas diferentes campanhas. Com base nessa matriz, efectuou-se uma análise de clusters (método da variância mínima de Ward), cujo resultado se apresenta na figura 33).

Neste caso, a primeira separação dá-se entre os recifes naturais de substrato rochoso (cluster 2) e os restantes locais. Em seguida, separam-se alguns recifes artificiais (sobretudo o enrocamento do porto do Porto Santo e o CORDECA recife) — cluster 3 e os locais de fundo arenoso (cluster 2), embora neste grupo estejam englobados igualmente alguns recifes artificiais (Madeirense, CORDECA recife na campanha do Ou-



tono de 2016 e o enrocamento na campanha do Verão de 2017).

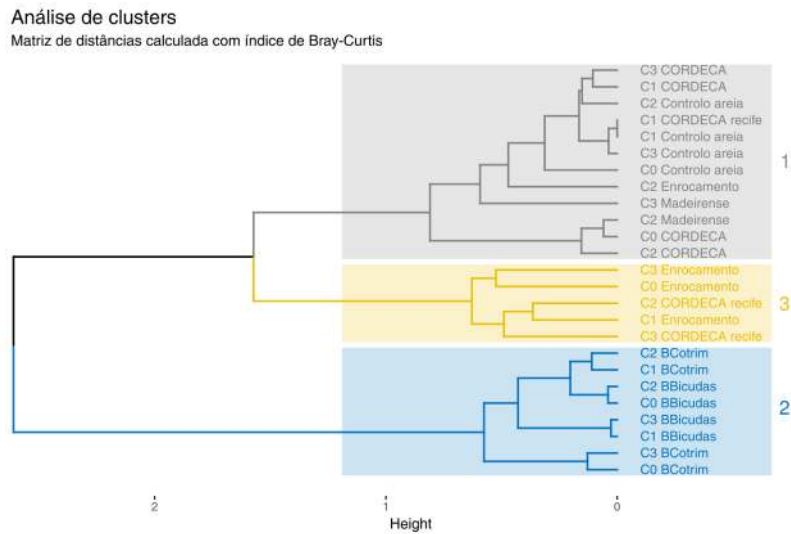


Figura 33: Análise de cluster aos dados obtidos com censos visuais de macroinvertebrados (dados quantitativos). C0: Verão 2016, C1: Outono 2016, C2: Verão 2017, C3: Outono 2017.

Na tabela VIII estão listadas, por local, as 5 espécies de macroinvertebrados mais abundantes e os respectivos valores de densidade (número de indivíduos/m²).

No local 1, “Controlo Areia”, os valores de abundância foram todos inferiores a 0,005 indivíduos/m², exceção feita para a estrela-do-mar *Astropecten aranciacus*, espécie que apresenta maior densidade (0,007 indivíduos/m²). Desta lista figuram ainda 3 espécies de poliquetas e o crustáceo decápode *Cryptosoma cristatum*.

Na Baixa das bicudas, a comunidade de macroinvertebrados móveis é dominada pelo ouriço-de-espinhos-compridos, *D. africanum*, espécie que registou a maior densidade em todas as campanhas. Em densidades muito menores, seguem-se-lhe o verme-de-fogo (*Hermodice carunculata*), o pepino-do-mar (*Holothuria sanctori*), o caranguejo-aranha *Stenorhynchus lanceolatus* e a estrela-do-mar *Marthasterias glacialis*.

Na Baixa do Cotrim (local 3), a situação é em parte semelhante à Baixa das bicudas, sendo a comunidade de macroinvertebrados móveis também dominada pelo ouriço-de-espinhos-compridos. Integram ainda a lista das 5 espécies mais abundantes, o molusco gastrópode *Stramonita haemastoma*, o poliqueta *H. carunculata* e os equinodermes *H. sanctori* e *Coscinasterias tenuispina*.

Na zona de areia adjacente ao local do afundamento da corveta General Pereira D’Eça (local 4) são os poliquetas os macroinvertebrados com valores de densidade mais elevados. Com efeito, o verme-de-fogo *H. carunculata* foi sempre a espécie mais abundante em todas as campanhas, ao que lhe seguiu uma espécie do género *Sabellaria* e *Myxicola infundibulum*.

No RA (local 5), os invertebrados com densidades mais elevadas são os ouriços *Arbacia lixula* e *D. africanum* e o caranguejo-aranha *Stenorhynchus lanceolatus*. Seguem-se-lhes o poliqueta *H. carunculata* e a



Local	Espécie	Abundância (nº ind/m ²)
Controlo areia	<i>Astropecten aranciatus</i>	0,007
	<i>Myxicola infundibulum</i>	0,0043
	<i>Sabellaria</i> sp.	0,0035
	<i>Cryptosoma cristatum</i>	0,0026
	<i>Hermodice carunculata</i>	0,0026
Baixa das bicudas	<i>Diadema africanum</i>	3,0608
	<i>Hermodice carunculata</i>	0,045
	<i>Holothuria sanctori</i>	0,0258
	<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	0,015
	<i>Marthasterias glacialis</i>	0,0133
Baixa do Cotrim	<i>Diadema africanum</i>	1,649
	<i>Stramonita haemastoma</i>	0,1262
	<i>Hermodice carunculata</i>	0,0234
	<i>Holothuria sanctori</i>	0,0166
	<i>Coscinasterias tenuispina</i>	0,0117
CORDECA	<i>Hermodice carunculata</i>	0,0723
	<i>Sabellaria</i> sp.	0,0077
	<i>Myxicola infundibulum</i>	0,0054
	Paguroidea	0,0015
	<i>Pyrosoma</i> sp.	0,0015
CORDECA recife	<i>Arbacia lixula</i>	0,0671
	<i>Diadema africanum</i>	0,0235
	<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	0,0224
	<i>Hermodice carunculata</i>	0,0118
	<i>Alicia mirabilis</i>	0,0071
Enrocamento	<i>Arbacia lixula</i>	0,1611
	<i>Calcinus tubularis</i>	0,1189
	<i>Percnon gibbesi</i>	0,1133
	<i>Stramonita haemastoma</i>	0,0633
	<i>Diadema africanum</i>	0,0444

Tabela VIII: Lista das 5 espécies de macroinvertebrados mais abundantes por local.

anémone *Alicia mirabilis*, esta última apenas registada no neste local.

No Enrocamento do porto do Porto Santo (local 6), o equinoderme *A. lixula* foi a espécie mais abundante, seguido dos crustáceos decápodes, *Calcinus tubularis* e *Percnon gibbesi*. O gastrópode *Stramonita haemastoma* integra também a lista das 5 espécies com maior abundância, bem como o ouriço-de-espinhos-compridos (*D. africanum*).

Finalmente, no Madeirense (local 7), para o total das duas campanhas efectuadas, foram apenas contabilizadas 2 espécies de macroinvertebrados não coloniais: nomeadamente um crustáceo cirrípede sés-sil pertencente ao género *Megabalanus* (0,08 ind/m²) e o poliqueta *H. carunculata* (0,07 ind/m²).

Ictiofauna

Analisando os transectos efectuados no total dos dois anos, verifica-se que a amostragem realizada foi suficiente para traduzir a diversidade



da ictiofauna na maioria dos locais amostrados (figura 34). As curvas de acumulação de espécies aproximaram-se da assíntota, excepto no Enrocamento, Baixa das bicudas e Madeirense. Para estes dois primeiros locais, mesmo realizando um esforço de amostragem considerável (27 transectos na Baixa das bicudas), o número de espécies de peixes detectadas não estabilizou, o que poderá traduzir uma maior heterogeneidade no habitat. Relativamente ao Madeirense, o esforço de amostragem foi muito inferior (apenas 4 transectos) ao realizado nos outros locais.

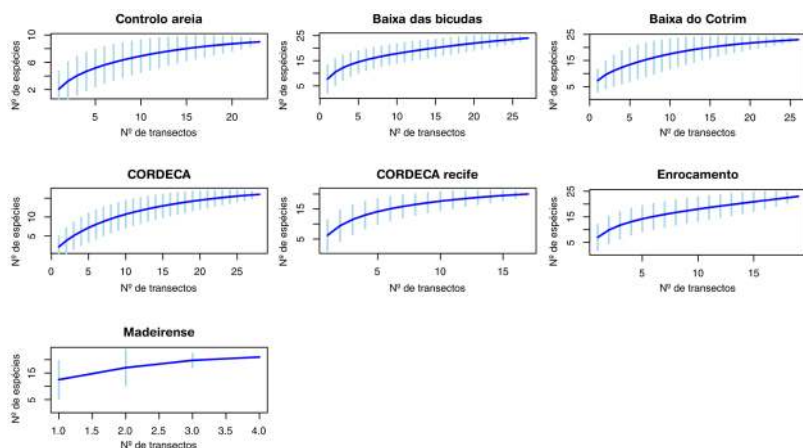


Figura 34: Curvas de acumulação das espécies de ictiofauna para os 7 locais.

Com os dados de abundância da ictiofauna, obtidos por meio de censos visuais em transectos, verifica-se que 24 espécies constituem o grupo das 10 mais abundantes. De acordo com a tabela IX a boga, espécie pelágica que forma cardumes, foi em regra a mais abundante (em 4 dos 7 locais onde foi contabilizada). Não sendo detectada com muita frequência na maioria dos locais pelo facto de formar grandes cardumes, a sua ocorrência, mesmo que menos frequente, resulta em abundâncias médias mais elevadas. Esta espécie atingiu os valores máximos de abundância média nos recifes artificiais, sobretudo no Madeirense, onde foi observada com uma abundância média de 4,4 indivíduos/m².

Com os dados de abundância obtidos com os censos visuais da ictiofauna e recorrendo ao índice de similaridade de Bray-Curtis, elaborou-se a matriz de distâncias para os vários locais nas diferentes campanhas. Com base nessa matriz, efectuou-se uma análise de clusters (método da variância mínima de Ward), cujo resultado se apresenta na figura 35.

A observação desta figura, mostra que a primeira separação se dá entre os recifes naturais de substrato rochoso (cluster 2 e 3) e os restantes locais, ainda que se observe alguma sobreposição nalguns dos grupos (p. ex., o RA nas campanhas 1 e 3 e o Enrocamento na última campanha estão juntos com os recifes naturais de substrato rochoso — cluster 6). A segunda separação dá-se entre os locais de substrato arenoso e os recifes artificiais. Este resultado sugere que as relações entre estes povoamentos ictiológicos é definida pela natureza do habitat (natural vs artificial) e pelo tipo de substrato (rochoso vs arenoso).



Família	Espécie	Local						
		1	2	3	4	5	6	7
Balistidae	<i>Balistes caprisus</i>	7	-	*	10	*	-	-
Blenniidae	<i>Ophioblennius atlanticus</i>	-	*	10	-	-	*	-
Carangidae	<i>Pseudocaranx dentex</i>	-	-	-	*	5	10	*
	<i>Seriola rivoliana</i>	-	-	*	3	6	-	10
Congridae	<i>Heteroconger longissimus</i>	1	-	-	9	-	-	-
Dasytidae	<i>Dasystis pastinaca</i>	9	-	-	*	-	-	-
Labridae	<i>Thalassoma pavo</i>	-	3	2	6	3	5	6
	<i>Xyrichtys novacula</i>	5	-	-	*	-	-	-
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	2	*	*	7	*	3	2
Pomacentridae	<i>Chromis limbata</i>	-	1	3	-	9	6	5
	<i>Similiparma lurida</i>	-	2	1	-	4	2	8
Scaridae	<i>Sparisoma cretense</i>	-	4	5	5	*	9	9
Scorpaenidae	<i>Scorpaena maderensis</i>	-	9	*	-	*	*	*
Serranidae	<i>Serranus atricauda</i>	8	6	8	8	8	*	*
	<i>Boops boops</i>	3	8	4	1	1	1	1
	<i>Diplodus vulgaris</i>	-	-	*	-	*	*	4
Sparidae	<i>Oblada melanura</i>	-	-	7	-	-	8	-
	<i>Pagellus acarne</i>	6	-	-	-	-	4	-
	<i>Pagrus pagrus</i>	-	*	-	2	2	-	-
	<i>Sarpa salpa</i>	-	-	-	-	7	7	3
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i>	-	7	9	-	10	-	7
Synodontidae	<i>Synodus synodus</i>	-	10	*	*	-	*	*
	<i>Canthigaster capistrata</i>	-	5	6	*	*	*	*
Tetraodontidae	<i>Sphaeroides marmoratus</i>	4	*	*	4	-	*	-

Tabela IX: Lista das dez espécies de peixes mais abundantes em cada um dos locais (* está presente mas não faz parte das 10 mais abundantes; - espécie ausente).

Evolução do recife artificial

Aquando do afundamento da corveta General Pereira D'Eça, o navio ficou assente no fundo numa posição estável e equilibrada em relação ao seu eixo vertical. À medida que o tempo passou, no decorrer das várias campanhas de amostragem foi possível observar uma ligeira rotação da corveta em redor do seu eixo vertical (figura 36). Ainda que não existam dados precisos sobre este movimento, parece que o mesmo consistiu numa rotação para estibordo.

O período decorrido desde o afundamento da corveta General Pereira D'Eça até à realização da campanha 1 ficou marcado pela interação entre o RA e o meio marinho, evidenciado sobretudo pelos vestígios das reacções electroquímicas entre os metais do navio e a água salgada (figura 37). Durante este período deu-se também a deposição de sedimentos e detritos sobre o casco do navio.

Os primeiros colonizadores do RA foram algas filamentosas (formas mais simples), cianófitas, poliquetas pertencentes à família Serpulidae (vermes que formam tubos finos dentro dos quais se alojam), ascídias e alguns hidrozoários. No que diz respeito à ictiofauna, a CORDECA teve entre os seus primeiros colonizadores espécies pelágicas, sobretudo charuteiros (*Seriola* sp.), mas também algumas espécies carac-



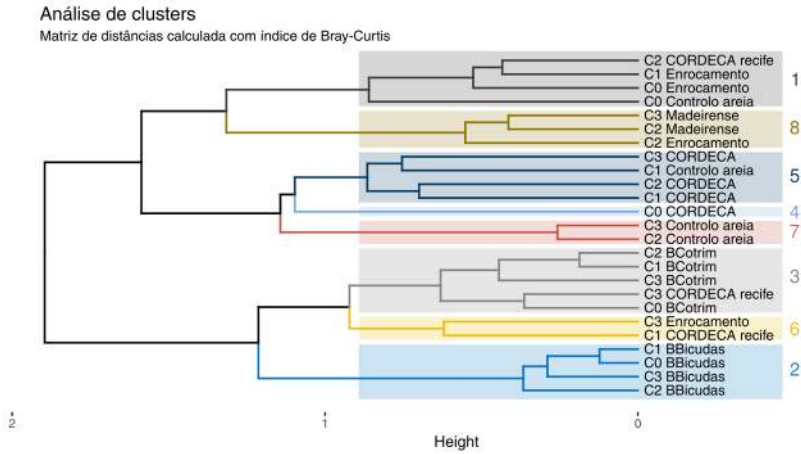


Figura 35: Análise de cluster aos dados obtidos com censos visuais de ictiofauna (dados quantitativos). C0: Verão 2016, C1: Outono 2016, C2: Verão 2017, C3: Outono 2017.



Figura 36: Posição do RA nas várias campanhas.

terísticas dos recifes naturais rochosos circundantes, nomeadamente peixe-verde (*T. pavo*), bodião (*S. cretense*), castanheta-baia (*C. limbata*) e ainda espécies demersais com interesse comercial, com particular relevo para o pargio (*P. pagrus*).

Um ano após o afundamento, na campanha 2 (Verão de 2017) foi notório não só o aumento da cobertura de organismos (macroflora e fauna) sobre a estrutura do navio, mas também um acréscimo na sua diversidade, expresso quer em abundância, quer em riqueza específica dos vários grupos taxonómicos.

Com efeito, nos 6 meses decorridos entre a campanha 1 e a campanha 2, verificou-se, ao nível dos macroinvertebrados, um considerável aumento do número de filos e de espécies presentes (figuras 25 a 28; tabelas X, XI e XII). De 8 espécies, pertencentes a 5 filos, registadas na campanha 1 passou-se para um total de 28 espécies, pertencentes a 8 filos na campanha 2. Este aumento foi particularmente notório nos briozoários (de 1 para 5 espécies), nos cnidários (de 4 para 7 espécies) e nos Porifera (de 0 para 4 espécies).

No que concerne às algas (figura 21), a evolução foi de 5 para 8 espécies e ao nível dos peixes, o aumento foi de quase 100%, passando de 11 espécies observadas na campanha 1, para 21 na campanha 2.





Figura 37: Aspecto do recife artificial como observada na campanha 1 (Outono 2016).

Importa aqui referir que se observaram associadas ao navio espécies que não foram observadas ou detectadas nos restantes locais, como é o caso da anémone *Alicia mirabilis*, o molusco *Umbraculum mediterraneum*, a ascídia do género *Botrylloides* e ainda outras três espécies de esponjas e duas de anémons (figura 38). A nível da ictiofauna os registos exclusivos à CORDECA, foram o bodião-vermelho ou trombetão (*Symphodus mediterraneus*) e o caboz (*Parablennius incognitus*), constituindo este último um novo registo para a ilha do Porto Santo.



Figura 38: Algumas espécies de macroinvertebrados observadas apenas no recife artificial. Em cima à esquerda uma ascídia do género *Botrylloides*. Em cima à direita a anémone *Alicia mirabilis*. Em baixo à esquerda, o molusco *Umbraculum mediterraneum* e à direita vários exemplares de uma anémone ainda não identificada.

De salientar também a presença de um número apreciável de ouriços-de-espinhos-compridos, *Diadema africanum*, ainda que na maioria juvenis e limitados a algumas áreas mais protegidas no navio.

Na terceira e última campanha realizada (Outono de 2017), verificou-se uma diminuição do número de espécies de macroinvertebrados (de 28 para 23 espécies). Esta diminuição foi mais marcada nos briozoários



Phyllum	Espécies	Outono 2016		Verão 2017		Outono 2017	
		Areia	Recife	Areia	Recife	Areia	Recife
Cyanobacteria	Cianofita n.i.	1	1	1	1	-	1
	<i>Caulerpa prolifera</i>	1	-	1	-	1	-
	<i>Halimeda incrassata</i>	1	-	1	-	1	-
Chlorophyta	Alga verde filamentosa n.i.	-	-	-	-	-	1
	<i>Penicillus capitatus</i>	-	-	-	-	1	-
	<i>Valonia</i> sp. †	-	-	-	-	-	1
Ochrophyta	<i>Dictyota</i> sp.	-	-	-	1	1	1
	<i>Padina pavonica</i>	-	1	-	1	-	1
	<i>Ralfsia verrucosa</i>	-	-	-	-	-	1
	<i>Colpomenia sinuosa</i> †	-	1	-	-	-	-
	<i>Hydroclathrus clathratus</i> †	-	-	1	-	-	-
	Alga castanha filamentosa n.i.	-	1	-	1	-	1
	<i>Halopteris scoparia</i>	-	-	-	-	-	1
	<i>Lobophora variegata</i>	-	-	-	1	-	1
Rhodophyta	<i>Lithophyllum</i> sp.	-	-	-	-	1	-
	Alga vermelha filamentosa n.i.	-	1	1	1	-	1
	Alga vermelha n.i. †	-	-	-	1	-	-
	<i>Jania</i> sp.	-	-	-	1	-	1

Tabela X: Lista provisória das espécies de macro-algas presentes no RA (areia circundante e estrutura) nas 3 campanhas após o afundamento († - espécie exclusiva do local).

(de 5 para 1 espécie) e nos cnidários (de 7 para 3 espécies). Não obstante, foram detectados alguns novos registos, i.e. espécies que ainda não tinham sido observadas na CORDECA nas campanhas anteriores (1 ascídia, 1 equinoderme e 2 moluscos).

Em relação às algas, verificou-se também uma diminuição na percentagem de cobertura (passando de 55% na campanha 2 para 29% na campanha 3 — figura 31), ainda que se tenha assistido a um aumento da riqueza específica. Com efeito, registou-se a presença de 3 novas espécies nesta última campanha, passando a lista de espécies de algas de 8 para 11.

No que toca ao povoamento ictiológico associado ao navio, registou-se um pequeno aumento do número de espécies de peixes (21 para 23), mas em termos de abundância total, ocorreu uma diminuição, passando-se de uma densidade total de 22,3 peixes/m² para 6 peixes/m². Este decréscimo deveu-se em grande parte ao desaparecimento dos cardumes de bogas, que se observaram associadas ao navio na campanha do Verão 2017.

Importa referir que na lista das 10 espécies de peixes mais abundantes (tabela IX) na CORDECA recife e CORDECA areia, o pargo (*Pagrus pagrus*) ocupa o segundo lugar, logo após a boga. O pargo é uma espécie com elevado valor comercial, alvo de pesca e que praticamente não foi observada em mais nenhum dos recifes alvo deste estudo. A espécie integra a lista dos primeiros colonizadores do navio (RA), sendo que foi observada com uma abundância média de 0,4 ind./m² na CORDECA, valor este semelhante ou superior ao das espécies mais abundantes noutros recifes.



Phylum	Espécies	Outono 2016		Verão 2017		Outono 2017	
		Areia	Recife	Areia	Recife	Areia	Recife
	<i>Hermodice carunculata</i>	1	-	1	-	1	1
	<i>Myxicola infundibulum</i>	1	-	-	-	-	-
Annelida	<i>Polychaeta</i> sp.	1	-	1	-	1	-
	<i>Polychaeta</i> sp. 2	1	-	1	-	1	-
	<i>Sabellaria</i> sp.	-	-	1	-	1	-
	Serpulidae	-	1	-	1	-	1
	<i>Balanus</i> spp. ‡	-	1	-	1	-	1
	Galatheidæ †	-	-	1	-	1	-
Arthropoda	<i>Megabalanus</i> sp. ‡	-	-	1	-	1	1
	Paguroidea	1	-	1	-	1	-
	<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	-	-	-	-	-	1
	Briozoa n.i.	-	-	-	-	-	-
	<i>Bugula</i> sp. †	-	-	-	-	-	-
Bryozoa	<i>Bugula</i> sp. 2 †	-	1	1	1	1	1
	<i>Favosipora purpurea</i>	-	-	-	-	-	-
	<i>Schizoporella dunkeri</i>	-	-	-	-	-	-
	Ascidiacea †	-	-	-	-	-	1
	<i>Botrylloides</i> sp. † ‡	-	-	-	-	-	1
Chordata	<i>Clavelina lepadiformis</i>	-	-	1	-	1	1
	<i>Distaplia corolla</i> ‡	1	1	1	1	1	1
	<i>Pyrosoma</i> sp. †	1	-	-	-	-	-

Tabela XI: Lista das espécies de macroinvertebrados presentes no RA (areia circundante e estrutura) nas 3 campanhas após o afundamento († - espécie exclusiva do local; ‡ - possível espécie não-indígena).

Um ano após a implementação do RA CORDECA, o povoamento ictiológico associado ao navio é semelhante em riqueza específica aos habitats naturais vizinhos de substrato rochoso (28 espécies registadas na CORDECA recife para um máximo de 32 espécies registadas na Baixa das bicudas). No entanto, a composição específica da sua ictiofauna difere um pouco da observada nos habitats naturais de substrato rochoso, quer pela maior dominância (em número de espécies e abundância) de espécies pelágicas, quer pela presença de alguns predadores de topo (p. ex: o mero, *Epinephelus marginatus*). Este último, apenas observado na CORDECA e no Madeirense.

Um dos aspectos que se pretende testar com o presente trabalho, é avaliar se o RA criado com o afundamento do navio consegue formar um habitat “compensatório”, isto é, capaz de recriar níveis de biodiversidade comparáveis aos observados nos recifes naturais. Para tal, são avaliadas a abundância, riqueza e composição específica das comunidades sésseis (flora e fauna) e ictiofauna associadas ao habitat artificial e aos habitats naturais vizinhos ao longo do tempo (idealmente 5 anos).

Ainda que já existam sinais que algumas das métricas biológicas (p. ex: riqueza específica e abundância ictiológica) começam a aproximar-se dos valores observados nos habitats naturais, a estrutura das comunidades associadas ao RA, sobretudo da sua comunidade sésil (fauna e flora) é ainda significativamente diferente da observada nos habitats naturais vizinhos. Importa aqui referir, que algumas espécies de ma-



Phylum	Espécies	Outono 2016		Verão 2017		Outono 2017	
		Areia	Recife	Areia	Recife	Areia	Recife
	Actiniaria †	-	-	-	-	-	-
	Actiniaria 2 †	-	-	-	-	-	-
	<i>Aglaophenia pluma</i>	1	1	1	1	1	1
Cnidaria	<i>Alicia mirabilis</i> †	-	-	-	-	-	-
	Hidrozoário ni	-	1	-	1	-	-
	<i>Macrorhynchia philippina</i>	-	1	-	1	-	1
	<i>Pennaria disticha</i>	-	1	-	1	-	1
	<i>Antedon bifida</i>	-	-	-	-	-	1
Echinodermata	<i>Arbacia lixula</i>	-	-	-	-	-	1
	<i>Brissus unicolor</i>	1	-	-	-	-	-
	<i>Diadema africanum</i>	-	-	-	-	-	1
	<i>Aplysia</i> sp. †	-	-	1	-	1	-
	<i>Calliostoma</i> sp.	-	-	-	-	-	1
	<i>Ervilia castanea</i> †	-	-	1	-	1	-
	<i>Gibbula magus</i> †	-	-	1	-	1	-
Mollusca	<i>Jujubinus exasperatus</i> †	-	-	-	-	-	-
	<i>Semicassis granulata</i> †	1	-	-	-	-	-
	<i>Stramonita haemastoma</i>	-	-	-	-	-	1
	<i>Turritella turbona</i> †	1	-	-	-	-	-
	<i>Umbraculum mediterraneum</i> †	-	-	-	-	-	1
	<i>Batzella inops</i>	-	-	-	-	-	1
	<i>Ircinia</i> spp.	-	-	-	-	-	-
	Porífera n.i. 3	-	-	-	-	-	1
Porífera	Porífera n.i. 4 †	-	-	-	-	-	-
	Porífera n.i. 7 †	-	-	-	-	-	1
	Porífera n.i. 8 †	-	-	-	-	-	1
	<i>Sycon</i> sp. †	-	-	-	-	-	-

Tabela XII: (continuação da tabela XI). Lista das espécies de macroinvertebrados presentes no RA (areia circundante e estrutura) nas 3 campanhas após o afundamento († - espécie exclusiva do local; ‡ - possível espécie não-indígena).

croinvertebrados não-indígenas (p. ex: *Clavelina dellavallei*, *C. lepadiformis*, *Distaplia corolla*, *Bugula* sp. — Chainho *et al.*, 2015) foram apenas observadas nos habitats artificiais constituídos pelos naufrágios e nos locais de substrato arenoso vizinhos.

Relativamente a estas espécies não-indígenas, existem evidências crescentes que indicam que os RA's podem actuar como vias de entrada permanentes para essas espécies, funcionando como viveiros nos quais se podem desenvolver num ambiente com competição reduzida, em comparação com os habitats naturais (Bieler *et al.*, 2017).

É necessário avaliar a trajectória de convergência ou não com os habitats naturais e se esta será prolongada no tempo. Caso a convergência se prolongue, então os possíveis efeitos compensatórios da criação de novo habitat serão igualmente mais demorados o que tem implicações na avaliação do valor de conservação dos naufrágios e RA's. Deste modo, é enfatizada a necessidade de explicitamente reconhecer a dinâmica temporal ao usar RA's como ferramentas complementares de conservação para aumentar os esforços de conservação em sistemas naturais (Walker & Schlacher, 2014).



Família	Espécies	Outono 2016		Verão 2017		Outono 2017	
		Areia	Recife	Areia	Recife	Areia	Recife
Balistidae	<i>Balistes capriscus</i>	-	-	-	-	1	1
Blenniidae	<i>Parablennius incongnitus</i> †	-	-	-	1	-	-
	<i>Pseudocaranx dentex</i>	1	-	1	1	1	1
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>	-	-	1	1	-	-
	<i>Seriola rivoliana</i>	1	1	1	1	1	1
Congridae	<i>Heteroconger longissimus</i>	-	-	1	-	-	-
Dasytidae	<i>Dasyatis pastinaca</i>	1	-	-	-	1	-
	<i>Bodianus scrofa</i>	-	-	-	-	-	1
	<i>Coris julis</i>	-	-	-	-	-	1
Labridae	<i>Symphodus mediterraneus</i> †	-	-	-	-	-	1
	<i>Thalassoma pavo</i>	-	1	1	1	-	1
	<i>Xyrichtys novacula</i>	1	-	1	-	-	-
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	-	1	1	-	-	1
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>	-	-	-	-	1	-
Pomacentridae	<i>Chromis limbata</i>	-	1	-	1	-	1
	<i>Similiparma lurida</i>	-	-	-	1	-	1
Scaridae	<i>Sparisoma cretense</i>	-	1	1	1	-	1
Scorpaenidae	<i>Scorpaena maderensis</i>	-	-	-	1	-	1
Serranidae	<i>Epinephelus marginatus</i>	-	1	-	1	-	1
	<i>Serranus atricauda</i>	1	1	-	1	1	1
	<i>Boops boops</i>	1	-	1	1	-	1
	<i>Dentex gibbosus</i>	-	-	-	1	-	-
Sparidae	<i>Diplodus vulgaris</i>	-	1	-	1	-	1
	<i>Pagellus erythrinus</i>	1	-	-	-	-	-
	<i>Pagrus pagrus</i>	-	1	1	1	1	1
	<i>Sarpa salpa</i>	1	-	-	1	-	1
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i>	-	-	-	1	-	-
Synodontidae	<i>Synodus saurus</i>	1	-	-	-	-	1
	<i>Synodus synodus</i>	-	-	-	1	-	1
Tetraodontidae	<i>Canthigaster capistratus</i>	1	1	1	-	-	1
	<i>Sphoeroides marmoratus</i>	1	-	1	1	1	1
Tripterygiidae	<i>Tripterygion delaisi</i>	-	-	-	1	-	1

Tabela XIII: Lista das espécies de peixes presentes no RA (areia circundante e estrutura) nas 3 campanhas após o afundamento († - espécie exclusiva do local).



Discussão

Nas ilhas da Madeira e do Porto Santo, sendo ilhas oceânicas isoladas, com plataforma continental muito reduzida ou quase inexistente, há um rápido aumento de profundidade a pouca distância da costa e consequentemente, uma limitação na disponibilidade de habitats pouco profundos. Estas ilhas, estão localizadas numa zona oligotrófica do Nordeste Atlântico, onde são comuns níveis de macronutrientes baixos (Longhurst *et al.*, 1995).

O isolamento, aliado à limitação de habitat e à baixa produtividade das ilhas tem implicações na sustentabilidade das suas comunidades marinhas. Como resultado, estas populações são sensíveis às mudanças nas condições oceanográficas (Friedlander *et al.*, 2017).

A informação disponível sobre as biocenoses na orla costeira da Ilha do Porto Santo é relativamente escassa. Dados sobre organismos bentónicos, usualmente referenciados como indicadores de impactos ambientais, são praticamente inexistentes. Excepção feita à inventariação das algas marinhas (Levring, 1974; Audiffred & Prud'homme van Reine, 1985), aos estudos realizados subsequentemente ao derrame de crude do “Aragon”, em 1990 (Almeida & Araújo, 1991; Cancela da Fonseca *et al.*, 1995; Araújo *et al.*, 2005) e, mais recentemente, os trabalhos de Packmor (2013) e Packmor & George (2016) sobre a fauna de copépodes Harpacticoides associadas aos sedimentos litorais móveis. Adicionalmente existem outros trabalhos referentes à descrição de novas espécies para a ciência ou novos assinalamentos (p. ex. Scuderi *et al.*, 2017; Wirtz, 2013; Segers *et al.*, 2009; Logan *et al.*, 2007; Wirtz, 2007) e registos de espécies não-indígenas (Wirtz *et al.*, 2006; Souto *et al.*, 2016).

O presente programa de monitorização, levado a cabo nos últimos 2 anos, constitui o primeiro trabalho de longa duração efectuado na ilha do Porto Santo, com os objectivos de caracterizar as comunidades associadas aos habitats subtidais da ilha, com particular ênfase na avaliação do impacto da criação de um RA com o afundamento da Corveta General Pereira d’Eça. Os resultados obtidos dão-nos a primeira caracterização da composição específica e abundância das comunidades planctónicas costeiras, das comunidades sésseis (flora e fauna) e da ictiofauna associadas aos habitats subtidais da ilha do Porto Santo.

No que concerne à caracterização dos parâmetros físico-químicos

da água foram obtidos valores de temperatura consistentes com os valores típicos para a região e para as estações do ano em causa (Caldeira *et al.*, 2002). A temperatura dos oceanos apresenta uma distribuição vertical onde se podem distinguir três camadas com propriedades distintas: uma camada superficial (que se pode estender até cerca de 150 m de profundidade) onde ocorre uma importante variação térmica ao longo do ano; uma camada intermédia, que pode estender-se até aos 1000 m na qual se verifica um acentuado decréscimo da temperatura e; uma terceira camada de água profunda na qual a temperatura vai diminuindo gradualmente até atingir valores próximos dos 2,5 °C (SRA, 2014).

No presente trabalho, as medições dos parâmetros físico-químicos da água foram efectuadas até a uma profundidade de cerca de 30 m. Este intervalo de profundidades, insere-se na camada superficial anteriormente referida, cujas variações térmicas sazonais se devem sobretudo à interacção entre o oceano e a atmosfera. No Verão, a superfície do mar é aquecida pela radiação solar, levando ao aparecimento de um gradiente de temperatura em profundidade. Esse aquecimento vai sendo propagado lentamente pela coluna de água e no Outono, o gradiente de temperatura deixa de se verificar e a temperatura permanece mais uniforme.

Com efeito, as observações efectuadas no presente trabalho vão de encontro ao exposto acima. Na campanha do Verão de 2017, observou-se um gradiente ao longo dos perfis de profundidade amostrados, que foi igualmente visível em todos os locais, embora ligeiramente mais pronunciado na CORDECA e na Baixa das bicudas. Nas campanhas de Outono, por outro lado, os valores de temperatura foram praticamente constantes entre a superfície e os 30 m de profundidade em todos os locais. O facto de não terem sido detectadas diferenças significativas de temperatura entre os 3 locais amostrados deve-se provavelmente à reduzida distância entre eles.

Relativamente à fluorescência, apenas se registou uma variação em profundidade na campanha do Verão de 2017, com um aumento do sinal com a profundidade. O sinal da turbidez evidenciou uma maior variação na Baixa do Cotrim com uma camada intermédia (8 m) mais turva no Outono de 2016. Na Baixa das bicudas notou-se a superfície mais turva no Verão de 2017. Ambos os casos podem indicar a eventual existência de alguns sedimentos ou camadas com partículas planctónicas.

Como mencionado anteriormente, os baixos níveis de macronutrientes são um fenómeno comum nas águas da região. Esta falta de nutrientes é agravada nos meses de Verão e Outono já que os mesmos tendem ser esgotados devido à absorção pelo fitoplâncton e pela falta de regeneração por mistura de águas profundas. Embora existam concentrações de silicatos ligeiramente mais elevadas nalguns locais e campanhas, este facto não se reflecte numa maior abundância de diatomá-



ceas (grupo do fitoplâncton que usa este nutriente para a formação do seu esqueleto silicioso). Os níveis dos nutrientes não mostraram um padrão entre locais e campanhas.

106 taxa de organismos fitoplanctónicos foram registados no âmbito do presente programa de monitorização. Comparativamente aos 473 taxa inventariados por Kaufmann *et al.* (2015), é um valor significativamente inferior. O fitoplâncton registou maior abundância relativa e maior diversidade na campanha do Outono de 2017. Nesta campanha, destacaram-se os dinoflagelados, conhecidos por estarem presentes nos meses de verão quando se verificam reduzidas concentrações de nutrientes e águas tipicamente calmas. O mesmo não se registou no ano anterior, na campanha de Outono de 2016, em que se verificaram abundâncias reduzidas que coincidiram com a temperatura da água mais elevada — perto de 23 °C. Nas campanhas de Verão (2016 e 2017), atingiram-se abundâncias semelhantes entre si, um pouco inferiores às da campanha de Outono de 2017.

A análise de cluster traduziu esta variação, com o agrupamento dos locais pelas várias campanhas. O agrupamento traduz uma maior semelhança na abundância de fitoplâncton entre a campanha do Outono de 2017 e as campanhas do Verão. A campanha do Outono de 2016 aparece com uma separação clara do grupo anterior. Em regra, em todas as campanhas (exceptuando a campanha do Verão de 2016), a CORDECA e a Baixa das bicudas são mais semelhantes entre si do que a Baixa do Cotrim. Estes dois primeiros locais distam cerca de 1 000 m, o que pode explicar os resultados similares.

O zooplâncton foi dominado pelos Copepoda em todos os locais e campanhas, o que vai de encontro com o facto deste ser o grupo com maior biomassa no mesoplâncton em todos os oceanos (Verity & Smetacek, 1996). Seguiram-se-lhes os Appendicularia, filtradores de nano e picoplâncton, que são também organismos comuns em águas oligotróficas, tal como mencionado noutros trabalhos (Alves & Kaufmann, 2003).

Registaram-se abundâncias de zooplâncton mais elevadas no Verão do que no Outono, o que pode estar relacionado com a maior disponibilidade de alimento. A análise de cluster realizada ilustra o agrupamento dos locais nas campanhas de Outono. Nas campanhas do Verão, verifica-se uma maior semelhança entre todos os locais, com excepção para a CORDECA na campanha do Verão de 2017.

Em relação à biomassa, os resultados foram similares entre os 3 locais, com excepção da CORDECA na campanha do Verão de 2017 em que se registou um elevado valor. No entanto, este pode não espelhar a realidade devido à eventual ocorrência de um problema técnico com o fluxómetro usado para determinar o volume da água filtrada pela rede de 335 µm. Enquanto nos outros locais foram registados volumes filtrados entre 18 a 20 m³, na CORDECA apenas foi filtrado um volume de 3,8 m³, apesar do tempo e velocidade terem sido idênticos nos 3 locais.



A análise das comunidades bentónicas e ictiológicas mostra que em cada tipo de habitat (rochoso, arenoso, ou artificial) as comunidades são caracterizadas por um determinado grupo de espécies. Inclusive, as análises de cluster efectuadas com os diferentes níveis de informação (qualitativa e quantitativa) para as diferentes comunidades, mostram que existe um agrupamento das amostras por local nas várias campanhas. Isto sugere que as diferenças sazonais não exercem uma influência significativa na criação destes grupos; estes são, de uma forma geral, influenciados pela natureza dos habitats (rochoso vs arenoso vs artificial).

No total foram registadas pelo menos 24 espécies de algas, o que é manifestamente pouco relativamente a trabalhos anteriores associados aos habitats subtidais estudados. Com efeito, Levring (1974) regista 81 espécies de algas para o Porto Santo, Audiffred & Prud'homme van Reine (1985) referem 140 espécies e Neto *et al.* (2001) referem a presença de 149 espécies. No entanto, estes trabalhos incluem espécies recolhidas desde o intertidal até mais de 160 m de profundidade e foram trabalhos especificamente dirigidos a este grupo, com a utilização de métodos destrutivos. Apesar disso, e visto que alguns dos espécimes recolhidos no presente trabalho ainda estão por identificar, é expectável que o número de macroalgas observadas pelos autores do presente trabalho possa aumentar.

Na sequência deste trabalho, identificou-se pela 1ª vez, a ocorrência de um verdadeiro campo de uma espécie de alga verde calcária, *Penicillus capitatus* Lamarck 1813, num fundo arenoso a cerca de 20 m de profundidade. No arquipélago da Madeira, a espécie está apenas referenciada para a ilha do Porto Santo (Audiffred & Prud'homme van Reine, 1985), com base em espécimes recolhidos em 1978 (expedição CANCAP III) e que à altura constituíram um novo registo para a região da Macaronésia. Posteriormente a este trabalho, não foram reportadas quaisquer observações da espécie para a ilha do Porto Santo, sendo que os registos efectuados na última campanha, a que se refere este relatório, mostram que *P. capitatus* ocorre nos fundos arenosos, formando campos como os da figura 39. Importa aqui referir a importância de realizar futuras campanhas, que possam dar especial atenção a esta comunidade, que noutras partes do mundo (p. ex. Caraíbas) está associada a formação de «ilhas de algas para os macrocrustaceos» (Stoner, 1985) ou à produção de sedimentos carbonatados (Wray, 1977; Riding, 1991; Nelson, 2009).

Um outro registo importante ao nível das comunidades algais do Porto Santo é a ocorrência de campos de maërl — algas vermelhas calcárias que vivem soltas sobre o fundo e que formam um importante habitat. São considerados «hotspots» de biodiversidade (Nelson, 2009) e possuem um elevado valor de conservação. Com efeito, estas comunidades são uma importante fonte de produção de carbonatos (Foster *et al.*, 2013; Bensoussan & Gattuso, 2007) e bons indicadores paleoambientais (Bassi *et al.*, 2009), já que produzem bandas de crescimento



Figura 39: *Penicillus capitatus* a 20 m de profundidade.



cuja morfologia e geoquímica regista as variações ambientais. Os habitats de maërl desempenham um papel importante como estruturantes dos ecossistemas marinhos, uma vez que a sua complexa estrutura tridimensional fornece substrato a uma grande diversidade de organismos, como outras algas, briozoários, esponjas, poliquetas, bivalves e equinodermes (James *et al.*, 2006; Steller *et al.*, 2003; BIOMAERL team, 1999). As espécies de algas que formam estes habitats, têm um crescimento lento — cerca de 0,5 a 1,5 mm/ano (Blake & Maggs, 2003) e podem viver mais de 100 anos (Riosmena-Rodríguez *et al.*, 2017). Os campos de maërl são uma característica comum das plataformas carbonatadas, antigas e recentes, que representam a transição entre os fundos sedimentares vasosos/arenosos e os substratos rochosos (Riosmena-Rodríguez *et al.*, 2017).

No Porto Santo, as espécies de algas que formam os habitats de maërl estão preservadas em registos fósseis datados de 14-15 Ma (Johnson *et al.*, 2011) e continuam presentes actualmente em vários locais do Arquipélago da Madeira. No entanto, a avaliação da extensão e localização destes habitats na região carece ainda de estudos mais aprofundados, alguns dos quais se encontram presentemente a ser realizados pelos autores, embora não no Porto Santo.

A comunidade de macrofauna sésil observada quer nos recifes rochosos quer nos recifes artificiais, é de modo geral, dominada por cracas, briozoários, esponjas, poliquetas e cnidários. Comparando estes resultados com os obtidos nos poucos estudos realizados no arquipélago da Madeira para caracterização das comunidades sésseis (Augier, 1985; Bianchi *et al.*, 1998; Friedlander *et al.*, 2017), os grupos acima mencionados também foram referidos como característicos do subtidal rochoso. Inclusive, Berning (2012) refere a Madeira como um “hotspot” para briozoários, quando comparada com outras regiões próximas.

Ao nível da macrofauna móvel, e tal como referido noutros estudos realizados no arquipélago da Madeira, o ouriço-de-espinhos-compridos (*Diadema africanum*) é a espécie mais frequente e mais abundante nos recifes rochosos, ainda que em densidades consideravelmente inferiores aos valores já referidos para a Madeira. No presente trabalho foram observados valores máximos de densidade desta espécie de $3 \pm 1,3(\text{SD}^4)$ indivíduos/m², enquanto Alves *et al.* (2001) registaram densidades de $6 \pm 4,8(\text{SD})$ indivíduos/m² e Friedlander *et al.* (2017), valores de $4,4 \pm 4,4(\text{SD})$ indivíduos/m². Esta espécie de ouriço foi igualmente registada no navio CORDECA nas campanhas de 2017, mas com densidades muito inferiores às observadas nos recifes naturais. Não obstante, sendo uma espécie predadora de macroalgas, capaz de transformar os recifes rochosos subtidais em ambientes “nus” onde praticamente apenas resistem algas incrustantes (Hernández *et al.*, 2008), é importante acompanhar a sua evolução no navio.

O total de 58 espécies de peixes inventariadas neste programa de

⁴ Desvio padrão



monitorização dos habitats subtidais da ilha do Porto Santo com recurso a técnicas não destrutivas é considerável, sobretudo se comparado com outros trabalhos realizados no arquipélago da Madeira que usaram os mesmos métodos. Por exemplo, Andrade & Albuquerque (1995) reportaram 31 espécies de peixes associadas aos habitats subtidais numa área da costa do Funchal. Delgado (1998), num estudo de caracterização da reserva marinha do Garajau, usando transectos inventariou 44 espécies de peixes, sendo igual número inventariado por Mello (2000) para esta mesma reserva e por Ribeiro *et al.* (2005) para a 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 *et al.* (2015), num trabalho de sobre a ictiofauna costeira das ilhas Selvagens, com amostragem desde o intertidal até à batimétrica dos 30 m, 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.

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, representa um aumento de 31% em relação à primeira “check-list” da ictiofauna costeira da Ilha de Porto Santo (Araújo *et al.*, 2005).

Do total das 58 espécies de peixes inventariadas nos habitats subtidais do Porto Santo, duas foram unicamente observadas na CORDECA, sendo que uma delas constitui um novo registo para a ilha do Porto Santo (*Parablennius incongnitus*). A segunda (*Symphodus mediterraneus*), foi avistada na CORDECA na última campanha realizada — Outono de 2017 (um espécime pequeno). Trata-se de uma espécie rara nos habitats subtidais do arquipélago da Madeira, sendo que Ribeiro (2008) identificou e contabilizou um espécime nos recifes rochosos do Caniçal e Delgado (1998) outro na reserva marinha do Garajau.

Um ano após o afundamento da corveta General Pereira d’Eça, a comunidade ictiológica registada no recife artificial é já muito semelhante à observada nos recifes naturais rochosos circundantes. Esta observação, sugere que o naufrágio foi capaz de recriar as condições existentes nos recifes naturais, albergando uma riqueza ictiológica (diversidade) que se equipara à observada nos habitats naturais. Obviamente, é expectável que a diversidade ictiológica no RA aumente ao longo do tempo, 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 e potenciais presas para a ictiofauna.

A médio prazo, o número de algumas espécies de peixes pode diminuir, sobretudo os pequenos peixes nectobentónicos (p. ex: castanhetas e peixe-verde) com o aumento das pressões quer por competi-



ção quer por predação, decorrentes de uma comunidade mais diversa e com a presença de predadores de topo. Até à data, na CORDECA foi apenas observado um espécime de mero (*Epinephelus marginatus*), espécie que junto com o badejo (*Mycteroperca fusca*) é frequentemente observada nos naufrágios existentes na Madeira (observação pessoal). Esta situação poderá alterar-se, uma vez, que poderão ocorrer quer migrações de indivíduos, quer o recrutamento de juvenis. No entanto, até à data não foram observados juvenis de nenhuma destas duas espécies.

A CORDECA apresenta uma comunidade que nos parece saudável, quando comparada aos recifes naturais circundantes. Especial relevo para a elevada frequência de ocorrência (100%) e abundância (2ª espécie mais abundante na CORDECA) do pargo (*Pagrus pagrus*) — espécie com elevado valor comercial, que praticamente só foi identificada e registada no navio e no substrato arenoso circundante. Em termos de biomassa de peixes, o RA apresentou valores superiores aos recifes naturais, dado que desde o seu afundamento, atraiu espécies pelágicas que formam grandes cardumes (p. ex. boga). Adicionalmente, apareceram também as espécies de peixes predadoras de topo (espécies que atingem maior tamanho), nomeadamente os charuteiros, encharéus e bicudas, que só integram a lista das 10 espécies mais abundantes na CORDECA. Uma maior abundância dos predadores de topo na CORDECA aliada a uma frequência de ocorrência elevada (FO > 75%), faz com que pequenas espécies características dos recifes rochosos, como a castanheta-baia, bodião e porquinho, ocorram com menor abundância em relação aos recifes rochosos vizinhos (tabela IX).

Na última campanha de amostragem, verificou-se a total ausência dos cardumes de bogas na CORDECA recife, que foram no entanto observados no Madeirense, ainda que com menor densidade relativamente ao Verão de 2017. Na realidade, a ocorrência de padrões sazonais na abundância e diversidade da ictiofauna é algo expectável, sobretudo ao nível das espécies pelágicas que facilmente se deslocam de acordo com as condições oceanográficas físicas e biológicas.

Não obstante, foram-nos reportadas ocorrências de eventos de pesca em redor à CORDECA pelas embarcações de pesca do atum, para captura de isco vivo. Essas ocorrências poderão ser a causa para a ausência dos cardumes de bogas neste local na campanha de Outono de 2017. De igual modo, verificou-se uma diminuição significativa na abundância dos grandes carangídeos, nomeadamente não foi observada a espécie de charuteiro, *Seriola dumerili*. Na campanha de Verão de 2017 tinham sido presenciados verdadeiros eventos de caça (ataques) por parte dos charuteiros (*S. dumerili* e *S. rivoliana*), barracudas (*Sphyræna viridensis*) e pargo-capelo (*Dentex gibbosus*) de grande porte à “bola” de bogas que se juntava em redor do navio (figura 40).

Uma vez que os recifes artificiais podem actuar fundamentalmente 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



Figura 40: «Bola» de bogas no recife artificial.



ictiológica (Malcolm *et al.*, 1999). Por este motivo, seria importante avaliar de forma integrada, a viabilidade de interditar a pesca de isco vivo junto aos navios afundados.

Os resultados obtidos com a monitorização efectuada, mostram que o RA criado pelo afundamento da corveta General Pereira d'Eça na ilha do Porto Santo, está a conseguir recriar (e nalguns casos a superar) a diversidade existente nos recifes naturais vizinhos. Não obstante a evolução verificada ao nível da sucessão ecológica do RA, é necessário continuar a acompanhar esta evolução, de forma a perceber como se irá estruturar a sua comunidade biológica no futuro. Adicionalmente, é importante compreender quais os factores ambientais e ecológicos responsáveis pela estrutura das comunidades biológicas dos recifes naturais e compará-las com a evolução da biodiversidade associada ao navio.



Recomendações

Com base na experiência adquirida durante a realização deste trabalho, parece-nos importante deixar algumas recomendações às entidades regionais com responsabilidades e competências nestas áreas. Além do aumento da fiscalização da rede de áreas marinhas protegidas do Porto Santo (com uma cobertura anual), seria importante avaliar a possibilidade de vedar a todo o tipo de pesca as áreas dos recifes artificiais. Obviamente que tal só seria possível (e desejável) com o envolvimento das várias comunidades locais, desde os pescadores e operadores turísticos até à população.

Este envolvimento poderia passar pela elaboração de uma campanha de sensibilização e divulgação sobre as mais-valias e as vulnerabilidades dos habitats marinhos do Porto Santo e o seu potencial para o desenvolvimento sócio-económico da região. Seria igualmente importante envolver os turistas, nomeadamente os mergulhadores recreativos, nestas campanhas. A participação de voluntários no programa de monitorização através, por exemplo, da recolha de informações, fotografias e vídeos, seria uma forma simples e eficaz de atingir este objetivo. Inclusivamente, aproveitando as comemorações dos 600 anos da Descoberta da Madeira, poder-se-ia organizar um evento comemorativo do afundamento da CORDECA que juntasse os vários «stakeholders» em redor deste projecto.

Adicionalmente, e considerando a meta estabelecida pela União Europeia e ratificada por Portugal de proteger pelo menos 14% da sua área marinha até 2020, e atendendo aos valores ecológicos observados neste trabalho (nomeadamente os habitats de maërl), poder-se-ia considerar a integração da Baixa das bicudas na rede de áreas marinhas protegidas do Porto Santo.

Finalmente, do ponto de vista ambiental, é fundamental que qualquer implementação de futuros recifes artificiais no arquipélago da Madeira seja precedida de um estudo para a determinação da localização adequada a essa implementação. Deste modo, podem otimizar-se os aspectos ecológicos que podem influenciar os efeitos da criação do RA. Tal estudo deverá obrigatoriamente considerar variáveis físicas e químicas (profundidade, tipo de sedimento e sua granulometria, regime de correntes e ondulação, turbidez, salinidade e nutrientes, etc.), bem como variáveis ecológicas e aspectos biológicos das espécies-alvo.



Bibliografia

- Almada, F., Abecasis, D., Villegas-Ríos, D., Henriques, S., Pais, M. P., Batista, M., e Costa, B. H., Martins, J., Tojeira, I., Rodrigues, N. V., Araújo, R., Souto, M., Alonso, H., Falcón, J. M., Henriques, F., Catry, P., Cabral, H., Biscoito, M., & Almada, V. C. (2015). Ichthyofauna of the Selvagens Islands. Do small coastal areas show high species richness in the northeastern Atlantic? *Marine Biology Research*, 11(1):49–61.
- Almeida, A. J. & Araújo, R. (1991). Littoral fish fauna of Porto Santo island following the “Aragon” oil spill. Final Report (ECC Contract B6612-90-8831), Laboratório Marítimo da Guia.
- Alves, F., Chícharo, L., Serrão, E., & Abreu, D. (2001). Algal cover and sea urchin spacial distribution at Madeira Island. *Scientia Marina*, 65(4):383–392.
- Alves, J. & Kaufmann, M. J. (2003). Identification and seasonal succession of phytoplankton, meso- and macrozooplankton at the south coast of Madeira Island. *II Symposium of Island Ecosystems, 5-9 October, Funchal, Madeira Island, Portugal*.
- Andrade, C. A. P. & Albuquerque, F. M. M. (1995). Fish assemblages associated with bottom habitats on the South coast of Madeira. *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, Supl. 04-A:9–20.
- Araújo, R., Almeida, A. J., & 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. *Bocagiana*, 217:1–8.
- Audiffred, P. A. J. & Prud’homme van Reine, W. F. (1985). Marine algae of ilha Porto Santo and Deserta Grande (Madeira archipelago). (CANCAP project contribution No. 40). *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, 37(166):20–51.
- Augier, H. (1985). Première contribution a la cartographie des biocenoses marines benthiques de l’île de Madère. *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, 37(128):86–129.
- Bassi, D., Nebelsick, J. H., Checconi, A., Hohenegger, J., & Iryu, Y. (2009). Present-day and fossil rhodolith pavements compared: Their

- potential for analysing shallow-water carbonate deposits. *Sedimentary Geology*, 214(1-4):74–84.
- Bensoussan, N. & Gattuso, J.-P. (2007). Community primary production and calcification in a NW Mediterranean ecosystem dominated by calcareous macroalgae. *Marine Ecology Progress Series*, 334:37–45.
- Berning, B. (2012). Taxonomic notes on some Cheilostomata (Bryozoa) from Madeira. *Zootaxa*, 3236:36–54.
- Bianchi, C. N., Morri, C., Sartoni, G., & Wirtz, P. (1998). Sublittoral epibenthic communities around Funchal (Ilha da Madeira, NE Atlantic). *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, Supl. 05-A:59–80.
- Bieler, R., Granados-Cifuentes, C., Rawlings, T. A., Sierwald, P., & Collins, T. M. (2017). Non-native molluscan colonizers on deliberately placed shipwrecks in the Florida Keys, with description of a new species of potentially invasive worm-snail (Gastropoda: Vermetidae). *PeerJ*, 5:e3158.
- BIOMAERL team (1999). Final Report, BIOMAERL project. Technical Report EC Contract No. MAS3-CT95-0020.
- Blake, C. & Maggs, C. A. (2003). Comparative growth rates and internal banding periodicity of maerl species (Corallinales, Rhodophyta) from northern Europe. *Phycologia*, 42(6):606–612.
- Brito, A., Pascual, P. J., Falcón, J. M., Sancho, A., & González, G. (2002). *Peces de las Islas Canarias: catálogo comentado e ilustrado*. Francisco Lemus, La Laguna. OCLC: 679344902.
- Brock, R. E. (1982). A critique of the visual census method for assessing coral reef fish populations. *Bulletin of Marine Science*, 32(1):269–276.
- Brock, V. E. (1954). A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *Journal of Wildlife Management*, (18):297–308.
- Caldeira, R., Groom, S., Miller, P., Pilgrim, D., & Nezlin, N. (2002). Sea-surface signatures of the island mass effect phenomena around Madeira Island, Northeast Atlantic. *Remote Sensing of Environment*, 80(2):336–360.
- Cancela da Fonseca, L., Guerreiro, J., & Gil, J. (1995). Note on the macrozoobenthos of the upper level sediments of Porto Santo Island (Madeira, Portugal). *Boletim do Museu Municipal do Funchal (História Natural)*, Supl.04-A:233–252.
- Chainho, P., Fernandes, A., Amorim, A., Ávila, S. P., Canning-Clode, J., Castro, J. J., Costa, A. C., Costa, J. L., Cruz, T., Gollasch, S., Grazziotin-Soares, C., Melo, R., Micael, J., Parente, M. I., Semedo, J., Silva, T., Sobral, D., Sousa, M., Torres, P., Veloso, V., & Costa, M. J.



- (2015). Non-indigenous species in Portuguese coastal areas, coastal lagoons, estuaries and islands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167:199–211.
- Delgado, C. (1998). *Caracterização Faunística, Batimétrica e Geomorfológica Da Reserva Natural Do Garajau Parque Natural Da Madeira*. Relatório de estágio de Licenciatura, Universidade do Porto, Porto.
- Fabi, G., Scarcella, G., Spagnolo, A., Bortone, S. A., Charbonnel, E., Goutayer, J. J., Haddad, N., Lök, A., & Trommelen, M. (2015). Practical guidelines for the use of artificial reefs in the Mediterranean and the Black Sea. Technical Report 96, General Fisheries Commission for the Mediterranean, Rome.
- Foster, M. S., Amado Filho, G. M., Kamenos, N. A., Riosmena-Rodríguez, R., & Steller, D. L. (2013). Rhodoliths and Rhodolith Beds. *Smithsonian Contributions to the Marine Sciences*, (39):143–155.
- Friedlander, A. M., Ballesteros, E., Clemente, S., Gonçalves, E. J., Estep, A., Rose, P., & Sala, E. (2017). Contrasts in the marine ecosystem of two Macaronesian islands: A comparison between the remote Selvagens Reserve and Madeira Island. *PLOS ONE*, 12(11):e0187935.
- Grasshoff, K., Ehrhardt, M., Kremling, K., & Anderson, L. G., editors (1999). *Methods of Seawater Analysis*. Wiley-VCH, Weinheim ; New York, 3rd edition.
- Harris, R., editor (2006). *ICES Zooplankton Methodology Manual*. Elsevier Acad. Press, San Diego, reprinted edition. OCLC: 836573489.
- Hernández, F., de Vera, A., & León, M. E. (2008). Biodiversidad pelágica atlántica: Canarias, Salvajes y Cabo Verde (campanas 1990 – 2005, Museo de Ciencias Naturales de Tenerife). *Vieraea*, 36:103–122.
- James, D. W., Foster, M. S., & O’Sullivan, J. (2006). Bryoliths (Bryozoa) in the Gulf of California. *Pacific Science*, 60(1):117–124.
- Johnson, M. E., da Silva, C. M., Santos, A., Baarli, B. G., Cachão, M., Mayoral, E. J., Rebelo, A. C., & Ledesma-Vázquez, J. (2011). Rhodolith transport and immobilization on a volcanically active rocky shore: Middle Miocene at Cabeço das Laranjas on Ilhéu de Cima (Madeira Archipelago, Portugal). *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 300(1-4):113–127.
- Kaufmann, M. J., Santos, F., & Maranhão, M. (2015). Checklist of nanno- and microphytoplankton off Madeira Island (Northeast Atlantic) with some historical notes. *Nova Hedwigia*, 101(1-2):205–232.



- Kohler, K. E. & Gill, S. M. (2006). Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers & Geosciences*, 32(9):1259–1269.
- Levring, T. (1974). The marine algae of the Archipelago of Madeira. *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, 28(125):5–111.
- Logan, A., Wirtz, P., & Swinnen, F. (2007). New record of Novocrania (Brachiopoda, Craniida) from Madeira, with notes on Recent brachiopod occurrences in the Macaronesian archipelagos. *Arquipélago - Life and Marine Sciences*, 24:17–22.
- Longhurst, A., Sathyendranath, S., Platt, T., & Caverhill, C. (1995). An estimate of global primary production in the ocean from satellite radiometer data. *Journal of Plankton Research*, 17(6):1245–1271.
- Malcolm, H. A., Cheal, A. J., & Thompson, A. A. (1999). Fishes of the Yongala historic shipwreck. Technical Report 26, CRC Reef Research Centre, Townsville. OCLC: 679319557.
- McTaggart, K., Johnson, G., Johnson, M., Delahoyde, F., & Swift, J. (2010). Notes on CTD/O₂ Data Acquisition and Processing Using Sea-Bird Hardware and Software (as available). In *The GO-SHIP Repeat Hydrography Manual: A Collection of Expert Reports and Guidelines. Version 1.*, volume IOCCP Report;14 of ICPO Publication Series, page 10pp.
- 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.
- Murray, S. N., Ambrose, R. F., & Dethier, M. N. (2006). *Monitoring Rocky Shores*. University of California Press, Berkeley.
- Nelson, W. A. (2009). Calcified macroalgae - critical to coastal ecosystems and vulnerable to change: A review. *Marine and Freshwater Research*, 60(8):787.
- Neto, A. I., Cravo, D. C., & Haroun, R. T. (2001). Checklist of the benthic marine plants of the Madeira Archipelago. *Botanica marina*, 44(4):391–414.
- Packmor, J. (2013). Rhizotrichidae Por, 1986 (Copepoda: Harpacticoida) of Madeira and Porto Santo: Description of two new species of the genus *Tryphoema* Monard, 1926. *Marine Biodiversity*, 43(4):341–361.
- Packmor, J. & George, K. H. (2016). Littoral Harpacticoida (Crustacea: Copepoda) of Madeira and Porto Santo (Portugal). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 98(01):171–182.



- Perkol-Finkel, S., Shashar, N., & Benayahu, Y. (2006). Can artificial reefs mimic natural reef communities? The roles of structural features and age. *Marine Environmental Research*, 61(2):121–135.
- Ribeiro, C. (2008). *Comparison of Rocky Reef Fish Communities among Protected, Unprotected and Artificial Habitats in Madeira Island Coastal Waters Using Underwater Visual Techniques*. PhD, Universidade de Lisboa. Faculdade de Ciências, Lisboa.
- Ribeiro, C., Almeida, A. J., Araújo, R., Biscoito, M., & Freitas, M. (2005). Fish assemblages of Cais do Carvao Bay (Madeira Island) determined by the visual census technique. *Journal of Fish Biology*, 67(6):1568–1584.
- Riding, R., editor (1991). *Calcareous Algae and Stromatolites*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- Riosmena-Rodríguez, R., Nelson, W., & Aguirre, J., editors (2017). *Rhodolith/Maërl Beds: A Global Perspective*, volume 15 of *Coastal Research Library*. Springer International Publishing, Cham.
- Scuderi, D., Swinnen, F., & Templado, J. (2017). A new Vermetidae from the Eastern Atlantic: *Vermetus bieleri* n. sp. (Gastropoda Caenogastropoda). *Biodiversity Journal*, 8(4):907–914.
- Seaman, W., editor (2000). *Artificial Reef Evaluation: With Application to Natural Marine Habitats*. Marine science series. CRC Press, Boca Raton, Fla.
- Segers, W., Swinnen, F., & De Prins, R. (2009). *Marine Molluscs from the Portuguese Province of Madeira. Madeira and Selvagens Archipelago*.
- Souto, J., Ramalhosa, P., & Canning-Clode, J. (2016). Three non-indigenous species from Madeira harbors, including a new species of *Parasmittina* (Bryozoa). *Marine Biodiversity*.
- SRA (2014). *Estratégia Marinha para a subdivisão da Madeira*. Diretiva Quadro Estratégia Marinha, Secretaria Regional do Ambiente e dos Recursos Naturais, Funchal.
- Steller, D., Riosmena-Rodríguez, R., Foster, M., & Roberts, C. (2003). Rhodolith bed diversity in the Gulf of California: The importance of rhodolith structure and consequences of disturbance. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(S1):S5–S20.
- Stoner, A. (1985). *Penicillus Capitatus*: An algal island for macrocrustaceans. *Marine Ecology Progress Series*, 26:279–287.
- Underwood, A. J. (1991). Beyond BACI: Experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Marine and Freshwater Research*, 42(5):569–587.



- Verity, P. & Smetacek, V. (1996). Organism life cycles, predation, and the structure of marine pelagic ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 130:277–293.
- Walker, S. J. & Schlacher, T. A. (2014). Limited habitat and conservation value of a young artificial reef. *Biodiversity and Conservation*, 23(2):433–447.
- Whitehead, P. J., Bauchot, M., Hureau, J., Nielsen, J., & Tortonese, E., editors (1984). *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. Unesco, Paris.
- Wirtz, P. (1994). *Unterwasserführer Madeira - Kanaren - Azoren: Fische*. Naglschmid, Stuttgart.
- Wirtz, P. (2007). On a collection of hydroids (Cnidaria, Hydrozoa) from the Madeira archipelago. *Arquipélago - Life and Marine Sciences*, 24:11–16.
- Wirtz, P. (2013). Seven invertebrates new for the marine fauna of Madeira Archipelago. *Arquipélago - Life and Marine Sciences*, 31.
- Wirtz, P., Araújo, R., & Southward, A. J. (2006). Cirripedia of Madeira. *Helgoland Marine Research*, 60(3):207–212.
- Wray, J. L. (1977). *Calcareous Algae*. Number 4 in Developments in palaeontology and stratigraphy. Elsevier Scientific Pub. Co., Amsterdam ; New York : New York.



Anexos

Listas das espécies observadas no programa de monitorização

Tabela XIV: Abundâncias relativas (nº de observações categorizadas) dos diferentes taxa fitoplanctónicos nos vários locais e campanhas. Em branco=ausente, R=raro, C=comum, VF=muito frequente).

Taxon	Out 2016	Ver 2017	Out 2017	Ver 2016	Out 2016	Ver 2017	Out 2017	Ver 2016	Out 2016	Ver 2017	Out 2017
	Baixa do Cotrim			CORDECA			Baixa das bicudas				
Dinoflagelados											
<i>Amphisolenia bidentata</i>			R				R				C
<i>Ceratium arietinum</i>										R	R
<i>Ceratium azoricum</i>								R			
<i>Ceratium belone</i>						R				R	R
<i>Ceratium buceros</i>				R							
<i>Ceratium candelabrum</i>		VF	C	R		C	VF	R		R	VF
<i>Ceratium carriense</i>		R		R			C	R			C
<i>Ceratium cf. belone</i>			R								R
<i>Ceratium cf. extensum</i>			C				R				R
<i>Ceratium cf. falcatum</i>			R				R				
<i>Ceratium cf. fusus</i>			C				VF				VF
<i>Ceratium cf. gibberum</i>							R				
<i>Ceratium cf. humile</i>		R									
<i>Ceratium cf. incisum</i>			R				R				
<i>Ceratium cf. inflatum</i>							C				C
<i>Ceratium cf. karstenii</i>							R				
<i>Ceratium cf. macroceros</i>							VF				
<i>Ceratium cf. setaceum</i>										R	
<i>Ceratium cf. vultur</i>											R
<i>Ceratium concilians</i>		C	R	R			C				R
<i>Ceratium contortum</i>		R									
<i>Ceratium contrarium</i>		R	VF			R	VF			R	VF
<i>Ceratium declinatum</i>		VF	C	C		C	C			C	C
<i>Ceratium euarquatum</i>		C	C	R			C	R		R	VF
<i>Ceratium extensum</i>		C									
<i>Ceratium furca</i>		C		C				C		R	R
<i>Ceratium fusus</i>		C		R				C		R	VF

CORDECA - PROGRAMA DE MONITORIZAÇÃO

Taxon	Out 2016	Ver 2017	Out 2017	Ver 2016	Out 2016	Ver 2017	Out 2017	Ver 2016	Out 2016	Ver 2017	Out 2017
<i>Ceratium geniculatum</i>											R
<i>Ceratium gibberum</i>			R				R				R
<i>Ceratium gravidum</i>							R	R			
<i>Ceratium hexacanthum</i>			R	R			C	C			VF
<i>Ceratium inflatum</i>											C
<i>Ceratium karstenii</i>		C		R		C		R		R	
<i>Ceratium lunula</i>							R				
<i>Ceratium macroceros</i>		C	VF	R		C	VF	R		C	VF
<i>Ceratium macroceros gallicum</i>				R							
<i>Ceratium massiliense</i>				R				R			C
<i>Ceratium paradoxoides</i>			R				R				R
<i>Ceratium pentagonum</i>		VF	R	R		C	VF	C		R	C
<i>Ceratium pulchellum</i>		C	VF	R			VF	R			C
<i>Ceratium ranipes</i>			R	R			C			R	C
<i>Ceratium</i> spp.	R	VF	VF	C	R	VF	VF	R		VF	VF
<i>Ceratium strictum</i>						VF		R		VF	
<i>Ceratium symmetricum</i>		C	VF	R			VF			R	VF
<i>Ceratium teres</i>				C		R		R			
<i>Ceratium trichoceros</i>		C	R	VF		R	VF	C		R	C
<i>Ceratium tripos</i>		VF				VF		C		C	
<i>Ceratium tripos tripodioides</i>				R				R			
<i>Ceratium vultur</i>			R								R
<i>Ceratocorys horrida</i>		VF	C	VF		VF	VF	VF		VF	VF
<i>cf. Ceratocorys</i> sp.											R
<i>Cladopyxis cf. branchiolata</i>	R										
<i>Cladopyxis hemibrachiata</i>	R										
<i>Cladopyxis</i> sp.					R				R		
<i>Dinophysis caudata</i>		R				R					R
<i>Dinophysis</i> spp.		C	R				R			R	R
<i>Diplopsalis</i> sp.		R		R						R	
<i>Goniodoma polyedricum</i>		VF	R	VF		VF	VF	VF		VF	R
<i>Goniodoma</i> sp.				C				C			
<i>Gonyaulax cf. ceratocorooides</i>											R
<i>Gonyaulax cf. pacifica</i>			R								R
<i>Gonyaulax</i> spp.							C				R
<i>Ornithocercus cf. magnificus</i>		R									
<i>Ornithocercus magnificus</i>						C	R			C	
<i>Ornithocercus quadratus</i>				R			C	R			R
<i>Ornithocercus</i> sp.					R	R				C	
<i>Ornithocercus splendidus</i>							R				
<i>Ornithocercus steinii</i>		R	C	R			C	R			R
<i>Ornithocercus thumii</i>		R	R		R	R	C	R		R	R
<i>Phalacroma doryphorum</i>			R								
<i>Phalacroma rapa</i>		C	R			R				R	
<i>Phalacroma</i> sp.				R				R			
<i>Podolampas bipes</i>											R
<i>Podolampas</i> sp.				R							



Taxon	Out 2016	Ver 2017	Out 2017	Ver 2016	Out 2016	Ver 2017	Out 2017	Ver 2016	Out 2016	Ver 2017	Out 2017
<i>Podolampas spinifera</i>			R								
<i>Prorocentrum</i> sp.		R				R		R			
<i>Protoperdinium cf. divergens</i>			C				VF				C
<i>Protoperdinium cf. elegans</i>			C				R				
<i>Protoperdinium</i> spp.		VF	C	VF	R	VF	VF	VF	R	VF	R
<i>Pyrocystis cf. lanceolata</i>											C
<i>Pyrocystis fusiformis</i>	R	C	R	R		C	C	C	C	R	C
<i>Pyrocystis hamulus</i>	R						R				
<i>Pyrocystis lunula</i>	R						R				
<i>Pyrocystis pseudonocitluca</i>	R	VF	VF	VF		VF	VF	VF	C	VF	VF
<i>Pyrophacus</i> sp.		C							R	C	
<i>Pyrophacus steinii</i>	R	C	C	VF		VF	C	VF	R	VF	C
Diatomáceas											
<i>Asterolampira marylandica</i>	R		R		R		R				R
<i>Asterolampira</i> sp.	R										
<i>Bleakeleya notata</i>		R				R				R	
<i>Chaetoceros</i> spp.	R	C	R				C	C			VF
<i>Coscinodiscus</i> sp.				R							
Diatoms Centrales				R	R				R		
Diatoms Pennales				R		R	R		R	R	R
<i>Hemiaulus membranaceus</i>									R		
<i>Hemiaulus</i> spp.	VF	C	C		VF	VF	C		VF	VF	VF
<i>Hemidiscus</i> spp.	C		R	VF	R		R	C	R	R	R
<i>Isthmia cf. enervis</i>			R		R						R
<i>Isthmia enervis</i>									R		
<i>Isthmia</i> sp.										C	
<i>Lampriscus orbiculatum</i>					R				R		
<i>Licmophora</i> sp.		R		R				R	R		
<i>Nitzschia</i> sp.	R										
<i>Rhabdonema</i> spp.	R		R								R
<i>Rhizosolenia</i> spp.		VF	C		R	VF	VF		C	VF	VF
<i>Toxarium</i> sp.							R				
Outros											
Cyanophyta (spp.)	C		R	VF	VF		C	VF	VF		C
Dictyocha spp.			R		R		R		R		C



Taxon	Baixa do Cotrim				CORDECA				Baixa das bicudas			
	1	2	3	0	1	2	3	0	1	2	3	
Dinzoa	<i>Pyrocystis</i>	0,9	30,2	9,8	76,8	4,3	47,6	11,4	116,1	12,6	68,4	20,6
	<i>pseudonociluca</i>											
Radiozoa	Radiolaria	0,2	2,0	0,4	1,1	0,2	-	0,5	0,7	0,1	3,0	-
Cnidaria	Medusa	0,8	0,2	0,3	0,6	1,2	-	0,3	-	0,4	0,2	-
	Siphonophora	2,2	7,5	1,2	8,6	8,2	16,5	1,2	6,6	6,6	2,8	1,1
Annelida	Polychaeta	0,2	-	-	-	0,4	-	-	-	-	-	-
	Larvas de bivalve	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-
Mollusca	Larvas de	0,5	-	-	0,6	0,7	1,0	-	0,1	0,3	0,4	-
	Gastropoda											
	Pteropoda	0,1	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-
	Ostracoda	-	-	-	-	0,4	-	-	-	-	-	-
Arthropoda,	Cladocera	0,5	9,5	1,7	10,7	1,2	25,8	-	1,2	1,6	7,5	0,2
Crustacea	Amphipoda	0,2	0,2	-	-	-	-	-	0,4	-	0,2	-
	Copepoda	34,0	41,0	12,1	49,4	40,5	151,9	2,1	20,1	18,2	19,0	1,9
	Larvas de	5,4	2,9	1,0	5,6	5,3	20,7	0,2	4,3	2,5	0,6	0,2
	Crustacea											
Chaetognatha	Chaetognatha	-	0,2	0,5	-	0,1	6,2	-	-	-	0,4	-
Tunicata	Appendicularia	3,9	6,9	1,0	4,4	9,6	39,3	0,1	7,7	4,6	10,3	0,1
	Salpa	0,2	0,9	0,1	0,1	0,2	-	-	0,2	-	-	-
Vertebrata	Ovos de peixe	0,6	3,6	0,1	4,9	0,7	3,1	0,5	4,3	0,3	2,8	0,1
	Larvas de peixe	0,5	1,3	-	1,1	0,2	-	-	0,1	0,2	0,6	-
N. ident.	esfera transparente	0,1	-	-	0,3	-	-	-	1,0	-	-	-
	esfera opaca	0,2	1,3	-	3,5	0,1	2,1	-	6,3	0,2	0,8	-
	wormlike	1,1	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-

Tabela XV: Abundâncias específicas (indivíduos/m³) dos diferentes taxa zooplancônicos identificados nos vários locais e campanhas (0: Verão 2016, 1: Outono 2016, 2: Verão 2017, 3: Outono 2017).



Phylum	Taxa	Autoridade
Cyanophyta	Cianofita n.i.	
	Alga verde filamentosa n.i.	
	<i>Caulerpa prolifera</i>	(Forsskål) J.V.Lamouroux
Chlorophyta	<i>Caulerpa webbiana</i>	Montagne
	<i>Halimeda incrassata</i>	(J.Ellis) J.V.Lamouroux
	<i>Penicillus capitatus</i>	Lamarck
	<i>Valonia</i> sp.	
Ochrophyta	Alga castanha filamentosa n.i.	
	<i>Colpomenia sinuosa</i>	(Mertens ex Roth) Derbès & Solier
	<i>Dictyota</i> sp.	
	<i>Halopteris scoparia</i>	(Linnaeus) Sauvageau
	<i>Hydroclathrus clathratus</i>	(C.Agardh) M. Howe
	<i>Lobophora variegata</i>	(J.V.Lamouroux) Womersley ex E.C.Oliveira
	<i>Padina pavonica</i>	(Linnaeus) Thivy
	<i>Ralfsia verrucosa</i>	(Areschoug) Areschoug
	<i>Sargassum</i> sp.	
	Rhodophyta	Alga vermelha filamentosa n.i.
Alga vermelha n.i.		
<i>Asparagopsis taxiformis</i>		(Delille) Trevisan de Saint-Léon
<i>Jania</i> sp.		
<i>Liagora</i> sp.		
<i>Lithophyllum</i> sp.		
<i>Lithothamnion coralloides</i>		(P.L.Crouan & H.M.Crouan) P.L.Crouan & H.M.Crouan
<i>Peyssonellia</i> sp.		

Tabela XVI: Lista provisória dos taxa de macroalgas identificados durante as campanhas.

Tabela XVII: Lista dos taxa de macroinvertebrados inventariados durante as campanhas.

Phylum	Taxa	Autoridade
Annelida	<i>Ditropa</i> sp.	Berkeley, 1835
	<i>Hermodice carunculata</i>	(Pallas, 1766)
	<i>Lygdamis wirtzi</i>	Nishi & Nunez, 1999
	<i>Myxicola infundibulum</i>	(Montagu, 1808)
	Polychaeta sp.	Grube, 1850
	Polychaeta sp. 2	Grube, 1850
	<i>Sabella pavonina</i>	Savigny, 1822
	<i>Sabellaria</i> sp.	Lamarck, 1818
	Serpulidae	Rafinesque, 1815
	Arthropoda	<i>Balanus</i> spp.
<i>Calcinus tubularis</i>		(Linnaeus, 1767)
<i>Clibanarius aequabilis</i>		(Dana, 1851)
<i>Cryptosoma cristatum</i>		Brullé, 1837
Galatheidae		
<i>Lysmata grabhami</i>		(Gordon, 1935)
<i>Maja brachydactyla</i>		Balss, 1922
<i>Megabalanus</i> sp.		Hoek, 1913
Paguroidea		Latreille, 1802



CORDECA - PROGRAMA DE MONITORIZAÇÃO

Phylum	Taxa	Autoridade
	<i>Pagurus anachoretus</i>	Risso, 1827
	<i>Pagurus cuanensis</i>	Bell, 1846 bibliografia_final
	<i>Pagurus</i> sp.	Fabricius, 1775
	<i>Percnon gibbesi</i>	(H. Milne Edwards, 1853)
	<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	(Brullé, 1837)
	<i>Thor amboinensis</i>	de Man, 1888
	Bryozoa n.i.	
	<i>Bugula</i> sp.	Oken, 1815
	<i>Bugula</i> sp. 2	Oken, 1815
Bryozoa	<i>Favospora purpurea</i>	Souto, Kaufmann & Canning-Clode, 2015
	<i>Reptadeonella violacea</i>	(Johnston, 1847)
	<i>Rhynchozoon papuillerum</i>	Souto, Kaufmann & Canning-Clode, 2015
	<i>Schizoporella dunkeri</i>	(Reuss, 1848)
	<i>Scrupocellaria</i> sp.	
	Ascidacea	Blainville, 1824
	<i>Botryloides</i> sp.	Milne Edwards, 1841
Chordata	<i>Clavelina dellavallei</i>	(Zirpolo, 1825)
	<i>Clavelina lepadiformis</i>	(Müller, 1776)
	<i>Distaplia corolla</i>	Monniot F., 1974
	<i>Pyrosoma</i> sp.	Péron, 1804
	Actiniaria	
	Actiniaria 2	
	<i>Aglaophenia pluma</i>	(Linnaeus, 1758)
	<i>Alicia mirabilis</i>	Johnson, 1861
	<i>Antipathella</i> spp.	Brook, 1889
	<i>Antipathozoanthus macaronesicus</i>	(Ocana & Brito, 2003)
	Caryophylliidae	
	Ceriantharia	Perrier, 1893
Cnidaria	Hidrozoário n.i.	
	<i>Macrorhynchia philippina</i>	Kirchenpauer, 1872
	<i>Madracis</i> sp.	Milne Edwards & Haime, 1849
	<i>Pennaria disticha</i>	Goldfuss, 1820
	Scleractinia	Bourne, 1900
	<i>Stichopathes</i> sp.	Brook, 1889
	<i>Telmatactis cricoides</i>	(Duchassaing, 1850)
	<i>Telmatactis forskalii</i>	Hemprich & Ehrenberg in Ehrenberg, 1834
	<i>Veretillum cynomorium</i>	(Pallas, 1766)
	<i>Antedon bilida</i>	Pennant, 1777
	<i>Arbacia lixula</i>	(Linnaeus, 1758)
	<i>Astropecten aranciacus</i>	Linnaeus, 1758
	<i>Brissus unicolor</i>	Leske, 1778
	<i>Coscinasterias tenuispina</i>	(Lamarck, 1816)
	<i>Diadema africanum</i>	Rodríguez, Hernández, Clemente & Coppard, 2013
Echinodermata	<i>Echinaster sepositus</i>	(Retzius, 1783)
	<i>Holothuria sanctori</i>	Delle Chiaje, 1823
	<i>Marthasterias glacialis</i>	(Linnaeus, 1758)
	<i>Ophidiaster ophidianus</i>	(Lamarck, 1816)
	<i>Ophiopsila annulosa</i>	M. Sars, 1859



Phylum	Taxa	Autoridade
	Ophiuridae	
	<i>Sphaerechinus granularis</i>	(Lamarck, 1816)
	<i>Aplysia</i> sp.	Linnaeus, 1767
	<i>Bittium</i> sp.	Gray, 1847
	<i>Bursa</i> sp.	Röding, 1798
	<i>Calliostoma</i> sp.	
	<i>Columbella adansonii</i>	Menke, 1853
	<i>Ervilia castanea</i>	Montagu, 1803
	<i>Felimare picta</i>	(Schultz in Philippi, 1836)
	<i>Flexopecten flexuosus</i>	(Poli, 1795)
	<i>Gibbula magus</i>	Linnaeus, 1758
	<i>Jujubinus exasperatus</i>	(Pennant, 1777)
Mollusca	<i>Monoplex parthenopeus</i>	(Salis Marschliins, 1793)
	<i>Octopus vulgaris</i>	Cuvier, 1797
	<i>Patella aspera</i>	Röding, 1798
	<i>Patella candei</i>	d'Orbigny, 1840
	<i>Pecten</i> sp.	
	<i>Pinna rudis</i>	Linnaeus, 1758
	<i>Semicassis granulata</i>	(Born, 1778)
	<i>Spondylus senegalensis</i>	Schreibers, 1793
	<i>Stramonita haemastoma</i>	(Linnaeus, 1767)
	<i>Turritella turbona</i>	Monterosato, 1877
	<i>Umbraculum mediterraneum</i>	
	<i>Venus verrucosa</i>	Linnaeus, 1758
	<i>Aaptos aaptos</i>	Schmidt, 1864
	<i>Aplysina aerophoba</i>	(Nardo, 1833)
	<i>Batzella inops</i>	(Topsent, 1891)
	<i>Callyspongia (Callyspongia) simplex</i>	Burton, 1956
	<i>Ciathria</i> sp.	Schmidt, 1862
	<i>Ircinia</i> spp.	Nardo, 1833
	<i>Petrosia</i> sp.	(Poiret, 1789)
	<i>Phorbas fictitius</i>	(Bowerbank, 1866)
Porifera	Porifera n.i.	
	Porifera n.i. 2	
	Porifera n.i. 3	
	Porifera n.i. 4	
	Porifera n.i. 5	
	Porifera n.i. 6	
	Porifera n.i. 7	
	Porifera n.i. 8	
	<i>Sycon</i> sp.	Risso, 1827



Tabela XVIII: Lista dos taxa de peixes inventariados durante as campanhas.

Família	Taxa	Autoridade
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	(Linnaeus, 1758)
Balistidae	<i>Balistes capricus</i>	Gmelin, 1789
Blenniidae	Blenniidae	Rafinesque, 1810
	<i>Ophioblennius atlanticus</i>	(Valenciennes 1836)
Bothidae	<i>Bothus podas</i>	(Delaroche, 1809)
	<i>Caranx crysos</i>	(Mitchill, 1815)
	<i>Pseudocaranx dentex</i>	(Bloch & Schneider, 1801)
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>	(Risso 1810)
	<i>Seriola rivoliana</i>	Valenciennes in Cuvier & Valenciennes 1833
	<i>Trachurus</i> sp.	Rafinesque, 1810
Congridae	<i>Heteroconger longissimus</i>	Günther, 1870
Dasyatidae	<i>Dasyatis pastinaca</i>	(Linnaeus, 1758)
	<i>Taeniurops grabatus</i>	(Geoffroy St. Hilaire 1817)
Gobiesocidae	<i>Lepadogaster</i> sp.	Goüan, 1770
Gobiidae	<i>Gnatholepis thompsoni</i>	Bleeker, 1874
Haemulidae	<i>Pomadasys incisus</i>	(Bowdich, 1825)
	<i>Bodianus scrofa</i>	(Valenciennes, 1839)
	<i>Coris julis</i>	(Linnaeus, 1758)
Labridae	<i>Symphodus mediterraneus</i>	(Linnaeus, 1758)
	<i>Symphodus trutta</i>	(Lowe 1833)
	<i>Thalassoma pavo</i>	(Linnaeus, 1758)
	<i>Xyrichtys novacula</i>	(Linnaeus, 1758)
Mugilidae	Mugilidae	Jarocki, 1822
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	(Linnaeus, 1758)
Muraenidae	<i>Enchelycore anatina</i>	(Lowe, 1838)
	<i>Gymnothorax unicolor</i>	(Delaroche, 1809)
Muraenidae	<i>Muraena augusti</i>	(Kaup, 1856)
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>	(Linnaeus, 1758)
	<i>Pteromylaeus bovinus</i>	(Geoffroy St. Hilaire 1817)
Myliobatiformes	<i>Gymnura altavela</i>	(Linnaeus, 1758)
Phycidae	<i>Phycis phycis</i>	(Linnaeus, 1766)
Pomacentridae	<i>Chromis limbata</i>	(Cuvier in Cuvier and Valenciennes, 1830)
	<i>Similiparma lurida</i>	(Cuvier, 1830)
Scaridae	<i>Sparisoma cretense</i>	(Linnaeus, 1758)
Scorpaenidae	<i>Scorpaena maderensis</i>	Valenciennes 1833
	<i>Epinephelus marginatus</i>	(Lowe, 1834)
Serranidae	<i>Mycteroperca fusca</i>	(Lowe, 1838)
	<i>Serranus atricauda</i>	Günther 1874
	<i>Boops boops</i>	(Linnaeus, 1758)
	<i>Dentex gibbosus</i>	(Rafinesque, 1810)
	<i>Diplodus cervinus</i>	(Lowe, 1838)
	<i>Diplodus sargus</i>	(Linnaeus, 1758)
	<i>Diplodus vulgaris</i>	(Geoffroy Saint-Hilaire, 1810)
	<i>Lithognathus mormyrus</i>	(Linnaeus, 1758)
Sparidae	<i>Oblada melanura</i>	(Linnaeus, 1758)



Familia	Taxa	Autoridade
	<i>Pagellus acarne</i>	(Risso, 1827)
	<i>Pagellus erythrinus</i>	(Linnaeus, 1758)
	<i>Pagrus pagrus</i>	(Linnaeus, 1758)
	<i>Sarpa salpa</i>	(Linnaeus, 1758)
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	(Linnaeus, 1758)
Sphyracnidae	<i>Sphyracna viridensis</i>	Cuvier in Cuvier & Valenciennes 1829
Synodontidae	<i>Synodus saurus</i>	(Linnaeus, 1758)
	<i>Synodus synodus</i>	(Linnaeus, 1758)
Tetraodontidae	<i>Canthigaster capistrata</i>	(Lowe, 1839)
	<i>Sphoeroides marmoratus</i>	(Lowe 1838)
Torpedinidae	<i>Torpedo marmorata</i>	Risso 1810
Trachinidae	<i>Trachinus draco</i>	Linnaeus, 1758
Tripterygiidae	<i>Tripterygion delaisi</i>	Cadenat & Blache 1970



Índices de diversidade e riqueza específica

Campanha	Local	Nº de espécies
Verão 2016	Controlo areia	2
	Baixa das bicudas	4
	Baixa do Cotrim	4
	CORDECA	4
	Enrocamento	12
Outono 2016	Controlo areia	2
	Baixa das bicudas	4
	Baixa do Cotrim	5
	CORDECA	3
	CORDECA recife	5
	Enrocamento	5
Verão 2017	Controlo areia	3
	Baixa das bicudas	6
	Baixa do Cotrim	7
	CORDECA	5
	CORDECA recife	8
	Enrocamento	14
Outono 2017	Madeirense	3
	Controlo areia	4
	Baixa das bicudas	6
	Baixa do Cotrim	6
	CORDECA	5
	CORDECA recife	11
	Enrocamento	10
Madeirense	6	

Tabela XIX: Número de espécies de macroalgas obtido com a conjugação dos dados de todas as técnicas utilizadas.



Campanha	Local	Diversidade	Nº de espécies	Equitabilidade
Verão 2016	Controlo areia	0,4813083	4	0,3471906
	CORDECA	0,0646745	4	0,0466528
	Baixa das bicudas	1,5529057	14	0,588432
	Baixa do Cotrim	1,601039	12	0,6443055
	Enrocamento	1,5518721	15	0,5730588
Outono 2016	Controlo areia	0,0773375	2	0,1115744
	CORDECA	0,2933618	4	0,2116158
	Baixa das bicudas	1,5105711	11	0,6299571
	Baixa do Cotrim	1,4279793	13	0,5567281
	CORDECA recife	0,663225	9	0,3018467
	Enrocamento	1,565673	10	0,6799631
Verão 2017	Controlo areia	0,6290556	4	0,4537677
	CORDECA	0,2727256	10	0,1184432
	Baixa das bicudas	1,5578784	10	0,676578
	Baixa do Cotrim	1,7505656	15	0,6464303
	CORDECA recife	1,3990288	18	0,4840307
	Enrocamento	1,9750649	16	0,7123541
Outono 2017	Controlo areia	1,2740087	5	0,7915861
	CORDECA	1,1922201	7	0,6126799
	Baixa das bicudas	1,9862255	13	0,7743722
	Baixa do Cotrim	1,2935313	12	0,5205553
	CORDECA recife	1,7059969	15	0,6299724
	Enrocamento	1,491028	8	0,7170329

Tabela XX: Índices de diversidade calculados a partir dos dados de percentagem de cobertura da comunidade bentónica para os vários locais e campanhas.



Campanha	Local	Nº espécies
Verão 2016	Controlo areia	7
	Baixa das bicudas	40
	Baixa do Cotrim	26
	CORDECA	12
	Enrocamento	18
Outono 2016	Controlo areia	5
	Baixa das bicudas	22
	Baixa do Cotrim	29
	CORDECA	11
	CORDECA recife	8
Verão 2017	Enrocamento	19
	Controlo areia	10
	Baixa das bicudas	39
	Baixa do Cotrim	43
	CORDECA	14
	CORDECA recife	28
Outono 2017	Enrocamento	21
	Madeirense	14
	Controlo areia	7
	Baixa das bicudas	37
	Baixa do Cotrim	31
	CORDECA	8
	CORDECA recife	23
	Enrocamento	19
	Madeirense	18

Tabela XXI: Número de espécies de macroinvertebrados obtidos com os dados dos censos visuais qualitativos.



Campanha	Local	Diversidade	Nº de espécies	Equitabilidade
Verão 2016	Controlo areia	0,3934349	2	0,5676065
	Baixa das bicudas	0,2751742	5	0,1709754
	Baixa do Cotrim	0,2997768	3	0,2728686
	CORDECA	0,1925973	2	0,2778592
	Enrocamento	1,4062723	6	0,7848555
Outono 2016	Controlo areia	0	0	0
	Baixa das bicudas	0,2460873	5	0,1529026
	Baixa do Cotrim	0,4893601	4	0,3529987
	CORDECA	0,2310491	1	-
	CORDECA recife	0	0	0
	Enrocamento	1,2492113	6	0,6971981
Verão 2017	Controlo areia	0,3371348	1	-
	Baixa das bicudas	0,2310167	4	0,1666433
	Baixa do Cotrim	0,4105981	4	0,2961839
	CORDECA	0,4930002	2	0,711249
	CORDECA recife	0,8403202	3	0,7648924
	Enrocamento	1,3003751	6	0,7257532
	Madeirense	0	1	-
Outono 2017	Controlo areia	0	0	0
	Baixa das bicudas	0,1658096	4	0,1196063
	Baixa do Cotrim	0,4812637	4	0,3471584
	CORDECA	0,1155245	1	-
	CORDECA recife	0,7417496	3	0,6751696
	Enrocamento	1,1259873	4	0,8122282
	Madeirense	0	1	-

Tabela XXII: Índices de diversidade de macroinvertebrados obtidos com os dados dos censos visuais quantitativos.



Campanha	Local	Nº de espécies
Verão 2016	Controlo areia	4
	Baixa das bicudas	14
	Baixa do Cotrim	10
	CORDECA	2
	Enrocamento	19
Outono 2016	Controlo areia	7
	Baixa das bicudas	14
	Baixa do Cotrim	14
	CORDECA	8
	CORDECA recife	8
Verão 2017	Enrocamento	20
	Controlo areia	4
	Baixa das bicudas	13
	Baixa do Cotrim	22
	CORDECA	10
	CORDECA recife	15
	Enrocamento	18
Madeirense	19	
Outono 2017	Controlo areia	6
	Baixa das bicudas	13
	Baixa do Cotrim	14
	CORDECA	7
	CORDECA recife	22
	Enrocamento	14
	Madeirense	24

Tabela XXIII: Número de espécies da ictiofauna obtidos com a conjugação dos dados de todas as técnicas utilizadas.



Campanha	Local	Diversidade	Nº de espécies	Equitabilidade
Verão 2016	Controlo areia	0	0	0
	Baixa das bicudas	0,8071965	7	0,414817
	Baixa do Cotrim	1,181653	6	0,6594931
	CORDECA	0	1	ND
	Enrocamento	1,5861583	7	0,8151241
Outono 2016	Controlo areia	0,6311642	2	0,9105775
	Baixa das bicudas	1,0644811	7	0,5470351
	Baixa do Cotrim	1,0805091	6	0,6030436
	CORDECA	0,4944805	2	0,7133846
	CORDECA recife	0,4443209	3	0,4044383
	Enrocamento	1,2658821	6	0,7065023
Verão 2017	Controlo areia	0,4431502	2	0,6393305
	Baixa das bicudas	0,8238235	8	0,3961754
	Baixa do Cotrim	1,3989803	9	0,6367034
	CORDECA	0,7013043	3	0,6383547
	CORDECA recife	0,7788483	6	0,4346835
	Enrocamento	1,5713516	8	0,7556604
	Madeirense	1,0261371	12	0,412948
Outono 2017	Controlo areia	0,5240001	3	0,4769654
	Baixa das bicudas	1,2190045	10	0,5294069
	Baixa do Cotrim	1,4130997	8	0,6795573
	CORDECA	0,841003	4	0,6066554
	CORDECA recife	1,4919059	9	0,6789956
	Enrocamento	1,3852219	6	0,7731071
	Madeirense	1,5050056	13	0,5867584

Tabela XXIV: Índices de diversidade da ictiofauna obtidos com os dados dos censos visuais quantitativos.



