

Monitorização da área marinha do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina

Relatório de síntese

2021



Sistemas de Informação e Monitorização da Biodiversidade Marinha das Áreas
Classificadas do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina – MARSW
(POSEUR-03-2215-FC-000046; <https://marsw.pt/>)

Monitorização da área marinha do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina

Relatório de síntese do projeto MARSW - Sistemas de Informação e Monitorização da Biodiversidade Marinha das Áreas Classificadas do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (POSEUR-03-2215-FC-000046).

2021

Castro, J.J., Quintella, B.R., Afonso, C.M.L., Almeida, P.R., Andrade, M., Antunes, M., Belackova, A., Bentes, L., Celestino, S., Coelho, P., Comas, R., Costa, A., Costa, J.L., Cruz, T., Dorcier, P., Espírito Santo, C., Henriques, N.S., Horta e Costa, B., Jacinto, D., Marques, J.P., Monteiro, P., Oliveira, F., Palacín-Fernández, L., Pinto, B., Pontes, J., Quiles-Pons, C., Rangel, M., Silva, A.F., Silva, T., Sousa, I., Teodoro, P. e Gonçalves, J.M.S.

Coordenação e execução



Beneficiário



Parceiro institucional



Cofinanciamento



FUNDO AMBIENTAL



Citação recomendada

Castro, J.J., Quintella, B.R., Afonso, C.M.L., Almeida, P.R., Andrade, M., Antunes, M., Belackova, A., Bentes, L., Celestino, S., Coelho, P., Comas, R., Costa, A., Costa, J.L., Cruz, T., Dorcier, P., Espírito Santo, C., Henriques, N.S., Horta e Costa, B., Jacinto, D., Marques, J.P., Monteiro, P., Oliveira, F., Palacín-Fernández, L., Pinto, B., Pontes, J., Quiles-Pons, C., Rangel, M., Silva, A.F., Silva, T., Sousa, I., Teodoro, P. e Gonçalves, J.M.S., 2021. *Monitorização da área marinha do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina*. Relatório de síntese, projeto MARSW - Sistemas de Informação e Monitorização da Biodiversidade Marinha das Áreas Classificadas do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Universidade de Évora, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, CCMAR – Centro de Ciências do Mar e Universidade do Algarve. 380 pp.

Agradece-se às pessoas e entidades que colaboraram no desenvolvimento do projeto MARSW e na obtenção dos dados apresentados neste relatório, como a Associação de Armadores de Pesca Artesanal e do Cerco do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, a Associação de Pescadores do Portinho da Arrifana e Costa Vicentina, a Associação de Armadores de Pesca de Sagres, a Câmara Municipal de Aljezur (Museu do Mar e da Terra da Carrapateira), a Capitania do Porto de Sines, a Capitania do Porto de Lagos, a Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos, a Docapesca, S.A. (lota e porto de pesca de Sagres), o Instituto Português do Mar e da Atmosfera, vários pescadores da costa alentejana e algarvia, e alunos das Universidades do Algarve, de Évora e de Lisboa.

O trabalho que envolveu a monitorização dos movimentos de meros criados em cativeiro na Estação Piloto de Piscicultura de Olhão foi realizado com a colaboração dos seguintes colegas do IPMA: Pedro Lino, Marisa Barata, Ana Mendes, Florbela Soares, Pedro Pousão e Diogo Teixeira.

Os autores gostariam também de agradecer a Pedro Lino (IPMA), Esben Olsen e Even Moland (IMR, Noruega) pela consultoria e disponibilização de equipamento de telemetria acústica, mas também ao pescador João Galhardo pela sua ajuda na captura de sargos para marcação e ao Eugénio Arez e seu pai (APPACV e Arrifana Boat Tours), bem como ao Rodrigo Clímaco (Algarve Dolphin Lovers) e a André Ferreira (Divers Cape) pela ajuda na logística marítima e pela disponibilização de boias particulares para colocação de recetores acústicos. Agradecemos ao *skipper* Isidoro Costa, e também aos investigadores Pedro Veiga, Paulo Gavaia, Karim Erzini, Vincent Laizé, Marco Tarasco, Ben Schmid e Juan Capaz, pela colaboração nas amostragens de pesca experimental embarcada.

Para além do financiamento oficialmente referenciado, este trabalho recebeu cofinanciamento da FCT - Fundação para a Ciência e Tecnologia, através do projeto UIDB/04326/2020. M.R. recebeu financiamento da FCT através de uma bolsa de pós-doutoramento (SFRH/BPD/116307/ 2016) e B.H.C. foi apoiada por fundos nacionais da FCT no âmbito da Norma Transitória DL57/2016/CP1361/CT0038.

As fotografias da capa foram obtidas por vários investigadores do projeto MARSW. A maioria destas fotografias é apresentada no presente relatório, sendo o seu autor referido. As restantes e o seu autor são apresentados na página de *internet* deste projeto (<https://marsw.pt/galeria/>).

Índice

	Página
Resumo	v
1. Introdução	1
2. Habitats e espécies prioritários em ambientes subtidais	4
2.1. Censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo	4
2.1.1. Enquadramento e objetivos	4
2.1.2. Costa vicentina	8
2.1.2.1. Metodologia	8
2.1.2.2. Resultados e discussão	14
2.1.2.3. Anexos	64
2.1.3. Costa alentejana	77
2.1.3.1. Metodologia	77
2.1.3.2. Resultados e discussão	88
2.2. Censos visuais por vídeo estéreo	111
2.2.1. Enquadramento e objetivos	111
2.2.2. Costa vicentina	114
2.2.2.1. Câmaras iscadas de vídeo estéreo	114
2.2.2.1.1. Metodologia	114
2.2.2.1.2. Resultados e discussão	119
2.2.2.2. Câmaras de vídeo estéreo operadas por mergulhador	130
2.2.2.2.1. Metodologia	130
2.2.2.2.2. Resultados e discussão	133
2.2.2.3. Anexos	139
2.2.3. Costa alentejana - câmaras iscadas de vídeo estéreo	141
2.2.3.1. Metodologia	141
2.2.3.2. Resultados e discussão	146
2.3. Pesca experimental	149
2.3.1. Enquadramento e objetivos	149
2.3.2. Costa vicentina	149
2.3.2.1. Pesca experimental com redes de tresmalho	152
2.3.2.1.1. Metodologia	152
2.3.2.1.2. Resultados e discussão	155
2.3.2.2. Pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana	164
2.3.2.2.1. Metodologia	164
2.3.2.2.2. Resultados e discussão	168
2.3.2.3. Anexos	175
2.3.3. Costa alentejana	179
2.3.3.1. Pesca experimental com redes de emalhar e de arrasto	180
2.3.3.1.1. Metodologia	180
2.3.3.1.2. Resultados e discussão	185

2.3.3.2. Pesca experimental apeada com linha, anzol e cana	221
2.3.3.2.1. Metodologia	221
2.3.3.2.2. Resultados e discussão	225
2.3.3.3. Pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana	231
2.3.3.3.1. Metodologia	231
2.3.3.3.2. Resultados e discussão	235
2.4. Avaliação do dimensionamento das áreas de proteção com biotelemetria acústica	241
2.4.1. Enquadramento e objetivos	241
2.4.2. Costa vicentina	244
2.4.2.1. Metodologia	244
2.4.2.2. Resultados e discussão	249
2.4.3. Costa alentejana	256
2.4.3.1. Metodologia	256
2.4.3.2. Resultados e discussão	262
3. Habitats e espécies prioritários em ambientes entremarés e/ou subtidais pouco profundos - censos visuais diretos em recifes	276
3.1. Enquadramento e objetivos	276
3.2. Costa vicentina	278
3.2.1. Metodologia	280
3.2.2. Resultados e discussão	290
3.2.3. Anexos	324
3.3. Costa alentejana	339
3.3.1. Metodologia	339
3.3.2. Resultados e discussão	343
4. Conclusões gerais	349
5. Referências bibliográficas	359

Resumo

Na área marinha do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV), que se estende até 2 km da linha de costa, foi criado em 2011, com a revisão do Plano de Ordenamento deste parque, o Parque Marinho do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PMSACV), que passou a integrar áreas especiais de proteção onde a pesca é total ou parcialmente interdita, e onde outras atividades humanas são condicionadas.

As áreas oceânicas deste tipo com mais restrições são designadas no atual Plano de Ordenamento do PNSACV como áreas de proteção parcial do tipo I (PPI) ou áreas de proteção total (PT). No presente trabalho, estas PPI e PT foram designadas por áreas marinhas protegidas (AMP), embora todo o PMSACV deva também ser considerado uma AMP. Com efeito, algumas restrições desse tipo foram aplicadas na restante área marinha do PNSACV, designada neste Plano de Ordenamento por área de proteção complementar (PC).

Considerando globalmente esta proteção marinha, em especial das PPI devido à sua maior extensão, fizemos perguntas como as seguintes:

- que efeitos tem esta proteção no ambiente marinho e na pesca do PMSACV?
- esta proteção altera a biodiversidade e aumenta a quantidade e o tamanho de peixes e mariscos nas AMP deste parque marinho?
- estes efeitos também se fazem sentir fora das AMP, e mudaram desde a sua criação?

O projeto MARSW pretendeu responder a estas perguntas através de estudos científicos de avaliação e monitorização dos efeitos da proteção marinha no PNSACV, sendo apresentados no presente relatório os principais estudos desenvolvidos neste e noutros projetos (por exemplo, PROTECT), e os respetivos resultados. Parte dos resultados apresentados neste relatório não foi publicada, pelo que a sua apresentação e discussão neste relatório, em conjunto com as de resultados publicados, é original e acentua a elevada importância deste trabalho como revisão completa e atualizada da informação científica relevante acerca da avaliação e monitorização da proteção marinha do PNSACV.

Considerando as conclusões dos estudos de avaliação e monitorização dos efeitos da proteção marinha no PNSACV desenvolvidos no projeto MARSW, dois aspetos comuns são de destacar.

Em primeiro lugar, foi evidente em vários estudos a deteção de efeitos significativos, diretos e indiretos, da proteção marinha implementada desde 2011 no PMSACV, tanto ao nível da biodiversidade, medida através do número de espécies ou da estrutura de comunidades de peixes, invertebrados ou algas, como da quantidade e qualidade de diversos recursos pesqueiros, avaliadas pela quantificação da abundância, do tamanho ou da biomassa de peixes e mariscos com importância para a pesca. Comparados com efeitos deste tipo detetados no PMSACV e no início da implementação desta proteção, entre 2011 e 2013, os estudos do projeto MARSW, desenvolvidos entre sete a nove anos após a proteção de 2011,

registaram efeitos com maior abrangência espacial e temporal, em mais comunidades e recursos pesqueiros, e com maior magnitude. Através de estudos sobre o movimento de peixes, também foi evidente e confirmado, relativamente a estudos realizados no PMSACV e no início da implementação, que as PPI deste parque, apesar de serem relativamente pequenas, podem contribuir de modo importante para a conservação de espécies com elevada importância para a pesca, como o sargo-legítimo. Foi assim demonstrado que o programa de proteção marinha implementado em 2011 no PMSACV está a ser bem-sucedido e pode dar um importante contributo para a conservação da biodiversidade marinha e dos recursos pesqueiros deste parque, bem como para o desenvolvimento económico desta região, nomeadamente através de benefícios diretos e indiretos da pesca e do turismo da natureza.

Estes bons resultados foram obtidos apesar de se poder considerar que é fraco o esforço desenvolvido na implementação destas medidas de proteção, visto a gestão *in situ* ser pouco ativa, não haver sinalização ou suficiente informação no terreno acerca das áreas de proteção, e a fiscalização não parecer ser frequente e consistente, atendendo a vários indícios da ocorrência de pesca ilegal detetados neste projeto em áreas de proteção. A não observação de efeitos da proteção nalguns estudos deste projeto poderá ser em parte devida ao incumprimento de restrições da pesca nas PPI e PT.

Em segundo lugar, foi comum a constatação da importância crucial de continuar a avaliar estes efeitos através de um programa regular de monitorização da diversidade, abundância e tamanho ou biomassa em comunidades e recursos pesqueiros do PMSACV. Este programa permitirá aumentar o conhecimento científico necessário para suportar e aconselhar a gestão desta área marinha, bem como para divulgar os resultados da sua proteção e contribuir para uma maior sensibilização pública das necessidades de proteção marinha e um maior envolvimento dos utilizadores locais na conservação marinha do PMSACV. O aumento desta sensibilização e deste envolvimento contribuirá para reduzir o neste projeto verificado incumprimento das medidas de proteção marinha deste parque, cuja extensa costa exige um elevado esforço de vigilância.



1. Introdução

Cabo Sardão (foto de João Castro).

Na área marinha do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV), que se estende até 2 km da linha de costa, foi criado em 2011, com a revisão do Plano de Ordenamento¹ deste parque, o Parque Marinho do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PMSACV), que passou a integrar áreas especiais de proteção onde a pesca é total ou parcialmente interdita, e onde outras atividades humanas são condicionadas (figura 1.1).

As áreas deste tipo com mais restrições são designadas no atual Plano de Ordenamento do PNSACV (POPNSACV) como áreas de proteção parcial do tipo I (PPI), áreas de proteção parcial do tipo II ou áreas de proteção total (PT). No presente trabalho, estas PPI e PT são designadas por áreas marinhas protegidas (AMP), embora todo o PMSACV deva também ser considerado uma AMP. Com efeito, algumas restrições desse tipo foram aplicadas na restante área marinha do PNSACV, designada neste Plano de Ordenamento por área de proteção complementar (PC).



Figura 1.1- Área marinha do PNSACV e seu zonamento após a revisão do Plano de Ordenamento efetuada em 2011: a azul, áreas de proteção complementar; a amarelo, áreas de proteção parcial do tipo I²; a vermelho, áreas de proteção total (logotipo do PNSACV adaptado de <https://www.icnf.pt/>).

¹ Resolução do Conselho de Ministros 11-B/2011, de 4 de fevereiro, que publica o atual Plano de Ordenamento do PNSACV (POPNSACV).

² O nome da PPI do Rogil corresponde ao referido no POPNSACV como área envolvente da Arrifana.

Nesta área de proteção complementar, bem como em áreas marinhas adjacentes, a pesca é regularmente exercida com fins comerciais, de lazer ou de subsistência alimentar, e pode ser intensa em determinados períodos e locais (Castro & Cruz, 2009; Veiga *et al.*, 2010, 2013; Cruz *et al.*, 2015; Castro *et al.*, 2020). Nalgumas AMP deste parque, como as da Ilha do Pessegueiro, do Cabo Sardão e dos Ilhotes do Martinhal, bem como nalgumas PT, como as Pedras da Agulha, das Gaivotas e do Gigante (figura 1.1), a pesca lúdica é interdita desde 2009³.

Considerando globalmente esta proteção marinha, em especial das PPI devido à sua maior extensão, podemos fazer perguntas como as seguintes:

- que efeitos tem esta proteção no ambiente marinho e na pesca do PMSACV?
- esta proteção altera a biodiversidade e aumenta a quantidade e o tamanho de peixes e mariscos nas AMP deste parque marinho?
- estes efeitos também se fazem sentir fora das AMP, e mudaram desde a sua criação?

O projeto MARSW pretende responder a estas perguntas através de estudos científicos que avaliem e monitorizem os efeitos da proteção marinha no PNSACV, sendo apresentados no presente relatório os principais estudos e respetivos resultados destas avaliação e monitorização desenvolvidas neste e noutros projetos. Parte dos resultados apresentados neste relatório não foi publicada, pelo que a sua apresentação e discussão neste relatório, em conjunto com as de resultados publicados, é original e acentua a elevada importância deste trabalho como revisão completa e atualizada da informação científica relevante acerca da avaliação e monitorização da proteção marinha do PNSACV.

De acordo com o modelo proposto por Quintella *et al.* (2019), a monitorização da área marinha do PNSACV deverá considerar os efeitos da proteção dos valores naturais marinhos, a atividade pesqueira e outras atividades humanas, e processos de gestão e vigilância. Atendendo a que a monitorização da atividade pesqueira e de outras atividades humanas, e de alguns processos de gestão e vigilância, foi apresentada em anteriores relatórios do projeto MARSW (Castro *et al.*, 2020; Monteiro *et al.*, 2020), o presente relatório é exclusivamente dedicado aos estudos de monitorização dos efeitos da proteção marinha neste parque natural.

Nestes relatórios do projeto MARSW (Quintella *et al.*, 2019; Castro *et al.*, 2020; Monteiro *et al.*, 2020), bem como em Horta e Costa *et al.* (2018), tendo como base o conhecimento científico obtido nos estudos deste projeto e em estudos anteriores, foram referidas e documentadas as características e a importância ecológica e sócioeconómica do PMSACV, e foi fundamentada a necessidade de efetuar a sua regular monitorização, nomeadamente dos efeitos da proteção implementada, com vista a avaliar o seu sucesso e contribuir para a melhoria da sua gestão. Deste modo, nesta introdução ao presente relatório não serão repetidas as considerações a este respeito apresentadas nos mencionados relatórios deste projeto.

³ Portaria 143/2009, de 5 de fevereiro.



2. Habitats e espécies prioritários em ambientes subtidais

Amostragem de epifauna no PNSACV (foto de Inês Sousa).

2.1. Censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo

2.1.1. Enquadramento e objetivos

São vários os estudos em que foram observados efeitos locais, diretos ou indiretos, da interdição da pesca em AMP, nomeadamente o aumento da abundância, da biomassa ou do tamanho de espécies exploradas de peixes e invertebrados, e alterações na biodiversidade ou na estrutura da comunidade, embora haja menos evidências científicas sobre os efeitos regionais desta proteção, por exemplo no aumento do rendimento da pesca fora de AMP (por exemplo, ver revisões de Palumbi, 2001; Halpern, 2003; Hilborn *et al.*, 2004; Guidetti & Sala, 2007; Edgar & Stuart-Smith, 2009).

O conhecimento da biodiversidade marinha é de extrema importância para a elaboração de planos de gestão ambiental. A área marinha do PNSACV é uma longa faixa costeira de 130 km com uma ampla diversidade de habitats e biótopos, que devem ser monitorizados de forma a promover a sua conservação e contribuir para a sua gestão. No PNSACV, os fundos de substrato rochoso costeiro são complexos, proporcionando uma vasta gama de habitats, o que se reflete normalmente numa maior riqueza de espécies quando comparados com habitats arenosos circundantes (Monteiro *et al.*, 2012, 2015). Nos fundos de substrato rochoso vive uma grande variedade de organismos, incluindo espécies com valor comercial, que aí podem encontrar refúgio contra a predação (Stephens *et al.*, 2006; Blamey & Bolton, 2018; Nunes *et al.*, 2019). Estes fundos são também áreas de alimentação, criação ou desova para muitas espécies marinhas (Cheminée *et al.*, 2017). A alta diversidade e abundância de organismos de fundos rochosos estão associadas à complexidade topográfica e presença de organismos estruturantes do habitat, especialmente as florestas de *kelp* e de outras macroalgas, e jardins de corais (Stephens *et al.*, 2006; Cheminée *et al.*, 2017; Blamey & Bolton, 2018; Nunes *et al.*, 2019).

Apesar dos severos impactes antropogénicos a que os litorais rochosos estão sujeitos, incluindo a exploração de recursos vivos, Thompson *et al.* (2002) consideram estes habitats menos vulneráveis que muitos outros habitats aquáticos, devido à dureza do seu substrato, à relativa ausência de estruturas biogénicas (como as que existem, por exemplo, em recifes de coral, sapais e campos de fanerogâmicas marinhas) e ao facto de serem sistemas abertos. Com efeito, a recuperação das suas comunidades, face ao impacto de atividades humanas como as de predação, pode ser bastante rápida após a sua cessação, com base no recrutamento natural de larvas ou de propágulos de algas, que podem ser provenientes de locais menos perturbados, mesmo que sejam relativamente distantes (Hawkins *et al.*, 1999). Assim, desde que persistam algumas populações saudáveis, por exemplo em reservas marinhas, Crowe *et al.* (2000) consideram que a gestão de litorais rochosos com vista à recuperação de locais perturbados tem uma razoável possibilidade de ser eficaz.

Atendendo aos resultados destes estudos e a que os fundos rochosos subtidais do PMSACV são regular ou intensamente explorados pela pesca (Castro & Cruz, 2009; Veiga *et al.*, 2010, 2013; Cruz *et al.*, 2015; Castro *et al.*, 2020), espera-se que a proteção implementada desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica) nas AMP (PPI e PT) deste parque marinho, que inclui a interdição total ou parcial da pesca, provoque efeitos locais, diretos ou indiretos, como o aumento da abundância, da biomassa ou do tamanho de peixes e invertebrados explorados, e alterações na biodiversidade ou na estrutura da comunidade, podendo também causar efeitos regionais, por exemplo no aumento do rendimento da pesca fora destas áreas.

Os trabalhos apresentados nesta secção 2.1 visaram o estudo da biodiversidade marinha e da abundância e distribuição de recursos pesqueiros através de censos visuais por mergulho (CVM) com escafandro autónomo realizados em fundos rochosos subtidais do PMSACV com o objetivo de responder às seguintes questões:

- os peixes e mariscos (recursos pesqueiros) são mais abundantes e maiores nas AMP (PPI e PT) deste parque marinho, relativamente aos de áreas de proteção complementar?
- a biodiversidade marinha é diferente nestas AMP?
- estes efeitos mudaram desde a criação de AMP em 2011?

No ambiente marinho, a contagem de todos os indivíduos das várias espécies existentes numa determinada área geralmente não é prática nem viável, e métodos alternativos necessitam ser utilizados. Os CVM correspondem ao método tradicional de amostragem de comunidades de organismos nos recifes rochosos, oferecem uma maneira rápida de obter amostras representativas de grandes áreas e avaliam prontamente a densidade de espécies e a estrutura da comunidade. Este método, de caráter não destrutivo, é amplamente utilizado na monitorização de AMP (Henriques *et al.*, 2013; Horta e Costa *et al.*, 2013; Fernández *et al.*, 2016; Prato *et al.*, 2017). Enquanto a maioria dos estudos de monitorização das AMP está focada na comunidade de peixes e macroinvertebrados móveis, o conjunto de técnicas de amostragem de CVM (transecto e quadrado) é capaz de fornecer dados mais abrangentes da comunidade biológica, incluindo também dados sobre habitats biológicos de epifauna e macroalgas. Assim, o método CVM permite avaliar diferenças entre as zonas de proteção, não só num grupo de espécies, mas em toda a comunidade biológica. Além do mais, os efeitos de proteção “diretos” em peixes e invertebrados com interesse comercial (resposta direta à exclusão da pesca) e “indiretos”, por exemplo, em herbívoros que consomem macroalgas (devido às cascatas tróficas), podem ser avaliados desta forma (Shears & Babcock, 2003; Fernández *et al.*, 2016). O método CVM também permite identificar que espécies ou habitats merecem especial atenção no que respeita à sua conservação, seja devido à sua proteção legal, riqueza, diversidade ou vulnerabilidade.

O estudo a seguir apresentado consiste na realização de um conjunto de amostragens em áreas do PMSACV com diferentes níveis de proteção (de proteção total, PT; de proteção

parcial do tipo I, PPI; e de proteção complementar, PC), de modo a monitorizar a biodiversidade marinha e recursos pesqueiros em áreas com diferente proteção, e contribuir para o desenvolvimento de estratégias destinadas à sua monitorização, conservação e gestão. O principal objetivo deste estudo é avaliar se existem diferenças na comunidade biológica (peixes, moluscos e crustáceos com valor comercial, epifauna e macroalgas) entre áreas sujeitas a diferente proteção, e se tais diferenças refletem um potencial efeito de proteção, direto ou indireto.



Anémoma-joia, *Corynactis viridis* (foto de Pedro Veiga).

2.1.2. Costa vicentina

2.1.2.1. Metodologia

Área de amostragem

De modo a aplicar o método de censos visuais por mergulho *in situ* na zona subtidal da costa vicentina do PNSACV, foram selecionados e amostrados, entre junho de 2018 e fevereiro de 2019:

- **na região de Sagres** (concelho de Vila do Bispo): 2 pontos em zona de Proteção Total (PT: Pedra do Gigante e Pedra das Gaivotas), 4 pontos em zona de Proteção Parcial do tipo I (PPI: Ilhotas do Martinhal) e 5 pontos nas áreas adjacentes em zona de Proteção Complementar (PC);

- **na região do Rogil** (abrangente da região Arrifana-Rogil; concelho de Aljezur): 2 pontos de amostragem nas zonas PT (Pedra da Agulha e Pedra da Carraca), 3 pontos em zona PPI (PPI do Rogil) e 4 pontos nas áreas adjacentes em zona de PC.

Os pontos que se inserem nas zonas PC serviram como controlo aos pontos que se inserem nas zonas de PT e PPI, considerando que a pesca comercial e lúdica é quase totalmente proibida¹ nas zonas de PT e PPI, mas é permitida com pequenas restrições na PC. A distribuição dos pontos amostrados em cada uma das localidades na costa vicentina do PNSACV (regiões de Sagres e do Rogil) encontra-se representada nas figuras 2.1.2.1.1 e 2.1.2.1.2. A lista completa de locais amostrados em mergulho na costa vicentina pode ser consultada no anexo (tabela 2.1.2.3.1). A profundidade dos pontos amostrados é de 6 a 20 metros.

Censos visuais em transectos

Chegado ao local de amostragem definido (ponto GPS), o barqueiro lançou uma âncora com boia para sinalização do local de mergulho. Os investigadores (equipa de quatro pessoas) prepararam-se com o equipamento adequado ao mergulho com escafandro autónomo e lançaram-se à água, descendo dentro dos limites de segurança. Chegados ao fundo, uma dupla de mergulhadores usou uma fita métrica e realizou censos visuais em transectos, enquanto a outra dupla aplicou a técnica do quadrado.

O método de censos visuais em transecto subaquático (figura 2.1.2.1.3) é amplamente usado na avaliação de espécies e habitats de águas pouco profundas (0 a 20 m de profundidade), sendo reconhecido como suporte para a conservação e gestão das pescas. É de fácil aplicação e recolhe de forma rápida dados de abundância, tamanho e diversidade das espécies. Na aplicação do método, um mergulhador desenrola a fita numa velocidade controlada, enquanto

¹ No PNSACV, a pesca comercial e lúdica é proibida nas zonas PPI, com exceção da apanha comercial de percebe nas arribas da costa, e nas zonas PT (Resolução do Conselho de Ministros n.º 11-B/2011).

o outro contabiliza peixes e cefalópodes demersais (chocos e lulas, relativamente fáceis de detetar em transecto). Cada um dos três transectos amostrados na avaliação de peixes e invertebrados demersais tem 20 m de comprimento e 4 m de largura (80 m²). A identificação, as contagens e as medições em classes de comprimento de 5 cm foram feitas em cada transecto e em todos os organismos-alvo observados na área definida. Estas tarefas foram realizadas ao longo de cada transecto, dos 10 aos 30 m, dos 40 aos 60 m e dos 70 aos 90 m. No regresso, o mesmo mergulhador usou a mesma técnica para contabilizar peixes crípticos, crustáceos com valor comercial (navalheiras, bruxinhas, santolas, lagostas e lavagantes) e polvos, amostrando três transectos de 10 m de comprimento e 1 m de largura (10 m²), respetivamente, dos 80 aos 70 m, dos 60 aos 50 m e dos 40 aos 30 m. Tanto na contabilização dos peixes crípticos, como dos demersais, os transectos foram intercalados por um intervalo de 10 m na fita métrica, assumindo-se serem pseudo-replicados.

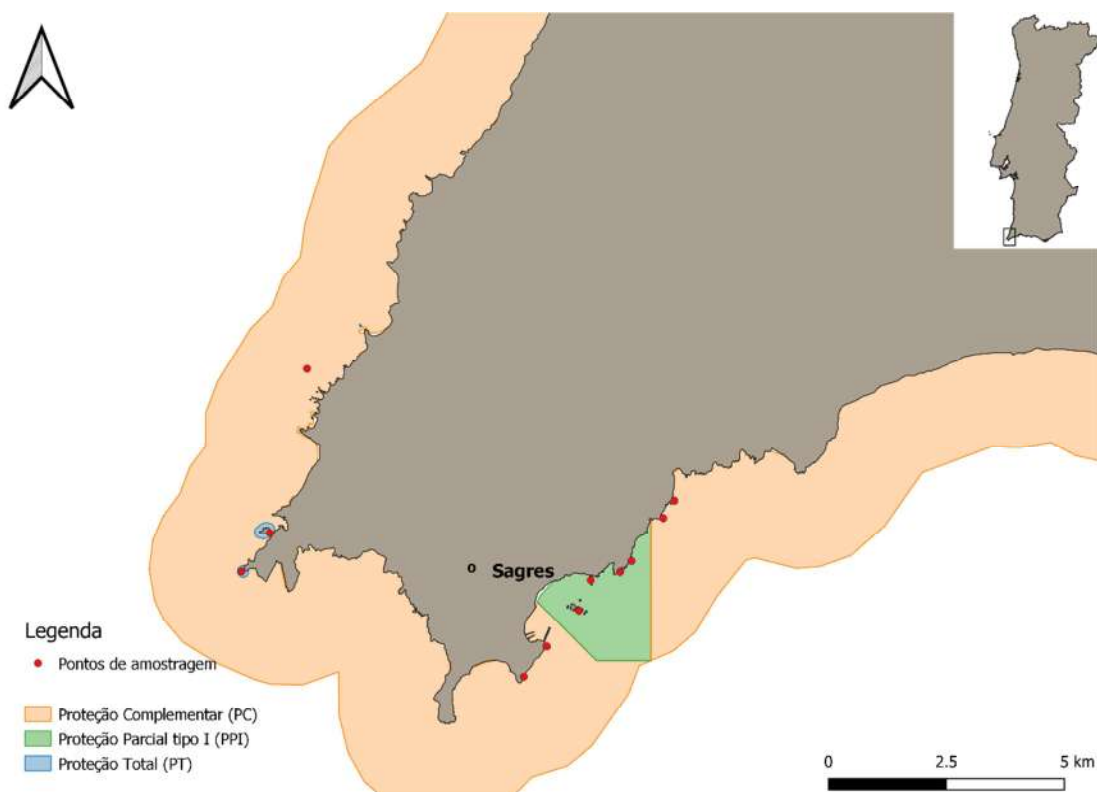


Figura 2.1.2.1.1: Mapa de amostragem subtidal na região de Sagres, onde foram aplicados censos visuais por mergulho. Áreas de Proteção Total (PT): Pedra do Gigante, Pedra das Gaivotas; Área de Proteção Parcial de tipo I (PPI): Ilhotes do Martinhal; e áreas adjacentes de Proteção Complementar (PC).

Técnica do quadrado

A técnica do quadrado (figura 2.1.2.1.4) é um método não destrutivo de amostragem biológica que permite uma recolha sistemática de dados quantitativos sobre espécies bentónicas ou habitats. Não é, no entanto, adequada para organismos com grande mobilidade e é menos útil

na deteção de espécies raras, incomuns ou crípticas. A observação *in situ* por parte de um especialista é vantajosa, pois possibilita uma avaliação precisa das espécies presentes nos quadrados a amostrar. Na dupla de mergulhadores responsáveis por esta tarefa, um identificou e quantificou as espécies da cobertura de algas, enquanto o outro identificou e quantificou os macroinvertebrados bentónicos com mais de 5 cm. Ambos, individualmente, utilizaram um quadrado de 0,5 m de lado (0,25 m²) para amostrar, em pontos pré-estabelecidos, aos 10, 15, 20, 25 e 30 m da fita métrica desenrolada pela dupla que realizou censos visuais em transecto.

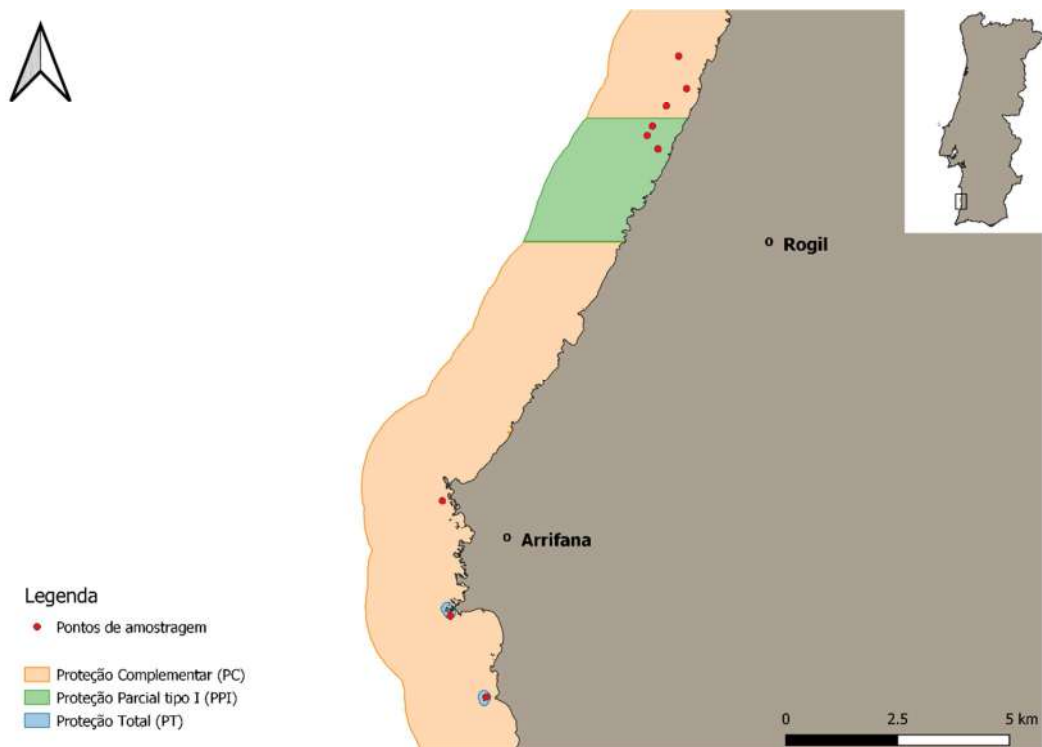


Figura 2.1.2.1.2: Mapa de amostragem subtidal na região do Rogil, onde foram aplicados censos visuais por mergulho. Áreas de Proteção Total (PT): Pedra da Agulha, Pedra da Carraca; Área de Proteção Parcial de tipo I (PPI): PPI do Rogil; e áreas adjacentes de Proteção Complementar (PC).

Em cada um dos pontos de amostragem pré-estabelecidos, o mergulhador que se encarregou de quantificar a cobertura de algas amostrou um quadrado (0,25 m²). Depois de fotografar o quadrado, o registo da flora foi feito anotando a percentagem de cobertura por espécie. Em relação às algas laminárias (também designadas por golfos ou *kelp*), anotou-se também o número de pés por espécie. No final, recolheram-se pequenas amostras das espécies não identificadas para que mais tarde possam ser estudadas com mais detalhe. Os sacos com amostras de macroalgas recolhidas foram transportados dentro de um contentor com água do mar até ao laboratório. No laboratório, a água dos sacos foi retirada e as amostras congeladas. Para a identificação das algas, as amostras foram descongeladas em água doce e as algas identificadas até ao menor nível taxonómico possível, seguindo as chaves taxonómicas disponíveis (Cabioc'h, 1992; Bunker *et al.*, 2010; Pérez-Llorens *et al.*, 2012; Pereira *et al.*, 2014;

Pereira & Correia, 2015; Guiry & Guiry, 2018). A cada espécie ou *taxa* foi atribuído um grupo funcional (Anexos; tabela 2.1.2.3.6), seguindo Horta e Costa *et al.* (2013) e Balata *et al.* (2011).

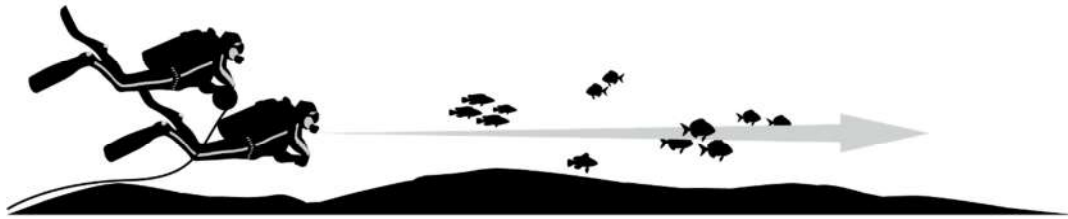


Figura 2.1.2.1.3: Técnica de censos visuais em transecto usada no estudo das comunidades de ictiofauna (ilustração: Frederico Oliveira; foto: Diogo Paulo).

O outro mergulhador encarregue da quantificação dos macroinvertebrados bentônicos amostrou quatro quadrados (1 m^2) em cada ponto de amostragem. Os quadrados amostrados foram sempre fotografados (2 a 3 replicados, de forma a assegurar uma boa focagem) para posterior análise e comparação/confirmação das contagens com as realizadas *in situ*. Nestas amostragens, para além da quantificação de organismos, foram também anotados os comprimentos totais de macroinvertebrados com valor comercial (e.g. crustáceos, holotúrias, ouriços-do-mar, moluscos gastrópodes e bivalves). A altura e a largura máxima de todas as espécies de gorgónias foram igualmente registadas. Nestes grupos de organismos, que têm valor comercial ou são espécies estruturantes de habitat, foram contabilizados todos os indivíduos em cada quadrado, independentemente do seu tamanho. O número de colónias e a percentagem de cobertura total de esponjas, anémonas, briozoários e ascídias (colónias com tamanho $\geq 5 \text{ cm}$) foram também registados em cada quadrado. Os organismos com tamanho $< 5 \text{ cm}$ foram anotados, mas não contabilizados, e, juntamente com as espécies observadas fora dos quadrados de amostragem, constituem a lista de faunística (espécies observadas, mas não consideradas como parte integrante da amostragem; não incluídas nas análises estatísticas).

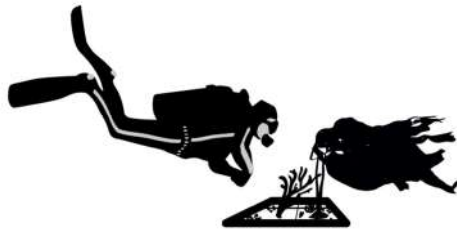


Figura 2.1.2.1.4: Técnica do quadrado usada no estudo das comunidades de macroinvertebrados e macroalgas (ilustração: Frederico Oliveira; foto: Diogo Paulo).

Processamento e análise de dados

Os dados provenientes das campanhas de amostragem foram inseridos numa base de dados de suporte informático (base de dados de acordo com normas Darwin Core), com vista à análise da estrutura das comunidades (abundância em número, respetivas densidades, tamanhos, % de cobertura, frequência de ocorrência) e da variabilidade entre zonas de proteção. A estrutura das comunidades foi analisada através do cálculo de percentagem de densidades, frequência de ocorrência, densidade média e percentagem de cobertura média por grupos taxonómicos (filo, ordem, família) ou espécies.

A frequência de ocorrência foi calculada com a equação: frequência de ocorrência em % (FO) = (ocorrência por unidade de amostragem (transecto/ quadrado) / número de quadrados/ transectos amostrados) x 100.

Na comparação das zonas de proteção, foram calculados e analisados os seguintes índices de diversidade (média ± intervalo de confiança de 95 %):

- **Riqueza específica (S)** - número de espécies por unidade de amostragem (transecto/ quadrado);
- **Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H')** - utilizado para quantificar a diversidade (Clarke & Warwick, 2001), baseia-se na proporção das abundâncias das espécies, tendo em conta a riqueza específica e a equitabilidade (p_i representa a proporção dos indivíduos da espécie i): $H' = -\sum_i^S p_i \times \log(p_i)$;
- **Índice de equitabilidade de Pielou (J')** - indica de que forma os indivíduos de diferentes espécies estão distribuídos na comunidade (Clarke & Warwick, 2001) e é calculado com a equação: $J' = \frac{H'}{\ln S}$ (S é o número de espécies observado; H' é o valor do índice de diversidade Shannon- Wiener; este índice de equitabilidade varia entre 0 e

1, é mínimo quando apenas uma espécie domina a comunidade e é máximo quando todas as espécies capturadas são igualmente abundantes).

A análise multivariada dos dados foi efetuada com o programa informático PRIMER 6.1.18 (Clarke & Gorley, 2006). Este programa foi usado na determinação das dissimilaridades nas densidades e percentagem de cobertura entre zonas de proteção. Os dados foram previamente transformados com raiz quadrada, de modo a atenuar a importância de espécies dominantes. Foi utilizado o coeficiente de Bray-Curtis para criar a matriz de similaridades (Clarke & Warwick, 2001), representadas espacialmente através da ordenação espacial de dimensões múltiplas (nMDS). A comparação estatística entre os fatores avaliados (zona de proteção) foi efetuada através de PERMANOVA ou do teste de ANOSIM (Clarke & Warwick, 2001; Anderson, 2005; Clarke & Madwick, 2015). A análise de percentagens de similaridade (SIMPER) foi igualmente efetuada de modo a estimar que espécies contribuíram mais para a homogeneidade de cada zona de proteção considerada e para as eventuais diferenças entre as referidas zonas.

Devido à grande variabilidade na representatividade das espécies de peixes na costa vicentina do PNSACV, para comparar as diferenças de tamanhos entre as zonas de proteção, teve-se de selecionar espécies que tivessem um valor mínimo de ocorrência em cada uma das três zonas de proteção. Após uma análise preliminar dos dados de ocorrência, decidiu-se que as espécies com ocorrência igual ou superior a $N = 3$ em cada uma das zonas de proteção (PT, PPI e PC) seriam selecionadas para esta análise. As diferenças de tamanhos de espécies de peixes entre as zonas de proteção foram inicialmente analisadas através de um gráfico de tamanhos médios (média \pm erro padrão), procedendo-se a uma análise estatística univariada para averiguar eventuais diferenças. Conforme os resultados da distribuição normal, usaram-se testes paramétricos (ANOVA, Student *t-test*) ou não-paramétricos (Kruskal-Wallis *test*, Wilcoxon *test*) no programa R, usando a versão 3.4.3 (Montgomery & Runger, 2003; Dytham, 2011; Gardener, 2017; R Core Team, 2017). Estes testes univariados foram também utilizados para analisar as diferenças de percentagem de cobertura de grupos funcionais de macroalgas e a densidade de ouriços-do-mar entre zonas de proteção.

2.1.2.2. Resultados e discussão

2.1.2.2.1. Efeitos da proteção na região de Sagres

Resultados

Comunidade de peixes

Estrutura geral da comunidade de peixes

Na região de Sagres do PNSACV, ao nível da fauna piscícola demersal e bentónica, e de moluscos cefalópodes e crustáceos com valor comercial, foram identificadas 15 famílias, sendo que 5 representam 89,1 % dos indivíduos observados (figura 2.1.2.2.1.1). Destes grupos, destacam-se a família Sparidae (esparídeos) com uma representatividade de 33,3% (330 ind/ 1 000 m²), seguindo-se a família Blenniidae com uma representatividade de 26,3% (261 ind/ 1 000 m²), seguida pela família Labridae (bodiões) representando 16,2% (161 ind/ 1 000 m²), Gobiidae (cabozes) com 9,5% de representatividade (94 ind/ 1 000 m²) e a família Tripterygiidae representando 7,6% (76 ind/ 1 000m²). Os restantes grupos tiveram uma representatividade de 7,1% com uma média global de 7 indivíduos por 1 000 m².

Relativamente à composição específica, foram identificadas 47 espécies de vertebrados e uma espécie de cefalópode (*Octopus vulgaris*). Nesta zona, os indivíduos que mais ocorreram (em número) pertencem às espécies *Boops boops* (boga-do-mar), *Coris julis* (judia), *Diplodus vulgaris* (sargo-safia ou safia) e *Diplodus sargus* (sargo-legítimo ou sargo). Estas 4 espécies representam 73 % dos indivíduos observados nos transectos. Três famílias destacam-se pela maior riqueza de espécies, tendo a família Labridae o maior número de espécies (11 espécies identificadas), seguindo-se a família Sparidae com 9 espécies e finalmente a família Gobiidae com 7 espécies identificadas.

No que toca à frequência de ocorrência (FO) estudada nas famílias de peixes, cefalópodes e crustáceos de valor comercial, três famílias de peixes destacam-se pela ocorrência em mais de 90% de todas as unidades de amostragem (transectos). Estas são as famílias dos bodiões (Labridae), dos esparídeos (Sparidae) e dos blénios (Blenniidae). Além destas três famílias destacam-se os cabozes (Gobiidae) com uma FO de 63,4%, os serranídeos (Serranidae) ocorrendo em 57,6% dos transectos e a família Tripterygiidae com ocorrência em 45,5% dos transectos (figura 2.1.2.2.1.2). Nos Anexos (tabela 2.1.2.3.2) estão discriminadas todas as espécies observadas de vertebrados, cefalópodes e crustáceos com valor comercial, as respetivas frequências de ocorrência e o número total de ocorrências.

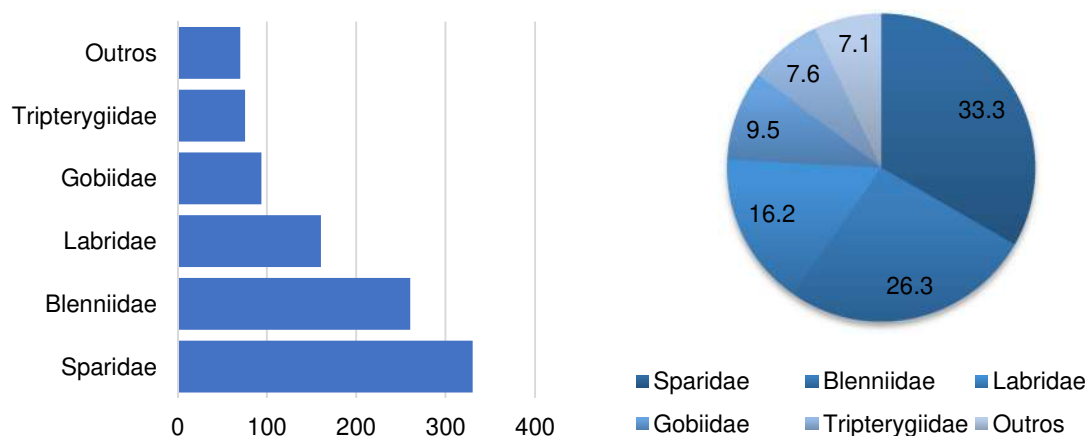


Figura 2.1.2.2.1.1: Densidade média (ind/ 1 000 m²) e percentagem de densidades (gráfico circular) das famílias de peixes que mais ocorreram na região de Sagres.

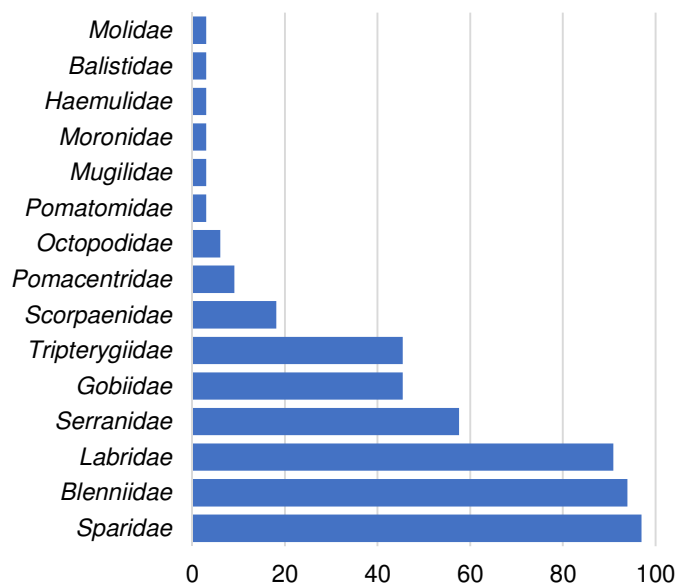
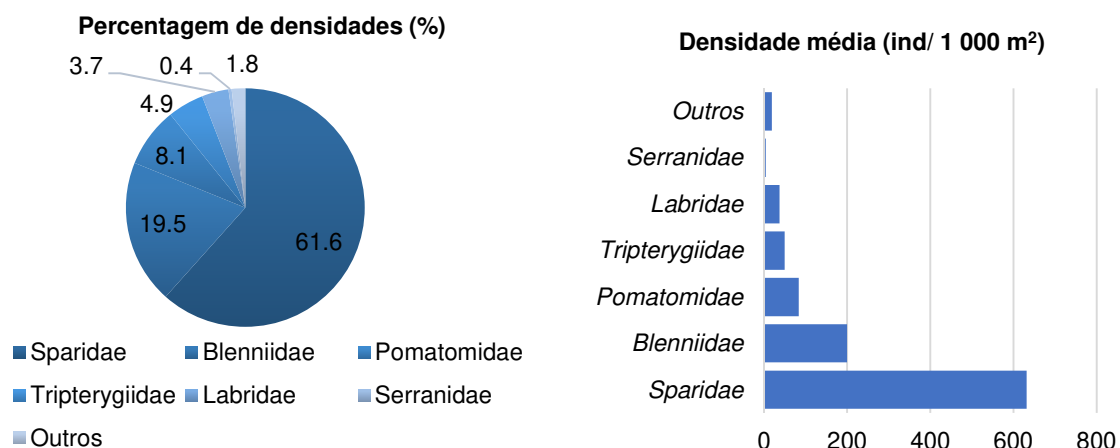


Figura 2.1.2.2.1.2: Frequência de ocorrência (%) das famílias de peixes, cefalópodes e crustáceos com valor comercial nos transectos realizados na região de Sagres.

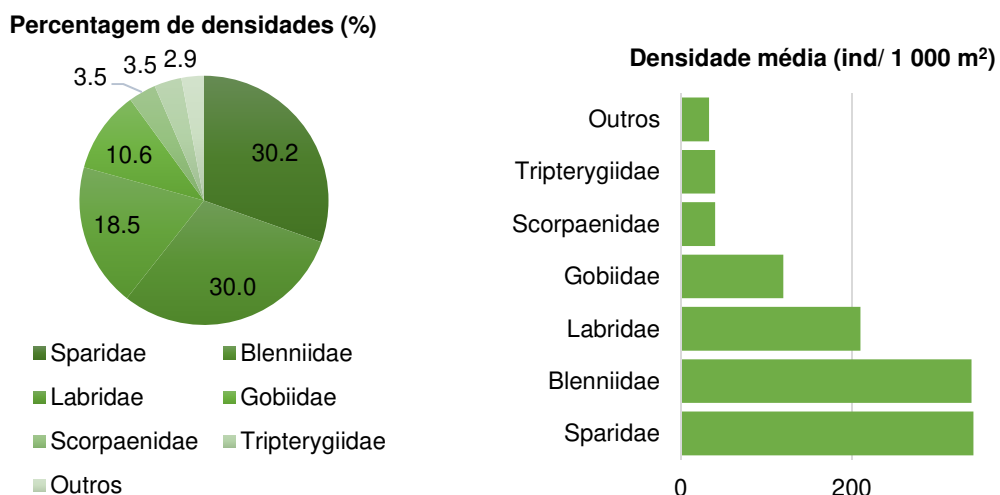
Comparação das comunidades de peixes por zona de proteção

Na composição da comunidades de peixes de cada zona de proteção da região de Sagres, verifica-se que a proporção entre famílias se mantém relativamente constante de zona para zona, no entanto é de destacar a elevada densidade de esparídeos nas zonas PT (figura 2.1.2.2.1.3). Deste grupo, as três espécies que contribuíram para esta elevada densidade são as bogas-do-mar (*Boops boops*), as safias (*D. vulgaris*) e os sargos (*D. sargus*). No que toca à zona PPI, as espécies dominantes foram as bogas-do-mar (*Boops boops*), as safias (*D. vulgaris*) e as judias (*Coris julis*). Na zona PC, as judias (*Coris julis*) e os cabozes *Parablennius pilicornis* dominaram a amostragem.

Zona de Proteção Total (PT)



Zona de Proteção Parcial tipo I (PPI)



Zona de Proteção Complementar (PC)

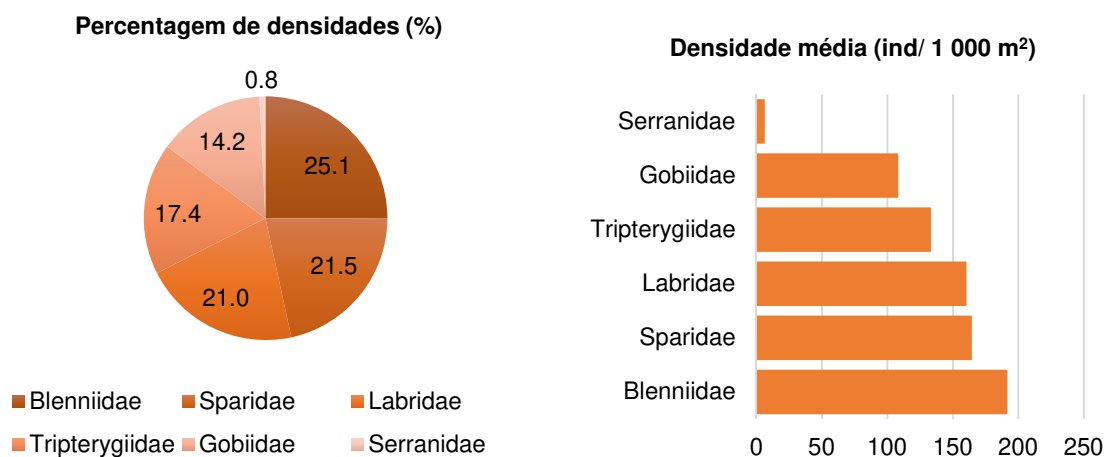


Figura 2.1.2.2.1.3: Percentagem de densidades (%) e densidade média (ind/ 1 000 m²) das famílias de peixes mais frequentes em cada zona de proteção na região de Sagres.

Das três zonas estudadas, a zona PPI é onde se identificou um maior número de espécies (N = 29), seguida da zona PC (N = 25) e por fim a zona PT (N = 14). Esta diferença de valores pode dever-se ao facto de o esforço de amostragem nas zonas PPI e PC ter sido superior ao da zona PT, visto que a probabilidade de observar um maior número de espécies aumenta com o esforço de amostragem (tabela 2.1.2.2.1.1).

Comparando as diferentes zonas de proteção através da densidade média global de indivíduos, verifica-se que, na região de Sagres, a zona PPI apresenta um valor médio ligeiramente superior (24 ± 14 ind/1 000m²) ao das outras zonas de proteção (PT: 21 ± 26 ind/ 1 000 m²; PC: 16 ± 10 ind/ 1 000 m²). Na zona PT, como o esforço de amostragem foi significativamente inferior ao das restantes zonas de proteção, o erro padrão é bastante elevado (SE = 26), sendo mais elevado que a média de densidade de organismos (figura 2.1.2.2.1.4).

Tabela 2.1.2.2.1.1: Diversidade, densidade global e espécies dominantes nas comunidades de peixes, cefalópodes e crustáceos com valor comercial da região de Sagres e em cada zona de proteção.

região de Sagres			
Zona de proteção	PC	PPI	PT
Número de espécies	25	29	14
Densidade global média (ind/ 1 000 m ²)	16	24	21
Espécies dominantes	<i>C. julis</i>	<i>C. julis</i> ; <i>B. boops</i> ; <i>D. vulgaris</i>	<i>B. boops</i> <i>D. vulgaris</i> <i>D. sargus</i>
Esforço de amostragem (n.º de replicados)	12	15	6

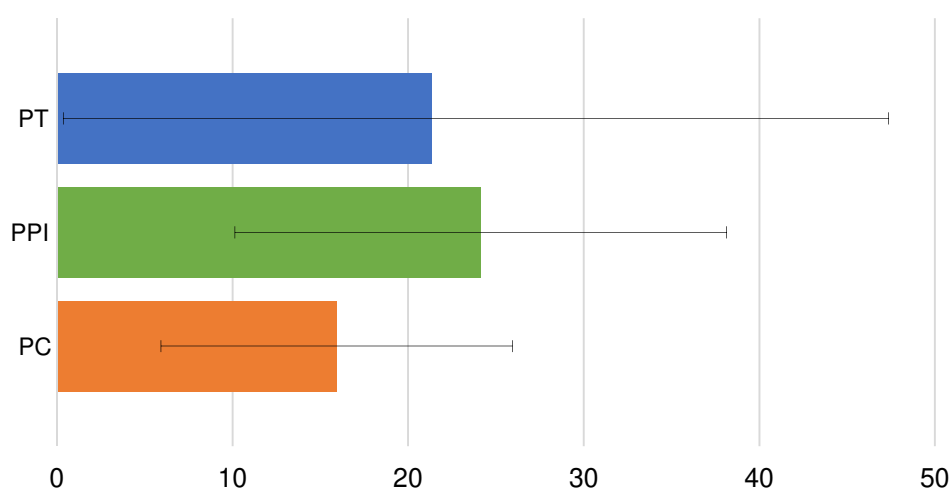


Figura 2.1.2.2.1.4: Densidade média de peixes (ind/ 1 000 m² ± erro padrão) observada em cada zona de proteção na região de Sagres. O erro padrão observado na zona PT abrange o intervalo de -5 até 47, mas os respetivos valores negativos não estão representados.

Através da análise multivariada não se encontraram diferenças significativas na composição das comunidades entre as diferentes zonas de proteção, tendo em conta a densidade de organismos (PERMANOVA, $p = 0,06$).

Na figura 2.1.2.2.1.5 apresentam-se os resultados médios ($\pm 95\%$ de intervalo de confiança) da riqueza específica (S), equitabilidade (J') e de diversidade (H') obtidos em cada zona de proteção. É de notar que é na zona PT onde foram obtidos valores mais baixos de biodiversidade (PT: $S = 5,5 \pm 1,5$; $J' = 0,60 \pm 0,13$; $H' = 0,98 \pm 0,24$). A zona PPI teve maiores valores nos índices calculados (PPI: $S = 9,1 \pm 1,4$; $J' = 0,78 \pm 0,05$; $H' = 1,7 \pm 0,08$). A zona com menor proteção (PC) teve valores superiores ao da zona PT, mas inferiores ao da zona PPI (PC: $S = 7,9 \pm 1,5$; $J' = 0,71 \pm 0,12$; $H' = 1,45 \pm 0,27$).

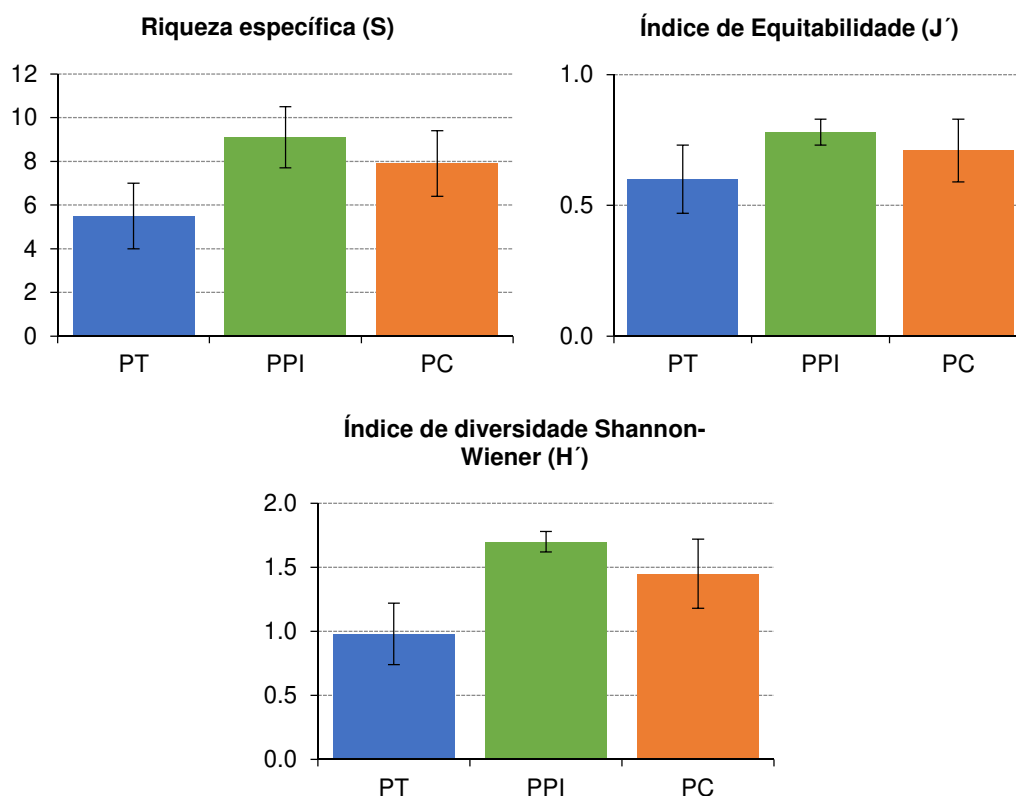


Figura 2.1.2.2.1.5: Riqueza específica, Índice de Equitabilidade e Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (média \pm Int. Conf. 95%) calculados com os dados dos peixes, cefalópodes e crustáceos com valor comercial obtidos em cada zona de proteção na região de Sagres.

Decidiu-se testar estatisticamente a diferença da riqueza específica entre as três zonas de proteção. De facto, verificaram-se diferenças significativas entre pelo menos uma das zonas de proteção (teste Kruskal-Wallis, $p = 0,007$). Comparando zona a zona, verifica-se que, de facto, **a zona de maior proteção (com uma média inferior de riqueza específica) difere das restantes zonas, com menor diversidade: PT vs. PC (teste Kruskal-Wallis, $p = 0,05$); PT vs.**

PPI (teste Kruskal-Wallis, $p = 0,002$). As duas zonas com menor proteção não apresentaram diferenças significativas entre elas na riqueza específica: PPI vs. PC (teste Kruskal Wallis, $p = 0,169$).

Comparação dos tamanhos médios de peixes entre zonas de proteção

Das 47 espécies identificadas na região de Sagres, somente 6 cumpriram o critério acima descrito: três da família Sparidae, duas da família Labridae, e uma da família Serranidae. Observando o gráfico dos tamanhos médios, não se verifica uma evidência do efeito de proteção no tamanho médio dos indivíduos destas espécies (figura 2.1.2.2.1.6), apesar de, por exemplo, na espécie de valor comercial sargo (*Diplodus sargus*), a média de tamanhos ter sido ligeiramente superior nas zonas PT, quando comparada com a das outras duas zonas.

Cinco espécies cumpriram o requisito de ocorrência ($N = 3$) nas três zonas de proteção: *Coris julis*, *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris*, *Labrus bergylta* e *Serranus cabrilla*. Foi feita análise univariada para aferir se existem diferenças significativas entre os tamanhos destas espécies consoante o nível de proteção. Após o teste de normalidade, no qual todas as espécies falharam, a análise estatística indicou que **somente na espécie *Diplodus vulgaris* se verificaram diferenças significativas entre zonas de proteção** (teste Kruskal-Wallis, $p = 0,005$). Comparando os tamanhos desta espécie entre as três zonas de proteção, verifica-se que a zona de proteção parcial (PPI) é a que apresenta diferenças significativas quando comparada com as restantes duas zonas, sendo os **tamanhos médios da zona PPI significativamente inferiores aos das restantes zonas de proteção** (teste Kruskal-Wallis, PC vs. PPI, $p = 0,02$; PPI vs. PT, $p = 0,003$; PC vs. PT, $p = 0,46$). As restantes espécies não apresentaram diferenças significativas entre zonas de proteção (teste Kruskal-Wallis, $p > 0,05$).

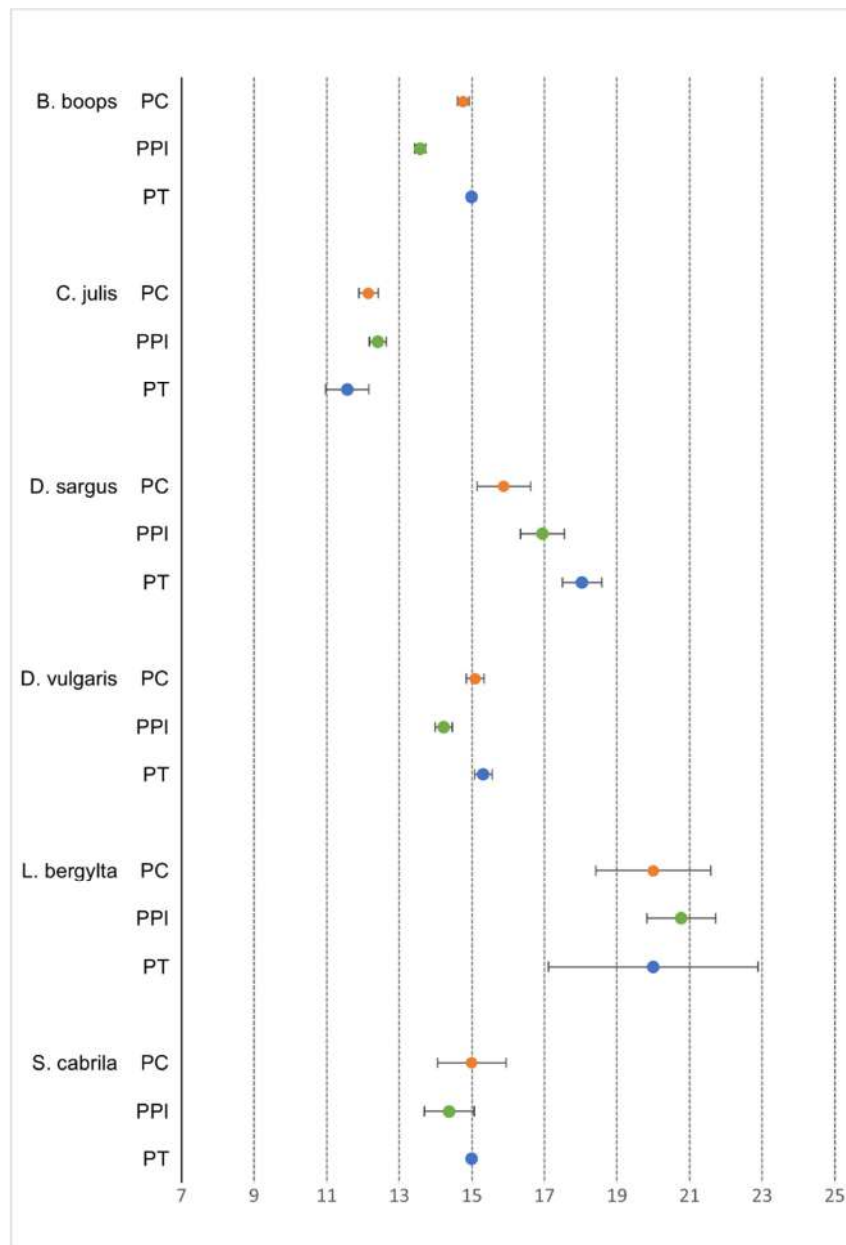


Figura 2.1.2.2.1.6: Tamanhos médios \pm erro padrão (cm) das espécies de peixes que ocorreram pelo menos três vezes em cada zona de proteção (PC, PPI e PT) na região de Sagres.

Comunidade de macroinvertebrados

Estrutura geral das comunidades de macroinvertebrados

Na região de Sagres do PNSACV, a comunidade biológica apresentou organismos pertencentes a 8 filos distintos. As listas de espécies em análise e da faunística não analisada encontram-se nas tabelas 2.1.2.3.3, 2.1.2.3.4 e 2.1.2.3.5 dos Anexos. A figura 2.1.2.2.1.7 apresenta a percentagem de densidades, densidade média total e frequência de ocorrência dos principais grupos taxonómicos identificados. Com maior destaque e com características dominantes em número (37,2%), destacam-se os filos Echinodermata (7,3 ind/ m²), Cnidaria

(5,7 ind/ m²; 29,1 %) e Porifera (2,9 ind/ m²;14,9 %). Os grupos com menor representatividade foram Platyhelminthes, Mollusca e Bryozoa (ordem decrescente).

No decorrer das amostragens realizadas, os grupos de organismos dominantes em número foram também os mais frequentes e que se destacaram nas amostras recolhidas na área de estudo. Ocorrendo em mais de 50% dos replicados, destacam-se Echinodermata, Porifera, Cnidaria e Annelida. Os restantes 5 filos de invertebrados foram mais raros e registaram frequências de ocorrência inferiores a 50% (figura 2.1.2.2.1.7).

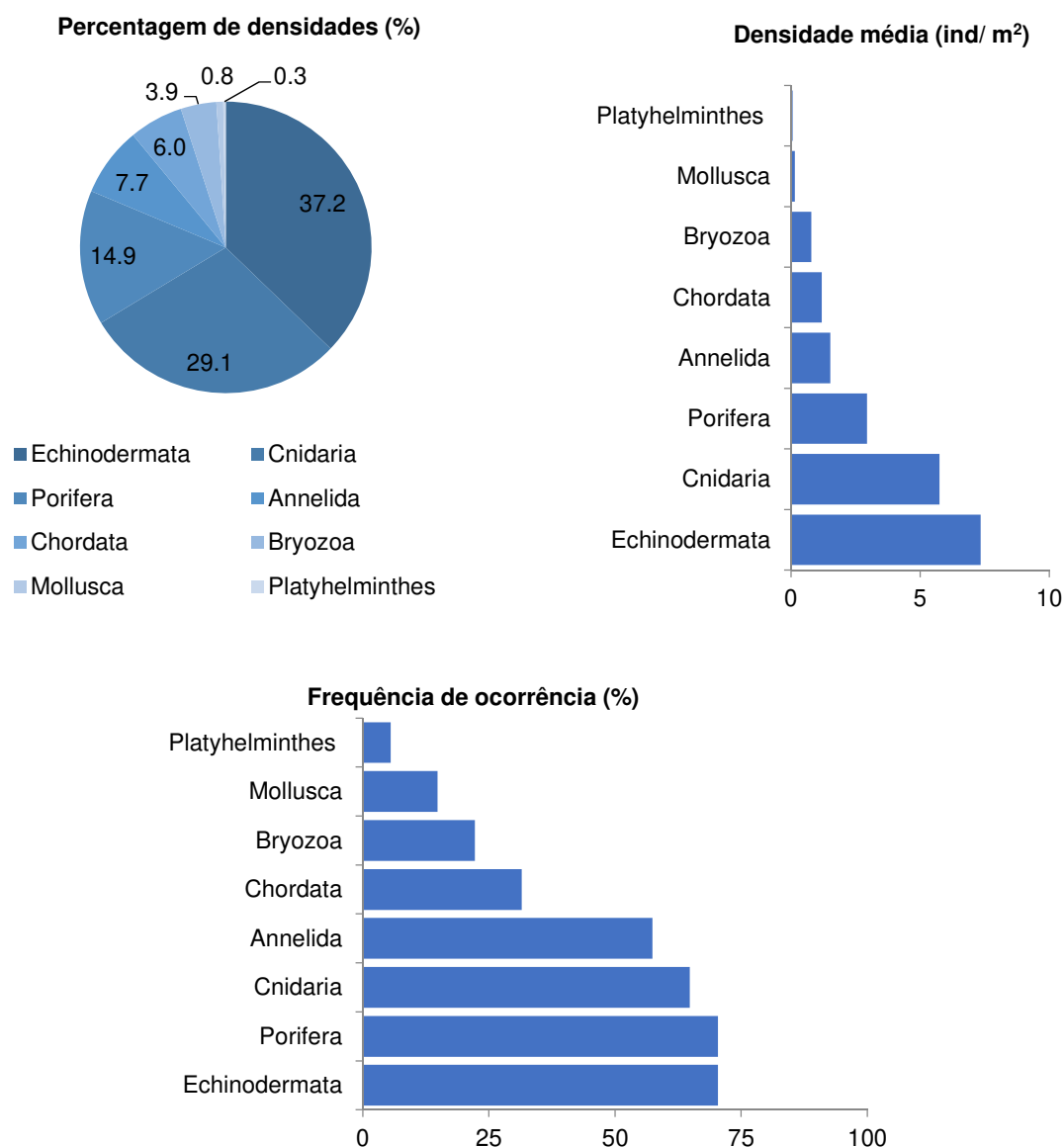


Figura 2.1.2.2.1.7: Percentagem de densidades (%), densidade média (ind/ m²) e frequência de ocorrência de cada filo de invertebrados identificado no substrato rochoso da zona sul do PNSACV (região de Sagres).

Considerando a composição por espécies, a comunidade de fauna invertebrada encontrada nos substratos rochosos da região de Sagres do PNSACV apresentou características típicas,

sendo composta por espécies habituais deste tipo de habitats e profundidades. Em termos gerais, a composição revelou-se algo diversa, mas com o domínio de algumas espécies. A monitorização realizada nas zonas PT, PPI e PC na região de Sagres permitiu deste modo contabilizar 67 taxa de tamanho ≥ 5 cm (comprimento total). Foi possível identificar com exatidão 55 espécies, sendo os restantes organismos representados por uma denominação taxonómica superior à espécie, que pode ser género, família, ordem, classe ou filo. O filo Porifera inclui maior diversidade de espécies (18) observadas, seguido pelos filios Chordata (12), Echinodermata (11) e Cnidaria (10). O número total de espécies pertencentes a cada um dos principais taxa por zona de proteção é apresentado na tabela 2.1.2.2.1.2. A lista completa das espécies identificadas ao longo deste estudo e suas respetivas importâncias em termos de abundância, densidade e frequência são apresentadas nos anexos, nas tabelas 2.1.2.3.3 e 2.1.2.3.5.

Das 10 espécies mais importantes encontradas nesta zona de estudo destacou-se a anémona-verde (*Anemonia sulcata*) com uma densidade média total de 5,0 ind/m² e compondo cerca de 25% do total de organismos observados. Também o ofiurídeo-negro (*Ophiocomina nigra*) representou uma percentagem de densidade importante na comunidade (19%), com uma densidade média total de 3,8 ind/m². Outros organismos, como o anelídeo poliqueta *Polycirrus* cf. *aurantiacus*, e espécies dos filios Echinodermata (*Pawsonia saxicola*, *Paracentrotus lividus*, *Holothuria* (*Holothuria*) *mammata*, *Ophioderma longicauda*) e Porifera (*Scopalina lophyropoda*, *Leuconia johnstoni*), também se destacaram (figura 2.1.2.2.1.8).

Tabela 2.1.2.2.1.2: Número total de espécies (≥ 5 cm) pertencentes a cada um dos principais taxa observados no substrato rochoso da região de Sagres, no PNSACV.

Taxa	Zona de Proteção		
	PT	PPI	PC
Annelida	2	4	4
Bryozoa	4	0	3
Chordata	6	3	5
Cnidaria	2	3	7
Echinodermata	2	11	10
Mollusca	0	2	4
Platyhelminthes	0	2	1
Porifera	11	7	8
Total	27	32	42

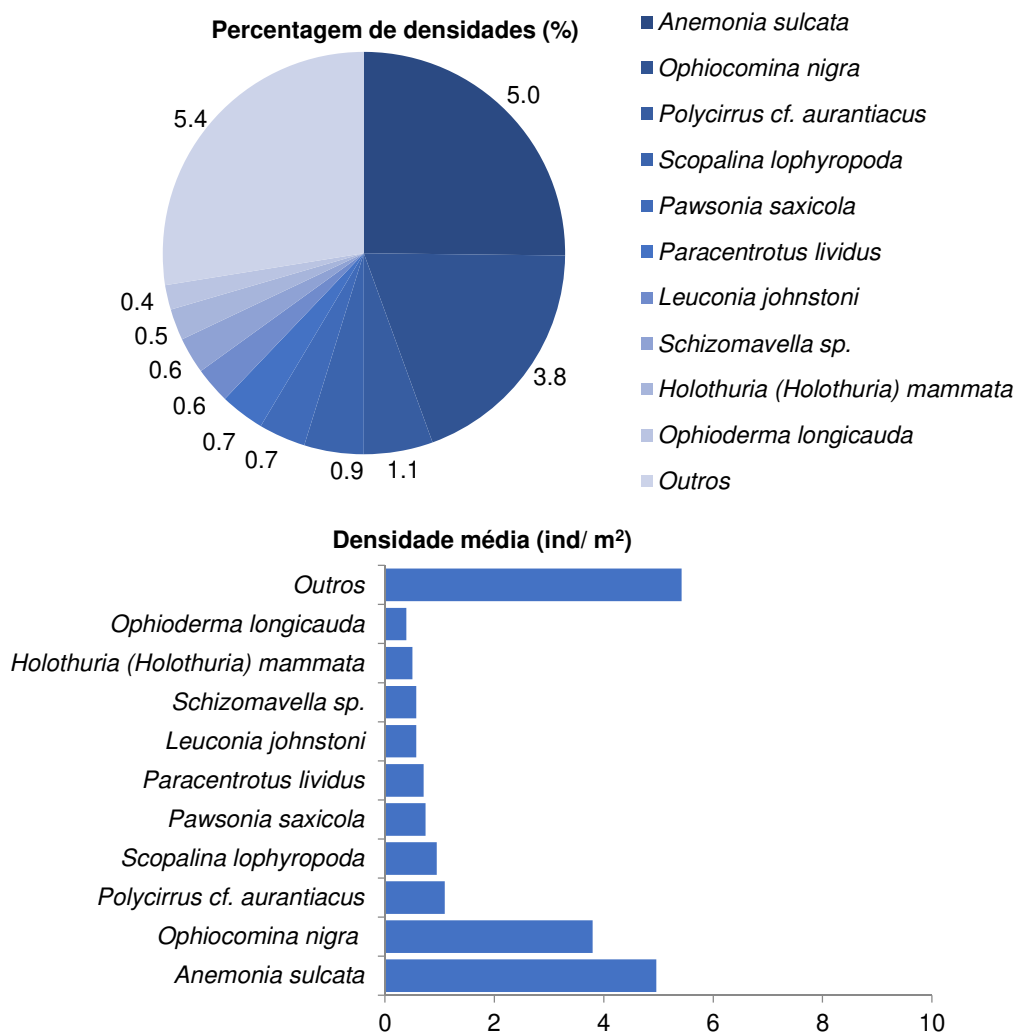


Figura 2.1.2.2.1.8: Percentagem de densidades e densidade média (ind/ m²) das 10 espécies mais abundantes de invertebrados encontradas na zona sul (região de Sagres) do PNSACV.

De um modo geral, as espécies mais abundantes em número foram também aquelas que mais ocorreram nas amostragens (figura 2.1.2.2.1.9). Contudo, foram representadas por frequências de ocorrência baixas, nunca superiores a 50%. O poliqueta *Polycirrus cf. aurantiacus* foi a espécie mais frequente (42,6%), seguida pela esponja *Scopalina lophyropoda* (40,7%) e pela anémoma-verde (*Anemonia sulcata*; 35,2%) (figura 2.1.2.2.1.9).

Do total de espécies contabilizadas nesta zona algarvia do PNSACV praticamente nenhuma possui estatuto de proteção no Atlântico, nem a nível nacional. No entanto, a rama-rugosa-comum (*Eunicella verrucosa*; figura 2.1.2.2.1.10), espécie comum e amplamente distribuída na costa sudoeste algarvia, é considerada vulnerável pela ‘International Union for Conservation of Nature’ (classificação: VU; IUCN, 2019). Também o ouriço-do-mar-comum (*Paracentrotus lividus*) consta no Anexo III da Convenção de Berna e possui estatuto de proteção, mas apenas no mar Mediterrâneo.

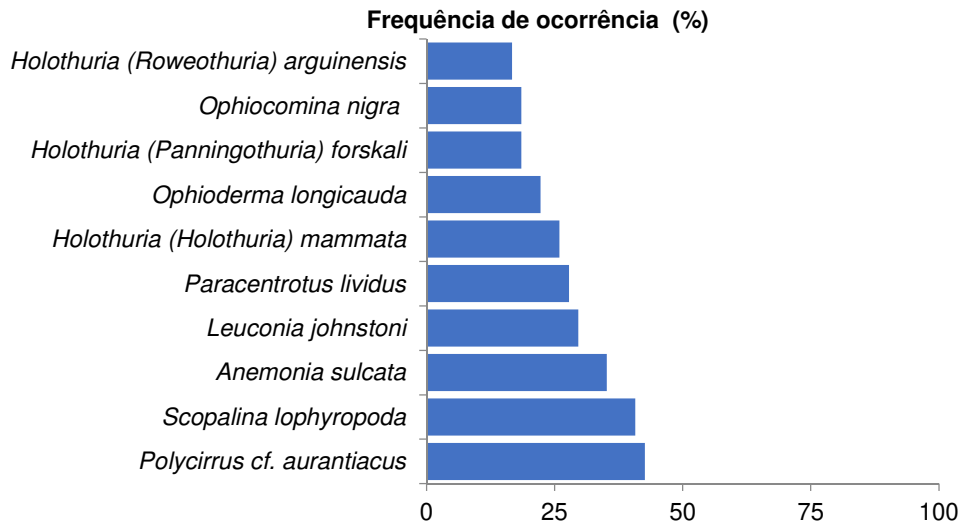


Figura 2.1.2.2.1.9: Frequência de ocorrência (%) das 10 espécies de invertebrados mais comuns nas comunidades de organismos observadas na região de Sagres, no PNSACV.

Do total de espécies identificadas, 6 têm interesse, ou potencial interesse, comercial. Destas, o polvo-comum (*Octopus vulgaris*) é a mais capturada e a que atinge maior valor comercial, tendo como tamanho mínimo de captura 0,750 kg (DGRM, 2019). Outros invertebrados com valor económico são o búzio-de-boca-laranja (*Stramonita haemastoma*), os pepinos-do-mar (*Holothuria (Holothuria) mammata* e *Holothuria (Roweothuria) arguinensis*), o ouriço-do-mar-comum (*P. lividus*) e a anémona-verde (*A. sulcata*).

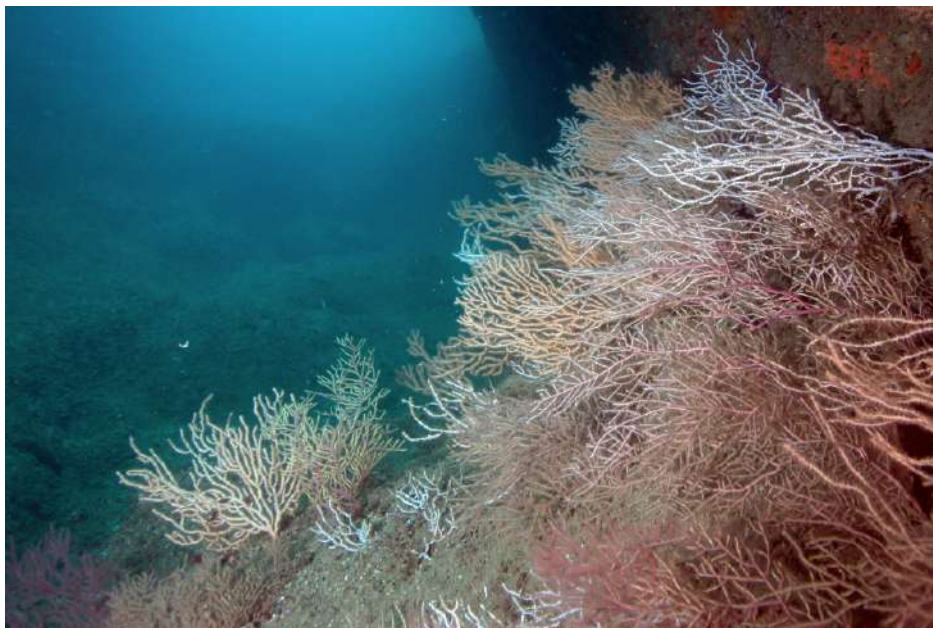


Figura 2.1.2.2.1.10: Jardim de gorgónias composto por três espécies do género *Eunicella* (*E. gazella*, *E. labiata* e *E. verrucosa*) e pela espécie *Leptogorgia sarmentosa*. Habitat observado em zonas profundas das zonas PPI e PC na região de Sagres, zona sul do PNSACV (imagem: Diogo Paulo).

Comparação das comunidades de macroinvertebrados entre zonas de proteção

As comunidades das principais espécies de invertebrados apresentaram algumas diferenças na composição, abundância e dominância em função da zona e local de proteção analisados (Anexos, tabela 2.1.2.3.3). Das três zonas de proteção estudadas, a zona PT foi a menos diversa na composição de espécies de invertebrados (27), sendo também aquela onde se registaram as menores densidades médias globais de invertebrados (11,3 ind/ m²). Nesta zona de proteção, as espécies dominantes foram o briozoário incrustante *Schizomavella* sp. (2,6 ind/ m²), o hidrozoário *Aglaophenia* sp. (1,6 ind/ m²) e a ascídia-tapete *Didemnum* sp.4 (1,6 ind/ m²), que, em conjunto representaram mais de 49% do total global. A esponja *S. lophyropoda* e o ouriço-do-mar-comum *P. lividus* são outros dos organismos abundantes encontrados nesta zona de proteção (figura 2.1.2.2.1.11).

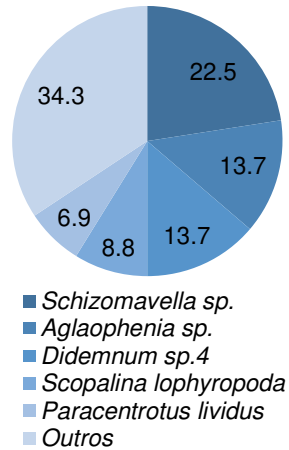
Na zona PPI, a densidade média de organismos foi superior à estimada na zona de PT (19,6 ind/ m²). O ofiurídeo-negro (*O. nigra*) dominou visivelmente a comunidade de 32 espécies de invertebrados (9,4 ind/ m²), contribuindo com 48% do total de organismos invertebrados. Destacaram-se ainda a anêmona-verde (*A. sulcata*, 2,5 ind /m²), o ouriço-do-mar-comum (*P. lividus*, 1,1 ind/ m²), a esponja *Leuconia johnstoni* (0,9 ind/ m²) e o poliqueta *P. cf. aurantiacus* (0,8 ind/ m²). Em conjunto, estes quatro organismos compuseram cerca de 26% do total de organismos (figura 2.1.2.2.1.11).

O maior número total de espécies de invertebrados foi observado na zona PC com um total de 42 espécies classificadas em 8 filos distintos (tabela 2.1.2.2.1.2). A densidade média global estimada foi semelhante à da zona PPI (22,8 ind/ m²). A dominante anêmona-verde (*A. sulcata*, 8,8 ind/ m²) é o organismo que mais contribuiu em número nesta comunidade (38,4%), seguido pelo poliqueta *P. cf. aurantiacus* (1,6 ind/ m²), pelas holotúrias (*Pawsonia saxicola*: 1,5 ind/ m²; *H. (Holothuria) mammata*: 0,8 ind/m²) e pela esponja *S. lophyropoda* (1,3 ind/ m²; figura 2.1.2.2.1.11).

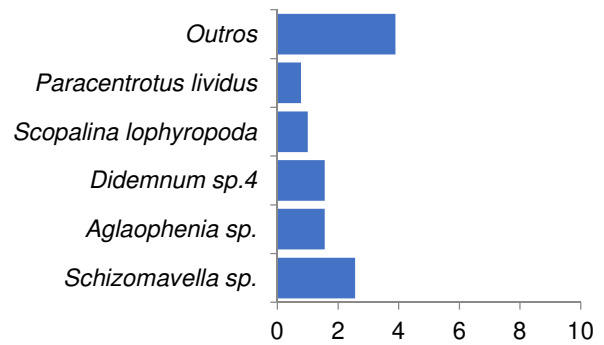
Para além da quantificação de organismos, foram também anotados os comprimentos totais dos macroinvertebrados com valor comercial. As zonas PPI e PC tiveram o maior número de espécies com valor económico. Os valores médios estimados na zona PPI demonstram que todas as espécies de holotúrias apresentaram valores médios ligeiramente superiores aos da zona PC (tabela 2.1.2.2.1.3). Por outro lado, o valor médio estimado no ouriço-do-mar-comum foi maior na zona PC, comparativamente com as outras zonas (tabela 2.1.2.2.1.3). Estes resultados são considerados preliminares pelo reduzido número de organismos medidos.

Zona de Proteção Total (PT)

Percentagem de densidades (%)

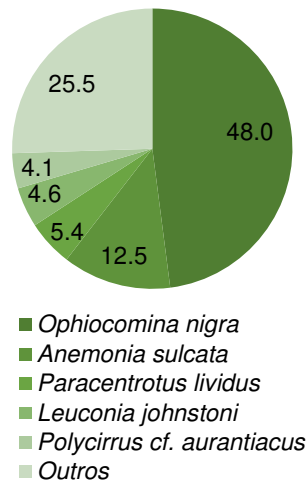


Densidade média (ind/ m²)

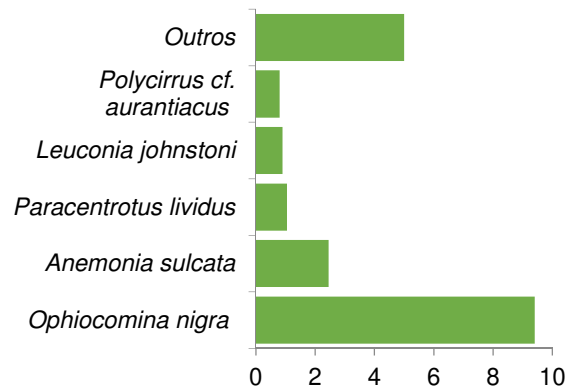


Zona de Proteção Parcial (PPI)

Percentagem de densidades (%)

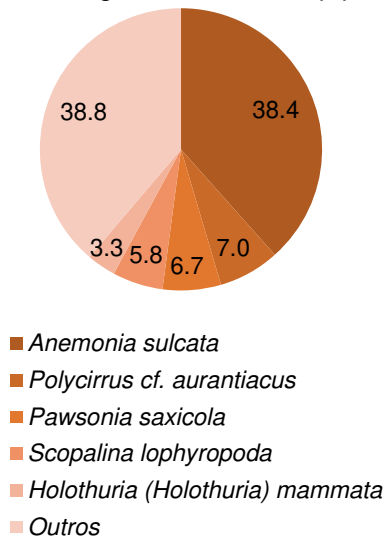


Densidade média (Ind/ m²)



Zona de Proteção Complementar (PC)

Percentagem de densidades (%)



Densidade média (ind/ m²)

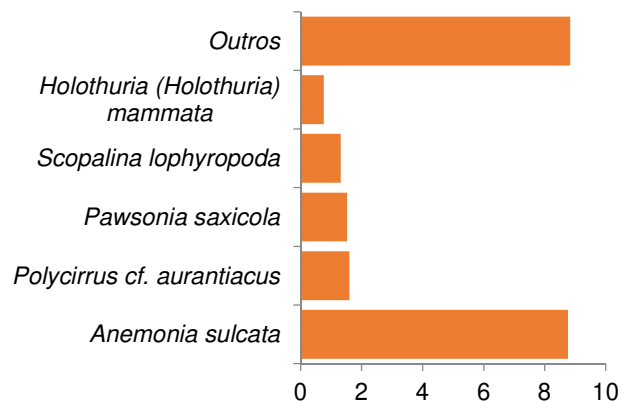


Figura 2.1.2.2.1.11: Percentagem de densidades e densidade média (ind/ m²) das 5 espécies mais abundantes de invertebrados observadas por zona de proteção na região de Sagres.

Tabela 2.1.2.2.1.3: Macrofauna bentónica com valor comercial estudada na costa sul do PNSACV – tamanho de indivíduos (cm) medidos *in situ*, amostrados pela técnica do quadrado em mergulho com escafandro autónomo. (PT – Zona de proteção total; PPI – Zona de proteção parcial; PC – Zona de proteção complementar; N – Número de indivíduos; Méd - Média; DvP – Desvio padrão); * valor real.

Espécie	PT			PPI			PC		
	N	Méd	DvP	N	Méd	DvP	N	Méd	DvP
<i>Holothuria (Holothuria) mammata</i>	-	-	-	7	21,6	3,8	12	19,8	6,2
<i>Holothuria (Panningothuria) forskali</i>	-	-	-	3	20,7	3,8	6	16,8	4,3
<i>Holothuria (Roweothuria) arguinensis</i>	-	-	-	4	20,0	0,8	7	19,7	6,9
<i>Paracentrotus lividus</i>	6	4,8	1,4	10	4,7	2,7	6	6,3	2,2
<i>Sphaerechinus granularis</i>	-	-	-	3	10,3	1,5	3	11	1,0
<i>Stramonita haemastoma</i>	-	-	-	1	6*	-	1	6*	-

A altura e a largura máxima de gorgónias foram também medidas *in situ*. No entanto, ao longo do estudo, as três espécies de gorgónias registadas foram encontradas apenas na zona PC (*Eunicella gazella*: N = 5; altura média = 17,2 cm, largura média = 18,8 cm; *Eunicella verrucosa*: N = 3, altura média = 12,7 cm, largura média = 7,7 cm; *Leptogorgia sarmentosa*: N = 6; altura média = 16,5 cm, largura média = 18,3 cm).

A percentagem de cobertura média por m² encontrada no conjunto de ascídias, briozoários e esponjas foi sempre inferior a 10%, independentemente da zona de proteção analisada. Os valores médios estimados são apresentados na tabela 2.1.2.2.1.4.

A riqueza específica (S), o índice de Equitabilidade (J') e o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'; média ± Int. Conf. 95%) obtidos em cada zona de proteção são apresentados na figura 2.1.2.2.1.12. A riqueza específica estimada com estes dados de monitorização foi menor na zona PT, comparada com a zona PC (PT: S = 4,1 ± 0,95; PC: S = 6,8 ± 1,06). A distribuição de organismos e as suas densidades foram algo equilibradas com valores estimados de J' sempre próximo de 1, independentemente da zona de proteção analisada (PT: J' = 0,96 ± 0,03; PPI: J' = 0,95 ± 0,03; PC: J' = 0,95 ± 0,02). Também na diversidade, foram estimados valores médios do índice H' ligeiramente menores na zona PT (H' = 1,31 ± 0,25) quando comparados com a zona PC (H' = 1,74 ± 0,20), mas não considerados significativamente diferentes por causa da sobreposição dos intervalos de confiança. A zona PPI não apresentou diferenças nos índices S e H', quando comparados com os obtidos nas outras duas zonas (PPI: S = 5,7 ± 0,75; H' = 1,60 ± 0,31), especialmente com os obtidos na zona de controlo PC.

Tabela 2.1.2.2.1.4: Percentagem de cobertura (média e desvio padrão) por m² de ascídias, briozoários e esponjas observada em cada zona de proteção na região de Sagres.

Taxa	PT		PPI		PC	
	Média	Dpadrão	Média	Dpadrão	Média	Dpadrão
Bryozoa	3	3,87	-	-	0,56	1,53
<i>Cellepora pumicosa</i>	-	-	-	-	0,04	0,20
<i>Chartella papyracea</i>	0,44	0,88	-	-	0,12	0,60
<i>Schizobrachiella sanguinea</i>	-	-	-	-	0,12	0,44
<i>Schizomavella</i> sp.	2,56	3,71	-	-	0,28	0,74
Chordata	3,22	3,87	0,10	0,45	0,08	0,28
<i>Didemnum coriaceum</i>	0,33	1,00	-	-	-	-
<i>Didemnum</i> sp.2	-	-	-	-	0,04	0,20
<i>Didemnum</i> sp.4	1,56	3,28	-	-	-	-
<i>Didemnum</i> sp.5	0,67	1,12	-	-	-	-
<i>Didemnum</i> sp.6	-	-	0,10	0,45	-	-
<i>Diplosoma spongiforme</i>	0,67	1,32	-	-	0,04	0,20
Porifera	1,89	2,52	2,30	2,45	4,04	4,73
cf. <i>Dictyonella incisa</i>	-	-	0,05	0,22	0,04	0,20
<i>Chondrosia reniformis</i>	-	-	-	-	0,04	0,20
<i>Cliona celata</i>	0,44	1,33	-	-	0,12	0,33
<i>Cliona viridis</i>	-	-	0,15	0,49	-	-
<i>Crambe crambe</i>	-	-	0,15	0,37	-	-
<i>Crella (Pytheas) fusifera</i>	-	-	0,05	0,22	0,36	0,99
<i>Dysidea avara</i>	-	-	-	-	0,04	0,20
<i>Dysidea fragilis</i>	0,11	0,33	-	-	0,04	0,20
<i>Hemimycale columella</i>	0,22	0,67	-	-	0,48	1,29
<i>Ircinia</i> sp.	-	-	-	-	0,04	0,20
<i>Leuconia johnstoni</i>	-	-	0,95	1,79	0,52	0,92
<i>Phorbas fictitius</i>	0,11	0,33	0,10	0,31	0,48	1,16
<i>Phorbas tenacior</i>	-	-	-	-	0,16	0,80
Porifera n.id. (sp.1)	-	-	-	-	0,04	0,20
<i>Sarcotragus fasciculatus</i>	-	-	-	-	0,12	0,44
<i>Sarcotragus foetidus</i>	-	-	0,40	0,94	0,20	0,50
<i>Scopalina lophyropoda</i>	1,00	1,12	0,45	0,89	1,32	1,93
<i>Tethya citrina</i>	-	-	-	-	0,04	0,20
Total	8,11	-	2,40	-	4,68	-

A análise multivariada das densidades permitiu avaliar as eventuais diferenças estatísticas existentes nas comunidades de organismos nas distintas zonas de proteção, tendo em conta a distribuição e proporção das espécies ali presente. O nMDS apresentado e a respetiva ordenação hierárquica revelam alguma diferenciação entre as comunidades animais existentes no substrato rochoso, especialmente quando comparando a zona PT com as restantes duas zonas (figura 2.1.2.2.1.13). Através desta análise constatou-se que efetivamente existiram **diferenças estatisticamente significativas nas comunidades bentónicas amostradas de acordo com a zona de proteção** (PERMANOVA, $p = 0,001$). Os testes emparelhados

(*pairwise tests*) indicaram **diferenças significativas entre os três grupos em análise** (PC-PPI: $p = 0,002$; PC-PT: $p = 0,001$; PPI-PT: $p = 0,001$).

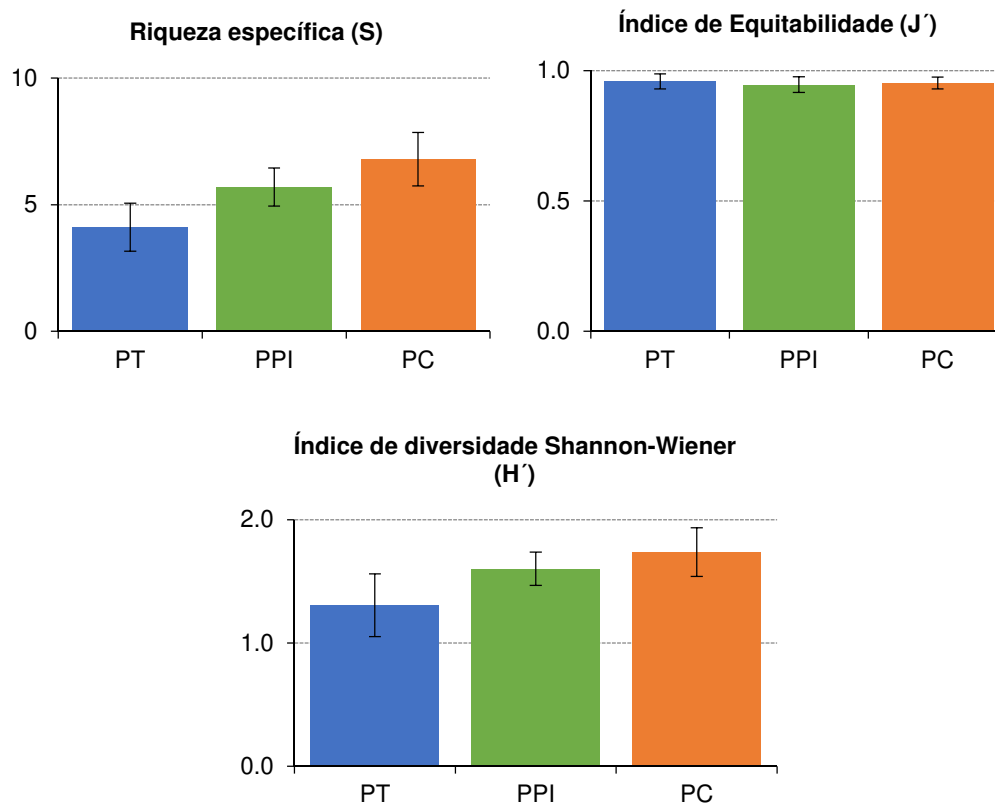


Figura 2.1.2.2.1.12: Riqueza específica, Índice de Equitabilidade e Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (média \pm Int. Conf. 95%) obtidos em cada zona de proteção (região de Sagres) no estudo da macrofauna bentónica.

A respetiva análise SIMPER permitiu verificar que os valores médios de similaridade estimados nas três zonas de proteção foram baixos, indicando uma grande heterogeneidade entre amostras. Esta diversidade entre amostras foi maior na zona PC (similaridade média: 16,6) do que nas zonas PT (21,5) e PPI (22,0) (figura 2.1.2.2.1.14). Os organismos mais importantes para a semelhanças entre amostras obtidas na zona PT foram a esponja *S. lophyropoda* e o briozoário *Schizomavella* sp.; a sua contribuição conjunta para a similaridade foi superior a 60%. Já na zona PC, mais espécies foram necessárias para atingir 60 % de parecência entre amostras. Os organismos que se destacaram nesta zona são o poliqueta *P. cf. aurantiacus*, a anémoma-verde (*A. sulcata*), as esponjas *S. lophyropoda* e *L. johnstoni*, o pepino-do-mar *H. (Holothuria) mammata* e o aplídio-laranja (*Aplidium punctum*). Na zona PPI, a anémoma-verde (25,7%) e o poliqueta *P. cf. aurantiacus* (15,7%) demonstraram novamente maior influência em semelhanças entre amostras. Outras espécies importantes foram o ouriço-do-mar-comum (*P.*

lividus) e a esponja *L. johnstoni* que, em conjunto, contribuíram com 26,3% para as similaridades na zona PPI.

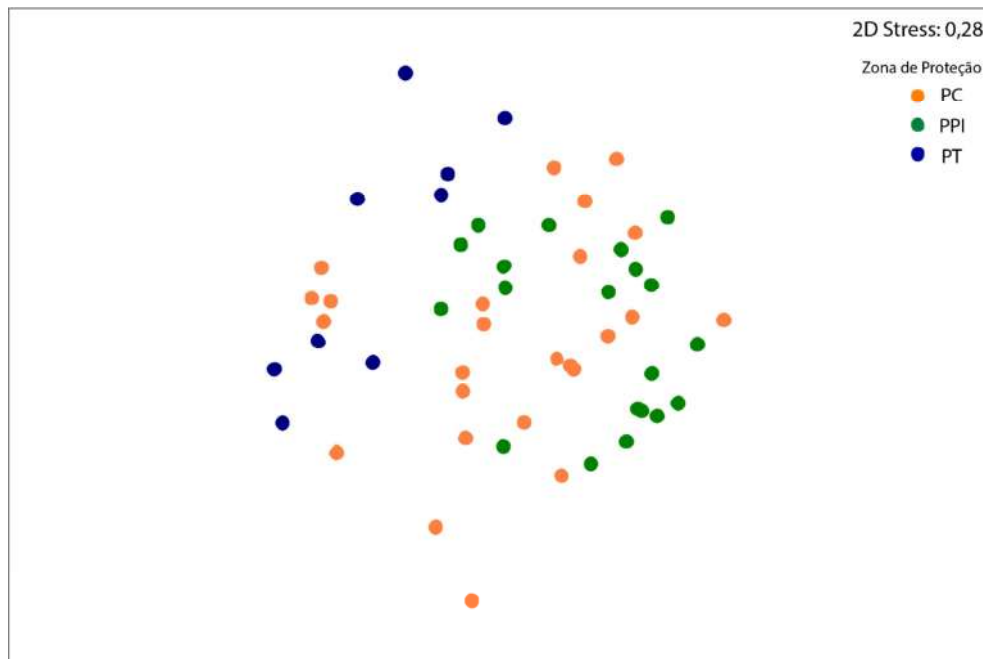


Figura 2.1.2.2.1.13: Diagrama nMDS da distribuição das amostras por Zona de Proteção (região de Sagres), com base nos valores de similaridade de Bray-Curtis caalculados na análise da abundância por espécie de macrofauna bentônica.

Em relação à dissimilaridade entre grupos, as maiores diferenças verificaram-se na comparação da zona PT com as zonas PPI e PC (dissimilaridade média, PT-PC: 92,4; PT-PPI: 94,3). As espécies mais importantes para a diferenciação da zona PT foram a anémoma-verde (*A. sulcata*) e o briozoário *Schizomavella* sp., sendo estes dois organismos responsáveis por mais de 15% das diferenças entre as zonas PPI e PC. Outros organismos, como a esponja *S. lophyropoda* (contribuição para dissimilaridades: 6,5%) e o poliqueta *P. cf. aurantiacus* (5,5%), também foram importantes para as diferenças entre PT e PC. O ofiurídeo-negro *O. nigra* (7,3%), o ouriço-do-mar-comum *P. lividus* (6,5%) e a esponja *S. lophyropoda* (5,8%) são os taxa que mais contribuíram para a dissimilaridade entre zonas PT e PPI. Relativamente à contribuição para a dissimilaridade entre PC e PPI (85,0), de novo a anémoma-verde (*A. sulcata*, 11,7%) e o ofiurídeo-negro *O. nigra* (8,2%) surgem como espécies relevantes.

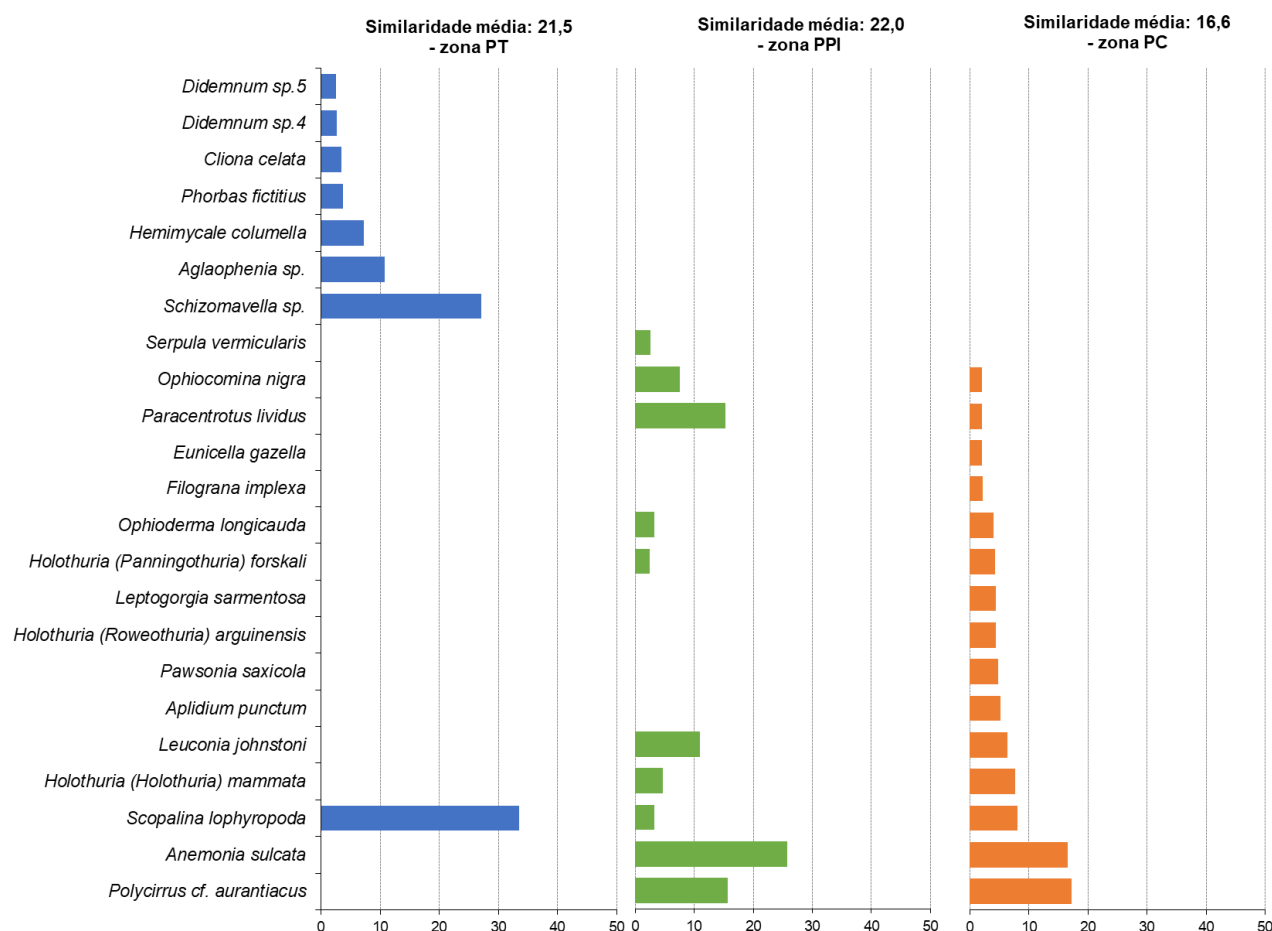


Figura 2.1.2.2.1.14: Resultados da análise SIMPER da contribuição (%) dos taxa da comunidade de substrato rochoso para a similaridade de Bray-Curtis observada entre amostras recolhidas em diferentes zonas de proteção (região de Sagres).

Comunidades de macroalgas

Estrutura das comunidades de macroalgas

Na região de Sagres, a percentagem de cobertura média de macroalgas foi igual a 84,8%. Nesta área, foram encontrados 55 taxa de macroalgas que pertenciam a 18 ordens e 29 famílias (Anexos, tabela 2.1.2.3.6). As ordens Hapalidiales, Corallinales e Sphacelariales apresentaram as maiores % de cobertura (figura 2.1.2.2.1.15). Além dessas, as ordens Dictyotales, Ceramiales, Bonnemaisoniales e Gigartinales também apareceram com frequências de ocorrência superiores a 50%.

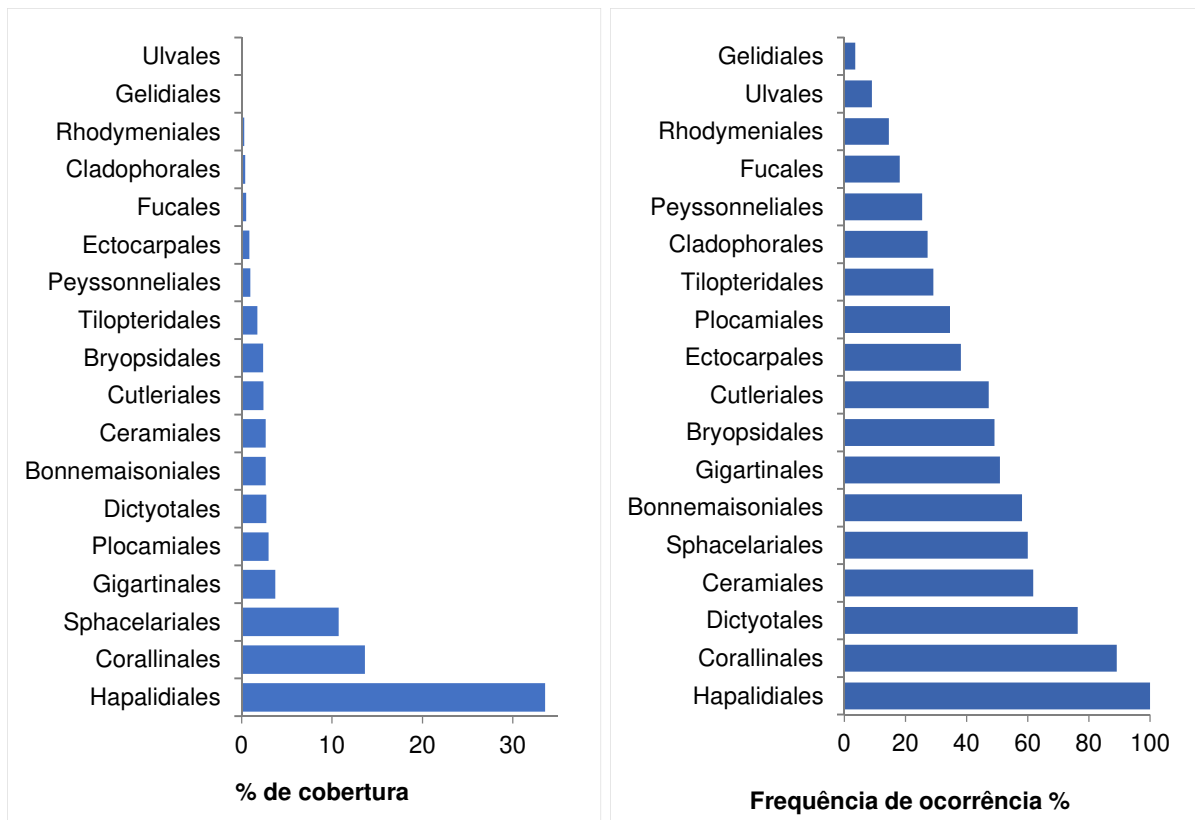


Figura 2.1.2.2.1.15: Percentagem de cobertura e frequência de ocorrência de cada ordem de macroalgas nos recifes rochosos da região de Sagres.

As espécies com maior % de cobertura foram as algas calcárias incrustantes *Mesophyllum lichenoides* (33,6%) e *Lithophyllum incrustans* (7,7%), as macrófitas corticadas *Halopteris filicina* (10,7%), *Sphaerococcus coronopifolius* (3,5%) e *Plocamium cartilagineum* (3,0%), e a alga calcária articulada *Ellisolandia elongata* (3,3%) (figura 2.1.2.2.1.16). A que teve maior frequência de ocorrência é a alga calcária incrustante *M. lichenoides* (90,9%), seguida da alga corticada folhosa *Dictyota dichotoma* (70,9%), que teve uma % de cobertura média de 2,5% (Anexos, tabela 2.1.2.3.6). A única espécie de laminária presente nesta área, *Phyllariopsis brevipes* (figura 2.1.2.2.1.17), foi encontrada com frequência de ocorrência de 21,8%. A densidade média de *P. brevipes* foi de 9,0 pés/m². A alga invasora *Asparagopsis armata* apareceu em 40% das amostras, com percentagem média de cobertura de 1,8%.

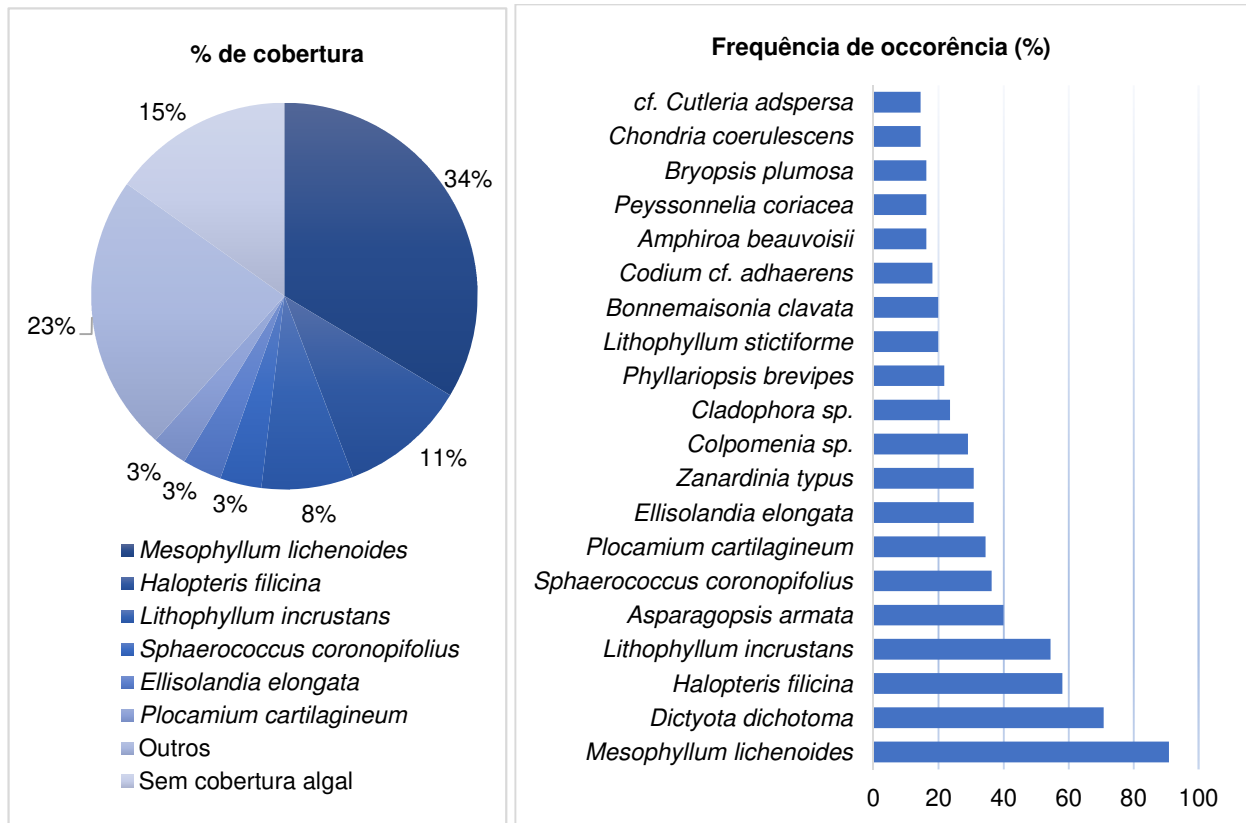


Figura 2.1.2.2.1.16: Percentagem de cobertura e frequência de ocorrência (%) de espécies de macroalgas mais abundantes nos recifes rochosos da região de Sagres.



Figura 2.1.2.2.1.17: *Phyllariopsis brevipes*, a única espécie de laminária observada na região de Sagres (imagem: Adela Belackova).

Comparação das comunidades de macroalgas entre zonas de proteção

Por zona de proteção, foram encontrados 41 taxa de macroalgas na zona PPI, 37 na zona PC e 22 na zona PT. A % de cobertura algal foi relativamente mais alta nas zonas PPI (91,0 %) e

PC (91,1 %) que na zona PT (56,9 %). A riqueza específica de macroalgas (S) foi significativamente mais alta na zona PPI ($S = 9,7 \pm 1,03$) que nas zonas PC ($S = 7,2 \pm 1,17$) e PT ($S = 6,7 \pm 2,17$; figura 2.1.2.2.1.18). Os outros índices mostraram sobreposição de intervalos de confiança de valores médios (PPI: $H' = 1,52 \pm 0,16$; $J' = 0,65 \pm 0,05$; PC: $H' = 1,25 \pm 0,17$; $J' = 0,68 \pm 0,06$; PT: $H' = 1,36 \pm 0,27$; $J' = 0,78 \pm 0,09$). O Índice de equitabilidade (J') refletiu ligeiramente maior equitabilidade na comunidade de macroalgas na zona PT quando comparado com os das outras duas zonas (figura 2.1.2.2.1.18).

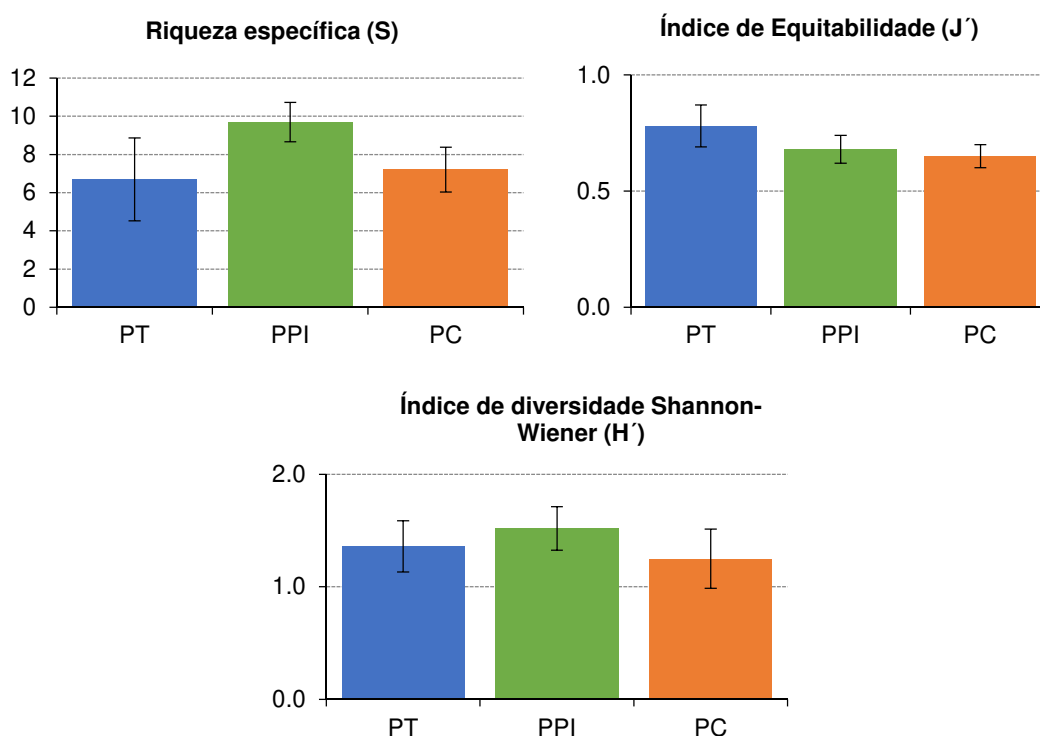


Figura 2.1.2.2.1.18: Riqueza específica, Índice de Equitabilidade e Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (média ± Int. Conf. 95%) obtidos no estudo das macroalgas em cada Zona de Proteção (região de Sagres).

Os resultados das análises multivariadas confirmaram a existência de diferenças em percentagem de cobertura de espécies de macroalgas entre as três zonas de proteção (PERMANOVA, $p = 0,002$). Diferenças significativas existiram entre cada duas zonas, com maiores diferenças entre PT e PPI (*pair-wise test* PERMANOVA, $p = 0,0001$) e entre PT e PC (*pair-wis test* PERMANOVA, $p = 0,002$). As diferenças foram também confirmadas entre as zonas PPI e PC (*pair-wise test* PERMANOVA, $p = 0,007$). A análise SIMPER também confirmou que a zona PT foi a mais distinta das três zonas de proteção (dissimilaridade média: entre PT e PPI =71,6%; entre PT e PC= 70,3%; entre PPI e PC =62,2%). A % de cobertura média de *Chondria coerulescens* foi maior na zona PT e de *E. elongata* na zona PPI (SIMPER, figura 2.1.2.2.1.19). As algas *M. lichenoides*, *H. filicina*, *S. coronopifolius* e *D. dichotoma*

tiveram uma maior % de cobertura média nas zonas PPI e PC do que na zona PT (SIMPER, figura 2.1.2.2.1.19). As diferenças entre as zonas PPI e PC foram devidas às espécies *E. elongata* (cobertura média maior na zona PPI) e *P. cartilagineum* (cobertura média maior na zona PC).

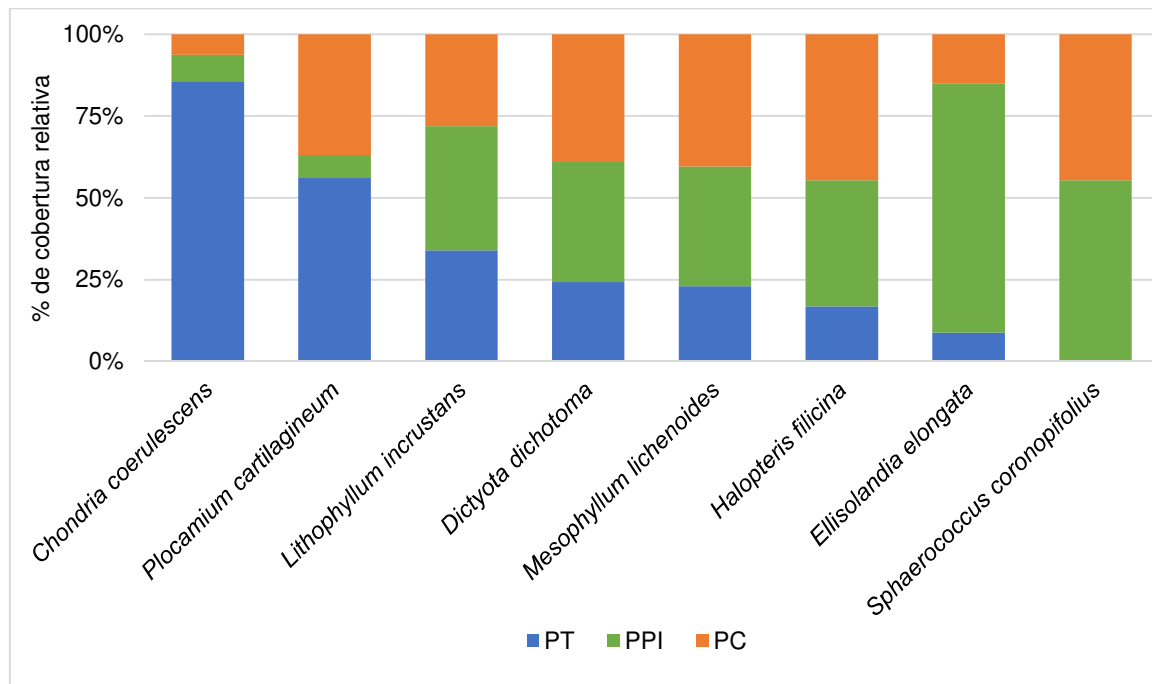


Figura 2.1.2.2.1.19: Percentagem de cobertura (média) relativa de espécies de macroalgas nas três zonas de proteção, região de Sagres. São apresentadas as espécies com maior contribuição para a dissimilaridade (> 4,5%; análise SIMPER) entre as zonas de proteção.

A análise de PERMANOVA indicou diferenças significativas nas percentagens de cobertura de grupos funcionais ($p = 0,0001$) entre as zonas de proteção, com a zona PT novamente mais distinta das outras duas zonas (SIMPER; dissimilaridade média: entre PT e PC de 37,0%, entre PPI e PT de 39,6%, entre PC e PPI de 28,8%). A análise univariada confirmou que a zona PT teve significativamente maior % de cobertura de algas filamentosas (Wilcoxon *test*, $p \leq 0,001$) em relação às outras duas zonas de proteção. Apesar da % de cobertura média de algas corticadas folhosas e folhosas ter sido maior na zona PT (figura 2.1.2.2.1.20), esta diferença não foi significativa (Wilcoxon *test*, $p > 0,05$). Além disso, a zona PT teve % de cobertura de algas incrustantes significativamente menor que as outras zonas (Wilcoxon *test*, $p \leq 0,01$). A zona PPI apresentou % de cobertura de macroalgas articuladas calcárias e de macroalgas prostradas significativamente maior que a das outras zonas (Wilcoxon *test*, $p \leq 0,01$). A maior % de cobertura de macrófitas corticadas foi encontrada na zona PC (Wilcoxon *test*, $p \leq 0,05$). Na % de cobertura das macrófitas coriáceas (laminárias),

não se encontraram diferenças significativas entre zonas PPI e PC (Wilcoxon *test*, $p = 0,68$), não tendo este grupo funcional ocorrido na zona PT (figura 2.1.2.2.1.20).

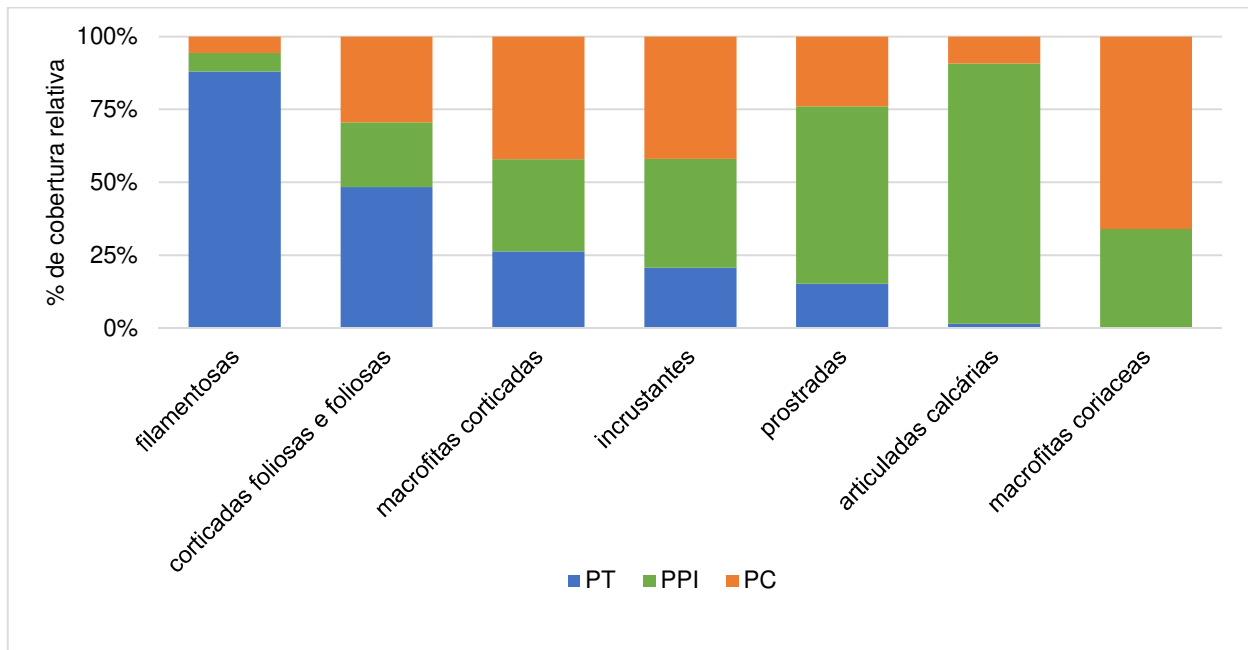


Figura 2.1.2.2.1.20: Percentagem de cobertura média relativa de grupos funcionais de macroalgas entre as três zonas de proteção, na região de Sagres.

2.1.2.2.2. Efeitos da proteção na região do Rogil

Comunidade de peixes

Estrutura geral das comunidades de peixes

Na região do Rogil, ao nível da fauna piscícola demersal e bentónica, e de moluscos cefalópodes e crustáceos com valor comercial, foram identificadas 17 famílias distintas, sendo que um conjunto de 4 representa 90% do número de indivíduos observados nesta zona (figura 2.1.2.2.2.1). Destes grupos, destacam-se a família Gobiidae (cabozes) com uma representatividade de 56,2% (1 267 ind/ 1 000 m²), seguida pela família Sparidae (esparídeos) com 20,3% (457 ind/ 1 000 m²), Blenniidae com 13,5% (303 ind/ 1 000 m²) e a família Labridae (bodiões) representando 5,7% (129 ind/ 1 000 m²). Os restantes grupos tiveram uma representatividade de 3,3% com uma média global de 7 indivíduos por 1 000 m².

Relativamente à composição específica, foram identificadas 46 espécies de vertebrados, e duas de invertebrados com valor comercial: uma espécie de molusco cefalópode, o polvo (*Octopus vulgaris*), e uma de crustáceo, a navalheira (*Necora puber*). Nesta zona, os indivíduos que mais ocorreram (em número) pertencem às espécies *Diplodus vulgaris* (safia), *Gobiusculus flavescens*, *Coris julis* (judia), *Diplodus sargus* (sargo) e *Spondylus cantharus* (choupa). Estas 5 espécies representam 81,7% dos indivíduos observados nesta região. Todas estas espécies pertencem a uma das três famílias que mais contribuíram para o número de espécies e indivíduos nesta região. Tal como na região de Sagres, a família Labridae foi representada por 11 espécies, a família Sparidae com 9 espécies e a família Gobiidae com 7 espécies.

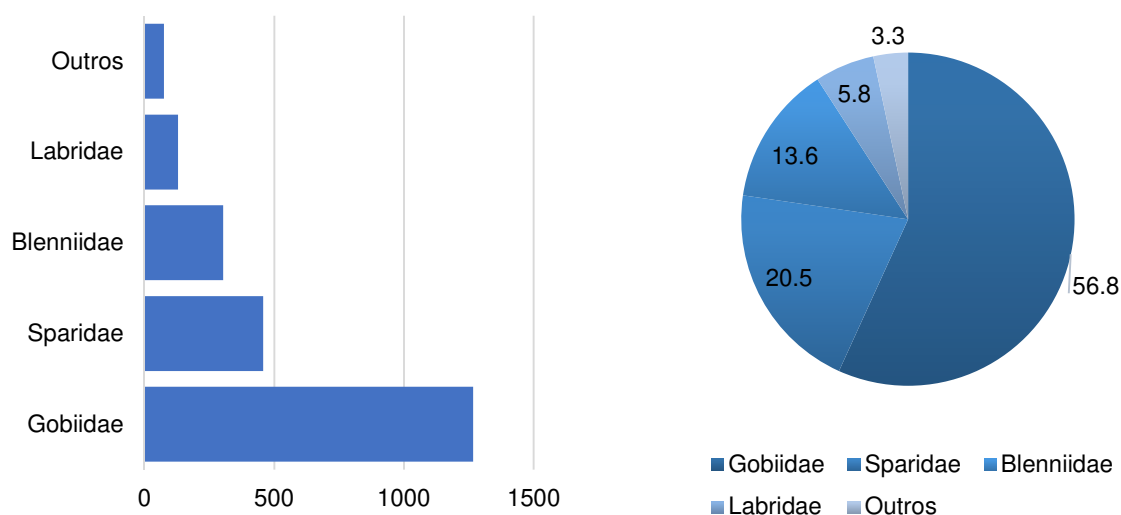


Figura 2.1.2.2.2.1: Densidade média (ind/ m²) e percentagem de densidades (gráfico circular) das famílias de peixes que mais ocorreram na região do Rogil.

No que toca à frequência de ocorrência das famílias de peixes, cefalópodes e crustáceos de valor comercial, e à semelhança do observado na região de Sagres, duas famílias de peixes destacaram-se pela ocorrência em mais de 90% das unidades de amostragem (transectos). Estas são as famílias dos blénios (Blenniidae) e dos esparídeos (Sparidae), e uma família que ocorreu em mais de 80% dos transectos (Labridae). Depois destas três famílias, e novamente como na região de Sagres, destacam-se os cabozes (Gobiidae) com uma frequência de ocorrência de 48,1%, os serranídeos (Serranidae) ocorrendo em 40,7% dos transectos e a família Tripterygiidae com ocorrência de 29,6% (figura 2.1.2.2.2).

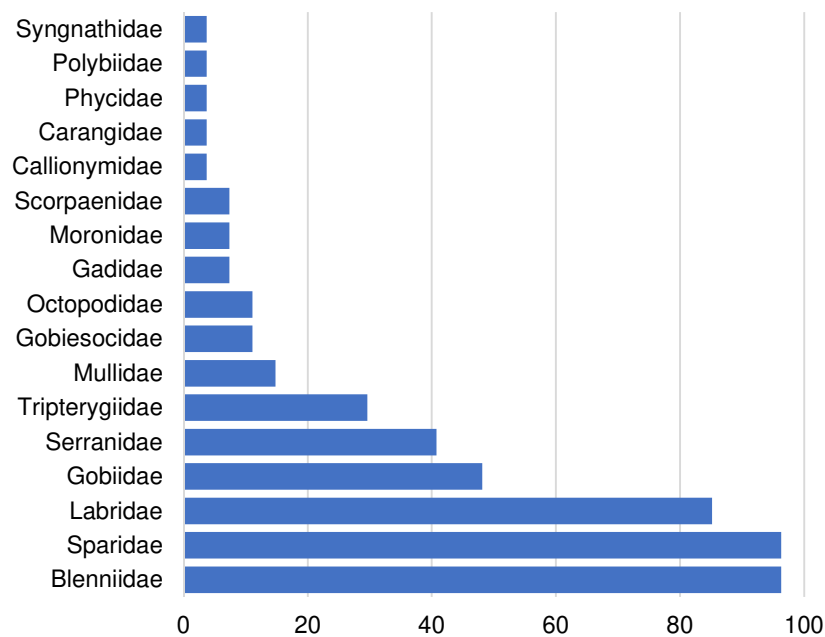


Figura 2.1.2.2.2.2: Frequência de ocorrência das famílias de peixes, cefalópodes e crustáceos com valor comercial nos transectos realizados na região do Rogil.

Comparação das comunidades de peixes entre zonas de proteção

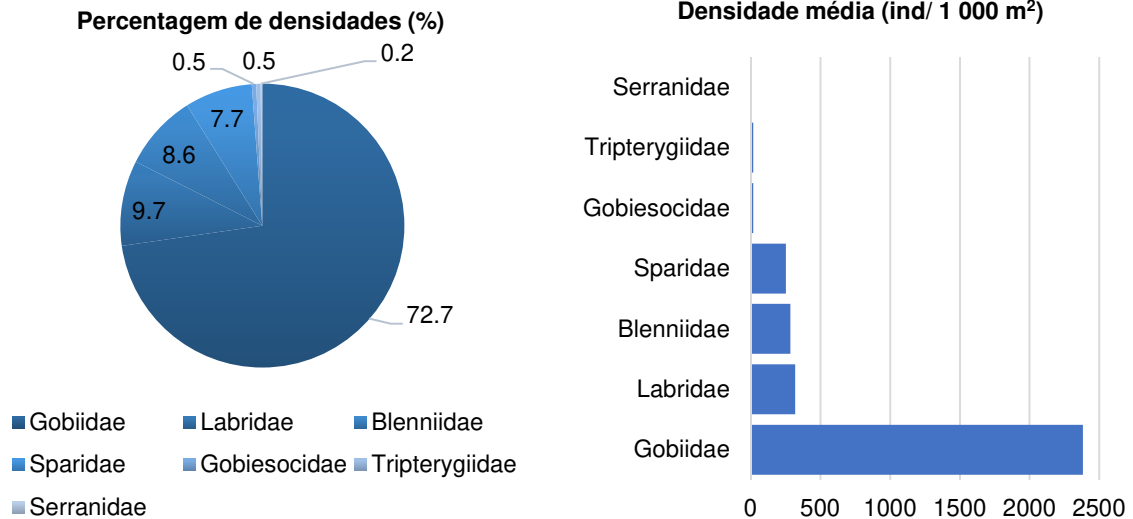
Relativamente à composição das comunidades de vertebrados, cefalópodes e crustáceos com valor comercial, as famílias Blenniidae, Gobiidae, e a dos esparídeos (Sparidae) são as que mais ocorreram nas três zonas de proteção (figura 2.1.2.2.2.3). Na zona PC, as espécies que mais ocorreram são a safia (*Diplodus vulgaris*) e a choupa (*Spondyllosoma cantharus*). Nas zonas de maior proteção (PPI e PT), as safias mantiveram uma ocorrência elevada e, para além desta espécie, verificou-se uma grande abundância dos gobiídeos *Gobiusculus flavescens*. Como esta espécie ocorre em cardume, os valores de densidade obtidos, após o cálculo de extrapolação por unidade de área, são significativamente mais elevados que nas outras espécies (tabela 2.1.2.2.2.1, figura 2.1.2.2.2.3).

No que respeita ao número total de espécies, é na zona PC onde se identificaram mais espécies (N = 29), seguida da zona PPI com 27 espécies e da zona PT com 18 espécies. Assim como na região de Sagres, o esforço de amostragem nas zonas PT foi muito inferior ao das outras zonas de proteção (Anexos, tabela 2.1.2.3.1), podendo isto, juntamente com a reduzida área destas zonas, justificar o reduzido número de espécies identificadas na zona de maior proteção. Embora as zonas PT tenham tido um menor número de espécies identificadas, no que respeita à densidade média global de organismos, esta zona é a que apresentou maiores valores, com uma densidade de 71 ind/1 000 m² (figura 2.1.2.2.4). Mais uma vez, a abundante presença de *Gobiusculus flavescens* (N = 142 e densidade = 2 367 ind/ 1 000 m²) influenciaram significativamente a densidade média global nesta zona.

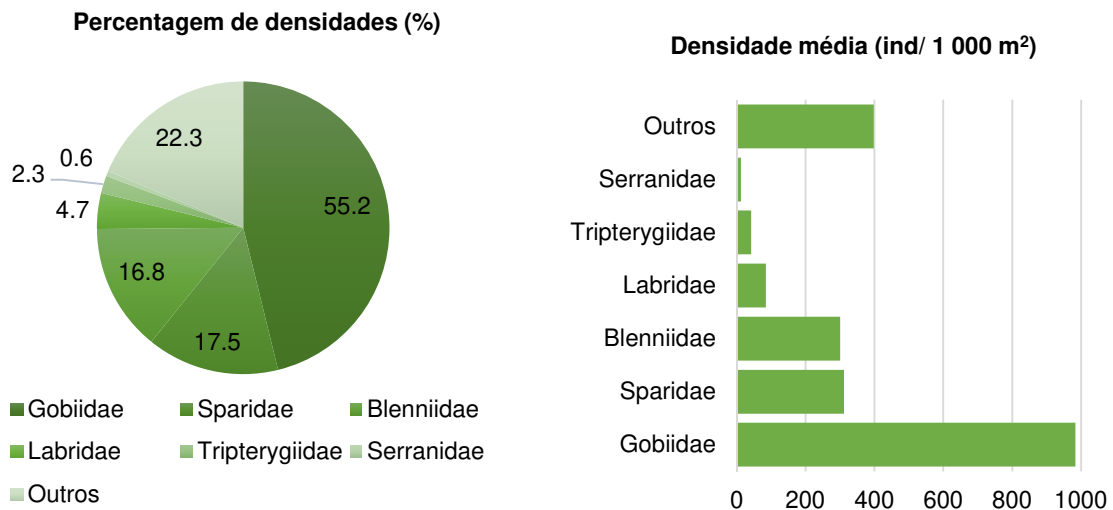
Tabela 2.1.2.2.1: Diversidade, densidade e espécies dominantes das comunidades de peixes, cefalópodes e crustáceos com valor comercial da região do Rogil e em cada zona de proteção.

Zona de proteção	região do Rogil		
	PC	PPI	PT
Número de espécies	29	27	18
Densidade global média (ind/1 000 m²)	42	38	71 (54)
Espécies dominantes	<i>D. vulgaris</i> <i>S. cantharus</i>	<i>D. vulgaris</i> <i>G. flavescens</i> <i>P. pilicornis</i>	<i>G. flavescens</i> <i>C. julis</i> <i>D. vulgaris</i>
Esforço de amostragem (n.º de replicados)	9	12	6

Zona de Proteção Total (PT)



Zona de Proteção Parcial tipo I (PPI)



Zona de Proteção Complementar (PC)

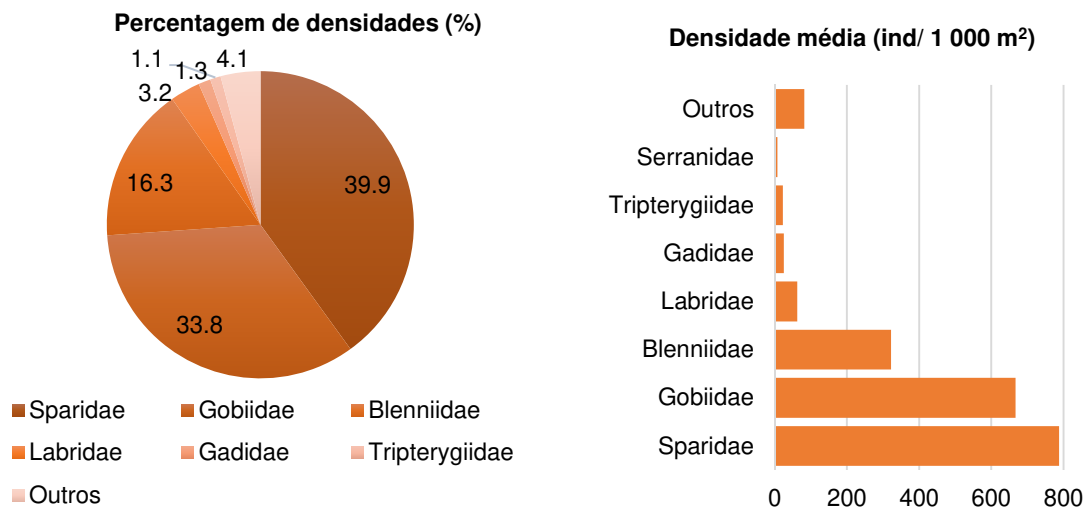


Figura 2.1.2.2.2.3: Percentagem de densidades (%) e densidade média (ind/ 1 000 m²) das famílias de peixes mais frequentes em cada zona de proteção na região do Rogil.

Na região do Rogil, a zona PT apresentou uma densidade média de indivíduos ligeiramente superior às restantes: 71 ± 143 ind/ 1 000 m². Contrariamente ao observado na região de Sagres, a zona PPI apresentou menores valores de densidade média (38 ± 41 ind/ 1 000 m²). A zona PC apresentou uma densidade média de 42 ± 40 ind/ 1 000 m². Assim como nos resultados obtidos na região de Sagres, os desvios e erros padrão apresentaram valores muito elevados, indicando ter ocorrido uma grande variabilidade de densidade nos diferentes pontos de amostragem e uma ausência de diferenças nas densidades entre as zonas de proteção (figura 2.1.2.2.4).

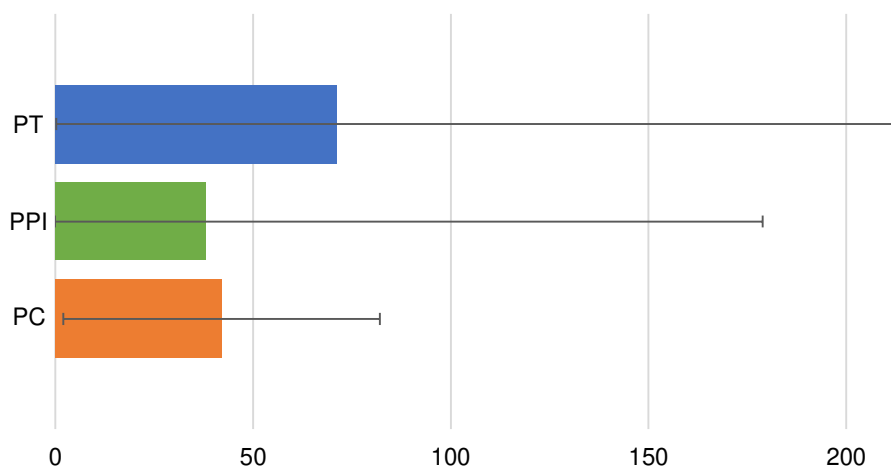


Figura 2.1.2.2.4: Densidade média (ind/ 1 000 m² ± erro padrão) observada em cada zona de proteção (região do Rogil). Os erros padrão obtidos nas zonas PT e PPI incluem valores negativos, não representados neste gráfico.

Da mesma forma que na análise dos dados obtidos na região de Sagres, verificou-se através de uma análise multivariada baseada na densidade de organismos se o efeito de proteção poderá ter influenciado a composição e a densidade das comunidades de peixes. Mais uma vez, os **resultados indicam não terem existido diferenças significativas entre as densidades de peixes das três zonas de proteção** (PERMANOVA, $p = 0,107$).

Assim como na região de Sagres, as três componentes de biodiversidade - riqueza específica (S), equitabilidade (J') e diversidade (H') - foram analisadas e comparadas entre as diferentes zonas de proteção (figura 2.1.2.2.5). Contrariamente aos resultados obtidos na região de Sagres, **a zona com maior nível de proteção (PT) na região do Rogil teve valores mais elevados nas componentes de biodiversidade estudadas** (PT: $S = 9,0 \pm 1,96$; $J' = 0,73 \pm 0,14$; $H' = 1,6 \pm 0,45$). Nas restantes zonas de proteção (PC e PPI) foram obtidos valores muito próximos, sendo que na zona PPI foi registado um valor de equitabilidade ligeiramente superior ao da zona PC, mas, na riqueza específica e na diversidade, a zona PC teve valores ligeiramente superiores (PC: $S = 8,8 \pm 2,11$; $J' = 0,62 \pm 0,12$; $H' = 1,33 \pm 0,36$; PPI: $S = 7,3 \pm 1,39$; $J' = 0,67 \pm 0,07$; $H' = 1,30 \pm 0,21$).

Como na região de Sagres, **testou-se estatisticamente a diferença da riqueza específica entre as três zonas de proteção. Neste caso, a análise univariada não indica ter havido diferenças significativas entre as três zonas de proteção (ANOVA, $p = 0,33$).**

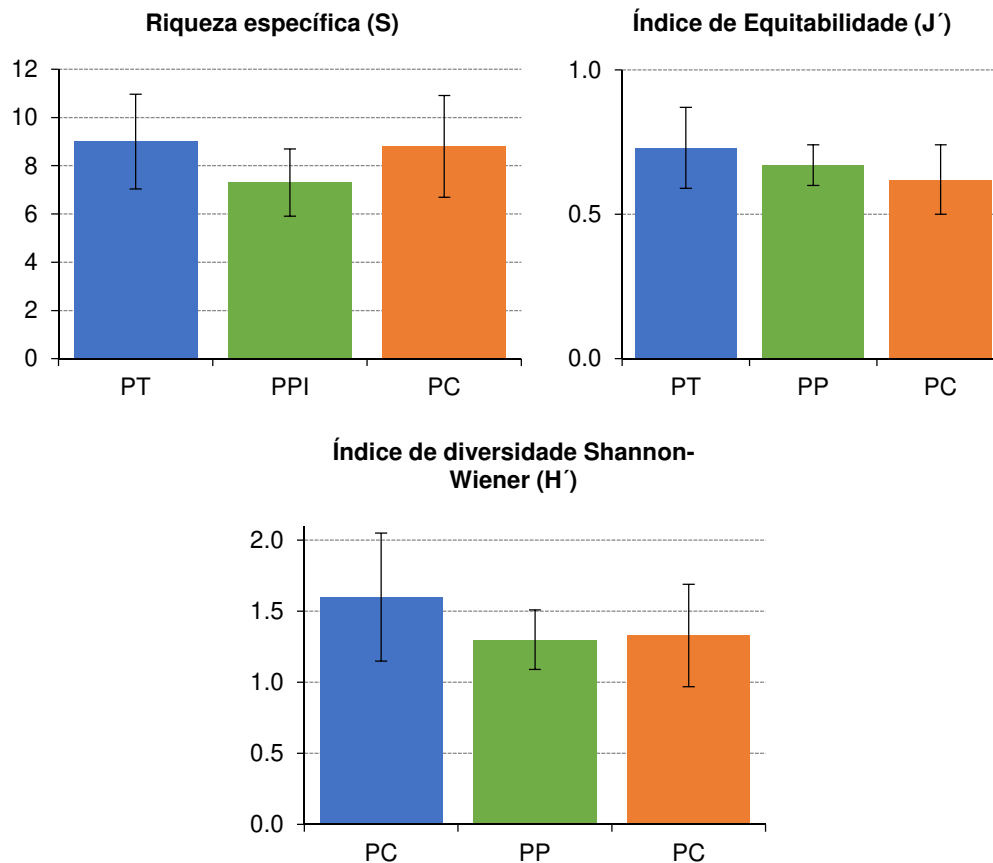


Figura 2.1.2.2.5: Riqueza específica, Índice de Equitabilidade e Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (média \pm Int. Conf. 95%) obtidos em cada Zona de Proteção (região do Rogil).

Comparação dos tamanhos médios entre zonas de proteção.

O critério de seleção de espécies para uma análise gráfica (figura 2.1.2.2.2.6) com os dados obtidos na região do Rogil é exatamente o mesmo que o usado com os dados obtidos na região de Sagres. Desta forma, o efeito das zonas de proteção nos tamanhos médios foi analisado em 7 espécies (das 48 identificadas neste local), das quais três pertencem à família Labridae, três à família Sparidae, e uma à família Serranidae (figura 2.1.2.2.2.6). A figura 2.1.2.2.2.6 sugere que as espécies *Coris julis* e *Ctenolabrus rupestris* foram maiores na zona de maior proteção (PT), enquanto o bodião *Labrus bergylta* e a garoupa *Serranus cabrilla* apresentaram tamanhos maiores nas outras zonas.

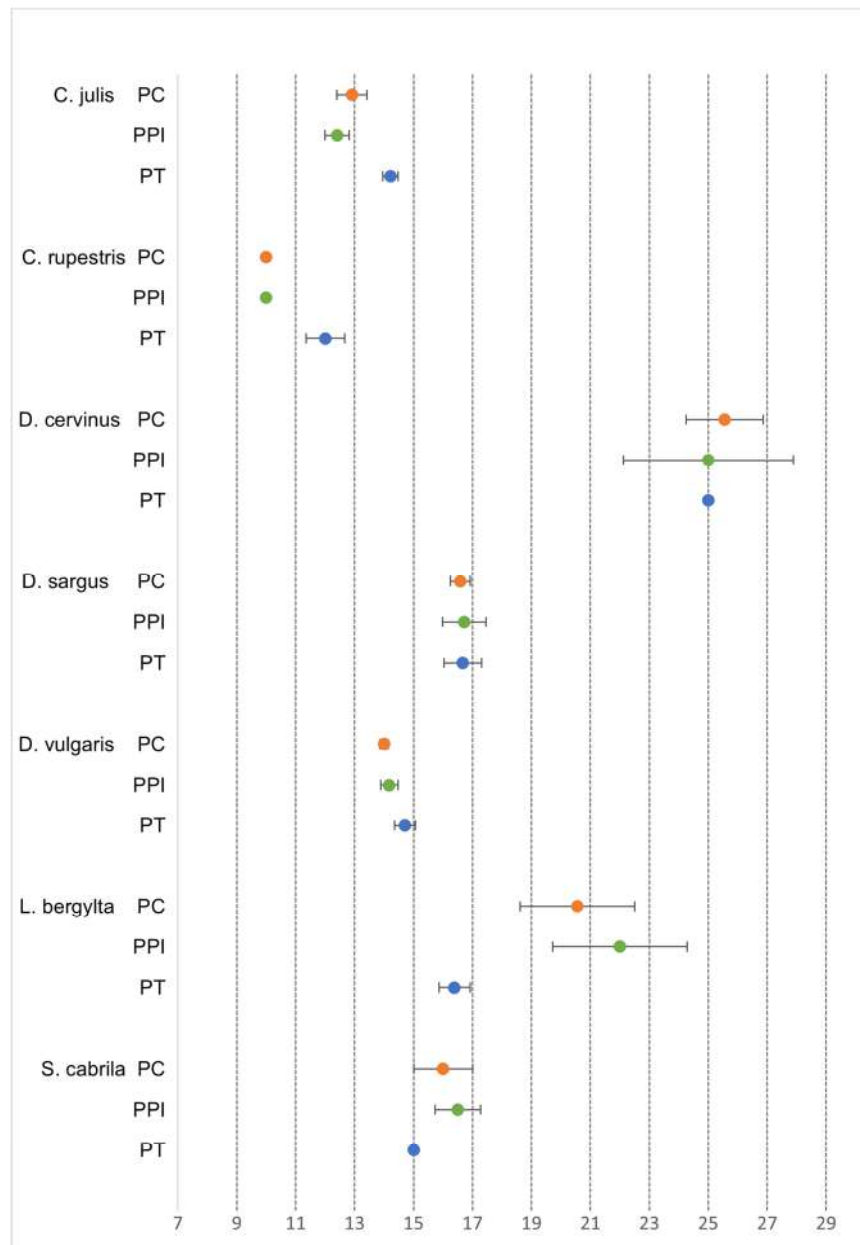


Figura 2.1.2.2.2.6: Tamanhos médios \pm erro padrão (cm) de peixes que ocorreram pelo menos três vezes em cada zona de proteção (PPI, PC e PT) na região do Rogil.

Para além da observação ilustrada acima (figura 2.1.2.2.2.6) e assim como na região de Sagres, foi feita uma análise estatística univariada dos dados obtidos nas 5 espécies *Coris julis*, *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris*, *Labrus bergylta* e *Serranus cabrilla*. A zona PT distinguiu-se significativamente das restantes duas, quer na espécie *Coris julis* (Kruskal-Wallis test, PC vs. PPI, $p = 0,39$; PC vs. PT, $p = 0,017$; PT vs. PPI, $p = 0,0001$) quer em *Labrus bergylta* (Kruskal-Wallis test, PC vs. PPI: $p = 0,5$; PC vs. PT: $p = 0,01$; PT vs. PPI: $p = 0,01$). No entanto, enquanto o tamanho de *Coris julis* foi significativamente maior na zona PT que nas outras duas zonas de proteção, a espécie *Labrus bergylta* foi significativamente menor na zona PT. As restantes três espécies analisadas não apresentaram diferenças

significativas de tamanho quando comparadas por zona de proteção (Kruskal-Wallis test, $p > 0,05$).

Comunidades de macroinvertebrados

Estrutura geral das comunidades de macroinvertebrados

A comunidade de macroinvertebrados (tamanho ≥ 5 cm) de substrato rochoso observada na região do Rogil é composta por oito filos. Na figura 2.1.2.2.7 é apresentada a percentagem de densidades, densidade média total e frequência de ocorrência (FO) destes oito filos. O filo Porifera destaca-se por representar cerca de metade dos organismos observados (52,1%), com densidade média de 5,9 ind/ m², sendo também o filo mais frequente (75,6%). Também relevante, mas com menor destaque, o filo Echinodermata correspondeu a 20,1% dos organismos observados e teve densidade média de 2,3 ind/ m². Este filo apresentou FO igual ou superior a 40 % (57,8%), juntamente com Porifera (75,6%) e Chordata (40%).

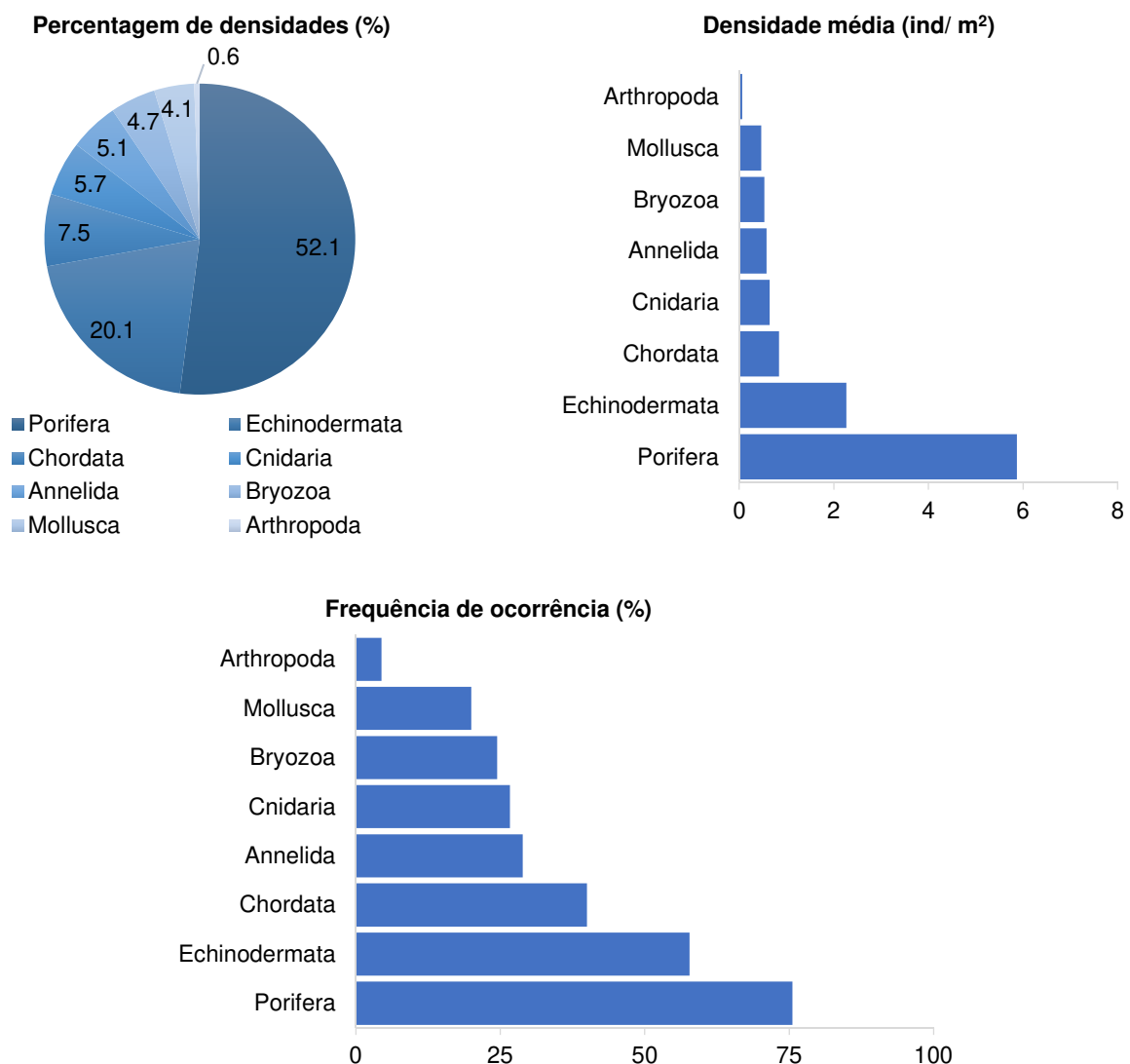


Figura 2.1.2.2.2.7: Percentagem de densidades (%), densidade média (ind/ m²) e frequência de ocorrência (%) dos filos de invertebrados (tamanho ≥ 5 cm) identificados no substrato rochoso da região do Rogil, no PNSACV.

Analisando a composição da macrofauna ao nível da espécie, verificamos que os três filós com mais espécies foram os mesmos que na região de Sagres: Porifera (17 espécies), Echinodermata (9 espécies) e Chordata (7 espécies). Os filós Mollusca (5 espécies), Bryozoa (5 espécies), Cnidaria (4 espécies), Annelida (3 espécies) e Arthropoda (3 espécies) somaram um total de 20 espécies, e a lista completa das 53 espécies pode ser consultada nos Anexos (tabela 2.1.2.3.4). O número total de espécies amostradas de cada filo e em cada zona de proteção é apresentado na tabela 2.1.2.2.2.2.

Na figura 2.1.2.2.2.8 é possível verificar que as três espécies dominantes em número são as esponjas *S. lophyropoda* (percentagem de densidade: 14,6%; densidade: 1,6 ind/ m²) e *Phorbis fictitious* (percentagem de densidade: 12,6%; densidade: 1,4 ind/ m²), e o ouriço-do-mar-comum *P. lividus* (percentagem de densidade: 11,8%; densidade: 1,3 ind/ m²). Estas foram também as espécies mais frequentes nas amostras desta zona, como é possível ver na figura 2.1.2.2.2.9 (*S. lophyropoda*: 40,0%; *P. fictitious*: 37,8%; *P. lividus*: 37,8%).

Tabela 2.1.2.2.2.2: Número de espécies de invertebrados observadas por filo e zona de proteção na região do Rogil.

Taxa	Zona de Proteção		
	PT	PPI	PC
Annelida	2	1	1
Arthropoda	0	2	1
Bryozoa	0	4	3
Chordata	3	2	6
Cnidaria	2	3	1
Echinodermata	6	3	7
Mollusca	2	1	2
Porifera	5	10	12
Total	20	26	33

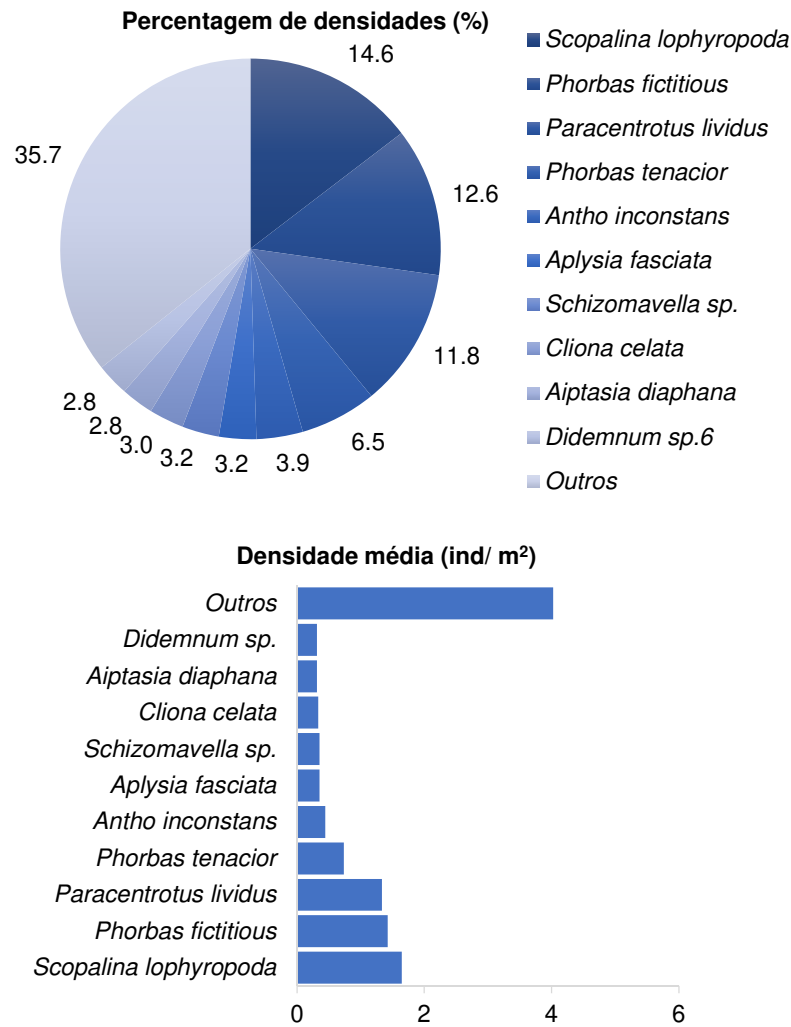


Figura 2.1.2.2.2.8: Percentagem de densidades (%) (A) e densidade média (ind/ m²) (B) de cada uma das 10 espécies de macrofauna (tamanho ≥ 5 cm) mais abundantes no substrato rochoso da região do Rogil, no PNSACV.

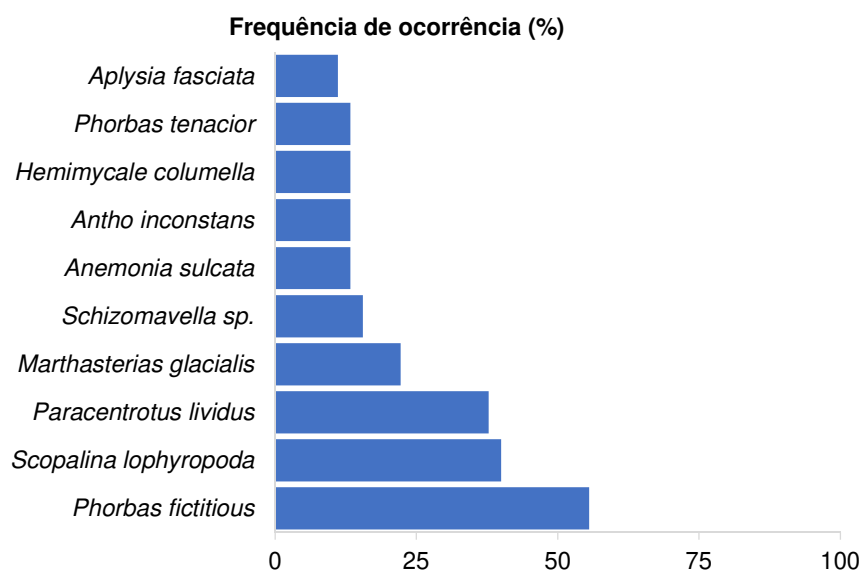


Figura 2.1.2.2.2.9: Frequência de ocorrência (%) de cada uma das 10 espécies de macrofauna (tamanho ≥ 5 cm) mais abundantes no substrato rochoso da região do Rogil, no PNSACV.

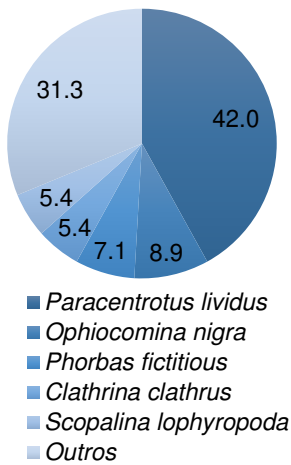
Das espécies de macrofauna contabilizadas nesta área, nenhuma possui estatuto especial de proteção. Em relação às espécies com valor comercial, encontramos na zona várias espécies de ampla distribuição, como o polvo (*O. vulgaris*), os pepinos-do-mar (*H. (Holothuria) mammata* e *H. (Roweothuria) arguinensis*), o ouriço-do-mar-comum (*P. lividus*), a anémone-verde (*A. sulcata*; não explorada na região) e o cavaco-anão (*Scyllarus arctus*). Todas estas espécies se encontraram em baixas densidades, à exceção do ouriço-do-mar-comum (figura 2.1.2.2.8; Anexos, tabela 2.1.2.3.4).

Comparação das comunidades de macroinvertebrados entre zonas de proteção

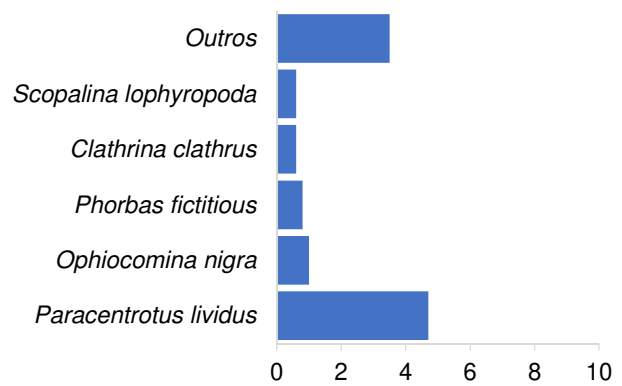
A proporção e a densidade por espécie permitem examinar a composição das comunidades de macrofauna em cada zona de proteção (figura 2.1.2.2.10; Anexos, tabela 2.1.2.3.4). Das três espécies mais abundantes na região (*S. lophyropoda*, *P. fictitious*, *P. lividus*), as esponjas *S. lophyropoda* e *P. fictitious* foram comuns em toda a área de amostragem. Na figura 2.1.2.2.10, é possível ver que o ouriço-do-mar-comum (*P. lividus*) foi particularmente abundante na zona PT (4,7 ind/ m²). Embora as esponjas tenham ocorrido em números inferiores nestas áreas, a densidade média de organismos foi semelhante à das zonas PC e PPI devido ao contributo da abundância de ouriços-do-mar.

Zona de Proteção Total (PT)

Percentagem de densidades (%)

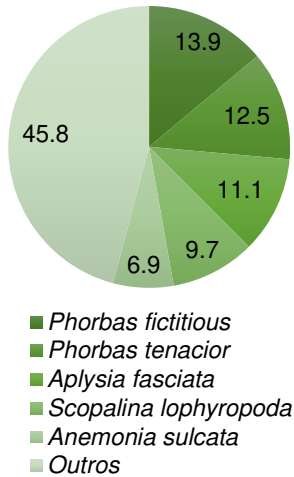


Densidade média (ind/ m²)

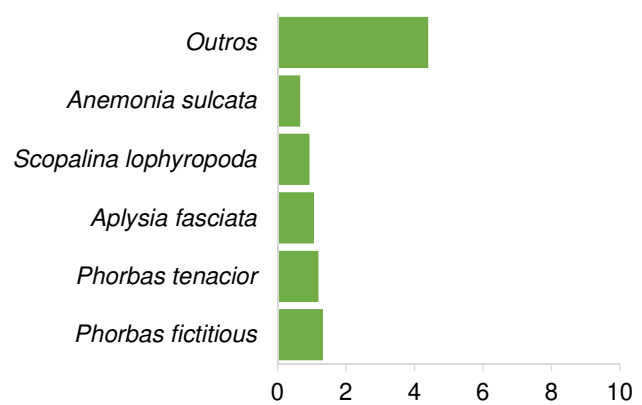


Zona de Proteção Parcial (PPI)

Percentagem de densidades (%)

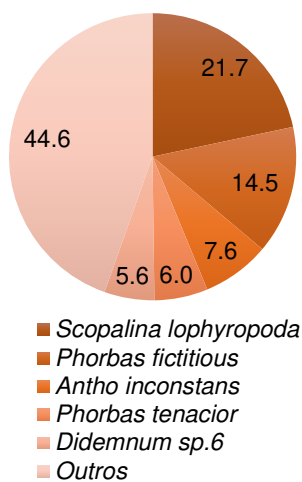


Densidade média (ind/ m²)



Zona de Proteção Complementar (PC)

Percentagem de densidades (%)



Densidade média (ind/ m²)

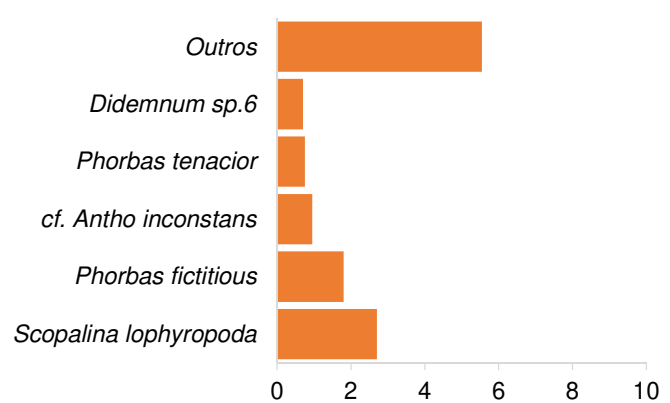


Figura 2.1.2.2.2.10: Percentagem de densidades (%) (gráficos circulares) e densidade média (ind/ m²) (gráficos de barras) por zona de proteção (PC – Proteção Complementar; PPI – Proteção Parcial; PT – Proteção Total) das cinco espécies de macrofauna (tamanho ≥ 5 cm) mais abundantes no substrato rochoso da região do Rogil.

Analisando a figura 2.1.2.2.10, verifica-se que as esponjas foram dominantes, tanto na zona PPI, como na zona PC (PPI: *P. fictitious* - 1,3 ind/ m², *Phorbas tenacior* - 1,2 ind/ m²; PC: *S. lophyropoda* - 2,7 ind/ m², *P. fictitious* - 1,8 ind/ m²). Outras espécies com densidade superior a 1 ind/ m² foram a vinagreira-negra *Aplysia fasciata* (1,1 ind/ m²) na zona PPI e a esponja cf. *Antho inconstans* (1,0 ind/ m²) na zona PC. Quanto à zona PT, as duas espécies mais preponderantes foram dois equinodermes, o ouriço-do-mar-comum (*P. lividus* - 4,7 ind/ m²) e o ofiurídeo-negro (*O. nigra* - 1,0 ind/ m²).

Pela sua relevância como recurso da pesca e para confirmar os padrões observados, foi feito um teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis para **comparação das densidades de ouriço-do-mar-comum (*P. lividus*) nas três zonas de proteção**, que revelou diferenças significativas (teste global: $p < 0,0001$). Especificamente, e como esperado nas anteriores análises, **a zona PT apresentou valores significativamente superiores de densidade desta espécie** (Wilcoxon test (pairwise): PT-PC e PT-PPI, $p < 0,001$; PPI-PC, $p = 0,33$).

Em relação ao tamanho dos organismos, recolheram-se dados referentes às espécies com valor comercial. Das oito espécies de que se obtiveram dados de tamanhos (tabela 2.1.2.2.3), apenas do ouriço-do-mar-comum (*P. lividus*) se obtiveram dados de mais de dez organismos. Do total de 60 ouriços-do-mar-comuns medidos, 47 encontraram-se na zona de proteção total, pelo que o número medido noutros níveis de proteção foi relativamente baixo e não permite comparações. A totalidade das médias por espécie pode ser consultada na tabela 2.1.2.2.3.

Tabela 2.1.2.2.3: Tamanho médio (cm) de indivíduos de espécies de macrofauna bentónica com valor comercial observados na região do Rogil, na área marinha do PNSACV - medições *in situ*. (PT – proteção total; PPI – proteção parcial; PC – proteção complementar; N – Número de indivíduos; Méd - Média; DvP – Desvio padrão). * valor real.

Espécie	PT			PPI			PC		
	N	Méd.	DvP	N	Méd.	DvP	N	Méd.	DvP
<i>Bolma rugosa</i>	-	-	-	-	-	-	1	5*	-
<i>Holothuria (Holothuria) mammata</i>	1	19*	-	-	-	-	3	26	4,0
<i>Holothuria (Panningothuria) forskali</i>	-	-	-	-	-	-	2	15	0,0
<i>Holothuria (Roweothuria) arguinensis</i>	1	29*	-	-	-	-	-	-	-
<i>Octopus vulgaris</i>	2	13	1,4	-	-	-	-	-	-
<i>Paracentrotus lividus</i>	47	7,9	2,4	4	4	1,8	9	8,8	0,8
<i>Scyllarus arctus</i>	-	-	-	1	3*	-	-	-	-
<i>Sphaerechinus granularis</i>	-	-	-	-	-	-	1	14*	-

À semelhança do observado na região de Sagres, a percentagem de cobertura de macroinvertebrados incrustantes foi de um modo geral baixa. As esponjas tiveram a maior

contribuição para a cobertura total de macrofauna em todas as zonas de proteção. A tabela 2.1.2.2.2.4 lista os valores médios de cobertura por espécie em cada uma das zonas.

Tabela 2.1.2.2.2.4: Percentagem de cobertura média (e desvio padrão por m²) de ascídias, briozoários e esponjas observados em cada zona de proteção da região do Rogil. (PT – proteção total; PPI – proteção parcial; PC – proteção complementar; Dpadrão – Desvio padrão).

Taxa	PT		PPI		PC	
	Média	Dpadrão	Média	Dpadrão	Média	Dpadrão
Bryozoa	-	-	0,2	0,3	0,1	0,3
<i>Cellepora pumicosa</i>	-	-	0,02	0,1	0,01	0,1
<i>Porella compressa</i>	-	-	0,01	0,03	-	-
<i>Reptadeonella violacea</i>	-	-	0,01	0,1	-	-
<i>Schizomavella</i> sp.	-	-	0,1	0,3	0,1	0,2
Chordata	1,0	2,0	0,4	1,0	1,5	3,1
<i>Didemnum</i> sp.3	0,6	1,9	-	-	-	-
<i>Didemnum</i> sp.6	-	-	-	-	1,4	3,1
<i>Diplosoma spongiforme</i>	0,2	0,5	0,03	0,1	0,1	0,2
<i>Phallusia fumigata</i>	0,3	0,8	-	-	-	-
Porifera	3,0	2,1	3,4	3,9	6,7	7,2
cf. <i>Antho inconstans</i>	-	-	0,1	0,4	1,4	2,8
<i>Clathria strepsitoxa</i>	-	-	0,3	1,0	-	-
<i>Clathrina clathrus</i>	0,3	0,5	-	-	0,1	0,2
<i>Cliona celata</i>	-	-	0,3	0,7	1,1	4,0
<i>Crella fusifera</i>	-	-	-	-	0,5	1,2
cf. <i>Dictyonella incisa</i>	-	-	-	-	0,1	0,4
<i>Dysidea fragilis</i>	-	-	0,03	0,1	-	-
<i>Dysidea</i> sp.	-	-	-	-	0,03	0,1
<i>Hemimycale columella</i>	-	-	0,02	0,1	0,1	0,3
cf. <i>Hymeniacidon perlevis</i>	-	-	0,4	0,8	-	-
cf. <i>Mycale</i> sp.	-	-	-	-	0,1	0,4
<i>Phorbas fictitious</i>	1,9	2,0	0,8	0,9	2,2	3,2
<i>Phorbas tenacior</i>	-	-	0,6	1,5	0,2	0,5
<i>Sarcotragus fasciculatus</i>	-	-	-	-	0,1	0,4
<i>Sarcotragus foetidus</i>	-	-	0,1	0,4	-	-
<i>Sarcotragus spinosulus</i>	0,2	0,5	-	-	-	-
<i>Scopalina lophyropoda</i>	0,7	1,6	0,6	1,8	1,0	1,3
Total	4,0	2,5	6,3	6,9	8,3	7,5

Em relação à riqueza específica (S), os valores obtidos não são significativamente diferentes entre os três níveis de proteção (n.º médio de espécies - PT: 4,4 ± 1,14; PPI: 4,1 ± 1,09; PC: 4,7 ± 1,24; figura 2.1.2.2.2.11). Também na diversidade de Shannon (H'), os valores não revelaram diferenças entre as três zonas (PT: 1,3 ± 0,25; PPI: 1,2 ± 0,26; PC: 1,3 ± 0,25), sendo que o número de espécies é uma fração preponderante no cálculo deste índice. A análise de equitabilidade (J') revelou valores médios superiores a 0,8 nos três níveis de proteção (PT: 0,86 ± 0,06; PPI: 0,92 ± 0,06; PC: 0,87 ± 0,03), indicando um relativo equilíbrio na distribuição de indivíduos entre as espécies presentes.

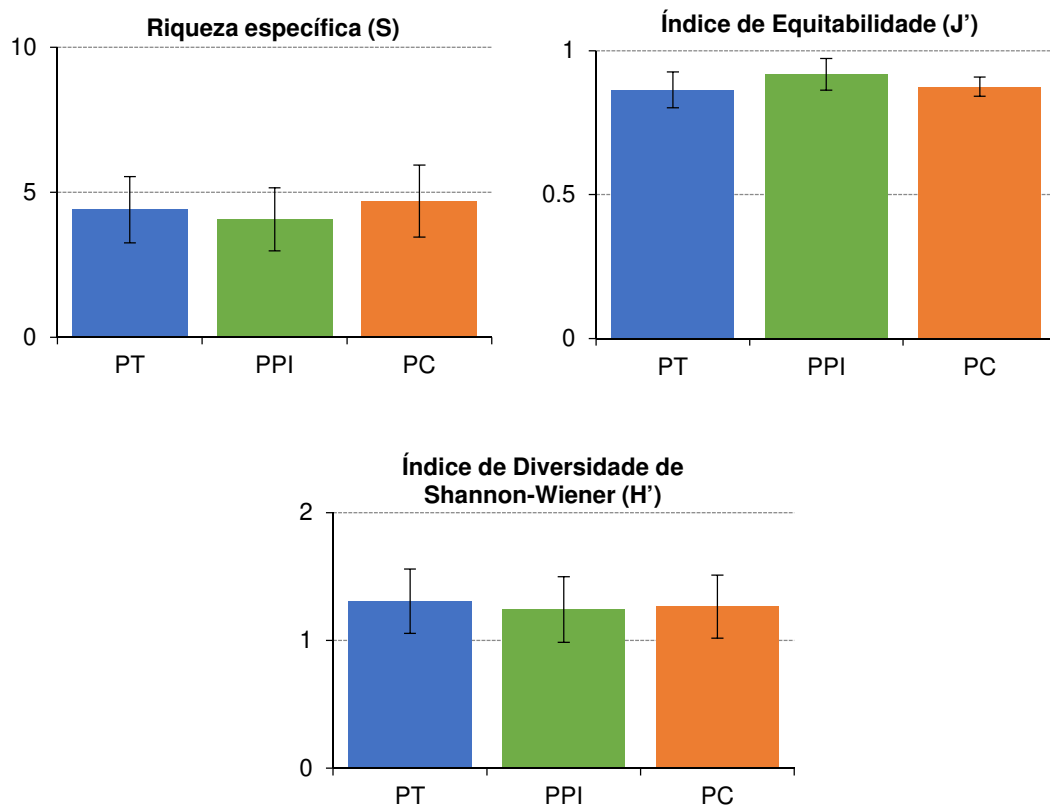


Figura 2.1.2.2.11: Riqueza específica, Índice de Equitabilidade e Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (média \pm Int. Conf. 95%) obtidos em cada Zona de Proteção na região do Rogil.

Na análise multivariada das densidades, procurou-se avaliar eventuais diferenças na composição e estrutura das comunidades de macrofauna observadas nas várias áreas. O teste PERMANOVA **efetuado comparou especificamente as comunidades das diferentes zonas de proteção, revelando diferenças significativas** ($p = 0,001$). Os testes emparelhados (*pairwise tests*) indicaram diferenças significativas entre os três grupos em análise (PC-PPI: $p = 0,008$; PC-PT: $p = 0,001$; PPI-PT: $p = 0,001$). Como ilustrado no nMDS (figura 2.1.2.2.12), o grupo de amostras da zona PPI apresentou um baixo grau de sobreposição com as outras duas zonas de proteção.

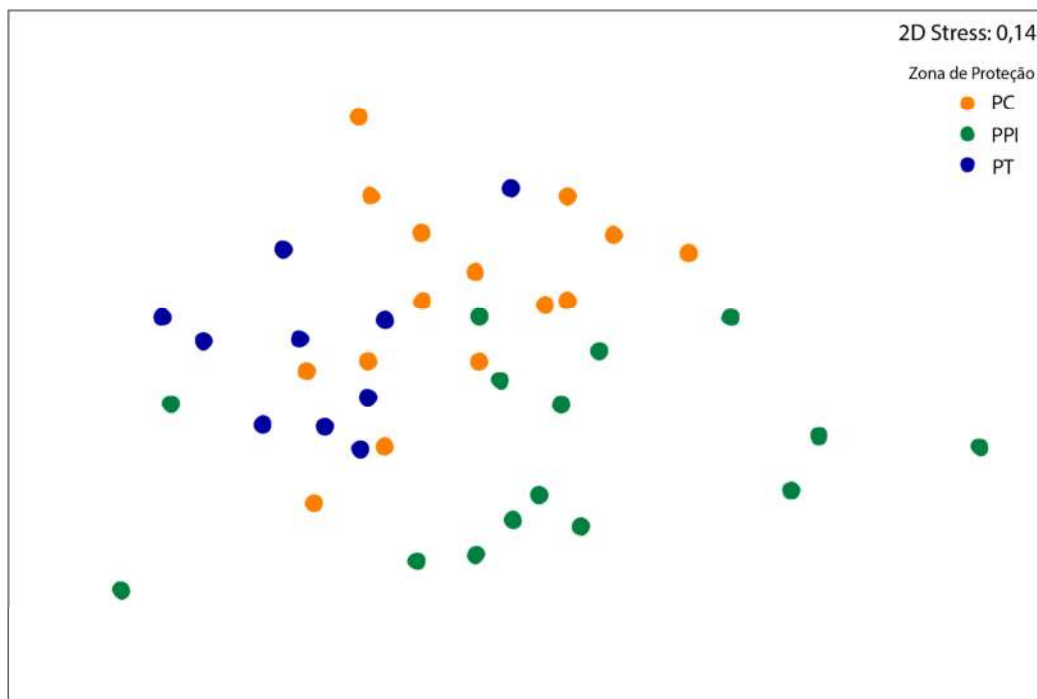


Figura 2.1.2.2.2.12: Diagrama nMDS da distribuição das amostras por zona de proteção (região do Rogil), com base nos valores de similaridade de Bray-Curtis obtidos na análise da abundância por espécie de macrofauna.

A análise de percentagens de similaridade (SIMPER) permitiu avaliar o grau de homogeneidade entre cada grupo de amostras. Os baixos valores de similaridade estimados indicaram uma considerável heterogeneidade em cada nível de proteção. A similaridade foi superior entre as amostras das zonas PT (30,2%), enquanto as zonas PPI e PC apresentaram maior variabilidade (PPI: 13,8%; PC: 19,9%; figura 2.1.2.2.2.13). A esponja *P. fictitious*, que tem ampla distribuição na zona de estudo, surge na análise SIMPER com relevante contribuição para a similaridade em cada zona de proteção (contribuição para a similaridade, PT: 16,9%; PPI: 42,5%; PC: 24,8%). Outras espécies têm participação mais notória em diferentes zonas: o ouriço *P. lividus* foi importante para a similaridade da zona PT (contribuição de 67,8%), a esponja *S. lophyropoda* na zona PC (36,1%), e a vinagreira-negra *A. fasciata* (20,9%) e a anémone-verde *A. sulcata* (11,5%) na zona PPI (figura 2.1.2.2.2.13).

Segundo a mesma análise SIMPER, três das anteriores espécies destacam-se na sua contribuição também para a dissimilaridade entre grupos (dissimilaridade média, PT-PC: 81,2; PT-PPI: 88,5, PPI-PC: 86,8). Especificamente, o ouriço-do-mar-comum (*P. lividus*) surge de novo associado à zona PT (contribuição para a dissimilaridade, PT-PC: 12,6%; PT-PPI: 17,6%). As esponjas *S. lophyropoda* e *P. fictitious*, com valores de densidade média ligeiramente superiores na zona PC (figura 2.1.2.2.2.10), participam nas diferenças entre a comunidade desta área e das zonas PPI (*S. lophyropoda*: 11,9%; *P. fictitious*: 8,3%) e PT (*S. lophyropoda*: 11,6%; *P. fictitious*: 7,8%).

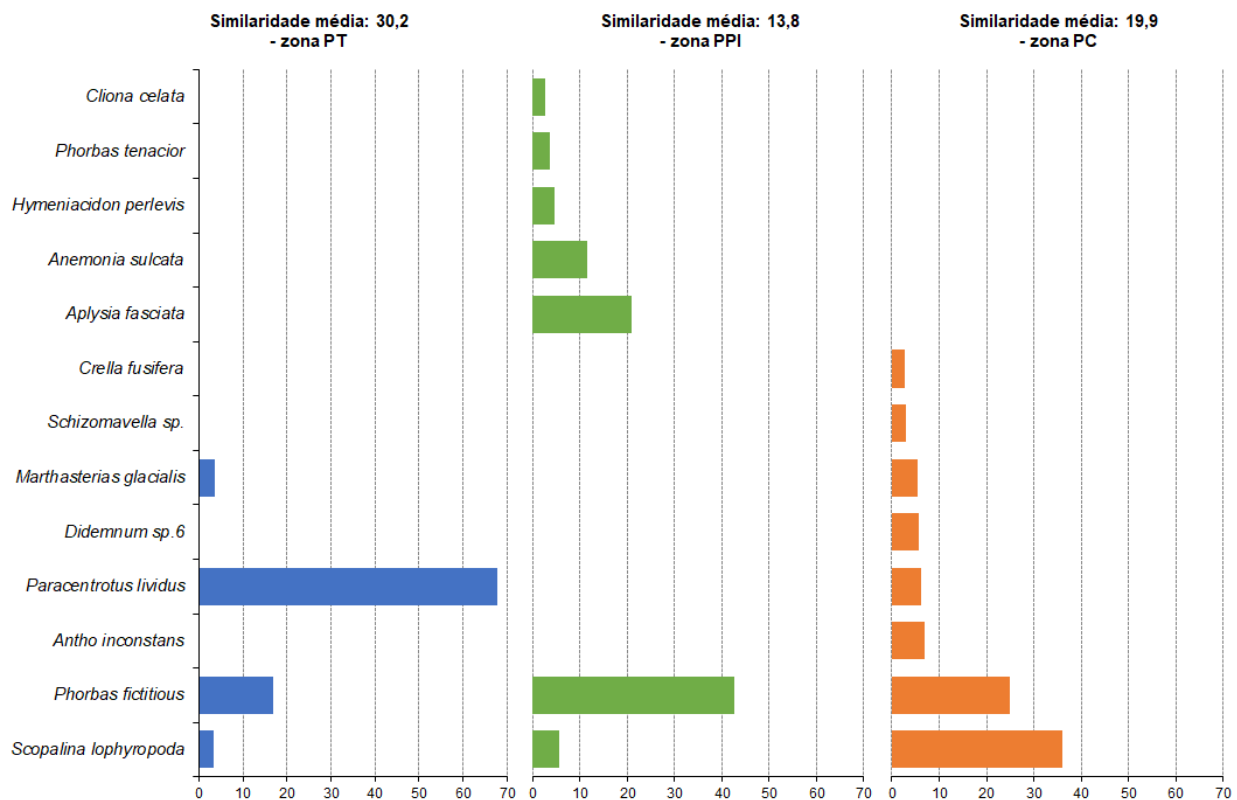


Figura 2.1.2.2.13: Resultados da análise SIMPER da contribuição (%) das espécies da comunidade de macrofauna de substrato rochoso para a similaridade de Bray-Curtis observada entre amostras recolhidas em diferentes zonas de proteção da região do Rogil, tendo em conta a totalidade dos replicados efetuados.

Comunidades de macroalgas

Estrutura das comunidades de macroalgas

A cobertura média de macroalgas foi de 93,2% na região do Rogil. Nesta área, foram encontrados 51 taxa de macroalgas que pertenciam a 21 ordens e 30 famílias (Anexos, tabela 2.1.2.3.6). As ordens Hapalidiales, Dictyotales e Corallinales foram as ordens com maiores % de cobertura (figura 2.1.2.2.2.14). Além dessas, as ordens Plocamiales, Ceramiales, Gigartinales, Bryopsidales e Cutleriales atingiram frequências de ocorrência superiores a 50%. A alga invasora *A. armata* apareceu em 40% dos quadrados amostrados com uma percentagem de cobertura média de 1,8%.

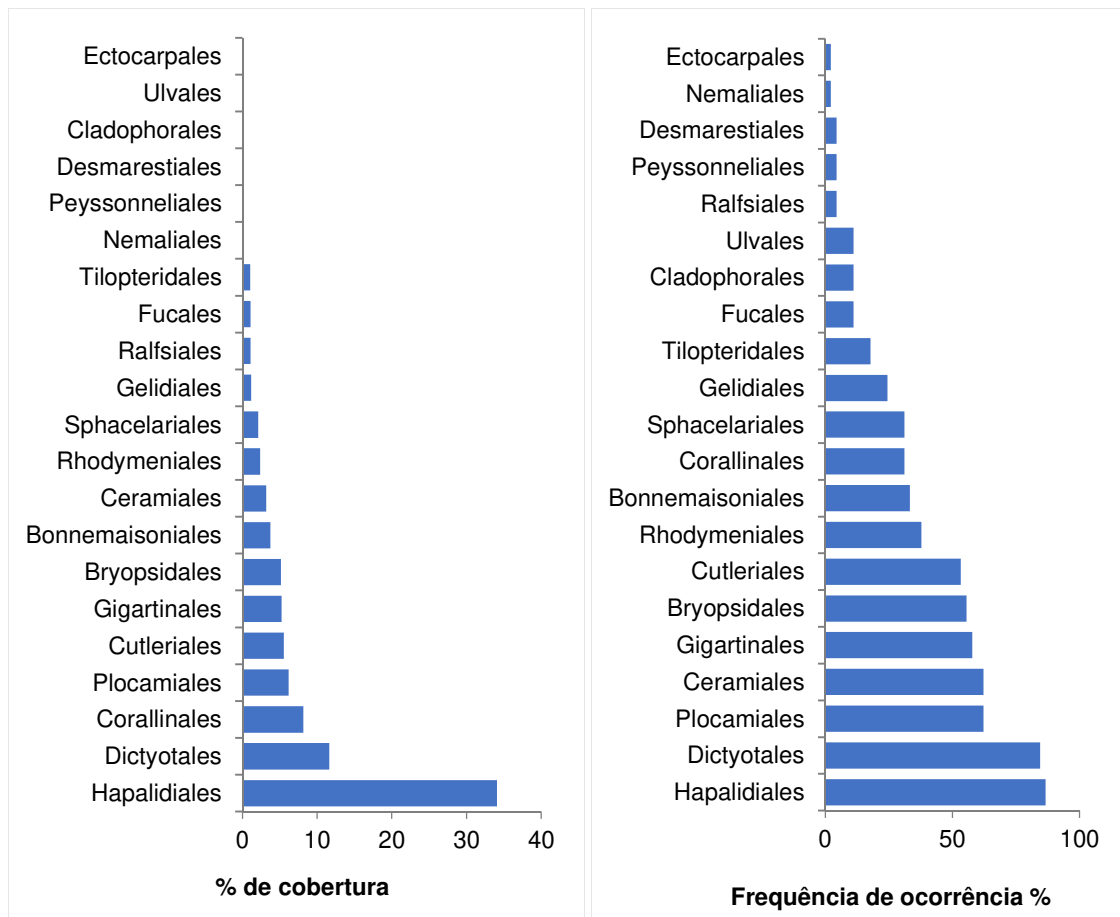


Figura 2.1.2.2.2.14: Percentagem de cobertura e frequência de ocorrência de cada ordem de macroalgas identificadas nos recifes rochosos da região do Rogil.

À semelhança da região de Sagres, também na região do Rogil a alga calcária incrustante *M. lichenoides* foi a espécie dominante, com 34,1% de cobertura. Outras espécies com percentagem de cobertura relevantes foram as algas corticadas *D. dichotoma* (6,9%) e *P. cartilagineum* (6,2%), a alga calcária articulada *E. ellongata* (6,4%) e a alga prostrada *Zanardinia typus* (5,5%). Outras espécies de macrófitas corticadas, *Codium tomentosum*, *Phyllophora crispera* e *A. armata*, estiveram presentes, individualmente, em mais de 30% dos quadrados amostrados (figura 2.1.2.2.2.15). A espécie de laminária *Phyllariopsis purpurascens* teve frequência de ocorrência de 17,8%, enquanto a espécie *Saccorhiza polyschides*, observada na área, não foi observada nalgum quadrado amostrado. A densidade média de *P. purpurascens* foi de 2,0 pés/ m².

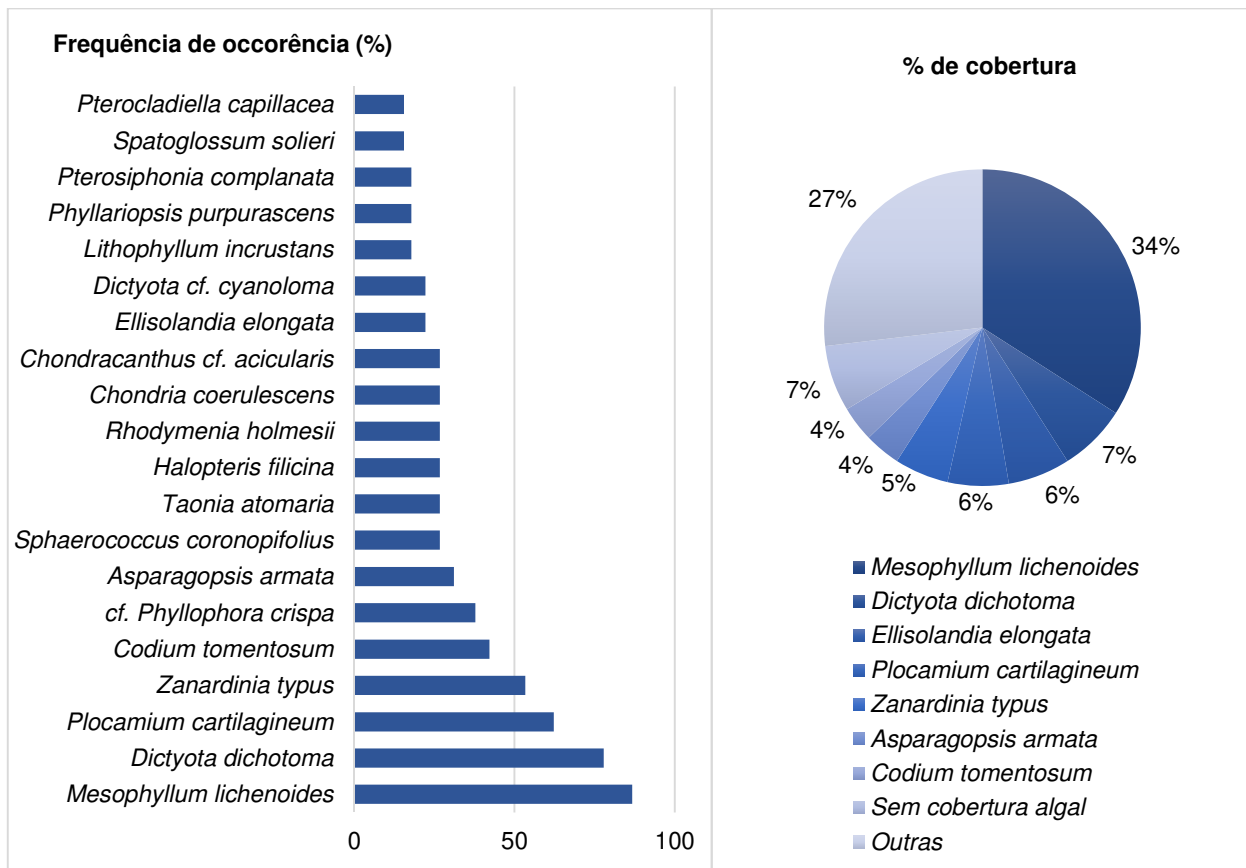


Figura 2.1.2.2.15: Percentagem de cobertura e frequência de ocorrência de espécies das macroalgas mais abundantes nos recifes rochosos da região do Rogil.

Comparação das comunidades de macroalgas entre zonas de proteção

A percentagem de cobertura foi relativamente mais alta na zona PT (96,9%) e PPI (93,5%) do que na zona PC (91,3%). No entanto, no total, foram encontrados 42 taxa de macroalgas na zona PC, 29 na zona PT e 29 na zona PPI. **A riqueza específica (S) e o índice de diversidade Shannon-Wiener (H')** de espécies de algas foram significativamente maiores na zona PT ($S = 9,9 \pm 1,59$; $H' = 1,75 \pm 0,06$), em comparação com a zona PPI ($S = 7,07 \pm 0,8$; $H' = 1,27 \pm 0,09$; figura 2.1.2.2.2.16). O índice de equitabilidade (J') refletiu significativamente maior equitabilidade na comunidade de macroalgas na zona PT do que na zona PPI (PT: $J' = 0,78 \pm 0,06$; PPI: $J' = 0,66 \pm 0,04$). A zona PC também teve significativamente maior valor do índice H' em relação à PPI, mas mostrou uma sobreposição dos índices S e J' com os mesmos índices das outras duas zonas (PC: $S = 8,9 \pm 1,53$; $H' = 1,61 \pm 0,20$; $J' = 0,76 \pm 0,06$; figura 2.1.2.2.2.16).

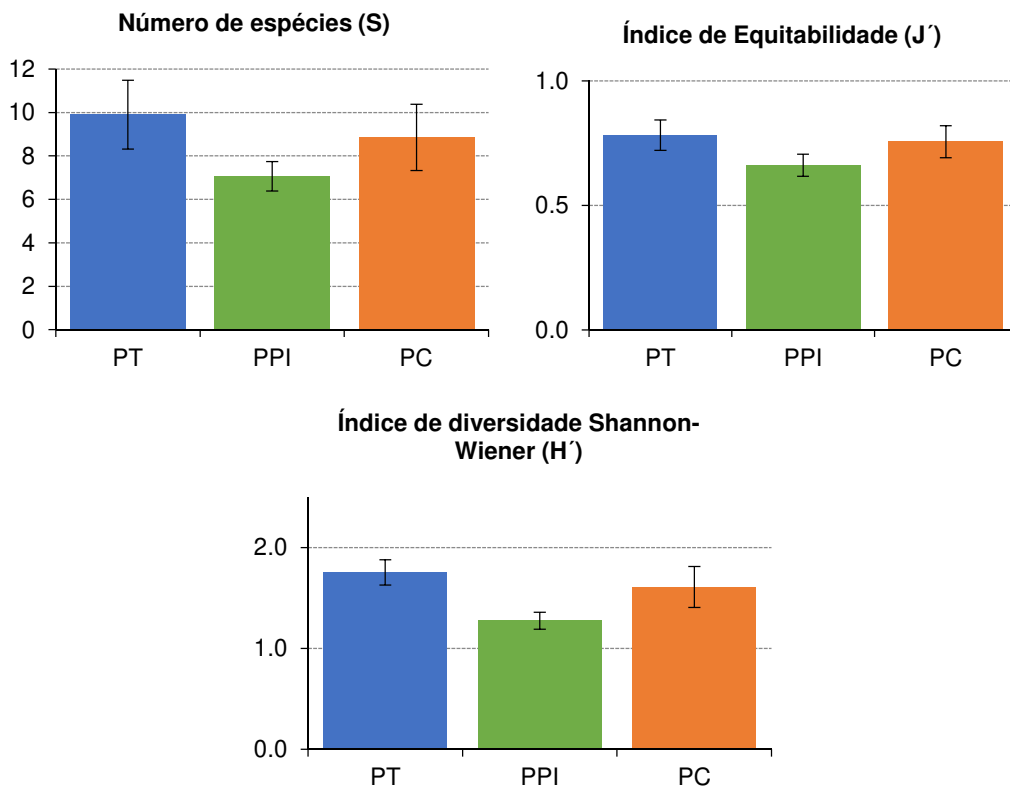


Figura 2.1.2.2.2.16: Riqueza específica, Índice de Equitabilidade e Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (média \pm Int. Conf. 95%) obtidos em cada Zona de Proteção na região do Rogil (macroalgas).

A análise multivariada PERMANOVA indicou que **existiram diferenças significativas na porcentagem de cobertura de espécies de macroalgas entre as três zonas de proteção** ($p = 0,0001$). Foram confirmadas diferenças significativas entre as zonas PT e PC (*pair-wise* PERMANOVA, $p \leq 0,001$; dissimilaridade média SIMPER: 77,0%) e entre as zonas PT e PPI (*pair-wise* PERMANOVA, $p \leq 0,001$; dissimilaridade média SIMPER: 80,3%), mas não entre as zonas PPI e PC (*pair-wise* PERMANOVA, $p = 0,19$; dissimilaridade média: 59,9%). As algas com maior % de cobertura na PT, com a maior importância para as dissimilaridades, foram *E. elongata*, *C. tomentosum* e *S. coronopifolius* (SIMPER; figura 2.1.2.2.2.17). As espécies *M. lichenoides*, *D. dichotoma*, *P. cartilagineum* e *Z. typus* tiveram maior porcentagem de cobertura nas zonas PPI e PC do que na PT (SIMPER; figura 2.1.2.2.2.17). A espécie invasora *A. armata* teve maior % de cobertura nas zonas PT e PPI do que na PC (SIMPER).

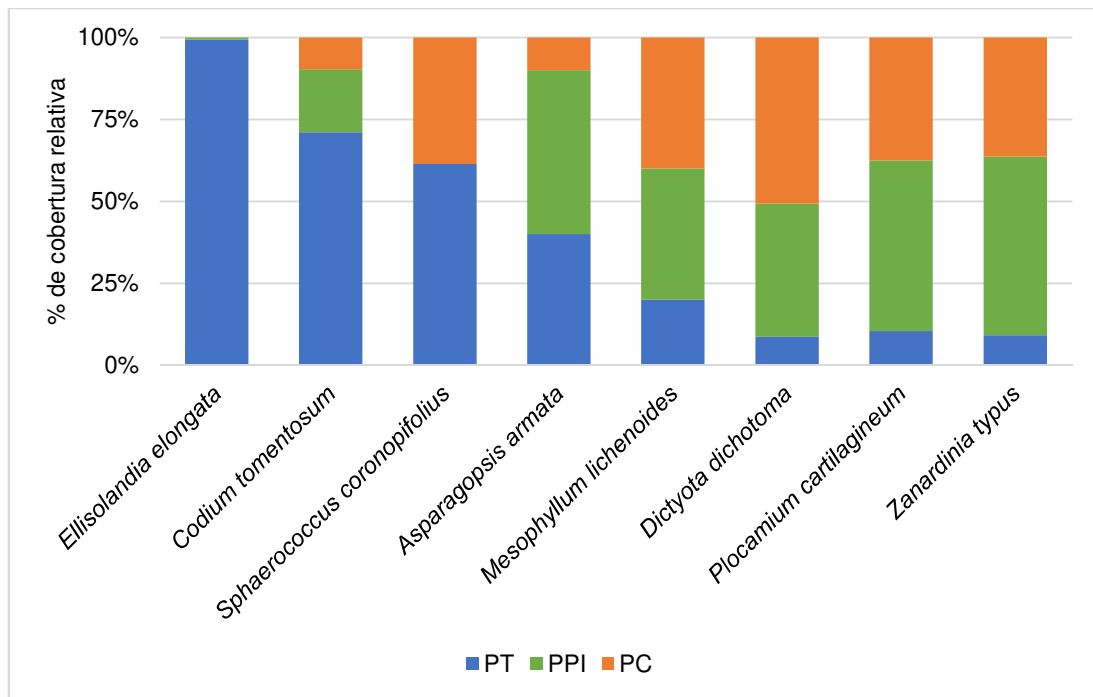


Figura 2.1.2.2.17: Percentagem de cobertura relativa de espécies de macroalgas nas três zonas de proteção da região do Rogil. São apresentadas as espécies que contribuíram mais para as dissimilaridades (> 4,5 %; análise SIMPER) entre as zonas de proteção.

Ao nível de grupos funcionais, as diferenças significativas só foram confirmadas entre a zona PT e cada uma das outras duas zonas de proteção (PERMANOVA, $p = 0,0001$), mas não entre as zonas PC e PPI. Dentro da zona PT, a % de cobertura das algas articuladas calcárias e de macrófitas corticadas foi significativamente maior que nas outras duas zonas de proteção (Wilcoxon *test*, $p \leq 0,05$). Não foram observadas diferenças significativas entre as zonas de proteção no grupo de macrófitas coriáceas (laminárias; Kruskal-Wallis *test*, $p = 0,35$), embora o valor médio tenha sido superior na zona PT (figura 2.1.2.2.18). As zonas PPI e PC tiveram uma cobertura de algas corticadas folhosas e folhosas e de algas prostradas significativamente maior que a zona PT (Wilcoxon *test*, $p = 0,005$). A zona PC teve maior % de cobertura de algas incrustantes que a zona PT (Wilcoxon *test*, $p = 0,012$). Nos outros grupos funcionais, as diferenças entre as zonas de proteção não foram significativas (Wilcoxon-*test*, $p > 0,05$).

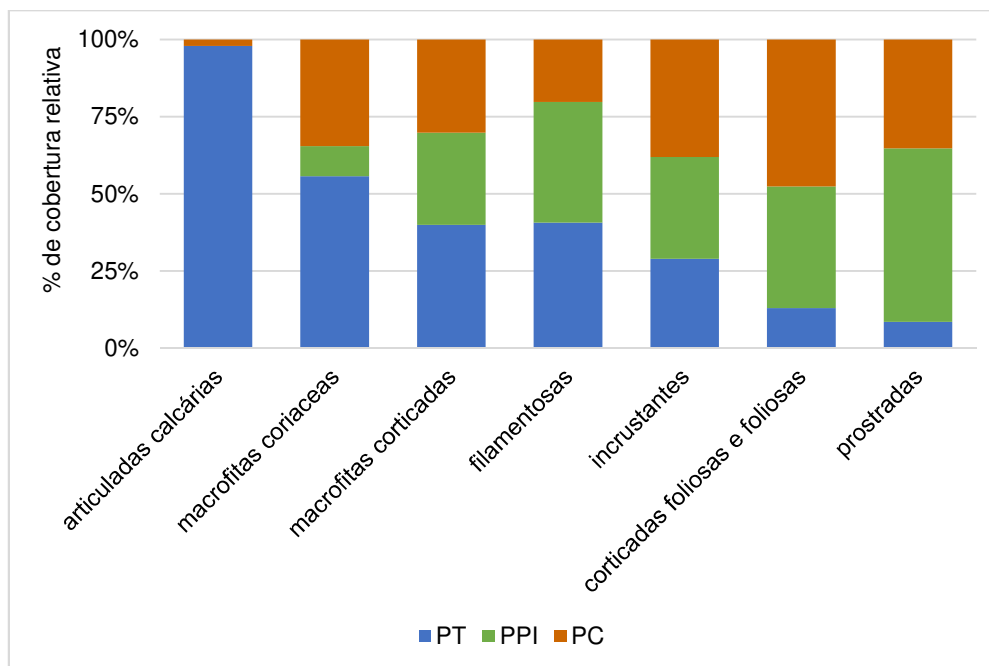


Figura 2.1.2.2.18: Percentagem de cobertura relativa de grupos funcionais de macroalgas nas três zonas de proteção da região do Rogil.

Discussão

Este estudo teve o objetivo de monitorizar e caracterizar as comunidades bentónicas e demersais em diferentes zonas da costa vicentina do PNSACV. Além disso, pretendeu contribuir para avaliar os potenciais efeitos das diferentes medidas de proteção, desde que se repita a monitorização nas diferentes zonas.

No que toca à **comunidade piscícola**, foi evidente a abundância de cabozes (Gobiidae, Blenniidae), esparídeos (Sparidae) e bodiões (Labridae) nas regiões de Sagres e do Rogil, no PNSACV. Este resultado corrobora os resultados de diversos estudos realizados anteriormente, quer na costa sul quer na costa oeste de Portugal continental (Gonçalves, 2004; Gonçalves *et al.*, 2004a; Gonçalves *et al.*, 2004b; Gonçalves *et al.*, 2007a; Gonçalves *et al.*, 2008b; Gonçalves *et al.*, 2010; Monteiro *et al.*, 2012; Monteiro *et al.*, 2015). De facto, estas famílias representam cerca de 93% da densidade em número de indivíduos nestas zonas. As espécies que contribuíram para a dominância destas famílias são a judia (*Coris julis* - Labridae), os esparídeos *Diplodus vulgaris* (safia), *Diplodus sargus* (sargo) e *Boops boops* (boga) e os cabozes *Gobiusculus flavescens* (Gobiidae) e *Parablenius pilicornis* (Blenniidae).

Tanto na região de Sagres, como na do Rogil, a proporção entre famílias de peixes, cefalópodes e crustáceos com valor comercial manteve-se bastante semelhante entre as diferentes zonas de proteção. No entanto, na zona de Sagres é de notar a elevada densidade de esparídeos na zona PT (sargos e safias), especialmente quando comparada com as densidades de outros grupos de espécies. Na região do Rogil, é de notar a elevada

densidade de gobiídeos nas zonas PPI e PT. Apesar de não significativo, é de destacar que a densidade de peixes, cefalópodes e crustáceos com valor comercial, contrariamente ao verificado na região de Sagres, foi superior nas zonas de maior proteção (PT) da região do Rogil.

Em relação aos diferentes índices de diversidade estudados, verificou-se que a zona PT de Sagres obteve os valores mais baixos destes componentes, **apresentando valores significativamente inferiores de riqueza específica quando comparados com os das restantes zonas de proteção desta região**. Embora estes resultados contrariem o expectável efeito de uma zona de proteção total (Roberts *et al.*, 2001; Micheli *et al.*, 2004; Guidetti, 2006; Claudet *et al.*, 2008), neste caso poderão ser explicados pelo tamanho muito reduzido destas áreas e habitats relativamente distintos (associados a ilhéus). As zonas PT estudadas são duas pedras ilhadas, bastante expostas à ondulação dominante, e, num dos mergulhos, a amostragem foi efetuada numa parede rochosa com uma superfície muito uniforme. Como tal, as condições do local não são ideais para todas as espécies de peixes, crustáceos e cefalópodes em causa. Para além disso, somente foram efetuados dois mergulhos de monitorização na zona de PT na região de Sagres. Quando comparado com o número de mergulhos efetuados nas zonas PC (N = 4) e PPI (N = 5), a probabilidade de identificar igual ou semelhante número de espécies é menor na PT. Como tal, não só devido ao reduzido esforço de amostragem, consequência do reduzido tamanho destas zonas, mas também às condições geológicas e ao forte hidrodinamismo das zonas PT, a probabilidade de quantificar e identificar um número de espécies semelhante às zonas PC e PPI é inferior. A conjugação destes fatores pode ter justificado o facto de as zonas PT terem apresentado uma riqueza específica inferior e significativamente diferente das restantes duas zonas.

No caso da **região do Rogil não se verificaram diferenças significativas nas três componentes de biodiversidade**, se bem que, contrariamente ao verificado na região de Sagres, a respetiva zona PT apresentou valores mais elevados nas três componentes. De facto, estas zonas têm características geomorfológicas e hidrodinâmicas diferentes das zonas PT de Sagres. As zonas PT do Rogil apresentam um relevo muito mais irregular, com frestas e buracos que servem de abrigo contra predadores e protegem do forte hidrodinamismo característico daquela zona, o que pode ser uma das razões para a diferença de valores de diversidade observada. Outro fator que poderá ser importante é o facto de estas duas zonas serem facilmente visíveis de terra, de onde a sua vigilância é mais fácil de executar.

Na região de Sagres, relativamente ao tamanho médio das espécies de peixes mais frequentes, seria de esperar que, nas zonas sem pesca, nomeadamente nas zonas PPI, por terem dimensões maiores que as PT e, como tal, poderem incluir uma maior fração dos movimentos das espécies, os peixes comerciais tivessem maior tamanho (Halpern, 2003). No entanto, isto não se verificou. Embora na espécie com valor comercial *Diplodus sargus* (sargo-

legítimo) se tenha observado, em média, tamanhos superiores (embora não significativos) **na zona PT, não é expectável que uma área de 100 m à volta de um ilhéu possa proteger os seus movimentos diários.** De acordo com vários autores, o tamanho das reservas marinhas influencia o seu potencial de recuperação das comunidades marinhas (Halpern, 2003; Claudet *et al.*, 2008), pelo que se levanta a questão da efetividade da proteção das zonas PT do presente estudo para as comunidades subtidais. De facto, um estudo numa AMP portuguesa (Parque Natural da Arrábida, a 155 km de distância) verificou, no sargo, uma utilização média diária de 0,77 km² (i.e., *home range*; Abecasis *et al.*, 2014). No entanto, as paredes verticais dos ilhéus da PT da região de Sagres, bem como o seu elevado hidrodinamismo, podem atrair indivíduos maduros desta espécie para alimentação. Adultos desta espécie são comumente capturados na época de reprodução, enquanto se alimentam nas falésias verticais, fustigadas pela ondulação de inverno. Embora possa não haver fiscalização suficiente no PNSACV e as zonas PT possam ter alguma pesca ilegal, é de esperar que o seu isolamento e as medidas de proteção promovam uma densidade relevante de invertebrados sésseis (percebes, mexilhão, etc.), que são predados por esta espécie de peixe (Figueiredo *et al.*, 2005). De facto, uma das principais espécies visadas pelas restrições das zonas PT é o percebe (*Pollicipes pollicipes*) que, por ocorrer na faixa intertidal e subtidal de baixa profundidade, não foi registada na amostragem deste estudo, mas poderá beneficiar da proteção destas zonas e nelas ocorrer em maiores densidades. Somente a safia (*Diplodus vulgaris*) apresentou diferenças significativas no que se refere aos tamanhos médios analisados por zona de proteção. **O tamanho médio das safias na zona de proteção PPI foi significativamente menor quando comparado com o observado nas outras duas zonas de proteção (PT e PC).** Não sendo na zona de proteção PPI permitida a maioria da pesca, seria de esperar que **esta zona apresentasse tamanhos médios maiores, especialmente em espécies com valor comercial (Halpern, 2003).** **No entanto, tal não se verificou.** Estes resultados corroboram os do estudo efetuado com câmaras iscadas de vídeo estéreo na região de Sagres (secção 2.2.1.2), que mostraram maior abundância e biomassa de *D. vulgaris* acima do tamanho mínimo legal na zona PC, relativamente à zona PPI. **Relativamente ao sargo (*Diplodus sargus*), não se observaram diferenças significativas de tamanhos entre as diferentes zonas de proteção.** No entanto, através da amostragem com câmaras iscadas (secção 2.2.1.2), verificaram-se diferenças significativas entre zonas de proteção (PT>PPI>PC), quer em termos de tamanhos, quer em termos de biomassa na região de Sagres.

Relativamente aos tamanhos médios das espécies de peixes analisadas na região do Rogil, não se observou um efeito do nível de proteção no tamanho de espécies com interesse comercial (*D. sargus* e *D. vulgaris*). No entanto, verificaram-se diferenças significativas nos tamanhos das judias (*Coris julis*) e dos bodiões (*Labrus bergylta*). Estes resultados demonstram uma correlação positiva entre o nível de proteção e o tamanho médio das judias, apesar de estes peixes terem valor comercial muito reduzido. No caso do bodião-

reticulado, o resultado é contrário ao expectável, visto que é uma espécie com algum valor comercial e, assim, seria de esperar que numa zona de maior proteção, o seu tamanho médio fosse maior que em zonas onde a pesca é permitida, como na zona PC (Halpern, 2003).

Em relação aos **invertebrados**, as comunidades amostradas no PNSACV revelaram uma considerável heterogeneidade. Comparando as três zonas de proteção na região de Sagres, as maiores diferenças entre comunidades (dissimilaridade média) observaram-se na comparação da zona PT com as restantes, onde se verificaram densidades inferiores. Em termos de diversidade (riqueza de espécies e diversidade de Shannon-Wiener), **esta zona apresentou valores mais baixos, sendo significativamente inferiores aos registados na zona PC**, que teve os valores mais altos. Conforme referido anteriormente, o principal fator a influenciar estas diferenças julga-se ser o habitat, pois as zonas PT são pedras ilhadas localizadas em zonas de elevado hidrodinamismo. Tal como com outros organismos marinhos, o hidrodinamismo é um relevante agente estruturante das comunidades de macroinvertebrados bentónicos (De los Ríos & Carreño, 2020). Também o número inferior de amostras e a pequena dimensão das zonas PT poderão ter contribuído para estes resultados.

Comparando as zonas PPI e PC, algumas espécies abundantes foram observadas em comum, especificamente a anémona-verde (*Anemonia sulcata*) e o poliqueta *Polycirrus cf. aurantiacus*. Em particular, a elevada abundância da anémona-verde na zona PC era expectável por já ter sido anteriormente observada na zona do Barranco (Gonçalves *et al.*, 2015a). A sua predominância nesta zona é uma importante contribuição para a distinção da comunidade da zona PC em relação às restantes zonas, e poderá estar relacionada com influências ambientais. Em termos de ecologia alimentar, para além de beneficiar de partículas e pequenos organismos que captura com os seus tentáculos, a anémona-verde pode utilizar o azoto disponível na água, pois possui microalgas simbiotes (Taylor, 1967). Assim, para além das correntes, a luz e a disponibilidade de azoto têm sido apontados como fatores importantes para a distribuição desta espécie (Parisi *et al.*, 2017; González-Delgado *et al.*, 2018). É de referir que este cnidário é largamente consumido em algumas regiões do Mediterrâneo. Embora ainda não tenha valor comercial em Portugal, a sua escassez devido à captura comercial, nomeadamente na vizinha Espanha, poderá despoletar a sua procura em Portugal. Apesar de se tratar de uma espécie ainda muito comum em certas áreas pouco profundas na costa sul algarvia e no PNSACV, é necessário regulamentar a sua extração. A maior abundância de holotúrias (especificamente, *Holothuria (Holothuria) mammata* e *Pawsonia saxicola*), que são animais detritívoros, nas amostragens do Barranco (PC da região de Sagres) reforça a ideia de que esta área é particularmente favorável para a ocorrência de organismos que beneficiem da matéria orgânica disponível na água e sedimento, podendo esta zona influenciar o padrão geral descrito para a zona PC.

Com referência aos invertebrados na região do Rogil, o filo Porifera foi dominante. Observaram-se índices de diversidade semelhantes nas três zonas de proteção, mas houve, no entanto, diferenças nas comunidades observadas nestas zonas. As esponjas *S. lophyropoda* e *P. fictitious*, que foram as espécies mais abundantes na região, apresentaram densidades aparentemente superiores na zona PC, embora a diferença não tenha sido significativa. Por outro lado, o ouriço-do-mar-comum (*P. lividus*) foi significativamente mais abundante na zona PT (Pedras da Agulha e Carraca). A principal hipótese colocada é mais uma vez relativa a fatores ambientais. Áreas de considerável hidrodinamismo e com complexidade ambiental são favoráveis a esta espécie (Jacinto *et al.*, 2013). Além disso, os valores de densidade observados são semelhantes aos registados no estudo que decorreu na mesma região em 2015 (Monteiro *et al.*, 2015), demonstrando que a espécie não aumentou a sua densidade nos últimos cinco anos. O referido estudo descreve a área adjacente à Arrifana (incluindo a Pedra da Carraca) como de considerável complexidade de habitat, o que pode estar relacionado com a maior densidade de ouriços. Vários estudos têm revelado a complexidade de distinguir o efeito de reserva do efeito de habitat (e.g., García-Charton & Pérez-Ruzafa, 1999; Claudet *et al.*, 2011), e esta é de facto uma dificuldade encontrada no presente estudo. Entre os invertebrados, o ouriço-do-mar é uma das espécies exploradas comercialmente na região (DGRM, 2020), apesar de não se saber com exatidão o total de capturas e haver possivelmente capturas não declaradas. Esta falta de informação aumenta riscos de sobreexploração e torna ainda mais importante a sua proteção por gestão espacial.

Os resultados da avaliação da cobertura de espécies e de grupos funcionais de macroalgas da região de Sagres confirmaram a zona PT como distinta das outras duas zonas de proteção. Na zona PT, a cobertura de macroalgas foi menor em relação às outras duas zonas de proteção. Esta zona também teve uma maior representação de algas filamentosas, quando comparada com as outras zonas. As diferenças da zona PT deverão ser atribuídas às características específicas das duas pedras (Pedra do Gigante e Pedra da Gaivota) que estão situadas em locais de extremo hidrodinamismo, que reduz a diversidade e biomassa de macroalgas e favorece a existência de espécies de algas finas de caráter oportunista e efémero (e.g. algas filamentosas; Lubchenco, 1986; Kilar & McLachlan, 1989; Carstensen, 2017). A elevada turbidez e sedimentação são outros fatores que, em conjunto com a baixa intensidade da luz, podem influenciar a abundância e a sobrevivência de algas de forma negativa e criar espaço para espécies de sucessão primária (Irving & Connell, 2012). Além do mais, enquanto as zonas PPI e PC cobrem áreas maiores (PPI dos Ilhotes do Martinhal: 3,9 km²), as zonas PT têm áreas muito pequenas (100 m em volta de pedras ilhadas, com uma área média estimada de 0,09 km²). Deste modo, pode haver uma menor variedade de biótopos nas zonas PT e, assim, uma menor riqueza específica em comparação com a zona PPI.

Na região de Sagres, embora a zona PPI tenha mostrado a maior riqueza específica de macroalgas, este resultado não foi encontrado nos outros índices de diversidade de macroalgas. Assim, não é possível concluir que a zona PPI da região de Sagres abranja habitats de macroalgas mais diversos que as áreas adjacentes. Na região de Sagres, os resultados do estudo de macroalgas também não sugerem algum efeito indireto da proteção, que poderia ter ocorrido como resultado de cascatas tróficas (Shears & Babcock, 2003; Guidetti, 2006; Fernández *et al.*, 2016). Visto que as macroalgas “carnudas” (i.e. macrófitas corticadas, algas folhosas e *kelp*) são predadas por herbívoros (e.g. ouriços-do-mar) e estes são potenciais presas das espécies de peixes de valor comercial (e.g. sargo), se houver um efeito de proteção que promova espécies comerciais mais abundantes e maiores, pode-se esperar uma diminuição dos herbívoros e, conseqüentemente, uma maior cobertura algal (Guidetti, 2006). Esta conseqüência na cadeia trófica é reportada como um efeito indireto das medidas de proteção (Shears & Babcock, 2003; Guidetti, 2006; Fernández *et al.*, 2016). Ao contrário das expectativas, as macrófitas corticadas tiveram uma maior cobertura na zona PC, enquanto as algas folhosas e as laminárias (*kelp*) não mostraram diferenças entre zonas PPI e PC. Mais do que o efeito de herbivoria, as diferenças observadas na zona PC (na região de Sagres) no grupo de macroalgas corticadas podem estar associadas à variabilidade de condições ambientais entre locais de amostragem nas zonas PPI e PC (profundidade, intensidade de luz, turvação, intensidade de correntes; Markager & Sand-Jensen, 1992; Irving & Connell, 2012).

Na região do Rogil, a riqueza e a diversidade da comunidade de macroalgas foi significativamente maior na zona PT que na zona PPI, enquanto a comparação com a zona PC não foi conclusiva a este respeito. Na região do Rogil, os resultados do estudo das macroalgas sugerem um possível efeito indireto positivo da proteção, como conseqüência de cascatas tróficas (Shears & Babcock, 2003; Guidetti, 2006; Fernández *et al.*, 2016). Embora a cobertura de macrófitas corticadas tenha sido superior na PT da região do Rogil, o ouriço-do-mar também foi encontrado em maior abundância nesta zona. A maior percentagem de cobertura de algas folhosas na zona PC do que na zona PT, o segundo grupo mais sensível à herbivoria, sugere que outros fatores poderão ser mais relevantes para a distribuição e abundância das comunidades algais. Apesar disso, a comparação entre a zona PT e as outras duas zonas (PPI e PC) na região do Rogil sugerem a presença de habitat relevante e de qualidade na PT, que possivelmente beneficia indiretamente (i.e. através de cascatas tróficas) da proteção conferida. A zona de PPI não mostrou diferenças significativas em relação à PC, sugerindo ausência de efeito indireto de proteção. A zona PPI também foi a zona com relativamente menor (mas não significativa) cobertura de laminárias, o grupo de macroalgas estruturantes, que aumenta a qualidade do habitat (as florestas de *kelp*) e que promove maior diversidade e produtividade (Steneck *et al.*, 2002; Teagle *et al.*, 2017; Wernberg *et al.*, 2019). Devido às mudanças climáticas (e.g. aquecimento do oceano, redução de afloramentos de correntes) e outros

fatores de *stress* (e.g. pressão da herbivoria devido à pesca excessiva, poluição), as densas florestas de *kelp* estão em diminuição nos seus limites de distribuição sul (e.g. Península Ibérica), onde permanecem apenas como pequenas manchas (Fernández, 2011; Assis *et al.*, 2012; Wernberg *et al.*, 2019). Por causa dessa importância e vulnerabilidade das florestas de *kelp*, as zonas (i.e. as manchas remanescentes) com elevada incidência de *kelp* deveriam ser visadas pelas medidas de proteção, para reduzir, pelo menos, os fatores de *stress* relacionados com a pesca excessiva (Ling *et al.*, 2009; Araújo *et al.*, 2016).

2.1.2.3. Anexos

Tabela 2.1.2.3.1: Informação geográfica, profundidade média e habitat (costa rochosa/pedrailhada) dos locais amostrados por censos visuais em mergulho na costa vicentina do PNSACV. PT – proteção total, PPI – proteção parcial de tipo I, PC – proteção complementar. Em cada mergulho amostrou-se a fauna piscícola (transectos), a macrofauna bentónica (quadrados) e as macroalgas (quadrados).

Locais de amostragem	Nível de Proteção	Latitude	Longitude	Profundidade (m)	Habitat
região de Sagres					
Pedra da Gaivota	PT	N 37.02930	W 8.99137	10-15,2	Pedrailhada
Pedra do Gigante		N 37.02246	W 8.99754	13-17	Pedrailhada
Martinhal Ilhas	PPI	N 37.01525	W 8.91737	11-14,0	Pedrailhada
Martinhal Costa		N 37.02096	W 8.91526	6-8,5	Costa rochosa
Ponta dos Caminhos Oeste		N 37.02265	W 8.90763	9-12,6	Costa rochosa
Ponta dos Caminhos Este		N 37.02597	W 8.90476	11-13,0	Costa rochosa
Atalaia Oeste	PC	N 37.00189	W 8.93051	12-14,6	Costa rochosa
Atalaia Este		N 37.00814	W 8.92507	16-20	Costa rochosa
Barranco Este		N 37.03558	W 8.89567	11-14	Costa rochosa
Barranco Oeste		N 37.03276	W 8.89832	11-15	Costa rochosa
Pedra do Cajado		N 37.06133	W 8.99754	15-20	Pedrailhada
região do Rogil					
Pedra da Agulha (lado Sueste)	PT	N 37.2773	W 8.86813	5-6,5	Pedrailhada
Pedra da Carraca		N 37.29422	W 8.87735	8-13	Pedrailhada
Rogil 4 (Vale dos Homens Norte)	PPI	N 37.38856	W 8.82641	6-9	Costa rochosa
Rogil 5 (Barradinha Sul)		N 37.39130	W 8.82908	14-18,5	Costa rochosa
Rogil 6 (Barradinha)		N 37.39329	W 8.82767	15-18	Costa rochosa
Rogil 7 (Samouqueira)	PC	N 37.39734	W 8.82451	13-16	Costa rochosa
Rogil 8 (Samouqueira Norte)		N 37.40083	W 8.81924	6-9	Costa rochosa
Rogil 9 (Esteveira)		N 37.40845	W 8.81972	13-15	Costa rochosa
Ponta da Atalaia (Arrifana)		N 37.31896	W 8.88199	13-18	Pedrailhada

Tabela 2.1.2.3.2: Fauna piscícola e de cefalópodes e crustáceos com valor comercial identificada na costa vicentina do PNSACV, e nas regiões de Sagres e do Rogil: número total de indivíduos observados (N(total)) e frequência de ocorrência (FO (%)) de cada táxon identificado.

Taxa	Costa vicentina (PNSACV)		região de Sagres		região do Rogil	
	N(total)	FO (%)	N(total)	FO (%)	N(total)	FO (%)
Balistidae						
<i>Balistes capriscus</i>	1	1.7	1	3.0		
Blenniidae						
<i>Parablennius gattorugine</i>	7	11.7	2	6.1	5	18.5
<i>Parablennius pilicornis</i>	143	86.7	69	87.9	74	85.2
<i>Parablennius rouxi</i>	18	21.7	15	30.3	3	11.1
Callionymidae						
<i>Callionymus maculatus</i>	1	1.7			1	3.7
Carangidae						
<i>Seriola rivoliana</i>	1	1.7			1	3.7
Gadidae						
<i>Trisopterus luscus</i>	18	3.3			18	7.4
Gobiesocidae						
<i>Lepadogaster lepadogaster</i>	3	5.0			3	11.1
Gobiidae						
<i>Gobius bucchichi</i>	14	15.0	11	18.2	3	11.1
<i>Gobius cruentatus</i>	2	3.3	2	6.1		
<i>Gobiusculus flavescens</i>	307	11.7			307	25.9
<i>Gobius niger</i>	2	3.3	1	3.0	1	3.7
<i>Gobius paganellus</i>	11	16.7	4	12.1	7	22.2
<i>Gobius xanthocephalus</i>	13	13.3	13	24.2		
<i>Pomatoschistus minutus</i>	3	5.0			3	11.1
Haemulidae						
<i>Parapristipoma octolineatum</i>	2	1.7	2	3.0		
Labridae						
<i>Centrolabrus exoletus</i>	15	11.7	10	15.2	5	7.4
<i>Coris julis</i>	562	75.0	364	78.8	198	70.4
<i>Ctenolabrus rupestres</i>	47	38.3	21	39.4	26	37.0
<i>Labrus bergylta</i>	51	53.3	20	51.5	31	55.6
<i>Labrus mixtus</i>	1	1.7	1	3.0		
<i>Symphodus bailloni</i>	1	1.7			1	3.7
<i>Symphodus melops</i>	9	13.3	1	3.0	8	25.9
<i>Symphodus ocellatus</i>	2	3.3			2	7.4
<i>Symphodus roissali</i>	6	10.0	5	15.2	1	3.7
<i>Symphodus sp.</i>	8	8.3	1	3.0	7	14.8
<i>Thalassoma pavo</i>	1	1.7	1	3.0		
Molidae						
<i>Mola mola</i>	1	1.7	1	3.0		
Moronidae						
<i>Dicentrarchus labrax</i>	5	5.0	3	3.0	2	7.4
Mugilidae						

<i>Mugilidae</i>	30	1.7	30	3.0		
Mullidae						
<i>Mullus surmuletus</i>	15	6.7			15	14.8
Octopodidae						
<i>Octopus vulgaris</i>	5	8.3	2	6.1	3	11.1
Phycidae						
<i>Phycis phycis</i>	1	1.7			1	3.7
Polybiidae						
<i>Necora puber</i>	1	1.7			1	3.7
Pomacentridae						
<i>Chromis chromis</i>	12	5.0	12	9.1		
Pomatomidae						
<i>Pomatomus saltatrix</i>	40	1.7	40	3.0		
Scorpaenidae						
<i>Scorpaena porcus</i>	8	13.3	6	18.2	2	7.4
Serranidae						
<i>Serranus cabrilla</i>	51	50.0	32	57.6	19	40.7
Syngnathidae						
<i>Syngnathus acus</i>	1	1.7			1	3.7
Sparidae						
<i>Boops boops</i>	419	23.3	380	36.4	39	7.4
<i>Diplodus cervinus</i>	25	16.7	4	9.1	21	25.9
<i>Diplodus puntazzo</i>	17	6.7	15	9.1	2	3.7
<i>Diplodus sargus</i>	269	71.7	125	72.7	144	70.4
<i>Diplodus vulgaris</i>	949	85.0	273	75.8	676	96.3
<i>Oblada melanura</i>	67	8.3	64	12.1	3	3.7
<i>Sparus aurata</i>	2	3.3			2	7.4
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	105	21.7	5	9.1	100	37.0
<i>Sarpa salpa</i>	6	5.0	6	9.1		
Tripterygiidae						
<i>Tripterygion delaisi</i>	33	38.3	25	45.5	8	29.6

Tabela 2.1.2.3.3: Macrofauna (≥ 5 cm) encontrada no substrato rochoso da **região de Sagres, no PNSACV**. Valores de percentagem de densidades (%N), densidade média (n/m^2) e frequência de ocorrência em % (FO) observados em cada zona de proteção: total (PT), parcial de tipo I (PPI) e complementar (PC). Os asteriscos assinalam as espécies vistas nas regiões de Sagres e do Rogil.

TAXA	PT			PPI			PC		
	%N	n/m^2	FO	%N	n/m^2	FO	%N	n/m^2	FO
Annelida									
<i>Filograna implexa</i>	0,6	0,1	7,1	0,8	0,2	10,0	0,8	0,2	20,0
<i>Lanice conchilega</i>	-	-	-	-	-	-	0,4	0,1	10,0
<i>Polycirrus cf. aurantiacus</i>	1,7	0,2	21,4	4,1	0,8	50,0	8,0	2,0	50,0
<i>Protula intestinum</i>	-	-	-	0,5	0,1	10,0	-	-	-
<i>Serpula vermicularis*</i>	-	-	-	1,5	0,3	25,0	1,0	0,3	20,0
Bryozoa									
<i>Cellepora pumicosa *</i>	1,1	0,1	14,3	-	-	-	-	-	-
<i>Chartella papyracea</i>	1,7	0,2	7,1	-	-	-	-	-	-
<i>Pentapora foliacea</i>	-	-	-	-	-	-	0,4	0,1	10,0
<i>Schizobrachiella sanguinea</i>	1,7	0,2	14,3	-	-	-	0,2	0,1	5,0
<i>Schizomavella sp.*</i>	17,0	2,1	57,1	-	-	-	0,2	0,1	5,0
Chordata									
<i>Aplidium punctum</i>	-	-	-	-	-	-	3,4	0,9	30,0
<i>Didemnum coriaceum</i>	1,7	0,2	7,1	-	-	-	-	-	-
<i>Didemnum sp.1</i>	-	-	-	0,5	0,1	10,0	-	-	-
<i>Didemnum sp.2</i>	-	-	-	-	-	-	0,2	0,1	5,0
<i>Didemnum sp.4</i>	8,0	1,0	21,4	-	-	-	-	-	-
<i>Didemnum sp.5</i>	3,4	0,4	21,4	-	-	-	-	-	-
<i>Didemnum sp.6*</i>	-	-	-	0,5	0,1	5,0	-	-	-
<i>Diplosoma spongiforme*</i>	3,4	0,4	21,4	-	-	-	0,2	0,1	5,0
<i>Phallusia fumigata*</i>	-	-	-	0,3	0,1	5,0	0,2	0,1	5,0
<i>Pycnoclavella taureanensis</i>	2,3	0,3	14,3	-	-	-	-	-	-
<i>Synoicum blochmanni</i>	-	-	-	-	-	-	0,6	0,2	5,0
<i>Synoicum sp.2</i>	1,7	0,2	7,1	-	-	-	-	-	-
Cnidaria									
<i>Aglaophenia sp.</i>	8,0	1,0	35,7	-	-	-	-	-	-
<i>Aiptasia mutabilis</i>	-	-	-	0,3	0,1	5,0	-	-	-
<i>Alicia mirabilis*</i>	-	-	-	-	-	-	0,2	0,1	5,0
<i>Anemonia sulcata*</i>	-	-	-	12,5	2,5	60,0	44,1	11,0	35,0
<i>Antennella siliquosa</i>	2,8	0,4	7,1	-	-	-	-	-	-
<i>Cereus pedunculatus</i>	-	-	-	-	-	-	0,4	0,1	10,0
<i>Eunicella gazella</i>	-	-	-	-	-	-	1,0	0,3	20,0
<i>Eunicella verrucosa</i>	-	-	-	-	-	-	0,6	0,2	15,0
<i>Exaiptasia diaphana</i>	-	-	-	0,3	0,1	5,0	0,8	0,2	5,0
<i>Leptogorgia sarmentosa</i>	-	-	-	-	-	-	1,2	0,3	30,0
Echinodermata									
<i>Antedon bifida</i>	-	-	-	0,3	0,1	5,0	-	-	-
<i>Holothuria (Holothuria) mammata*</i>	-	-	-	2,0	0,4	30,0	3,8	1,0	40,0
<i>Holothuria (Panningothuria) forskali*</i>	-	-	-	1,5	0,3	20,0	1,8	0,5	30,0
<i>Holothuria (Roweothuria) arguinensis*</i>	-	-	-	1,0	0,2	20,0	1,2	0,3	25,0
<i>Marthasterias glacialis*</i>	0,6	0,1	7,1	1,0	0,2	10,0	1,6	0,4	20,0
<i>Ophiocomina nigra*</i>	-	-	-	48,0	9,4	30,0	3,4	0,9	20,0
<i>Ophioderma longicauda*</i>	-	-	-	2,3	0,5	30,0	2,4	0,6	30,0
<i>Ophiothrix fragilis</i>	-	-	-	3,8	0,8	20,0	0,4	0,1	10,0
<i>Paracentrotus lividus*</i>	4,0	0,5	7,1	5,4	1,1	50,0	2,0	0,5	20,0
<i>Pawsonia saxicola</i>	-	-	-	0,5	0,1	10,0	7,6	1,9	30,0
<i>Sphaerechinus granularis*</i>	-	-	-	1,0	0,2	15,0	1,0	0,3	15,0
Mollusca									
<i>Felimare villafranca</i>	-	-	-	-	-	-	0,2	0,1	5,0
<i>Octopus vulgaris*</i>	-	-	-	0,3	0,1	5,0	0,6	0,2	15,0
<i>Platydoris argo</i>	-	-	-	-	-	-	0,2	0,1	5,0
<i>Stramonita haemastoma</i>	-	-	-	0,3	0,1	5,0	0,2	0,1	5,0

Platyhelminthes									
<i>Thysanozoon brocchii</i>	-	-	-	0,3	0,1	5,0	-	-	-
<i>Yungia aurantiaca</i>	-	-	-	0,3	0,1	5,0	0,2	0,1	5,0
Porifera									
cf. <i>Dictyonella incisa</i> *	-	-	-	0,3	0,1	5,0	0,2	0,1	5,0
<i>Chondrosia reniformis</i>	-	-	-	-	-	-	0,2	0,1	5,0
<i>Cliona celata</i> *	4,0	0,5	28,6	-	-	-	-	-	-
<i>Cliona viridis</i>	-	-	-	0,8	0,2	10,0	-	-	-
<i>Crambe crambe</i>	-	-	-	0,8	0,2	15,0	-	-	-
<i>Crella (Pytheas) fusifera</i> *	4,5	0,6	21,4	-	-	-	-	-	-
<i>Dysidea avara</i>	0,6	0,1	7,1	-	-	-	-	-	-
<i>Dysidea fragilis</i> *	1,1	0,1	14,3	-	-	-	-	-	-
<i>Hemimycale columella</i> *	8,0	1,0	35,7	-	-	-	-	-	-
<i>Ircinia</i> sp.	0,6	0,1	7,1	-	-	-	-	-	-
<i>Leuconia johnstoni</i>	-	-	-	4,6	0,9	45,0	2,6	0,7	35,0
<i>Phorbas fictitious</i> *	4,5	0,6	28,6	0,5	0,1	10,0	0,8	0,2	5,0
<i>Phorbas tenacior</i> *	2,3	0,3	7,1	-	-	-	-	-	-
Porifera n.id. (sp.1)	0,6	0,1	7,1	-	-	-	-	-	-
<i>Sarcotragus fasciculatus</i> *	-	-	-	-	-	-	0,6	0,2	10,0
<i>Sarcotragus foetidus</i> *	0,6	0,1	7,1	1,8	0,4	15,0	0,8	0,2	15,0
<i>Scopalina lophyropoda</i> *	13,6	1,7	64,3	2,3	0,5	25,0	3,6	0,9	40,0
<i>Tethya citrina</i>	-	-	-	-	-	-	0,2	0,1	5,0

Tabela 2.1.2.3.4: Macrofauna (≥ 5 cm) encontrada no substrato rochoso da **região do Rogil, no PNSACV**. Valores de percentagem de densidades (%N), densidade média (n/m^2) e frequência de ocorrência em % (FO) observados em cada zona de proteção: total (PT), parcial de tipo I (PPI) e complementar (PC). Os asteriscos assinalam as espécies vistas nas regiões de Sagres e do Rogil.

TAXA	PT			PPI			PC		
	%N	n/m^2	FO	%N	n/m^2	FO	%N	n/m^2	FO
Annelida									
<i>Filigrana implexa</i>	1,8	0,2	10,0	-	-	-	2,4	0,3	20,0
<i>Sabella spallanzanii</i>	-	-	-	2,8	0,3	13,3	-	-	-
<i>Sabellidae</i> n.id.	4,5	0,5	10,0	0,7	0,1	6,7	2,8	0,4	15,0
<i>Serpula vermicularis</i> *	0,9	0,1	10,0	-	-	-	-	-	-
Arthropoda									
<i>Galathea</i> sp.	-	-	-	-	-	-	0,4	0,1	5,0
<i>Inachus</i> cf. <i>dorsettensis</i>	-	-	-	0,7	0,1	6,7	-	-	-
<i>Scyllarus arctus</i>	-	-	-	0,7	0,1	6,7	-	-	-
Bryozoa									
<i>Cellepora pumicosa</i> *	-	-	-	2,1	0,2	6,7	0,8	0,1	10,0
<i>Myriapora truncata</i>	-	-	-	-	-	-	0,4	0,1	5,0
<i>Porella compressa</i>	-	-	-	0,7	0,1	6,7	-	-	-
<i>Reptadeonella violacea</i>	-	-	-	0,7	0,1	6,7	-	-	-
<i>Schizomavella</i> sp.*	-	-	-	4,9	0,5	20,0	3,6	0,5	20,0
Chordata									
<i>Aplidium</i> sp.	-	-	-	-	-	-	1,2	0,2	5,0
Ascideacea n.id. sp1	-	-	-	4,2	0,4	13,3	-	-	-
<i>Ciona intestinalis</i>	-	-	-	0,7	0,1	6,7	1,2	0,2	10,0
<i>Didemnum</i> sp.3	3,6	0,4	10,0	-	-	-	-	-	-
<i>Didemnum</i> sp.6*	-	-	-	-	-	-	5,6	0,7	25,0
<i>Diplosoma spongiforme</i> *	0,9	0,1	10,0	0,7	0,1	6,7	0,8	0,1	10,0
<i>Phallusia 69ciculat</i> *	0,9	0,1	10,0	-	-	-	0,4	0,1	5,0
<i>Pyura</i> cf. <i>dura</i>	-	-	-	-	-	-	0,4	0,1	5,0
Cnidaria									
<i>Actinia fragacea</i>	-	-	-	0,7	0,1	6,7	-	-	-
<i>Aiptasia diaphana</i>	2,7	0,3	30,0	-	-	-	4,4	0,6	5,0
<i>Alicia mirabilis</i> *	-	-	-	0,7	0,1	6,7	-	-	-
<i>Anemonia sulcata</i> *	2,7	0,3	10,0	6,9	0,7	33,3	-	-	-
Echinodermata									
<i>Holothuria (Roweothuria) arguinensis</i> *	0,9	0,1	10,0	-	-	-	-	-	-
<i>Holothuria (Panningothuria) forskali</i> *	-	-	-	-	-	-	0,8	0,1	10,0
<i>Holothuria (Holothuria) mammata</i> *	0,9	0,1	10,0	-	-	-	1,6	0,2	10,0
<i>Marthasterias glacialis</i> *	3,6	0,4	30,0	1,4	0,1	6,7	2,8	0,4	30,0
<i>Ophiocomina nigra</i> *	8,9	1,0	10,0	-	-	-	1,2	0,2	5,0
<i>Ophioderma longicauda</i> *	2,7	0,3	20,0	-	-	-	0,4	0,1	5,0
<i>Paracentrotus lividus</i> *	42,0	4,7	90,0	2,8	0,3	13,3	3,6	0,5	30,0
<i>Sphaerechinus granularis</i> *	-	-	-	-	-	-	0,4	0,1	5,0
Mollusca									
<i>Aplysia fasciata</i>	-	-	-	11,1	1,1	33,3	-	-	-
<i>Bolma rugosa</i>	-	-	-	-	-	-	0,4	0,1	5,0
<i>Doriopsilla areolata</i>	0,9	0,1	10,0	-	-	-	-	-	-
<i>Haliotis tuberculata</i>	-	-	-	-	-	-	0,4	0,1	5,0
<i>Octopus vulgaris</i> *	1,8	0,2	10,0	-	-	-	-	-	-
Porifera									
cf. <i>Antho inconstans</i>	-	-	-	0,7	0,1	6,7	7,6	1,0	25,0
<i>Clathria strepsitoxa</i>	-	-	-	4,9	0,5	6,7	0,8	0,1	10,0
<i>Clathrina clathrus</i>	5,4	0,6	30,0	-	-	-	1,3	0,1	13,3
<i>Cliona celata</i> *	-	-	-	2,8	0,3	20,0	4,4	0,6	10,0
<i>Crella (Pytheas) fusifera</i> *	-	-	-	-	-	-	5,2	0,7	20,0
cf. <i>Dictyonella incisa</i> *	-	-	-	-	-	-	0,4	0,1	5,0
<i>Dysidea fragilis</i> *	-	-	-	1,4	0,1	13,3	-	-	-
<i>Dysidea</i> sp.	-	-	-	-	-	-	0,4	0,1	5,0
<i>Hemimyscale columella</i> *	1,8	0,2	20,0	0,7	0,1	6,7	1,2	0,2	15,0
cf. <i>Hymeniacidon perlevis</i>	-	-	-	6,9	0,7	20,0	-	-	-
cf. <i>Mycale</i> sp.	-	-	-	-	-	-	1,2	0,2	5,0

<i>Phorbas fictitious*</i>	7,1	0,8	60,0	13,9	1,3	60,0	14,5	1,8	50,0
<i>Phorbas tenacior*</i>	-	-	-	12,5	1,2	20,0	6,0	0,8	15,0
Porifera n.id. (sp.8)	-	-	-	1,4	0,1	6,7	-	-	-
<i>Sarcotragus fasciculatus*</i>	-	-	-	-	-	-	0,4	0,1	5,0
<i>Sarcotragus foetidus*</i>	-	-	-	0,7	0,1	6,7	-	-	-
<i>Sarcotragus spinosulus</i>	0,9	0,1	10,0	-	-	-	-	-	-
<i>Scopalina lophyropoda*</i>	5,4	0,6	30,0	9,7	0,9	26,7	21,7	2,7	55,0

Tabela 2.1.2.3.5: Lista de faunística (observações totais: dentro e fora dos transectos/replicados) de macroinvertebrados bentónicos registados no substrato rochoso da costa vicentina do PNSACV, nas regiões de Sagres e do Rogil. Os asteriscos assinalam as espécies vistas nas regiões de Sagres e do Rogil.

Espécie	Classe	Ordem	Família
região de Sagres			
Annelida			
<i>Bispira volutacornis*</i>	Polychaeta	Sabellida	Sabellidae
<i>Eunice aphroditois</i>	Polychaeta	Eunicida	Eunicidae
<i>Protula tubularia</i>	Polychaeta	Sabellida	Serpulidae
<i>Sabella spallanzanii</i>	Polychaeta	Sabellida	Sabellidae
Arthropoda			
<i>Anapagurus</i> sp.	Malacostraca	Decapoda	Paguridae
<i>Calcinus tubularis*</i>	Malacostraca	Decapoda	Diogenidae
<i>Inachus</i> cf. <i>phalangium</i>	Malacostraca	Decapoda	Inachidae
<i>Pagurus anachoretus</i>	Malacostraca	Decapoda	Paguridae
<i>Perforatus 71ciculate71*</i>	Hexanauplia	Sessilia	Balanidae
<i>Periclimenes sagittifer</i>	Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae
Chordata			
<i>Aplidium proliferum</i>	Ascidiacea	Aplousobranchia	Polyclinidae
<i>Phallusia fumigata</i>	Ascidiacea	Phlebobranchia	Ascidiidae
Cnidaria			
<i>Actinothoe sphyrodeta*</i>	Anthozoa	Actiniaria	Sagartiidae
<i>Alcyonium acaule</i>	Anthozoa	Alcyonacea	Alcyoniidae
<i>Alcyonium coralloides</i>	Anthozoa	Alcyonacea	Alcyoniidae
<i>Balanophyllia regia*</i>	Anthozoa	Scleractinia	Dendrophylliidae
<i>Calliactis parasitica</i>	Anthozoa	Actiniaria	Hormathiidae
<i>Corynactis viridis*</i>	Anthozoa	Corallimorpharia	Corallimorphidae
<i>Gymnangium montagui</i>	Hydrozoa	Leptothecata	Aglaopheniidae
Echinodermata			
<i>Psammechinus microtuberculatus*</i>	Echinoidea	Camarodonta	Parechinidae
Mollusca			
<i>Aplysia parvula</i>	Gastropoda	Aplysiida	Aplysiidae
<i>Calliostoma</i> cf. <i>laugierii</i>	Gastropoda	Trochida	Calliostomatidae
<i>Chiton olivaceus</i>	Polyplacophora	Chitonida	Chitonidae
<i>Doriopsilla areolata</i>	Gastropoda	Nudibranchia	Dendrodorididae
<i>Felimare bilineata*</i>	Gastropoda	Nudibranchia	Chromodorididae
<i>Felimare tricolor</i>	Gastropoda	Nudibranchia	Chromodorididae
<i>Flabellina babai</i>	Gastropoda	Nudibranchia	Flabellinidae
<i>Ocenebra erinaceus</i>	Gastropoda	Neogastropoda	Muricidae
<i>Ocinebrina 71ciculate*</i>	Gastropoda	Neogastropoda	Muricidae
<i>Polycera faeroensis</i>	Gastropoda	Nudibranchia	Polyceridae
<i>Tritia incrassata</i>	Gastropoda	Neogastropoda	Nassariidae
Phoronida			
<i>Phoronis hippocrepi</i>	-	-	Phoronidae
Platyhelminthes			
<i>Prostheceraeus giesbrechtii</i>	-	Polycladida	Euryleptidae

Porifera			
<i>Clathrina lacunosa</i>	Calcarea	Clathrinida	Clathrinidae
<i>Guancha lacunosa</i>	Calcarea	Clathrinida	Clathrinidae
<i>Sycon cf. ciliatum*</i>	Calcarea	Leucosolenida	Sycettidae
região do Rogil			
Annelida			
<i>Bispira volutacornis*</i>	Polychaeta	Sabellida	Sabellidae
<i>Eupolymnia nebulosa</i>	Polychaeta	Terebellida	Terebellidae
<i>Serpula vermicularis</i>	Polychaeta	Sabellida	Serpulidae
Arthropoda			
<i>Balanus trigonus</i>	Hexanauplia	Sessilia	Balanidae
<i>Calcinus tubularis*</i>	Malacostraca	Decapoda	Diogenidae
<i>Lysmata seticaudata</i>	Malacostraca	Decapoda	Lysmatidae
<i>Megabalanus tintinnabulum</i>	Hexanauplia	Sessilia	Balanidae
<i>Palaemon serratus</i>	Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae
<i>Perforatus perforatus*</i>	Hexanauplia	Sessilia	Balanidae
<i>Porcellana platycheles</i>	Malacostraca	Decapoda	Porcellanidae
Bryozoa			
<i>Bugula sp.</i>	Gymnolaemata	Cheilostomatida	Bugulidae
<i>Chartella papyracea</i>	Gymnolaemata	Cheilostomatida	Flustridae
Chordata			
<i>Aplidium conicum</i>	Ascidiacea	Aplousobranchia	Polyclinidae
<i>Ascidia cf. mentula</i>	Ascidiacea	Phlebobranchia	Asciidiidae
<i>Didemnum coriaceum</i>	Ascidiacea	Aplousobranchia	Didemnidae
<i>Diplosoma cf. listerianum</i>	Ascidiacea	Aplousobranchia	Didemnidae
Cnidaria			
<i>Actinothoe sphyrodeta*</i>	Anthozoa	Actiniaria	Sagartiidae
<i>Aiptasia mutabilis</i>	Anthozoa	Actiniaria	Aiptasiidae
<i>Balanophyllia regia*</i>	Anthozoa	Scleractinia	Dendrophylliidae
<i>Corynactis viridis*</i>	Anthozoa	Corallimorpharia	Corallimorphidae
<i>Halecium halecinum</i>	Hydrozoa	Leptothecata	Haleciidae
Echinodermata			
<i>Psammechinus microtuberculatus*</i>	Echinoidea	Camarodonta	Parechinidae
Mollusca			
<i>Anomia ephippium</i>	Bivalvia	Pectinida	Anomiidae
<i>Bryopa aperta</i>	Bivalvia	-	Clavagellidae
<i>Charonia lampas</i>	Gastropoda	Littorinimorpha	Charoniidae
<i>Chromodoris purpurea</i>	Gastropoda	Nudibranchia	Chromodorididae
<i>Facelina auriculata</i>	Gastropoda	Nudibranchia	Facelinidae
<i>Felimare bilineata*</i>	Gastropoda	Nudibranchia	Chromodorididae
<i>Felimare cantabrica</i>	Gastropoda	Nudibranchia	Chromodorididae
<i>Felimare villafranca</i>	Gastropoda	Nudibranchia	Chromodorididae
<i>Felimida krohni</i>	Gastropoda	Nudibranchia	Chromodorididae
<i>Felimida purpurea</i>	Gastropoda	Nudibranchia	Chromodorididae
<i>Flabellina pedata</i>	Gastropoda	Nudibranchia	Flabellinidae
<i>Lamellaria perspicua</i>	Gastropoda	Littorinimorpha	Velutinidae
<i>Ocinebrina aciculata*</i>	Gastropoda	Neogastropoda	Muricidae
<i>Patella cf. intermedia</i>	Gastropoda	-	Patellidae

<i>Sepia officinalis</i>	Cephalopoda	Sepiida	Sepiidae
<i>Stramonita haemastoma</i>	Gastropoda	Neogastropoda	Muricidae
<i>Tricolia pullus</i>	Gastropoda	Trochida	Phasianellidae
<i>Trivia monacha</i>	Gastropoda	Littorinimorpha	Triviidae
Porifera			
<i>Clathrina cf. cerebrum</i>	Calcarea	Clathrinida	Clathrinidae
<i>Cliona viridis</i>	Demospongiae	Clionaida	Clionidae
<i>Hymedesmia baculifera</i>	Demospongiae	Poecilosclerida	Hymedesmiidae
<i>Hymedesmia pansa</i>	Demospongiae	Poecilosclerida	Hymedesmiidae
<i>Leuconia johnstoni</i>	Calcarea	Baerida	Baeriidae
<i>Phorbas plumosus</i>	Demospongiae	Poecilosclerida	Hymedesmiidae
<i>Spongia agaricina</i>	Demospongiae	Dictyoceratida	Spongiidae
<i>Sycon cf. ciliatum*</i>	Calcarea	Leucosolenida	Sycettidae

Tabela 2.1.2.3.6: Cobertura média (%) e frequências de ocorrência (FO %) de macroalgas observadas em recifes rochosos na costa vicentina do PNSACV.

Filo, ordem	espécies	Grupo funcional	região de Sagres		região do Rogil	
			FO (%)	Cobert (%)	FO (%)	Cobert (%)
Chlorophyta			61,8	2,8	68,9	5,3
Bryopsidales	<i>Bryopsis plumosa</i>	Macrófita corticada	16,4	0,32		
	<i>Codium bursa</i>	Crustosa	1,8	0,01		
	<i>Codium cf. adhaerens</i>	Crustosa	18,2	1,24	8,9	0,7
	<i>Codium sp. (corticated)</i>	Macrófita corticada	29,1	0,83	4,4	0,1
	<i>Codium tomentosum</i>	Macrófita corticada	3,6	0,22	42,2	3,6
	<i>Codium vermilara</i>	Macrófita corticada	9,1	0,49	11,1	0,7
Cladophorales	<i>Chaetomorpha sp.</i>	Filamentosa			6,7	0,1
	<i>Cladophora sp.</i>	Filamentosa	23,6	0,36	4,4	0,03
	<i>Valonia sp.</i>	Prostrada	3,6	0,03		
Ulvales	<i>Ulva rigida</i>	Foliosa			4,4	0,06
	<i>Ulva sp.</i>	Foliosa	5,5	0,05	4,4	0,03
n/a	Chlorophyta nid		1,8	0,02		
Ochrophyta			85,5	19,0	97,8	22,7
Cutleriales	cf. <i>Cutleria adspersa</i>	Prostrada	14,5	0,43		
	<i>Zanardinia typus</i>	Prostrada	30,9	1,99	53,3	5,5
Desmarestiales	<i>Desmarestia ligulata</i>	Macrófita corticada			4,4	0,1
Dictyotales	<i>Dictyopteris polypodioides</i>	Foliosa corticada	1,8	0,02	8,9	0,1
	<i>Dictyota cf. cyanoloma</i>	Foliosa corticada			22,2	1,3
	<i>Dictyota dichotoma</i>	Foliosa corticada	70,9	2,47	77,8	6,9
	<i>Padina pavonica</i>	Prostrada	3,6	0,03		
	<i>Spatoglossum solieri</i>	Foliosa corticada	10,9	0,23	15,6	1,4
	<i>Taonia atomaria</i>	Foliosa corticada			26,7	2,7
Ectocarpales	<i>Colpomenia cf. peregrina</i>	Prostrada	3,6	0,03		
	<i>Colpomenia sp.</i>	Prostrada	29,1	0,83	2,2	0,02
Fucales	<i>Cystoseira tamariscifolia</i>	Macrófita corticada	5,5	0,37		
	<i>Cystoseira usneoides</i>	Macrófita corticada	5,5	0,37	11,1	0,8
	<i>Sargassum vulgare</i>	Macrófita corticada			6,7	0,3
Ralfsiales	cf. <i>Ralfsia verrucosa</i>	Crustosa			4,4	1,1
Sphacelariales	<i>Cladostephus spongiosus</i>	Macrófita corticada	1,8	0,09	6,7	0,2
	<i>Halopteris filicina</i>	Macrófita corticada	58,2	10,64	26,7	1,9
Tilopteridales	<i>Phyllariopsis brevipes</i>	Macrófita coriácea	21,8	1,75		
	<i>Phyllariopsis purpurascens</i>	Macrófita coriácea			17,8	1,1

Rhodophyta			100,0	63,0	100,0	65,2
Bonnemaisoniales	<i>Asparagopsis armata</i>	Macrófita corticada	40,0	1,80	31,1	3,7
	<i>Bonnemaisonia asparagoides</i>	Macrófita corticada			2,2	0,1
	<i>Bonnemaisonia clavata</i>	Macrófita corticada	20,0	0,88		
Ceramiales	<i>Bornetia secundiflora</i>	Macrófita corticada			13,3	0,5
	<i>Ceramium ciliatum</i>	Filamentosa	12,7	0,12	2,2	0,1
	cf. <i>Heterosiphonia plumosa</i>	Macrófita corticada			2,2	0,01
	<i>Dasya</i> sp.	Macrófita corticada	1,8	0,02		
	<i>Acrosorium ciliolatum</i>	Foliosa corticada	9,1	0,08	11,1	0,2
	<i>Apoglossum ruscifolium</i>	Foliosa corticada			2,2	0,02
	<i>Hypoglossum heterocystideum</i>	Foliosa corticada	9,1	0,42		
	<i>Nitophyllum punctatum</i>	Foliosa corticada	5,5	0,06	2,2	0,02
	<i>Chondria coerulescens</i>	Macrófita corticada	14,5	1,43	26,7	1,5
	<i>Chondria</i> sp.	Macrófita corticada			4,4	0,3
	<i>Polysiphonia</i> cf. <i>denudata</i>	Filamentosa			6,7	0,06
	Polysiphonieae	Filamentosa	9,1	0,49		
	<i>Pterosiphonia complanata</i>	Macrófita corticada	3,6	0,03	17,8	0,5
	<i>Griffithsia opuntioides</i>	Macrófita corticada	1,8	0,02		
	<i>Halurus equisetifolius</i>	Macrófita corticada	1,8	0,02		
Corallinales	<i>Ellisolandia elongata</i>	Calcária articulada	30,9	3,27	22,2	6,4
	<i>Jania rubens</i>	Calcária articulada	5,5	0,05		
	<i>Amphiroa beauvoisii</i>	Calcária articulada	16,4	1,60		
	<i>Lithophyllum incrustans</i>	Crustosa	54,5	7,67	17,8	1,8
	<i>Lithophyllum stictiforme</i>	Crustosa	20,0	1,03		
Gelidiales	<i>Gelidium</i> cf. <i>corneum</i>	Macrófita corticada	1,8	0,02	11,1	0,7
	<i>Gelidium spinosum</i>	Macrófita corticada	1,8	0,09		
	<i>Pterocladia capillacea</i>	Macrófita corticada			15,6	0,5
Gigartinales	<i>Chondracanthus</i> cf. <i>acicularis</i>	Macrófita corticada	3,6	0,20	26,7	1,1
	<i>Gigartina pistillata</i>	Macrófita corticada			2,2	0,1
	cf. <i>Phyllophora crispera</i>	Foliosa corticada	3,6	0,03	37,8	1,2
	<i>Gymnogongrus</i> cf. <i>crenulatus</i>	Macrófita corticada			4,4	0,2
	<i>Sphaerococcus coronopifolius</i>	Macrófita corticada	36,4	3,49	26,7	2,7
Hapalidiales	<i>Mesophyllum lichenoides</i>	Crustosa	90,9	33,58	86,7	34,1
Nemaliales	<i>Scinaia furcellata</i>	Macrófita corticada			2,2	0,2
Peyssonneliales	<i>Peyssonnelia coriacea</i>	Prostrada	16,4	0,68		
	<i>Peyssonnelia</i> sp.	Crustosa	1,8	0,29	4,4	0,2

Plocamiales	<i>Plocamium cartilagineum</i>	Macrófita corticada	34,5	2,98	62,2	6,2
Rhodymeniales	<i>Champia parvula</i>	Macrófita corticada	3,6	0,03		
	<i>Gastroclonium ovatum</i>	Macrófita corticada	1,8	0,02	2,2	0,02
	<i>Lomentaria clavellosa</i>	Macrófita corticada			2,2	0,01
	<i>Rhodymenia cf. pseudopalmata</i>	Foliosa corticada	1,8	0,02		
	<i>Rhodymenia holmesii</i>	Foliosa corticada	7,3	0,22	26,7	1,9
	<i>Rhodymenia sp.</i>	Foliosa corticada	1,8	0,02	8,9	0,4
	Rhodophyta nid		32,7	2,34	13	0,66

2.1.3. Costa alentejana

2.1.3.1. Metodologia

Para avaliar se a proteção implementada na costa alentejana do PNSACV desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica), nomeadamente a criação de áreas marinhas de proteção total e parcial (AMP), com interdição total ou parcial da pesca, causou efeitos locais, diretos ou indiretos, como o aumento da abundância ou da biomassa de espécies exploradas de peixes e invertebrados, e alterações na biodiversidade ou na estrutura da comunidade, realizaram-se censos visuais diretos em fundos rochosos subtidais (permanentemente imersos).

A abundância e distribuição, e o tamanho e biomassa de peixes e mariscos com interesse para a pesca comercial e lúdica foram avaliados através de tais censos, tendo também sido estudadas espécies de peixes com interesse reduzido ou nulo para a pesca (por exemplo, peixes crípticos, como pequenos cabozes e bodiões) e a estrutura da comunidade macroepibentónica, de modo a avaliar eventuais efeitos indiretos da referida proteção.

Áreas de amostragem

Na costa alentejana do PNSACV, este estudo incidiu nas áreas marinhas de proteção parcial do tipo I (PPI) da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão. Foram também amostradas áreas de controlo adjacentes, a norte e a sul de cada PPI, localizadas em áreas de proteção complementar (PC). Na amostragem das diferentes áreas foram aleatoriamente escolhidos locais com características físicas semelhantes, dominados por fundos rochosos, diretamente expostos à ondulação, e com declive e irregularidade do fundo pouco acentuados. As áreas de controlo foram escolhidas aleatoriamente e de modo a serem semelhantes em termos de intensidade de exploração pesqueira. Em cada área foram amostrados dois locais, aleatoriamente escolhidos, com uma extensão horizontal de algumas dezenas de metros, e separados por algumas centenas de metros.

No âmbito do projeto MARSW, os mergulhos de amostragem na costa alentejana do PNSACV foram realizados sobretudo no verão, entre julho e outubro de 2019. No total, realizaram-se 28 mergulhos em fundos rochosos com profundidade entre 7,2 e 16,7 m (média de 11,3 m; em relação ao zero hidrográfico, a profundidade média destes mergulhos foi de 9,5 m e variou entre 5,3 e 15,3 m). A localização das áreas assim amostradas na costa alentejana do PNSACV é apresentada na figura 2.1.3.1.1.

Entre 2010 e 2014 foi desenvolvido o projeto PROTECT – Estudos Científicos para Proteção Marinha na Costa Alentejana, cofinanciado pelo Programa Operacional Pesca 2007-2013 (PROMAR) e promovido pela Universidade de Évora, com a parceria da Fundação da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, através do Centro de Oceanografia (integrado no MARE desde janeiro de 2015), e da Associação de Armadores da Pesca Artesanal e do Cerco do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (Castro *et al.*, 2015).



Figura 2.1.3.1.1. Áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV, no âmbito do projeto MARSW, através de censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo. A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I (PPI); a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar; a cor branca, limites do PNSACV e das PPI da Ilha do Pessegueiro (a norte) e do Cabo Sardão.

No projeto PROTECT foram avaliados e monitorizados efeitos da proteção marinha implementada em 2011 na costa alentejana do PNSACV, tendo sido amostrados em 2011 e 2012 fundos rochosos subtidais através de censos visuais por mergulho com escafandro autónomo nas áreas apresentadas na figura 2.1.3.1.2. Tal como no projeto MARSW, a amostragem foi efetuada entre julho e outubro de cada ano, e incluiu dois locais em cada área.



Figura 2.1.3.1.2. Áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV, no âmbito do projeto PROTECT, através de censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo. A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I (PPI); a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar; a cor branca, limites do PNSACV e das PPI da Ilha do Pessegueiro (a norte) e do Cabo Sardão.

Abundância, distribuição e biomassa de peixes

A amostragem de peixes foi feita com recurso a transectos em banda, de 20 m de comprimento, definidos por uma fita métrica colocada no fundo (figura 2.1.3.1.3), adaptando os métodos propostos por Edgar & Stuart-Smith (2014) e Reef Life Survey Foundation (2019). No caso dos peixes não crípticos e dos moluscos cefalópodes como as lulas e os chocos, foram amostrados 2,5 m de cada lado da fita (transecto com 5 m de largura). Na amostragem de peixes crípticos (figura 2.1.3.1.4), de polvos e de crustáceos com interesse comercial, amostrou-se 1 m de cada lado da fita (transecto com 2 m de largura). No projeto PROTECT, esta amostragem foi efetuada com transectos em banda de 25x4 m (peixes não crípticos) e 25x2 m (peixes crípticos).

A fita métrica foi esticada durante a amostragem de peixes não crípticos e, no sentido oposto, foi realizada a amostragem de peixes crípticos. Em cada local foram amostradas quatro réplicas, sempre que possível, não tendo sido amostradas frestas grandes ou cavernas.

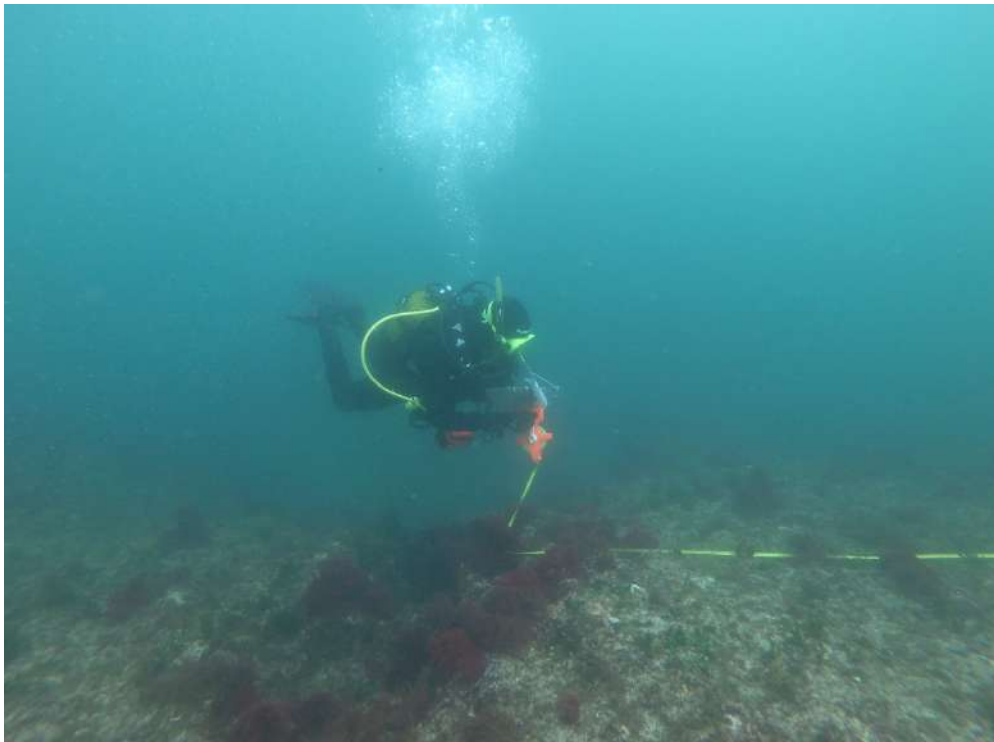


Figura 2.1.3.1.3. Mergulhador recolhe a fita métrica colocada no fundo para a realização de um transecto usado na amostragem de peixes e outros organismos realizada no projeto MARSW (fotografia de Pedro Castro).

Ao longo de cada transecto, foi registado o número de exemplares de peixes observados, e o seu tamanho e espécie. O comprimento total de cada peixe observado foi estimado visualmente com precisão de 2,5 a 5 cm, usando as seguintes classes dimensionais (cm): [0, 2,5]; [2,5, 5]; [5, 7,5]; [7,5, 10]; [10, 12,5]; [12,5, 15]; [15, 20]; [20, 25]; [25, 30]; [30, 35]; [35, 40]; [40, 45]; [45, 50].

O peso (biomassa) de cada peixe observado foi estimado através da relação comprimento-peso determinada para a sua espécie e dimensão, a partir de informações obtidas em FishBase (www.fishbase.org), Whitehead *et al.* (1984/1986) e Gonçalves *et al.* (1997), e considerando o valor médio do comprimento de cada classe dimensional (por exemplo, num peixe da classe]15, 20], foi usado o valor de 17,5 cm).

Estas observações foram efetuadas na proximidade do fundo, até cerca de 2 m acima da superfície do substrato duro, tendo a maioria dos peixes e de outros organismos amostrada sido sobretudo bentónica e demersal, com exceção de algumas espécies pelágicas, como a boga-do-mar *Boops boops*.



Figura 2.1.3.1.4. Caboz da espécie *Parablennius gattorugine* (marachomba babosa), peixe crítico observado na costa alentejana do PNSACV num transecto (a fita métrica colocada junto ao fundo é visível) amostrado no projeto MARSW com recurso a mergulho com escafandro autónomo (fotografia de Laura Palacín).

Em cada transecto usado na amostragem de peixes, efetuada por um mergulhador, foi também feita por outro mergulhador a amostragem de determinados macro-organismos epibentónicos e de características físicas do substrato. Ambos mergulhadores trabalharam em equipa, de forma a manterem o contacto visual entre eles.

Cobertura biológica de substratos duros

A estimativa da percentagem de cobertura de algas e invertebrados macrobentónicos fixos foi efetuada com recurso a um quadrado de 50x50 cm, dividido em 25 quadrículas iguais (figura

2.1.3.1.5). Esta técnica foi também utilizada para quantificar a cobertura de substrato sem macro-organismos a ele fixos (“rocha livre”).

Representando cada quadrícula 4% da área total de um quadrado de 50x50 cm, a cada *taxon* observado diretamente em cada quadrícula foi atribuído um valor de percentagem de cobertura até 4. A percentagem de cobertura total de cada *taxon* por quadrado corresponde ao somatório dos respetivos valores obtidos em todas as quadrículas onde foi observado. Aos *taxa* cuja área total de cobertura foi inferior a $\frac{1}{4}$ de uma quadrícula num determinado quadrado, foi atribuído o valor arbitrário de 0,5% à respetiva percentagem de cobertura. Na amostragem de algas do tipo *kelp* foi contado o número de talos (indivíduos) por espécie.

Consideraram-se indivíduos ≥ 1 cm e colónias ≥ 5 cm (dimensão linear máxima). O número de colónias e a percentagem de cobertura total de esponjas, anémonas, briozoários e ascídias foram registados em cada quadrado amostrado.



Figura 2.1.3.1.5. Amostragem da percentagem de cobertura de macroalgas bentónicas com um quadrado de 50x50 cm através de mergulho com escafandro autónomo realizada no projeto MARSW (fotografia de Laura Palacín).

Os invertebrados isolados e móveis (por exemplo, moluscos gastrópodes) foram contados por espécie e foi também registado o comprimento total de macroinvertebrados como holotúrias (*Holothuria spp.*), ouriços-do-mar (*Paracentrotus lividus* e *Sphaerechinus granularis*), gorgónias, moluscos gastrópodes com valor comercial (*Bolinus brandaris*, *Hexaplex trunculus*, *Charonia lampas*, *Stramonita haemastoma*), crustáceos com valor comercial (como a navalheira, bruxa, santola, lagosta, lavagante) e polvos, quando observados em cada quadrado.

Os indivíduos observados foram identificados até ao nível taxonómico mais baixo possível. Sempre que não foi possível realizar a identificação taxonómica *in situ*, os exemplares foram recolhidos e levados para o laboratório para posterior identificação. Fotografaram-se indivíduos e colónias amostrados cuja identificação taxonómica foi necessário esclarecer posteriormente e foram também fotografadas as superfícies amostradas em cada quadrado de 50x50 cm, para permitir o esclarecimento de eventuais dúvidas posteriores, de taxonomia ou outras.

No caso das algas, a unidade de amostragem utilizada é um quadrado de 50x50 cm e, no dos invertebrados, um quadrado de 1x1 m. A amostragem de algas foi realizada por um mergulhador e a de invertebrados por outro, que trabalharam em equipa e de forma a manter o contacto visual entre eles. Nesta amostragem observaram-se superfícies de substrato duro pouco inclinadas (<45°) e evitaram-se superfícies demasiado irregulares, com frestas grandes ou cobertas por areia. Em cada local foram amostradas quatro réplicas, sempre que possível.

Uma técnica semelhante foi usada no projeto PROTECT, mas sem recurso à identificação até ao nível taxonómico mais baixo possível. Em cada quadrado de 50x50 cm, colocado numa zona de substrato duro com inclinação inferior a 45° e sem frestas grandes, foi estimada a percentagem de cobertura (precisão de 5%) de “rocha livre” e organismos macrobentónicos fixos nos seguintes grupos: algas folhosas moles não filamentosas; algas folhosas moles filamentosas; algas folhosas duras; algas incrustantes moles; algas incrustantes duras; anémonas e outros cnidários; esponjas; briozoários; ascídias; mexilhões; cracas; outros animais filtradores.

Características físicas do substrato, densidade de macroinvertebrados epibentónicos móveis e macroalgas do tipo *kelp*, abundância e impacto de resíduos sólidos

Com recurso a transectos em banda, com 20 m de comprimento e 2 m de largura, definidos por uma fita métrica colocada no fundo (figura 2.1.3.1.6), esta amostragem foi efetuada em conjunto com a de peixes, usando o mesmo transecto em cada réplica e adaptando os métodos propostos por Reef Life Survey Foundation (2019). Em cada local foram amostradas quatro réplicas, sempre que possível, não tendo sido amostradas frestas grandes ou cavernas. No projeto PROTECT, esta amostragem foi efetuada maioritariamente com transectos em banda de 25x2 m.

Ao longo de cada transecto foram identificados, até ao nível taxonómico mais baixo possível, e contabilizados os macro-organismos epibentónicos (invertebrados e algas) com comprimento, altura ou diâmetro superior a 1 cm. Apenas foram amostradas espécies de invertebrados móveis, como ouriços-do-mar, estrelas-do-mar, pepinos-do-mar, crustáceos e moluscos. No caso dos ouriços-do-mar, foram distinguidos os exemplares com diâmetro equatorial inferior e

igual ou superior a 5 cm (tamanho mínimo comercial¹) e, no das algas do tipo *kelp*, foram distinguidos os exemplares com altura superior e igual ou inferior a 10 cm.



Figura 2.1.3.1.6. Amostragem de macroinvertebrados epibentônicos móveis ao longo de um transecto (projeto MARSW; fotografia de Laura Palacín).

As características físicas do substrato foram amostradas no mesmo transecto utilizado para a amostragem de peixes e de macro-organismos epibentônicos. Em cada réplica foi registado o tipo de substrato e estimada a rugosidade do mesmo.

Na amostragem das características físicas do substrato foi usado um cabo chumbado com 10 m de comprimento, colocado junto ao fundo e à fita métrica previamente colocada pelo outro mergulhador da equipa (figura 2.1.3.1.7). À medida que o cabo chumbado foi colocado fez-se o registo do número de variações de altura (>0,5 m) e da profundidade máxima e mínima do transecto (utilizando a informação do computador de mergulho). Ao longo do transecto foi registada a extensão do tipo de fundo dominante, considerando as seguintes categorias: plataforma rochosa, rochas soltas com mais de 1 m de comprimento, rochas soltas com menos de 1 m de comprimento (menores que cascalho), cascalho e areia.

Para estimar a rugosidade do substrato foi utilizado um índice topográfico combinado (ITC) que considera as seguintes variáveis:

- rugosidade do substrato (RS), correspondente à razão entre a distância horizontal abrangida pelo cabo chumbado moldado ao substrato (Cm) e o seu comprimento fixo quando esticado (Ce) - $RS = Cm / Ce$;

¹ Portaria 82/2011, de 22 de fevereiro.

- número de rugosidades (NR), equivalente ao número de variações de altura com mais de 0,5 m ao longo do transecto, tendo sido registadas as variações ascendentes (Va) e descendentes (Vd) - $NR = (Va + Vd) / 2$;

- relevo vertical máximo (RVM), correspondente à diferença (em metros) entre a profundidade máxima (Pmax) e mínima (Pmin) registadas no transecto - $RVM = Pmax - Pmin$.

O ITC, calculado com a fórmula $ITC = ((1 - RS) + NR) / ((25 + RVM) / 25)$, aumenta com a rugosidade do substrato e não tem limite máximo.



Figura 2.1.3.1.7. Colocação de um cabo chumbado ao longo de um transecto para estimar a rugosidade do substrato duro (projeto MARSW; fotografia de Pedro Castro).

A abundância e o impacto de resíduos sólidos (figura 2.1.3.1.8) foram amostrados com um transecto em banda de 20 m de comprimento e 5 m de largura, definido por uma fita métrica colocada junto ao fundo. Foram contabilizados e identificados objetos de origem antropogénica, e foi avaliada a sua relação com macro-organismos adjacentes. Cada objeto observado ao longo do transecto foi distinguido em função da sua origem e composição, considerando as seguintes categorias: a) fonte marinha (linha de pesca, anzol, rede, corda ou cabo, outros objetos (por exemplo, covo); b) fonte não marinha (corda ou cabo, metal, plástico, cerâmica, papel ou cartão, têxtil, vidro, outros objetos ou materiais).

Cada objeto de origem antropogénica foi contabilizado como um exemplar, independentemente da sua dimensão. Sempre que possível, foi avaliada a relação dos objetos observados com macro-organismos adjacentes, usando as seguintes categorias: a) nenhum efeito; b) objeto em contacto com organismo; c) organismo emalhado ou enleado; d) organismo coberto; e) organismo usa o objeto como substrato de fixação ou habitat. A espécie dos organismos em

causa foi identificada até ao nível taxonómico mais baixo possível. Foram obtidos registos fotográficos dos objetos observados para posterior avaliação do estado dos organismos afetados.



Figura 2.1.3.1.8. Lixo observado num mergulho de amostragem do projeto MARSW (fotografia de Laura Palacín).

Análise de dados

Os padrões de variação espacial e/ou temporal considerados no presente estudo foram testados por análise de variância permutativa e multivariada (PERMANOVA; Anderson, 2001), usando o programa PRIMER 6 & PERMANOVA+ (PRIMER-E Ltd.; Clarke & Gorley, 2006). Na análise dos dados obtidos nos projetos MARSW e PROTECT, foram consideradas duas regiões, a da Ilha do Pessegueiro e a do Cabo Sardão, que incluem as áreas amostradas nas respetivas PPI e as áreas de controlo adjacentes a cada PPI (figuras 2.1.3.1.1 e 2.1.3.1.2). Esta análise foi efetuada por região, ou considerando as duas regiões em conjunto, e com os seguintes fatores: Proteção (fator fixo e ortogonal, com os níveis PPI e PC, correspondentes à proteção conferida pelas áreas de proteção parcial do tipo I e complementar, respetivamente); Área (fator aleatório, aninhado no fator Proteção, com os níveis correspondentes às áreas PPI e PC de cada região); e Local (fator aleatório, aninhado no fator Área, com dois níveis). A análise conjunta dos dados obtidos nos projetos MARSW e PROTECT foi efetuada com estes fatores e o fator Ano (fixo e ortogonal, com três níveis - os anos 2011 e 2012, amostrados no projeto PROTECT, e o ano 2019, amostrado no projeto MARSW). Esta análise conjunta foi

efetuada nos casos em que as técnicas de amostragem utilizadas nos projetos MARSW e PROTECT foram semelhantes.

Como medidas de similaridade foram utilizados a distância euclidiana (análises univariadas; dados não transformados, exceto em casos referidos) ou o coeficiente de Bray-Curtis (análises multivariadas; dados transformados com raiz quadrada, exceto em casos referidos). Quando se detetaram efeitos principais significativos ou interações significativas envolvendo fatores fixos, foram realizados testes de comparação aos pares (“pair-wise”) e foi realizado o teste complementar PERMDISP (Anderson, 2006) para analisar a homogeneidade da dispersão multivariada em cada grupo e compreender se as diferenças significativas observadas na PERMANOVA podem ser devidas à dissimilaridade entre grupos ou a dispersões diferentes entre grupos. A variação de cada fator fixo foi analisada graficamente utilizando a técnica PCO (“principal coordinate analysis”), tendo também sido utilizado o teste SIMPER para identificar as variáveis que mais contribuíram (contribuição cumulativa superior a 50%) para as diferenças significativas registadas.

2.1.3.2. Resultados e discussão

Abundância, distribuição e biomassa de peixes

No estudo realizado no projeto MARSW, o número total de *taxa* de peixes (e moluscos) observados na costa alentejana do PNSACV é de 49, tendo sido registados 19 *taxa* crípticos e 30 não crípticos (tabela 2.1.3.2.1).

Tabela 2.1.3.2.1. *Taxa* de peixes (e molusco) observados na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo realizados nos projetos MARSW (2019) e PROTECT (2011 e 2012). Os *taxa* observados no projeto MARSW são assinalados com um asterisco (*). Modo de vida de acordo com Edgar *et al.* (2017) e Reef Life Survey Foundation (2019).

Nome científico	Modo de vida	Família	Autor(es)	Nome comum
<i>Atherina sp.</i>	Não críptico	Atherinidae		peixe-rei
<i>Ballistes capriscus</i>	Não críptico	Balistidae	Gmelin, 1789	cangulo-cinzento, pampo
<i>Boops boops</i> *	Não críptico	Sparidae	Linnaeus, 1758	boga-do-mar
<i>Callionymus lyra</i> *	Críptico	Callionymidae	Linnaeus, 1758	peixe-pau-lira
<i>Callionymus reticulatus</i> *	Críptico	Callionymidae	Valenciennes, 1837	peixe-pau
<i>Centrolabrus exoletus</i> *	Não críptico	Labridae	Linnaeus, 1758	bodião-da-rocha
<i>Chelon labrosus</i> *	Não críptico	Mugilidae	Risso, 1827	tainha-liça
<i>Chelidonichthys lastoviza</i> *	Não críptico	Triglidae	Bonnaterre, 1788	cabra-riscada
<i>Coris julis</i> *	Não críptico	Labridae	Linnaeus, 1758	judia
<i>Ctenolabrus rupestris</i> *	Não críptico	Labridae	Linnaeus, 1758	bodião-rupestre
<i>Dicentrarchus labrax</i> *	Não críptico	Moronidae	Linnaeus, 1758	robalo-legítimo
<i>Diplodus annularis</i>	Não críptico	Sparidae	Linnaeus, 1758	sargo-alcorraz
<i>Diplodus cervinus</i> *	Não críptico	Sparidae	Lowe, 1839	sargo-veado
<i>Diplodus sargus</i> *	Não críptico	Sparidae	Linnaeus, 1758	sargo-legítimo
<i>Diplodus vulgaris</i> *	Não críptico	Sparidae	Geoffroy Saint-Hilaire, 1817	sargo-safia
<i>Gobius cobitis</i>	Críptico	Gobiidae	Pallas, 1814	caboz-cabeçudo
<i>Gobius cruentatus</i>	Críptico	Gobiidae	Gmelin, 1789	caboz-de-boca-vermelha
<i>Gobius gasteveni</i> *	Críptico	Gobiidae	Miller, 1974	caboz
<i>Gobius paganellus</i> *	Críptico	Gobiidae	Linnaeus, 1758	caboz-da-rocha
<i>Gobius xanthocephalus</i> *	Críptico	Gobiidae	Heymer & Zander, 1992	caboz
<i>Gobiusculus flavescens</i> *	Não críptico	Gobiidae	Fabricius, 1779	góbio-nadador
<i>Gobius sp.</i>	Críptico	Gobiidae		caboz
<i>Labrus bergylta</i> *	Não críptico	Labridae	Ascanius, 1767	bodião-reticulado
<i>Labrus merula</i> *	Não críptico	Labridae	Linnaeus, 1758	bodião-fusco
<i>Labrus mixtus</i> *	Não críptico	Labridae	Linnaeus, 1758	bodião-canário
<i>Labrus viridis</i> *	Não críptico	Labridae	Linnaeus, 1758	bodião-tordo
<i>Lepadogaster candolii</i> *	Críptico	Gobiesocidae	Risso, 1810	sugador
<i>Lepadogaster sp.</i> *	Críptico	Gobiesocidae		sugador
<i>Lithognathus mormyrus</i>	Não críptico	Sparidae	Linnaeus, 1758	ferreira
<i>Mullus surmuletus</i> *	Não críptico	Mullidae	Linnaeus, 1758	salmonete-legítimo
<i>Muraena helena</i> *	Críptico	Muraenidae	Linnaeus, 1758	moreia
<i>Oblada melanura</i> *	Não críptico	Sparidae	Linnaeus, 1758	dobradiça
<i>Pagellus sp.</i>	Não críptico	Sparidae		
<i>Pagrus pagrus</i> *	Não críptico	Sparidae	Linnaeus, 1758	pargo-legítimo
<i>Parablennius gattorugine</i> *	Críptico	Blenniidae	Linnaeus, 1758	marachomba-babosa

Tabela 2.1.3.2.1. (continuação)

Nome científico	Modo de vida	Família	Autor(es)	Nome comum
<i>Parablennius pilicornis</i> *	Críptico	Blenniidae	Cuvier, 1829	caboz
<i>Parablennius rouxi</i>	Críptico	Blenniidae	Cocco, 1833	caboz
<i>Parablennius ruber</i>	Críptico	Blenniidae	Valenciennes, 1836	caboz-português
<i>Parablennius tentacularis</i>	Críptico	Blenniidae	Brünnich, 1768	caboz
<i>Pomatoschistus marmoratus</i> *	Críptico	Gobiidae	Risso, 1810	caboz
<i>Pomatoschistus pictus</i> *	Críptico	Gobiidae	Malm, 1865	caboz
<i>Pomatoschistus sp.</i> *	Críptico	Gobiidae		caboz
<i>Raja undulata</i> *	Críptico	Rajidae	Lacepède, 1802	raia-curva
<i>Sarpa salpa</i> *	Não críptico	Sparidae	Linnaeus, 1758	salema
<i>Scomber sp.</i> *	Não críptico	Scombridae		
<i>Scorpaena notata</i> *	Críptico	Scorpaenidae	Rafinesque, 1810	rascasso-escorpião
<i>Scorpaena porcus</i> *	Críptico	Scorpaenidae	Linnaeus, 1758	rascasso-de-pintas
<i>Serranus cabrilla</i> *	Não críptico	Serranidae	Linnaeus, 1758	serrano-alecrim
<i>Sparus aurata</i> *	Não críptico	Sparidae	Linnaeus, 1758	dourada
<i>Spondyliosoma cantharus</i> *	Não críptico	Sparidae	Linnaeus, 1758	choupa
<i>Symphodus bailloni</i> *	Não críptico	Labridae	Valenciennes, 1839	bodião
<i>Symphodus cinereus</i> *	Não críptico	Labridae	Bonnaterre, 1788	bodião-cinzento
<i>Symphodus melops</i> *	Não críptico	Labridae	Linnaeus, 1758	bodião-vulgar
<i>Symphodus roissali</i> *	Não críptico	Labridae	Risso, 1810	bodião-manchado
<i>Symphodus tinca</i> *	Não críptico	Labridae	Linnaeus, 1758	bodião-pavão
<i>Syngnathus acus</i> *	Críptico	Syngnathidae	Linnaeus, 1758	marinha-comum
<i>Trachurus sp.</i> *	Não críptico	Carangidae	-	carapau
<i>Tripterygion delaisi</i> *	Críptico	Tripterygiidae	Cadenat & Blache, 1970	cabrito
<i>Trisopterus luscus</i> *	Não críptico	Gadidae	Linnaeus, 1758	faneca
<i>Octopus vulgaris</i> *	Críptico	Octopodidae	Cuvier, 1797	polvo-vulgar

O número de transectos em banda amostrados com escafandro autónomo neste estudo é de 98 no projeto MARSW (2019) e 129 no projeto PROTECT (65 em 2011 e 64 em 2012).

Na figura 2.1.3.2.1 é apresentada a variação espacial e interanual do número médio de taxa de peixes (e moluscos) observada nos projetos MARSW e PROTECT em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo.

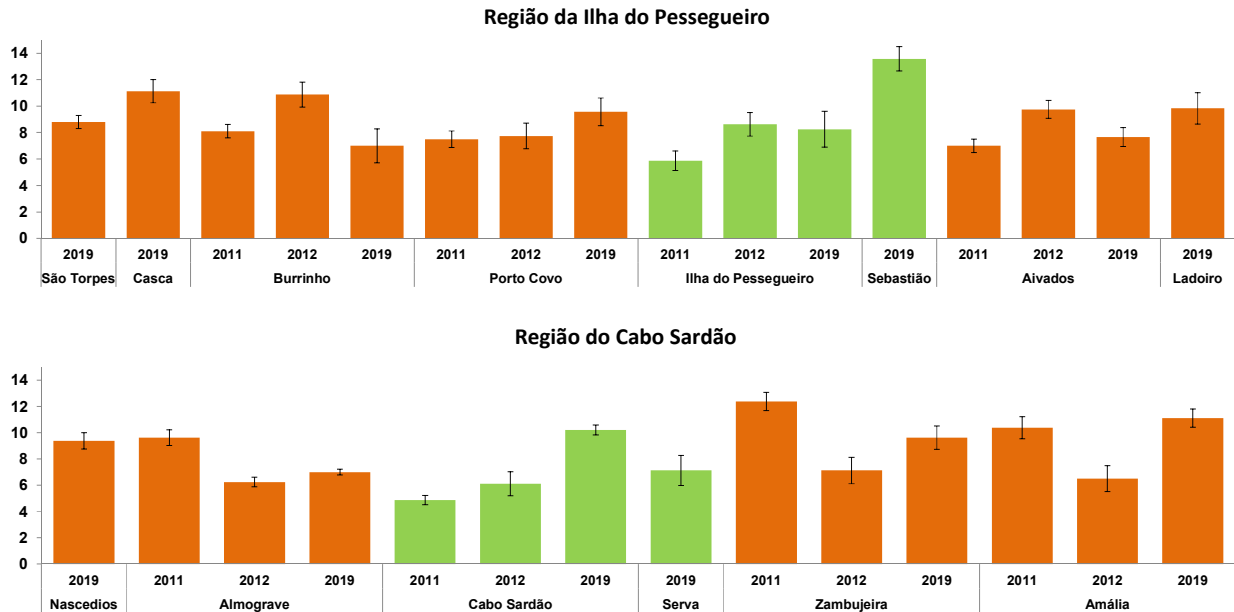


Figura 2.1.3.2.1. Número total médio (\pm erro-padrão, por 100 m²) de taxa de peixes (e moluscos) observado em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes realizados por mergulho com escafandro autónomo nos projetos MARSW (2019) e PROTECT (2011 e 2012). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

Neste estudo sobre a diversidade de peixes (e moluscos), apenas foi encontrada variação possivelmente significativa na região do Cabo Sardão. Com efeito, de acordo com a tabela 2.1.3.2.2, a interação entre os fatores Proteção e Ano foi significativa, tendo nesta região o número de taxa aumentado de 2012 para 2019 na PPI do Cabo Sardão, e diminuído de 2011 para 2012 nas áreas de controlo adjacentes. No entanto, o respetivo teste de PERMDISP aplicado ao fator Ano foi significativo ($P=0,023$), indicando que estas variações interanuais podem não ter sido devidas à dissimilaridade entre os níveis deste fator, mas à dispersão das réplicas. De qualquer modo, no estudo de caracterização física a seguir apresentado nesta secção, esta variação espacial e temporal não foi observada, indicando que o referido aumento de biodiversidade ocorrido de 2012 para 2019 na PPI do Cabo Sardão pode ter sido causado pela proteção desta área, implementada desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica).

Tabela 2.1.3.2.2. Resultados de análises univariadas de PERMANOVA referentes ao número médio de taxa de peixes (e moluscos) observado em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV, no âmbito dos projetos MARSW (2019) e PROTECT (2011 e 2012), através de censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo. Legenda: ns – diferenças não significativas entre os níveis considerados ($P \geq 0,05$); PPI - áreas de proteção parcial do tipo I; PC - áreas de proteção complementar; não se aplica (-).

Região	Projeto	Fatores fixos		
		Proteção	Ano	Proteção X Ano
Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
	MARSW +PROTECT	ns	ns	ns
Cabo Sardão	MARSW	ns	-	-
	MARSW +PROTECT	-	-	P=0,047 PPI- 2012<2019 PC- 2011>2012

Na figura 2.1.3.2.2 é apresentada a variação espacial e interanual da abundância total de peixes (e moluscos) observada nos projetos MARSW e PROTECT em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo.

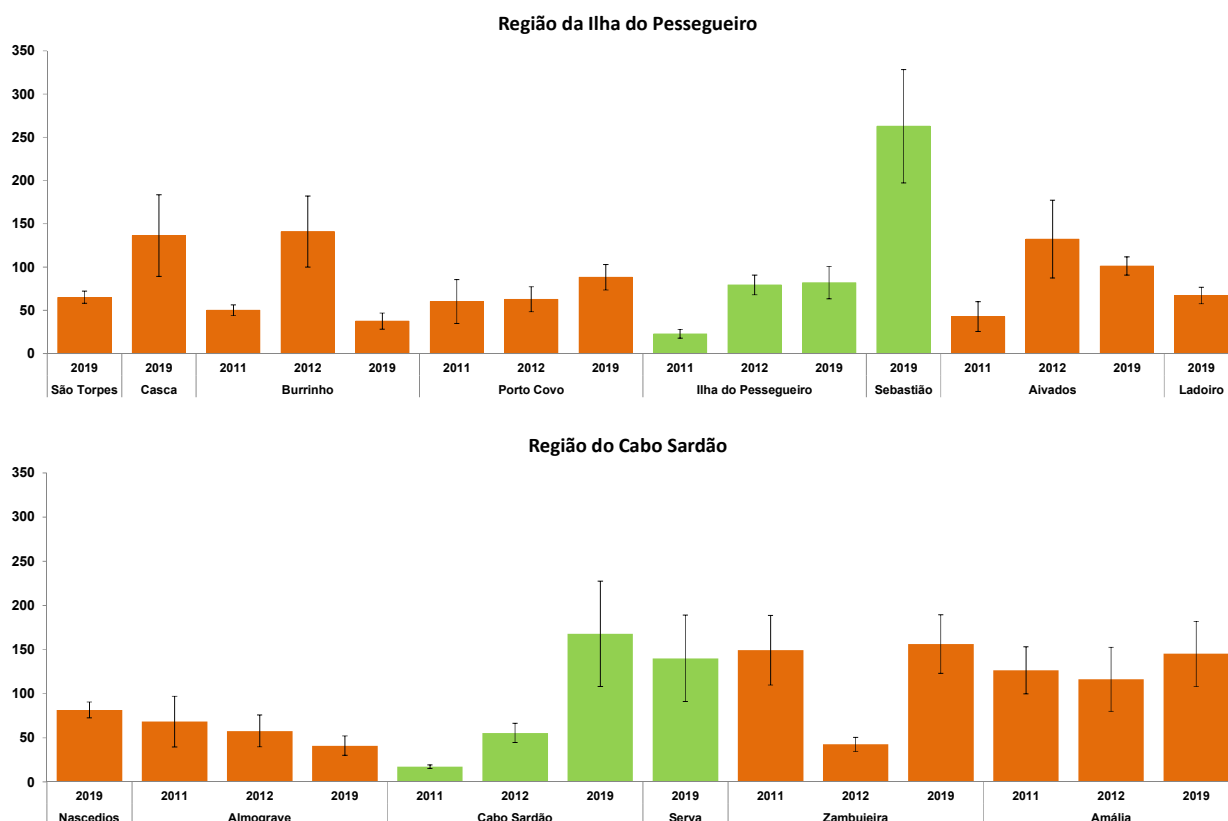


Figura 2.1.3.2.2. Abundância total (número total médio de indivíduos \pm erro-padrão, por 100 m²) de peixes (e moluscos) observada em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes realizados por mergulho com escafandro autónomo nos projetos MARSW (2019) e PROTECT (2011 e 2012). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

De acordo com a tabela 2.1.3.2.3, não foi encontrada variação significativa na abundância total de peixes (e moluscos) em função do fator Proteção, mas o fator Ano (PERMDISP não significativo) interagiu significativamente com os fatores Área (região da Ilha do Pessegueiro) e Local (região do Cabo Sardão). Embora esta interação AnoXÁrea tenha sido significativa na região da Ilha do Pessegueiro, não foi observada variação interanual neste caso. A variação interanual associada à interação significativa AnoXLocal observada na região do Cabo Sardão apresentou padrões diversos e foi registada em poucos locais.

Tabela 2.1.3.2.3. Resultados de análises univariadas de PERMANOVA referentes à abundância total de peixes (e moluscos) observada em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV, no âmbito dos projetos MARSW (2019) e PROTECT (2011 e 2012), através de censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo. Legenda: ns – diferenças não significativas entre os níveis considerados ($P \geq 0,05$); não se aplica (-).

Região	Projeto	Fatores fixos		
		Proteção	Ano	Proteção X Ano
Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
	MARSW +PROTECT	ns	AnoXÁrea ($P=0,007$)	ns
Cabo Sardão	MARSW	ns	-	-
	MARSW +PROTECT	ns	AnoXLocal ($P=0,03$)	ns

De acordo com a tabela 2.1.3.2.4, não foi encontrada variação significativa na abundância de peixes (e moluscos) em função do fator Proteção, mas o fator Ano foi significativo na análise de taxa crípticos ou, no caso dos outros conjuntos de taxa, interagiu significativamente com os fatores Local (região da Ilha do Pessegueiro) e Área (região do Cabo Sardão).

De acordo com análises SIMPER, as espécies que mais contribuíram para a referida variação interanual significativa da abundância de taxa crípticos nas duas regiões amostradas são os cabozes *Parablennius pilicornis*, cuja abundância foi maior em 2019, e *Parablennius gattorugine*, menos abundante em 2019. Desconhece-se a razão desta variação interanual. No entanto, o teste de PERMDISP aplicado ao fator Ano foi significativo ($P=0,028$) na região do Cabo Sardão, indicando que esta variação interanual observada na análise de taxa crípticos pode não ter sido devida à dissimilaridade entre anos, mas à dispersão das réplicas.

A variação interanual associada à interação significativa AnoXLocal observada na região da Ilha do Pessegueiro apresentou padrões diversos e foi registada em poucos locais. Embora a interação AnoXÁrea tenha sido significativa na região do Cabo Sardão, não foi observada variação interanual neste caso.

No entanto, analisando estas variações espaciais e interanuais com a globalidade dos dados obtidos nos projetos PROTECT e MARSW nas duas regiões amostradas, o fator Proteção foi significativo ($P=0,034$; interação AnoXLocal significativa, $P=0,012$) na análise que englobou os taxa crípticos e não crípticos. A respetiva análise SIMPER indicou que, na maioria dos taxa que

mais contribuíram para essa variação espacial nas duas regiões amostradas, os não crípticos foram mais abundantes nas PPI e, as crípticos, nas PC. As espécies não crípticas que mais contribuíram para estas diferenças espaciais e foram mais abundantes nas PPI são (ordem decrescente de contribuição): *Gobiusculus flavescens*, *Coris julis*, *Diplodus vulgaris* e *Diplodus sargus*. As espécies crípticas que mais contribuíram para estas diferenças espaciais e foram mais abundantes nas PC são (ordem decrescente de contribuição): *Parablennius pilicornis* e *Parablennius gattorugine*. É provável que estas diferenças tenham sido causadas pela proteção implementada nestas PPI desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica), atendendo a que duas das espécies não crípticas referidas, *Diplodus vulgaris* e *Diplodus sargus*, têm neste parque uma elevada importância para a pesca, tanto comercial, como lúdica (Castro *et al.*, 2020), e que a maior abundância de peixes crípticos observada nas PC pode resultar indiretamente desta proteção.

É de referir que, no estudo de caracterização física a seguir apresentado nesta secção, esta variação espacial não foi observada na região da Ilha do Pessegueiro e, na do Cabo Sardão, o fator Proteção apenas foi significativo na análise da profundidade de amostragem (PPI>PC; $P=0,02$), indicando que as diferenças espaciais observadas na abundância de peixes não deverão ter sido causadas por variáveis físicas como as amostradas nos fundos rochosos.

Tabela 2.1.3.2.4. Resultados de análises multivariadas de PERMANOVA referentes à abundância de peixes (e moluscos) observada em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV, no âmbito dos projetos MARSW (2019) e PROTECT (2011 e 2012), através de censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo. Legenda: ns – diferenças não significativas entre os níveis considerados ($P \geq 0,05$); não se aplica (-).

Taxa	Região	Projeto	Fatores fixos		
			Proteção	Ano	Proteção X Ano
Crípticos e não crípticos	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT	ns	AnoXLocal (P=0,008)	ns
	Cabo Sardão	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT	ns	AnoXÁrea (P=0,012)	ns
Crípticos	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT	ns	P=0,006 (2011=2012)≠2019	ns
	Cabo Sardão	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT	ns	P=0,038 (2011=2012)≠2019	ns
Não crípticos	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT	ns	AnoXLocal (P=0,019)	ns
	Cabo Sardão	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT	ns	AnoXÁrea (P=0,015)	ns

Estes efeitos na análise da comunidade de peixes crípticos foram também encontrados no projeto PROTECT (Castro *et al.*, 2015), tendo a abundância destes peixes sido menos elevada nas PPI estudadas (Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão). Como é referido pelos mesmos

autores, esta menor abundância de peixes crípticos nas PPI pode ser devida a uma maior abundância de peixes com maior dimensão, seus potenciais predadores, como foi observado noutros estudos semelhantes (ver, por exemplo, Willis & Anderson, 2003; Ashworth & Ormond, 2005; Claudet *et al.*, 2006; Consoli *et al.*, 2013). Na análise da comunidade de peixes não crípticos, geralmente com maior dimensão, estes efeitos não foram significativos no projeto PROTECT, mas foram detetados no presente trabalho.

Na figura 2.1.3.2.3 é apresentada a variação espacial da biomassa total de peixes (e moluscos) observada no projeto MARSW em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo.

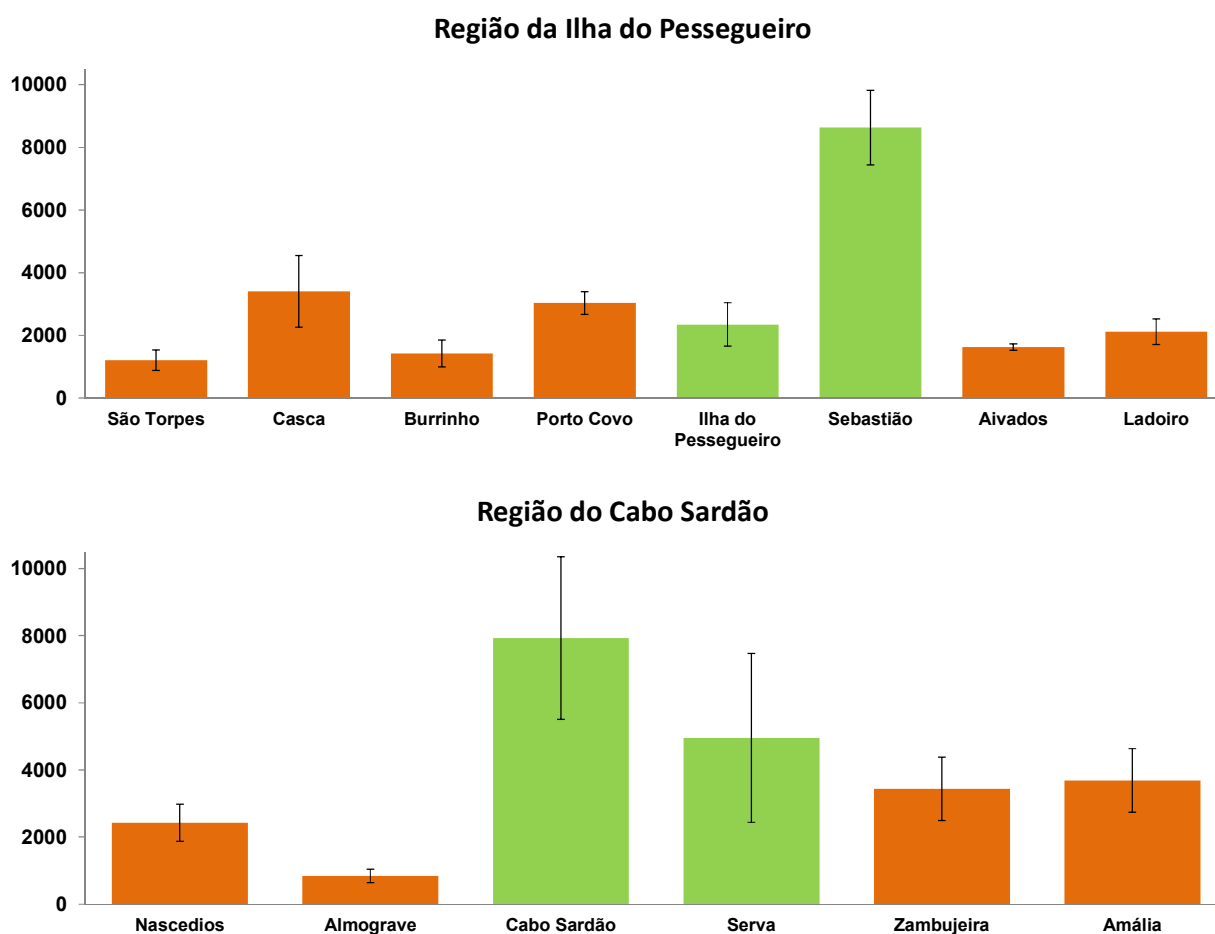


Figura 2.1.3.2.3. Biomassa total (peso total médio \pm erro-padrão, em g por 100 m²) de peixes (e moluscos) observada em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes realizados em 2019 por mergulho com escafandro autónomo no projeto MARSW. A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

De acordo com a tabela 2.1.3.2.5, não foi encontrada variação significativa na biomassa total de peixes (e moluscos) em função do fator Proteção. No entanto, na análise desta variação com a globalidade dos dados obtidos nas duas regiões amostradas, o fator Proteção foi significativo ($P=0,041$; dados transformados com $\log(x+1)$) e o valor médio foi superior nas PPI (o valor médio

global de biomassa foi cerca de 2,3 vezes superior nas PPI). Como acima foi referido na análise multivariada da abundância de peixes, e tendo em consideração o estudo de caracterização física a seguir apresentado nesta secção, é provável que esta variação espacial da biomassa total tenha sido causada pela proteção implementada nestas PPI desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica). Numa proteção relativamente recente como a do PMSACV, a observação de efeitos da proteção em AMP ao nível da biomassa de peixes costuma ser mais evidente que na abundância deste tipo de organismos (Barrett *et al.*, 2007; Claudet *et al.*, 2008; Giakoumi *et al.*, 2017), podendo ser por esta razão que no presente estudo tais efeitos tenham sido observados na biomassa total de peixes, mas não na sua abundância total.

Embora possam ser detetados efeitos da proteção em AMP ao fim de um a três anos (Halpern & Warner, 2002) e que só ao fim de vários anos possam ser observadas alterações de biomassa, o aumento da abundância pode ser ainda mais lento e esta evolução depende de vários fatores, como a configuração da AMP, a sua gestão, fiscalização e aceitação pública, e o cumprimento da proteção (Palumbi, 2001; Consoli *et al.*, 2013). Tendo nos projetos MARSW e PROTECT sido observadas diversas atividades de pesca nas PPI estudadas (Castro *et al.*, 2015, 2020), pode o incumprimento da interdição da pesca nestas áreas reduzir a importância dos efeitos da sua proteção e tornar mais lenta a sua obtenção (Guidetti *et al.*, 2008).

Tabela 2.1.3.2.5. Resultados de análises univariadas de PERMANOVA referentes à biomassa total de peixes (e moluscos) observada em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV, no âmbito do projeto MARSW, através de censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo. Legenda: ns – diferenças não significativas entre os níveis considerados ($P \geq 0,05$).

Região	Fator fixo
	Proteção
Ilha do Pessegueiro	ns
Cabo Sardão	ns

De acordo com a tabela 2.1.3.2.6, não foi encontrada variação significativa na biomassa de peixes (e moluscos) em função do fator Proteção. No entanto, na análise desta variação espacial com a globalidade dos dados obtidos no projeto MARSW e nas duas regiões amostradas, o fator Proteção foi significativo na análise que englobou os taxa crípticos e não crípticos ($P=0,041$) e na análise que incluiu apenas os taxa não crípticos ($P=0,039$).

As respetivas análises SIMPER indicaram que, nas espécies que mais contribuíram para essa variação espacial nas duas regiões amostradas, as não crípticas apresentaram valores médios de biomassa mais elevados nas PPI. As espécies não crípticas que mais contribuíram para estas diferenças espaciais e apresentaram biomassa mais elevada nas PPI são (ordem decrescente de contribuição): *Labrus bergylta*, *Boops boops*, *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris* e *Coris julis*. É provável que estas diferenças tenham sido causadas pela proteção implementada nestas PPI desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica), atendendo a que três das espécies não crípticas

referidas, *Labrus bergyllta*, *Diplodus vulgaris* e *Diplodus sargus*, têm neste parque uma elevada importância para a pesca, tanto comercial, como lúdica (Castro *et al.*, 2020).

Tabela 2.1.3.2.6. Resultados de análises multivariadas de PERMANOVA referentes à biomassa de peixes (e moluscos) observada em áreas amostradas em 2019 na costa alentejana do PNSACV, no âmbito do projeto MARSW, através de censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo. Legenda: ns – diferenças não significativas entre os níveis considerados ($P \geq 0,05$); não se aplica (-).

Taxa	Região	Fator fixo
		Proteção
Crípticos e não crípticos	Ilha do Pessegueiro	ns
	Cabo Sardão	ns
Crípticos	Ilha do Pessegueiro	ns
	Cabo Sardão	ns
Não crípticos	Ilha do Pessegueiro	ns
	Cabo Sardão	ns

É de referir que, no estudo de caracterização física a seguir apresentado nesta secção, esta variação espacial não foi observada na região da Ilha do Pessegueiro e, na do Cabo Sardão, o fator Proteção apenas foi significativo na análise da profundidade de amostragem ($PPI > PC$; $P = 0,02$), indicando que as diferenças espaciais observadas na biomassa de peixes não deverão ter sido causadas por variáveis físicas como as amostradas nos fundos rochosos.

Cobertura biológica de substratos duros

No estudo realizado no projeto MARSW, o número total de *taxa* de macroalgas bentónicas observados na costa alentejana do PNSACV é de 70 (tabela 2.1.3.2.7). O número de réplicas amostradas em 2019 com escafandro autónomo neste estudo do projeto MARSW é de 112 quadrados de 50x50 cm e 98 transectos em banda de 20x2 m.

Nas figuras 2.1.3.2.4 e 2.1.3.2.5 são apresentadas a variação espacial do número médio de *taxa* de macroalgas bentónicas observada no projeto MARSW e a variação espacial e interanual da abundância total de macroalgas bentónicas observada nos projetos MARSW e PROTECT, respetivamente, considerando a amostragem feita com quadrados na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo. Na figura 2.1.3.2.6 é apresentada a variação espacial e interanual da abundância total de algas do tipo *kelp* observada nos projetos MARSW e PROTECT em áreas amostradas com transectos em banda na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo. As algas do tipo *kelp* assim observadas nestes projetos são da espécie *Saccorhiza polyschides* ou do género *Phyllariopsis* (tabela 2.1.3.2.7).

Tabela 2.1.3.2.7. Taxa de macroalgas bentônicas observados na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autônomo realizados em 2019 no projeto MARSW, amostrando com quadrados e transectos em banda.

Nome científico	Reino	Filo	Família	Autor(es)
<i>Aglaozonia</i> sp.	Chromista	Ochrophyta	Cutleriaceae	
<i>Asparagopsis armata</i>	Plantae	Rhodophyta	Bonnemaisoniaceae	Harvey, 1855
<i>Bonnemaisonia asparagoides</i>	Plantae	Rhodophyta	Bonnemaisoniaceae	(Woodward) C.Agardh, 1822
<i>Bornetia secundiflora</i>	Plantae	Rhodophyta	Ceramaceae	(J.Agardh) Thuret, 1855
<i>Bryopsis</i> sp.	Plantae	Chlorophyta	Bryopsidaceae	
<i>Callithamnion</i> sp.	Plantae	Rhodophyta	Callithamniaceae	
<i>Callophyllis</i> sp.	Plantae	Rhodophyta	Kallymeniaceae	
<i>Carpomitra costata</i>	Chromista	Ochrophyta	Sporochneaceae	(Stackhouse) Batters, 1902
<i>Ceramium</i> sp.	Plantae	Rhodophyta	Ceramaceae	
<i>Chaetomorpha</i> sp.	Plantae	Chlorophyta	Cladophoraceae	Kützing, 1845
<i>Champia parvula</i>	Plantae	Rhodophyta	Champiaceae	(C.Agardh) Harvey, 1853
<i>Chondria coerulescens</i>	Plantae	Rhodophyta	Rhodomelaceae	(J.Agardh) Sauvageau, 1897
<i>Cladophora</i> sp.	Plantae	Chlorophyta	Cladophoraceae	
<i>Cladostephus</i> sp.	Chromista	Ochrophyta	Cladostephaceae	
<i>Cladostephus spongiosus</i>	Chromista	Ochrophyta	Cladostephaceae	(Hudson) C.Agardh, 1817
<i>Cladostephus verticillatus</i>	Chromista	Ochrophyta	Cladostephaceae	(Lightfoot) Prud'homme van Reine, 1972
<i>Codium adhaerens</i>	Plantae	Chlorophyta	Codiaceae	C.Agardh, 1822
<i>Codium</i> sp. (ereto)	Plantae	Chlorophyta	Codiaceae	Stackhouse, 1797
<i>Corallina officinalis</i>	Plantae	Rhodophyta	Corallinaceae	Linnaeus, 1758
<i>Crouania attenuata</i>	Plantae	Rhodophyta	Callithamniaceae	(C.Agardh) J.Agardh, 1842
<i>Cutleria multifida</i>	Chromista	Ochrophyta	Cutleriaceae	(Turner) Greville, 1830
<i>Cystoseira baccata</i>	Chromista	Ochrophyta	Sargassaceae	(S.G.Gmelin) Orellana & Sansón, 2019
<i>Cystoseira tamariscifolia</i>	Chromista	Ochrophyta	Sargassaceae	(Hudson) Papenfuss, 1950
<i>Dasya</i> sp.	Plantae	Rhodophyta	Dasyaceae	
<i>Desmarestia ligulata</i>	Chromista	Ochrophyta	Desmarestiaceae	(Stackhouse) J.V.Lamouroux, 1813
<i>Dictyopteris membranacea</i>	Chromista	Ochrophyta	Dictyotaceae	(A.P.De Candolle) J.V.Lamouroux, 1809
<i>Dictyota dichotoma</i>	Chromista	Ochrophyta	Dictyotaceae	(Hudson) J.V.Lamouroux, 1809
<i>Ectocarpaceae</i>	Chromista	Ochrophyta	Ectocarpaceae	C. Agardh, 1828
<i>Falkenbergia rufolanosa</i>	Plantae	Rhodophyta	Bonnemaisoniaceae	Harvey, 1855
<i>Gastroclonium reflexum</i>	Plantae	Rhodophyta	Champiaceae	(Chauvin) Kützing, 1849
<i>Gelidium latifolium</i>	Plantae	Rhodophyta	Gelidiaceae	(S.G.Gmelin) P.C.Silva, 1996
<i>Gigartina acicularis</i>	Plantae	Rhodophyta	Gigartinaceae	(Roth) Fredericq, 1993
<i>Gigartina pistillata</i>	Plantae	Rhodophyta	Gigartinaceae	(S.G.Gmelin) Stackhouse, 1809
<i>Gigartina</i> sp.	Plantae	Rhodophyta	Gigartinaceae	
<i>Gracilaria multipartita</i>	Plantae	Rhodophyta	Gracilariaceae	(Clemente) Harvey, 1846
<i>Halopithys incurva</i>	Plantae	Rhodophyta	Rhodomelaceae	(Hudson) Batters, 1902
<i>Halopteris filicina</i>	Chromista	Ochrophyta	Stypocaulaceae	(Grateloup) Kützing, 1843
<i>Halopteris scoparia</i>	Chromista	Ochrophyta	Stypocaulaceae	(Linnaeus) Sauvageau, 1904
<i>Halurus equisetifolius</i>	Plantae	Rhodophyta	Wrangeliaceae	(Lightfoot) Kützing, 1843
<i>Heterosiphonia plumosa</i>	Plantae	Rhodophyta	Dasyaceae	(J.Ellis) Batters, 1902
<i>Hildenbrandia</i> sp.	Plantae	Rhodophyta	Hildenbrandiaceae	Nardo, 1834
<i>Jania rubens</i>	Plantae	Rhodophyta	Corallinaceae	(Linnaeus) J.V.Lamouroux, 1816
<i>Laurencia</i> sp.	Plantae	Rhodophyta	Rhodomelaceae	
<i>Leathesia</i> sp.	Chromista	Ochrophyta	Chordariaceae	
<i>Leathesia difformis</i>	Chromista	Ochrophyta	Chordariaceae	(Lyngbye) Decaisne, 1842
<i>(lithothamnia)</i>	Plantae	Rhodophyta	Lithothamniaceae	
<i>Lomentaria clavellosa</i>	Plantae	Rhodophyta	Lomentariaceae	(Lightfoot ex Turner) Gaillon, 1828
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	Plantae	Rhodophyta	Mesophyllaceae	(J.Ellis) Me.Lemoine, 1928
<i>Nemoderma tingitanum</i>	Chromista	Ochrophyta	Nemodermataceae	Schousboe ex Bornet, 1892
<i>Nitophyllum punctatum</i>	Plantae	Rhodophyta	Delesseriaceae	(Stackhouse) Greville, 1830

Tabela 2.1.3.2.7. (continuação)

Nome científico	Reino	Filo	Família	Autor(es)
<i>Padina pavonica</i>	Chromista	Ochrophyta	Dictyotaceae	(Linnaeus) Thivy, 1960
<i>Pedobesia simplex</i>	Plantae	Chlorophyta	Derbesiaceae	(Meneghini ex Kützinger) M.J.Wynne & F.Leliaert, 2001
<i>Peyssonnelia squamaria</i>	Plantae	Rhodophyta	Peyssonneliaceae	(S.G.Gmelin) Decaisne ex J.Agardh, 1842
<i>Phyllariopsis sp.</i>	Chromista	Ochrophyta	Phyllariaceae	
<i>Phyllophora sicula</i>	Plantae	Rhodophyta	Phylloporaceae	(Kützinger) Guiry & L.M.Irvine, 1976
<i>Plocamium cartilagineum</i>	Plantae	Rhodophyta	Plocamiaceae	(Linnaeus) P.S.Dixon, 1967
<i>Polyneura laciniata</i>	Plantae	Rhodophyta	Delesseriaceae	(Lightfoot) Maggs & Hommersand, 1993
<i>Polysiphonia sp.</i>	Plantae	Rhodophyta	Rhodomelaceae	
<i>Pterocladia capillacea</i>	Plantae	Rhodophyta	Pterocladaceae	(S.G.Gmelin) Santelices & Hommersand, 1997
<i>Pterosiphonia pennata</i>	Plantae	Rhodophyta	Rhodomelaceae	(C.Agardh) Savoie & G.W.Saunders, 2016
<i>Ralfsia verrucosa</i>	Chromista	Ochrophyta	Ralfsiaceae	Areschoug, 1845
<i>Rhodochorton purpureum</i>	Plantae	Rhodophyta	Acrochaetiaceae	(Lightfoot) Rosenvinge, 1900
<i>Rhodymenia holmesii</i>	Plantae	Rhodophyta	Rhodymeniaceae	Ardissonne, 1893
<i>Saccorhiza polyschides</i>	Chromista	Ochrophyta	Phyllariaceae	(Lightfoot) Batters, 1902
<i>Sargassum vulgare</i>	Chromista	Ochrophyta	Sargassaceae	
<i>Sphaerococcus coronopifolius</i>	Plantae	Rhodophyta	Sphaerococcaceae	Stackhouse, 1797
<i>Taonia atomaria</i>	Chromista	Ochrophyta	Dictyotaceae	(Woodward) J.Agardh, 1848
<i>Ulva sp.</i>	Plantae	Chlorophyta	Ulvaceae	
<i>Valonia macrophysa</i>	Plantae	Chlorophyta	Valoniaceae	Kützinger, 1843
<i>Zanardinia typus</i>	Chromista	Ochrophyta	Cutleriaceae	(Nardo) P.C.Silva, 2000

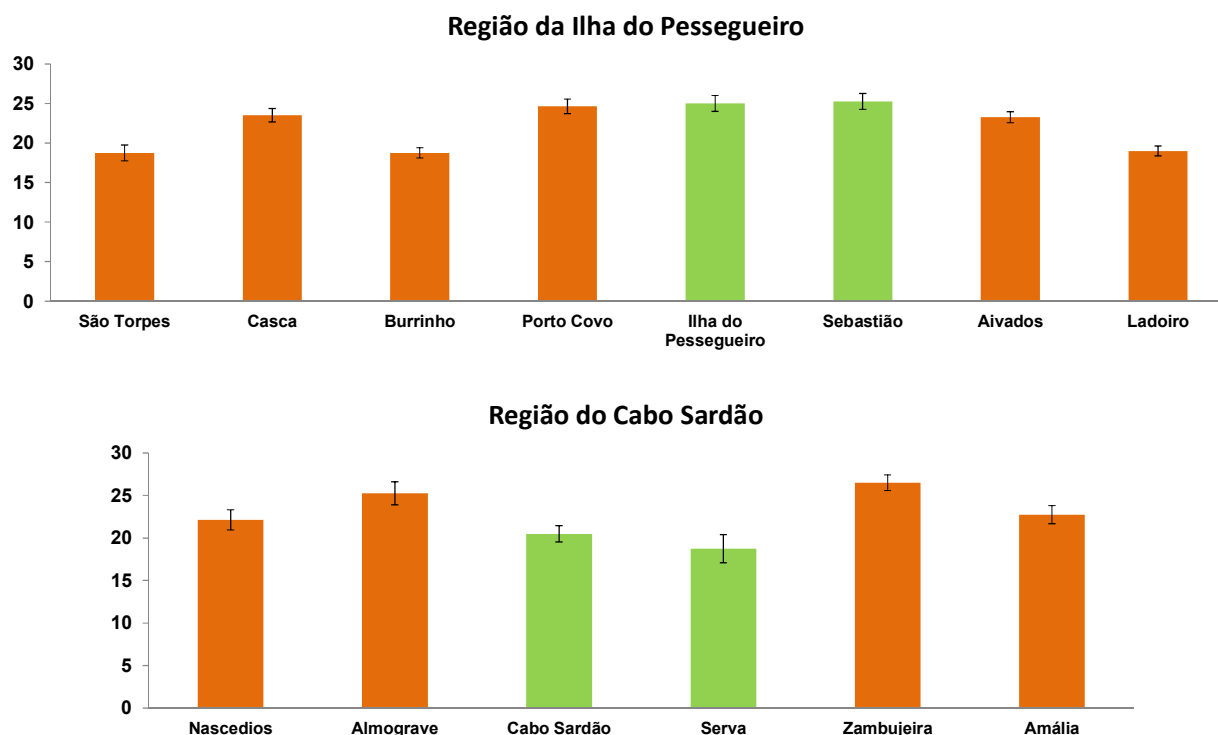


Figura 2.1.3.2.4. Número total médio (\pm erro-padrão, por 0,25 m²) de taxa de macroalgas bentónicas observado em áreas amostradas com quadrados na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes realizados em 2019 por mergulho com escafandro autónomo no projeto MARSW. A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

Neste estudo sobre a diversidade e abundância de algas, o fator Proteção foi significativo num dos casos analisados, tendo sido mais frequente a interação significativa AnoXLocal (tabela 2.1.3.2.8). A variação interanual associada a esta interação apresentou padrões diversos e foi registada em poucos locais. No entanto, o teste de PERMDISP aplicado ao fator Ano foi significativo em vários casos, indicando que a respetiva variação interanual pode não ter sido devida à dissimilaridade entre anos, mas à dispersão das réplicas.

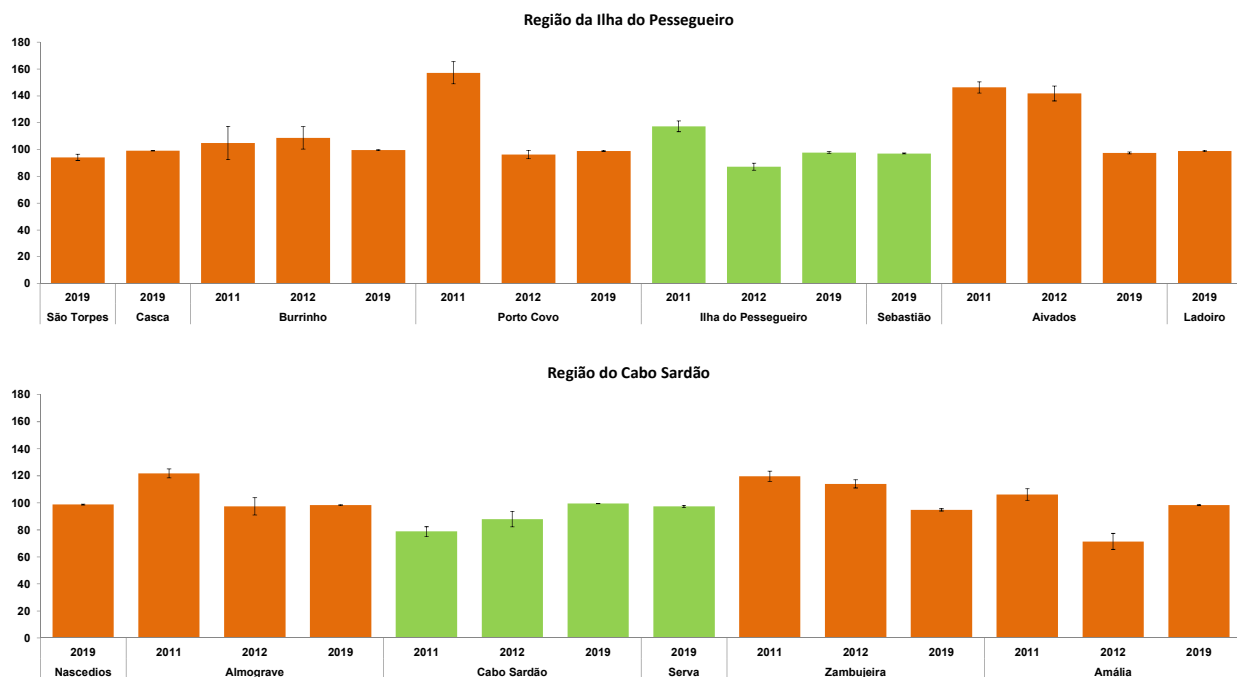


Figura 2.1.3.2.5. Abundância total (percentagem total média de cobertura \pm erro-padrão, por 0,25 m²) de macroalgas bentónicas observada em áreas amostradas com quadrados na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes realizados por mergulho com escafandro autónomo nos projetos MARSW (2019) e PROTECT (2011 e 2012). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

A variação em função do fator Proteção foi significativa na análise da abundância total de algas do tipo *kelp* amostradas com transectos em que foi considerada a globalidade dos dados obtidos nos projetos PROTECT e MARSW, e na região do Cabo Sardão (tabela 2.1.3.2.8). Esta abundância foi mais elevada nas PPI (o valor médio global de abundância foi cerca de 3,4 vezes superior nas PPI), podendo esta diferença estar diretamente relacionada com a menor abundância nas PPI de ouriços-do-mar da espécie *Paracentrotus lividus*, herbívora e consumidora de algas folhosas moles bentónicas como as do tipo *kelp* (Boudouresque & Verlaque, 2020), observada nos mesmos transectos (ver adiante a apresentação de resultados referidos na tabela 2.1.3.2.10) e, direta e indiretamente, com a maior abundância nas PPI de peixes bentónicos ou demersais não crípticos, como *Labrus bergylta*, *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris* e *Coris julis* (ver antes, nesta secção), também herbívoros e consumidores de algas, e predadores de ouriços-do-mar e de outros invertebrados (Ruitton *et al.*, 2000; Bonaviri *et al.*, 2009; Clemente *et al.*, 2010; Boudouresque & Verlaque, 2020), observada nos mesmos

transectos. De acordo com o que acima foi referido, é possível que esta variação espacial da abundância de algas tenha sido indiretamente causada pela proteção implementada nestas PPI desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica), atendendo a que três das espécies de peixes mencionadas têm neste parque uma elevada importância para a pesca, tanto comercial, como lúdica (Castro *et al.*, 2020).

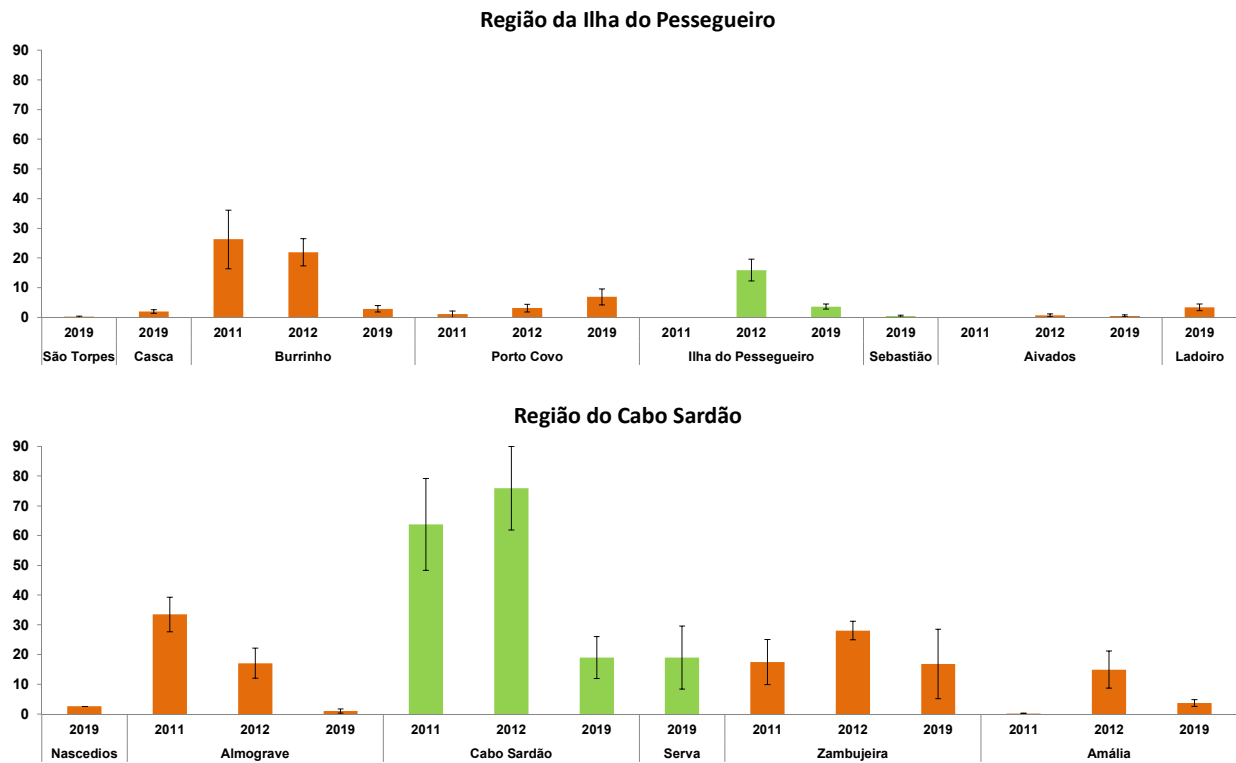


Figura 2.1.3.2.6. Abundância total (número total médio de indivíduos \pm erro-padrão, por 40 m²) de algas do tipo *kelp* observada em áreas amostradas com transectos em banda na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes realizados por mergulho com escafandro autónomo nos projetos MARSW (2019) e PROTECT (2011 e 2012). As algas do tipo *kelp* assim observadas nestes projetos são da espécie *Saccorhiza polyschides* ou do género *Phyllariopsis*. A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

Tabela 2.1.3.2.8. Resultados de análises univariadas (*) e multivariadas de PERMANOVA referentes à abundância (cobertura) ou diversidade de macroalgas bentónicas observadas em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo realizados nos projetos MARSW (2019) e PROTECT (2011 e 2012), usando quadrados ou transectos em banda. Na análise multivariada da abundância amostrada com quadrados nos dois projetos foram considerados grupos de espécies de macroalgas¹. Legenda: ns – diferenças não significativas entre os níveis considerados ($P \geq 0,05$); PPI - áreas de proteção parcial do tipo I; PC - áreas de proteção complementar; não se aplica (-); ** - dados transformados com raiz quadrada; *** - dados transformados com raiz quadrada dupla; em itálico, resultado de teste PERMDISP significativo.

Análise	Região	Projeto	Fatores fixos		
			Proteção	Ano	Proteção X Ano
Número total de taxa (quadrados)*	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
	Cabo Sardão		ns	-	-
Cobertura total (quadrados)*	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT	ns	AnoXLocal ($P=0,001$; $P=0,001$)	ns
	Cabo Sardão	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT	ns	ns	ns
Cobertura (quadrados)	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT (grupos)	ns	AnoXLocal ($P=0,001$; $P=0,001$)	ns
	Cabo Sardão	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT (grupos)	ns	AnoXLocal ($P=0,001$; $P=0,001$)	ns
Densidade total de algas do tipo kelp (transectos)*	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT***	ns	AnoXLocal ($P=0,005$)	ns
	Cabo Sardão	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT**	$P=0,001$ PPI>PC	AnoXLocal ($P=0,001$)	ns
Densidade de algas do tipo kelp (transectos)	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
	Cabo Sardão		ns	-	-

No estudo realizado no projeto MARSW, o número total de taxa de macroinvertebrados bentónicos observados na costa alentejana do PNSACV é de 79 (tabela 2.1.3.2.9). O número de réplicas amostradas em 2019 com escafandro autónomo neste estudo do projeto MARSW é de 99 quadrados de 1x1 m e 98 transectos em banda de 20x2 m.

¹ Grupos de espécies de macroalgas bentónicas considerados na análise multivariada de dados dos projetos MARSW e PROTECT: algas folhosas moles não filamentosas; algas folhosas moles filamentosas; algas folhosas duras; algas incrustantes moles; e algas incrustantes duras (secção 2.1.3.1).

Tabela 2.1.3.2.9. Taxa de macroinvertebrados bentônicos observados na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo realizados em 2019 no projeto MARSW, amostrando com quadrados e transectos em banda.

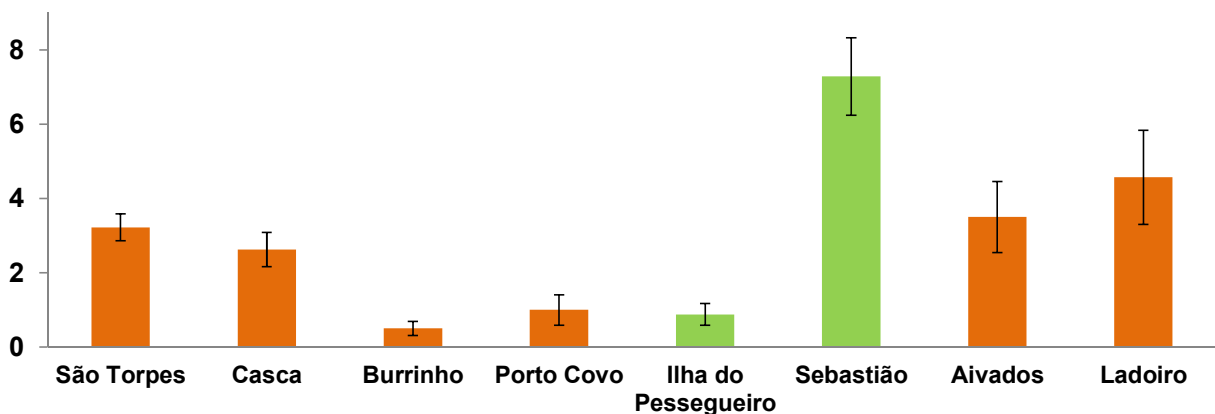
Nome científico	Filo	Família	Autor(es)	Nome comum
<i>Actinia fragacea</i>	Cnidaria	Actiniidae	Tugwell, 1856	anémona-do-mar
<i>Actinothoe sphyrodeta</i>	Cnidaria	Sagartiidae	(Gosse, 1858)	anémona-do-mar
<i>Agelas oroides</i>	Porifera	Agelasidae	(Schmidt, 1864)	esponja
<i>Aglaophenia pluma</i>	Cnidaria	Aglaopheniidae	(Linnaeus, 1758)	
<i>Aiptasia mutabilis</i>	Cnidaria	Aiptasiidae	(Gravenhorst, 1831)	anémona-do-mar
<i>Amphipholis squamata</i>	Echinodermata	Amphiuridae	(Delle Chiaje, 1828)	ofiúro
<i>Anemonia viridis</i>	Cnidaria	Actiniidae	(Forsskål, 1775)	anémona-do-mar
<i>Anthopleura ballii</i>	Cnidaria	Actiniidae	(Cocks, 1851)	anémona-do-mar
<i>Aplidium proliferum</i>	Chordata	Polyclinidae	(Milne Edwards, 1841)	ascídia
<i>Aplidium punctum</i>	Chordata	Polyclinidae	(Giard, 1873)	ascídia
<i>Aplysia depilans</i>	Mollusca	Aplysiidae	Gmelin, 1791	lebre-do-mar
<i>Aplysia fasciata</i>	Mollusca	Aplysiidae	Poiret, 1789	lebre-do-mar
<i>Axinyssa aurantiaca</i>	Porifera	Halichondriidae	(Schmidt, 1864)	esponja
<i>Balanophyllia (Balanophyllia) regia</i>	Cnidaria	Dendrophylliidae	Gosse, 1853	anémona-do-mar
<i>Balanus perforatus</i>	Arthropoda	Balanidae	Bruguère, 1789	craca
<i>Bonellia viridis</i>	Annelida	Bonelliidae	Rolando, 1822	
<i>Borojevia cerebrum</i>	Porifera	Clathrinidae	(Haeckel, 1872)	esponja
<i>Botrylloides leachi</i>	Chordata	Styelidae	(Savigny, 1816)	ascídia
<i>Calliostoma sp.</i>	Mollusca	Calliostomatidae		búzio
<i>Cellepora pumicosa</i>	Bryozoa	Celleporidae	(Pallas, 1766)	
<i>Charonia lampas</i>	Mollusca	Charoniidae	(Linnaeus, 1758)	búzio
<i>Clavelina lepadiformis</i>	Chordata	Clavelinidae	(Müller, 1776)	ascídia
<i>Cliona celata</i>	Porifera	Clionidae	Grant, 1826	esponja
<i>Cliona viridis</i>	Porifera	Clionidae	(Schmidt, 1862)	esponja
<i>Corynactis viridis</i>	Cnidaria	Corallimorphidae	Allman, 1846	anémona-jóia
<i>Coscinasterias tenuispina</i>	Echinodermata	Asteriidae	(Lamarck, 1816)	estrela-do-mar
<i>Crambe crambe</i>	Porifera	Crambeidae	(Schmidt, 1862)	esponja
<i>Diplosoma listerianum</i>	Chordata	Didemnidae	(Milne Edwards, 1841)	ascídia
<i>Diplosoma sp.</i>	Chordata	Didemnidae		ascídia
<i>Diplosoma spongiforme</i>	Chordata	Didemnidae	(Giard, 1872)	ascídia
<i>Doriopsilla areolata</i>	Mollusca	Dendroborididae	Bergh, 1880	lesma-do-mar
<i>Doriopsilla pelseneeri</i>	Mollusca	Dendroborididae	d'Oliveira, 1895	lesma-do-mar
<i>Dysidea fragilis</i>	Porifera	Dysideidae	(Montagu, 1814)	esponja
<i>Echinaster (Echinaster) sepositus</i>	Echinodermata	Echinasteridae	(Retzius, 1783)	estrela-do-mar
<i>Felimare picta</i>	Mollusca	Chromodorididae	(Philippi, 1836)	lesma-do-mar
<i>Felimare tricolor</i>	Mollusca	Chromodorididae	(Cantraine, 1835)	lesma-do-mar
<i>Felimida krohni</i>	Mollusca	Chromodorididae	(Vérany, 1846)	lesma-do-mar
<i>Filograna implexa</i>	Annelida	Serpulidae	Berkeley, 1835	
<i>Galathea strigosa</i>	Arthropoda	Galatheidae	(Linnaeus, 1761)	caranguejo diabo
<i>Grantia compressa</i>	Porifera	Grantiidae	(Fabricius, 1780)	esponja
<i>Haliclona (Halichoelona) fulva</i>	Porifera	Chalinidae	(Topsent, 1893)	esponja
<i>Haliclona (Rhizoniera) viscosa</i>	Porifera	Chalinidae	(Topsent, 1888)	esponja
<i>Halocynthia pyriformis</i>	Chordata	Pyuridae	(Rathke, 1806)	ascídia
<i>Hemimycale columella</i>	Porifera	Hymedesmiidae	(Bowerbank, 1874)	esponja
<i>Holothuria (Holothuria) tubulosa</i>	Echinodermata	Holothuriidae	Gmelin, 1791	pepino-do-mar
<i>Holothuria (Panningothuria) forskali</i>	Echinodermata	Holothuriidae	Delle Chiaje, 1823	pepino-do-mar
<i>Holothuria (Roweothuria) arguinensis</i>	Echinodermata	Holothuriidae	Koehler & Vaney, 1906	pepino-do-mar
<i>Isozoanthus sulcatus</i>	Cnidaria	Parazoanthidae	Gosse, 1860	anémona-do-mar
<i>Leucandra gossei</i>	Porifera	Grantiidae	(Bowerbank, 1862)	esponja
<i>Leuconia nivea</i>	Porifera	Baeriidae	(Grant, 1826)	esponja
<i>Lissoclinum perforatum</i>	Chordata	Didemnidae	(Giard, 1872)	ascídia

Tabela 2.1.3.2.9. (continuação)

Nome científico	Filo	Família	Autor(es)	Nome comum
<i>Luisella babai</i>	Mollusca	Samliidae	(Schmekel, 1972)	lesma-do-mar
<i>Maja brachydactyla</i>	Arthropoda	Majidae	(Herbst, 1788)	santola
<i>Marthasterias glacialis</i>	Echinodermata	Asteriidae	(Linnaeus, 1758)	estrela do mar
<i>Molgula</i> sp.	Chordata	Molgulidae		ascídia
<i>Myriapora truncata</i>	Bryozoa	Myriaporidae	(Pallas, 1766)	
<i>Myxilla (Myxilla) incrustans</i>	Porifera	Myxillidae	(Johnston, 1842)	esponja
<i>Necora puber</i>	Arthropoda	Polybiidae	(Linnaeus, 1767)	navalheira
<i>Octopus vulgaris</i>	Mollusca	Octopodidae	Cuvier, 1797	polvo
<i>Ophiocomina nigra</i>	Echinodermata	Ophiotomidae	(Abildgaard in O.F. Müller, 1789)	ofiúro
<i>Ophioderma longicaudum</i>	Echinodermata	Ophiodermatidae	(Bruzelius, 1805)	ofiúro
<i>Pagurus</i> sp.	Arthropoda	Paguridae		caranguejo-eremita
<i>Palinurus elephas</i>	Arthropoda	Palinuridae	(J.C. Fabricius, 1787)	lagosta
<i>Paracentrotus lividus</i>	Echinodermata	Parechinidae	(Lamarck, 1816)	ouriço-do-mar
<i>Pawsonia saxicola</i>	Echinodermata	Cucumariidae	(Brady & Robertson, 1871)	pepino-do-mar
<i>Petrosia ficiformis</i>	Porifera	Petrosiidae	(Poiret, 1789)	esponja
<i>Phallusia fumigata</i>	Chordata	Asciidae	(Grube, 1864)	ascídia
<i>Phorbas fictitius</i>	Porifera	Hymedesmiidae	(Bowerbank, 1866)	esponja
<i>Plakortis</i> sp.	Porifera	Plakinidae		esponja
<i>Platydoris argo</i>	Mollusca	Discodorididae	(Linnaeus, 1767)	lesma-do-mar
<i>Polycirrus</i> sp.	Annelida	Terebellidae		minhocas-do-mar
<i>Polysyncraton lacazei</i>	Chordata	Didemnidae	(Giard, 1872)	ascídia
<i>Pycnoclavella nana</i>	Chordata	Clavelinidae	(Lahille, 1890)	ascídia
<i>Serpulidae</i>	Annelida	Serpulidae	Rafinesque, 1815	
<i>Sphaerechinus granularis</i>	Echinodermata	Toxopneustidae	(Lamarck, 1816)	ouriço-de-pontas-redondas
<i>Spongia agaricina</i>	Porifera	Spongiidae	Pallas, 1766	esponja
<i>Stolonica socialis</i>	Chordata	Styelidae	Hartmeyer, 1903	ascídia
<i>Stramonita haemastoma</i>	Mollusca	Muricidae	(Linnaeus, 1767)	búzio
<i>Thysanozoon brocchii</i>	Platyhelminthes	Pseudocerotidae	(Risso, 1818)	verme

Nas figuras 2.1.3.2.7 e 2.1.3.2.8 são apresentadas a variação espacial do número médio de taxa de macroinvertebrados bentônicos fixos observada no projeto MARSW e a variação espacial e interanual da abundância total de macroinvertebrados bentônicos fixos observada nos projetos MARSW e PROTECT, respetivamente, considerando a amostragem com quadrados efetuada na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo. Nas figuras 2.1.3.2.9, 2.1.3.2.10 e 2.1.3.2.11 são apresentadas a variação espacial e interanual do número médio de taxa de macroinvertebrados bentônicos móveis, da abundância total de macroinvertebrados bentônicos móveis e da abundância total de ouriços-do-mar da espécie *Paracentrotus lividus* observada em áreas amostradas com transectos em banda na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo realizados nos projetos MARSW e PROTECT.

Região da Ilha do Pessegueiro



Região do Cabo Sardão

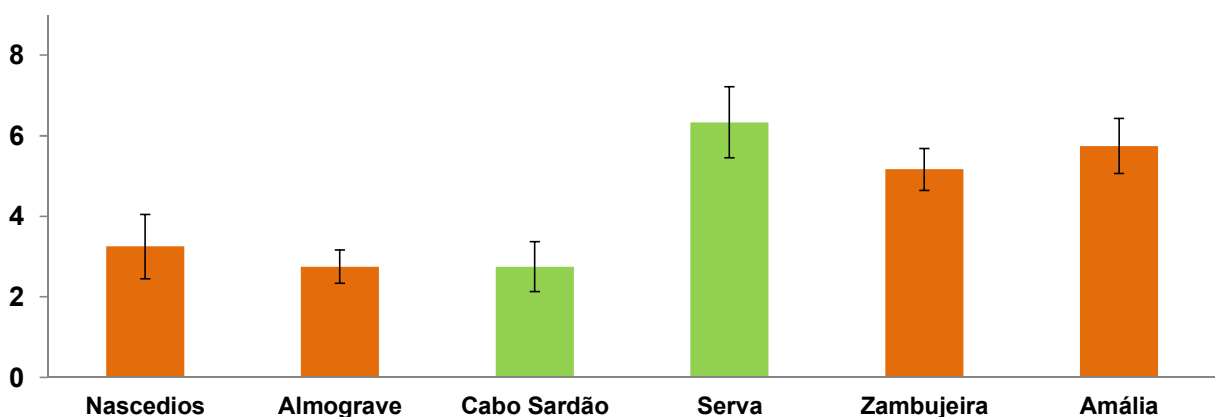


Figura 2.1.3.2.7. Número total médio (\pm erro-padrão, por 1 m²) de taxa de macroinvertebrados bentónicos fixos observado em áreas amostradas com quadrados na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes realizados em 2019 por mergulho com escafandro autónomo no projeto MARSW. A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

Neste estudo sobre a diversidade e abundância de invertebrados, o fator Proteção foi significativo em cinco dos casos analisados, tendo sido mais frequente a interação significativa do fator Ano com os fatores Local ou Área (tabela 2.1.3.2.10).

A variação interanual associada a estas interações apresentou padrões diversos e, na maioria dos casos, foi registada em poucos locais ou áreas. No entanto, o teste de PERMDISP aplicado ao fator Ano foi significativo em vários casos, indicando que a respetiva variação interanual pode não ter sido devida à dissimilaridade entre anos, mas à dispersão das réplicas. Apenas no caso do número total de taxa de invertebrados móveis, amostrado com transectos nos projetos MARSW e PROTECT, e na região do Cabo Sardão, o fator Ano foi significativo sem ter interagido significativamente com outros fatores (tabela 2.1.3.2.10). Nesta análise, a diversidade de invertebrados móveis foi superior em 2019, relativamente à observada em 2011, desconhecendo-se a razão desta variação interanual.

Os casos em que o fator Proteção foi significativo são referentes à análise univariada ou multivariada da variação da densidade de invertebrados amostrada com transectos em banda (tabela 2.1.3.2.10). De acordo com as análises SIMPER aplicadas ao fator Proteção nos casos em que foi significativo e se considerou mais de uma variável, as espécies que mais contribuíram para esta variação espacial de abundância são, por ordem decrescente de importância, o ouriço-do-mar *Paracentrotus lividus* e o pepino-do-mar *Holothuria forskali*. A espécie que a seguir mais contribuiu para esta variação é a estrela-do-mar *Marthasterias glacialis*. Na região da Ilha do Pessegueiro (dados obtidos nos projetos MARSW e PROTECT), a densidade de *P. lividus* foi maior em PPI, mas o padrão oposto foi observado na região do Cabo Sardão (dados obtidos nos projetos MARSW e PROTECT, e apenas no projeto MARSW). Em ambas regiões, *H. forskali* foi mais abundante em PPI e *M. glacialis* foi mais abundante em PC. Nesta análise multivariada efetuada com dados obtidos na região da Ilha do Pessegueiro, o teste de PERMDISP aplicado ao fator Proteção foi significativo, indicando que a respetiva variação espacial pode não ter sido devida à dissimilaridade entre grupos de áreas, mas à dispersão das réplicas. No entanto, o mesmo padrão de maior abundância em PPI na região da Ilha do Pessegueiro foi também observado nas análises univariadas da densidade total de invertebrados móveis (o valor médio global de densidade foi cerca de 1,3 vezes superior nas PPI) e de *P. lividus* (o valor médio global de densidade foi cerca de 4,9 vezes superior nas PPI) nos projetos MARSW e PROTECT.

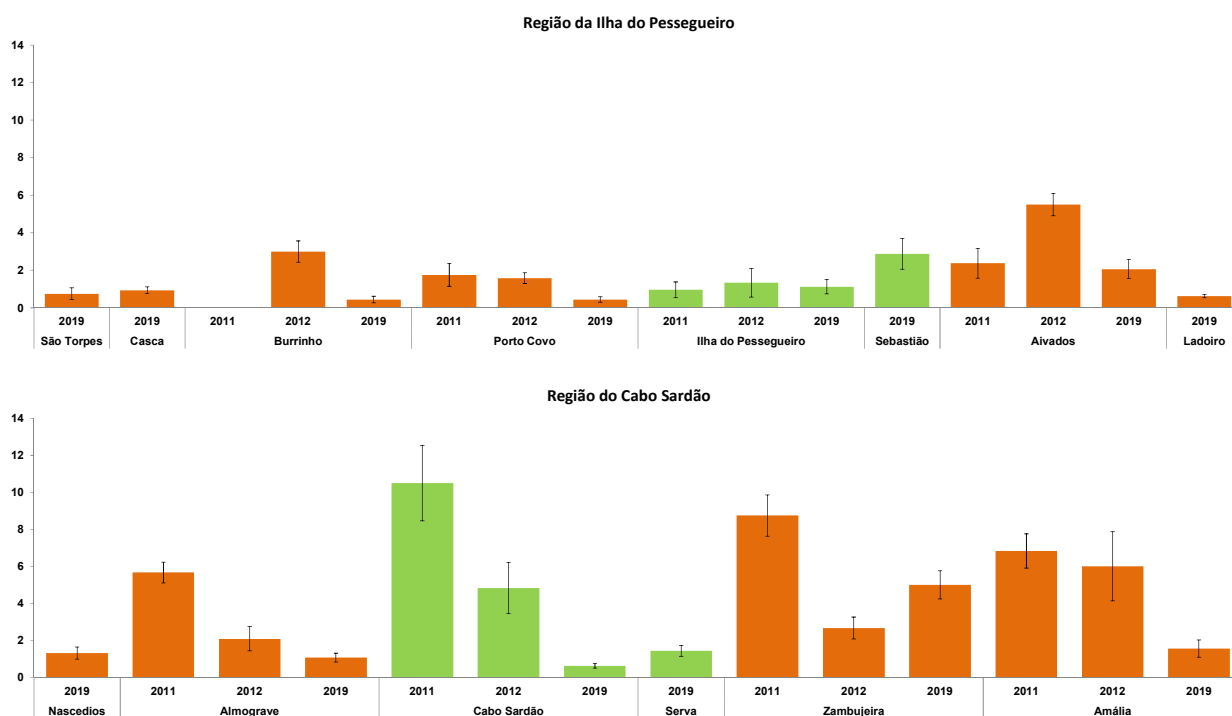


Figura 2.1.3.2.8. Abundância total (percentagem total média de cobertura \pm erro-padrão, por 0,25 m²) de macroinvertebrados bentónicos fixos observada em áreas amostradas com quadrados na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes realizados por mergulho com escafandro autónomo nos projetos MARSW (2019) e PROTECT (2011 e 2012). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

A maior abundância de *P. lividus* e *H. forskali* observada em análises univariadas e multivariadas, e de invertebrados móveis observada numa análise univariada, registada na PPI da região da

Ilha do Pessegueiro, em relação a PC desta região, pode ser um efeito direto da proteção implementada nesta PPI desde 2011, atendendo a que a utilização de artes de pesca comercial em fundos rochosos, como redes de emalhar ou covos, pode causar a captura acidental de invertebrados epibentónicos não desejados e a sua perturbação ou morte (Dayton *et al.*, 1995). Por outro lado, a menor abundância de *P. lividus* e *M. glacialis* observada na PPI da região do Cabo Sardão, em relação a PC desta região, pode ser um efeito indireto da proteção implementada nesta PPI desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica), atendendo a que *P. lividus* é predado por *M. glacialis* (Bonaviri *et al.*, 2009; Boudouresque & Verlaque, 2020), à maior abundância registada nas PPI de peixes bentónicos ou demersais não crípticos, como *Labrus bergylta*, *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris* e *Coris julis* (ver antes, nesta secção), predadores de ouriços-do-mar e consumidores de algas moles de que os ouriços-do-mar se alimentam (Ruitton *et al.*, 2000; Bonaviri *et al.*, 2009; Clemente *et al.*, 2010; Boudouresque & Verlaque, 2020), e que três destas espécies de peixes (*L. bergylta*, *D. sargus* e *D. vulgaris*) têm neste parque uma elevada importância para a pesca, tanto comercial, como lúdica (Castro *et al.*, 2020).

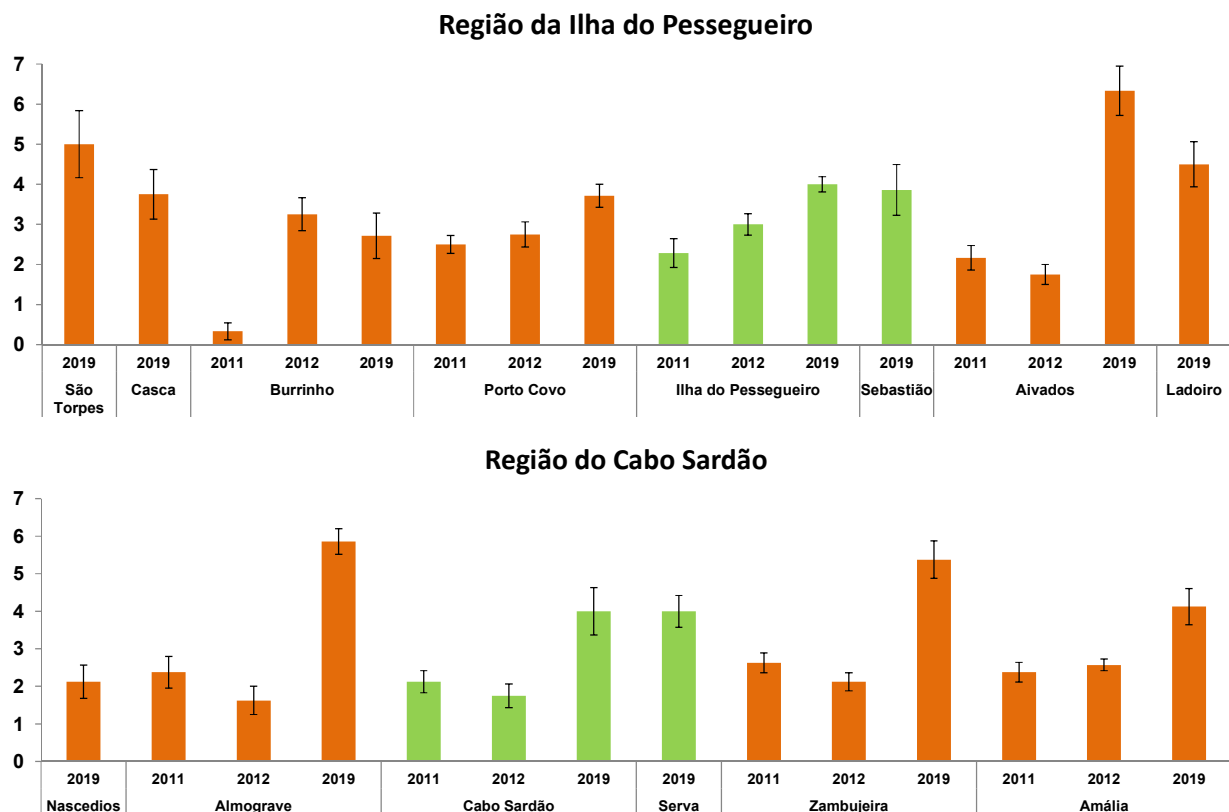
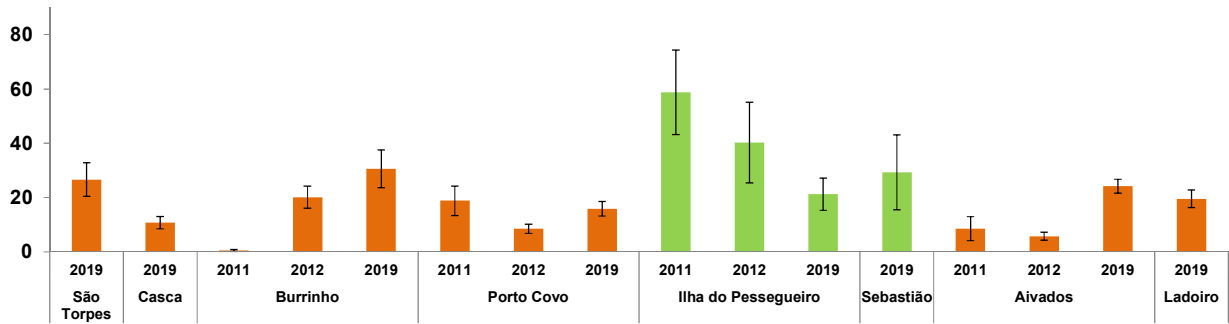


Figura 2.1.3.2.9. Número total médio (\pm erro-padrão, por 40 m²) de taxa de macroinvertebrados bentónicos móveis observado em áreas amostradas com transectos em banda na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes realizados por mergulho com escafandro autónomo nos projetos MARSW (2019) e PROTECT (2011 e 2012). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

Região da Ilha do Pessegueiro



Região do Cabo Sardão

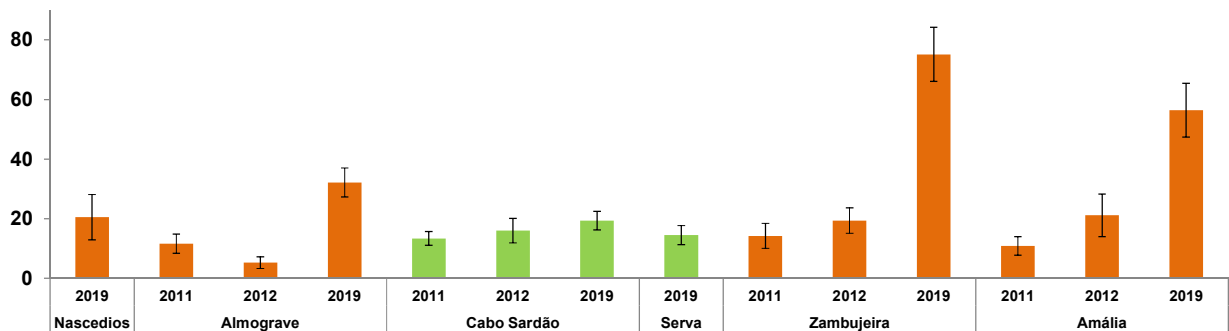
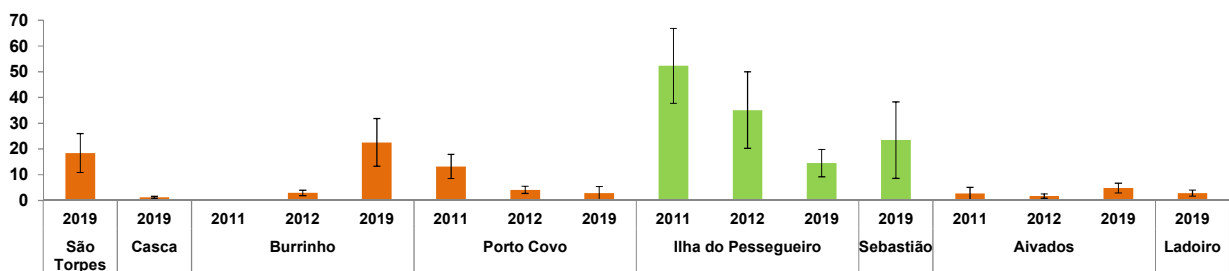


Figura 2.1.3.2.10. Abundância total (número total médio de indivíduos \pm erro-padrão, por 40 m²) de macroinvertebrados bentónicos móveis observada em áreas amostradas com transectos em banda na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes realizados por mergulho com escafandro autónomo nos projetos MARSW (2019) e PROTECT (2011 e 2012). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

Região da Ilha do Pessegueiro



Região do Cabo Sardão

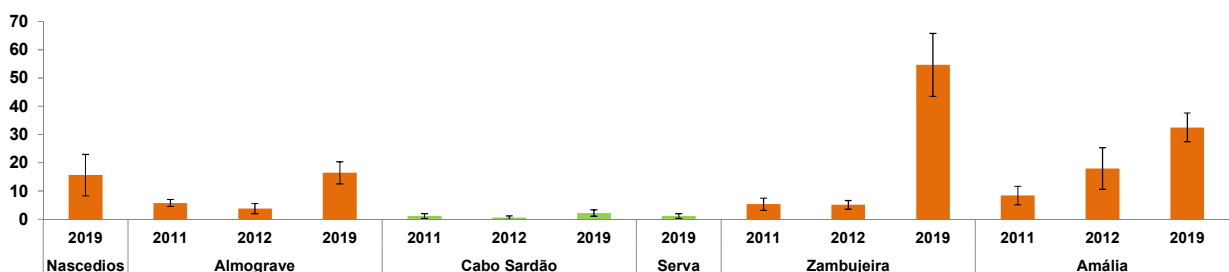


Figura 2.1.3.2.11. Abundância total (número total médio de indivíduos \pm erro-padrão, por 40 m²) de ouriços-do-mar da espécie *Paracentrotus lividus* observada em áreas amostradas com transectos em banda na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes realizados por mergulho com escafandro autónomo nos projetos MARSW (2019) e PROTECT (2011 e 2012). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

Tabela 2.1.3.2.10. Resultados de análises univariadas (*) e multivariadas de PERMANOVA referentes à abundância ou diversidade de macroinvertebrados bentônicos observados em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo realizados nos projetos MARSW (2019) e PROTECT (2011 e 2012), usando quadrados ou transectos em banda. Na análise multivariada da abundância amostrada com quadrados nos dois projetos foram considerados grupos de espécies². Legenda: ns – diferenças não significativas entre os níveis considerados ($P \geq 0,05$); PPI - áreas de proteção parcial do tipo I; PC - áreas de proteção complementar; não se aplica (-); ** - dados transformados com raiz quadrada; *** - dados transformados com raiz quadrada dupla; em itálico, resultado de teste PERMDISP significativo.

Análise	Região	Projeto	Fatores fixos		
			Proteção	Ano	ProteçãoXAno
Número total de taxa fixos (quadrados)*	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
	Cabo Sardão		ns	-	-
Cobertura total de taxa fixos (quadrados)*	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT	ns	ns	ns
	Cabo Sardão	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT	ns	AnoXLocal (P=0,001; P=0,003)	ns
Cobertura de taxa fixos (quadrados)	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT (grupos)	ns	AnoXLocal (P=0,011; P=0,001)	ns
	Cabo Sardão	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT (grupos)	ns	AnoXLocal (P=0,001; P=0,001)	ns
Número total de taxa móveis (transectos)*	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT	ns	AnoXÁrea (P=0,012)	ns
	Cabo Sardão	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT**	ns	P=0,022 2011<2019	ns
Densidade total de taxa móveis (transectos)*	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT***	P=0,001 PPI>PC	AnoXÁrea (P=0,007; P=0,001)	ns
	Cabo Sardão	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT	ns	AnoXLocal (P=0,001; P=0,001)	ns
Densidade de ouriços-do-mar (transectos) ³	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT	ns	AnoXLocal (P=0,004)	ns
	Cabo Sardão	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT	ns	AnoXLocal (P=0,004)	ns
Densidade de <i>Paracentrotus lividus</i> (transectos)*	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT***	P=0,001 PPI>PC	AnoXLocal (P=0,025; P=0,015)	ns
	Cabo Sardão	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT	ns	-	ns
Densidade de taxa móveis (transectos)	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT	P=0,003 (P=0,001)	AnoXLocal (P=0,001)	ns
	Cabo Sardão	MARSW	P=0,044	-	-
		MARSW +PROTECT	P=0,034	AnoXLocal (P=0,005; P=0,012)	ns

² Grupos de espécies de invertebrados bentônicos fixos considerados na análise multivariada de dados dos projetos MARSW e PROTECT: anêmonas e outros cnidários; esponjas; briozoários; ascídias; mexilhões; cracas; outros animais filtradores (secção 2.1.3.1).

³ Na análise multivariada da densidade (número de indivíduos por 40 m²) de ouriços-do-mar foram consideradas as seguintes variáveis (diâmetro equatorial – DE): densidade de *Paracentrotus lividus* com DE<5 cm; densidade de *P. lividus* com DE≥5 cm; densidade de *Sphaerechinus granularis* com DE≥5 cm.

Características físicas do substrato, e abundância e impacto de resíduos sólidos

No projeto MARSW, os mergulhos de amostragem na costa alentejana do PNSACV efetuados em 2019 (98 transectos em banda) com escafandro autónomo foram realizados em fundos rochosos com profundidade média de 11,3 m (entre 7,2 e 16,7 m; em relação ao zero hidrográfico, a profundidade média destes mergulhos foi de 9,5 m e variou entre 5,3 e 15,3 m). No projeto PROTECT, estudos semelhantes amostraram em 2011 e 2012 (57 e 63 transectos em banda, respetivamente) fundos rochosos com profundidade média de 10,7 m (entre 7,7 e 16,8 m). De acordo com a tabela 2.1.3.2.11, o fator Proteção foi significativo na análise da variação da profundidade a que foram feitos estes mergulhos na região do Cabo Sardão e nestes dois projetos, tendo o valor médio sido mais elevado nas respetivas áreas de PPI (13,4 m; PC=10,5 m). Apesar destas diferenças, o fator Proteção não foi significativo nas restantes análises relativas às características físicas do substrato (tabela 2.1.3.2.11), indicando que o tipo de fundo e a rugosidade não foram diferentes nas áreas PPI e PC amostradas nos projetos e nas regiões considerados.

Tabela 2.1.3.2.11. Resultados de análises univariadas e multivariadas de PERMANOVA referentes a características físicas do substrato observadas em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes por mergulho com escafandro autónomo realizados nos projetos MARSW (2019) e PROTECT (2011 e 2012). Legenda: ns – diferenças não significativas entre os níveis considerados ($P \geq 0,05$); PPI - áreas de proteção parcial do tipo I; PC - áreas de proteção complementar; não se aplica (-).

Espécies	Região	Projeto	Fatores fixos		
			Proteção	Ano	Proteção X Ano
Profundidade	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT	ns	ns	ns
	Cabo Sardão	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT	P=0,02 PPI>PC	ns	ns
Tipo de fundo	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT	ns	P=0,001 (AnoxLocal)	ns
	Cabo Sardão	MARSW	ns	-	-
		MARSW +PROTECT	ns	P=0,029 2011#2019	ns
Índice topográfico combinado	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
	Cabo Sardão		ns	-	-

A restante variação significativa encontrada nestas análises é interanual e foi observada na caracterização do tipo de fundo amostrado nas duas regiões em estudo e efetuada nos dois projetos referidos (tabela 2.1.3.2.11). Na região da Ilha do Pessegueiro, os fatores Ano e Local interagiram significativamente, embora a respetiva variação interanual do tipo de fundo tenha apresentado padrões diversos e sido registada em poucos locais. O teste de PERMDISP aplicado ao fator Ano foi significativo ($P=0,001$), indicando que esta variação interanual

observada na região da Ilha do Pessegueiro pode não ter sido devida à dissimilaridade entre anos, mas à dispersão das réplicas. Na região do Cabo Sardão, a variação entre 2011 e 2019 no tipo de fundo amostrado deveu-se sobretudo (teste SIMPER) à menor abundância de areia e rochas soltas com mais de 1 m de comprimento observada em 2019.

Em 98 transectos em banda amostrados em 2019 no projeto MARSW, foram efetuadas 12 observações de resíduos sólidos nas duas regiões estudadas: 4 de redes, 4 de cordas ou cabos, 3 de outros materiais de plástico e 1 de linha de pesca. Na avaliação da relação dos resíduos observados com macro-organismos adjacentes, 5 foram registados em contacto com organismos e 6 estavam emalhados ou enleados em organismos. O fator Proteção não foi significativo na análise da abundância e do impacto destes resíduos.



Polvo-vulgar (*Octopus vulgaris*; foto de Laura Palacín Fernández).

2.2. Censos visuais por vídeo estéreo

2.2.1. Enquadramento e objetivos

As câmaras iscadas vídeo estéreo (CIVE) e as câmaras vídeo estéreo operadas por mergulhador (CVEM) podem ser usadas em técnicas de amostragem não destrutivas, convenientes para monitorização de AMP ou zonas interditas à pesca. Os métodos de censos visuais por vídeo, que incluem o uso destas câmaras, são alternativos e/ou complementares aos censos visuais por mergulho (CVM), o método não destrutivo tradicional e mais usado em estudos sobre AMP (Henriques *et al.*, 2013; Horta e Costa *et al.*, 2013; Fernández *et al.*, 2016; Prato *et al.*, 2017). As duas técnicas (CIVE e CVEM) envolvem o uso de vídeo estéreo, que permite medir espécies demersais de peixes (Cappo *et al.*, 2003; Boutros *et al.*, 2015; Letessier *et al.*, 2015). A principal vantagem é a precisão das medições, maior que nos CVM (Harvey *et al.*, 2002). Tal como outros métodos que usam vídeo, os censos visuais por vídeo fornecem o registo de amostras que podem ser permanentemente vistas por vários especialistas. Os dois métodos permitem a obtenção de dados sobre riqueza ou outros índices de diversidade, ocorrência, abundância, tamanhos e biomassa em comunidades e populações de peixes demersais com e sem interesse comercial. A análise da evolução destas variáveis em zonas protegidas ao longo do tempo, ou a comparação entre zonas protegidas e adjacentes ou próximas, pode ser usada para monitorizar os efeitos da proteção.

Os censos visuais com CIVE já são amplamente usados na avaliação de efeitos da proteção em AMP (Westera *et al.*, 2003; Denny & Babcock, 2004; Miller & Russ, 2014; McLaren *et al.*, 2015; Malcolm *et al.*, 2018). Devido à presença dum cesto com isco, as CIVE atraem peixes e invertebrados móveis, sendo o seu uso capaz de detetar maior riqueza de espécies e sua abundância, quando comparado com a utilização de sistemas de vídeo sem isco (Cappo *et al.*, 2003; Hardinge *et al.*, 2013). As CIVE também detetam maiores abundâncias de peixes predadores (grupo bastante visado pela pesca comercial e lúdica) que as câmaras sem isco (Harvey *et al.*, 2007). Este método deteta principalmente peixes demersais e ainda algumas espécies comerciais de cefalópodes (e.g. *Octopus vulgaris*, *Sepia officinalis* e *Loligo vulgaris*), e peixes raramente amostrados em censos visuais demersais por mergulho (e.g. *Conger conger* e *Muraena helena*). No entanto, este método tem pouca utilidade para detetar pequenos peixes bentónicos e peixes com características crípticas (Lowry *et al.*, 2012).

As CIVE eliminam enviesamentos dos CVM, como os relacionados com mudanças positivas ou negativas de comportamento de peixes devido à presença de mergulhadores e com a experiência do observador na identificação e medição dos peixes (Willis & Babcock, 2000; Assis *et al.*, 2013; Pais & Cabral, 2018). As CIVE são mais utilizadas em amostragens repetitivas em profundidades acima de 20 metros, onde a complexidade dos mergulhos e os requisitos de habilitações dos mergulhadores aumentam. A maioria dos estudos que utilizam

censos visuais por vídeo estéreo tem sido realizada em águas tropicais, com boa visibilidade. Em águas temperadas, a luz e a visibilidade são fatores limitantes, e podem diminuir a qualidade das gravações de vídeo e a área do campo de visão, diminuindo a proporção de peixes que podem ser medidos com precisão (Unsworth, 2014). No entanto, a monitorização dos Ilhotes do Martinhal realizada em 2018 pelo CCMAR e estudos anteriores (Capaz, 2013; Willenbrik, 2016) demonstraram que, apesar das condições de visibilidade limitantes, este método é eficaz na amostragem da abundância e do comprimento de espécies demersais. Com múltiplos sistemas CIVE, o método permite um número relativamente alto de amostras por dia, reduzindo de forma significativa os custos das campanhas. O tempo de análise das amostras no laboratório é alto (de 4 a 5 horas), quando comparado com os CVM, que não necessitam desta componente de laboratório. Os custos fixos do método dependem das câmaras e do *software* usados na análise. As câmaras de ação, em combinação com o VidSync *software* (*freeware* para Mac), representam atualmente a opção financeira mais acessível. Tendo em conta a sua natureza não destrutiva, a sua elevada relação eficiência/custo e a possibilidade de armazenamento de informação, que permite uma avaliação abrangente do efeito da proteção proporcionado pelo PNSACV, foi recomendada a utilização deste método nas restantes áreas de Proteção Parcial do tipo I (PPI; Rogil, Cabo Sardão e Ilha do Pessegueiro) e nas áreas de Proteção Total (PT).

O método de censos visuais com câmaras vídeo estéreo operadas por mergulhador (CVEM) é também usado na avaliação da composição de espécies da comunidade de peixes, e em estimativas de abundância e tamanho de peixes, mas ainda foi relativamente pouco utilizado na avaliação de efeitos da proteção em AMP (Watson *et al.*, 2005; Tessier *et al.*, 2013; Goetze *et al.*, 2015; Wartenberg & Booth, 2015). Este método é eficiente na amostragem de peixes curiosos e fáceis de identificar (Tessier *et al.*, 2013; Goetze *et al.*, 2015). No CCMAR, as CVEM foram usadas na amostragem de peixes demersais, mas não foram testadas na amostragem de peixes cripto-bentónicos. Quando comparados com os CVM, a principal vantagem é que os censos com CVEM permitem reduzir completamente os requisitos de experiência dos mergulhadores no respeitante à identificação taxonómica de espécies e à estimativa de tamanho de peixes. Portanto, os censos com CVEM podem ser realizados por pessoas com boas técnicas de mergulho, mas com poucos conhecimentos ou formação em biologia. Em situações de financiamento reduzido, é também possível, em sítios com mergulho recreativo, recolher dados para monitorização através do uso de CVEM por mergulhadores voluntários. No entanto, este método mantém o enviesamento das respostas negativas dos peixes à presença dos mergulhadores, o que pode tornar as medições menos precisas ou difíceis de obter. Como os métodos anteriormente referidos, este também está limitado pela visibilidade na água. Por outro lado, as CVEM amostram uma menor riqueza de espécies que os CVM, devido à maior capacidade de deteção do olho humano face à das

câmaras, e que as CIVE, devido à presença de mergulhadores (Pelletier *et al.*, 2011; Holmes *et al.*, 2013; Tessier *et al.*, 2013; Goetze *et al.*, 2015).

Neste estudo, as CIVE foram utilizadas na monitorização e avaliação de efeitos da proteção nas zonas de Proteção Parcial de Tipo I (PPI) do PNSACV: Ilhotes do Martinhal e Rogil, na costa vicentina, Cabo Sardão e Ilha do Pessegueiro, na costa alentejana. Na costa vicentina, as zonas de Proteção Total (PT) da Pedra da Agulha e da Pedra da Carraca foram incluídas no estudo efetuado na PPI do Rogil. Os CVEM foram utilizados na PPI dos Ilhotes do Martinhal. Devido à ausência de amostragem com censos visuais por vídeo estéreo antes da implementação do PMSACV, a monitorização seguiu uma abordagem “controlo-impacto”, ou seja, as zonas com interdição da pesca (PT e PPI) foram comparadas com áreas adjacentes da zona de Proteção Complementar (PC), que serviram como controlo por terem menos restrições à pesca.

Os principais objetivos deste estudo são:

- avaliar o efeito das medidas de proteção nas áreas PPI, ou PT e PPI no caso da região do Rogil, na comunidade de peixes demersais, nomeadamente em espécies que são alvo da pesca e considerando exemplares com dimensão igual ou superior ao tamanho mínimo de captura;
- avaliar a eficiência dos censos visuais por vídeo na monitorização das zonas PPI, ou PT e PPI no caso da região do Rogil, com vista à análise da referida comunidade e da capacidade de detetar diferenças entre as zonas com diferente proteção (e.g. PPI vs. PC).

2.2.2. Costa vicentina

2.2.2.1. Câmaras iscadas de vídeo estéreo

2.2.2.1.1. Metodologia

Área e método de amostragem

O sistema de CIVE desenvolvido pelo CCMAR (Capaz, 2013; Willenbrink, 2016) é composto por duas câmaras de ação, cada uma colocada numa caixa estanque, montadas a 0,4 m uma da outra e direcionadas com um ângulo de 8 graus para um cesto de isco (figura 2.2.2.1.1.1). A calibração do sistema de vídeo estéreo seguiu o procedimento de Neuwanger *et al.* (2016), incluindo a sincronização de vídeo, a correção de distorção e a calibração 3D. Foram usados três sistemas CIVE na amostragem, cada um composto por duas câmaras do tipo GoPro (GoPro Hero3, SK8 CAM 4K ou SK8 CAM 4K Elite), oferecendo uma opção de amostragem de baixo custo com qualidade de imagem aceitável (Letessier *et al.*, 2015). Todos os vídeos foram gravados em qualidade de full HD (no mínimo, 1 080x25 *frames* nas câmaras GoPro e 1 080x30 *frames* nas câmaras SK8) e todas as câmaras foram configuradas com uma área de visão igual.

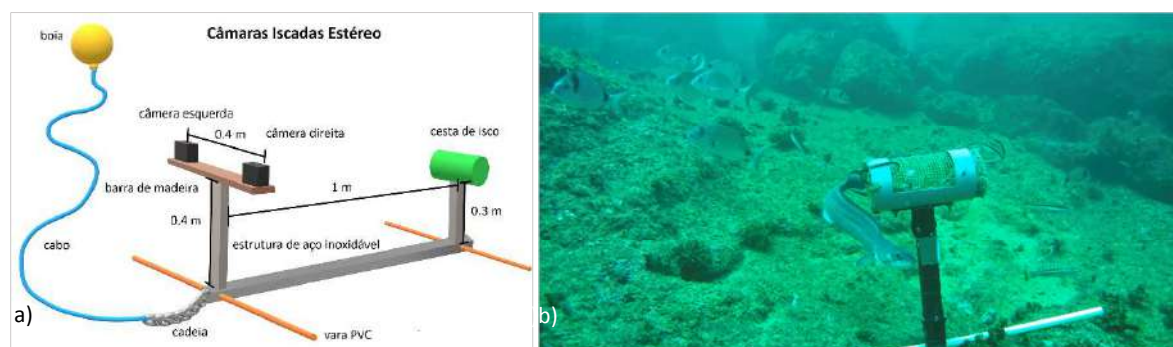


Figura 2.2.2.1.1.1: a) sistema de câmaras iscadas vídeo estéreo (CIVE) utilizado pelo CCMAR (gravura de Adela Belackova); b) amostragem com CIVE (imagem obtida pela câmara esquerda).

Na costa vicentina sul (região de Sagres), os sistemas CIVE foram usados na monitorização da zona de Proteção Parcial do tipo I (PPI) dos Ilhotas do Martinhal. Entre março e agosto de 2018, três campanhas de amostragem foram realizadas (dois dias por campanha). No início e no fim de cada dia de amostragem, um quadro de calibração (tabuleiro de xadrez e quadro 3D) foi filmado com cada sistema CIVE para se obter a calibração das amostras no programa VidSync e, assim, permitir a medição de peixes. Durante cada campanha, foram selecionados três locais na PPI e quatro locais na zona de proteção complementar (PC) (dois a oeste e dois a este da PPI; figura 2.2.2.1.1.2). Em cada local de amostragem, três sistemas CIVE foram lançados em fundos rochosos submersos. Entre os sistemas CIVE lançados foi sempre mantida uma distância mínima de 250 metros, de forma a garantir a

independência das amostras, evitando a movimentação de peixes entre estruturas em gravação. O tempo de gravação de cada amostra foi de 30 minutos (Capaz, 2013). Como isco, foram utilizadas várias espécies de pequenos peixes pelágicos (*Sardina pilchardus*, *Trachurus trachurus* e *Scomber colias*) e mexilhão (*Mytilus galloprovincialis*), sempre em proporções similares (~ 200 g). O isco foi substituído entre cada duas amostras. A amostragem foi sempre realizada durante o dia, entre as 9 e as 17 horas, para evitar a variabilidade entre amostras devido ao comportamento crepuscular dos peixes.

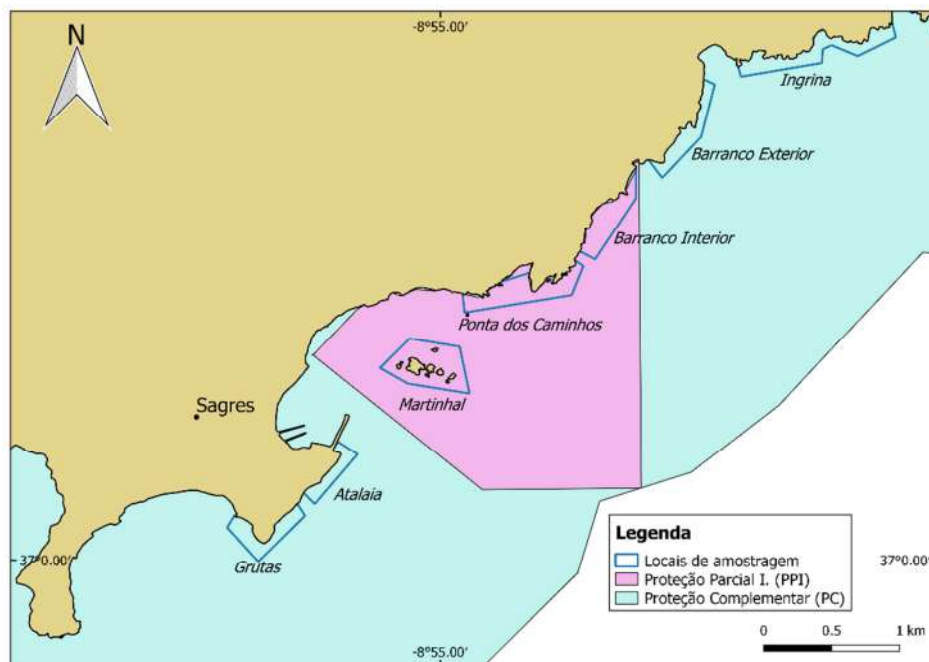


Figura 2.2.2.1.1.2: Locais de amostragem dentro e fora da área de proteção parcial do tipo I (PPI) dos Ilhotas do Martinhal: três na PPI (Martinhal, Ponta dos Caminhos, Barranco Interior) e quatro na área de proteção complementar - PC (parte oeste da PC – Grutas e Atalaia; parte este da PC - Barranco Exterior e Ingrina).

Aproximadamente 23,8% (15 de 63) das amostras foram excluídas do estudo. Estas exclusões deveram-se à queda da estrutura de filmagem sobre fundo não rochoso (53,3% de amostras excluídas), a condições de má visibilidade (< 2 m) da água (20,0%), a estrutura mal posicionada e com visão obstruída (20,0%), e à mudança do campo de visão das câmaras relativamente à situação inicial de calibração (6,7%). Como cada campanha de amostragem foi composta por dois dias de trabalho, houve a possibilidade de repetir a maioria das amostras excluídas (12 das 15 amostras excluídas foram repetidas). No total, 60 amostras válidas (26 na PPI e 34 na PC) foram usadas na análise de dados.

Na costa vicentina oeste (região do Rogil), a mesma estratégia de amostragem (i.e., sistemas CIVE, três lances por local amostrado e tipo de isco) foi aplicada na PPI do Rogil,

na zona de PC e nos dois locais de Proteção Total (PT): Pedra da Agulha e Pedra da Carraca. Foi realizada nesta região uma campanha de amostragem em outubro de 2019. Foi guardada a distância mínima de 250 metros entre sistemas CIVE lançados em simultâneo, exceto dentro das zonas PT, cuja dimensão só permitiu uma distância mínima de 150 metros. No total, foram amostrados 8 locais (25 amostras): 2 na PT (6 amostras), 2 na PPI (6 amostras) e 4 na PC (13 amostras, figura 2.2.2.1.1.3). Todas as amostras recolhidas foram usadas na análise de dados.

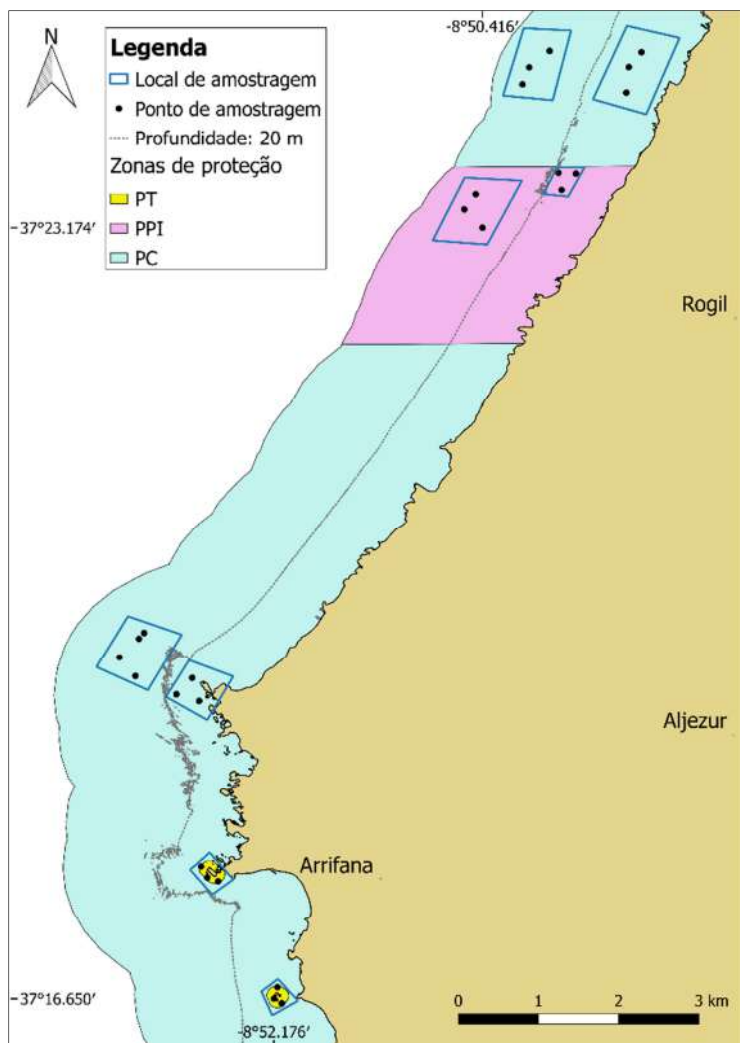


Figura 2.2.2.1.1.3: Locais de amostragem nas áreas de Proteção Total (PT) da Pedra da Agulha e Pedra da Carraca, Proteção Parcial do tipo I (PPI) do Rogil e Proteção Complementar (PC - a sul e a norte da PPI do Rogil).

Processamento de gravações de vídeo e análise de dados

O processamento das gravações de vídeo foi feito com o *software* VidSync (Neuswanger *et al.*, 2016). O processamento incluiu: i) fusão de vídeos; sincronização dos dois vídeos estéreo; correção de distorção e calibração 3D; ii) identificação e contagem da abundância de espécies; iii) medições individuais de comprimento. O número máximo de indivíduos (Nmax) de uma espécie presente em cada vídeo (imagem/frame com Nmax) foi usado como métrica de abundância (Cappo *et al.*, 2003). Aproveitando a técnica de vídeo, as imagens Nmax foram analisadas em modo de movimento, adicionando aproximadamente 30 segundos à imagem selecionada (Stobart *et al.*, 2007; Willenbrink, 2016). Isto permitiu a contagem de um maior número de indivíduos de uma única espécie que passavam no *écran* (e.g. em cardume) e, ao mesmo tempo, assegurar que estes não eram contabilizados mais de uma vez. Não foram contabilizadas espécies cripto-bentónicas (das famílias Blenniidae, Gobiidae ou Scorpaenidae) pois são subamostradas por este método (Lowry *et al.*, 2012). Na imagem Nmax de cada espécie, foi medido o comprimento total (cm) dos peixes e o comprimento do manto dos moluscos (Horta e Costa *et al.*, 2013; Unsworth *et al.*, 2014; Wilson *et al.*, 2018).

As medidas de comprimento total foram convertidas em peso para calcular a biomassa usando trabalhos anteriores sobre as espécies observadas (Gonçalves *et al.*, 1997; Borges *et al.*, 2000; Morey *et al.*, 2003; Sifner & Vrgoc, 2004; Veiga *et al.*, 2009; Horta e Costa *et al.*, 2013; Froese & Pauly, 2019). Em cada amostra foi calculada a abundância total (soma de Nmax de todas as espécies da amostra), a biomassa por espécie (conjugando Nmax e o comprimento médio da espécie em cada amostra) e a biomassa total (soma da biomassa de todas as espécies da amostra). Foi calculada a riqueza total de espécies (soma do número de espécies observadas em todas as amostras e por zona de proteção) e a riqueza média de espécies (média do número de espécies observadas em cada amostra). Além disso, foi calculada a frequência de ocorrência de cada espécie: frequência de ocorrência (%) = (número de amostras com a espécie/ número total de amostras) x 100.

Além disso, foi também apontada a presença de artes de pesca ilegais na zona PPI dos Ilhotes do Martinhal (Sagres).

Para avaliar o efeito das medidas de proteção, foi usada uma abordagem de tipo “controlo-impacto”. Seguindo esta abordagem, foram comparadas as zonas com exclusão de pesca (PT e PPI) com as zonas sem exclusão de pesca (PC). Na região de Sagres, a zona PPI dos Ilhotes do Martinhal foi comparada com a zona adjacente de PC. Na região do Rogil, o conjunto formado por zonas PT (Pedra da Agulha, Pedra da Carraca) e PPI (PPI do Rogil), a seguir nomeado de “PT & PPI”, foi comparado com a zona adjacente de PC. Para analisar diferenças entre as zonas de proteção nos grupos de espécies e nas espécies principais (com maior frequência de ocorrência), usou-se análise multivariada e univariada. Os dados

de abundância e biomassa foram analisados com os seguintes grupos de espécies (ou indivíduos): todas as espécies demersais, espécies com valor comercial (espécies comerciais ou espécies-alvo), indivíduos de espécies comerciais acima do tamanho mínimo legal de captura (TML; espécies-alvo acima de TML), indivíduos de espécies comerciais abaixo de TML (espécies-alvo abaixo de TML) e espécies sem interesse comercial. Os cardumes de boga-do-mar (*Boops boops*) foram excluídos da análise devido ao seu modo de vida semipelágico e menor dependência do substrato rochoso (Horta e Costa *et al.*, 2013).

Na análise multivariada, aplicaram-se as análises PERMANOVA e SIMPER através do programa PRIMER 6.0 (Anderson, 2005; Clarke & Gorley, 2006). Os dados de abundância e de biomassa de grupos de espécies foram transformados com raiz quadrada e foi usado o índice de similaridade de Bray-Curtis (Clarke & Warwick, 2001). As diferenças de riqueza específica por amostra, abundância total e biomassa total de grupos de espécies foram analisadas de modo univariado com o programa R, versão 3.4.3 (R Core Team, 2017). Na análise das espécies individuais principais (com maior frequência de ocorrência), além da abundância e biomassa, foram também consideradas as diferenças de comprimento através de análise univariada. Conforme os resultados relativos ao teste da distribuição normal, foram usados testes paramétricos (ANOVA, Student *t-test*) ou não paramétricos (Kruskal *test*, Wilcoxon *test*; Dytham, 2011; Montgomery & Runger, 2003; Gardener, 2017). Na análise univariada de dados de grupos de espécies da região do Rogil, em vez de testes paramétricos ou não paramétricos, foi usada a média de *In:Out ratios* (PT & PPI:PC) de abundância e de biomassa com intervalos de confiança de 95% (CI) calculados através de *bootstrap* (999 permutações; DiCiccio & Efron, 1996; Hamilton *et al.* 2010). Quando *In:Out ratio* \pm CI < 1, concluiu-se que a abundância/ biomassa das zonas PT & PPI era significativamente menor que a abundância/ biomassa da zona PC (e *vice-versa* no caso de *In:Out ratio* \pm CI > 1).

2.2.2.1.2. Resultados e discussão

Efeitos da proteção da PPI dos Ilhotes do Martinhal (região de Sagres)

Diferenças entre zonas de proteção em grupos de espécies

Na região de Sagres (dentro e fora da PPI), as CIVE amostraram um total de 30 *taxa* pertencentes a 15 famílias distintas. A maioria dos *taxa* pertence às famílias Sparidae (9 espécies) e Labridae (6 espécies; Anexos, tabela 2.2.2.3.1). A comunidade inclui 19 espécies comerciais e 11 sem interesse comercial. Além dos peixes demersais, foram observadas três espécies comerciais de moluscos (*Octopus vulgaris*, *Sepia officinalis* e *Loligo vulgaris*). As espécies-alvo com maior frequência de ocorrência foram *Diplodus sargus* (sargo, em 96,7% de amostras) e *Diplodus vulgaris* (safia, em 95,0%) e, sem interesse comercial, foram *Coris julis* (judia, 98,3%) e *Serranus cabrilla* (garoupa, 81,7%).

Foram encontrados 22 *taxa* na zona PPI e 26 *taxa* na zona PC. Três espécies-alvo da pesca local foram exclusivas da zona PPI (*Pagrus pagrus*, *Pagrus auriga*, *Loligo vulgaris*), enquanto 8 foram exclusivas da zona PC (*S. officinalis*, *Conger conger*, *Mullus surmuletus*, *Trisopterus luscus*, *Sparus aurata*; sem interesse comercial - *Chromis chromis*, *Pseudocaranx dentex*, *Serranus atricauda*). As artes de pesca ilegal (covos, destinados sobretudo à captura de polvos) foram registadas em duas ocasiões no local do Barranco, na zona de PPI. A riqueza média de espécies (por amostra) foi significativamente maior na zona PPI que na PC (Wilcoxon *test*, $p = 0,012$; figura 2.2.2.1.2.1).

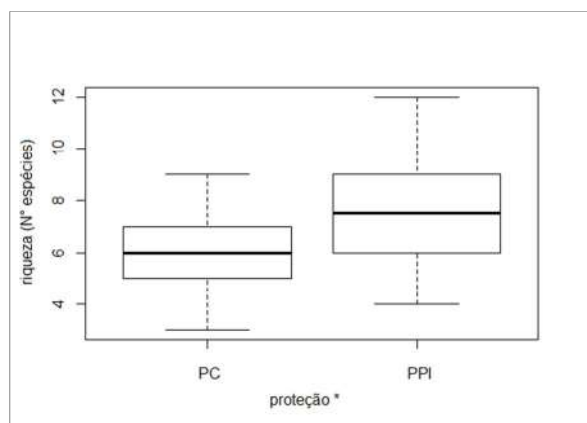


Figura 2.2.2.1.2.1: Gráfico *boxplot* da riqueza de espécies (por amostra) por zona de proteção, na região de Sagres. Diferenças significativas marcadas com *: PPI > PC.

A análise multivariada demonstrou ter havido diferenças significativas na abundância do grupo de todas as espécies demersais entre as zonas PPI e PC (PERMANOVA, $p = 0,003$). Nos outros grupos de espécies (espécies-alvo, espécies-alvo acima de TML, espécies-alvo

abaixo de TML e espécies sem interesse comercial) não foram encontradas diferenças de abundância significativas (PERMANOVA, $p > 0,05$), embora o resultado estimado no grupo de espécies-alvo seja marginalmente não significativo (PERMANOVA, $p = 0,06$; tabela 2.2.2.1.2.1). A respetiva análise SIMPER indicou que as diferenças de abundância entre as duas zonas de proteção (dissimilaridade média no grupo de todas as espécies demersais: 43,3%) foram atribuídas a *C. julis* (17,5% de contribuição para a dissimilaridade), *D. vulgaris* (10,1%), *D. sargus* (10,0%), *S. cabrilla* (6,4%), Mugilidae (5,8%) e *Labrus bergylta* (bodião-reticulado, 5,7%). As abundâncias médias de todas as espécies, com a exceção de *D. vulgaris*, *Sarpa salpa* (salema) e Mugilidae, foram maiores na zona PPI do que na zona PC (SIMPER). As espécies mais abundantes na zona PPI foram as espécies-alvo *D. sargus*, *Oblada melanura*, *D. cervinus* e *O. vulgaris*, e as sem interesse comercial *C. julis*, *S. cabrilla*, *L. bergylta* e *Ctenolabrus rupestris* (SIMPER). A análise univariada não indicou diferenças de abundância total nos grupos de espécies entre as duas zonas de proteção (Wilcoxon test, $p > 0,05$; tabela 2.2.2.1.2.1).

Tabela 2.2.2.1.2.1: Resultados das análises multivariadas (PERMANOVA) e univariadas (Wilcoxon test) da abundância e biomassa de diferentes grupos de espécies na região de Sagres. Valores de p significativos ($p \leq 0,05$) com * - PPI > PC. TML: tamanho mínimo legal de captura.

Grupo de espécies	PERMANOVA		Wilcoxon test	
	Abundância	Biomassa	Abundância total	Biomassa total
Todas espécies demersais	0,003*	0,001*	0,46	0,01*
Espécies-alvo	0,06	0,003*	0,38	0,001*
Espécies-alvo acima de TML	0,07	0,03*	0,18	0,002*
Espécies-alvo abaixo de TML	0,16	0,43	0,42	0,16
Espécies sem interesse comercial	0,10	0,03*	0,28	0,01*

Na análise multivariada da biomassa foram identificadas diferenças significativas entre zonas de proteção em todos os grupos de espécies (PERMANOVA, $p \leq 0,05$), exceto no grupo de espécies-alvo abaixo de TML (PERMANOVA, $p = 0,43$; tabela 2.2.2.1.2.1). As diferenças de biomassa entre as duas zonas de proteção (dissimilaridade média do grupo de todas as espécies demersais: 59,2%) foram atribuídas principalmente a *D. sargus* (14,3% de contribuição para a dissimilaridade), *L. bergylta* (8,7%), *D. cervinus* (98,6%), Mugilidae (8,3%) e *D. vulgaris* (7,6%) pela análise SIMPER. A biomassa média foi maior na PPI do que na zona PC em todas as espécies, à exceção de *D. vulgaris*, Mugilidae e *S. salpa*. Em todos os grupos, exceto no das espécies-alvo abaixo de TML, os resultados da análise univariada também mostraram que a biomassa total foi significativamente maior dentro da zona PPI (Wilcoxon test, $p \leq 0,05$; tabela 2.2.2.1.2.1). As maiores diferenças foram encontradas nos grupos de espécies-alvo e de espécies-alvo acima de TML (Wilcoxon test,

$p \leq 0,01$). A biomassa total dos diferentes grupos de espécies dentro de cada uma das zonas de proteção é apresentada na figura 2.2.2.1.2.2.

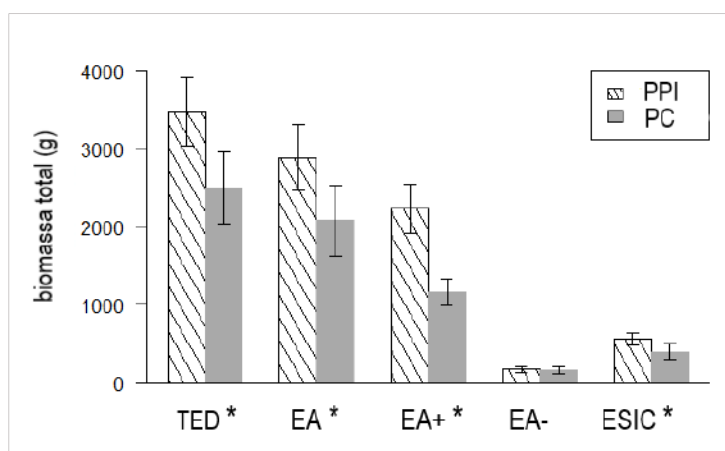


Figura 2.2.2.1.2.2: Biomassa total (valor médio \pm erro padrão) de grupos de espécies nas áreas de Proteção Parcial do tipo I (PPI) e Proteção Complementar (PC), na região de Sagres. TED: todas as espécies demersais, EA: espécies-alvo, EA+: espécies-alvo acima de TML, EA-: espécies-alvo abaixo de TML, ESIC: espécies sem interesse comercial. As diferenças significativas (Wilcoxon *test*, $p \leq 0,05$) foram marcadas com * - PPI > PC. TML: tamanho mínimo legal de captura.

Diferenças entre zonas de proteção em espécies principais

Não foram encontradas diferenças de abundância das diferentes classes de tamanho de *D. sargus* entre as duas zonas de proteção (Wilcoxon *test*, $p > 0,05$). Por outro lado, a biomassa de *D. sargus* acima de TML foi significativamente maior dentro da zona PPI (Wilcoxon *test*, $p \leq 0,05$; tabela 2.2.2.1.2.2). O mesmo resultado foi confirmado através da análise do comprimento desta espécie (Wilcoxon *test*, $p = 0,012$). Os indivíduos da classe de tamanho 15-20 cm foram os mais frequentes nas duas zonas de proteção, enquanto os indivíduos de classes maiores (> 20 cm) foram mais frequentes dentro da zona PPI em relação à zona PC (figura 2.2.2.1.2.3).

Acima do TML, a abundância de *D. vulgaris* foi significativamente menor dentro da zona PPI do que na zona PC (Wilcoxon rank-sum *test*, $p = 0,029$). O mesmo resultado foi confirmado pela biomassa de *D. vulgaris* e de *D. vulgaris* acima de TML (Wilcoxon *test*, $p \leq 0,05$; tabela 2.2.2.1.2.2). Este resultado deveu-se principalmente à elevada abundância e biomassa de *D. vulgaris* e de *D. vulgaris* acima do TML na parte oeste da zona PC (Wilcoxon *test*, $p \leq 0,05$). No entanto, não existiram diferenças significativas do grupo abaixo de TML nem no comprimento de *D. vulgaris* entre as duas zonas de proteção, sugerindo que a maior biomassa na zona oeste se deveu principalmente à maior densidade. A análise da

frequência de comprimentos indicou que indivíduos da classe de tamanho 10-15 cm foram os mais comuns dentro das duas zonas de proteção (figura 2.2.2.1.2.3).

Das principais espécies sem interesse comercial, constatou-se que a abundância e a biomassa de *L. bergylta* foram significativamente maiores dentro da zona PPI do que na zona PC (Wilcoxon *test*, $p \leq 0,05$; tabela 2.2.2.1.2.2). Foram também estimadas diferenças de tamanho de *C. julis*, sendo estas maiores na zona de PPI (Wilcoxon *test*, $p = 0,006$).

Tabela 2.2.2.1.2.2.: Resultados de Wilcoxon *test* relativos à análise de abundância, comprimento e biomassa de espécies principais na região de Sagres. Valores de p significativos ($p \leq 0,05$) marcados com * - PPI > PC e com ** - PPI < PC. TML: tamanho mínimo legal de captura.

Espécie/ Variável	Abundância	Comprimento	Biomassa
<i>D. sargus</i>			
<i>D. sargus</i>	0,26	0,012*	0,005*
<i>D. sargus</i> acima de TML	0,065	n/a	0,003*
<i>D. sargus</i> abaixo de TML	0,42	n/a	0,56
<i>D. vulgaris</i>			
<i>D. vulgaris</i>	0,136	0,572	0,037**
<i>D. vulgaris</i> acima de TML	0,029**	n/a	0,025**
<i>D. vulgaris</i> abaixo de TML	0,25	n/a	0,55
Espécies sem interesse comercial			
<i>C. julis</i>	0,68	0,006*	0,13
<i>S. cabrilla</i>	0,13	0,21	0,085
<i>L. bergylta</i>	0,001*	0,063	0,015*

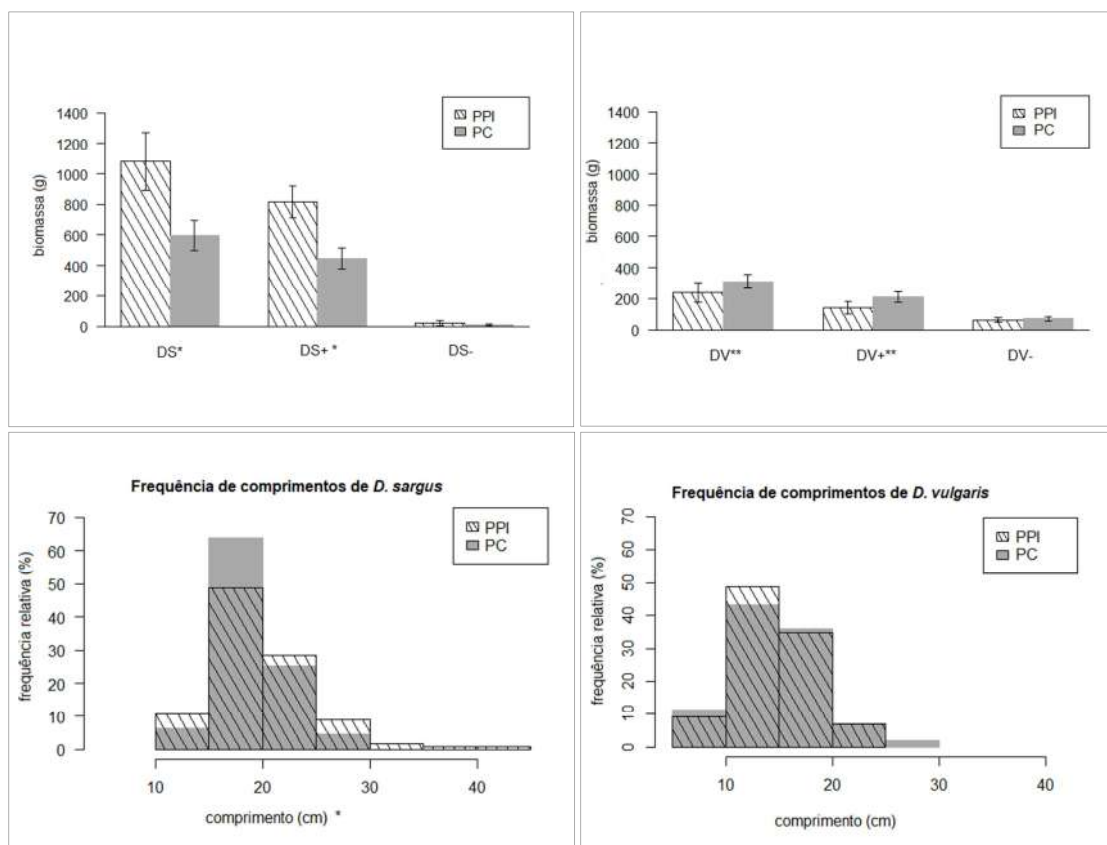


Figura 2.2.2.1.2.3: Biomassa e frequência de comprimentos de *D. sargus* (sargo) e de *D. vulgaris* (safia) na região de Sagres. Valor médio de biomassa \pm erro padrão. DS: *D. sargus*, DS+: *D. sargus* acima de TML, DS-: *D. sargus* abaixo de TML. DV: *D. vulgaris* acima de TML, DV-: *D. vulgaris* abaixo de TML. Diferenças significativas (Wilcoxon test, $p \leq 0,05$) marcadas com * - PPI > PC e ** - PPI < PC. TML: tamanho mínimo legal de captura.

Efeitos da proteção das zonas PT e PPI do Rogil

Caracterização da comunidade amostrada

Na região do Rogil, as CIVE amostraram um total de 24 *taxa* pertencentes a 12 família. A maioria dos *taxa* pertence às famílias Sparidae (8 espécies) e Labridae (6 espécies; Anexos, tabela 2.2.2.3.2). A comunidade incluiu 16 espécies comerciais e 8 sem interesse comercial. As espécies-alvo com maior frequência de ocorrência foram *D. vulgaris* (safia, ocorreu em 96,0% das amostras) e *D. sargus* (sargo, 64,0%) e, nas espécies sem interesse comercial, *S. cabrilla* (garoupa, 84,0%) e *C. julis* (judia, 64,0%).

Foi encontrado o mesmo número de *taxa* ($n = 18$) no conjunto de zonas PT & PPI e na zona PC. Seis espécies, alvo da pesca local, foram exclusivas do conjunto de zonas PT & PPI (*Balistes capriscus*, *Chelon labrosus*, *Pomatomus saltatrix*, *Trachurus trachurus*, *Trisopterus luscus* e *Zeus faber*), enquanto 4 foram exclusivas da zona PC (*Dentex gibbosus*, *Diplodus puntazzo*, *Mullus surmuletus*, *Pagrus auriga*). A riqueza média de espécies (por amostra) mostrou-se ligeiramente superior dentro da zona PC ($6,4 \pm 0,7$) do que dentro da PT&PPI

($5,0 \pm 0,5$), mas as diferenças foram marginalmente não significativas (Wilcoxon test, $p = 0,065$; figura 2.2.2.1.2.5).

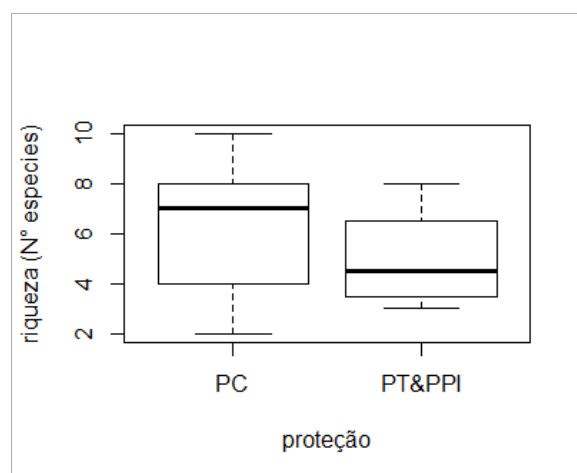


Figura 2.2.2.1.2.5: Gráfico *boxplot* da riqueza de espécies (por amostra) por zona de proteção, na região do Rogil.

Diferenças entre zonas de proteção em grupos de espécies

A análise multivariada demonstrou diferenças significativas entre as zonas de proteção na abundância dos grupos de espécies-alvo acima de TML e no das espécies sem interesse comercial (PERMANOVA, $p \leq 0,05$; tabela 2.2.2.1.2.3). As espécies-alvo com maior contribuição para as diferenças foram *D. vulgaris* (contribuição para as dissimilaridades em abundância: 24,6%) e *D. sargus* (12,9%), as duas com valores de abundância média maiores na zona PC que nas zonas PT & PPI (SIMPER). As espécies sem interesse comercial com maior contribuição para as dissimilaridades na abundância foram *C. julis* (24,3%) e *S. cabrilla* (8,2%), também com maior abundância na zona PC. Os resultados da análise univariada confirmaram que a abundância de grupos de espécies-alvo acima de TML e de espécies sem interesse comercial foi significativamente menor na PT & PPI em relação à zona PC (In:Out ratio \pm CI < 1; figura 2.2.2.1.2.6).

Na análise multivariada da biomassa foram identificadas diferenças significativas entre zonas de proteção no grupo de espécies-alvo acima de TML (PERMANOVA, $p = 0,01$; tabela 2.2.2.1.2.3). As diferenças na biomassa entre as zonas de proteção foram atribuídas principalmente a *D. vulgaris* (contribuição para a dissimilaridade em biomassa: 21,4%), a *D. cervinus* (20,5%) e a *D. sargus* (19,6%), as três espécies com o valor de biomassa média maior na zona PC (SIMPER). No grupo de espécies-alvo acima de TML, mas também no grupo abaixo de TML, os resultados da análise univariada mostraram que a biomassa total

foi significativamente maior dentro da zona PC que nas zonas PT & PPI (In:Out ratio \pm CI < 1; figura 2.2.2.1.2.6).

Tabela 2.2.2.1.2.3: Resultados da análise multivariada (PERMANOVA) de abundância e biomassa em grupos de espécies, na região do Rogil. Valores de p significativos ($p \leq 0,05$) com *. TML: tamanho mínimo legal de captura.

Grupo de espécies	PERMANOVA (p)	
	Abundância	Biomassa
Espécies-alvo acima de TML	0,03*	0,01*
Espécies-alvo abaixo de TML	0,16	0,15
Espécies sem interesse comercial	0,02*	0,57

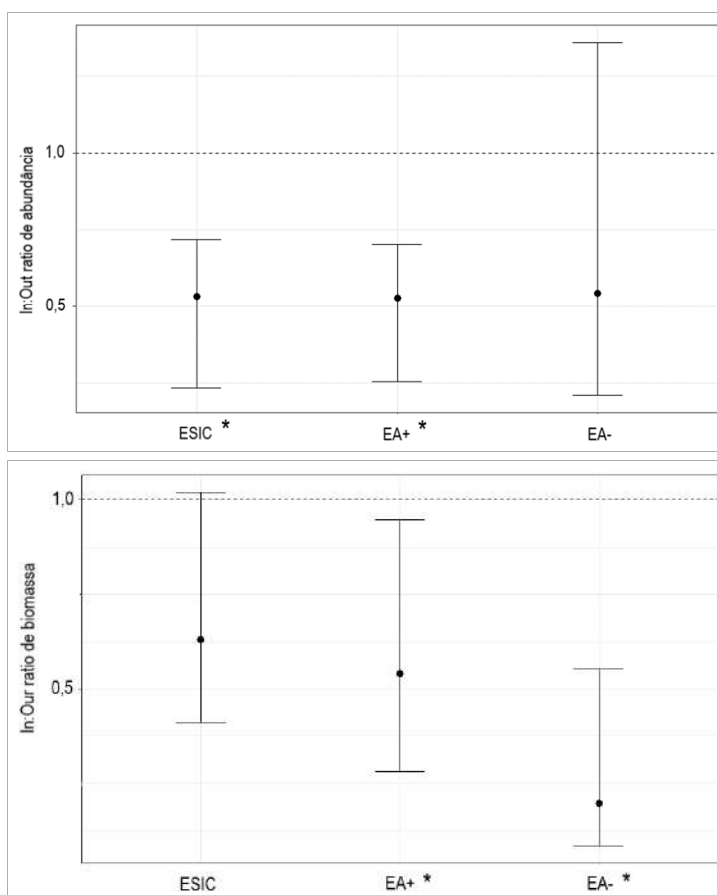


Figura 2.2.2.1.2.6: *In:Out ratios* (valor médio \pm intervalo de confiança de 95%) de abundância e de biomassa por grupo de espécies, na região do Rogil. EA+: espécies-alvo acima de TML, EA-: espécies-alvo abaixo de TML, ESIC: espécies sem interesse comercial. Diferenças significativas (PPI < PC) marcadas com *. TML: tamanho mínimo legal de captura.

Diferenças entre zonas de proteção em espécies principais

A abundância e a biomassa de *D. vulgaris* e de *D. sargus*, tanto no grupo de todos os tamanhos, como no grupo acima de TML, foi significativamente maior dentro da zona PC que nas zonas PT&PPI (Wilcoxon *test*, $p \leq 0,01$; tabela 2.2.2.1.2.4). Não foram encontradas diferenças em *D. vulgaris* abaixo de TML (Wilcoxon *test*, $p > 0,05$; tabela 2.2.2.1.2.4), e os indivíduos abaixo de TML de *D. sargus* foram raramente observados. Em *D. sargus*, o resultado da análise de biomassa foi também confirmado através da análise do comprimento (Wilcoxon *test*, $p = 0,04$), mas não em *D. vulgaris* (Student *t-test*, $p = 0,16$; tabela 2.2.2.1.2.4), sugerindo que as diferenças na biomassa desta espécie se tenham devido maioritariamente a diferenças de abundância. A análise da frequência de comprimentos de *D. sargus* indicou que indivíduos da classe de tamanho 15-20 cm foram mais comuns dentro das zonas PT & PPI, enquanto que os indivíduos da classe de tamanho 20–25 cm foram mais abundantes na zona PC (figura 2.2.2.1.2.7). Uma das espécies principais sem interesse comercial, *S. cabrilla*, também teve maior abundância e biomassa dentro da zona PC (Wilcoxon *test*, $p = 0,003$).

Tabela 2.2.2.1.2.4: Resultados de Wilcoxon *test* ou Student *t-test* relativos às diferenças entre zonas de proteção de abundância, comprimento e biomassa de espécies principais na região do Rogil. Valores significativos ($p \leq 0,05$) marcados com * - PPI < PC. TML: tamanho mínimo legal de captura.

Espécie/ Variável	Abundância	Comprimento	Biomassa
<i>D. sargus</i>			
<i>D. sargus</i>	0,005*	0,04*	0,007*
<i>D. sargus</i> acima de TML	0,006*	n/a	0,005*
<i>D. sargus</i> abaixo de TML	n/a	n/a	n/a
<i>D. vulgaris</i>			
<i>D. vulgaris</i>	0,002*	0,16 (t-test)	0,002*
<i>D. vulgaris</i> acima de TML	0,01*	n/a	0,002*
<i>D. vulgaris</i> abaixo de TML	0,09	n/a	0,052
Espécies sem interesse comercial			
<i>C. julis</i>	0,09	0,08 (t-test)	0,12
<i>S. cabrilla</i>	0,03*	0,29	0,03*

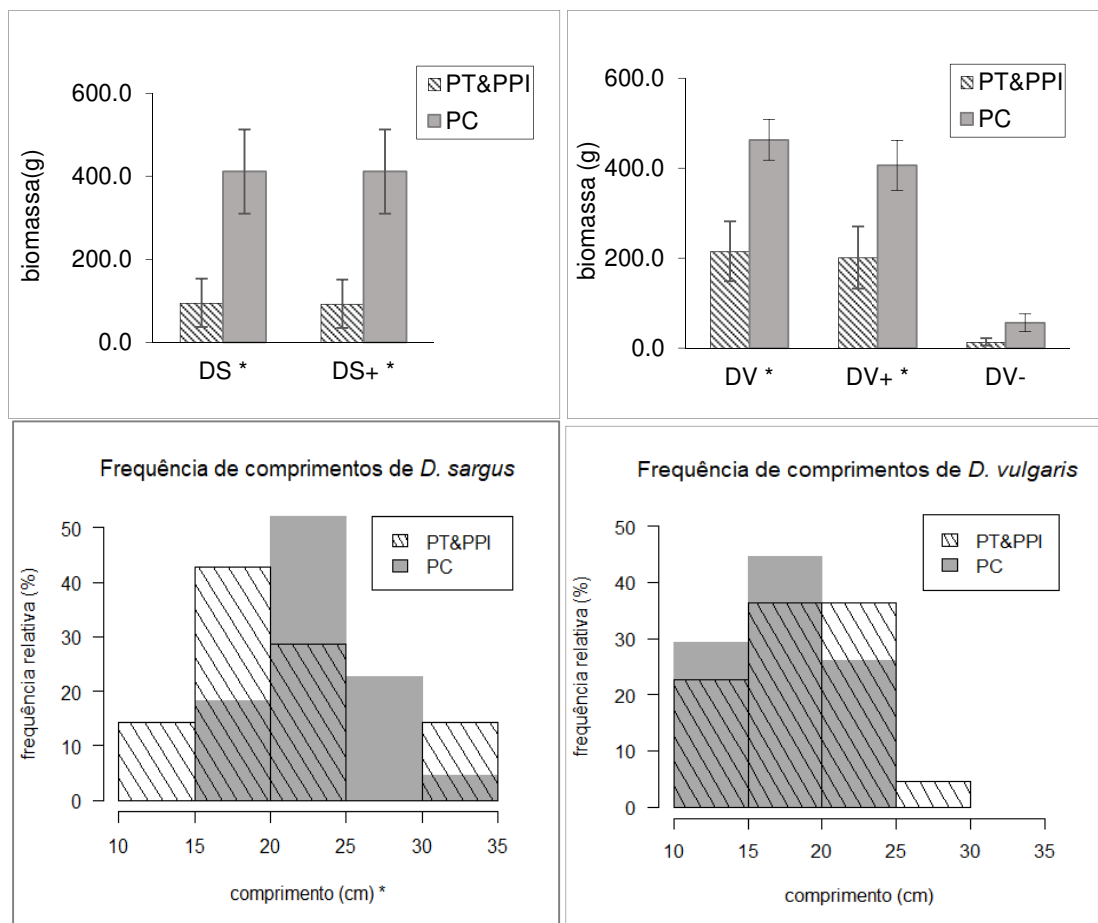


Figura 2.2.2.1.2.7: Biomassa (valor médio \pm erro padrão) e frequência de comprimentos de *D. sargus* (sargo) e de *D. vulgaris* (safia) na região do Rogil. DS: *D. sargus*, DS+: *D. sargus* acima de TML. DV: *D. vulgaris*, DV+: *D. vulgaris* acima de TML, DV-: *D. vulgaris* abaixo de TML. As diferenças significativas são marcadas com * - PPI > PC e ** - PPI < PC. TML: tamanho mínimo legal de captura.

Discussão

Os resultados da amostragem com CIVE na PPI dos Ilhotas do Martinhal sugerem que existiram potenciais efeitos positivos da proteção, visto ter-se encontrado uma maior riqueza e uma maior biomassa da comunidade de peixes e cefalópodes demersais em relação à zona PC. Principalmente, a biomassa de espécies comerciais e de espécies comerciais acima de TML, as espécies e tamanhos que se espera que respondam mais à exclusão da pesca (Bianchi *et al.*, 2000; Lester *et al.*, 2009; Horta e Costa *et al.*, 2013), foi significativamente mais alta na PPI que na PC. Os resultados sugerem que *D. sargus* (sargo), uma das principais espécies-alvo nesta região, beneficiou da proteção em termos de tamanho e de biomassa, e poderá ser uma boa espécie indicadora para avaliar o efeito das medidas de proteção, como já discutido noutra secção deste relatório (2.1.2.2). A abundância e a biomassa de *L. bergylta* (bodião-reticulado), uma das espécies amostradas que atinge maiores dimensões e que é capturada de forma acessória, também foram significativamente maiores na PPI, em comparação com a zona PC adjacente. No entanto, a espécie *D. vulgaris* (safia, também de interesse comercial) parece ter ocorrido com mais

abundância em locais da parte oeste da zona PC (paredes da Atalaia e Grutas), sugerindo uma resposta negativa à proteção. Os resultados negativos nesta espécie podem também estar ligados a competição inter-específica na PPI ou a características do habitat (Sala & Ballesteros, 1997).

Apesar dos resultados significativos obtidos na análise de biomassa, os da análise de abundância não revelaram diferenças suficientes para apoiar a ocorrência de efeitos positivos da proteção. Em geral, o tamanho e a biomassa fornecem uma resposta mais rápida relativamente às medidas de proteção em vigor no PMSACV, pois resultam diretamente da eliminação da pesca que visa a apanha de indivíduos de maior tamanho (Bianchi *et al.*, 2000; Lester *et al.*, 2009; Taylor *et al.*, 2012; Horta e Costa *et al.*, 2013). Os efeitos na abundância podem necessitar de mais anos de proteção para serem detetados, devido à variabilidade de fatores ambientais que afetam o sucesso do recrutamento em organismos marinhos (García-Charton *et al.*, 2004; Shelton & Mangel, 2011).

Além do mais, artes de pesca ilegais (covos) foram encontradas repetidamente dentro da PPI. Neste contexto, a implementação de uma gestão ativa *in situ*, baseada na participação da comunidade local, na fiscalização e na monitorização de longo prazo é fundamental para assegurar o sucesso desta proteção marinha (Giakoumi *et al.*, 2018). Globalmente, os resultados sugerem que a área dos Ilhotes do Martinhal foi benéfica para as espécies de peixes demersais e invertebrados e espera-se que mais efeitos positivos (e.g. na abundância e em número de espécies) ocorram e sejam vistos no futuro.

Na amostragem da comunidade demersal de peixes do conjunto das zonas PT (Pedra da Agulha e Pedra da Carraca) e da PPI do Rogil não foi detetado algum resultado que indique um efeito positivo destas zonas em comparação com a área adjacente (zona PC). Pelo contrário, foram encontradas abundâncias e biomassas significativamente superiores na PC, no grupo de espécies-alvo acima do TML, grupo mais sensível à exclusão da pesca (Bianchi *et al.*, 2000; Lester *et al.*, 2009; Horta et Costa *et al.*, 2013). Duas espécies-alvo, *D. sargus* e *D. vulgaris*, tiveram maior abundância e biomassa na zona PC, tanto no grupo de todos os tamanhos, como no grupo acima do TML. Na espécie *D. sargus*, o mesmo resultado foi confirmado na análise de tamanhos. Os grupos de espécies-alvo abaixo do TML e sem interesse comercial também apresentaram maior biomassa e abundância na zona PC. Estes grupos podem ter sido negativamente afetados por predação, competição ou por habitat biológico, sujeitos a mudanças devido à proteção (McClanahan, 2000; Micheli *et al.*, 2004; Fernández *et al.*, 2016). A espécie *S. cabrilla* é a que mais contribuiu para os resultados no grupo sem interesse comercial. Um estudo prévio na AMP do Parque Natural da Arrábida também sugeriu um efeito negativo da proteção nesta espécie (Horta e Costa *et al.*, 2013). No entanto, por causa da ausência de efeitos positivos no grupo de espécies-alvo acima do TML, constata-se que os resultados podem ter refletido algumas diferenças ao nível do

habitat entre as zonas de proteção, como, por exemplo, a maior dimensão e continuidade do substrato rochoso na PC em relação à PT & PPI, assim como a sua maior complexidade topográfica ou biológica (Instituto Hidrográfico, 2018; ver também o Relatório do Mapeamento de Habitats e de Espécies na área Marinha do PNSACV, *in prep.*), que promovem maior abundância, tamanho e biomassa (García-Charton & Pérez-Rufaza, 2001; Kovalenko *et al.*, 2012). A pequena área das zonas PT (área média de 0,09 m²) também pode ter contribuído para a ausência de efeitos positivos de proteção (Claudet *et al.*, 2008).

Os resultados obtidos na região do Rogil foram baseados numa única campanha de amostragem e é necessário continuar a sua monitorização. Para validar (ou não) estes resultados e conseguir dados com maior representatividade temporal, vai ser preciso repetir a amostragem em várias épocas do ano, durante vários anos. Com uma maior base de dados, será possível distinguir os efeitos do habitat dos efeitos da proteção (Miller & Russ, 2014), por exemplo utilizando categorias de complexidade física dos habitats rochosos.

Em geral, as amostras de vídeo obtidas na região do Rogil têm muito boa qualidade de imagem, mesmo em profundidades superiores a 30 metros, devido à boa visibilidade dentro de água. Este fato indica que as CIVE, que conseguem um número relativamente alto de amostras por dia no mar, podem representar um dos principais métodos a usar na monitorização ecológica do PMSACV, que oferece poucos dias com condições adequadas para monitorização.

2.2.2.2. Câmaras de vídeo estéreo operadas por mergulhador

2.2.2.2.1. Metodologia

Área e método de amostragem

O sistema de câmaras de vídeo estéreo operadas por mergulhador (CVEM) usado pelo CCMAR é composto por duas câmaras de ação, cada uma colocada numa caixa estanque, montadas a 0,4 m uma da outra e direcionadas com um ângulo de 15 graus para dentro (figura 2.2.2.2.1.1). As câmaras de ação usadas são de tipo GoPro, SK8 CAM 4K ou GoPro3 Hero e oferecem uma qualidade de imagem aceitável com baixo custo (Letessier *et al.*, 2015). A configuração das câmaras é a mesma usada no sistema de câmaras iscadas vídeo estéreo (CIVE), com a qualidade de imagem *full HD*. Com uma visibilidade média de água de 3 m, esta configuração resultou numa largura de visão comum do transecto de 2,4 m (largura da área onde os peixes podem ser medidos) e numa largura total do transecto de 6,4 m (largura da área onde a abundância de peixes pode ser contada).



Figura 2.2.2.2.1.1: a) sistema de câmaras de vídeo estéreo operadas por mergulhador (CVEM) utilizado pelo CCMAR (ilustração de Adela Belackova); b) amostragem com CVEM *in situ* (foto: Thomas Riedinger).

Os censos com CVEM foram feitos com mergulho de escafandro autónomo - SCUBA (*Self Operated Underwater Breathing Apparatus*). Na dupla de mergulhadores, um mergulhador esticou a fita métrica para traçar o transecto, enquanto o outro mergulhador estava a gravar o vídeo estéreo da comunidade de peixes e outros organismos demersais. Os mergulhadores nadaram ao lado um do outro, ao longo da fita métrica. O comprimento de cada transecto foi de 30 m, fornecendo uma área comum de transecto de 72 m² (área onde os peixes foram medidos) e uma área total de transecto de 193 m² (área onde os peixes foram contados). Durante cada campanha de amostragem, foram realizados três transectos (separados por uma distância de 10 m) em cada local de amostragem. Os mergulhadores nadaram a uma distância máxima de um metro acima do substrato, à velocidade constante

de $\pm 8 \text{ m.s}^{-1}$. As câmaras foram apontadas em frente, ligeiramente inclinadas para o substrato. Quando foi necessário, o mergulhador virou as câmaras em direção aos peixes observados, para garantir a gravação dos indivíduos com as duas câmaras ao mesmo tempo, de modo a permitira a sua medição na análise do vídeo estéreo.

As CVEM foram usadas para a monitorização da zona de Proteção Parcial de tipo I (PPI) dos Ilhotes do Martinhal, na proximidade de Sagres. Entre março e agosto de 2018, três campanhas de amostragem foram realizadas (dois dias por campanha). Durante cada campanha, foram amostrados dois locais dentro da zona PPI e outros dois ou três locais dentro da zona de Proteção Complementar (PC), a oeste da PPI e a este da PPI (figura 2.2.2.1.2). Em cada local, foram amostrados três transectos em fundos rochosos subtidais.

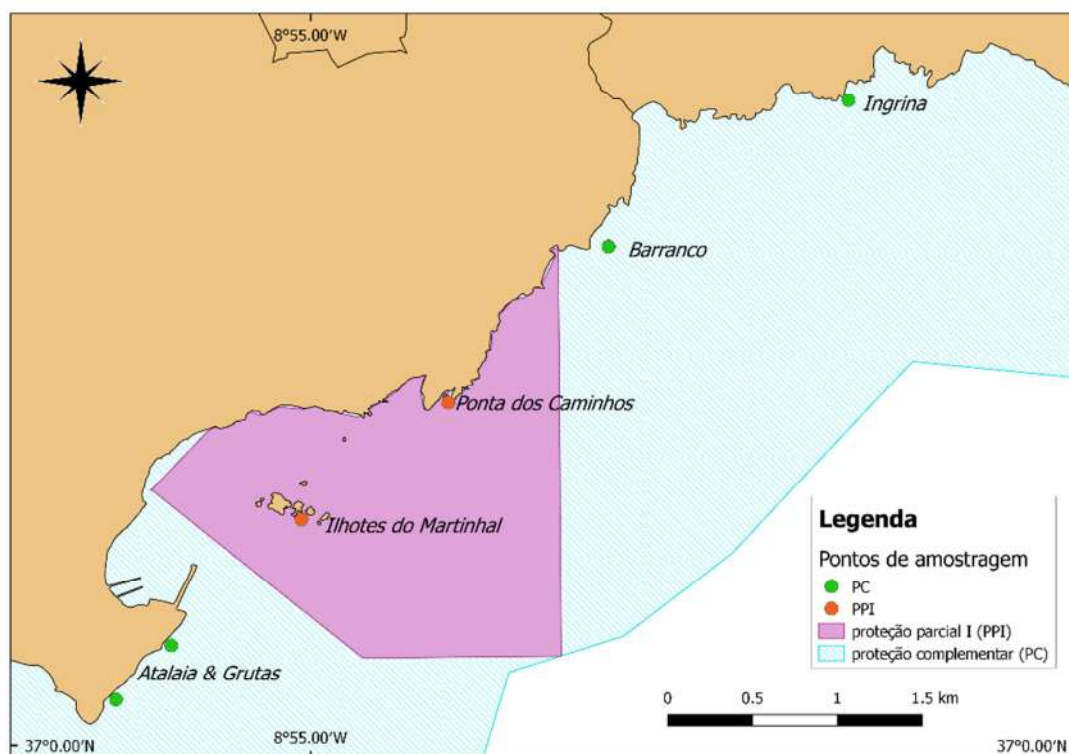


Figura 2.2.2.1.2: Locais de amostragem com câmaras de vídeo estéreo operadas por mergulhador (CVEM) na monitorização da Proteção Parcial de tipo I. (PPI) dos Ilhotes do Martinhal, na região de Sagres. Parte oeste da zona PC: Atalaia & Grutas; parte este da PC: Barranco, Ingrina.

Processamento de gravações de vídeo e análise de dados

O procedimento de calibração e a análise de gravações de vídeo estéreo seguiram os passos referidos no estudo com câmaras iscadas vídeo estéreo (CIVE, capítulo 2.2.2.1.1), usando o *software* VidSync (Neuswanger *et al.*, 2016). Houve uma única diferença na análise de vídeo, pois não foi escolhida a imagem Nmax, mas usou-se uma contagem contínua para obter a abundância de cada espécie. Os peixes que apareceram detrás do

mergulhador não foram contados (Goetze *et al.*, 2015). Todos os indivíduos contados foram também medidos se apareceram na área de visão comum das duas câmaras. A biomassa de cada indivíduo de peixe e de invertebrado com valor comercial foi calculada através da relação entre comprimento e peso de cada espécie, tal como na análise com CIVE (Gonçalves *et al.*, 1997; Borges *et al.*, 2000; Morato *et al.*, 2001; Morey *et al.*, 2003; Veiga *et al.*, 2009; Froese & Pauly, 2019). A abundância de cada espécie multiplicada pela sua biomassa média em cada amostra forneceu o valor de biomassa de cada espécie por amostra (Willis *et al.*, 2003). Em espécies-alvo acima e abaixo do tamanho mínimo legal de captura (TML), usou-se a soma da biomassa de indivíduos de cada espécie. Depois, a abundância total e a biomassa total foram calculadas como soma de todas as espécies por amostra. Além disso, foi exprimida a frequência de ocorrência de cada espécie, a riqueza total de espécies (pela área total e por cada zona de proteção) e a riqueza de espécies por amostra: frequência de ocorrência (%) = (número de quadrados por espécie/ número de quadrados amostrados) x 100.

Usaram-se análises multivariadas e univariadas para investigar diferenças de abundância, tamanho e biomassa de peixes e invertebrados comerciais entre a zona de Proteção Parcial de tipo I (PPI) dos Ilhotes do Martinhal e a zona adjacente de Proteção Complementar (PC). Os seguintes grupos de espécies foram avaliados na análise: todas as espécies demersais, espécies comerciais, espécies comerciais acima do tamanho mínimo legal de captura (TML), espécies comerciais abaixo de TML e espécies sem interesse comercial. Para identificar diferenças entre zonas de proteção por grupo de espécies, usou-se a análise multivariada PERMANOVA com o programa PRIMER 6.0 (Anderson, 2005; Clarke & Gorley, 2006). Os dados de abundância e de biomassa de grupos de espécies foram transformados com raiz quadrada e foi usado o índice de similaridade de Bray-Curtis (Clarke & Warwick, 2001).

Além disso, as diferenças de riqueza específica por amostra, abundância total e biomassa total de grupos de espécies foram analisadas através de análises univariadas com o programa R, versão 3.4.3 (R Core Team, 2017). Conforme os resultados da distribuição normal, foram usados testes não-paramétricos (Kruskal-Wallis *test*, Wilcoxon *test*; Dytham, 2011; Montgomery & Runger, 2003; Gardener, 2017). A análise univariada também foi usada para investigar diferenças de abundância, tamanho e biomassa de espécies principais (com maiores ocorrências): *Diplodus sargus* (sargo), *Diplodus vulgaris* (safia), *Coris julis* (judia), *Serranus cabrilla* (garoupa) e *Labrus bergylta* (bodião-reticulado).

2.2.2.2. Resultados e discussão

Caracterização da comunidade amostrada

Os censos visuais com CVEM amostraram um total de 15 *taxa* que pertencem a 7 famílias. A maioria dos *taxa* pertence às famílias Sparidae (5 espécies) e Labridae (5 espécies; Anexos, tabela 2.2.2.3.1). A comunidade inclui 8 espécies comerciais e 7 sem interesse comercial. Além dos peixes demersais, foi observada uma espécie comercial de moluscos (*Sepia officinalis*). Como no estudo com CIVE, a boga-do-mar (*Boops boops*) foi observada, mas não foi incluída na análise de dados devido ao seu modo de vida semipelágico e baixa ligação ao substrato rochoso. As espécies-alvo com maior frequência de ocorrência (FO) foram *Diplodus vulgaris* (FO: 82,1%) e *Diplodus sargus* (74,4%). As espécies sem interesse comercial mais comuns foram *Coris julis* (97,4%), *Serranus cabrilla* (46,2%) e *Labrus berrgylta* (43,6%; Anexos, tabela 2.2.2.3.1).

Foram encontrados 10 *taxa* na zona PPI e 14 *taxa* na zona PC (13 na parte oeste e 12 na parte este). Cinco espécies foram observadas exclusivamente na zona PC (*Diplodus cervinus*, *Chromis chromis*, *Oblada melanura*, *Mullus surmuletus*) enquanto só um táxon foi exclusivo na zona PP (Mugilidae). A riqueza de espécies não mostrou diferenças significativas entre as zonas de proteção (PPI: $4,22 \pm 0,34$, PC: $5,19 \pm 0,60$; Wilcoxon test, $p = 0,09$; figura 2.2.2.2.1), embora a riqueza tenha sido significativamente maior na parte oeste da zona PC do que na zona PP (Wilcoxon test, $p = 0,009$). Além disso, foram registadas numa ocasião artes de pesca ilegal (covos destinados à captura de polvo-vulgar) dentro da zona PPI.

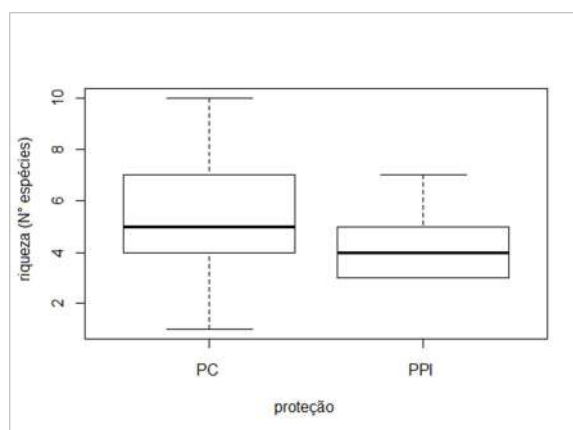


Figura 2.2.2.2.1: Gráfico *boxplot* da riqueza de espécies por zona de proteção, na região de Sagres (resultados do estudo com CVEM). PC: Proteção Complementar, PPI: Proteção Parcial de tipo I.

Diferenças entre zonas de proteção em grupos de espécies

A análise multivariada não detetou diferenças significativas de abundância ou biomassa nos grupos de espécies considerados (todas as espécies demersais, espécies-alvo, espécies-alvo acima de TML, espécies-alvo abaixo de TML, espécies sem interesse comercial) entre as zonas PPI e PC (PERMANOVA, $p > 0,05$; tabela 2.2.2.2.1 e figura 2.2.2.2.2). A única diferença significativa em grupos de espécies entre as zonas PPI e PC foi registada na abundância total de espécies-alvo abaixo de TML, maior dentro da zona PPI (Wilcoxon *test*, $p = 0,04$; tabela 2.2.2.2.1). A abundância total e a biomassa total de espécies-alvo foram maiores na parte oeste da zona PC em relação à zona PPI (Wilcoxon *test*, $p \leq 0,05$). Na parte este da zona PC, a abundância total e a biomassa total do grupo de espécies-alvo acima e abaixo do TML foram menores que dentro da zona PPI (Wilcoxon *test*, $p \leq 0,05$).

Tabela 2.2.2.2.1: Resultados de análise multivariada (PERMANOVA) e univariada (Wilcoxon *test*) de abundância e biomassa de grupos de espécies na região de Sagres (resultados do estudo com CVEM). Valores de p significativos ($p < 0,05$) com *; pelo Wilcoxon *test*, PPI > PC com *. TML: tamanho mínimo legal de captura.

Grupo de espécies	PERMANOVA		Wilcoxon <i>test</i>	
	Abundância	Biomassa	Abundância total	Biomassa total
Todas as espécies demersais	0,17	0,06	0,30	0,20
Espécies-alvo	0,10	0,24	0,57	0,53
Espécies-alvo acima de TML	0,76	0,22	0,62	0,18
Espécies-alvo abaixo de TML	0,83	0,83	0,04*	0,07
Espécies sem interesse comercial	0,27	0,35	0,21	0,06

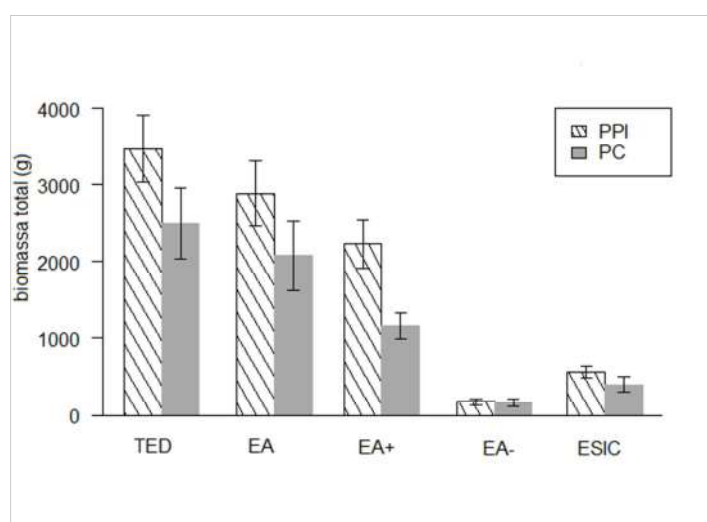


Figura 2.2.2.2.2: Biomassa total (média \pm erro padrão) de grupos de espécies em zonas de proteção, na região de Sagres (resultados do estudo com CVEM). PPI: Proteção Parcial de tipo I, PC: Proteção Complementar, TED: todas espécies demersais, EA: espécies-alvo, EA+: espécies-alvo acima de TML, EA-: espécies-alvo abaixo de TML, ESIC: espécies sem interesse comercial. Diferenças significativas marcadas com * - PPI > PC. TML: tamanho mínimo legal de captura.

Diferenças entre zonas de proteção em espécies principais

Não foram encontradas diferenças de abundância, tamanho ou biomassa de *D. sargus* entre as duas zonas de proteção (Wilcoxon *test*, $p > 0,05$; tabela 2.2.2.2.2). Os dados de *D. sargus* abaixo de TML não foram analisados estatisticamente porque o número de indivíduos amostrados foi baixo ($n = 3$). Os indivíduos da classe de tamanho 15-20 cm foram os mais frequentes nas duas zonas de proteção (figura 2.2.2.2.3). Não existiram diferenças em abundância ou biomassa de *D. vulgaris*, considerando indivíduos acima do TML, entre as duas zonas de proteção (Wilcoxon *test*, $p > 0,05$). Contudo, a abundância e a biomassa de *D. vulgaris* em indivíduos acima de TML foram maiores na parte oeste da zona PC que dentro da zona PPI (Wilcoxon *test*, $p < 0,05$). Abaixo do TML, a biomassa de *D. vulgaris* foi significativamente maior dentro da zona PPI do que na zona PC (Wilcoxon *test*, $p = 0,04$; tabela 2.2.2.2.2). A abundância abaixo de TML seguiu a mesma tendência, embora marginalmente não significativa (Wilcoxon *test*, $p = 0,06$). A análise da frequência de comprimentos indicou que indivíduos da classe de tamanho 10-15 cm foram os mais comuns dentro da zona PPI, enquanto indivíduos acima de 15 cm foram mais frequentes nas amostras da zona PC (figura 2.2.2.2.3). As diferenças de tamanho de *D. vulgaris* entre zonas de proteção foram marginalmente não significativas (Wilcoxon *test*, $p = 0,053$), tendo o tamanho médio sido maior dentro da zona PC (figura 2.2.2.2.3).

Tabela 2.2.2.2.2: Resultados de Wilcoxon *test* relativos à variação da abundância, do comprimento e da biomassa de espécies principais na região de Sagres (resultados do estudo com CVEM). Valores de p significativos ($p \leq 0,05$) marcadas com * - PPI > PC e ** - PPI < PC. TML: tamanho mínimo legal de captura.

Espécie/ Variável	Abundância	Comprimento	Biomassa
<i>D. sargus</i>			
<i>D. sargus</i>	0,91	0,96	0,76
<i>D. sargus</i> acima de TML	0,73	-	0,61
<i>D. vulgaris</i>			
<i>D. vulgaris</i>	0,66	0,053	0,68
<i>D. vulgaris</i> acima de TML	0,91	-	0,79
<i>D. vulgaris</i> abaixo de TML	0,06	-	0,04*
Espécies sem interesse comercial			
<i>C. julis</i>	0,75	0,008**	0,38
<i>S. cabrilla</i>	0,077	-	0,24
<i>L. bergylta</i>	0,78	-	0,74

Em espécies principais sem interesse comercial (*C. julis*, *S. cabrilla*, *L. bergylta*) não foram identificadas diferenças de abundância ou biomassa entre as duas zonas de proteção (Wilcoxon test, $p > 0,05$; tabela 2.2.2.2.2). O tamanho de *C. julis* foi maior dentro da zona PC (Wilcoxon test, $p = 0,08$; tabela 2.2.2.2.2) devido aos maiores tamanhos na parte este da PC (Wilcoxon test, $p = 0,01$). Ao contrário, a abundância de *C. julis* e de *S. cabrilla* foi significativamente maior na parte oeste da PC que dentro da PPI (Wilcoxon test, $p \leq 0,05$). As diferenças de tamanhos de *S. cabrilla* e *L. bergylta* não foram analisadas por causa do baixo número de indivíduos medidos em cada zona de proteção.

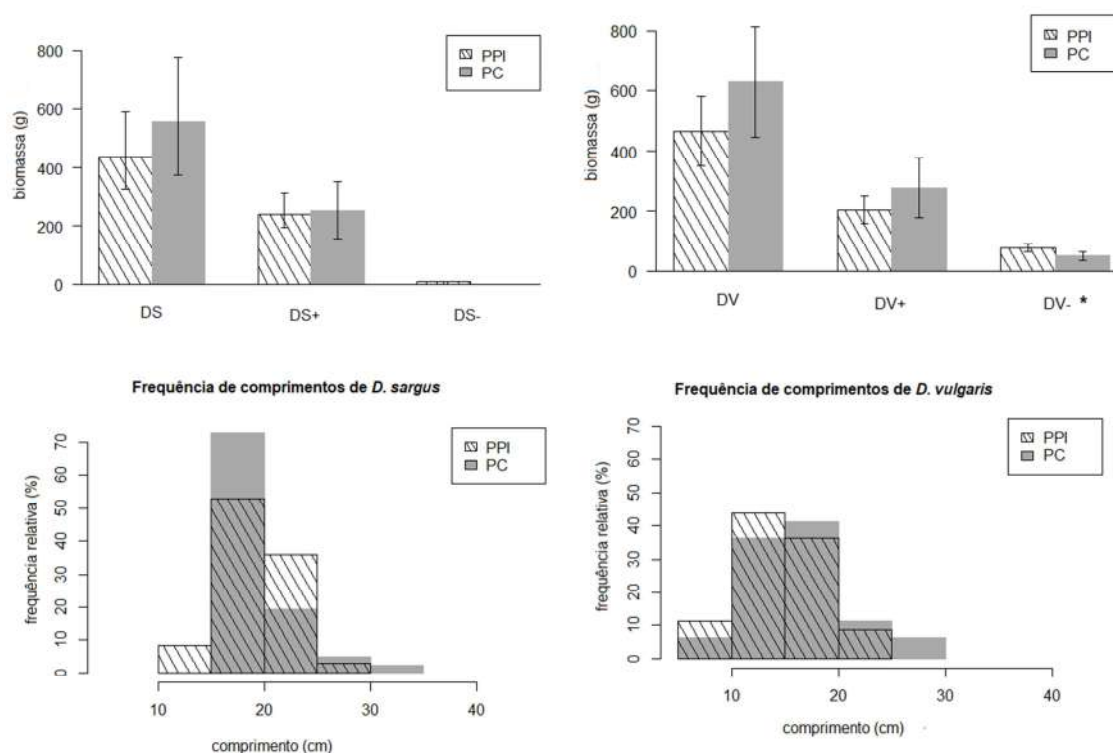


Figura 2.2.2.2.3: Biomassa (valor médio \pm erro padrão) e frequência de comprimentos de *D. sargus* (sargo) e *D. vulgaris* (safía) na região de Sagres (resultados do estudo com CVEM). DS: *D. sargus*, DS+: *D. sargus* acima de TML, DS-: *D. sargus* abaixo de TML. DV: *D. vulgaris*, DV+: *D. vulgaris* acima de TML, DV-: *D. vulgaris* abaixo de TML. Diferenças significativas marcadas com * - PPI > PC e ** - PPI < PC. TML: tamanho mínimo legal de captura.

Discussão

Os resultados da amostragem com câmaras vídeo estéreo operadas por mergulhador (CVEM) na PPI dos Ilhotes do Martinhal e nas áreas adjacentes mostraram poucas diferenças entre níveis de proteção. Não foram identificados efeitos de proteção positivos da zona PPI na abundância ou na biomassa de espécies-alvo ou de espécies-alvo acima de TML, os dois grupos que se espera que respondam mais à exclusão de pesca (Bianchi *et al.*, 2000; Lester *et al.*, 2009; Horta e Costa *et al.*, 2013). No entanto, os resultados obtidos

na zona PC dividida em parte oeste e este indicaram que na parte oeste ocorreram mais peixes demersais do que na zona PPI. Primeiro, as CVEM detetaram mais adultos de *D. vulgaris* (safia) em locais da parte oeste da zona PC, validando o mesmo resultado obtido com CIVE. Segundo, as espécies sem interesse comercial, *C. julis* (judia) e *S. cabrilla* (garoupa), foram mais abundantes dentro dos locais da parte oeste da zona PC em comparação com a zona PPI. Além do mais, o mesmo resultado foi obtido na riqueza de espécies. Portanto, os resultados obtidos na parte oeste da zona PC indicam que a falésia da Atalaia e das Grutas a oeste da zona PC são importantes para peixes demersais, embora este local não esteja agora protegido da pesca (a pesca lúdica foi interdita neste local entre 2009¹ e 2011).

Como resultado complementar aos resultados do estudo com CIVE, as CVEM revelaram que, dentro da PPI, foi observada uma maior proporção de grupo de espécies-alvo abaixo de TML que nos locais adjacentes (zona PC), devido principalmente aos juvenis de *D. vulgaris*. Estes resultados sugerem que os indivíduos de *D. vulgaris* partem da PPI quando adultos. Outro resultado do estudo com CVEM, que indicou maior tamanho de *C. julis* na zona PC, foi oposto ao obtido com CIVE.

Relativamente à comunidade amostrada, as CVEM amostraram as espécies mais comuns e conspícuas (por exemplo, *D. vulgaris*) com sucesso, mas não foram eficazes na amostragem de espécies mais crípticas (por exemplo, *Symphodus* spp. ou *S. cabrilla*). Estes resultados estão em linha com estudos prévios (Tessier *et al.*, 2013; Goetze *et al.*, 2015). A riqueza de espécies demersais foi relativamente baixa, atingiu metade do valor observado com CIVE na mesma área. Estes resultados podem ser explicados pelos efeitos negativos da presença de um mergulhador no comportamento de algumas espécies de peixes (Cole *et al.*, 1994, Pais & Cabral, 2017), em combinação com a relativamente baixa visibilidade da água, outro fator limitante (Unsworth *et al.*, 2014) que influenciou mais a capacidade de deteção das CVEM que das CIVE. Por outro lado, a presença de isco nas CIVE permitiu atrair mais espécies, incluindo indivíduos de tamanhos grandes, tendo-se com elas obtido valores mais elevados de riqueza e biomassa. É também importante mencionar que o tempo de amostragem pode ter influenciado a riqueza amostrada, tendo este tempo sido superior nas CIVE (30 minutos; nas CVEM, ± 4 minutos por transecto).

Algumas alterações ao sistema CVEM poderiam melhorar a eficiência da amostragem. I) A utilização de câmaras com sensores mais sensíveis poderia melhorar a deteção de peixes crípticos. II) Uma amplificação da largura de visão comum das duas câmaras estéreo poderia acrescentar a proporção de indivíduos medidos, melhorando o poder estatístico dos dados. Esta amplificação pode ser atingida através do aumento da distância entre as duas

¹ Portaria 143/2009, de 5 de fevereiro.

câmaras, do aumento do ângulo de visão de cada câmara e da diminuição do ângulo de direção das duas câmaras. O efeito destas alterações na precisão de medições deve ser avaliado e as alterações devem ser otimizadas. O guia o mais atualizado de configuração das CIVE, que é também de relevância para as CVEM, foi publicado por Langlois *et al.* (2020). III) O aumento no número de pontos de amostragem também proporcionaria uma maior cobertura espacial e melhoraria a representatividade dos dados das CVEM. IV) Uma escolha ainda mais rigorosa de condições de visibilidade na água que nos outros métodos (CIVE ou censos visuais por mergulho).



Sargo-safia (*Diplodus vulgaris*; foto de Pedro Veiga)

2.2.2.3. Anexos

Tabela 2.2.2.3.1: Espécies amostradas na monitorização da Proteção Parcial dos Ilhotes do Martinhal (região de Sagres) com censos visuais por câmaras iscadas vídeo estéreo (CIVE) e câmaras de vídeo estéreo operadas por mergulhador (CVEM). *Status* comercial (SC): espécie-alvo (EA) ou sem interesse comercial (ESIC), frequência de ocorrência (FO) em %, espécies não amostradas pelo método (-), presença (✓) ou ausência (X) na zona de proteção: Proteção Parcial de tipo I (PPI) ou Proteção Complementar (PC).

Família	Nome científico	SC	CIVE			CVEM		
			FO (%)	PPI	PC	FO (%)	PPI	PC
Congridae	<i>Conger conger</i>	EA	1,7	X	✓	-	X	X
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	EA	3,3	✓	✓	-	X	X
Gadidae	<i>Trisopterus luscus</i>	EA	1,7	X	✓	-	X	X
Carangidae	<i>Pseudocaranx dentex</i>	ESIC	1,7	X	✓	-	X	X
	<i>Trachurus trachurus</i>	EA	8,3	✓	✓	-	X	X
Labridae	<i>Centrolabrus exoletus</i>	ESIC	30,0	✓	✓	15,4	✓	✓
	<i>Coris julis</i>	ESIC	98,3	✓	✓	97,4	✓	✓
	<i>Ctenolabrus rupestris</i>	ESIC	41,7	✓	✓	23,1	✓	✓
	<i>Labrus bergylta</i>	ESIC	36,7	✓	✓	43,6	✓	✓
	<i>Labrus mixtus</i>	ESIC	3,3	✓	✓	-	X	X
	<i>Symphodus</i> spp.	ESIC	18,3	✓	✓	25,6	✓	✓
Haemulidae	<i>Plectorhinchus mediterraneus</i>	ESIC	1,7	✓	X	-	X	X
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	EA	10,0	✓	✓	-	X	X
Mugilidae	<i>Mugilidae</i>	EA	30,0	✓	✓	25,6	✓	✓
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	EA	1,7	X	✓	5,1	X	✓
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	ESIC	3,3	X	✓	10,3	X	✓
Serranidae	<i>Serranus atricauda</i>	ESIC	3,3	X	✓	-	X	X
	<i>Serranus cabrilla</i>	ESIC	81,7	✓	✓	46,2	✓	✓
Sparidae	<i>Diplodus cervinus</i>	EA	20,0	✓	✓	2,6	X	✓
	<i>Diplodus sargus</i>	EA	96,7	✓	✓	74,4	✓	✓
	<i>Diplodus vulgaris</i>	EA	95,0	✓	✓	82,1	✓	✓
	<i>Oblada melanura</i>	EA	20,0	✓	✓	10,3	X	✓
	<i>Pagrus auriga</i>	EA	10,0	✓	X	-	X	X
	<i>Pagrus pagrus</i>	EA	1,7	✓	X	-	X	X
	<i>Sarpa salpa</i>	EA	11,7	✓	✓	-	X	X
	<i>Sparus aurata</i>	EA	3,3	X	✓	-	X	X
	<i>Spondylisoma cantharus</i>	EA	6,7	✓	✓	-	X	X
Loliginidae	<i>Loligo vulgaris</i>	EA	5,0	✓	X	-	X	X
Octopodidae	<i>Octopus vulgaris</i>	EA	20,0	✓	✓	-	X	X
Sepiidae	<i>Sepia officinalis</i>	EA	5,0	X	✓	5,1	X	✓

Tabela 2.2.2.3.2: Espécies amostradas na monitorização da Proteção Total (Pedra da Agulha, Pedra da Carraca) e da Proteção Parcial do Rogil (região do Rogil) com censos visuais por câmaras iscadas vídeo estéreo (CIVE). *Status* comercial (SC): espécie-alvo (EA) ou sem interesse comercial (ESIC), frequência de ocorrência (FO) em %, zona de proteção: Proteção Total e Proteção Parcial de tipo I (PT&PPI), Proteção Complementar (PC).

Família	Nome científico	SC	FO %		
			Toda área	PT&PPI	PC
Balistidae	<i>Balistes capriscus</i>	EA	8,0	16,7	0,0
Carangidae	<i>Trachurus trachurus</i>	EA	4,0	8,3	0,0
Gadidae	<i>Trisopterus luscus</i>	EA	4,0	8,3	0,0
Labridae	<i>Centrolabrus exoletus</i>	ESIC	16,0	8,3	23,1
	<i>Coris julis</i>	ESIC	64,0	58,3	69,2
	<i>Ctenolabrus rupestris</i>	ESIC	28,0	8,3	46,2
	<i>Labrus bergylta</i>	ESIC	40,0	33,3	46,2
	<i>Symphodus bailloni</i>	ESIC	24,0	16,7	30,8
	<i>Symphodus sp.</i>	ESIC	8,0	8,3	7,7
Molidae	<i>Mola mola</i>	ESIC	4,0	0,0	8,3
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	EA	12,0	16,7	7,7
Mugilidae	<i>Chelon labrosus</i>	EA	8,0	16,7	0,0
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	EA	4,0	0,0	7,7
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>	EA	4,0	8,3	0,0
Serranidae	<i>Serranus cabrilla</i>	ESIC	84,0	75,0	92,3
Sparidae	<i>Boops boops</i>	EA	28,0	50,0	7,7
	<i>Dentex gibbosus</i>	EA	4,0	0,0	7,7
	<i>Diplodus cervinus</i>	EA	36,0	25,0	46,2
	<i>Diplodus puntazzo</i>	EA	4,0	0,0	7,7
	<i>Diplodus sargus</i>	EA	64,0	41,7	84,6
	<i>Diplodus vulgaris</i>	EA	96,0	91,7	100,0
	<i>Pagrus auriga</i>	EA	4,0	0,0	7,7
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	EA	8,0	0,0	15,4
Zeidae	<i>Zeus faber</i>	EA	4,0	8,3	0,0

2.2.3. Costa alentejana - câmaras iscadas de vídeo estéreo

2.2.3.1. Metodologia

Para avaliar se a proteção implementada na costa alentejana do PNSACV desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica), nomeadamente a criação de áreas marinhas de proteção total e parcial (AMP), com interdição total ou parcial da pesca, causou efeitos locais, diretos ou indiretos, como o aumento da abundância ou da biomassa de espécies exploradas de peixes e invertebrados, e alterações na biodiversidade ou na estrutura da comunidade, realizaram-se censos visuais com câmaras iscadas de vídeo estéreo em fundos rochosos subtidais (permanentemente imersos).

Na costa alentejana do PNSACV, este estudo incidiu nas áreas marinhas de proteção parcial do tipo I (PPI) da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão, nas quais foram amostradas duas áreas, tendo também sido amostradas áreas de controlo adjacentes, a norte e a sul destas PPI, localizadas em áreas de proteção complementar (PC; figura 2.2.3.1.1). Na amostragem das diferentes áreas foram aleatoriamente escolhidos locais com características físicas semelhantes, dominados por fundos rochosos e diretamente expostos à ondulação. As áreas de controlo foram escolhidas aleatoriamente e de modo a serem semelhantes em termos de intensidade de exploração pesqueira. Os trabalhos de amostragem foram efetuados com uma embarcação, tendo a deteção de fundos rochosos sido feita com uma sonda batimétrica, também usada para medir a profundidade do fundo amostrado em cada área e data. A profundidade de amostragem foi, em média, de cerca de 10,9 m, e variou entre 7 e 16 m.

A amostragem foi realizada em setembro e outubro de 2020, durante o período diurno e em dias com agitação marítima reduzida, considerando duas datas aleatoriamente escolhidas em cada região (da Ilha do Pessegueiro ou do Cabo Sardão). Em cada área e data foram amostradas duas réplicas. No presente relatório são apresentados resultados deste estudo obtidos na primeira data, amostrada em setembro de 2020. Nesta data, a amostragem efetuada na área Ilha do Pessegueiro Norte é composta por uma réplica, atendendo a que a outra réplica obtida nesta área e data apresentou imagens com visibilidade insuficiente e este problema não foi identificado na visualização prévia da gravação, feita a bordo duma embarcação.

Foram usadas duas estruturas metálicas, cada uma equipada com duas câmaras de ação (SK8 CAM 4K), entre as quais foi colocada uma caixa de rede plástica com isco (figuras 2.2.3.1.2 e 2.2.3.1.3). Em cada estrutura, as câmaras distavam 67 cm uma da outra e eram dirigidas para a caixa de isco com um ângulo de 8 graus. A caixa de rede com isco distava 1 m da barra metálica em que as câmaras estavam fixas.



Figura 2.2.3.1.1. Áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV, no âmbito do projeto MARSW, com câmaras iscadas de vídeo estéreo. A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I (PPI); a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar; a cor branca, limites do PNSACV e das PPI da Ilha do Pessegueiro (a norte) e do Cabo Sardão.

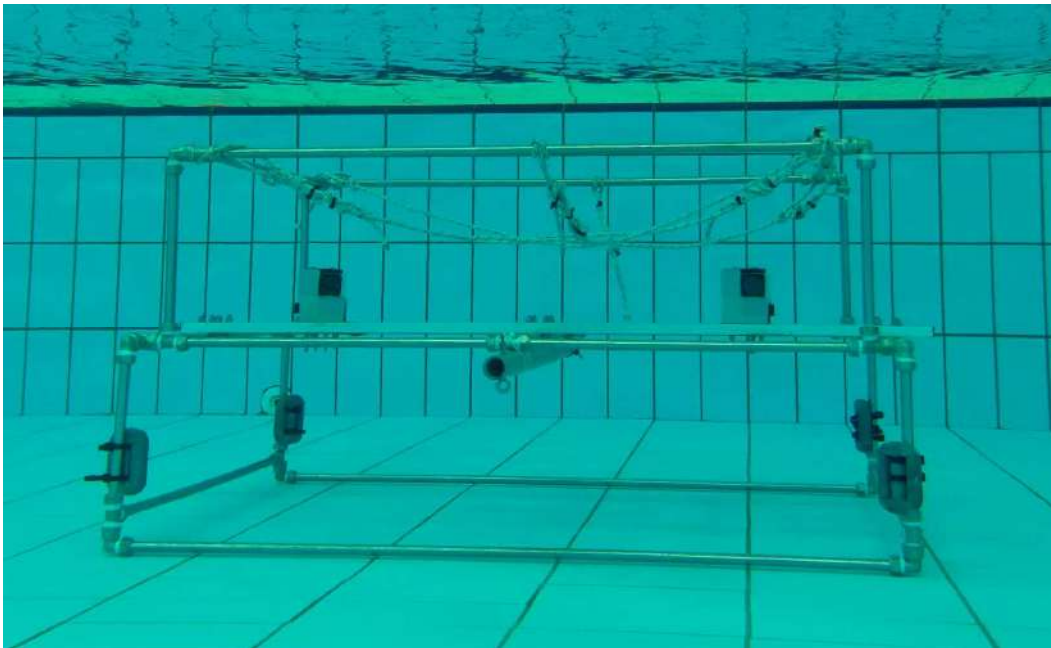


Figura 2.2.3.1.2. Estrutura metálica com câmaras de vídeo estéreo desenvolvida na Universidade de Évora e utilizada no estudo do projeto MARSW de censos visuais por vídeo realizado na costa alentejana do PNSACV. Nesta imagem, a estrutura não está equipada com a caixa de rede onde se coloca o isco.

Em cada área e data de amostragem foram colocadas duas estruturas a amostrar simultaneamente, separadas por uma distância mínima de 200 m. O isco usado é composto por sardinha (*Sardina pilchardus*) esmagada, tendo sido colocada, aproximadamente, a mesma quantidade de isco fresco em cada réplica.



Figura 2.2.3.1.3. Imagem obtida pela câmara direita duma estrutura com câmaras de vídeo estéreo, equipada com caixa de rede com isco e pronta a ser imersa na costa alentejana do PNSACV, a partir de uma embarcação.

Em cada réplica foram gravados aproximadamente 30 minutos de vídeo (Capaz, 2013), com resolução de 4k e 30 fps (*frames* por segundo). A gravação de cada réplica foi verificada a bordo da embarcação, logo após a amostragem, nomeadamente no que diz respeito à

dominância de substrato rochoso e à ausência de obstáculos em frente às câmaras, tendo sido repetida se estas características não correspondiam ao pretendido.



Figura 2.2.3.1.4. Sargo-veado (*Diplodus cervinus*) e sargo-safia (*Diplodus vulgaris*) observados numa gravação de câmara de vídeo estéreo efetuada na costa alentejana do PNSACV.

Na calibração das câmaras de vídeo foi seguido o procedimento descrito por Olsen & Westneat (2015), com recurso ao pacote StereoMorph (versão 1.6.3) do programa *open-source* R (R Core Team, 2016).

O processamento, a sincronização e a separação dos vídeos em *frames*, para posterior análise e medição, foram realizados com o programa *open-source* Ffmpeg. Em cada réplica, foi determinado o número máximo de indivíduos de cada táxon observado no mesmo *frame* (Nmax). Este número máximo de indivíduos foi utilizado neste estudo como medida da abundância de cada táxon (Cappo *et al.*, 2003).

As medições do tamanho dos indivíduos dum determinado táxon foram realizadas com o programa StereoMorph (Olsen & Westneat, 2015), utilizando as imagens (*frames*) onde se observou o respetivo Nmax. Nos peixes foi medido o comprimento total e, nos cefalópodes, o comprimento total do manto. Os valores de comprimento assim estimados foram convertidos em biomassa, usando relações de comprimento-peso anteriormente obtidas (FishBase, www.fishbase.org; Whitehead *et al.*, 1984/1986; Gonçalves *et al.*, 1997). No presente relatório são apresentados resultados deste estudo relativos à variação da abundância.

Nestas análises foram excluídas as observações de peixes das espécies *Parablennius pilicornis* e *Gobiusculus flavescens* devido à dificuldade da sua identificação de forma consistente em gravações como as efetuadas neste estudo (Rees *et al.*, 2021).



Figura 2.2.3.1.5. Moreia (*Muraena helena*), sargos-safia (*Diplodus vulgaris*) e fanecas (*Trisopterus luscus*) observados numa gravação de câmara de vídeo estéreo efetuada na costa alentejana do PNSACV.

Os padrões de variação espacial considerados no presente estudo foram testados por análise de variância permutativa e multivariada (PERMANOVA; Anderson, 2001), usando o programa PRIMER 6 & PERMANOVA+ (PRIMER-E Ltd.; Clarke & Gorley, 2006). Na análise dos dados foram consideradas duas regiões, a da Ilha do Pessegueiro e a do Cabo Sardão, que incluem as áreas amostradas nas respetivas PPI e as áreas de controlo adjacentes a cada PPI (figura 2.2.3.1.1.). Esta análise foi efetuada considerando os seguintes fatores: Proteção (fator fixo e ortogonal, com os níveis PPI e PC, correspondentes à proteção conferida pelas áreas de proteção parcial do tipo I e complementar, respetivamente); e Área (fator aleatório, aninhado no fator Proteção, com os níveis correspondentes às áreas PPI e PC).

Nestas análises foram utilizados a distância euclidiana (análises univariadas; dados não transformados) ou o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis (análises multivariadas; dados transformados por raiz quadrada). Quando se verificaram efeitos principais significativos ou interações significativas, foram realizados testes de comparação aos pares (“pair-wise”). Foi também realizado o teste complementar PERMDISP (Anderson, 2006) para analisar a homogeneidade da dispersão multivariada em cada grupo e compreender se as diferenças significativas observadas na PERMANOVA podem ser devidas à dissimilaridade entre grupos ou a dispersões diferentes entre grupos. A variação do fator fixo foi analisada graficamente utilizando a técnica PCO (“principal coordinate analysis”), tendo também sido utilizado o teste SIMPER para identificar as variáveis que mais contribuíram (contribuição cumulativa superior a 50%) para as diferenças significativas registadas.

2.2.3.2. Resultados e discussão

No estudo de censos visuais por vídeo do projeto MARSW, realizado em 2020 com câmaras iscadas de vídeo estéreo na costa alentejana do PNSACV, foram observados 25 taxa de peixes e uma espécie de molusco (tabela 2.2.3.2.1).

Tabela 2.2.3.2.1. Taxa de peixes (e molusco) observados em 2020 na costa alentejana do PNSACV com câmaras iscadas de vídeo estéreo no estudo de censos visuais por vídeo do projeto MARSW.

Nome científico	Família	Autor(es)	Nome comum
<i>Balistes capriscus</i>	Balistidae	Gmelin, 1789	peixe-porco
<i>Boops boops</i>	Sparidae	Linnaeus, 1758	boga-do-mar
<i>Centrolabrus exoletus</i>	Labridae	Linnaeus, 1758	bodião-da-rocha
<i>Chelon labrosus</i>	Mugilidae	Risso, 1827	tainha-liça
<i>Conger conger</i>	Congridae	Linnaeus, 1758	congro
<i>Coris julis</i>	Labridae	Linnaeus, 1758	judia
<i>Ctenolabrus rupestris</i>	Labridae	Linnaeus, 1758	bodião-rupestre
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Moronidae	Linnaeus, 1758	robalo-legítimo
<i>Diplodus cervinus</i>	Sparidae	Lowe, 1839	sargo-veado
<i>Diplodus sargus</i>	Sparidae	Linnaeus, 1758	sargo-legítimo
<i>Diplodus vulgaris</i>	Sparidae	Geoffroy Saint-Hilaire, 1817	sargo-safia
<i>Gobiusculus flavescens</i>	Gobiidae	Fabricius, 1779	góbio-nadador
<i>Labrus bergylta</i>	Labridae	Ascanius, 1767	bodião-reticulado
<i>Mullus surmuletus</i>	Mullidae	Linnaeus, 1758	salmonete-legítimo
<i>Muraena helena</i>	Muraenidae	Linnaeus, 1758	moreia
<i>Oblada melanura</i>	Sparidae	Linnaeus, 1758	dobradiça
<i>Pagellus erythrinus</i>	Sparidae	Linnaeus, 1758	bica
<i>Pagrus pagrus</i>	Sparidae	Linnaeus, 1758	pargo-legítimo
<i>Parablennius pilicornis</i>	Blenniidae	Cuvier, 1829	caboz
<i>Sarpa salpa</i>	Sparidae	Linnaeus, 1758	salema
<i>Serranus cabrilla</i>	Serranidae	Linnaeus, 1758	serrano-alecrim
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	Sparidae	Linnaeus, 1758	choupa
<i>Symphodus sp.</i>	Labridae		Bodião
<i>Trachurus sp.</i>	Carangidae		Carapau
<i>Zeus faber</i>	Zeidae	Linnaeus, 1758	peixe-galo
<i>Loligo vulgaris</i>	Loliginidae	Lamarck, 1798	lula-comum

As espécies mais abundantes (percentagem da abundância total) na amostragem deste estudo foram os peixes *Coris julis* (28,67%), *Gobiusculus flavescens* (24,10%), *Diplodus sargus* (12,77%) e *Diplodus vulgaris* (12,53%).

Nas figuras 2.2.3.2.1. e 2.2.3.2.2 é apresentada a variação espacial dos valores totais de diversidade e abundância observados com câmaras iscadas de vídeo estéreo na costa alentejana do PNSACV.

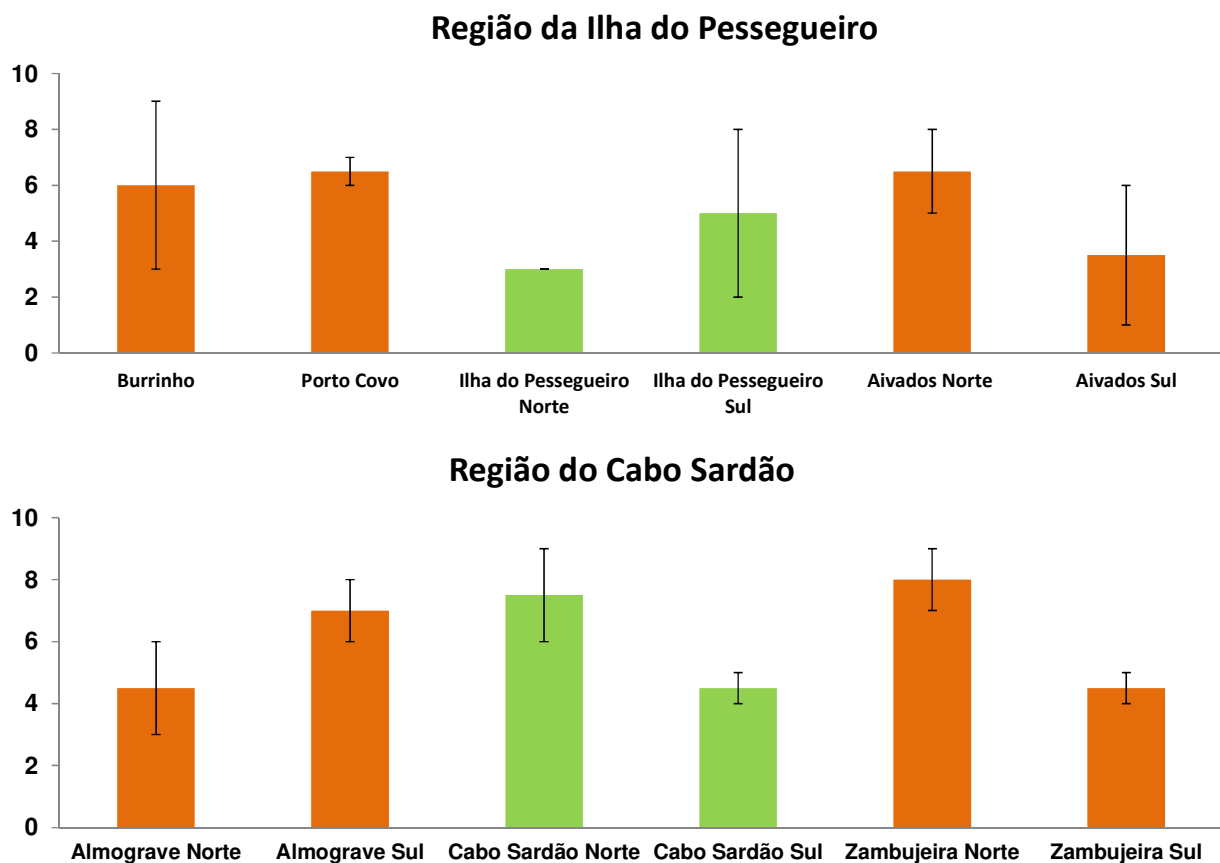


Figura 2.2.3.2.1. Número total médio (\pm erro-padrão, por 30 minutos) de taxa de peixes (e moluscos) observado com câmaras iscadas de vídeo estéreo na costa alentejana do PNSACV (projeto MARSW; 2020). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I da Ilha do Pessegueiro; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

De acordo com a tabela 2.1.3.2.3, não foi encontrada variação significativa na diversidade e abundância de peixes (e moluscos) em função do fator Proteção.

Os censos visuais com câmaras iscadas de vídeo estéreo são amplamente usados na avaliação de efeitos da proteção em AMP (Westera *et al.*, 2003; Denny & Babcock, 2004; Miller & Russ, 2014; McLaren *et al.*, 2015; Malcolm *et al.*, 2018). No entanto, alguns fatores poderão influenciar a ausência de variação associada ao fator proteção, nomeadamente a utilização de um isco específico que pode atrair mais umas espécies que outras, e também os diferentes comportamentos das espécies assim atraídas (Cappo *et al.*, 2003; Bassett & Montgomery, 2011). Por exemplo, a ocorrência de exemplares territoriais junto ao isco pode afastar outros,

da mesma espécie ou de outras espécies, não permitindo a sua observação e subestimando a sua abundância (Dunlop *et al.*, 2015; Parker *et al.*, 2016).

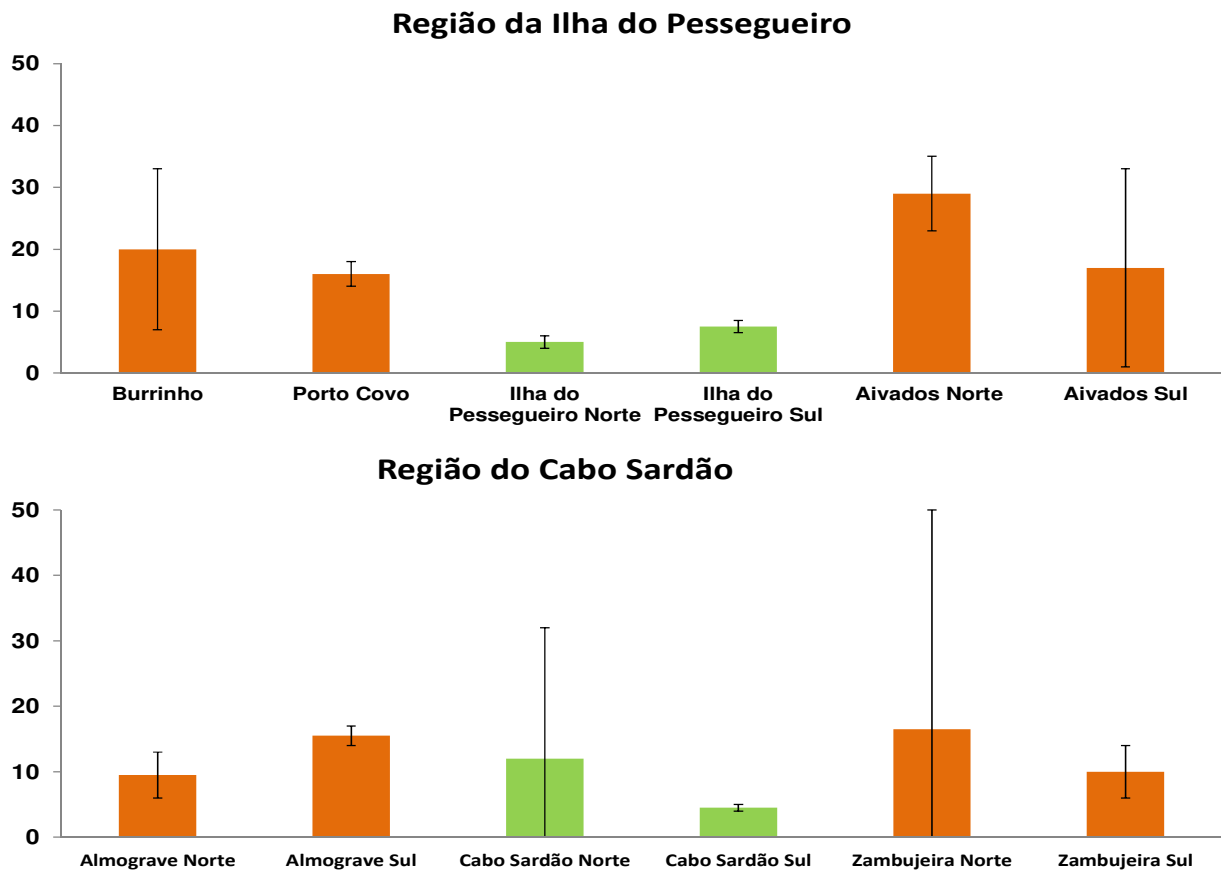


Figura 2.2.3.2.2. Abundância total (Nmax total \pm erro-padrão) de peixes (e moluscos) observada com câmaras iscadas de vídeo estéreo na costa alentejana do PNSACV (projeto MARSW; 2020). Em cada táxon observado, foi determinado o número máximo de indivíduos no mesmo *frame* (Nmax). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I do Cabo Sardão; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

Tabela 2.2.3.2.2. Resultados de análises univariadas (*) e multivariadas de PERMANOVA referentes ao número de *taxa* e à abundância de peixes (e moluscos) observados em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais com câmaras iscadas de vídeo estéreo (projeto MARSW; 2020). Legenda: ns – diferenças não significativas entre os níveis considerados ($P \geq 0,05$); Nmax - número máximo de indivíduos cada táxon no mesmo *frame*.

Análise	Região	Proteção
Número de <i>taxa</i> *	Ilha do Pessegueiro	ns
	Cabo Sardão	ns
Abundância (Nmax) total*	Ilha do Pessegueiro	ns
	Cabo Sardão	ns
Abundância (Nmax)	Ilha do Pessegueiro	ns
	Cabo Sardão	ns

2.3. Pesca experimental

2.3.1. Enquadramento e objetivos

Depois de implementadas as restrições à pesca em áreas específicas do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV) – as áreas de proteção total (PT) e parcial do tipo I (PPI) – por força da revisão do respetivo Plano de Ordenamento publicada em 2011, tornou-se essencial estudar e monitorizar as comunidades biológicas destas áreas e de áreas adjacentes, no sentido de aferir o real impacto destas medidas.

O efeito da proteção, ou efeito de reserva, de uma área marinha protegida (AMP), e a consequente ocorrência de fenómenos de exportação de biomassa para áreas adjacentes (*spillover*), podem ser avaliados com base numa análise comparativa de indicadores simples, a obter, por exemplo, através da utilização de pesca experimental (Bennett & Attwood, 1991; Forcada *et al.*, 2009; Sousa, 2011; Pereira *et al.*, 2017), uma técnica amplamente utilizada no estudo de comunidades piscícolas em variados contextos e com diferentes objetivos específicos (Santos & Monteiro, 1998; Sousa *et al.*, 2005; França *et al.*, 2009; Dimarchopoulou *et al.*, 2018). Esta técnica de amostragem consiste na recolha de material biológico com recurso a artes de pesca tradicionais, obedecendo, no entanto, a um rigoroso delineamento experimental. De acordo com a arte selecionada e o delineamento experimental, é possível analisar a estrutura das comunidades piscícolas, recolher informação que permita determinar a diversidade específica num determinado local e a abundância de determinadas espécies, assim como o tamanho dos exemplares e a respetiva biomassa.

2.3.2. Costa vicentina

As atividades ligadas à pesca fazem parte da riqueza cultural do PNSACV, abrangendo uma grande diversidade de artes e de espécies pescadas. As características, biofísicas e ecológicas, únicas desta região resultam em sistemas marinhos altamente produtivos, que originam um importante retorno económico (Erzini *et al.*, 2008; Reis, 2011). Além desta relevante vertente, existem também os aspetos económicos, sociais e recreativos, uma vez que se trata de uma zona de extrema importância para a pesca lúdica (Veiga *et al.*, 2013; Pontes, 2019, Castro *et al.*, 2020) e comercial (Viegas, 2013; Gonçalves *et al.*, 2015b, Castro *et al.*, 2020), onde estas atividades são exercidas de forma intensiva.

A pesca lúdica e comercial estão sujeitas a diferentes restrições específicas na área do PNSACV, como a proibição quase total em zonas de Proteção Parcial do tipo I desde o plano de ordenamento do PNSACV de 2011, além de restrições nalgumas atividades, como a pesca apeada à linha e a apanha comercial do percebe (i.e. épocas de defeso, limites de captura).

No entanto, e apesar de existirem evidências que comprovam a eficácia das AMP na proteção de *stocks* de peixes e invertebrados que sofrem pressão pesqueira (Guidetti *et al.*, 2008; Goñi

et al., 2010; Sala *et al.*, 2012, Mesnildrey *et al.*, 2013, Horta e Costa *et al.*, 2013), e casos em que se verifica uma melhoria do rendimento da pesca comercial em áreas adjacentes (Guidetti & Claudet., 2010; Fenberg *et al.*, 2012), o potencial das reservas marinhas para benefício da pesca e da conservação nas zonas limítrofes não reúne ainda consenso (Halpern *et al.*, 2009). Assim, a definição do sucesso de implementação das AMP tornou-se uma prioridade e um desafio para os investigadores, devido à falta de uma monitorização eficiente e adequada (Batista *et al.*, 2015), e à falta generalizada de dados relativos ao pré-estabelecimento das AMP. De facto, dados relativos ao esforço de pesca praticado antes, durante e após a implementação de uma AMP são essenciais, não apenas para compreender as respostas ecológicas das populações marinhas, mas também para avaliar os impactos socioeconómicos nas comunidades.

A pesca experimental é uma técnica clássica que pode ser utilizada na monitorização dos efeitos da proteção espacial sobre as comunidades marinhas (Sanchez-Lizaso & Bayle, 2000). Esta metodologia consiste na utilização de métodos de pesca standardizados, recorrendo aos mesmos materiais e técnicas de captura, de forma a possibilitar comparações entre locais ou períodos.

Uma das opções disponíveis é a pesca com redes de tresmalho. Estas redes funcionam fundeadas (estáticas e junto ao fundo) e são compostas por três panos sobrepostos, dois exteriores com grandes malhas (alvitanas), e um interior, de malhagem mais pequena (miúdo). Estes panos funcionam em conjunto: os peixes que se cruzam com a arte empurram o miúdo através das malhas da alvitana, ficando presos numa espécie de bolsa de rede (Rebordão, 2000). Esta é uma arte vocacionada para a captura de peixes bentónicos e demersais (Erzini *et al.*, 2006), geralmente na gama de tamanhos de indivíduos adultos (Salvanes, 1991) e com uma diversidade de espécies assinalável nas capturas (Gonçalves *et al.*, 2007b, 2008a). O método deteta também a presença de invertebrados de valor comercial, como a santola (*Maja brachydactyla*), a lagosta (*Palinurus elephas*), o polvo (*Octopus vulgaris*) e o choco (*Sepia officinalis*), muito embora, por ser uma arte passiva, esteja dependente do movimento dos organismos. A sua diversidade de captura é adequada para a caracterização da comunidade e permite a obtenção de estimativas de abundância, biomassa e tamanho dos organismos (Sousa *et al.*, 2018).

É também de referir que esta arte tem baixo impacto no substrato quando usada em fundos móveis, e pode ser usada promovendo uma baixa mortalidade. É comum a amostragem decorrer a bordo, o que possibilita a devolução ao mar dos peixes vivos após estes terem sido medidos (Sousa *et al.*, 2018). A mortalidade depende da espécie (p.ex., espécies pelágicas são mais sensíveis), da profundidade (mais fundo envolve mais barotraumas), da hora de alagem (o seu uso perto do nascer-do-sol reduz o tempo em que o peixe permaneceu emalhado), e do tempo de imersão (não deverá exceder 24 horas nos eventos de monitorização). Outro fator a

salientar é o impacto de organismos com hábitos necrófagos, frequentemente anfípodes, isópodes ou caranguejos, que podem alimentar-se dos peixes emalhados. Existe assim, alguma mortalidade associada e fatores a ter em conta para a minimizar. Por outro lado, é uma técnica eficiente no estudo de zonas com baixa densidade de organismos, como sucede frequentemente em substratos móveis (Sousa *et al.*, 2018, Priester *et al.*, 2021).

Os habitats de sedimentos móveis são dominantes nos fundos marinhos (Wilson, 1991), pelo que é crucial estudar as suas comunidades e como estas respondem a medidas de proteção espacial. É, no entanto, um habitat que tem recebido consideravelmente menos atenção que os recifes (Lester *et al.*, 2009; Caveen *et al.*, 2012), o que inviabiliza a gestão espacial integrada.

A pesca experimental com linha, anzol e cana é um método de amostragem que aproveita a experiência e o conhecimento de pescadores. Possibilitando a escolha do isco e do tipo de anzol, este método permite selecionar espécies e indivíduos de tamanho grande, raramente detetados em censos visuais com mergulho (Agić *et al.*, 2012), o método geralmente mais utilizado na monitorização de AMP (Henriques *et al.*, 2013; Horta e Costa *et al.*, 2013; Fernández *et al.*, 2016; Prato *et al.*, 2017). O método de pesca experimental com linha, anzol e cana tem um carácter relativamente pouco invasivo, quando comparado com os métodos de pesca com redes, já que: i) quando realizado por pescadores experientes no formato “*catch and release*”, a maior parte dos organismos capturados pode ser libertada sem lesões; ii) os impactos negativos nos fundos marinhos e seus habitats são considerados mínimos, mesmo que ainda tenham sido pouco estudados. Este método foi ainda pouco aplicado na monitorização de AMP, no entanto, devido ao seu carácter pouco invasivo e à capacidade de capturar peixes com valor comercial de tamanho grande, o grupo indicador de efeitos de exclusão de pesca (Bianchi *et al.*, 2000; Lester *et al.*, 2009; Horta e Costa *et al.*, 2013), considera-se um método conveniente para a monitorização de AMP, que pode ser usado como um complemento aos referidos métodos tradicionais com mergulho.

Pretendeu-se, assim, avaliar o efeito da proteção marinha na costa vicentina do PNSACV utilizando também o método de pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana, de forma a perceber se existem diferenças nas taxas de captura de espécies de peixes e invertebrados e nos seus tamanhos entre zonas de Proteção Parcial do Tipo I (PPI), onde a pesca é quase totalmente proibida, e zonas de Proteção Complementar (PC). Como análise suplementar, avaliaremos também a eficiência do método para amostrar espécies-alvo da pesca de tamanho grande. Paralelamente, com a monitorização experimental com tresmalho pretendeu-se caracterizar as comunidades piscícolas nos substratos móveis da costa vicentina do PNSACV, o que vem complementar a informação recolhida por censos visuais nos recifes rochosos. As estimativas de abundância e biomassa obtidas serão usadas para comparar diferentes níveis de proteção (PC e PPI) da costa vicentina do PNSACV, especificamente em fundos arenosos.

2.3.2.1. Pesca experimental com redes de tresmalho

2.3.2.1.1. Metodologia

Área e método de amostragem

A monitorização com redes de tresmalho da comunidade sublitoral da costa vicentina decorreu na região de Sagres. Foram selecionados seis pontos de amostragem com cerca de 20 m de profundidade: três pontos na zona de Proteção Complementar (PC), em frente à zona do Barranco; e três pontos na zona de Proteção Parcial de tipo I (PPI) dos Ilhotes do Martinhal. É de referir que a pesca comercial e lúdica (exceto a apanha comercial do percebe *Pollicipes pollicipes* nas arribas da costa) é proibida na zona PPI, mas são permitidas atividades pesqueiras na zona PC (pesca comercial apenas com embarcações licenciadas para operar no PNSACV; Resolução do Conselho de Ministros, 2011). A localização destes pontos está apresentada na figura 2.3.2.1.1.1. Todos os pontos foram colocados a 20-22 m de profundidade em substrato de areia.

É relevante mencionar que inicialmente estava planeado proceder à amostragem com tresmalho experimental também na zona de proteção parcial do Rogil e em áreas adjacentes. No entanto, não se reuniram as condições favoráveis no decorrer do projeto. Especificamente, a amostragem foi sucessivamente adiada por haver na zona em questão elevadas abundâncias de caranguejo-pilado (*Polybius henslowii*). Por ser uma espécie com hábitos necrófagos e muito voraz, a sua presença em elevados números leva à morte dos organismos que se encontrem imobilizados (i.e., emalhados nas redes). Como aproveitam praticamente a totalidade dos corpos dos peixes para se alimentarem, a identificação das espécies capturadas fica inviabilizada ou consideravelmente dificultada. Esta abundância foi reportada pelos pescadores do porto da Arrifana e verificada nas amostragens com câmaras iscadas estéreo realizadas na zona do Rogil (Anexos, figura 2.3.2.3.1). **O período com quebra de abundância de pilado ocorreu na primavera, durante a qual também não se procedeu à amostragem devido ao confinamento resultante da pandemia de Covid-19.**

A monitorização com tresmalho experimental na zona de Sagres (Martinhal e Barranco) decorreu nos dias 6 e 7 de dezembro de 2018. As caçadas de rede utilizadas eram compostas por 5 panos de rede (50 m comprimento cada), perfazendo um total de 250 m de comprimento. Cada rede era constituída por monofilamento, com 1,6 m de altura, malhagem de miúdo de 100 mm e malhagem de alvitanas de 600 mm. As redes foram colocadas na água às duas horas da tarde e recolhidas (alagem) às dez horas da manhã do dia seguinte. Cada amostra consistiu assim na captura de 250 m de rede de tresmalho a pescar durante um período de cerca de 20 horas (tempo de imersão), sendo esta a unidade de esforço de pesca usada nas comparações de captura (captura por unidade de esforço - CPUE: indivíduos por 250 m de rede e 20 horas

de pesca). Como referido, foi obtido um total de seis amostras, três em cada nível de proteção (PPI: N = 3; PC: N = 3).

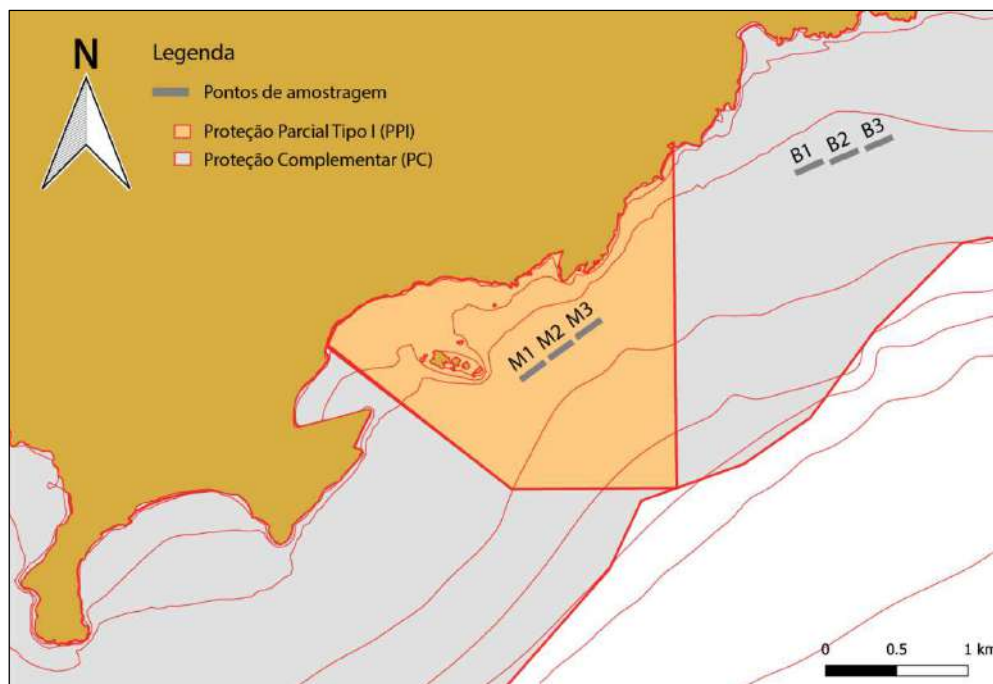


Figura 2.3.2.1.1.1: Locais de amostragem com tresmalho experimental (traços cinzentos) na zona de Proteção Parcial de tipo I dos Ilhotes do Martinhal e área adjacente: três pontos na zona de proteção complementar (cinzento) em frente ao Barranco (B1, B2, B3), três pontos na zona de proteção parcial I (laranja) dos Ilhotes do Martinhal (M1, M2, M3) (linhas batimétricas com intervalos de 10 m). Cada ponto foi amostrado com 250 m de rede (período de imersão: ~ 20 h).

As saídas realizaram-se com uma embarcação de 8,5 m de comprimento, equipada com alador e tripulada por um *skipper* e três biólogos. A amostragem decorreu a bordo, com identificação da espécie e medição do comprimento total de cada exemplar capturado (figura 2.3.2.1.1.2). Os indivíduos capturados vivos foram devolvidos ao mar no local após terem sido amostrados. Na análise dos dados, a informação do comprimento foi usada para a estimativa de peso, com base nas relações peso-comprimento descritas na bibliografia para cada espécie (Gonçalves *et al.*, 1997; Veiga *et al.*, 2009). Isto permitiu a obtenção dos valores de biomassa por unidade de esforço (BPUE, unidade de esforço: 250 m de rede, ~ 20 horas de pesca).

Análise de dados

A análise da composição das capturas permitiu averiguar a percentagem de abundância e frequência de ocorrência por família e por espécie. A percentagem de abundância compara o número de exemplares dos *taxa* (família ou espécie, neste caso) com o número total de exemplares, e a frequência de ocorrência corresponde ao número de amostras com presença de cada táxon a dividir pelo total de amostras (os valores foram convertidos em percentagem,

i.e., multiplicados por 100). Os valores de CPUE e BPUE obtidos foram utilizados para comparar a média por nível de proteção ($N = 3$). Foram analisados dois componentes da captura: peixes e cefalópodes (choco e polvo). Outros organismos surgiram nas capturas (*Astropecten aranciacus*, *Calappa granulata*, *Polybius henslowii*), mas foram excluídos por ter sido considerado que a sua captura foi ocasional, dado que a técnica de pesca usada não é adequada para a sua amostragem. Não se procedeu à comparação do tamanho médio dos indivíduos por espécie e nível de proteção, uma vez que as espécies com $n \geq 10$ foram diferentes nas duas zonas.



Figura 2.3.2.1.1.2: Amostragem a bordo numa saída de tresmalho experimental: um exemplar de safia (*Diplodus vulgaris*) é medido com ictiómetro.

As comparações de CPUE e BPUE foram feitas com um teste não-paramétrico, o teste de Kolmogorov-Smirnov (Smirnov, 1939). Nestes testes não-paramétricos, realizados no programa R versão 3.4.3 (R Core Team, 2017), foi considerada a significância de $\alpha=0,05$.

Para o estudo da composição de espécies por nível de proteção, utilizaram-se técnicas de estatística multivariada. Primeiramente, usaram-se os dados de abundância transformados (raiz quarta) para calcular a matriz de similaridade entre amostras, tendo por base o coeficiente de Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957). Foi então aplicada a ordenação espacial de dimensões múltiplas (nMDS). A comparação estatística foi efetuada através do teste de análise de similaridades ANOSIM ($p \leq 0,01$; Clarke & Warwick, 2001). Por último, de modo a averiguar

que espécies mais contribuíram para a homogeneidade de cada grupo de amostras, realizou-se a análise de percentagens de similaridade SIMPER (Clarke & Warwick, 2001).

2.3.2.1.2. Resultados e discussão

Composição das comunidades

Nas amostras de tresmalho experimental recolhidas na zona de Sagres (Martinhal e Barranco, N = 6) foi capturado um total de 103 indivíduos (90 peixes, 13 moluscos cefalópodes) pertencentes a 23 espécies (21 de peixes, 2 de cefalópodes) e 18 famílias (16 de peixes, 2 de cefalópodes). As duas espécies de cefalópodes reportadas, ambas de considerável valor comercial (choco: *Sepia officinalis*; polvo: *Octopus vulgaris*), tiveram contribuições consideráveis em relação à biomassa (BPUE). Por este facto, os cefalópodes foram analisados separadamente nas capturas por unidade de esforço (CPUE e BPUE). Na tabela 2.3.2.1.2.1 estão listadas as famílias encontradas nas amostras, com informação do número de espécies e de indivíduos por família, frequência de ocorrência e percentagem de abundância. A figura 2.3.2.1.2.1 suporta esta tabela mostrando a composição por famílias (percentagem de abundância). É também de referir que 47% dos organismos capturados foram devolvidos vivos ao mar (Anexos, tabela 2.3.2.3.1).

Tabela 2.3.2.1.2.1: Famílias amostradas com tresmalho experimental na área Sagres (Martinhal-Barranco) (N = 6). É listado o número de espécies e de indivíduos, a frequência de ocorrência (FO%) e a percentagem de abundância (% N).

Família	N.º de espécies	N.º de indivíduos	FO%	%N
Triglidae	1	23	83,3	22,3
Sparidae	4	22	100,0	21,4
Scorpaenidae	1	17	50,0	16,5
Sepiidae	1	10	50,0	9,7
Soleidae	2	4	50,0	3,9
Balistidae	1	3	33,3	2,9
Bothidae	1	3	33,3	2,9
Octopodidae	1	3	33,3	2,9
Rajidae	2	3	33,3	2,9
Carangidae	1	2	33,3	1,9
Clupeidae	1	2	33,3	1,9
Gadidae	1	2	16,7	1,9
Phycidae	1	2	33,3	1,9
Scombridae	1	2	33,3	1,9
Trachinidae	1	2	33,3	1,9
Merlucciidae	1	1	16,7	1,0
Mugilidae	1	1	16,7	1,0
Mullidae	1	1	16,7	1,0

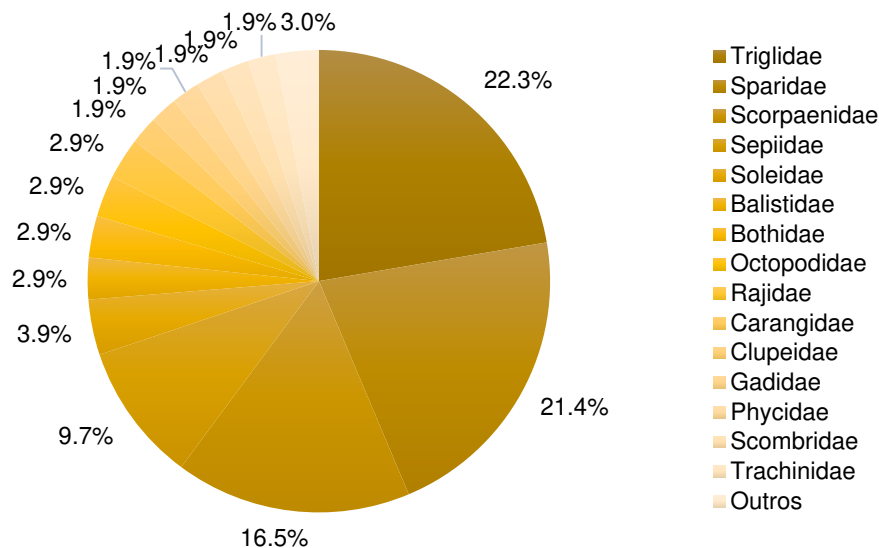


Figura 2.3.2.1.2.1: Percentagem de abundância (%) de cada família amostrada com tresmalho experimental na área de Sagres (Martinhal-Barranco) (N = 6).

Na tabela 2.3.2.1.2.1 e na figura 2.3.2.1.2.1 é possível verificar que 60% da composição em número é referente às três famílias dominantes: Triglidae (ruivos), Sparidae (esparídeos) e Scorpaenidae (rascassos). Destas, duas estão representadas por uma espécie apenas: Triglidae está representada pela cabra-de-bandeira (*Chelidonichthys obscurus*), e Scorpaenidae pelo rascasso-de-pintas (*Scorpaena porcus*), sendo estas as duas espécies mais abundantes no total de amostras. A família Sparidae está representada por quatro espécies: choupa (*Spondyliosoma cantharus*), safia (*Diplodus vulgaris*), besugo (*Pagellus acarne*) e bica (*Pagellus erythrinus*).

Analisando a composição da comunidade por nível de proteção (tabela 2.3.2.1.2.2, figura 2.3.2.1.2.2), verificamos que foi amostrado na PC um total de 44 indivíduos pertencentes a 12 famílias. As capturas referentes à zona PPI corresponderam a 59 indivíduos pertencentes a 13 famílias. Na tabela 2.3.2.1.2.2 é possível verificar que sete famílias foram comuns em ambas zonas de amostragem, outras cinco famílias ocorreram apenas na zona PC (total de 10 indivíduos), e seis surgiram apenas nas amostras da zona PPI (total de 28 indivíduos).

As proporções em número por nível de proteção (tabela 2.3.2.1.2.2, figura 2.3.2.1.2.2) indicam que as comunidades amostradas diferem em termos de famílias dominantes: nas amostras da zona PC, as famílias Triglidae e Sparidae foram as principais em termos de abundância (61%); na zona PPI, Scorpaenidae foi a família dominante (29%), seguida de Sparidae, Triglidae e Sepiidae (total das três famílias: 44%).

Tabela 2.3.2.1.2.2: Famílias amostradas com tresmalho experimental na área de Sagres (Martinhal-Barranco) em cada zona de proteção (Proteção Complementar – PC, N=3; Proteção Parcial – PPI, N=3), com número de espécies, número de indivíduos e percentagem de abundância (%N).

Família	N.º de espécies		N.º de indivíduos		%N	
	PC	PPI	PC	PPI	PC	PPI
Triglidae	1	1	14	9	31,8	15,3
Sparidae	4	3	13	9	29,5	15,3
Sepiidae	1	1	2	8	4,5	13,6
Soleidae	2	1	2	2	4,5	3,4
Carangidae	1	1	1	1	2,3	1,7
Scombridae	1	1	1	1	2,3	1,7
Trachinidae	1	1	1	1	2,3	1,7
Bothidae	1	-	3	-	6,8	-
Rajidae	2	-	3	-	6,8	-
Clupeidae	1	-	2	-	4,5	-
Merlucciidae	1	-	1	-	2,3	-
Mullidae	1	-	1	-	2,3	-
Scorpaenidae	-	1	-	17	-	28,8
Balistidae	-	1	-	3	-	5,1
Octopodidae	-	1	-	3	-	5,1
Gadidae	-	1	-	2	-	3,4
Phycidae	-	1	-	2	-	3,4
Mugilidae	-	1	-	1	-	1,7

Captura por unidade de esforço

A análise de capturas permitiu a comparação dos valores de abundância (CPUE) e biomassa (BPUE) médios, como representado na figura 2.3.2.1.2.3. Nesta figura é possível visualizar que as capturas de cefalópodes foram superiores na zona PPI. A diferença é particularmente notória em relação a BPUE, que reflete a importante contribuição em peso destas espécies (choco e polvo). No entanto, os testes de Kolmogorov-Smirnov aplicados não revelaram diferenças significativas ($p > 0,05$; peixes: CPUE – D = 0,33, $p = 1$, BPUE – D = 0,33, $p = 1$; cefalópodes: CPUE – D = 0,67, $p = 0,52$, BPUE – D = 0,67, $p = 0,52$).

Analisando a captura por espécie em cada nível de proteção (tabela 2.3.2.1.2.3), verifica-se que foram três as espécies com CPUE superior a 2,0 ind/ 250 m: a cabra-de-bandeira (*C. obscurus*), o rascasso-de-pintas (*S. porcus*) e o choco (*S. officinalis*). A cabra-de-bandeira teve abundância moderada em ambas zonas de proteção (PC: 4,3 ind/ 250 m; PPI: 3,0 ind/ 250 m), enquanto o choco foi mais abundante na zona PPI (PC: 0,7 ind/ 250 m; PPI: 2,7 ind/ 250 m) e o rascasso-de-pintas foi apenas amostrado na PPI (5,7 ind/ 250 m). Outras espécies tiveram ocorrência regular (em mais que uma amostra) em ambas zonas, como o besugo (*P. acarne*) e a choupa (*S. cantharus*). À semelhança do rascasso-de-pintas, o peixe-porco (*Balistes capriscus*) e a abrótea (*Phycis phycis*) ocorreram exclusivamente na zona PPI. Já a carta-de-olhos-grandes (*Bothus podas*) e as raias (*Raja* spp.: *R. brachyura*, $n = 2$; *R. undulata*, $n = 1$)

ocorreram apenas nas amostras da zona PC. Quanto ao polvo (*O. vulgaris*), foram capturados três exemplares no total de seis amostras recolhidas, todos na zona PPI (1,0 ind/ 250 m). É possível consultar em detalhe os valores de CPUE por espécie na tabela 2.3.2.1.2.3.

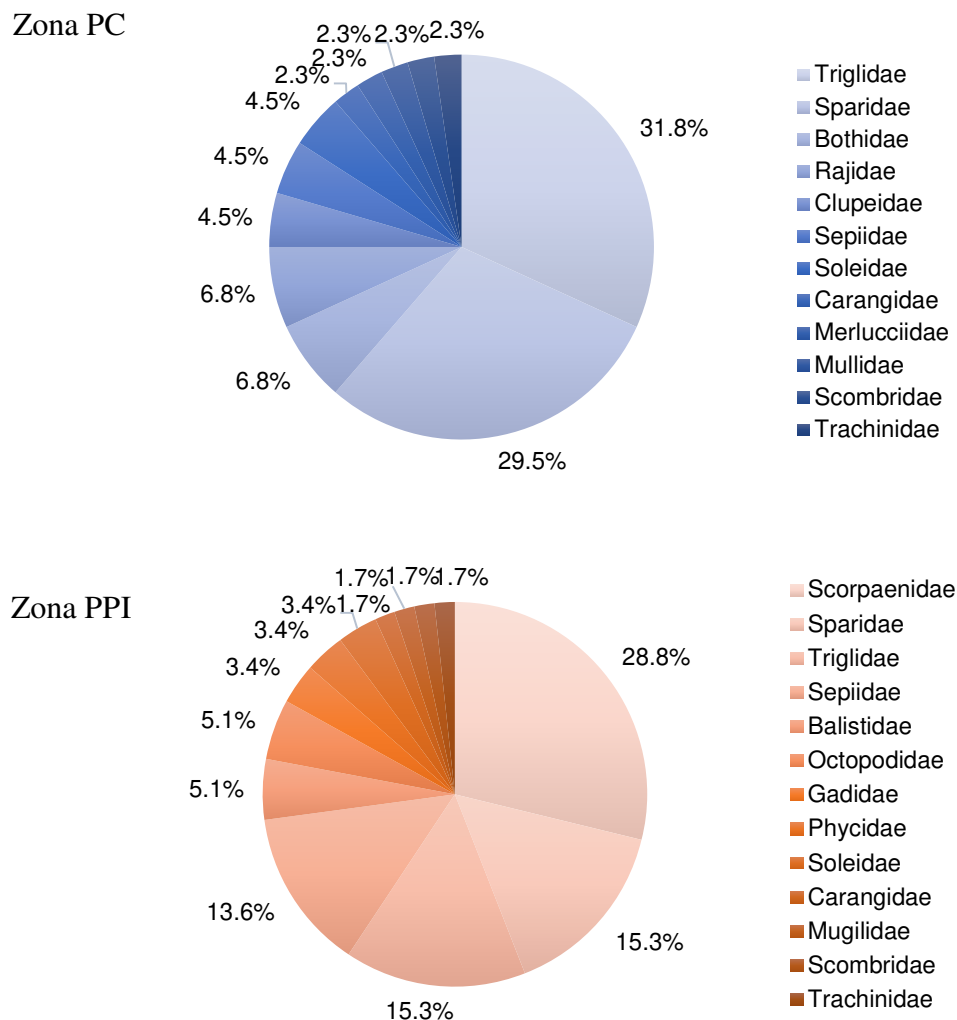


Figura 2.3.2.1.2.2: Percentagem de abundância (%) de cada família amostrada com tresmalho experimental na área de Sagres (Martinhal-Barranco) (N = 3), em cada zona de proteção (Proteção Complementar – PC; Proteção Parcial - PPI).

A captura de cefalópodes refletiu-se principalmente na análise da biomassa média (BPUE) (tabela 2.3.2.1.2.3). Na zona PPI, o polvo, mesmo em baixa abundância, correspondeu a 2,6 kg/ 250 m, valor equiparável à BPUE do rascasso-de-pintas (*S. porcus*), de 2,4 kg/ 250 m, e ultrapassado apenas pelo do choco (*S. officinalis*), de 3,9 kg/ 250 m. São estas as espécies que contribuíram para o valor superior de BPUE na zona PPI, representado na figura 2.3.2.1.2.3. Apenas duas outras espécies obtiveram valores de BPUE superiores a 1,0 kg/ 250 m: o peixe-porco (*B. capriscus*) na zona PPI (1,2 kg/ 250 m) e a raia-curva (*R. undulata*) na zona PC (1,3 kg/ 250 m).

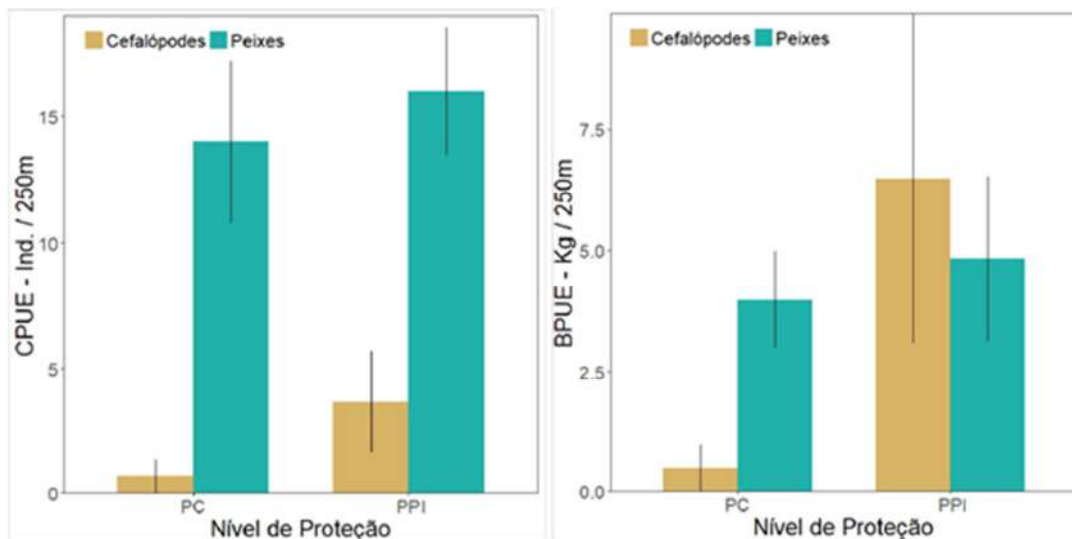


Figura 2.3.2.1.2.3: Valores médios de captura por unidade de esforço (CPUE) e biomassa por unidade de esforço (BPUE) obtidos com tresmalho experimental (N = 3) na área de Sagres (Martinhal-Barranco) em cada zona de proteção (proteção complementar - PC; proteção parcial - PPI) e por grupo taxonómico: moluscos cefalópodes e peixes (linha no topo das barras: erro padrão).

Comparação das comunidades por análise multivariada

Através da análise multivariada (dados de CPUE) compararam-se as estruturas das comunidades encontradas nos fundos arenosos da zona do Barranco (zona PC) e Martinhal (zona PPI). A representação nMDS apresentada na figura 2.3.2.1.2.5 utiliza o índice de similaridade de Bray-Curtis para comparar a composição específica das amostras recolhidas. O diagrama dá indícios de alguma distância entre as amostras referentes a cada local/ zona de proteção. O teste ANOSIM revelou um R global de magnitude moderada (R = 0,59), indicativo de que os dois locais poderão ter comunidades distintas. No entanto, o valor de p obtido (p = 0,1) indicou que o teste não encontrou diferenças significativas (p > 0,01).

A análise de percentagens de similaridade (SIMPER, figura 2.3.2.1.2.6) revelou valores moderados de similaridade entre amostras do mesmo local (dados de CPUE), tanto na zona PC (similaridade entre amostras: 40,4%) como na zona PPI (49,4%). Os organismos mais relevantes para as semelhanças entre amostras estão representados na figura 2.3.2.1.2.6. Neste diagrama é possível verificar que a maioria das espécies relevantes para a homogeneidade é exclusiva de cada zona (PC e PPI). As exceções são apenas a cabra-de-bandeira (*C. obscurus*, PC: 30,6%, PPI: 9,3%) e o besugo (*P. acarne*, PC: 10,2%, PPI: 21,4%). Outras espécies foram relevantes para a homogeneidade encontrada na zona PC, como a choupa (*S. cantharus*, 25,7%) e a safia (*D. vulgaris*, 10,2%). Para a similaridade das amostras da zona PPI, o principal contributo foi dado pelo rascasso-de-pintas (*S. porcus*, 26,6%). Esta é também a espécie que se destacou na contribuição para a dissimilaridade (figura 2.3.2.1.2.6) entre PC e PPI (11,3%), seguida do choco (*S. officinalis*, 6,3%), polvo (*O. vulgaris*, 5,8%),

carta-de-olhos-grandes (*B. podas*, 5,4%), safia (*D. vulgaris*, 5,4%), abrótea (*P. phycis*, 5,3%) e peixe-porco (*B. capriscus*, 5,3%). Destas espécies, o rascasso-de-pintas (*S. porcus*), o polvo (*O. vulgaris*), a abrótea (*P. phycis*) e o peixe-porco (*B. capriscus*), ocorreram exclusivamente na zona PPI. Já a carta-de-olhos-grandes (*B. podas*) ocorreu apenas na zona PC (tabela 2.3.2.1.2.3).

Tabela 2.3.2.1.2.3: Espécies amostradas com tresmalho experimental em cada zona de proteção (N = 3) na área de Sagres (Martinhal-Barranco). A tabela apresenta a frequência de ocorrência (FO %), número total, captura por unidade de esforço (CPUE) e respetivo desvio padrão, peso total, biomassa por unidade de esforço (BPUE) e respetivo desvio padrão.

	FO%	N total	CPUE (Ind./250m)	Desv. padrão	Peso total (kg)	BPUE (kg/250m)	Desv. padrão
Proteção Complementar							
<i>Chelidonichthys obscurus</i>	100	13	4,3	4,0	1,6	0,5	0,6
<i>Spondyllosoma cantharus</i>	100	4	1,3	0,6	1,2	0,4	0,2
<i>Diplodus vulgaris</i>	66,7	4	1,3	1,2	1,4	0,5	0,4
<i>Pagellus acarne</i>	66,7	4	1,3	1,2	1,3	0,4	0,3
<i>Bothus podas</i>	66,7	3	1,0	0,7	0,7	0,2	0,2
<i>Raja brachyura</i>	66,7	2	0,7	0,3	0,6	0,2	0,1
<i>Sardina pilchardus</i>	66,7	2	0,7	0,3	0,0	0,0	0,0
<i>Sepia officinalis</i>	33,3	2	0,7	0,9	1,5	0,5	0,7
<i>Dicologlossa cuneata</i>	33,3	1	0,3	0,5	0,1	0,0	0,0
<i>Merluccius merluccius</i>	33,3	1	0,3	0,5	-	-	-
<i>Mullus surmuletus</i>	33,3	1	0,3	0,5	0,2	0,1	0,1
<i>Pagellus erythrinus</i>	33,3	1	0,3	0,5	0,4	0,1	0,2
<i>Pegusa lascaris</i>	33,3	1	0,3	0,5	0,2	0,1	0,1
<i>Raja undulata</i>	33,3	1	0,3	0,5	4,0	1,3	1,9
<i>Scomber colias</i>	33,3	1	0,3	0,5	-	-	-
<i>Trachinus draco</i>	33,3	1	0,3	0,5	0,1	0,0	0,1
<i>Trachurus trachurus</i>	33,3	1	0,3	0,5	0,1	0,0	0,0
Triglidae n.id.	33,3	1	0,3	0,5	0,1	0,0	0,0
Proteção Parcial I							
<i>Scorpaena porcus</i>	100	17	5,7	4,6	7,1	2,4	2,0
<i>Chelidonichthys obscurus</i>	66,7	9	3,0	1,6	0,9	0,3	0,2
<i>Sepia officinalis</i>	66,7	8	2,7	2,4	11,7	3,9	2,1
<i>Pagellus acarne</i>	100	5	1,7	0,6	-	-	-
<i>Balistes capriscus</i>	66,7	3	1,0	0,7	3,5	1,2	0,6
<i>Octopus vulgaris</i>	66,7	3	1,0	0,7	7,8	2,6	2,9
<i>Spondyllosoma cantharus</i>	66,7	3	1,0	0,7	0,4	0,1	0,1
<i>Pegusa lascaris</i>	66,7	2	0,7	0,3	0,3	0,1	0,1
<i>Phycis phycis</i>	66,7	2	0,7	0,3	0,9	0,3	0,3
<i>Trisopterus luscus</i>	33,3	2	0,7	0,9	-	-	-
<i>Diplodus vulgaris</i>	33,3	1	0,3	0,5	0,3	0,1	0,1
<i>Liza aurata</i>	33,3	1	0,3	0,5	0,6	0,2	0,3
<i>Scomber colias</i>	33,3	1	0,3	0,5	-	-	-
<i>Trachinus draco</i>	33,3	1	0,3	0,5	0,1	0,0	0,0
<i>Trachurus trachurus</i>	33,3	1	0,3	0,5	0,1	0,0	0,0

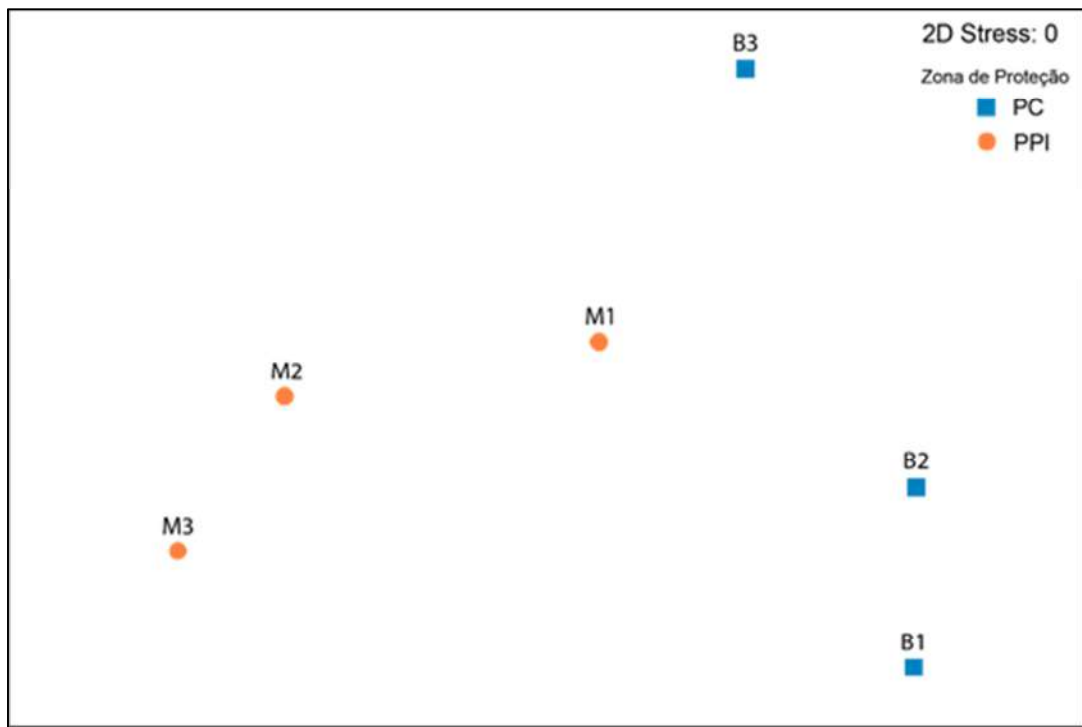


Figura 2.3.2.1.2.5: Diagrama nMDS da distribuição das amostras de tresmalho experimental (área de Sagres - Martinhal-Barranco) por Zona de Proteção (proteção complementar – PC; proteção parcial - PPI), com base nos valores de similaridade de Bray-Curtis calculados na análise da abundância por espécie.

Discussão

A comunidade de substrato móvel amostrada neste estudo teve como grupos dominantes as famílias Triglidae, Sparidae e Scorpaenidae. As famílias Triglidae e Scorpaenidae foram representadas por uma espécie apenas, respetivamente, a cabra-de-bandeira (*C. obscurus*) e o rascasso-de-pintas (*S. porcus*), as duas espécies dominantes. Estas espécies têm ampla distribuição na costa portuguesa (Carneiro *et al.*, 2019), sendo expectáveis as abundâncias aqui reportadas. Contudo, referências sobre comunidades ícticas da região reportam famílias de Pleuronectiformes (peixes-chatos), particularmente Soleidae (linguados) e Bothidae (cartas), como sendo dominantes nos ambientes de fundo de areia (Monteiro *et al.*, 2012; Monteiro *et al.* 2015; Gonçalves *et al.*, 2015a). Esses estudos basearam-se nos dados de captura de pesca experimental com arrasto-de-vara. Outras monitorizações que recorreram a tresmalho corroboram a importância dos Pleuronectiformes neste habitat. Pereira *et al.* (2017) relataram a relevância de Soleidae nas regiões do Cabo Sardão e da Ilha do Pessegueiro (costa alentejana do PNSACV). Na zona do Parque Marinho da Arrábida, um pouco mais a norte, Sousa *et al.* (2018) reportaram a família Soleidae como dominante nos substratos móveis, seguida de Triglidae e Bothidae. Neste sentido, a baixa abundância de Pleuronectiformes verificada na zona de estudo pode refletir a influência de fatores ambientais ou pressão pela pesca (particularmente na zona PC). Este aspeto poderia ser clarificado com a obtenção de mais amostras.

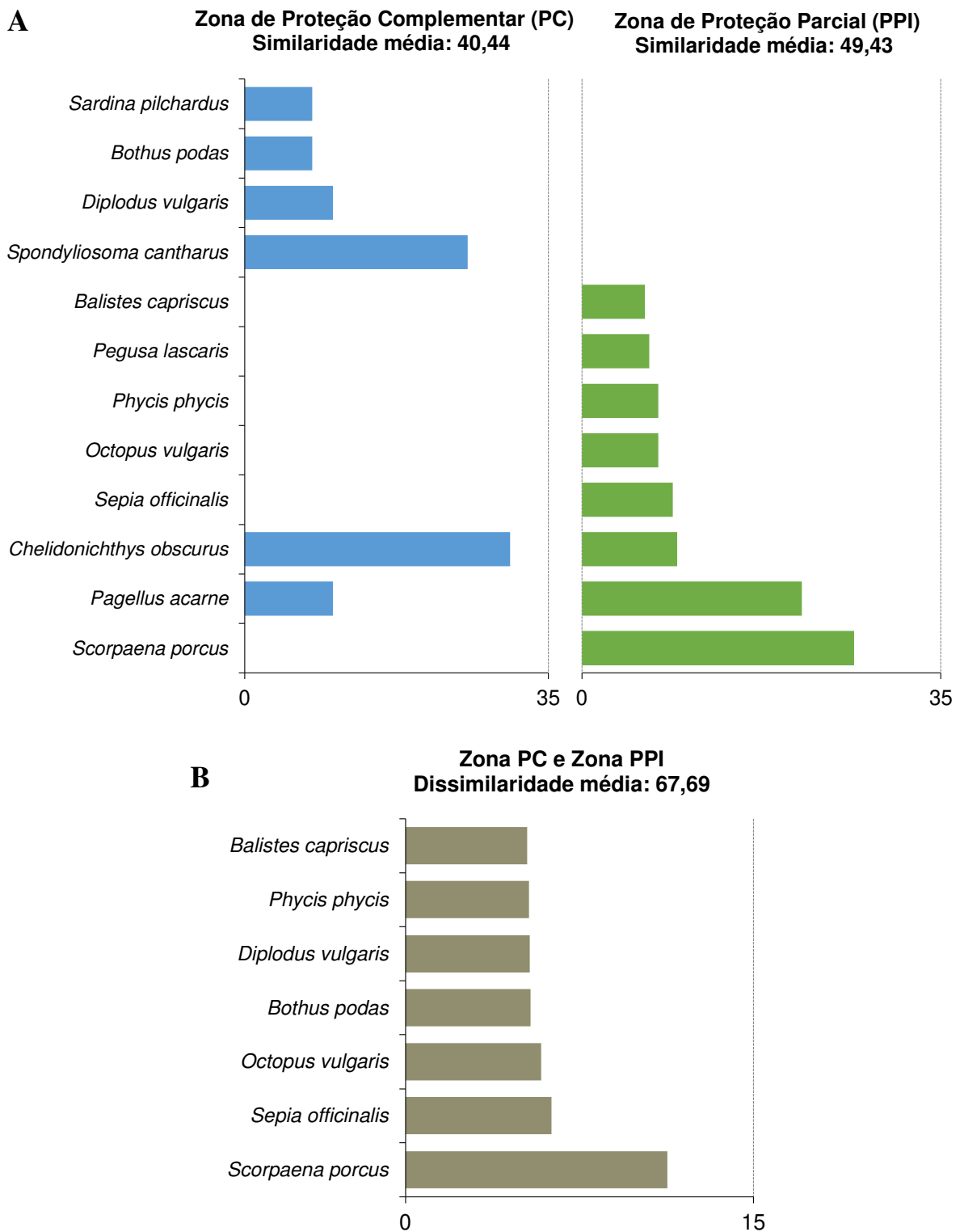


Figura 2.3.2.1.2.6: Resultados da análise SIMPER da contribuição (%) das espécies para a similaridade (A) e dissimilaridade (B) de Bray-Curtis observada entre amostras recolhidas com tresmalho experimental em diferentes zonas de proteção da área de Sagres (Martinhal-Barranco): Proteção Complementar (PC) e Proteção Parcial de tipo I (PPI).

Também na comparação entre níveis de proteção é possível que as diferenças entre zonas, tanto a nível da abundância de cefalópodes como da composição das comunidades, se tenham revelado não significativas em consequência do baixo número de amostras. Na comparação da composição específica, as espécies mais abundantes diferiram entre as zonas, com a cabra-de-bandeira (*C. obscurus*) como espécie dominante na zona PC, e o rascasso-de-pintas (*S. porcus*) dominante na zona PPI (capturas por espécie e análise SIMPER). Esta diferença reflete provavelmente a influência do substrato rochoso nas proximidades, especificamente dos Ilhotes do Martinhal na zona PPI, uma vez que o rascasso-de-pintas (*S. porcus*) é uma espécie que ocorre preferencialmente em zonas com recifes rochosos (Hureau & Litvinenko, 1986). Nesta perspetiva, as diferenças observadas na composição específica destas zonas parecem estar relacionadas com o habitat. Este facto vem dificultar a análise do efeito da proteção, não sendo evidente nestes resultados um efeito das medidas de proteção espacial implementadas.

O estudo das comunidades de substratos móveis é complementar à informação das comunidades de recifes rochosos, e crucial para a monitorização abrangente das áreas marinhas protegidas (Lester *et al.*, 2009). Entre as técnicas de amostragem disponíveis, o tresmalho experimental oferece uma ampla diversidade de espécies capturadas e tem baixo impacto na integridade do fundo marinho quando utilizado em substratos móveis, pelo que cumpre o objetivo de monitorização das comunidades destes habitats (Sousa *et al.*, 2018, Priester *et al.*, 2021).

A dificuldade de confirmação estatística encontrada no presente estudo estará relacionada com o baixo número de amostras, e não tanto com a técnica de amostragem aplicada.

2.3.2.2. Pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana

2.3.2.2.1 Área e método de amostragem

A área de estudo da pesca experimental com linha, anzol e cana efetuada na região de Sagres, na costa vicentina do PNSACV, compreendeu dois locais: um local de Proteção Parcial de tipo I (PPI), os Ilhotes do Martinhal (37.01521° , -8.91742°), e um local de Proteção Complementar (PC), ao largo da Fortaleza de Sagres (36.99337° , -8.94550°). Os dois locais apresentam características morfológicas muito semelhantes, caracterizando-se como zonas com fundo rochoso (com mistura de rocha e areia) de cerca de 20 metros de profundidade e localização próxima à linha de costa (figura 2.3.2.2.1.1).

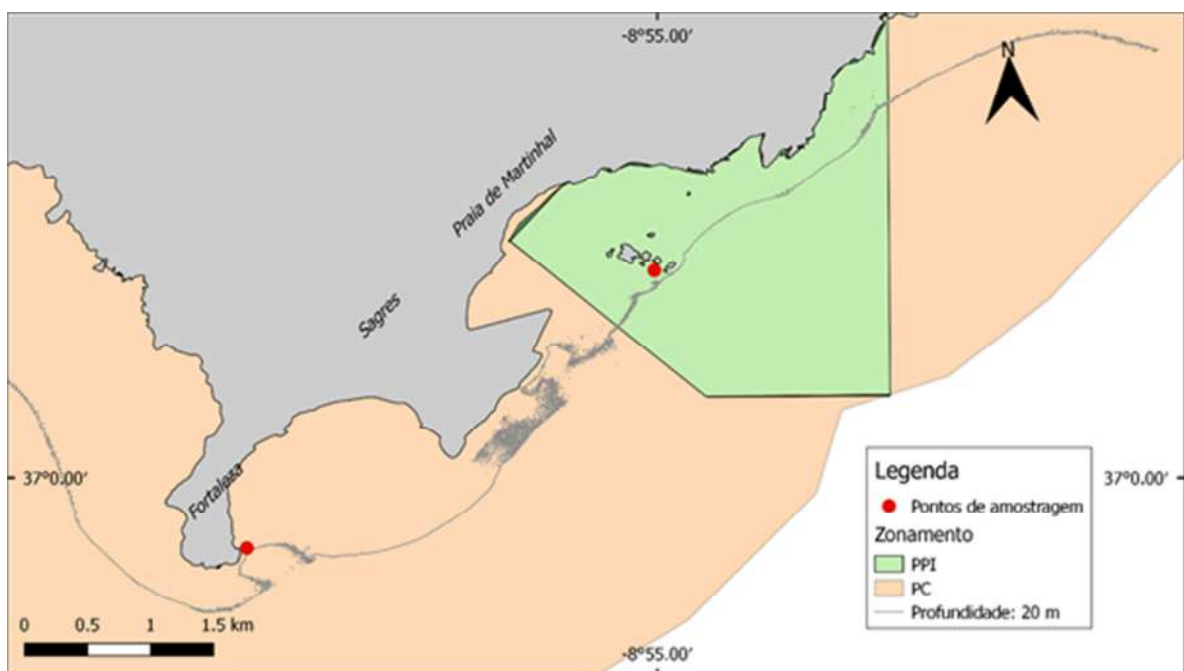


Figura 2.3.2.2.1.1: Áreas amostradas com pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana para monitorização do efeito da proteção. PPI: Proteção Parcial de tipo I dos Ilhotes do Martinhal, PC: Proteção Complementar.

Foram realizadas duas campanhas de pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana: uma no inverno (2 e 3 de fevereiro) e outra no verão (6 e 7 julho) de 2020. Esta modalidade de pesca, habitualmente usada por pescadores recreativos na região de Sagres, foi utilizada para avaliar as taxas de captura (em número e em peso) e os tamanhos de peixes dentro da zona PPI quando comparados com a zona PC. Para o efeito pretendido, e em cada campanha de pesca, utilizaram-se simultaneamente duas embarcações de pesca, cada uma com 4 pescadores (mantendo-se os mesmos indivíduos por embarcação e campanha para evitar variabilidade resultante da perícia do pescador; figura 2.3.2.2.1.3). As duas embarcações pescaram na zona de PPI (Ilhotes do Martinhal) e na zona de PC (ao largo da Fortaleza de Sagres). Cada episódio de pesca durou 3 horas, tendo cada embarcação realizado dois episódios de pesca por dia (09:00 – 12:00 no período de manhã; 14:00 – 17:00 no período da

tarde), um episódio por cada zona de proteção. É de salientar que, devido a restrições impostas pela pandemia de Covid-19, a amostragem prevista para a estação de primavera não se realizou.

Em todas as operações de pesca, a montagem utilizada contemplou o uso de dois anzóis, um anzol de modelo *chinu* n.º 1 em baixo, e um anzol de modelo *chinu* n.º 2 em cima, com um comprimento de estralho de 50 cm de fluorcarbono com 0,28 mm de espessura e um chumbo de 80 g (figura 2.3.2.2.1.2). Utilizou-se sempre o mesmo isco: a amêijoia-branca (*Spisula solida*), previamente salgada para facilitar a iscagem e evitar que o isco se perdesse aquando da entrada da montagem de pesca na água. A escolha do isco recaiu sobre a amêijoia-branca por ser a mais amplamente utilizada por pescadores lúdicos portugueses, e ser o isco oficial das provas da Federação Portuguesa de Pesca Desportiva de Alto Mar.

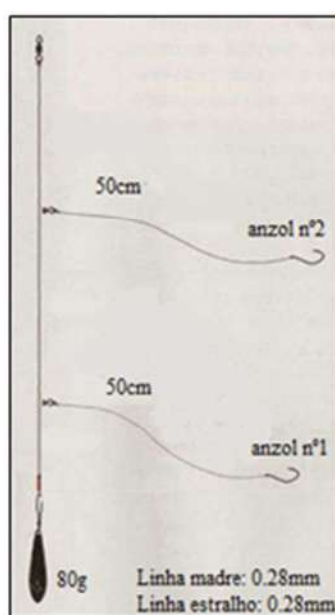


Figura 2.3.2.2.1.2: Esquema da montagem de dois anzóis utilizada na amostragem de pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana.

Os exemplares capturados foram identificados até à espécie e medidos (comprimento total; figura 2.3.2.2.1.3) com precisão de 1 mm, sendo, sempre que possível, devolvidos ao mar após a medição. Foram também anotadas as lesões de captura. O peso (em kg) dos exemplares capturados foi estimado através da relação peso-comprimento de cada espécie observada (Gonçalves *et al.*, 1997; Horta e Costa *et al.*, 2013; Froese & Pauly, 2019).

Análise de dados

De forma a caracterizar a comunidade, classificaram-se as capturas ao nível da família, do modo de vida (demersal, bentónico ou pelágico) e do estatuto comercial (nas categorias comercial ou não comercial; Anexos, tabela 2.3.2.3.2). De forma a identificar as espécies mais relevantes, as capturas totais (em número e em peso) e a proporção (%) em número (N) e em peso (kg) foram calculadas. Para melhor compreender o carácter invasivo desta metodologia de

pesca, foi também expressa a proporção (%) de indivíduos com lesões. Paralelamente, a proporção (%) de indivíduos acima do tamanho mínimo legal de captura (TMC) foi calculada para perceber a capacidade do método na amostragem de indivíduos de tamanho grande.



Figura 2.3.2.2.1.3: Amostragem de pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana. Esquerda: os pescadores a pescar numa embarcação; direita: a medição do comprimento total de um sargo-legítimo (*Diplodus sargus*) capturado nesta amostragem.

A taxa de captura (\bar{R} , na equação 1) em número e em peso de cada espécie de peixe capturada por pescador e hora de pesca, a seguir denominada como CPUE (captura por unidade de esforço) em número (N) e em peso (kg), foi obtida considerando a informação das campanhas de pesca. A definição da taxa de captura, ou CPUE, em peixes/hora de pesca, ou em kg/hora de pesca foi efetuada considerando saídas de pesca completas, de acordo com a seguinte formulação (Lockwood, 1999):

$$\hat{R}_p = \frac{\sum_{i=1}^{k_p} c_{pi}}{\sum_{i=1}^{k_p} h_{pi}} = \frac{\sum_{i=1}^{k_p} c_{pi} / k_p}{\sum_{i=1}^{k_p} h_{pi} / k_p} = \frac{\bar{c}_p}{\bar{h}_p} \quad (\text{equação 1})$$

em que:

\bar{R}_p = taxa de captura por zona de amostragem no período p (de todas as campanhas);

C_{pi} = número ou peso (em kg) capturado pelo pescador i no período p;

h_{pi} = número de horas de pesca do pescador i no período p;

K_p = número total de pescadores no período p.

Para a taxa de captura definida na equação 1, a variância estimada resultou da seguinte formulação (Lockwood, 1999):

$$V\hat{a}r(\hat{R}_p) = \left[\frac{1}{\sqrt{k_p(h_p)}} \sqrt{\frac{\left[\sum_{j=1}^{k_p} c_{pj}^2 - 2\hat{R}_p \left(\sum_{j=1}^{k_p} c_{pj} h_{pj} \right) + \hat{R}_p^2 \left(\sum_{j=1}^{k_p} h_{pj}^2 \right) \right]}{k_p - 1}} \right]^2$$

e

(equação 2).

O efeito da proteção foi avaliado por comparação dos índices de diversidade nas duas áreas de estudo. Usando os valores de CPUE em número (por espécie, pescador e hora) de cada amostragem, foram calculados os seguintes índices.

- **Riqueza específica (S).**
- **Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H')** - utilizado para quantificar a diversidade (Clarke & Warwick, 2001), onde p_i representa a proporção dos indivíduos da espécie i . Baseia-se na proporção das abundâncias das espécies, tendo assim em conta a riqueza específica e a equitabilidade: $H' = -\sum_i^S p_i \times \log(p_i)$.
- **Índice de equitabilidade de Pielou (J')** – indica de que forma os indivíduos de diferentes espécies estão distribuídos na comunidade (Clarke & Warwick, 2001). S é o número de espécies observado e H' é o valor do índice de diversidade Shannon-Wiener. Este índice varia entre 0 e 1 e é mínimo quando apenas uma espécie domina a comunidade e é máximo quando todas as espécies capturadas são igualmente abundantes. O índice é representado pela equação: $J' = \frac{H'}{\ln S}$

Para compreender o efeito de proteção da zona PPI, foram analisadas as diferenças de CPUE em número e de CPUE em peso entre os dois níveis de proteção (PPI vs. PC). Os dados foram analisados em relação a três grupos de espécies: I) todas as espécies capturadas, II) espécies demersais e bentônicas, o grupo de espécies que revela maior associação com o fundo rochoso em comparação com as espécies pelágicas, tendo uma maior probabilidade de demonstrar efeitos da proteção (Horta e Costa *et al.*, 2013), e III) espécies-alvo de pesca acima do TMC, que são do grupo indicador-chave em relação aos efeitos que a pesca tem nas espécies (Tetreault & Ambrose, 2007; Horta e Costa *et al.*, 2013). Os dados em número e em peso foram analisados através de uma análise multivariada utilizando o *software* PRIMER 6.1.18 (Clarke & Gorley, 2006). Os dados foram transformados com raiz quadrada e, utilizando o coeficiente de Bray-Curtis, foi criada uma matriz de similaridades (Clarke & Warwick, 2001). A comparação estatística entre os níveis de proteção foi efetuada através de PERMANOVA e representada espacialmente através da ordenação espacial de dimensões múltiplas (nMDS; Clarke & Warwick, 2001; Anderson, 2005; Clarke & Madwick, 2015).

Usou-se a análise univariada no programa R, versão 3.4.3 (R Core Team, 2017), para testar as diferenças de CPUE em número e de CPUE em peso das espécies com maiores proporções na captura. A análise univariada foi também usada para testar as diferenças de comprimento total de espécies principais entre as zonas de proteção. Para garantir a representatividade estatística de resultados de comprimentos, só as espécies com o mínimo de 30 indivíduos medidos em cada uma das zonas de proteção foram consideradas na análise de comprimentos. Conforme os resultados da distribuição normal, usou-se o teste não-paramétrico de Wilcoxon (Montgomery & Runger, 2003; Dytham, 2011; Gardener, 2017).

2.3.2.2.2. Resultados e discussão

Caracterização da comunidade amostrada

No decorrer dos episódios de pesca experimental com cana embarcada, foram amostrados 1 427 indivíduos com um peso total estimado de 249,41 kg, representando um total de 22 espécies (10 famílias). Os esparídeos (Sparidae) foram a família mais importante na captura total em número (N) e em peso (kg), representando 65% e 70%, respetivamente. As outras famílias que mais contribuíram foram Carangidae, com 15% em número e 13% em peso, e Scombridae, com contribuições de 12% e 9%, respetivamente (figura 2.3.2.2.1). De todos os indivíduos e espécies capturados, apenas 9,4% tiveram lesões de captura. A lista de espécies capturadas pode ser consultada nos Anexos (tabela 2.3.2.3.2).

As espécies mais capturadas em número e em peso foram: *Diplodus vulgaris* (N = 383; 79,31 kg), *Spondyllosoma cantharus* (N = 212; 39,38 kg), *Boops boops* (N = 258; 33,4 kg), *Trachurus trachurus* (N = 211; 31,59 kg), *Scomber colias* (N = 174; 21,85 kg), *Pagellus acarne* (N = 33; 10,94 kg) e *Diplodus sargus* (N = 31; 7,27 kg). A espécie *Serranus cabrilla* teve uma elevada contribuição em termos de número (N = 44), mas um reduzido contributo em termos de peso (4,53 kg). Paralelamente, *Balistes capriscus* teve maior contribuição em peso para a captura total (9,31 kg), com um número de capturas mais reduzido (N = 12; tabela 2.3.2.2.1).

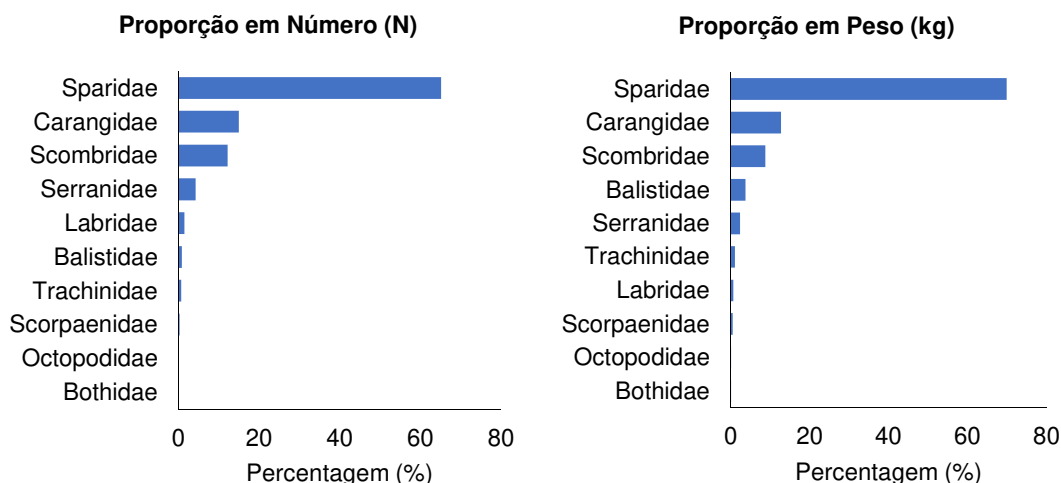


Figura 2.3.2.2.1: Proporção da captura total em número (N) e em peso (kg) das famílias das espécies capturadas na amostragem de pesca experimental embarcada com anzol, linha e cana efetuada na costa vicentina do PNSACV.

Tabela 2.3.2.2.1: Espécies capturadas com pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana no conjunto das duas zonas de proteção consideradas (Proteção Parcial de tipo I dos Ilhotes do Martinhal, Proteção Complementar – Fortaleza), em Sagres, na costa vicentina. Captura total em número (N) e em peso (kg), proporção na captura em número (N %) e em peso (%) e comprimento total (média ± erro padrão, em cm).

Nome científico	captura total		proporção na captura		comprimento total
	N	Kg	N %	peso %	cm
<i>Diplodus vulgaris</i>	383	79,31	26,8	31,8	22,7 ± 0,15
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	212	39,38	14,9	15,8	23,3 ± 0,19
<i>Boops boops</i>	258	33,43	18,1	13,4	23,5 ± 0,14
<i>Trachurus trachurus</i>	211	31,59	14,8	12,7	26,1 ± 0,15
<i>Scomber colias</i>	174	21,85	12,2	8,8	24,8 ± 0,22
<i>Pagellus acarne</i>	33	10,94	2,3	4,4	28,1 ± 0,46
<i>Balistes capriscus</i>	12	9,31	0,8	3,7	36,2 ± 1,69
<i>Diplodus sargus</i>	31	7,27	2,2	2,9	23,9 ± 0,68
<i>Serranus cabrilla</i>	44	4,53	3,1	1,8	20,1 ± 0,43
<i>Trachinus draco</i>	10	2,81	0,7	1,1	26,0 ± 1,12
<i>Pagrus pagrus</i>	6	1,59	0,4	0,6	25,5 ± 1,15
<i>Coris julis</i>	20	1,46	1,4	0,6	18,1 ± 0,46
<i>Serranus atricauda</i>	17	1,33	1,2	0,5	17,9 ± 0,85
<i>Scorpaena porcus</i>	4	1,26	0,3	0,5	21,0 ± 2,21
<i>Pagellus erythrinus</i>	1	0,94	0,1	0,4	39,5
<i>Sarpa salpa</i>	1	0,68	0,1	0,3	34,2
<i>Sparus aurata</i>	1	0,45	0,1	0,2	31,0
<i>Octopus vulgaris</i>	2	0,37	0,1	0,2	8,0 ± 1,00
<i>Oblada melanura</i>	3	0,32	0,2	0,1	28,1 ± 0,35
<i>Symphodus bailloni</i>	1	0,28	0,1	0,1	24,5
<i>Trachurus picturatus</i>	2	0,22	0,1	0,1	24,3 ± 1,75
<i>Arnoglossus sp.</i>	1	0,06	0,1	0,03	17,4
Total	1 427	249,4	100,0	100,0	-

Das espécies capturadas com valor comercial, 93,9% estavam acima do tamanho mínimo legal de captura (TMC). A proporção mais baixa encontrada é a de *Spondylisoma cantharus* (64,6%), enquanto as restantes espécies tiveram proporções de captura (acima de TMC) maiores ou iguais a 99,0%.

Diferenças entre zonas de proteção

Os valores médios dos índices de biodiversidade revelaram ausência de diferenças significativas entre áreas de proteção PC vs PPI, relativamente ao número de espécies, diversidade e equitabilidade, devido à sobreposição dos respetivos valores médios e intervalos de confiança (S: $S_{PPI} = 5,06 \pm 0,62$, $S_{PC} = 5,50 \pm 0,85$; H' : $H'_{PPI} = 1,26 \pm 0,15$, $H'_{PC} = 1,28 \pm 0,19$; J' : $J'_{PPI} = 0,79 \pm 0,05$, $J'_{PC} = 0,79 \pm 0,05$; figura 2.3.2.2.2).

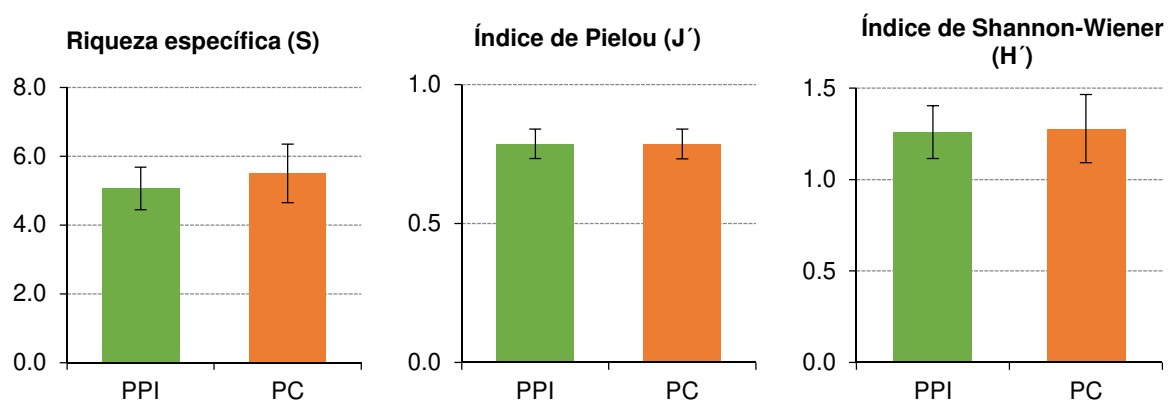


Figura 2.3.2.2.2: Índices de diversidade (valores médios ± int. conf. 95%) registados com pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana nos diferentes níveis de proteção considerados na costa vientina do PNSACV. PPI - Proteção Parcial de tipo I; PC - Proteção Complementar.

Não foram registadas diferenças significativas entre as duas áreas de proteção relativamente ao CPUE em número ou em peso e nos grupos de espécies em estudo, através de análise estatística multivariada (PERMANOVA, $p > 0,5$; tabela 2.3.2.2.2). Seguindo a mesma linha de tendência dos resultados da PERMANOVA, a representação nMDS de similaridade do CPUE em número e em peso também não revelou um padrão de agrupamento por níveis de proteção (figura 2.3.2.2.3). A média de dissimilaridade entre os dois níveis de proteção variou entre 44,6 e 50,8% (SIMPER) com os dados de CPUE (em número e em peso) dos grupos testados.

Tabela 2.3.2.2.2: Resultados de análises PERMANOVA (p) de CPUE em número e em peso por fator de proteção. TMC: tamanho mínimo legal de captura.

Grupo de espécies	CPUE em número	CPUE em peso
Todas as espécies capturadas	0,25	0,21
Espécies demersais e bentónicas	0,12	0,09
Espécies-alvo acima de TMC	0,26	0,24

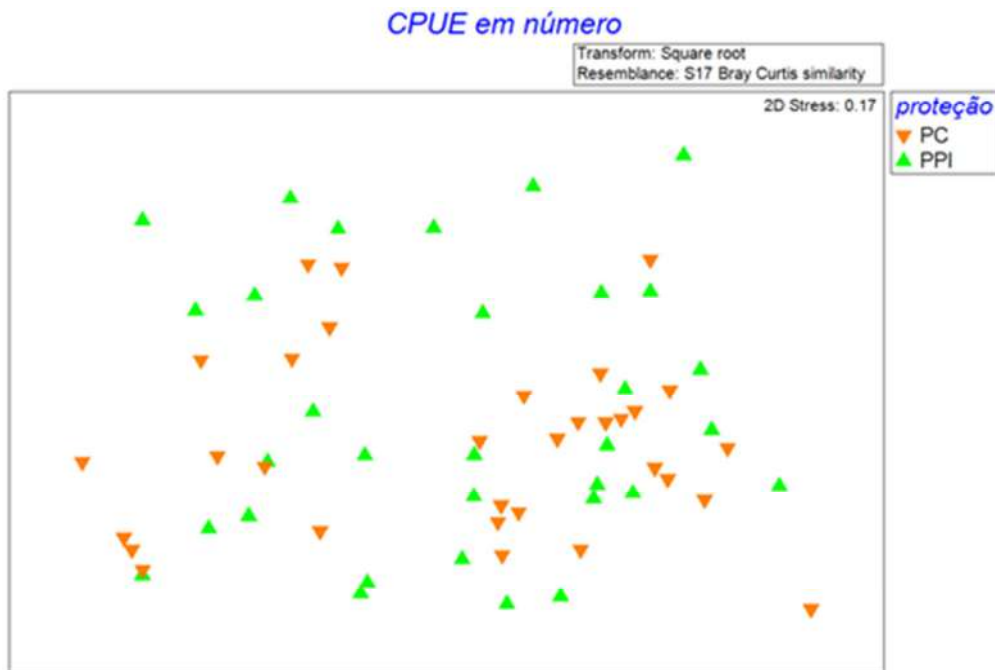


Figura 2.3.2.2.2.3: Diagrama nMDS da distribuição por nível de proteção de CPUE em número de todas as espécies capturadas por pesca embarcada com linha, anzol e cana na costa vicentina do PNSACV.

No que diz respeito à análise por espécie capturada, a comparação entre zonas de proteção com valores de CPUE em número e em peso revelou diferenças significativas no caso de *T. trachurus* e *P. acarne*. Na primeira espécie, os valores de CPUE em número e em peso foram superiores na zona de PC (Wilcoxon-test, $p = 0,03$), enquanto em *P. acarne*, as duas variáveis apresentaram-se significativamente superiores na zona de PPI (Wilcoxon-test, CPUE em número: $p = 0,01$ e CPUE em peso: $p = 0,009$). Não foram encontradas diferenças significativas entre os níveis de proteção com os valores de CPUE em número e em peso das restantes espécies (Wilcoxon-test, $p > 0,05$).

Nas restantes espécies, apesar de não terem existido diferenças significativas entre os níveis de proteção, verificou-se uma tendência de ocorrência de valores de CPUE em número e em peso de duas das principais espécies demersais, *D. vulgaris* e *S. cantharus*, superiores na zona PPI em relação à zona PC. Por outro lado, os valores de CPUE em número e em peso de *B. boops* e *S. colias*, duas espécies pelágicas, apresentaram-se tendencialmente superiores na zona de PC, quando comparados com a zona de PPI, ainda que não significativamente diferentes. No caso de *D. sargus*, uma espécie com elevado valor comercial, os valores de CPUE em número e em peso não apresentaram diferenças entre zonas de proteção (figura 2.3.2.2.2.4).

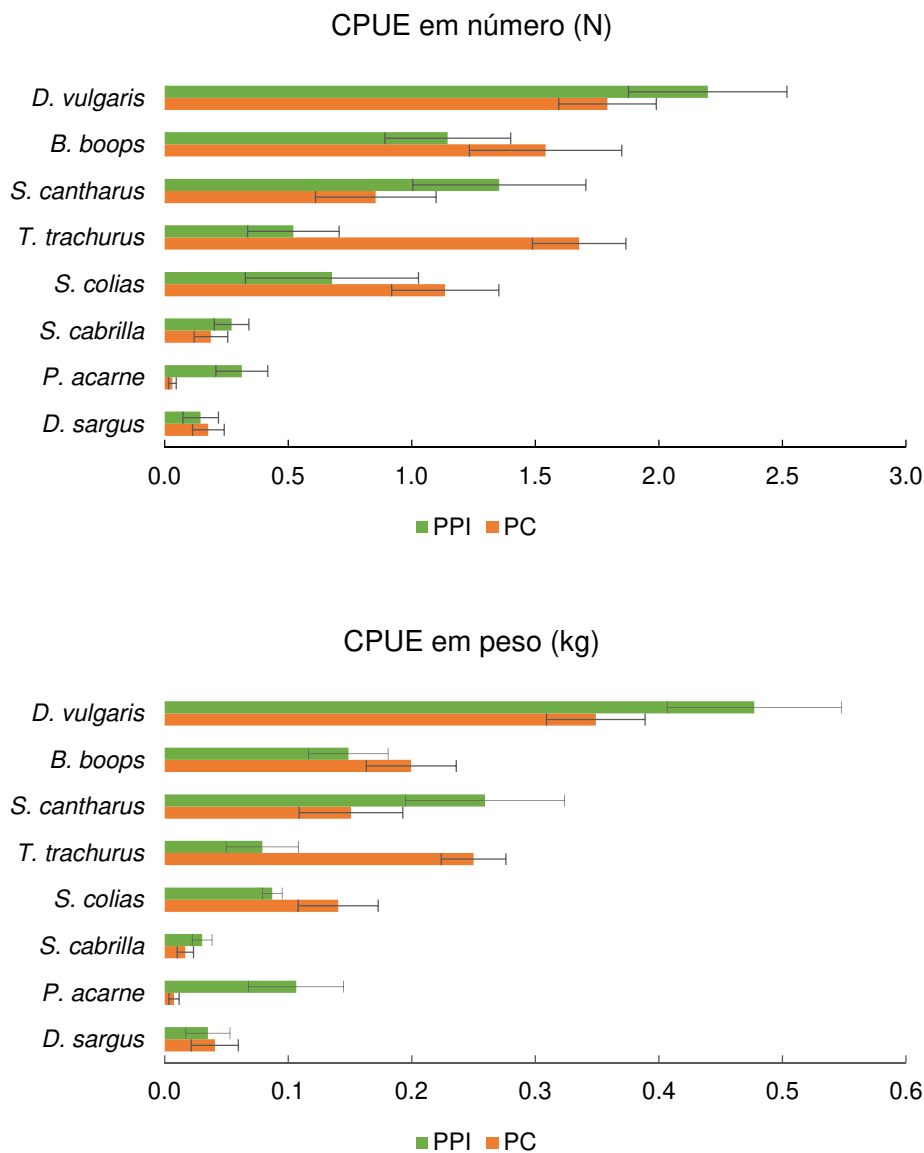


Figura 2.3.2.2.2.4: CPUE em número e em peso (valores médios \pm desvio-padrão) das principais espécies capturadas com pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana na costa vicentina do PNSACV. PPI: Proteção Parcial de tipo I, PC: Proteção Complementar.

As diferenças no comprimento foram detetadas em duas espécies demersais, *D. vulgaris* e *S. cantharus*, que apresentaram um tamanho significativamente superior na zona de PPI quando comparada com a PC (Wilcoxon-test, *D. vulgaris*: $p = 0,003$, *S. cantharus*: $p = 0,045$, figura 2.3.2.2.2.5). Não foram detetadas diferenças significativas de tamanho nas espécies pelágicas mais frequentes (Wilcoxon-test, $p > 0,05$, figura 2.3.2.2.2.5). A informação sobre as capturas totais, a proporção (%) nas capturas em número e em peso e os tamanhos médios pode ser consultada nos Anexos (tabela 2.3.2.3.3).

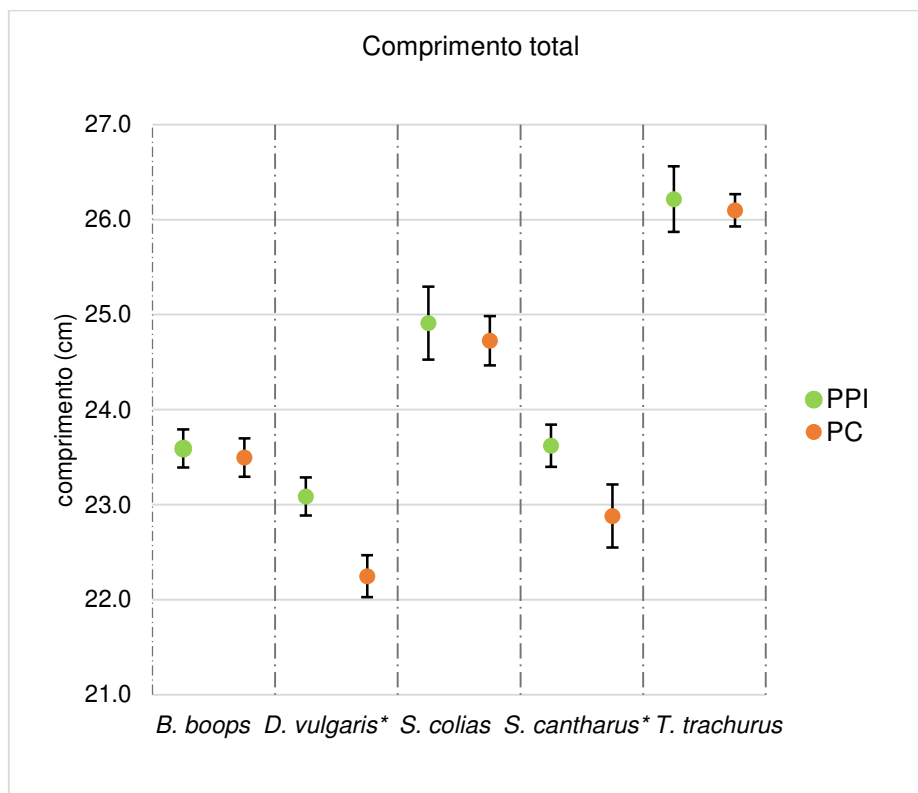


Figura 2.3.2.2.2.5: Comprimento total (média \pm erro padrão) das principais espécies capturadas com pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana na costa vicentina do PNSACV, por nível de proteção (PPI: Proteção Parcial de tipo I, PC: Proteção Complementar). Diferenças significativas (Wilcoxon-test, $p \leq 0,05$) marcadas com *.

Discussão

O presente estudo demonstrou não terem ocorrido diferenças na diversidade, nem nas taxas de captura (CPUE em número e em peso) dos grupos testados (todas as espécies capturadas, espécies demersais e bentónicas, espécies comerciais acima do TMC), não se tendo por isso encontrado a este respeito efeitos significativos da PPI dos Ilhotes do Martinhal, quando comparada com a zona adjacente (PC).

A ausência de diferenças na diversidade pode relacionar-se com o carácter seletivo do método de pesca com linha, anzol e cana, que permite capturar as espécies e indivíduos de tamanhos maiores (Agić *et al.*, 2012), excluindo assim as espécies e indivíduos de tamanhos pequenos, e subamostrando a riqueza da comunidade piscícola.

Paralelamente, o facto que não terem sido detetadas diferenças nos grupos testados, especialmente no grupo de espécies comerciais acima do TMC, indicador do efeito da proteção (Bianchi *et al.*, 2000; Lester *et al.*, 2009; Horta e Costa *et al.*, 2013), pode refletir a influência de outros fatores na análise das comunidades de peixes, tais como diferenças do habitat entre os locais amostrados ou variabilidade temporal. A necessidade de um maior número de campanhas de pesca para comparação pode ser ainda um fator a considerar já que, devido a

constrangimentos inerentes à pandemia de Covid-19, não foi possível efetuar o número de saídas de pesca previamente planejado. Deste modo, uma monitorização de longo prazo, com múltiplos locais de amostragem e diferentes alturas do ano, reveste-se de primordial importância para a confirmação dos resultados obtidos, tal como enfatizado por Underwood (1992).

No entanto, em três importantes espécies comerciais, *P. acarne*, *D. vulgaris* e *S. cantharus*, foram detetadas diferenças significativas que apontam para a ocorrência de efeitos positivos da proteção da zona PPI. Assim, na espécie *P. acarne*, o CPUE em número e em peso foi maior dentro da zona PPI, e, nas espécies *D. vulgaris* e *S. cantharus*, os tamanhos também foram maiores na zona PPI.

Devido à seletividade das artes de pesca, o tamanho e a biomassa das espécies de peixes comerciais são um dos primeiros indicadores de sucesso que uma AMP pode revelar (Zupan *et al.*, 2018), resultante da exclusão da pesca nessa área (Di Franco *et al.*, 2009; Taylor *et al.*, 2012; Horta e Costa *et al.*, 2013). Através da presença de indivíduos de tamanho grande, a biomassa de desova aumenta de forma exponencial, podendo aumentar assim também a abundância (Barneche *et al.*, 2018) e a exportação de espécies de peixes com valor comercial (efeito de *spill-over*) para fora da zona PPI, fornecendo assim benefícios à comunidade de pescadores locais (da Silva *et al.*, 2015).

Contrariamente ao indicado nas espécies bentónicas, *T. trachurus*, uma importante espécie comercial pelágica, revelou CPUE em número e em peso maior na zona PC. Em geral, as espécies pelágicas apresentam alta mobilidade e pouca associação com o local e habitat amostrado, pelo que não se apresentam como o grupo mais fiável para responder aos efeitos da proteção (Horta e Costa *et al.*, 2013).

Outras espécies comerciais localmente importantes, como *D. sargus*, *Dicentrarchus labrax*, *Diplodus cervinus* ou *Pagrus auriga*, tiveram uma proporção relativamente baixa nas capturas (*D. sargus*) ou nelas foram ausentes (as restantes). Além da influência do tipo de isco e do tamanho do anzol, que foram selecionados para potenciar a captura do maior número possível de exemplares das mais variadas espécies, as baixas capturas ou mesmo a ausência de captura de algumas espécies comerciais podem estar relacionadas com as diferentes preferências por habitats e profundidades de cada espécie. No caso de *D. sargus*, o estudo prévio de Sala & Ballesteros (1997) indicou que existe uma preferência por profundidades mais baixas que as amostradas (cerca de 20 metros) neste estudo.

Apesar de existirem poucos estudos na literatura que tenham utilizado métodos de pesca embarcada com linha, anzol e cana para monitorizar AMP e avaliar o efeito da sua proteção, este método revelou-se muito eficaz na captura de algumas espécies de peixes associadas a habitats rochosos, de espécies com reduzidos “*home ranges*” e alta fidelidade, como os

esparídeos *D. vulgaris* e *S. cantharus* (Abecasis *et al.*, 2009; Correia *et al.*, 2012). O método utilizado permitiu a captura de uma grande quantidade de exemplares, tendo a maioria (90,6%) sido libertada no mar sem lesões. Paralelamente, este método tem também o potencial de identificar efeitos da proteção, visto que a grande maioria dos indivíduos capturados se encontrava acima do TMC, indicador-chave em relação aos efeitos que a pesca tem em espécies-alvo (Bianchi *et al.*, 2000; Lester *et al.*, 2009; Horta e Costa *et al.*, 2013).

2.3.2.3 Anexos



Figura 2.3.2.3.1: Imagem obtida na amostragem com câmaras iscadas realizada na região do Rogil, em outubro de 2019, que ilustra a presença de caranguejos-pilado (*Polybius henslowii*) em números consideráveis, inviabilizando a amostragem com tresmalho experimental nesta região.

Tabela 2.3.2.3.1: Espécies de peixes (21 espécies) e cefalópodes (2 espécies: *Octopus vulgaris*, *Sepia officinalis*) capturadas nos seis lances de pesca experimental com rede de tresmalho (250 m, ~20 horas) realizados em dezembro de 2018 na costa vicentina sul do PNSACV (região de Sagres: Martinhal e Barranco). É apresentada a informação da família, do habitat geral e do número de indivíduos amostrados (N), especificando quantos foram capturados vivos (devolvidos ao mar após amostragem) e mortos. Todas as espécies listadas têm valor comercial. As espécies assinaladas com asterisco têm baixo valor comercial.

Espécie	Família	Habitat geral	N total	
			N vivos	N mortos
<i>Balistes capriscus</i>	Balistidae	Bentopelágico	2	1
<i>Bothus podas</i> *	Bothidae	Bentónico	3	-
<i>Chelidonichthys obscurus</i> *	Triglidae	Bentónico	5	18
<i>Dicologlossa cuneata</i>	Soleidae	Bentónico	-	1
<i>Diplodus vulgaris</i>	Sparidae	Bentopelágico	1	4
<i>Liza aurata</i> *	Mugilidae	Bentopelágico	-	1
<i>Merluccius merluccius</i>	Merlucciidae	Bentopelágico	-	1
<i>Mullus surmuletus</i>	Mullidae	Bentónico	-	1
<i>Octopus vulgaris</i>	Octopodidae	Bentónico	3	-
<i>Pagellus acarne</i>	Sparidae	Bentopelágico	1	8
<i>Pagellus erythrinus</i>	Sparidae	Bentopelágico	-	1
<i>Pegusa lascaris</i>	Soleidae	Bentónico	3	-
<i>Phycis phycis</i>	Phycidae	Bentopelágico	2	-
<i>Raja brachyura</i>	Rajidae	Bentónico	2	-
<i>Raja undulata</i>	Rajidae	Bentónico	1	-
<i>Sardina pilchardus</i>	Clupeidae	Pelágico	-	2
<i>Scomber colias</i>	Scombridae	Pelágico	-	2
<i>Scorpaena porcus</i> *	Scorpaenidae	Bentónico	12	5
<i>Sepia officinalis</i>	Sepiidae	Bentónico	10	-
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	Sparidae	Bentopelágico	2	5
<i>Trachinus draco</i> *	Trachinidae	Bentónico	1	1
<i>Trachurus trachurus</i>	Carangidae	Pelágico	-	2
<i>Trisopterus luscus</i>	Gadidae	Bentopelágico	-	2

Tabela 2.3.2.3.2: Espécies capturadas com pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana nas duas zonas de proteção consideradas (Proteção Parcial de tipo I dos Ilhotes do Martinhal, Proteção Complementar - Fortaleza) em Sagres, na costa vicentina. Família, nome científico e nome comum, estatuto comercial e habitat associado à espécie são apresentados.

Família	Nome científico	Nome comum	Estatuto comercial	Habitat
Balistidae	<i>Balistes capriscus</i>	Peixe-porco	comercial	demersal
Bothidae	<i>Arnoglossus</i> sp.	Cartas	comercial	bentónico
Carangidae	<i>Trachurus trachurus</i>	Carapau-branco	comercial	pelágico
	<i>Trachurus picturatus</i>	Carapau-negrão	comercial	pelágico
Labridae	<i>Coris julis</i>	Judia	sem interesse comercial	demersal
	<i>Symphodus bailloni</i>	Bodião	sem interesse comercial	demersal
Octopodidae	<i>Octopus vulgaris</i>	Polvo comum	comercial	bentónico
Scombridae	<i>Scomber colias</i>	Cavala	comercial	pelágico
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>	Rascasso-de-pintas	sem interesse comercial	bentónico
Serranidae	<i>Serranus cabrilla</i>	Serrano-alecrim	baixo interesse comercial	pelágico
	<i>Serranus atricauda</i>	Serrano de rolo	baixo interesse comercial	demersal
Sparidae	<i>Diplodus vulgaris</i>	Safia	comercial	demersal
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	Choupa	comercial	demersal
	<i>Boops boops</i>	Boga	comercial	pelágico
	<i>Pagellus acarne</i>	Besugo	comercial	demersal
	<i>Diplodus sargus</i>	Sargo-legítimo	comercial	demersal
	<i>Pagrus pagrus</i>	Pargo-legítimo	comercial	demersal
	<i>Pagellus erythrinus</i>	Bica	comercial	demersal
	<i>Sarpa salpa</i>	Salema	comercial	demersal
	<i>Sparus aurata</i>	Dourada	comercial	demersal
	<i>Oblada melanura</i>	Dobradiça	comercial	demersal
Trachinidae	<i>Trachinus draco</i>	Peixe-aranha-maior	baixo interesse comercial	bentónico

Tabela 2.3.2.3.3: Espécies capturadas com pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana por zona de proteção em Sagres, na costa vicentina (PPI: Proteção Parcial de tipo I dos Ilhotes do Martinhal, PC: Proteção Complementar - Fortaleza). Captura total em número (N) e em peso (kg), proporção na captura em número (N %) e em peso (%) e comprimento total (média \pm erro padrão, em cm).

Nome científico	Captura total				Proporção na captura				Comprimento total	
	PPI		PC		PPI		PC		PPI	PC
	N	kg	N	kg	N %	peso %	N %	peso %	cm	
<i>Diplodus vulgaris</i>	211	45,81	172	33,50	31,9	37,0	22,5	26,7	23,1 \pm 0,20	22,3 \pm 0,22
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	130	24,89	82	14,48	19,6	20,1	10,7	11,5	23,6 \pm 0,22	22,9 \pm 0,33
<i>Boops boops</i>	110	14,28	148	19,15	16,6	11,5	19,4	15,3	23,6 \pm 0,20	23,5 \pm 0,20
<i>Pagellus acarne</i>	30	10,21	3	0,73	4,5	8,2	0,4	0,6	28,4 \pm 0,42	25,0 \pm 2,52
<i>Scomber colias</i>	65	8,36	109	13,48	9,8	6,8	14,3	10,8	24,9 \pm 0,38	22,9 \pm 0,33
<i>Trachurus trachurus</i>	50	7,59	161	24,00	7,6	6,1	21,1	19,1	26,2 \pm 0,35	26,1 \pm 0,17
<i>Diplodus sargus</i>	14	3,36	17	3,91	2,1	2,7	2,2	3,1	24,3 \pm 0,89	23,7 \pm 1,01
<i>Serranus cabrilla</i>	26	2,92	18	1,61	3,9	2,4	2,4	1,3	21,0 \pm 0,28	18,8 \pm 0,91
<i>Trachinus draco</i>	10	2,81	-	-	1,5	2,3	-	-	26,0 \pm 1,12	-
<i>Scorpaena porcus</i>	-	-	4	1,26	-	-	0,5	1,0	-	21,0 \pm 4,21
<i>Pagrus pagrus</i>	-	-	4	1,09	-	-	0,5	0,9	-	25,7 \pm 1,61
<i>Pagellus erythrinus</i>	1	0,94	-	-	0,2	0,8	-	-	39,5	-
<i>Balistes capriscus</i>	1	0,84	11	8,47	0,2	0,7	1,4	6,8	38,0	36,1 \pm 1,85
<i>Pagrus pagrus</i>	2	0,50	-	-	0,3	0,4	-	-	25,0 \pm 2,00	-
<i>Coris julis</i>	5	0,41	15	1,05	0,8	0,3	2,0	0,8	18,8 \pm 1,04	17,8 \pm 0,51
<i>Sarpa salpa</i>	-	-	1	0,68	-	-	0,1	0,6	-	34,2
<i>Sparus aurata</i>	-	-	1	0,45	-	-	0,1	0,4	-	31,0
<i>Oblada melanura</i>	3	0,32	-	-	0,5	0,3	-	-	28,1 \pm 0,35	-
<i>Symphodus bailloni</i>	1	0,28	-	-	0,2	0,2	-	-	24,5	-
<i>Octopus vulgaris</i>	1	0,25	1	0,12	0,2	0,2	0,1	0,1	9,0	7,0
<i>Arnoglossus sp.</i>	-	-	1	0,06	-	-	0,1	0,05	-	17,4
<i>Trachurus picturatus</i>	1	0,14	1	0,09	0,2	0,1	0,1	0,1	26,0	22,5
<i>Serranus atricauda</i>	1	0,02	16	1,31	0,2	0,02	2,1	1,1	11,5	18,3 \pm 0,80
TOTAL	662	124,0	765	125,5	100,0	100,0	100,0	100,0		

2.3.3. Costa alentejana

Numa perspetiva de continuidade relativamente à avaliação concretizada imediatamente após a implementação das PPI no Parque Marinho do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PMSACV), no âmbito do projeto PROTECT – Estudos científicos para proteção marinha na costa alentejana (2011-2014; Castro *et al.*, 2015), nove anos depois, no âmbito do presente projeto, procedeu-se à avaliação do efeito de proteção conferido pelas PPI implementadas na região do Alentejo (PPI da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão) sobre as comunidades de peixes destas áreas, com recurso à pesca experimental.

Esta avaliação foi feita através de duas abordagens metodológicas distintas. Para avaliar o efeito de proteção conferido pelas PPI ao nível das comunidades de peixes como um todo, independentemente do seu valor comercial, optou-se pelo recurso a artes de pesca menos seletivas, como o arrasto de portas, para a amostragem de peixes bentónicos e demersais associados ao substrato arenoso, e a redes de tresmalho para a amostragem de peixes bentopelágicos associados, quer a áreas de substrato arenoso, quer rochoso. Utilizando esta abordagem foi possível avaliar a composição e estrutura das comunidades de peixes destas áreas de proteção e das zonas adjacentes (áreas de controlo), em termos de diversidade, abundância e tamanho dos exemplares.

Dada a intensidade da pesca lúdica no PMSACV, particularmente da pesca praticada com linha, cana e anzol (Castro, 2004; Veiga *et al.*, 2010; Castro *et al.*, 2015, 2020), considerou-se relevante dar continuidade à avaliação do efeito de proteção conferido pelas PPI sobre as espécies de peixes com maior interesse para esta atividade. Para isso, procedeu-se à avaliação da abundância e do tamanho de algumas espécies nas PPI da costa alentejana e das respetivas áreas de controlo, com recurso a cana, linha e anzol em fundos rochosos permanentemente imersos.

2.3.3.1. Pesca experimental com redes de emalhar e de arrasto

2.3.3.1.1. Metodologia

Amostragem

Para atingir os objetivos preconizados, realizaram-se duas campanhas de amostragem com a duração de três dias cada, durante as quais se procedeu à recolha de material e dados biológicos em 6 zonas: nas duas áreas de proteção parcial de tipo I da costa alentejana – PPI da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão (áreas de tratamento – proteção) – e em quatro áreas de controlo, a norte e a sul de cada uma das PPI (figura 2.3.3.1.1.1), no inverno e verão marítimos de 2019.

O trabalho contou com o apoio do pescador profissional e respetiva embarcação que colaborou nas campanhas de amostragem realizadas em 2011 e 2013 no âmbito do projeto PROTECT (<http://www.protect.uevora.pt/>), utilizando redes de tresmalho e arrasto de portas (figuras 2.3.3.1.1.2 e 2.3.3.1.1.3). Contudo, uma vez que a utilização do arrasto de portas não é praticável em fundos rochosos, esta técnica não foi aplicada na PPI do Cabo Sardão, onde não existem bancos de areia com extensão suficiente para a realização de operações de arrasto, ficando o seu uso restrito à PPI da Ilha do Pessegueiro e respetivas estações de controlo a norte e a sul.

Assim, na PPI da Ilha do Pessegueiro e nas respetivas áreas de controlo, a amostragem com arrasto de portas consistiu em três replicados por local ($n=9$), realizados durante o dia, garantindo um tempo de fundo (pesca útil) de aproximadamente 15 minutos por replicado, a profundidades entre 10 e 25 m e a uma velocidade média de 2 nós. O arrasto utilizado é composto por uma rede de 10 m de comprimento, malhagem de 60 mm, 4 m de largura de boca, 1 m de altura de alares (ou asas), um saco terminal (*code-end*) com malhagem de 2 mm e duas portas de 85x50 cm com cerca de 20 kg cada.

As redes de tresmalho, com malhagem de 100 mm no pano miúdo e 500 mm nas alvitanas (malhagem definida legalmente para a pesca do linguado), foram colocadas a profundidades entre 5 e 25 m e levantadas após um período de fundo entre 18 e 24 horas. Em cada área de controlo e PPI, e por tipo de substrato (substrato arenoso e substrato rochoso), foram colocadas 2 caçadas de redes, cada uma com 4 panos de 50 m de comprimento cada (2 m de altura), constituindo dessa forma 2 replicados de 200 m por tipo de substrato, em cada local.

Os exemplares capturados foram identificados, medidos e pesados no local e devolvidos ao mar, sempre que possível (figuras 2.3.3.1.1.3 e 2.3.3.1.1.4). Quando tal se revelou impraticável, foram congelados e processados em laboratório. A identificação foi feita ao nível taxonómico mais baixo, com recurso às chaves de identificação disponibilizadas em Whitehead *et al.* (1984/1986; volumes I, II e III). Nos casos em que as capturas de uma determinada espécie foram muito elevadas, *i.e.*, mais de 50 exemplares, procedeu-se à sua contagem e à

subamostragem aleatória de 50 indivíduos por espécie, registando-se o peso e o comprimento total dos exemplares selecionados.



Figura 2.3.3.1.1.1 – Localização das áreas de tratamento (áreas de proteção parcial de tipo I do Alentejo) e de controlo (áreas adjacentes às PPI) usadas para avaliar o efeito da proteção nas áreas PPI da costa alentejana através de pesca experimental com redes de emalhar e de arrasto.



Figura 2.3.3.1.1.2 – Amostragem de pesca experimental na costa alentejana com recurso a redes de tresmalho: a) alagem da rede, b) desemalham de um sargo.



Figura 2.3.3.1.1.3 – Amostragem de pesca experimental na costa alentejana com recurso a arrasto de portas: a) alagem da rede de arrasto, b) abertura do saco terminal da rede para libertação dos exemplares capturados.



Figura 2.3.3.1.1.4 – Medição do comprimento de um sargo-safia capturado com redes de tresmalho e libertação de uma raia-curva capturada com arrasto de portas, após medição do respetivo comprimento e peso (pesca experimental na costa alentejana).

Análise de dados

Como referido anteriormente, por constrangimentos relacionados com as diferenças na geomorfologia dos fundos das duas áreas analisadas, a abordagem metodológica seguida para a avaliação do efeito da proteção de cada área foi distinta. Da mesma forma, também a análise dos dados recolhidos variou de acordo com a área e o tipo de informação que se pretendia obter.

Na caracterização global das comunidades piscícolas foram considerados os dados de todos os exemplares capturados nas duas PPI e nas respetivas áreas de controlo, com ambas artes de pesca. Para a avaliação do efeito da proteção foram realizadas análises comparativas (análises multivariadas não paramétricas – PERMANOVA) entre as PPI e as respetivas áreas de controlo, em termos de abundância global, riqueza específica e estrutura das comunidades (*i.e.*, abundância por espécie), considerando a totalidade dos exemplares capturados com as diferentes artes, com exceção dos exemplares de espécies com carácter estritamente pelágico (*Boops boops*, *Sardina pilchardus*, *Scomber colias*), que possuem maiores índices de

mobilidade e, por isso, são menos representativas das comunidades de peixes locais. De acordo com a avaliação feita em 2011 e 2013, as comunidades das duas PPI diferiram significativamente (Pereira *et al.*, 2017; Pereira, 2018), pelo que se optou por efetuar estas análises individualmente por PPI e, no caso da PPI da Ilha do Pessegueiro, por arte de pesca, resultando na realização de 9 análises PERMANOVA com 4 fatores fixos: Local (3 níveis: PPI vs. Controlo Norte vs. Controlo Sul); Ano (3 níveis: Ano 1 vs. Ano 3 vs. Ano 9); Época (2 níveis: Verão Marítimo vs. Inverno Marítimo), aninhada em Ano; e Substrato (2 níveis: Areia vs. Rocha), aninhado em Local. A análise das capturas com arrasto de portas na PPI da Ilha do Pessegueiro foi realizada com 3 fatores, por exclusão do fator “Substrato”. Sempre que as análises revelaram interações significativas entre quaisquer dois fatores, procedeu-se à realização de análises pareadas para determinar de que modo esses fatores interagiam entre si. Na presença de diferenças significativas na estrutura das comunidades dos diferentes locais efetuaram-se análises SIMPER para determinar quais as espécies que mais contribuíram para essas diferenças. Para analisar o efeito da proteção sobre a estrutura dimensional das comunidades destas áreas, e por forma a garantir a representatividade das amostras e a robustez das análises, selecionaram-se as espécies mais abundantes em cada PPI ($n \geq 4$ em pelo menos dois dos três anos de amostragem – Ano 1, Ano 3 e Ano 9), considerando a soma dos indivíduos capturados com ambas artes de pesca em cada PPI e no conjunto de ambas áreas de controlo. Esta estratégia traduziu-se num elenco distinto de espécies em cada PPI, nomeadamente: a carta-do-Mediterrâneo (*Arnoglossus laterna* (Walbaum, 1792)), a cabra-de-bandeira (*Chelidonichthys obscurus* (Walbaum, 1792)), o sargo-safia (*Diplodus vulgaris* (Geoffroy St. Hilaire, 1817)), o bodião-reticulado (*Labrus bergylta* (Ascanius, 1767)), o salmonete-legítimo (*Mullus surmuletus*), o linguado-da-areia (*Pegusa lascaris* (Risso, 1810)), a abrótea-da-costa (*Phycis phycis* Linnaeus, 1766)), a raia-curva (*Raja undulata* (Lacepède, 1802)), o carapau (*Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758)) e a faneca (*Trisopterus luscus* (Linnaeus, 1758)) no caso da PPI da Ilha do Pessegueiro; e o linguado-da-areia (*P. lascaris*), o rascasso-de-pintas (*Scorpaena porcus* (Linnaeus, 1758)), o linguado-branco (*Solea senegalensis* (Kaup, 1858)), o carapau (*T. trachurus*) e as raias (*Raja* sp. – somatório das capturas de *Raja montagui* (Fowler, 1910), *R. undulata* e *R. clavata* (Linnaeus, 1758)) no caso da PPI do Cabo Sardão. Por área e por espécie, foi efetuada uma análise de PERMANOVA univariada com dois fatores fixos: Local (2 níveis: PPI vs. Controlo) e Ano (3 níveis: Ano 1 vs. Ano 3 vs. Ano 9). A avaliação do efeito da proteção ao nível da função de viveiro foi efetuada unicamente com as comunidades da PPI da Ilha do Pessegueiro e das respetivas áreas de controlo, a partir da análise da proporção de juvenis das espécies mais abundantes capturadas com arrasto de portas, nas quais se encontrou o valor de $L50$ (comprimento total com que 50% da população desova pela primeira vez) na bibliografia (tabela 2.3.3.1.1.1). A proporção de indivíduos juvenis e adultos de cada uma das cinco espécies selecionadas (carta-do-mediterrâneo, peixe-pau-lira (*Callionymus lyra* (Linnaeus, 1758)), cabra-de-bandeira, linguado-

da-areia e raia-curva) na PPI e no conjunto das duas áreas de controlo foi comparada em pelo menos dois dos três anos amostrados através de um Teste G-de-independência.

Tabela 2.3.3.1.1.1 – Espécies selecionadas para a análise da proporção de juvenis na PPI da Ilha do Pessegueiro e em áreas de controlo adjacentes e respetivos valores *L50*, de acordo com as referências bibliográficas consultadas e listadas (pesca experimental com arrasto de portas na costa alentejana).

Espécie	<i>L50</i> (cm)	Referências
<i>Arnoglossus laterna</i>	11,4	İlkyaz <i>et al.</i> , 2017
<i>Callionymus lyra</i>	8,0	King <i>et al.</i> , 1994
<i>Chelidonichthys obscurus</i>	12,0	Muñoz <i>et al.</i> , 2003
<i>Pegusa lascaris</i>	17,2	Pajuelo & Lorenzo, 2008
<i>Raja undulata</i>	73,6	Coelho & Erzini, 2006

2.3.3.1.2. Resultados e discussão

Composição geral das comunidades piscícolas

Nas campanhas de amostragem realizadas em 2019 foram capturados 1 641 peixes, dos quais 1 627 foram identificados como pertencentes a 57 espécies distribuídas por 24 famílias. As espécies mais abundantes foram a cavala (*Scomber colias* (Gmelin, 1789)) (n = 281), o linguado-da-areia (*P. lascaris*) (n = 240), a carta-pontuada (*Arnoglossus thori* (Kyle, 1813)) (n = 142) e a carta-do-Mediterrâneo (*A. laterna*) (n = 112), perfazendo cerca de 48% do total de capturas.

No total, na PPI da Ilha do Pessegueiro e nas respetivas áreas de controlo foram identificados 1 021 indivíduos pertencentes a 56 espécies. Na PPI da Ilha do Pessegueiro foram identificados 299 peixes de 36 espécies, nas áreas de controlo norte e sul identificaram-se 518 peixes de 30 espécies e 198 peixes de 35 espécies, respetivamente. Na PPI do Cabo Sardão e nas respetivas áreas de controlo, foram identificados 614 indivíduos pertencentes a 40 espécies. Na PPI do Cabo Sardão identificaram-se 138 peixes de 25 espécies, na área de controlo norte identificaram-se 285 peixes de 28 espécies, e na área de controlo sul foram identificados 189 peixes de 24 espécies (tabela 2.3.3.1.2.1).

Tabela 2.3.3.1.2.1. Composição geral das comunidades de peixes amostradas com pesca experimental nas Áreas de Proteção Parcial de Tipo I (PPI) da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão e nas respetivas áreas adjacentes (áreas de controlo norte e sul – CN, CS). N- número de indivíduos amostrados.

Família	Taxa	N total	Ilha do Pessegueiro				Cabo Sardão			
			PPI	CN	CS	Σ	PPI	CN	CS	Σ
Balistidae	<i>Balistes capriscus</i>	9	4	0	2	6	1	1	1	3
	<i>Arnoglossus</i> sp.	3	1	2	0	3	0	0	0	0
	<i>Arnoglossus imperialis</i>	24	2	19	3	24	0	0	0	0
Bothidae	<i>Arnoglossus laterna</i>	112	7	104	1	112	0	0	0	0
	<i>Arnoglossus thori</i>	142	0	142	0	142	0	0	0	0
	<i>Bothus podas</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	1
Callionymidae	<i>Callionymus lyra</i>	47	3	43	1	47	0	0	0	0
	<i>Callionymus risso</i>	10	0	10	0	10	0	0	0	0
Carangidae	<i>Trachurus trachurus</i>	56	14	3	15	32	9	2	13	24
Clupeidae	<i>Alosa fallax</i>	2	0	0	1	1	0	1	0	1
	<i>Sardina pilchardus</i>	67	8	4	0	12	0	18	37	55
Congridae	<i>Conger conger</i>	4	0	0	0	0	1	2	1	4
Gadidae	<i>Trisopterus luscus</i>	41	16	2	3	21	6	14	0	20
	<i>Labrus bergylta</i>	26	11	6	4	21	3	1	1	5
Labridae	<i>Labrus mixtus</i>	5	2	1	0	3	2	0	0	2
	<i>Labrus</i> sp.	1	0	1	0	1	0	0	0	0
	<i>Symphodus bailloni</i>	5	1	0	3	4	0	0	1	1
	<i>Symphodus melops</i>	3	1	0	2	3	0	0	0	0
	<i>Symphodus</i> sp.	2	1	1	0	2	0	0	0	0
Lotidae	<i>Gaidropsarus vulgaris</i>	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	1	1	0	0	1	0	0	0	0
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	16	8	1	3	12	2	2	0	4

Tabela 2.3.3.1.2.1. (continuação)

Família	Taxa	N total	Ilha do Pessegueiro				Cabo Sardão				
			PPI	CN	CS	Σ	PPI	CN	CS	Σ	
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>	66	63	0	0	63	0	3	0	3	
Phycidae	<i>Phycis phycis</i>	61	15	7	15	37	8	11	5	24	
Rajidae	<i>Raja brachyura</i>	11	0	0	5	5	1	1	4	6	
	<i>Raja clavata</i>	5	1	0	1	2	0	3	0	3	
	<i>Raja montagui</i>	2	0	0	0	0	0	0	2	2	
	<i>Raja undulata</i>	44	10	8	14	32	5	4	3	12	
Scombridae	<i>Scomber colias</i>	281	27	9	12	48	21	170	42	233	
Scophthalmidae	<i>Scophthalmus maximus</i>	2	0	1	0	1	0	0	1	1	
	<i>Zeugopterus punctatus</i>	2	0	1	1	2	0	0	0	0	
	<i>Scorpaena notata</i>	17	5	5	4	14	0	2	1	3	
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>	45	12	6	11	29	5	6	5	16	
	<i>Scorpaena elongata</i>	1	0	0	1	1	0	0	0	0	
	<i>Scorpaena sp.</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	1	
Serranidae	<i>Serranus cabrilla</i>	6	0	3	0	3	0	2	1	3	
	<i>Solea senegalensis</i>	11	1	0	0	1	5	2	3	10	
	<i>Solea solea</i>	2	0	0	2	2	0	0	0	0	
Soleidae	<i>Dicologlossa cuneata</i>	9	1	7	0	8	0	0	1	1	
	<i>Microchirus azevia</i>	14	0	7	5	12	1	1	0	2	
	<i>Microchirus boscanion</i>	34	0	34	0	34	0	0	0	0	
	<i>Pegusa lascaris</i>	240	26	52	55	133	43	25	39	107	
Sparidae	<i>Boops boops</i>	11	6	0	0	6	5	0	0	5	
	<i>Diplodus bellottii</i>	2	2	0	0	2	0	0	0	0	
	<i>Diplodus cadenati</i>	6	3	0	0	3	3	0	0	3	
	<i>Diplodus cervinus</i>	1	1	0	0	1	0	0	0	0	
	<i>Diplodus puntazzo</i>	2	0	0	1	1	1	0	0	1	
	<i>Diplodus sargus</i>	9	5	0	0	5	2	2	0	4	
	<i>Diplodus vulgaris</i>	18	4	1	8	13	1	1	3	5	
	<i>Pagellus acarne</i>	11	7	2	2	11	0	0	0	0	
	<i>Pagellus erythrinus</i>	15	8	2	0	10	4	1	0	5	
	<i>Pagrus auriga</i>	1	0	0	1	1	0	0	0	0	
	<i>Sparus aurata</i>	2	0	0	1	1	0	0	1	1	
	<i>SpondylIOSoma cantharus</i>	6	1	2	0	3	0	2	1	3	
	Torpedinidae	<i>Torpedo marmorata</i>	18	3	0	3	6	1	0	11	12
	Trachinidae	<i>Echiichthys vipera</i>	3	0	0	3	3	0	0	0	0
<i>Trachinus draco</i>		22	1	6	1	8	3	0	11	14	
Triakidae	<i>Galeorhinus galeus</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	1	
Triglidae	<i>Chelidonichthys lastoviza</i>	5	0	0	4	4	0	1	0	1	
	<i>Chelidonichthys lucerna</i>	27	9	10	7	26	0	1	0	1	
	<i>Chelidonichthys obscurus</i>	42	10	20	2	32	4	5	1	10	
	larva de peixe	5	0	4	1	5	0	0	0	0	
	larva de peixe Osteichthyes	1	1	0	0	1	0	0	0	0	
	Não identificado	1	0	0	0	0	0	1	0	1	
	Total	1 641	302	526	199	1 027	138	287	189	614	

Avaliação do efeito da proteção

A) Comunidades da PPI da Ilha do Pessegueiro e de áreas adjacentes

A1) Comunidades piscícolas bentônicas associadas a substrato arenoso – amostragem com arrasto de portas

Estrutura das comunidades

Na PPI da Ilha do Pessegueiro e nas respetivas áreas de controlo foram capturados com arrasto de portas e identificados em 2019 572 indivíduos pertencentes a 25 espécies. Quando comparados estes dados com os recolhidos em 2011 e 2013 (Pereira *et al.*, 2017; Pereira, 2018), *i.e.*, no primeiro e terceiro ano após a implementação em 2011 de restrições à pesca nas PPI, verificou-se que a estrutura das comunidades de peixes mais associadas ao substrato variou de acordo com o local, o ano e a época do ano. Verificou-se ainda a influência da interação entre os fatores local e ano (tabela 2.3.3.1.2.2). A comparação pareada entre estes dois fatores indicou que, no início da implementação das áreas de proteção, a estrutura das comunidades piscícolas bentônicas dos três locais analisados não diferia, passando a diferir ao fim de 3 anos (tabela 2.3.3.1.2.3). Verificou-se também que, ao longo do tempo, a estrutura da comunidade de peixes bentônicos da área de controlo sul não se alterou, ao contrário da área de controlo norte, que diferiu em todos os anos avaliados. Na PPI, a estrutura desta comunidade de peixes alterou-se entre o primeiro e o terceiro ano, mas ter-se-á mantido relativamente estável entre o terceiro e o nono ano, já que não se registaram diferenças significativas neste período (tabela 2.3.3.1.2.3).

As análises SIMPER efetuadas com os fatores e níveis de fatores com diferenças significativas nos testes pareados, indicaram que as diferenças na estrutura das comunidades de peixes bentônicos na PPI da Ilha do Pessegueiro e nas respetivas áreas de controlo se deveram maioritariamente, *i.e.*, explicaram cerca de 50% da dissimilaridade, às seguintes espécies (por ordem decrescente de percentagem de contribuição média): *C. lyra*, *A. thori*, *C. obscurus*, *A. laterna*, *P. lascaris*, *C. lucerna*, *M. aquila*, *R. undulata* e *M. boscanion*. A estrutura das comunidades da PPI alterou-se inicialmente devido ao aumento na abundância de *C. obscurus*, *A. laterna* e *R. undulata*, alterações progressivas entre o primeiro e o nono ano na abundância de *C. lucerna* e alterações na abundância de *M. aquila* nos últimos seis anos. Na área de controlo norte, registaram-se alterações na abundância de *C. obscurus* e *C. lyra* nos primeiros três anos, de *A. laterna*, *A. thori* ao longo de todo o período de estudo, mas de forma mais expressiva nos últimos anos, e de *P. lascaris* e *M. boscanion* no último período de estudo (figura 2.3.3.1.2.1). As principais diferenças entre as comunidades da PPI e da área de controlo norte estão sobretudo associadas com as espécies *A. laterna*, *A. thori*, *C. lyra*, *M. boscanion* e *P. lascaris*. Estas espécies são também das que mais contribuíram para as diferenças entre as duas áreas de controlo. A PPI divergiu da área de controlo sul maioritariamente devido a *C.*

obscurus, para além de *P. lascaris* no terceiro ano, e *M. aquila* e *C. lucerna* no nono ano (figura 2.3.3.1.2.1).

Tabela 2.3.3.1.2.2 - Resultados da análise de PERMANOVA multivariada da estrutura das comunidades piscícolas bentónicas da PPI da Ilha do Pessegueiro e das respetivas áreas de controlo (amostragem com arrasto de portas).

Fatores	g.d.l	SQ	MQ	Pseudo-F	p-value	perms
Local	2	28 740	14 363,0	99,368	0,001	999
Ano	2	10 172	5 085,9	37,395	0,001	997
Época(Ano)	3	12 578	4 192,8	26,206	0,003	995
LocalxAno	4	10 399	2 599,8	19,522	0,010	998
LocalxÉpoca(Ano)	6	11 625	1 937,4	14,715	0,059	999
Residual	33	47 700	1 445,5			
Total	50	1,28E05				

gdI (graus de liberdade); SQ (soma dos quadrados); QM (quadrado médio); Pseudo-F (estatística de teste); p-value (valor de prova); perms (permutações). SQ tipo III (parcial); método de permutação: sem restrições até 999; nível de significância = 0,05

Tabela 2.3.3.1.2.3 – Resultados dos testes pareados com os fatores que explicam as diferenças encontradas na estrutura das comunidades piscícolas bentónicas (amostragem com arrasto de portas) da PPI da Ilha do Pessegueiro e das respetivas áreas de controlo (local e ano)

Local	Ano	Local x Ano		
PPI ≠ CN ($p=,001$)	Ano 1 ≠ 3 ($p=,012$)	<i>Ano 1</i>	<i>Ano 3</i>	<i>Ano 9</i>
		PPI = CN ($p=,088$) PPI = CS ($p=,920$) CN = CS ($p=,064$)	PPI ≠ CN ($p=,001$) PPI ≠ CS ($p=,036$) CN ≠ CS ($p=,001$)	PPI ≠ CN ($p=,002$) PPI ≠ CS ($p=,043$) CN ≠ CS ($p=,001$)
PPI ≠ CS ($p=,007$)	Ano 3 ≠ 9 ($p=,002$)	<i>PPI</i>	<i>CN</i>	<i>CS</i>
CN ≠ CS ($p=,001$)	Ano 1 ≠ 9 ($p=,007$)	ano 1 ≠ ano 3 ($p=,024$) ano 3 = ano 9 ($p=,307$) ano 1 ≠ ano 9 ($p=,044$)	ano 1 ≠ ano 3 ($p=,003$) ano 3 ≠ ano 9 ($p=,002$) ano 1 ≠ ano 9 ($p=,001$)	ano 1 = ano 3 ($p=,679$) ano 3 = ano 9 ($p=,184$) ano 1 = ano 9 ($p=,056$)

PPI (área de Proteção parcial de tipo 1); CN (área de controlo norte), CS (área de controlo sul); p (valor de prova); nível de significância = 0,05

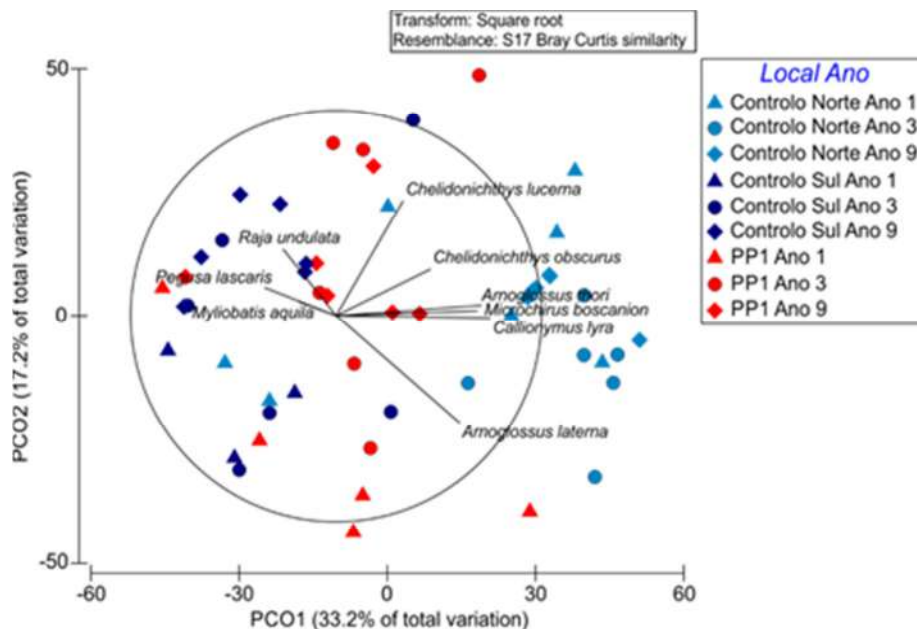


Figura 2.3.3.1.2.1 – Diagrama de PCoA (Análise de Coordenadas Principais; correlação de Spearman) em que os vetores incluem as espécies que mais contribuíram para as diferenças encontradas entre as comunidades piscícolas bentónicas (amostragem com arrasto de portas) da PPI da Ilha do Pessegueiro e das respetivas áreas de controlo a norte e a sul, entre o 1.º ano e o 9.º ano a seguir à implementação da proteção em 2011.

Abundância

Quando comparada a abundância (avaliada a partir do número de indivíduos capturados e identificados) das comunidades piscícolas bentónicas da PPI da Ilha do Pessegueiro e das respetivas áreas de controlo, verificou-se que variou de acordo com o local e o ano (tabela 2.3.3.1.2.4), e que estes fatores interagiram. Apesar dos resultados da análise de PERMANOVA univariada apontarem para uma forte interação entre os fatores local e época do ano, não foram encontradas diferenças significativas entre épocas do ano por local ou entre locais por época do ano.

Tabela 2.3.3.1.2.4 - Resultados da análise de PERMANOVA univariada da abundância global das comunidades piscícolas bentónicas (amostragem com arrasto de portas) da PPI da Ilha do Pessegueiro e das respetivas áreas de controlo.

Fatores	g.d.l	SQ	MQ	Pseudo- <i>F</i>	<i>p</i> -value	perms
Local	2	7 154,9	3 577,50	17,885	0,001	999
Ano	2	3 086,3	1 543,10	7,715	0,001	999
Época(Ano)	3	667,3	222,42	1,112	0,355	999
LocalxAno	4	2 903,8	725,96	36,294	0,008	998
LocalxÉpoca(Ano)	6	2 740,5	456,75	22,835	0,037	998
Residual	33	6 600,0	202,02			
Total	50	2 4428,0				

gdl (graus de liberdade); SQ (soma dos quadrados); QM (quadrado médio); Pseudo-*F* (estatística de teste); *p*-value (valor de prova); perms (permutações). SQ tipo III (parcial); método de permutação: sem restrições até 999; nível de significância = 0,05

De acordo com os testes de comparação pareados, e à semelhança do registado na análise da estrutura das comunidades piscícolas bentónicas, verificou-se que também a abundância nos três locais não diferiu no primeiro ano. Contudo, a partir do terceiro ano, a área de controlo norte começou a diferenciar-se dos restantes locais. Na PPI também se verificaram alterações de abundância, não significativas quando foram comparados anos consecutivos, mas evidentes quando foram comparados o primeiro e o último ano de amostragem, o que quer dizer que foram alterações graduais ao longo do tempo (tabela 2.3.3.1.2.5). Em ambos locais registou-se um aumento da abundância: na área de controlo norte, de 88 indivíduos identificados em 2011 para 445 em 2019; na PPI, de 34 indivíduos para 72 (figura 2.3.3.1.2.2). Uma vez mais, na área de controlo sul não se registaram alterações significativas ao nível da abundância nestas comunidades.

Tabela 2.3.3.1.2.5 – Resultados dos testes pareados com os fatores que explicaram as diferenças encontradas na abundância global nas comunidades piscícolas bentónicas (amostragem com arrasto de portas) da PPI da Ilha do Pessegueiro e das respetivas áreas de controlo (local e ano).

Local	Ano	Local x Ano		
PPI ≠ CN ($p=,001$)	Ano 1 = 3 ($p=,617$)	<i>Ano 1</i> PPI = CN ($p=,218$) PPI = CS ($p=,482$) CN = CS ($p=,521$)	<i>Ano 3</i> PPI ≠ CN ($p=,049$) PPI = CS ($p=,554$) CN ≠ CS ($p=,023$)	<i>Ano 9</i> PPI ≠ CN ($p=,004$) PPI = CS ($p=,264$) CN ≠ CS ($p=,001$)
PPI = CS ($p=,462$)	Ano 3 ≠ 9 ($p=,003$)	<i>PPI</i> ano 1 = ano 3 ($p=,744$) ano 3 = ano 9 ($p=,226$) ano 1 ≠ ano 9 ($p=,048$)	<i>CN</i> ano 1 = ano 3 ($p=,189$) ano 3 ≠ ano 9 ($p=,001$) ano 1 ≠ ano 9 ($p=,002$)	<i>CS</i> ano 1 = ano 3 ($p=,739$) ano 3 = ano 9 ($p=,141$) ano 1 = ano 9 ($p=,181$)
CN ≠ CS ($p=,001$)	Ano 1 ≠ 9 ($p=,001$)			

PPI (área de Proteção parcial de tipo 1); CN (área de controlo norte), CS (área de controlo sul); p (valor de prova); nível de significância = 0,05

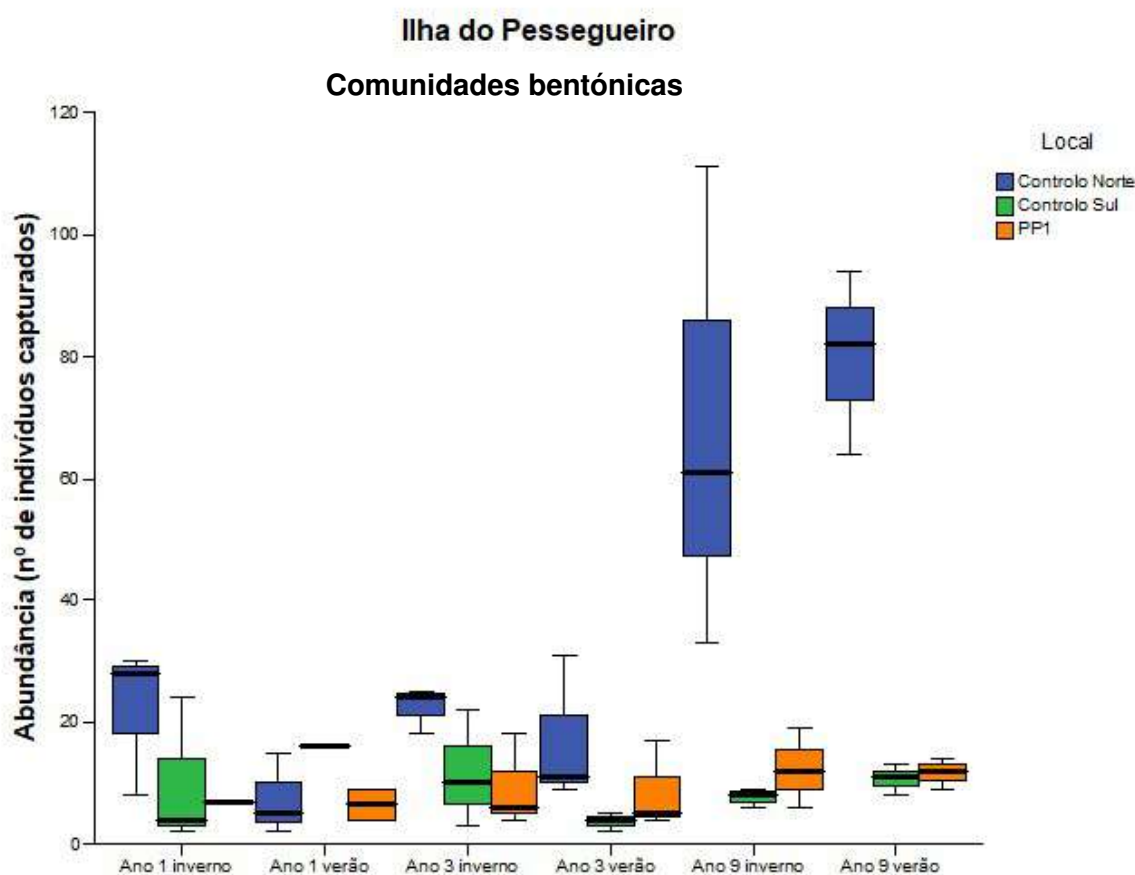


Figura 2.3.3.1.2.2 – Abundância global (n.º de indivíduos capturados e identificados) nas comunidades piscícolas bentónicas da PPI da Ilha do Pessegueiro e das respetivas áreas de controlo (amostragem com arrasto de portas).

Riqueza específica

A riqueza específica das comunidades bentónicas da PPI da Ilha do Pessegueiro e de áreas adjacentes alterou-se ao longo do tempo (tabela 2.3.3.1.2.6), com diferenças significativas a partir do terceiro ano (tabela 2.3.3.1.2.7) e aumento de cerca de 45% entre o terceiro e o nono

ano (R (PPI, 2013) = 8; R (PPI, 2019) = 11; R (CN, 2013) = 12; R (CN, 2019) = 18, R (CS, 2013) = 7; R (CS, 2019) = 10). Apesar de se ter registado este aumento em todos os locais a partir do terceiro ano, ao considerar as oscilações que ocorreram ao longo do período de estudo, isto é, desde o primeiro ano, verificou-se que na PPI o aumento foi muito mais expressivo (na ordem dos 60%, *i.e.*, (R (PPI, 2011) = 7; R (PPI, 2019) = 11) do que nas áreas de controlo, onde o balanço final foi de cerca de 12,5% de aumento a norte e 10% a sul (R (CN, 2011) = 16; R (CN, 2019) = 18, R (CS, 2011) = 9; R (CS, 2019) = 10). Ainda assim, uma vez mais, a área de controlo norte destacou-se das restantes por apresentar maior riqueza específica em todos os anos amostrados (figura 2.3.3.1.2.3).

Tabela 2.3.3.1.2.6 – Resultado da análise de PERMANOVA univariada da riqueza específica das comunidades piscícolas bentónicas da PPI da Ilha do Pessegueiro e de áreas adjacentes (amostragem com arrasto de portas).

Fatores	g.d.l	SQ	MQ	Pseudo- <i>F</i>	<i>p</i> -value	perms
Local	2	3 445,1	1 722,60	27,196	0,001	999
Ano	2	2 061,9	1 030,90	16,277	0,001	998
Época(Ano)	3	240,5	80,17	12,657	0,271	999
LocalxAno	4	282,5	70,611	11,148	0,339	999
LocalxÉpoca(Ano)	6	844,9	140,81	22,232	0,067	999
Residual	33	2 090,2	63,339			
Total	50	9 380,5				

gdl (graus de liberdade); SQ (soma dos quadrados); QM (quadrado médio); Pseudo-*F* (estatística de teste); *p*-value (valor de prova); perms (permutações). SQ tipo III (parcial); método de permutação: sem restrições até 999; nível de significância = 0,05

Tabela 2.3.3.1.2.7 – Resultados dos testes pareados com os fatores que explicaram as diferenças encontradas na riqueza específica das comunidades piscícolas bentónicas da PPI da Ilha do Pessegueiro e áreas adjacentes (amostragem com arrasto de portas).

Local	Ano
PPI ≠ CN (<i>p</i> =,001)	Ano 1 = 3 (<i>p</i> =,536)
PPI = CS (<i>p</i> =,263)	Ano 3 ≠ 9 (<i>p</i> =,001)
CN ≠ CS (<i>p</i> =,001)	Ano 1 ≠ 9 (<i>p</i> =,001)

PPI (área de Proteção parcial de tipo 1); CN (área de controlo norte), CS (área de controlo sul), *p* (valor de prova); nível de significância = 0,05

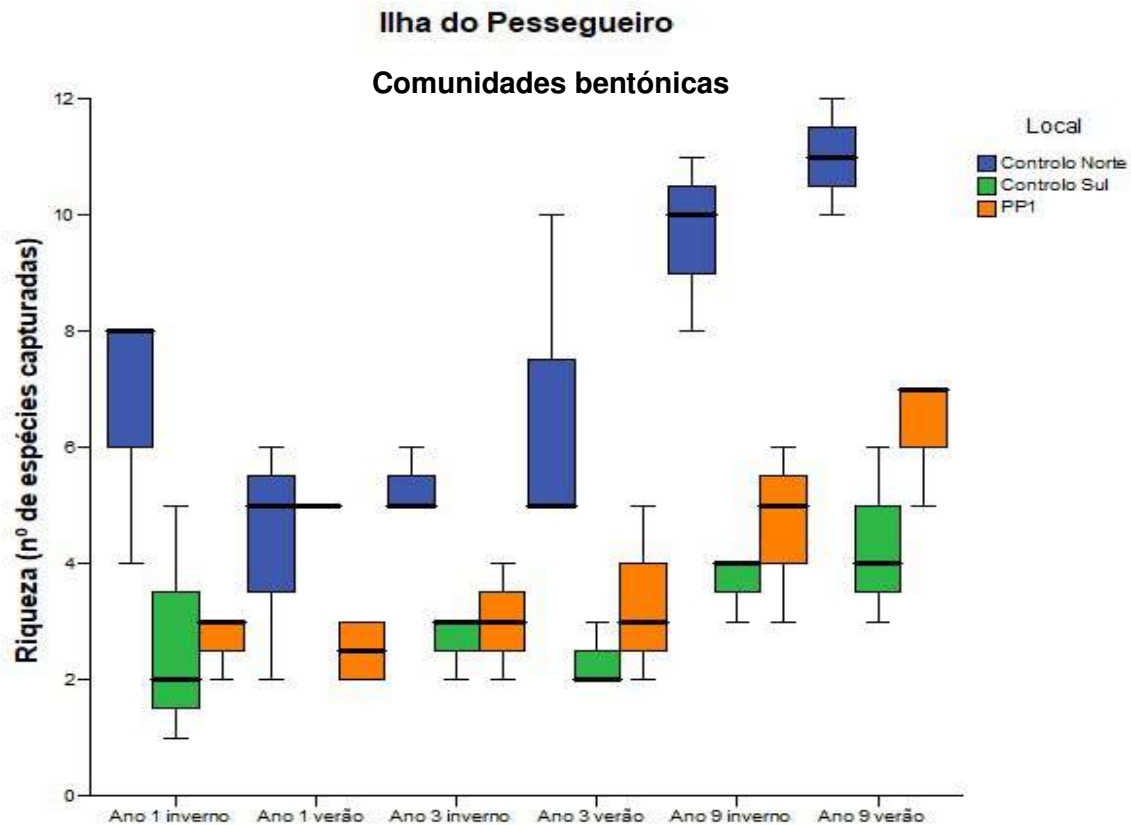


Figura 2.3.3.1.2.3 – Riqueza específica (n.º de espécies identificadas) das comunidades piscícolas bentónicas da PPI da Ilha do Pessegueiro e respetivas áreas de controlo (amostragem com arrasto de portas).

A2) Comunidades piscícolas bentopelágicas – amostragem com redes de tresmalho

Estrutura das comunidades

Nas campanhas de 2019 foram capturados com redes de tresmalho e identificados 377 indivíduos de 40 espécies na PPI da Ilha do Pessegueiro e nas respetivas áreas de controlo. Quando comparados estes dados com os recolhidos em 2011 e 2013 (Pereira *et al.*, 2017; Pereira, 2018), observou-se que a estrutura das comunidades piscícolas bentopelágicas variou de acordo com o local, o ano, a época do ano e o substrato. Verificou-se ainda que todos estes fatores interagiram entre si, contribuindo para a variabilidade da estrutura destas comunidades (tabela 2.3.3.1.2.8). A comparação pareada entre os fatores local e ano indicou que no início da implementação da proteção, em 2011, a estrutura das comunidades piscícolas bentopelágicas dos três locais analisados não diferia, começando a divergir passados três anos: primeiramente, destacou-se a área de controlo norte das restantes áreas, e, só mais tarde, ao fim de nove anos, se verificou uma diferenciação na estrutura das comunidades piscícolas bentopelágicas da PPI e da área de controlo sul (tabela 2.3.3.1.2.9). Verificou-se ainda que a estrutura destas comunidades nas áreas de controlo sofreu alterações significativas desde os

primeiros três anos, ao passo que na PPI só se verificaram alterações significativas a partir do terceiro ano (tabela 2.3.3.1.2.9). A estrutura destas comunidades variou também de acordo com a época do ano e o substrato. A análise da influência destes fatores e a sua interação sobre a estrutura destas comunidades corroboraram os resultados anteriores, confirmando a tendência para as comunidades dos três locais divergirem ao longo do tempo, que foi mais óbvia durante o inverno. Foi possível verificar também que ao longo de tempo a estrutura destas comunidades nos dois tipos de habitats analisados (substrato arenoso vs. substrato rochoso) tendeu a divergir.

Tabela 2.3.3.1.2.8 – Resultado da análise de PERMANOVA multivariada da estrutura das comunidades piscícolas bentopelágicas da PPI da Ilha do Pessegueiro e áreas adjacentes (amostragem com redes de tresmalho).

Fatores	g.d.l	SQ	MQ	Pseudo- <i>F</i>	<i>p</i> -value	perms
Local	2	11 390	5 695,0	2,6977	0,001	997
Ano	2	28 220	14 110,0	6,6840	0,001	999
Substrato(Local)	3	24 922	8 307,5	3,9352	0,001	998
Época(Ano)	3	12 633	4 211,0	1,9947	0,003	997
LocalxAno	4	14 758	3 689,5	1,7477	0,006	998
LocalxÉpoca(Ano)	6	25 422	4 236,9	2,0070	0,001	999
Substrato(Local)xAno	6	19 341	3 223,5	1,5269	0,020	997
Residual	34	71 776	2 111,1			
Total	68	2,35E5				

gdl (graus de liberdade); SQ (soma dos quadrados); QM (quadrado médio); Pseudo-*F* (estatística de teste); *p*-value (valor de prova); perms (permutações). SQ tipo III (parcial); método de permutação: sem restrições até 999; nível de significância = 0,05

Tabela 2.3.3.1.2.9 – Resultados dos testes pareados com os fatores que explicaram as diferenças encontradas na estrutura das comunidades piscícolas bentopelágicas (amostragem com redes de tresmalho) da PPI da Ilha do Pessegueiro e áreas adjacentes (local e ano).

Local	Ano	Local x Ano		
		Ano 1	Ano 3	Ano 9
PPI ≠ CN (<i>p</i> =,001)	Ano 1 ≠ 3 (<i>p</i> =,001)	PPI = CN (<i>p</i> =,454) PPI = CS (<i>p</i> =,144) CN = CS (<i>p</i> =,241)	PPI ≠ CN (<i>p</i> =,005) PPI = CS (<i>p</i> =,306) CN ≠ CS (<i>p</i> =,049)	PPI ≠ CN (<i>p</i> =,001) PPI ≠ CS (<i>p</i> =,019) CN ≠ CS (<i>p</i> =,015)
	Ano 3 ≠ 9 (<i>p</i> =,001)			
PPI ≠ CS (<i>p</i> =,047)				
CN ≠ CS (<i>p</i> =,005)	Ano 1 ≠ 9 (<i>p</i> =,001)	<i>PPI</i>	<i>CN</i>	<i>CS</i>
		ano 1 = ano 3 (<i>p</i> =,062) ano 3 ≠ ano 9 (<i>p</i> =,002) ano 1 ≠ ano 9 (<i>p</i> =,004)	ano 1 ≠ ano 3 (<i>p</i> =,007) ano 3 ≠ ano 9 (<i>p</i> =,003) ano 1 ≠ ano 9 (<i>p</i> =,002)	ano 1 ≠ ano 3 (<i>p</i> =,005) ano 3 ≠ ano 9 (<i>p</i> =,035) ano 1 ≠ ano 9 (<i>p</i> =,005)

PPI (área de Proteção parcial de tipo 1); CN (área de controlo norte), CS (área de controlo sul), *p* (valor de prova); nível de significância = 0,05

As análises SIMPER efetuadas com os fatores e níveis de fatores com diferenças significativas nos testes pareados, indicaram que as diferenças na estrutura das comunidades de peixes bentopelágicos na PPI da Ilha do Pessegueiro e das respetivas áreas de controlo se relacionaram em particular com 15 espécies que, em conjunto, explicaram cerca de 30% da dissimilaridade, nomeadamente: *B. capriscus*, *C. obscurus*, *D. sargus*, *D. vulgaris*, *L. bergylta*, *M. surmuletus*, *M. aquila*, *P. lascaris*, *P. phycis*, *R. clavata*, *S. porcus*, *S. senegalensis*, *T.*

draco, *T. trachurus*, *T. luscus*. Apesar das espécies *P. lascaris* e *S. senegalensis* serem primordialmente bentônicas, as mesmas atingem maior porte e têm maior capacidade natatória do que outras espécies de peixes chatos, como as cartas (*Arnoglossus* sp.), sendo por isso também capturadas com redes de tresmalho e aqui consideradas enquanto espécies integrantes das comunidades bentopelágicas. O mesmo se aplica às espécies de raia (*Raja* sp.) e ratão (*M. aquila*).

As espécies que mais explicaram as alterações na estrutura das comunidades bentopelágicas ao longo dos anos foram (por ordem decrescente de percentagem de contribuição média): *P. lascaris*, *S. senegalensis*, *D. sargus*, *T. luscus*, *M. aquila*, *T. trachurus*, *R. clavata*, *B. capriscus*, *P. phycis*, *S. porcus* e *D. vulgaris*. As alterações que ocorreram na estrutura da PPI a partir do terceiro ano deveram-se essencialmente a alterações na abundância de *D. sargus*, *M. aquila*, *S. porcus*, *P. lascaris* e *P. phycis*. Registaram-se também alterações graduais na abundância de *T. luscus* e *T. trachurus* entre o primeiro e o último ano. Na área de controlo norte, a variação na estrutura das comunidades bentopelágicas deveu-se essencialmente à abundância de *P. lascaris*, *S. senegalensis*, *R. clavata*, *P. phycis* em todo o período de estudo e de *D. vulgaris* nos primeiros três anos. A sul, estas diferenças refletiram maioritariamente alterações na abundância de *P. lascaris*, *D. sargus* e *B. capriscus*, assim como de *P. phycis* nos últimos seis anos. À semelhança do que se registou na PPI, também nesta área se verificaram alterações graduais na abundância de *T. trachurus* ao longo dos nove anos considerados (figura 2.3.3.1.2.4).

As comunidades dos três locais divergiram maioritariamente devido a diferenças na abundância de *D. sargus*, *P. lascaris*, *B. capriscus*, *T. trachurus*, *M. aquila*, *P. phycis*, *S. senegalensis*, *T. luscus* e *S. porcus* (por ordem decrescente de percentagem de contribuição). No terceiro ano divergiam essencialmente quanto à abundância de *D. sargus*, *P. lascaris* e *S. senegalensis*. Para além destas espécies, verificou-se ainda que a área de controlo norte se destacou da PPI pela abundância de *T. trachurus*, e da área de controlo sul pela abundância de *B. capriscus*. No nono ano, a PPI destacou-se dos restantes locais pela abundância de *M. aquila* e de *T. luscus*, a área de controlo norte destacou-se das restantes pela abundância de *T. trachurus* e a área de controlo sul destacou-se pela abundância de *P. lascaris* (figura 2.3.3.1.2.4).

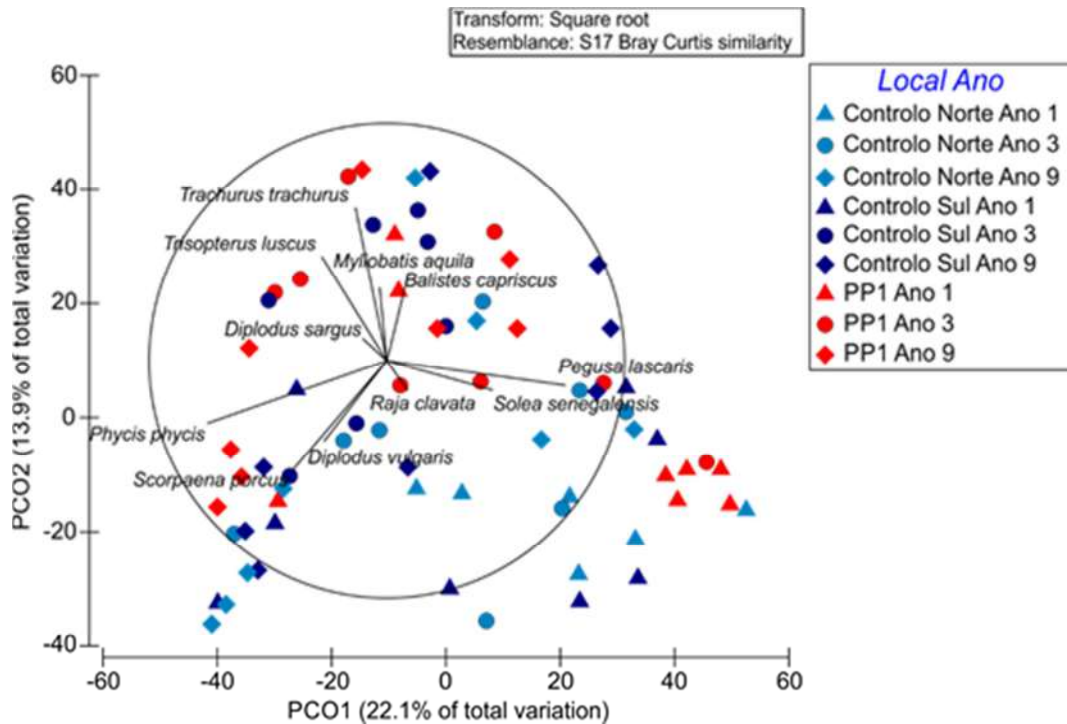


Figura 2.3.3.1.2.4 – Diagrama de PCoA (correlação de Spearman) com as espécies que mais contribuíram para as diferenças encontradas entre as comunidades piscícolas bentopelágicas da PPI da Ilha do Pessegueiro e respetivas áreas de controlo a norte e a sul, entre o 1.º ano e o 9.º ano a seguir à implementação da proteção (amostragem com redes de tresmalho).

No que diz respeito à variação da estrutura das comunidades bentopelágicas entre épocas do ano, ocorreram diferenças apenas no primeiro ano na área de controlo sul e no terceiro ano na PPI, resultando principalmente de alterações na abundância de *P. lascaris* em ambos locais e de *D. sargus*, *T. luscus*, *T. trachurus* e *B. capriscus* na PPI e *S. porcus* e *P. phycis* a sul.

Quanto à variação da estrutura destas comunidades em função do substrato, verificou-se que se deveu essencialmente à diferença na abundância de *D. sargus*, *M. aquila*, *P. phycis*, *C. obscurus*, *S. senegalensis*, *T. draco*, *T. trachurus*, *P. lascaris*, *S. porcus*, *D. vulgaris*, *L. bergylta*, ou seja, espécies muito associadas ao substrato (*D. sargus*, *P. phycis*, *S. porcus*, *D. vulgaris* e *L. bergylta*, muito associadas ao substrato rochoso; *M. aquila*, *C. obscurus*, *S. senegalensis*, *T. draco*, *T. trachurus* e *P. lascaris*, muito associadas ao substrato arenoso).

Abundância

A abundância nas comunidades bentopelágicas da PPI da Ilha do Pessegueiro e das respetivas áreas de controlo, no início da proteção não diferia significativamente entre os locais, contudo, ao fim de nove anos, a área de controlo norte destacou-se das restantes (tabela 2.3.3.1.2.10) por apresentar menores valores de abundância. Enquanto em 2019 se identificaram na PPI e na área de controlo sul 186 e 131 indivíduos, respetivamente, na área de controlo norte foram identificados menos de metade (N=60). Por outro lado, ao longo do tempo, registaram-se alterações muito significativas na abundância nas comunidades bentopelágicas

da PPI (tabela 2.3.3.1.2.11), que a tornaram na área monitorizada com maiores níveis de abundância de peixes bentopelágicos, ao contrário da área de controlo norte. No nono ano, as comunidades bentopelágicas da PPI da Ilha do Pessegueiro foram 3,5 vezes mais abundantes que no primeiro ano ($N(2011) = 53$, $N(2013) = 197$, $N(2019) = 186$) (figura 2.3.3.1.2.5).

Tabela 2.3.3.1.2.10 – Resultado da análise de PERMANOVA multivariada da abundância das comunidades piscícolas bentopelágicas da PPI da Ilha do Pessegueiro e áreas adjacentes (amostragem com redes de tresmalho).

Fatores	g.d.l	SQ	MQ	Pseudo- <i>F</i>	<i>p</i> -value	perms
Local	2	1 375,10	687,54	2,5076	0,071	999
Ano	2	1 499,90	749,95	2,7352	0,060	998
Substrato(Local)	3	990,77	330,26	1,2045	0,293	998
Época(Ano)	3	1 590,30	530,10	1,9334	0,112	999
LocalxAno	4	3 043,40	760,86	2,7749	0,012	999
LocalxÉpoca(Ano)	6	1 915,40	319,24	1,1643	0,314	999
Substrato(Local)xAno	6	2 300,60	383,44	1,3985	0,214	999
Residual	34	9 322,40	274,19			
Total	68	24 172,00				

gdl (graus de liberdade); SQ (soma dos quadrados); QM (quadrado médio); Pseudo-*F* (estatística de teste); *p*-value (valor de prova); perms (permutações). SQ tipo III (parcial); método de permutação: sem restrições até 999; nível de significância = 0,05

Tabela 2.3.3.1.2.11 – Resultados dos testes pareados com os fatores que explicam as diferenças encontradas na abundância das comunidades piscícolas bentopelágicas (amostragem com redes de tresmalho) da PPI da Ilha do Pessegueiro e áreas adjacentes (local e ano).

Local x Ano		
<i>Ano 1</i> PPI = CN ($p=,469$) PPI = CS ($p=,069$) CN = CS ($p=,521$)	<i>Ano 3</i> PPI = CN ($p=,281$) PPI = CS ($p=,937$) CN = CS ($p=,489$)	<i>Ano 9</i> PPI ≠ CN ($p=,005$) PPI = CS ($p=,084$) CN ≠ CS ($p=,024$)
<i>PPI</i> ano 1 ≠ ano 3 ($p=,039$) ano 3 = ano 9 ($p=,087$) ano 1 ≠ ano 9 ($p=,004$)	<i>CN</i> ano 1 = ano 3 ($p=,610$) ano 3 = ano 9 ($p=,172$) ano 1 = ano 9 ($p=,699$)	<i>CS</i> ano 1 = ano 3 ($p=,580$) ano 3 = ano 9 ($p=,492$) ano 1 = ano 9 ($p=,126$)

PPI (área de Proteção parcial de tipo 1); CN (área de controlo norte), CS (área de controlo sul); *p* (valor de prova); nível de significância = 0,05

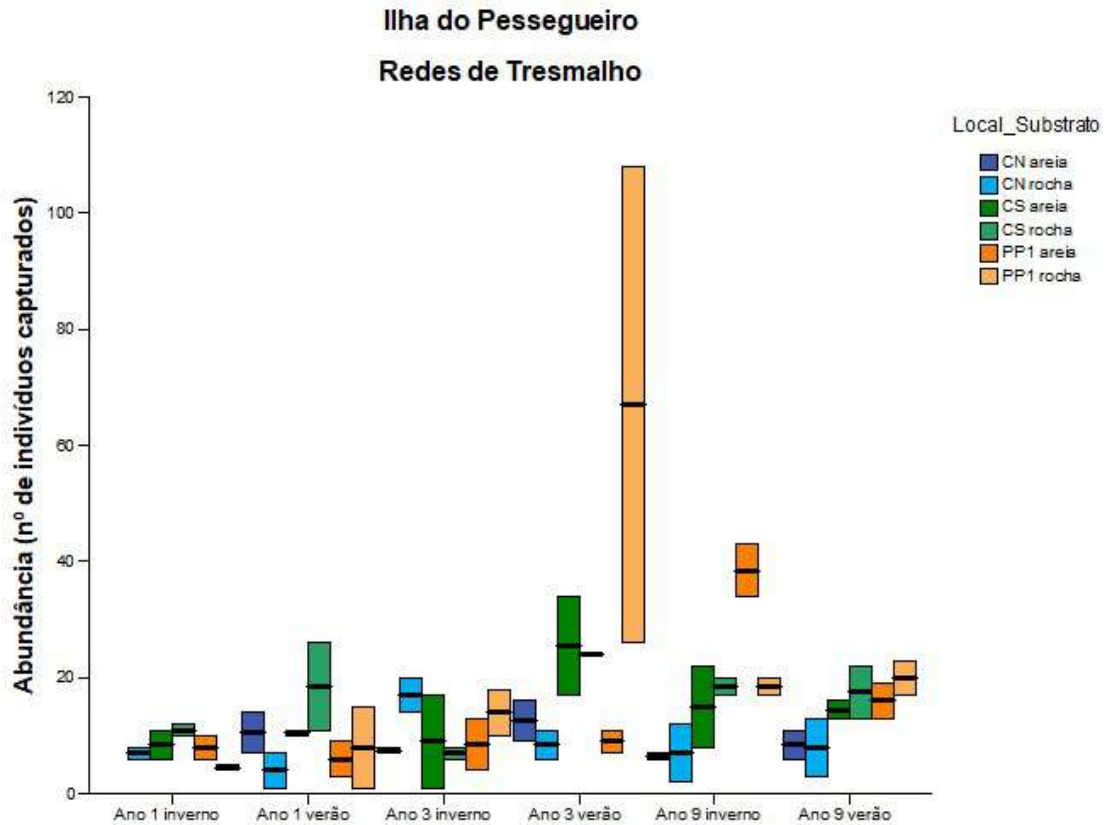


Figura 2.3.3.1.2.5 – Abundância global (n.º de indivíduos capturados e identificados) das comunidades piscícolas bentopelágicas da PPI da Ilha do Pessegueiro e das respetivas áreas de controlo (amostragem com redes de tresmalho).

Riqueza específica

O número de espécies identificadas nas comunidades bentopelágicas variou ao longo tempo (tabela 2.3.3.1.2.12), registando-se alterações significativas entre o primeiro e o nono ano (tabela 2.3.3.1.2.13), mais concretamente um aumento no número de espécies ($R(2011)= 29$; $R(2019)=40$; em que R é a riqueza específica) (figura 2.3.3.1.2.6). Apesar da diversidade ter aumentado em todos os locais analisados, foi na área de controlo norte onde este aumento foi mais expressivo em termos relativos (na ordem dos 70%, *i.e.*, $R(2011) = 11$; $R(2019) = 19$). Na PPI e na área de controlo sul registaram-se aumentos na ordem dos 45% ($R(PPI, 2011) = 18$; $R(PPI, 2019) = 26$; $R(CS, 2011) = 20$; $R(2019) = 29$).

Tabela 2.3.3.1.2.12 – Resultado da análise de PERMANOVA multivariada da riqueza específica das comunidades piscícolas bentopelágicas da PPI da Ilha do Pessegueiro e de áreas adjacentes (amostragem com redes de tresmalho).

Fatores	g.d.l	SQ	MQ	Pseudo- <i>F</i>	<i>p</i> -value	perms
Local	2	371,82	185,91	0,8376	0,459	999
Ano	2	1 444,10	722,05	3,2529	0,041	998
Substrato(Local)	3	843,31	281,10	1,2664	0,291	997
Época(Ano)	3	243,34	81,11	0,36543	0,811	999
LocalxAno	4	2 242,60	560,65	2,5258	0,053	999
LocalxÉpoca(Ano)	6	240,96	40,16	0,18092	0,997	998
Substrato(Local)xAno	6	1 035,70	172,61	0,7776	0,632	998
Residual	34	7 547,00	221,97			
Total	68	15 648,00				

gdl (graus de liberdade); SQ (soma dos quadrados); QM (quadrado médio); Pseudo-*F* (estatística de teste); *p*-value (valor de prova); perms (permutações). SQ tipo III (parcial); método de permutação: sem restrições até 999; nível de significância = 0,05

Tabela 2.3.3.1.2.13 – Resultados dos testes pareados com os fatores que explicaram as diferenças encontradas na riqueza específica das comunidades piscícolas bentopelágicas da PPI da Ilha do Pessegueiro e de áreas adjacentes (amostragem com redes de tresmalho).

Ano
Ano 1 = Ano 3 (<i>p</i> = 0,056)
Ano 3 = Ano 9 (<i>p</i> = 0,017)
Ano 1 ≠ Ano 9 (<i>p</i> = 0,931)

p (valor de prova); nível de significância = 0,05

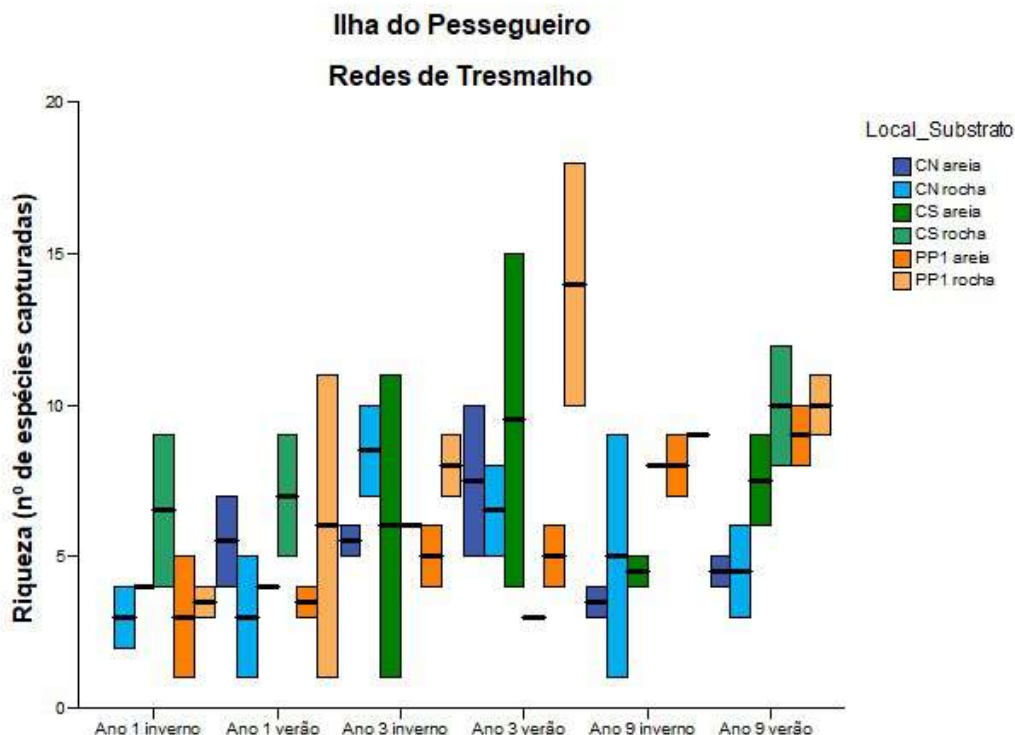


Figura 2.3.3.1.2.5 – Riqueza específica (n.º de espécies identificadas) das comunidades piscícolas bentopelágicas da PPI da Ilha do Pessegueiro e das respetivas áreas de controlo (amostragem com redes de tresmalho).

Tabela 2.3.3.1.2.14 – Resumo das diferenças observadas na estrutura, abundância e riqueza específica das comunidades bentónicas (amostragem com arrasto de portas) e bentopelágicas (amostragem com redes de tresmalho) da PPI da Ilha do Pessegueiro e das respetivas áreas de controlo, de acordo com os fatores analisados, *i.e.*, nível de proteção – local, tempo de implementação – ano, tipo de substrato e época do ano.

		Fatores										
		Local	Ano	Época	Substrato	Local x Ano			Local x Época (Ano)		Substrato (Local) x Ano	
						Ano 1 PP1 = CN PP1 = CS CN = CS	Ano 3 PP1 ≠ CN PP1 = CS CN ≠ CS	Ano 9 PP1 ≠ CN PP1 ≠ CS CN ≠ CS				
Pessegueiro - Arrasto de Portas	Estrutura	PP1 ≠ CN PP1 ≠ CS CN ≠ CS	Ano 1 ≠ 3 Ano 1 ≠ 9 Ano 3 ≠ 9	Verão ≠ Inverno ano 1 ano 3 Verão = Inverno ano 9	-	PP1 ano 1 ≠ ano 3 ano 1 ≠ ano 9 ano 3 ≠ ano 9	CN ano 1 ≠ ano 3 ano 1 ≠ ano 9 ano 3 ≠ ano 9	CS ano 1 = ano 3 ano 1 = ano 9 ano 3 = ano 9	-	-	-	
	Abundância	PP1 ≠ CN PP1 = CS CN ≠ CS	Ano 1 = 3 Ano 1 ≠ 9 Ano 3 ≠ 9	-	-	PP1 ano 1 = ano 3 ano 1 ≠ ano 9 ano 3 = ano 9	CN ano 1 = ano 3 ano 1 ≠ ano 9 ano 3 ≠ ano 9	CS ano 1 = ano 3 ano 1 = ano 9 ano 3 = ano 9	-	-	-	
	Riqueza	PP1 ≠ CN PP1 = CS CN ≠ CS	Ano 1 = 3 Ano 1 ≠ 9 Ano 3 ≠ 9	-	-	-	-	-	-	-	-	
Pessegueiro - Redes de Tresmalho	Estrutura	PP1 ≠ CN PP1 ≠ CS CS ≠ CN	Ano 1 ≠ 3 Ano 1 ≠ 9 Ano 3 ≠ 9	Verão ≠ Inverno ano 3 ano 9 Verão = Inverno ano 1	Areia ≠ Rocha CN CS PP1	PP1 ano 1 = ano 3 ano 1 ≠ ano 9 ano 3 ≠ ano 9	CN ano 1 ≠ ano 3 ano 1 ≠ ano 9 ano 3 ≠ ano 9	CS ano 1 ≠ ano 3 ano 1 ≠ ano 9 ano 3 ≠ ano 9	Verão ≠ Inverno PP1 (ano 3) CS (ano 1)	Verão = Inverno PP1 (ano 1 e 9) CN (ano 1, 3 e 9) CS (ano 3 e 9)	Areia ≠ Rocha PP1 (ano 3 e 9) CN (ano 3 e 9) CS (ano 9)	Areia = Rocha PP1 (ano 1) CN (ano 1) CS (ano 1 e 3)
									Verão Ano 1 PP1 ≠ CS PP1 = CN CN = CS	Inverno Ano 1 PP1 = CS PP1 = CN CN = CS	CS Areia Ano 1 ≠ 3 Ano 3 ≠ 9 Ano 1 ≠ 9	CS Rocha Ano 1 = 3 Ano 3 = 9 Ano 1 = 9
									Verão Ano 3 PP1 ≠ CS PP1 ≠ CN CN = CS	Inverno Ano 3 PP1 = CS PP1 ≠ CN CN = CS	CN Areia Ano 1 = 3 Ano 3 ≠ 9 Ano 1 = 9	CN Rocha Ano 1 = 3 Ano 3 = 9 Ano 1 ≠ 9
									Verão Ano 9 PP1 = CS PP1 ≠ CN CN = CS	Inverno Ano 9 PP1 ≠ CS PP1 ≠ CN CN ≠ CS	PP1 Areia Ano 1 = 3 Ano 3 ≠ 9 Ano 1 = 9	PP1 Rocha Ano 1 = 3 Ano 3 ≠ 9 Ano 1 = 9
	Abundância	-	-	-	-	PP1 ano 1 ≠ ano 3 ano 1 ≠ ano 9 ano 3 = ano 9	CN ano 1 = ano 3 ano 1 = ano 9 ano 3 = ano 9	CS ano 1 = ano 3 ano 1 = ano 9 ano 3 = ano 9	-	-	-	
	Riqueza	-	Ano 1 = 3 Ano 1 ≠ 9 Ano 3 = 9	-	-	-	-	-	-	-	-	

PPI (área de Proteção parcial de tipo 1); CN (área de controlo norte), CS (área de controlo sul); nível de significância = 0,05

A3) Estrutura dimensional das comunidades piscícolas (amostragem com arrasto de portas e redes de tresmalho)

Relativamente ao comprimento total dos peixes das comunidades da Ilha do Pessegueiro e das respetivas áreas de controlo, ocorreram alterações nalgumas espécies ao longo do tempo, como *A. laterna*, *C. obscurus*, *P. lascaris* e *T. luscus*. O comprimento total (CT) dos exemplares de *T. luscus* variou também de acordo com o local de captura, à semelhança do CT dos exemplares de *P. phycis*. No caso de *T. luscus*, as diferenças registadas entre locais variaram em função do ano analisado (tabela 2.3.3.1.2.15). De acordo com os resultados dos testes pareados, registaram-se alterações significativas nos primeiros três anos em *T. luscus* e a partir do terceiro ano em *A. laterna*, *C. obscurus* e *P. lascaris*. No caso de *A. laterna*, *C. obscurus* e *T. luscus*, esta alteração correspondeu a um aumento de CT (aumento de 1,51 cm; 2,35 cm e 12,90 cm, respetivamente). Em *A. laterna*, contudo, por se ter registado um ligeiro decréscimo de CT no primeiro triénio, o aumento registado nos últimos anos acabou por não se traduzir numa alteração estatisticamente significativa em relação ao primeiro ano (tabela 2.3.3.1.2.16), evolução que também não foi verificada no caso de *C. obscurus* devido à fraca representatividade da amostra no primeiro ano (figuras 2.3.3.1.2.6 e 2.3.3.1.2.7). Por esse motivo, e dada a grandeza de valores, é de destacar o aumento de CT de *T. luscus*, ainda assim, registado apenas nas áreas de controlo. De facto, segundo os testes pareados, o CT dos exemplares de *T. luscus* capturados na PPI diferiu significativamente do CT dos exemplares capturados nas áreas de controlo no primeiro e no nono ano (tabela 2.3.3.1.2.16), tendo sido sempre superior na PPI (CT (PPI, Ano 1) = 29,23 cm; (Controlo, Ano 1) = 10,12 cm; (PPI, Ano 9) = 25,44 cm; (Controlo, Ano 9) = 15,13 cm). Ao contrário destas espécies, o comprimento total dos exemplares de *P. lascaris* sofreu um decréscimo entre o terceiro e o nono ano, reduzindo-se cerca de 2,90 cm em relação ao primeiro ano (CT (2011) = 22,82 cm; (2019) = 19,93 cm). O CT de *P. phycis* variou significativamente entre a PPI e as áreas de controlo (tabela 2.3.3.1.2.16), tendo sido, em média, superior na PPI, particularmente no nono ano (CT (PPI, Ano 9) = 44,63 cm; (Controlo, Ano 9) = 36,67 cm), em que foi cerca de 22% superior (figura 2.3.3.1.2.8). Apesar do resultado da análise de PERMANOVA não apontar para uma influência significativa da interação entre os fatores ano e local, teoricamente não haveria variação das diferenças entre os locais ao longo dos anos, verificou-se graficamente (figura 2.3.3.1.2.6) que a dissimilhança entre o CT médio dos exemplares na PPI e nas áreas de controlo aumenta com o tempo, mantendo-se sempre um CT médio superior dentro da PPI. Os testes pareados relativos à interação entre os dois fatores confirmam essa tendência.

Tabela 2.3.3.1.2.15 – Resultados da análise de PERMANOVA univariada do comprimento total das espécies mais abundantes na PPI da Ilha do Pessegueiro e nas respetivas áreas de controlo (amostragem com arrasto de portas e redes de tresmalho).

Espécie	Fatores	g.d.l	SQ	MQ	Pseudo- <i>F</i>	<i>p</i> -value	perms
<i>Arnoglossus laterna</i>	Local	1	18,86	18,86	0,7764	0,394	999
	Ano	2	292,91	146,46	6,0282	0,006	999
	LocalxAno	2	34,74	17,37	0,7150	0,469	998
	Residual	186	4 518,90	24,30			
	Total	191	4 971,00				
<i>Chelidonichthys obscurus</i>	Local	1	2,46	2,46	0,0998	0,765	999
	Ano	1	106,01	106,01	4,2951	0,035	999
	LocalxAno	1	101,88	101,88	4,1280	0,051	999
	Residual	66	1 628,90	24,68			
	Total	69	1 879,00				
<i>Diplodus vulgaris</i>	Local	1	0,76	0,76	0,0623	0,785	997
	Ano	1	23,28	23,28	1,9180	0,161	998
	LocalxAno	1	0,86	0,86	0,0705	0,795	999
	Residual	22	267,07	12,14			
	Total	25	296,37				
<i>Labrus bergylta</i>	Local	1	1,26	1,26	0,0570	0,811	999
	Ano	1	10,23	10,23	0,4643	0,487	996
	LocalxAno	1	53,14	53,14	2,4130	0,122	998
	Residual	40	880,85	22,02			
	Total	43	948,98				
<i>Mullus surmuletus</i>	Local	1	0,52	0,52	0,0346	0,865	996
	Ano	1	0,71	0,71	0,0470	0,810	998
	LocalxAno	1	35,33	35,33	2,3361	0,136	998
	Residual	24	362,94	15,12			
	Total	27	400,21				
<i>Pegusa lascaris</i>	Local	1	12,00	12,00	0,1926	0,685	997
	Ano	2	1492,00	745,98	11,9780	0,001	999
	LocalxAno	2	248,02	124,01	1,9912	0,128	998
	Residual	280	17 438,00	62,28			
	Total	285	19 487,00				
<i>Phycis phycis</i>	Local	1	217,44	217,44	10,4320	0,007	999
	Ano	1	15,70	15,70	0,7531	0,380	999
	LocalxAno	1	0,89	0,89	0,0428	0,857	998
	Residual	47	979,69	20,84			
	Total	50	1 311,90				
<i>Raja undulata</i>	Local	1	122,24	122,24	1,8220	0,183	999
	Ano	1	220,25	220,25	3,2828	0,071	998
	LocalxAno	1	20,79	20,79	0,3099	0,656	999
	Residual	51	3 421,70	67,09			
	Total	54	3 849,10				
<i>Trachurus trachurus</i>	Local	1	8,30	8,30	0,3331	0,651	999
	Ano	1	3,17	3,17	0,1273	0,872	998
	LocalxAno	1	19,58	19,58	0,7853	0,412	999
	Residual	65	1 620,70	24,93			
	Total	68	1 650,10				
<i>Trisopterus luscus</i>	Local	1	2 470,20	2470,20	18,2920	0,001	996
	Ano	2	1 027,30	513,64	3,8035	0,027	998
	LocalxAno	2	1 820,00	910,00	6,7385	0,003	996
	Residual	49	6 617,10	135,04			
	Total	54	18 715,00				

gdl (graus de liberdade); SQ (soma dos quadrados); QM (quadrado médio); Pseudo-*F* (estatística de teste); *p*-value (valor de prova); perms (permutações). SQ tipo III (parcial); método de permutação: sem restrições até 999; nível de significância = 0,05

Tabela 2.3.3.1.2.16 – Resultados dos testes pareados com os fatores que explicaram as diferenças significativas encontradas no comprimento total de algumas espécies de peixes da PPI da Ilha do Pessegueiro e de áreas adjacentes (amostragem com arrasto de portas e redes de tresmalho).

<i>Arnoglossus laterna</i>	<i>Chelidonichthys obscurus</i>	<i>Pegusa lascaris</i>	<i>Phycis phycis</i>
Ano 1 = 3 ($p=,086$)	Ano 1 vs. Ano 3 (s.d.)	Ano 1 = 3 ($p=,163$)	Ano 1 (s.d.)
Ano 1 = 9 ($p=,056$)	Ano 3 ≠ 9 ($p=,039$)	Ano 3 ≠ 9 ($p=,001$)	Ano 3 PPI = Controlo ($p=,193$)
Ano 3 ≠ 9 ($p=,001$)	Ano 1 vs. Ano 9 (s.d.)	Ano 1 ≠ 9 ($p=,003$)	Ano 9 PPI ≠ Controlo ($p=,002$)
<i>Trisopterus luscus</i>			
PPI Ano 1 = 3 ($p=,078$) Ano 3 = 9 ($p=,465$) Ano 1 = 9 ($p=,254$)		Controlo Ano 1 ≠ 3 ($p=,003$) Ano 3 = 9 ($p=,171$) Ano 1 ≠ 9 ($p=,041$)	
PPI ≠ Controlo			

PPI (área de Proteção parcial de tipo 1); CN (área de controlo norte), CS (área de controlo sul); p (valor de prova); s.d (sem dados suficientes); nível de significância = 0,05

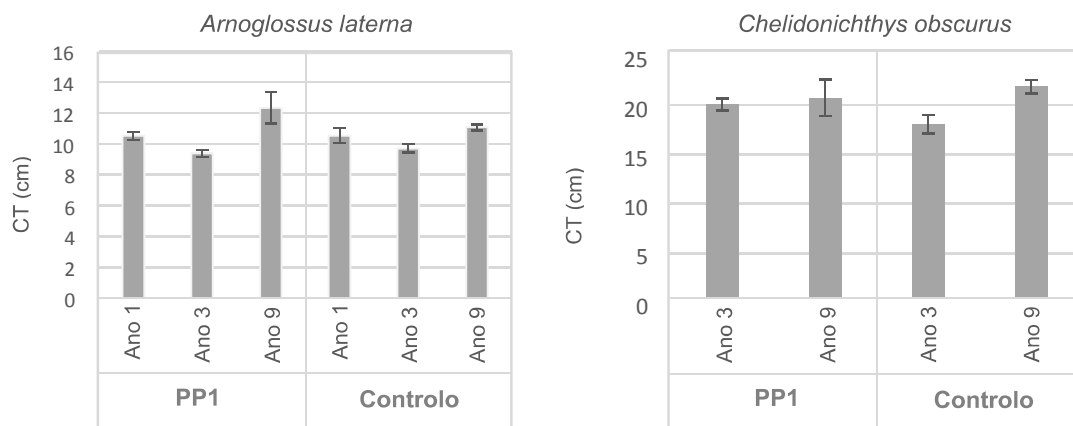


Figura 2.3.3.1.2.6 – Comprimento total médio de exemplares de *A. laterna* e *C. obscurus* capturados na PPI da Ilha do Pessegueiro e respetivas áreas de controlo (amostragem com arrasto de portas e redes de tresmalho).

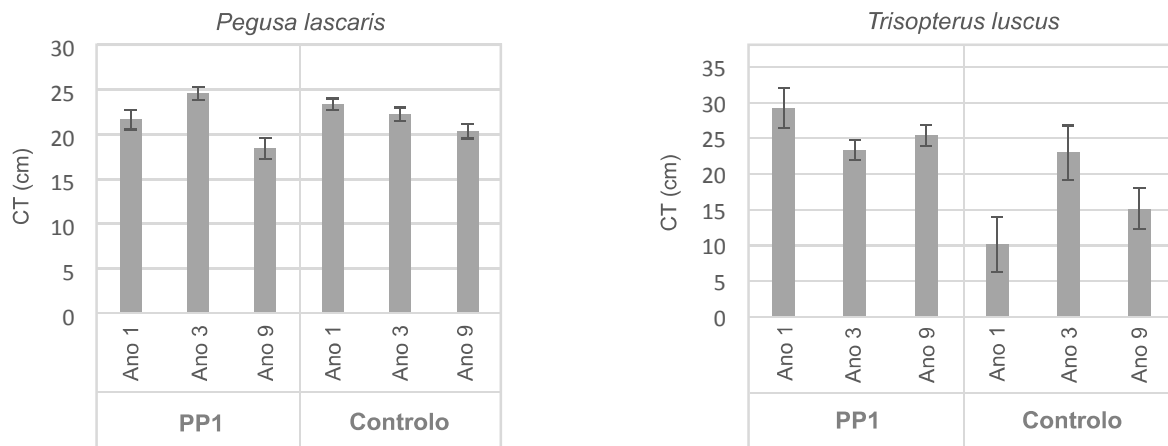


Figura 2.3.3.1.2.7 – Comprimento total médio de exemplares de *P. lascaris* e *T. luscus* capturados na PPI da Ilha do Pessegueiro e nas respetivas áreas de controlo (amostragem com arrasto de portas e redes de tresmalho).

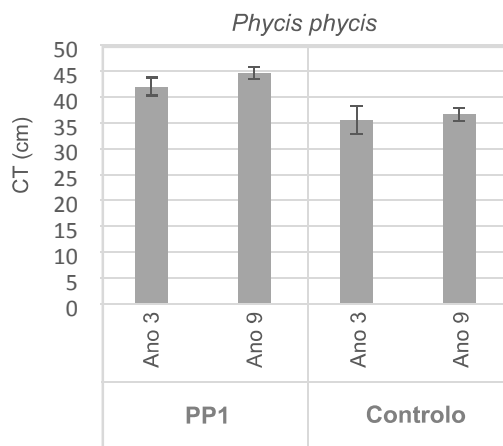


Figura 2.3.3.1.2.8 – Comprimento total médio de exemplares de *P. phycis* capturados na PPI da Ilha do Pessegueiro e respetivas áreas de controlo (amostragem com arrasto de portas e redes de tresmalho).

A4) Proporção de juvenis nas comunidades piscícolas bentónicas

Uma análise preliminar dos dados recolhidos na Ilha do Pessegueiro e nas respetivas áreas de controlo com recurso a arrasto de portas, nomeadamente em termos de tamanho e representatividade das amostras, permitiu selecionar cinco das espécies mais abundantes nestas áreas e nas quais é conhecido o comprimento na primeira maturação, ou *L50*, i.e., o comprimento com o qual 50% da população atinge a primeira maturação. Nas espécies selecionadas (*A. laterna*, *C. lyra*, *C. obscurus*, *P. lascaris* e *R. undulata*), e com base nos respetivos valores de *L50* (tabela 2.3.3.1.2.17), procedeu-se à análise da proporção de juvenis por local e por ano.

Com o recurso a testes G-de-independência, verificou-se que a proporção de juvenis de *A. laterna*, *P. lascaris* e *R. undulata* variou entre áreas, assim como ao longo do tempo no caso das primeiras duas espécies (tabela 2.3.3.1.2.18). De acordo com os testes pareados e uma análise gráfica (tabela 2.3.3.1.2.19, figura 2.3.3.1.2.9), verificou-se que, apesar do aumento na proporção de juvenis de *A. laterna* nos primeiros três anos, este valor sofreu um decréscimo significativo entre o terceiro e o nono ano, particularmente mais acentuado na PPI. Contrariamente, a proporção de juvenis de *P. lascaris* aumentou muito significativamente entre o terceiro e nono ano, que, apesar do pequeno decréscimo registado nos primeiros três anos, traduziu-se num aumento significativo em relação ao primeiro ano, quer na PPI, quer nas áreas de controlo (tabela 2.3.3.1.2.19, figura 2.3.3.1.2.10). No que respeita a *R. undulata*, verificou-se uma diferença significativa na proporção de juvenis entre a PPI e as áreas de controlo no terceiro ano (tabela 2.3.3.1.2.19). Nas áreas de controlo, a proporção de juvenis de *R. undulata* foi quatro vezes superior: além de se terem capturado três vezes mais juvenis, não ocorreram indivíduos adultos. De acordo com os resultados do teste G-de-independência, a proporção de juvenis de *R. undulata* variou de forma independente dos anos de amostragem, contudo, ocorreu um decréscimo de 75% na proporção de juvenis na PPI e nos primeiros três anos, não como resultado da redução do número de indivíduos juvenis, mas por aumento do número de adultos (figura 2.3.3.1.2.11). De facto, no primeiro ano, não foram capturados na PPI indivíduos adultos, ao passo que 75% dos exemplares capturados no terceiro ano eram adultos. Pelo contrário, nas áreas de controlo, apesar do número de exemplares adultos de *R. undulata* ter sido inferior ao de juvenis no primeiro ano, no terceiro ano foi nulo.

Os testes G-de independência não revelaram qualquer relação de dependência entre a proporção de juvenis de *C. obscurus* e *C. lyra* e os anos ou as áreas de amostragem, contudo, com base na análise gráfica verifica-se que, para em ambas espécies, houve um aumento na proporção de juvenis entre o terceiro e o nono ano na PPI e um decréscimo nas áreas de controlo (figuras 2.3.3.1.2.9 e 2.3.3.1.2.10). Adicionalmente, no primeiro ano não foram capturados juvenis de *C. lyra* na PPI, situação que se inverteu nas áreas de controlo no terceiro ano (figura 2.3.3.1.2.10).

Tabela 2.3.3.1.2.17 – Espécies selecionadas para a análise de proporção de juvenis na PPI da Ilha do Pessegueiro e em áreas adjacentes (amostragem com arrasto de portas).

Espécie	Abundância	L50 (cm)	Comparações
<i>Arnoglossus laterna</i>	192	11,4	Ano 1 vs. Ano 3 vs. Ano 9
<i>Callionymus lyra</i>	56	8,0	Ano 1 vs. Ano 9
<i>Chelidonichthys obscurus</i>	58	12,0	Ano 3 vs. Ano 9
<i>Pegusa lascaris</i>	159	17,2	Ano 1 vs. Ano 3 vs. Ano 9
<i>Raja undulata</i>	49	73,6	Ano 1 vs. Ano 3 vs. Ano 9

Tabela 2.3.3.1.2.18 – Resultados dos testes G-de-independência para análise da proporção de juvenis das espécies selecionadas na PPI da Ilha do Pessegueiro e em áreas adjacentes (amostragem com arrasto de portas).

Espécie	G(Williams)	p-value	Proporção de juvenis					
			PPI			Controlo		
			Ano 1	Ano 3	Ano 9	Ano 1	Ano 3	Ano 9
<i>Arnoglossus laterna</i>	22,4790	<u>0,40E-3</u>	78,6%	100,0%	28,6%	72,7%	91,9%	62,9%
<i>Callionymus lyra</i>	1,1922	0,7549	0%	–	33,3%	11,1%	–	4,7%
<i>Chelidonichthys obscurus</i>	2,6362	0,4512	–	0%	12,5%	–	6,3%	0%
<i>Pegusa lascaris</i>	72,6030	<u>2,94E-14</u>	25,0%	0%	73,7%	15,0%	9,1%	77,0%
<i>Raja undulata</i>	12,7800	<u>0,0255</u>	100,0%	25,0%	71,4%	85,7%	100%	84,2%

PPI (Área de proteção parcial de tipo 1); G(Williams) (estatística de teste); nível de significância = 0,05

Tabela 2.3.3.1.2.19 – Resultados dos testes pareados (p-values) referentes aos testes G-de-independência que indicaram relações de dependência entre as variáveis (i.e., proporção de juvenis vs anos de amostragem, proporção de juvenis vs áreas; amostragem com arrasto de portas).

<i>Arnoglossus laterna</i>	Ano1_C	Ano1_PPI	Ano3_C	Ano3_PPI	Ano9_C
<i>Ano1_PPI</i>	1	-	-	-	-
<i>Ano3_C</i>	0,883	1	-	-	-
<i>Ano3_PPI</i>	1	1	1	-	-
<i>Ano9_C</i>	1	1	<u>0,005</u>	0,244	-
<i>Ano9_PPI</i>	0,681	0,487	<u>0,013</u>	<u>0,044</u>	1
<i>Pegusa lascaris</i>	Ano1_C	Ano1_PPI	Ano3_C	Ano3_PPI	Ano9_C
<i>Ano1_PPI</i>	1	-	-	-	-
<i>Ano3_C</i>	1	1	-	-	-
<i>Ano3_PPI</i>	1	0,714	1	-	-
<i>Ano9_C</i>	<u>6,297E-6</u>	<u>0,010</u>	<u>8,508E-8</u>	<u>1,233E-6</u>	-
<i>Ano9_PPI</i>	<u>0,003</u>	0,128	<u>2,175E-4</u>	<u>1,326E-4</u>	1
<i>Raja undulata</i>	Ano1_C	Ano1_PPI	Ano3_C	Ano3_PPI	Ano9_C
<i>Ano1_PPI</i>	1	-	-	-	-
<i>Ano3_C</i>	1	1	-	-	-
<i>Ano3_PPI</i>	0,295	0,924	<u>0,038</u>	-	-
<i>Ano9_C</i>	1	1	1	0,065	-
<i>Ano9_PPI</i>	1	1	1	1	1

PPI (Área de proteção parcial de tipo 1); C (áreas de controlo); nível de significância = 0,05

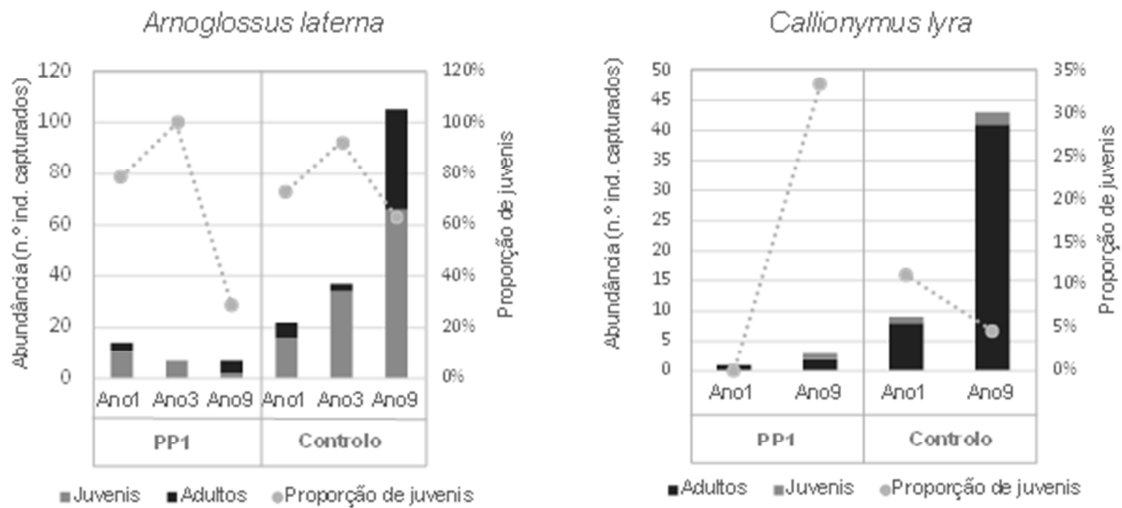


Figura 2.3.3.1.2.9 – Abundância de juvenis e de adultos e proporção de juvenis de *A. laterna* e *C. lyra* na PPI da Ilha do Pessegueiro e nas respetivas áreas de controlo (amostragem com arrasto de portas).

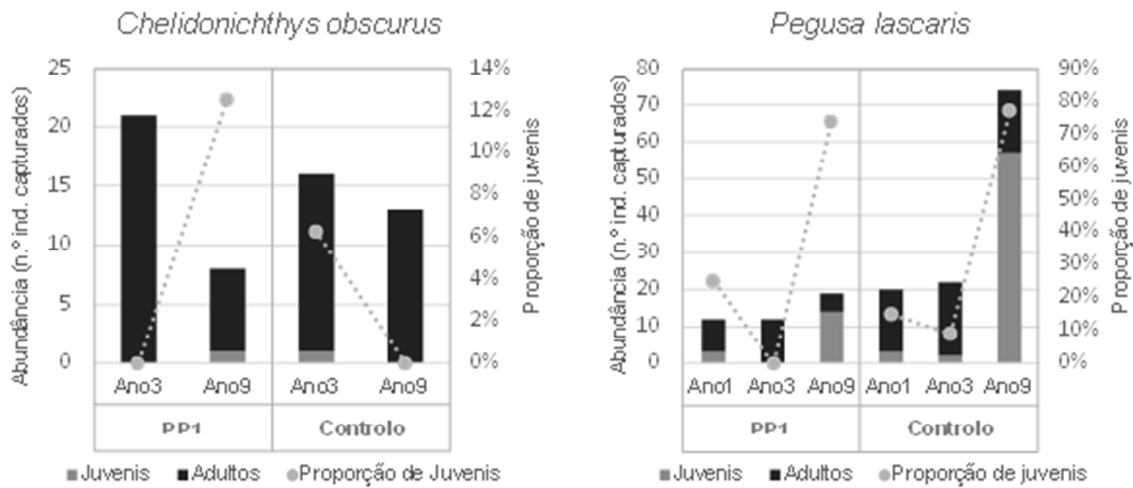


Figura 2.3.3.1.2.10 – Abundância de juvenis e de adultos e proporção de juvenis de *C. obscurus* e *P. lascaris* na PPI da Ilha do Pessegueiro e nas respetivas áreas de controlo (amostragem com arrasto de portas).

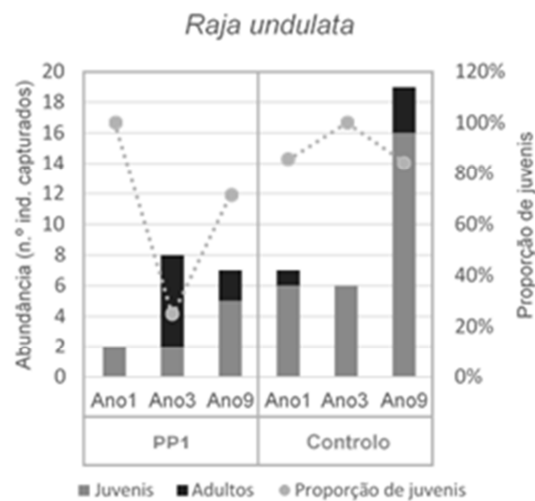


Figura 2.3.3.1.2.11 – Abundância de juvenis e de adultos e proporção de juvenis de *R. undulata* na PPI da Ilha do Pessegueiro e respetivas áreas de controlo (amostragem com arrasto de portas).

B) Comunidades piscícolas da PPI do Cabo Sardão e áreas adjacentes

Estrutura das comunidades

Na PPI do Cabo Sardão e respetivas áreas controlo foram capturados com redes de tresmalho e identificados em 2019 676 exemplares de 48 espécies. Quando comparados estes dados com os recolhidos em 2011 e 2013 (Pereira *et al.*, 2017; Pereira, 2018), verificou-se que a estrutura das comunidades de peixes variou de acordo com o local, o ano e a época do ano, e que todos estes fatores interagiram entre si, contribuindo para a variabilidade da estrutura destas comunidades (tabela 2.3.3.1.2.20). De acordo com os testes pareados, a estrutura das comunidades dos três locais diferiu unicamente no terceiro ano (tabela 2.3.3.1.2.21). Analisando a evolução da estrutura das comunidades ao longo do tempo, verificou-se que a comunidade piscícola da PPI do Cabo Sardão é a que mais se alterou, apresentando diferenças desde o primeiro ano de implementação das medidas de proteção (tabela 2.3.3.1.2.21). Nas áreas de controlo norte e sul apenas se registaram alterações significativas entre o primeiro e o terceiro ano, e o terceiro e o nono ano, respetivamente, alterações que não se refletiram, no entanto, na comparação entre o primeiro e o último ano. A estrutura destas comunidades variou também de acordo com a época do ano e o substrato. A variação da estrutura das comunidades de acordo com a época do ano corroborou os resultados anteriores, concretamente, que as comunidades dos três locais divergiram entre si no terceiro ano, sendo que durante o inverno a área de controlo sul destacou-se das demais, enquanto no verão destacou-se a PPI. Da mesma forma, só se identificaram diferenças significativas entre o inverno e o verão no terceiro ano, na PPI e na área de controlo sul, onde também se identificaram, a partir desse ano, diferenças na estrutura das comunidades associadas aos diferentes substratos. A análise dos testes pareados permitiu ainda verificar que as alterações registadas em cada local ao longo dos anos ocorreram essencialmente em substrato arenoso.

Tabela 2.3.3.1.2.20 – Resultado da análise de PERMANOVA multivariada da estrutura das comunidades piscícolas da PPI do Cabo Sardão e de áreas adjacentes.

Fatores	g.d.l	SQ	MQ	Pseudo- <i>F</i>	<i>p</i> -value	perms
Local	2	9 819	4 909,7	1,9007	0,010	999
Ano	2	16 901	8 450,3	3,2714	0,001	998
Substrato(Local)	3	13 503	4 501,0	1,7425	0,005	997
Época(Ano)	3	13 061	4 353,8	1,6855	0,004	995
LocalxAno	4	18 623	4 655,8	1,8024	0,002	999
LocalxÉpoca(Ano)	6	20 096	3 349,4	1,2967	0,048	997
Substrato(Local)xAno	6	27 548	4 591,4	1,7775	0,001	995
Residual	27	69 743	2 583,1			
Total	61	2,18E5				

gdl (graus de liberdade); SQ (soma dos quadrados); QM (quadrado médio); Pseudo-*F* (estatística de teste); *p*-value (valor de prova); perms (permutações). SQ tipo III (parcial); método de permutação: sem restrições até 999; nível de significância = 0,05

Tabela 2.3.3.1.2.21 – Resultados dos testes pareados com os fatores que explicaram as diferenças encontradas na estrutura das comunidades piscícolas da PPI do Cabo Sardão e de áreas adjacentes (local e ano).

Local	Ano	Local x Ano		
		Ano 1	Ano 3	Ano 9
PPI = CN ($p=,404$)	Ano 1 ≠ 3 ($p=,001$)	PPI = CN ($p=,357$) PPI = CS ($p=,102$) CN = CS ($p=,784$)	PPI ≠ CN ($p=,002$) PPI ≠ CS ($p=,001$) CN ≠ CS ($p=,001$)	PPI = CN ($p=,694$) PPI = CS ($p=,157$) CN = CS ($p=,129$)
PPI ≠ CS ($p=,001$)	Ano 3 ≠ 9 ($p=,001$)	<i>PPI</i>	<i>CN</i>	<i>CS</i>
CN = CS ($p=,112$)	Ano 1 ≠ 9 ($p=,006$)	ano 1 ≠ ano 3 ($p=,002$) ano 1 ≠ ano 9 ($p=,021$) ano 3 ≠ ano 9 ($p=,001$)	ano 1 ≠ ano 3 ($p=,013$) ano 1 = ano 9 ($p=,246$) ano 3 = ano 9 ($p=,126$)	ano 1 = ano 3 ($p=,065$) ano 1 = ano 9 ($p=,059$) ano 3 ≠ ano 9 ($p=,001$)

PPI (área de Proteção parcial de tipo 1); CN (área de controlo norte), CS (área de controlo sul), p (valor de prova); nível de significância = 0,05

As análises SIMPER, efetuadas com os fatores e níveis de fatores com diferenças significativas nos testes pareados, indicaram que as diferenças na estrutura das comunidades de peixes bentopelágicos na PPI do Cabo Sardão e nas respetivas áreas de controlo são sobretudo explicadas por 15 espécies que, em conjunto, foram responsáveis por cerca de 30% da dissimilaridade: *B. capriscus*, *C. obscurus*, *D. sargus*, *D. vulgaris*, *M. surmuletus*, *P. acarne*, *P. lascaris*, *P. phycis*, *R. clavata*, *S. porcus*, *S. senegalensis*, *T. marmorata*, *T. draco* e *T. trachurus*.

As espécies que mais explicaram as alterações na estrutura das comunidades piscícolas ao longo dos anos foram (por ordem decrescente de percentagem de contribuição média): *P. lascaris*, *B. capriscus*, *C. obscurus*, *D. sargus*, *T. marmorata*, *T. trachurus*, *P. phycis*, *S. porcus* e *S. senegalensis*. A estrutura das comunidades associadas à área PPI alterou-se sobretudo devido a alterações na abundância de *P. lascaris*, *B. capriscus*, *D. sargus*, *P. phycis*, *S. senegalensis* e *T. trachurus*. A abundância de *B. capriscus* e *D. sargus* oscilou entre o primeiro e o nono ano após a implementação da proteção, registando-se aumentos significativos nos primeiros três anos e decréscimos proporcionais nos últimos seis, o que explica o facto de não serem detetadas diferenças significativas entre o primeiro e o nono ano. Pelo contrário, na espécie *P. phycis*, as alterações de abundância foram graduais e sempre no mesmo sentido ao longo do período de estudo, tornando-se estatisticamente perceptíveis apenas quando foram comparados o primeiro e o nono ano. Nas áreas de controlo, as alterações registadas são fruto da variação da abundância de *P. lascaris*, *C. obscurus* e *T. trachurus* e ainda de *S. porcus* a norte, entre o primeiro e o terceiro ano, e de *T. marmorata* a sul, nos últimos seis anos (figura 2.3.3.1.2.12). Quando comparadas as estruturas das comunidades dos três locais, verificou-se que diferiram na abundância de *T. trachurus*. As comunidades da área de controlo sul destacaram-se das restantes devido à abundância de *P. acarne*, *S. porcus* e *T. marmorata*, as

da PPI destacaram-se das áreas de controlo pela abundância de *B. capriscus*, *P. lascaris*, *C. obscurus* e *D. sargus*. Assim, por ordem decrescente de percentagem de contribuição média, as espécies que mais explicaram as diferenças entre as comunidades dos três locais são: *S. porcus*, *B. capriscus*, *T. trachurus*, *P. lascaris*, *D. sargus*, *C. obscurus* e *P. acarne* (figura 2.3.3.1.2.12).

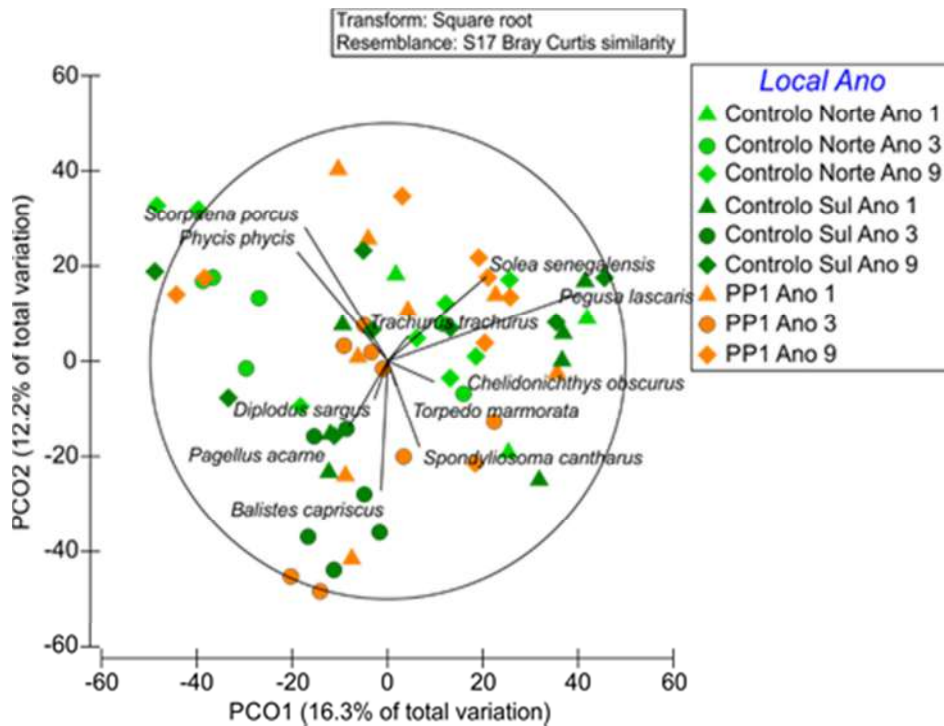


Figura 2.3.3.1.2.12 – Diagrama de PCoA (correlação de Spearman) com as espécies que mais contribuíram para as diferenças encontradas entre as comunidades piscícolas da PPI do Cabo Sardão e das respectivas áreas de controlo a norte e a sul, entre o 1.º ano e o 9.º ano a seguir à implementação da proteção.

A estrutura das comunidades piscícolas destas áreas variou ainda entre épocas do ano, particularmente na área de controlo sul no primeiro ano e na PPI no terceiro ano, em consequência de alterações da abundância de *B. capriscus* em ambas as áreas e de *P. lascaris*, *D. sargus*, *S. porcus* e *P. acarne* na PPI, e de *C. obscurus* e *R. clavata* a sul (por ordem decrescente de percentagem de contribuição média). Nestas duas áreas detetaram-se, ainda, diferenças entre as comunidades mais associadas ao substrato arenoso e ao substrato rochoso, a partir do terceiro ano, tendo contribuído maioritariamente para essas diferenças (por ordem decrescente de percentagem de contribuição média): *C. obscurus*, *P. lascaris*, *R. clavata*, *D. sargus*, *B. capriscus*, *P. phycis*, *T. draco*, *D. vulgaris* e *T. trachurus*. Os resultados da análise SIMPER para inspecionar as diferenças entre as comunidades ao longo dos anos por substrato revelaram que *C. obscurus*, *P. lascaris*, *R. clavata*, *B. capriscus*, *T. draco* e *T. trachurus* explicaram grande parte da variabilidade no substrato arenoso, provavelmente por se

tratar de espécies mais associadas a este tipo de habitat, ao contrário de *P. phycis*, *D. sargus* e *D. vulgaris*.

Abundância

Verificou-se que as comunidades piscícolas da PPI do Carbo Sardão e respetivas áreas de controlo sofreram alterações no que respeita à abundância ao longo dos anos (tabela 2.3.3.1.2.22), com um aumento significativo do número de exemplares capturados entre o primeiro e o nono ano ($N(2011) = 114$; $N(2019) = 319$). Observou-se também que as comunidades piscícolas da área de controlo sul se destacaram das comunidades da PPI e da área de controlo norte (tabela 2.3.3.1.2.23). De facto, na área de controlo sul e durante o primeiro ano, capturou-se cerca de metade dos exemplares capturados na PPI e na área de controlo norte ($N(CS) = 27$; $N(PPI) = 65$; $N(CN) = 52$). No entanto, foi a sul que se registou o aumento de abundância mais expressivo ao longo dos anos (em 2019: $N(CS) = 110$; $N(PPI) = 112$; $N(CN) = 97$). Estas diferenças de abundância ocorreram essencialmente ao nível das comunidades piscícolas associadas ao substrato arenoso. Apenas foram detetadas diferenças significativas no número de exemplares capturados em substrato arenoso em relação ao substrato rochoso nas áreas de controlo: a norte no terceiro ano e a sul no nono ano.

Tabela 2.3.3.1.2.22 – Resultado da análise de PERMANOVA univariada da abundância das comunidades piscícolas da PPI do Cabo Sardão e de áreas adjacentes.

Fatores	g.d.l	SQ	MQ	Pseudo- <i>F</i>	<i>p</i> -value	perms
Local	2	5 302,5	2 651,2	16,4520	0,001	999
Ano	2	1 438,9	719,46	4,4645	0,011	998
Substrato(Local)	3	1 431,0	477,01	2,9600	0,040	998
Época(Ano)	3	574,71	191,57	1,1887	0,348	999
LocalxAno	4	1 612,6	403,16	2,5017	0,059	997
LocalxÉpoca(Ano)	6	1 686,7	281,12	1,7445	0,116	999
Substrato(Local)xAno	6	5 082,4	847,06	5,2563	0,001	998
Residual	27	4 351,1	161,15			
Total	61	22 897,0				

gdl (graus de liberdade); SQ (soma dos quadrados); QM (quadrado médio); Pseudo-*F* (estatística de teste); *p*-value (valor de prova); perms (permutações). SQ tipo III (parcial); método de permutação: sem restrições até 999; nível de significância = 0,05

Tabela 2.3.3.1.2.23 – Resultados dos testes pareados com os fatores que explicaram as diferenças encontradas na abundância das comunidades piscícolas da PPI do Cabo Sardão e de áreas adjacentes (local e ano)

Local	Ano
PPI = CN ($p=,471$)	Ano 1 = 3 ($p=,151$)
PPI ≠ CS ($p=,001$)	Ano 3 = 9 ($p=,058$)
CN ≠ CS ($p=,003$)	Ano 1 ≠ 9 ($p=,008$)

PPI (área de Proteção parcial de tipo 1); CN (área de controlo norte), CS (área de controlo sul), *p* (valor de prova); nível de significância = 0,05

Riqueza específica

A riqueza específica das comunidades piscícolas da PPI do Cabo Sardão e das respetivas áreas de controlo variou à semelhança da abundância, alterando-se gradualmente entre o primeiro e o nono ano (tabela 2.3.3.1.2.24), com aumento do número de espécies ($N(2011) =$

32; N (2019) = 37). Uma vez mais, as comunidades piscícolas da área de controlo sul destacaram-se das restantes (tabela 2.3.3.1.2.25), sendo as menos ricas em espécies no primeiro ano (N (CS) = 12; N (PPI) = 21; N (CN) = 18), mas as que mais se diversificaram ao longo dos anos (N (CS) = 22; N (PPI) = 23; N (CN) = 26). Estas diferenças ocorreram essencialmente nas áreas de substrato arenoso (tabela 2.3.3.1.2.26).

Tabela 2.3.3.1.2.24 – Resultado da análise de PERMANOVA univariada da riqueza das comunidades piscícolas da PPI do Cabo Sardão e de áreas adjacentes.

Fatores	g.d.l	SQ	MQ	Pseudo- <i>F</i>	<i>p</i> -value	perms
Local	2	3 609,0	1 804,50	13,050	0,001	999
Ano	2	1 086,1	543,03	3,927	0,024	999
Substrato(Local)	3	1 353,7	451,25	3,263	0,032	998
Época(Ano)	3	273,1	91,36	0,658	0,598	998
LocalxAno	4	746,2	186,55	1,349	0,270	999
LocalxÉpoca(Ano)	6	869,5	144,92	1,048	0,432	999
Substrato(Local)xAno	6	2 529,7	421,61	3,049	0,012	999
Residual	27	3 733,5	138,28			
Total	61	14 575,0				

Tabela 2.3.3.1.2.25 – Resultados dos testes pareados com os fatores que explicaram as diferenças encontradas riqueza específica das comunidades piscícolas da PPI do Cabo Sardão e de áreas adjacentes (local e ano).

Local	Ano
PPI = CN ($p=,819$)	Ano 1 = 3 ($p=,101$)
PPI ≠ CS ($p=,001$)	Ano 3 = 9 ($p=,211$)
CN ≠ CS ($p=,004$)	Ano 1 ≠ 9 ($p=,018$)

PPI (área de Proteção parcial de tipo 1); CN (área de controlo norte), CS (área de controlo sul), *p* (valor de prova); nível de significância = 0,05

Tabela 2.3.3.1.2.26 – Resumo das diferenças observadas na estrutura, abundância e riqueza específica das comunidades da PPI do Cabo Sardão e das respetivas áreas de controlo, de acordo com os fatores analisados, *i.e.*, nível de proteção – local, tempo de implementação – ano, tipo de substrato e época do ano

		Fatores											
		Local	Ano	Época	Substrato	Local x Ano			Local x Época (Ano)		Substrato (Local) X Ano		
Sardão - Redes de Tremalho	Estrutura	PP1 = CN PP1 ≠ CS CS = CN	Ano 1 ≠ 3 Ano 1 ≠ 9 Ano 3 ≠ 9	Verão ≠ Inverno ano 3 Verão = Inverno ano 1 ano 9	Areia ≠ Rocha PP1 Areia = Rocha CS CN	Ano 1 PP1 = CN PP1 = CS CN = CS	Ano 3 PP1 ≠ CN PP1 ≠ CS CN ≠ CS	Ano 9 PP1 = CN PP1 = CS CN = CS	Verão ≠ Inverno CS ano 3 PP1 ano 3	Verão = Inverno CN (ano 1, 3 e 9) PP1 (ano 1 e 9) CS (ano 1 e 9)	Areia ≠ Rocha PP1 (ano 3 e 9) CS (ano 3 e 9)	Areia = Rocha PP1 (ano 1) CN (ano 1, 3 e 9) CS (ano 1)	
						Verão Ano 1 PP1 ≠ CS PP1 = CN CN = CS	Inverno Ano 1 PP1 = CS PP1 = CN CN = CS	CS Areia ano 1 = 3 ano 3 ≠ 9 ano 1 ≠ 9	CS Rocha ano 1 = 3 ano 3 = 9 ano 1 = 9				
						Verão Ano 3 PP1 ≠ CS PP1 ≠ CN CN = CS	Inverno Ano 3 PP1 ≠ CS PP1 = CN CN ≠ CS	CN Areia ano 1 = 3 ano 3 = 9 ano 1 = 9	CN Rocha ano 1 = 3 ano 3 = 9 ano 1 = 9				
						Verão Ano 9 PP1 = CS PP1 = CN CN = CS	Inverno Ano 9 PP1 = CS PP1 = CN CN = CS	PP1 Areia ano 1 ≠ 3 ano 3 ≠ 9 ano 1 = 9	PP1 Rocha ano 1 = 3 ano 3 = 9 ano 1 = 9				
	Abundância	PP1 = CN PP1 ≠ CS CS ≠ CN	Ano 1 = 3 Ano 1 ≠ 9 Ano 3 = 9	-	Areia = Rocha PP1 CN CS	-	-	-	-	-	-	Areia ≠ Rocha CN (ano 3) CS (ano 9)	Areia = Rocha PP1 (ano 1, 3 e 9) CN (ano 1 e 9) CS (ano 1 e 3)
												CS Areia ano 1 = 3 ano 3 = 9 ano 1 ≠ 9	CS Rocha ano 1 ≠ 3 ano 3 = 9 ano 1 = 9
												CN Areia ano 1 = 3 ano 3 = 9 ano 1 = 9	CN Rocha ano 1 = 3 ano 3 = 9 ano 1 = 9
												PP1 Areia ano 1 = 3 ano 3 = 9 ano 1 ≠ 9	PP1 Rocha ano 1 = 3 ano 3 = 9 ano 1 = 9
	Riqueza	PP1 = CN PP1 ≠ CS CS ≠ CN	Ano 1 = 3 Ano 1 ≠ 9 Ano 3 = 9	-	Areia ≠ Rocha PP1 CN Areia = Rocha CS	-	-	-	-	-	-	Areia ≠ Rocha PP1 (ano 1)	Areia = Rocha PP1 (ano 3 e 9) CN (ano 1 e 9) CS (ano 1, 3 e 9)
												CS Areia ano 1 = 3 ano 3 = 9 ano 1 ≠ 9	CS Rocha ano 1 = 3 ano 3 = 9 ano 1 = 9
												CN Areia ano 1 = 3 ano 3 = 9 ano 1 = 9	CN Rocha ano 1 = 3 ano 3 = 9 ano 1 = 9
												PP1 Areia ano 1 = 3 ano 3 = 9 ano 1 ≠ 9	PP1 Rocha ano 1 = 3 ano 3 = 9 ano 1 = 9

Estrutura Dimensional

Quanto ao comprimento total (CT) dos exemplares capturados na PPI do Cabo Sardão e nas respetivas áreas de controlo, verificou-se que houve alterações ao longo do tempo no CT de *P. lascaris*, particularmente nas áreas de controlo (tabelas 2.3.3.1.2.27 e 2.3.3.1.2.28), onde se registou um aumento do tamanho dos exemplares desta espécie entre o primeiro (CT = 24,41 cm) e o nono ano (CT = 28,38 cm) (figura 2.3.3.1.2.13). Verificou-se ainda que o comprimento total dos exemplares de *S. senegalensis* variou de acordo com o local de captura (tabelas 2.3.3.1.2.27 e 2.3.3.1.2.28), tendo sido superior na PPI (CT (PPI) = 34,04 cm; CT (Controlo) = 29,14 cm) (figura 2.3.3.1.2.13).

Tabela 2.3.3.1.2.27 – Resultados da análise de PERMANOVA univariada dos comprimentos totais das espécies mais abundantes na PPI do Cabo Sardão e nas respetivas áreas de controlo

Espécie	Fatores	g.d.l	SQ	MQ	Pseudo-F	p-value	perms
<i>Pegusa lascaris</i>	Local	1	3,390	3,390	0,3530	0,565	998
	Ano	2	180,560	90,281	9,4023	0,001	998
	LocalxAno	2	100,070	50,034	5,2108	0,007	999
	Residual	167	1 603,500	9,602			
	Total	172	1 976,300				
<i>Raja sp.</i>	Local	1	72,703	72,703	2,1032	0,153	998
	Ano	1	7,298	7,298	0,2111	0,656	999
	LocalxAno	1	1,827	1,827	0,0528	0,837	997
	Residual	25	864,210	34,568			
	Total	28	949,420				
<i>Scorpaena porcus</i>	Local	1	3,307	3,307	0,3657	0,573	998
	Ano	1	5,210	5,210	0,5761	0,459	999
	LocalxAno	1	21,502	21,502	2,3776	0,127	999
	Residual	28	253,220	9,044			
	Total	31	288,980				
<i>Solea senegalensis</i>	Local	1	80,669	80,669	6,0546	0,018	999
	Ano	1	24,911	24,911	1,8697	0,199	998
	LocalxAno	1	6,660	6,660	0,4998	0,469	996
	Residual	21	279,790	13,323			
	Total	24	409,090				
<i>Trachurus trachurus</i>	Local	1	15,948	15,948	0,9346	0,333	999
	Ano	1	17,534	17,534	1,0275	0,325	997
	LocalxAno	1	2,101	2,101	0,1231	0,757	999
	Residual	44	750,830	17,064			
	Total	47	782,860				

gdl (graus de liberdade); SQ (soma dos quadrados); QM (quadrado médio); Pseudo-F (estatística de teste); p-value (valor de prova); perms (permutações). SQ tipo III (parcial); método de permutação: sem restrições até 999; nível de significância = 0,05

Tabela 2.3.3.1.2.28 – Resultados dos testes pareados com os fatores que explicaram as diferenças significativas encontradas no comprimento total de espécies de peixes da PPI do Cabo Sardão e de áreas de controlo adjacentes.

<i>Pegusa lascaris</i>				<i>Solea senegalensis</i>
Ano	Local x Ano			Local
Ano 1 ≠ 3 ($p=,003$)	Ano 1 PPI ≠ Controlo ($p=,006$)	Ano 3 PPI = Controlo ($p=,137$)	Ano 9 PPI = Controlo ($p=,077$)	PPI ≠ Controlo ($p=,023$)
Ano 3 = 9 ($p=,608$)	PPI		Controlo	
Ano 1 ≠ 9 ($p=,001$)	Ano 1 = 3 ($p=,980$) Ano 3 = 9 ($p=,283$) Ano 1 = 9 ($p=,330$)	Ano 1 ≠ 3 ($p=,002$) Ano 3 = 9 ($p=,978$) Ano 1 ≠ 9 ($p=,001$)		

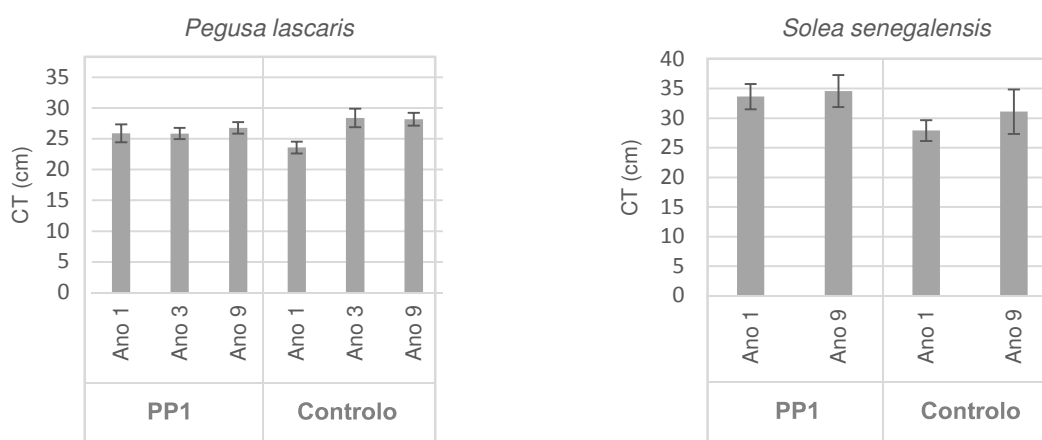


Figura 2.3.3.1.2.13 – Comprimento total médio de exemplares de *P. lascaris* e *S. senegalensis* capturados na PPI do Cabo Sardão e nas respetivas áreas de controlo.

Discussão

O presente estudo permitiu avaliar a evolução espacio-temporal das comunidades piscícolas na sequência da implementação da proteção em 2011, associada a uma proibição quase total da pesca comercial e lúdica, de duas áreas localizadas na costa alentejana (áreas de proteção parcial tipo I da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão) ao longo de nove anos desde a sua implementação.

Como referido anteriormente, cada área PPI estudada possui peculiaridades quanto à sua geomorfologia, e essas características definem o tipo de habitats, as comunidades biológicas associadas e, particularmente, o modo como as espécies piscícolas utilizam estas áreas, o que, consequentemente, influencia a forma como essas comunidades respondem à proteção. A área PPI da Ilha do Pessegueiro abrange um acidente geográfico que cria uma área costeira mais protegida e outra mais exposta à ondulação, com fundos arenosos e rochosos que favorecem uma maior variedade de habitats, e batimetria que raramente ultrapassa 25 m de profundidade. Em contrapartida, na PPI do Cabo Sardão existe uma predominância de fundos

rochosos, litoral exposto à ondulação e profundidades maiores. Apesar de serem áreas com características distintas, os resultados obtidos neste trabalho apontam, de um modo geral, na mesma direção no que respeita aos efeitos da implementação da proteção em 2011, com evidências de recuperação das suas comunidades piscícolas.

De um modo geral, identificaram-se alterações na estrutura das comunidades piscícolas desde o primeiro ano de implementação destas áreas, mas de uma forma mais evidente a partir do terceiro ano, período a partir do qual as comunidades das PPI e respetivas áreas de controlo começaram a divergir. De facto, quer no caso da PPI da Ilha do Pessegueiro, quer da PPI do Cabo Sardão, e das respetivas áreas de controlo, foi possível verificar que no primeiro ano as áreas de tratamento (PPI) e de controlo não se diferenciavam entre si em termos de estrutura das comunidades, confirmando a adequabilidade do desenho experimental e a seleção dos locais considerados como áreas de controlo. Este trabalho permitiu uma avaliação das comunidades piscícolas no ano em que foi implementada a proteção (*i.e.*, 2011), constituindo dessa forma uma boa aproximação ao que se considera ser a situação de referência, que caracteriza o período de pré-implementação das medidas que proíbem quase totalmente a pesca, condição raramente reunida neste tipo de estudos (Lester *et al.*, 2009). Assim, com base nos dados recolhidos no primeiro ano de implementação das PPI em estudo (Pereira *et al.*, 2017; Pereira, 2018), foi possível verificar alterações na estrutura das comunidades piscícolas destas áreas diretamente relacionadas com este evento.

Na PPI da Ilha do Pessegueiro e nas respetivas áreas de controlo, as espécies que mais contribuíram para as alterações decorridas ao longo do tempo na estrutura das comunidades foram essencialmente as mais associadas ao substrato arenoso, nomeadamente de peixes-chatos, como as cartas *Arnoglossus* sp. e o linguado-da-areia (*P. lascaris*), o peixe-pau-lira (*C. lyra*) e a cabra-de-bandeira (*C. obscurus*), cuja abundância aumentou, de um modo geral, entre o primeiro e o nono ano de monitorização em praticamente todas as zonas, embora com maior evidência na PPI e na área de controlo norte (anexo 2.3.3.1.2.1). Registaram-se ainda alterações ao nível de espécies como *S. senegalensis* (linguado-branco) e *D. sargus* (sargo-legítimo), que se traduziram em reduções globais da sua abundância. As comunidades desta PPI e das respetivas áreas de controlo divergiram essencialmente por alterações na abundância relativa destas espécies. A norte, as comunidades destacaram-se pela maior abundância de espécies bentónicas associadas ao substrato arenoso (*Arnoglossus* sp., *C. lyra*, *C. obscurus*, *S. senegalensis*, *M. boscanion*) e menor abundância de espécies bentopelágicas, como o carapau (*T. trachurus*). Mais a sul, as comunidades apresentaram-se mais diversificadas, com espécies associadas, quer ao substrato arenoso, quer rochoso, como *P. lascaris*, *M. aquila* (ratão-águia), *B. capriscus* (peixe-porco), *D. sargus*, *P. phycis* (abrótea) e *T. luscus* (faneca). A PPI da Ilha do Pessegueiro destacou-se particularmente pela maior abundância de exemplares de *M. aquila*.

A estrutura das comunidades de peixes da região do Cabo Sardão variou de acordo com alterações de um conjunto de espécies mais diversificado, associadas a fundos marinhos mais complexos. Concretamente, registou-se um aumento generalizado da abundância de linguado-da-areia, carapau e faneca e oscilações na abundância de peixe-porco e de sargo-legítimo (anexo 2.3.3.1.2.1). A abundância de carapau foi mais elevada a norte: na área de controlo norte e na PPI. A PPI do Cabo Sardão destacou-se particularmente por apresentar maior abundância de peixe-porco e de sargo-legítimo, e menor abundância de *C. obscurus*, o que reflete a geomorfologia dos fundos desta área, dominada por substrato rochoso. As comunidades de peixes da área de controlo sul destacaram-se das restantes por serem menos abundantes em rascassos-de-pintas (*S. porcus*) e besugos (*P. acarne*).

Embora as raias, em particular da espécie *R. undulata*, e abróteas não se incluam nos conjuntos de espécies que explicaram a maior percentagem de variação (30 a 50%), ainda assim, e de acordo com os resultados das análises SIMPER, estas espécies tiveram um papel importante na variação da estrutura das comunidades de ambas PPI e das respetivas zonas adjacentes ao longo do tempo, sendo de destacar o aumento consistente da sua abundância, de uma forma global, nestas áreas (anexo 2.3.3.1.2.1).

De um modo geral, ao longo do tempo registou-se uma divergência crescente na composição das capturas em substrato arenoso e rochoso, como resultado da variação da abundância de espécies muito intrinsecamente associadas ao substrato, como *C. obscurus*, *P. lascaris*, *R. clavata*, *M. aquila*, *D. sargus* e *P. phycis*, o que poderá estar a refletir a reestruturação das comunidades associadas a cada habitat, de forma gradual, na sequência da proteção das PPI da costa alentejana.

No que respeita à abundância global, os dados obtidos no presente trabalho indicam um aumento do número total de indivíduos capturados, em cerca de 2 vezes, desde a criação das áreas de proteção PPI. Nas campanhas efetuadas em 2011/12, no âmbito do projeto PROTECT (Castro *et al.* 2015; Pereira *et al.*, 2017; Pereira, 2018), foram capturados, no total, 733 indivíduos, três anos mais tarde foram capturados 1 007 indivíduos e em 2019 as capturas totalizaram 1 635 indivíduos. Associado ao aumento de abundância de peixes muito considerável, verificou-se também um ligeiro aumento global na riqueza específica, de 51 espécies identificadas em 2011/12 para 57 espécies inventariadas em 2019 (um aumento de cerca de 12%). Estes incrementos globais de abundância e riqueza específica, embora generalizados, foram mais expressivos nas PPI, e nas áreas de controlo mais abrigadas do hidrodinamismo e onde a pesca é mais intensa, ou seja, a norte da Ilha do Pessegueiro e a sul do Cabo Sardão. O aumento da abundância nas PPI está de acordo com os resultados de estudos similares noutras áreas marinhas protegidas (Halpern & Warner, 2002; Lester *et al.*, 2009; Sousa, 2011), tendo ocorrido em ambas PPI nos três primeiros anos de implementação das medidas de proteção em avaliação (aumento na ordem de 2 a 3 vezes). Por se tratarem

das áreas onde são diretamente aplicadas as restrições à pesca, é expectável que sejam as primeiras onde os efeitos da proteção se fazem sentir e, só mais tarde, por via de fenómenos de exportação de biomassa (*spillover*), as comunidades das áreas adjacentes poderão beneficiar dos efeitos da implementação destas medidas. Tal foi verificado nas áreas de controlo mais impactadas pela atividade da pesca, nas quais se verificaram aumentos relativos muito significativos (de 4 a 5 vezes) de abundância a partir do terceiro ano. Apesar de se ter verificado também um aumento de abundância nas outras áreas de controlo, este não foi suficientemente pronunciado para ser detetado nos testes estatísticos. De facto, sabe-se que quanto maior é o esforço de pesca, e menor a eficácia das medidas de gestão das pescarias, maior é o desequilíbrio das comunidades e maior é o potencial de resposta aos efeitos colaterais das restrições à pesca em áreas protegidas adjacentes (Buxton *et al.*, 2014).

Quanto à riqueza específica, entre o primeiro e o nono ano de implementação das PPI, verificaram-se aumentos relativos entre 10% a 60% nas PPI, e entre 15% a 80% nas áreas de controlo com maior esforço de pesca, tendo sido mais significativos a partir do terceiro ano de implementação das medidas. Segundo o último inventário das espécies marinhas que ocorrem no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (Horta e Costa *et al.*, 2018), foram identificadas neste estudo, nas duas áreas de proteção parcial da costa alentejana, cerca de 17% do total de espécies inventariadas (41 de 233 espécies). Sendo que estas áreas cobrem pouco mais de 4% da área total do parque e que as artes utilizadas nas amostragens não são 100% eficientes (por exemplo, não capturam eficientemente espécies de hábitos crípticos), estes resultados evidenciam a importância destas áreas na proteção da biodiversidade do PNSACV.

Relativamente ao tamanho dos peixes e à proporção de juvenis, é de destacar que na PPI da Ilha do Pessegueiro foram observados exemplares de *P. phycis* com maior dimensão face às áreas de controlo, diferença estatisticamente indetetável no terceiro ano, mas que se pronunciou nos últimos anos, podendo por isso resultar da proteção conferida pela PPI. Da mesma forma, esta área parece estar a proteger outras espécies de maior porte, como *R. undulata*. Além do aumento do número de juvenis desta espécie, registou-se um incremento ainda mais significativo no número de exemplares adultos capturados nesta área. A pesca com redes de emalhar é pouco seletiva e pode danificar muito os exemplares acidentalmente capturados, quer devido às próprias características e ao modo de funcionamento desta arte de pesca, quer devido ao tempo de imersão das artes. Assim, apesar da captura desta espécie ter sido interdita, de acordo com regulamentação europeia, entre 2009 (regulamento (CE) n.º 43/2009) e 2016 (ano a partir do qual a captura desta espécie foi novamente autorizada e passou a ser regulamentada em águas nacionais, apenas com carácter acessório e tendo em vista a recolha de informação para a avaliação científica desta unidade populacional – portaria n.º 96/2016), é muito provável que, ainda assim, durante esse período tenha ocorrido mortalidade desta espécie por capturas acidentais ou furtivismo, algo que poderá ter deixado

de acontecer na PPI desde a implementação da interdição quase total da pesca em 2011. De facto, enquanto no primeiro ano não foram capturados exemplares adultos de *R. undulata* na PPI da Ilha do Pessegueiro, no terceiro ano, 75% dos exemplares capturados eram adultos, o que pode ser indicativo do efeito da proteção conferido por esta área, que, depois de implementada, passou a funcionar enquanto área de refúgio, ao contrário das áreas de controlo onde se concentrou o esforço de pesca e se verificou o padrão inverso. À semelhança do caso de *P. phycis* na PPI da Ilha do Pessegueiro, também o tamanho médio dos exemplares de *S. senegalensis* capturados com pesca experimental foi superior na PPI do Cabo Sardão, face às respetivas áreas de controlo, seguindo exatamente o mesmo padrão ao longo do tempo, o que dá a indicação de que esta espécie estará a beneficiar da proteção conferida por esta área de proteção.

Apesar dos resultados obtidos neste trabalho apontarem para evidências de recuperação das comunidades de peixes nas áreas de proteção parcial de tipo I da costa alentejana, é necessário clarificar alguns resultados. A análise temporal foi clara e, de um modo geral, indicou aumentos de abundância e de riqueza específica nas PPI, mas também nas áreas adjacentes mais exploradas, tendo sido, por vezes, impossível detetar diferenças estatisticamente significativas entre essas áreas com o desfasamento temporal expectável (i.e., primeiro responderiam à proteção as comunidades das PPI e, só mais tarde, as comunidades das áreas adjacentes), impossibilitando uma identificação inequívoca da sua relação de causalidade com a implementação das PPI. Esta dificuldade foi maior no que respeita, de um modo geral, à riqueza específica e às comunidades da PPI do Cabo Sardão e das respetivas áreas de controlo. A estrutura das comunidades é, na realidade, o parâmetro que respondeu de forma mais evidente e inequívoca à proteção, seguido da abundância, do tamanho dos exemplares e da proporção de juvenis. De facto, sabe-se que a riqueza específica é um dos parâmetros que mais demora a responder aos efeitos da proteção marinha (Claudet *et al.*, 2008). Fatores externos, como flutuações naturais nas populações de peixes, alguma heterogeneidade de habitats e de condições ambientais entre as áreas de tratamento (PPI) e as áreas de controlo (áreas adjacentes), e ainda a distribuição não uniforme do esforço de pesca nas áreas de controlo, são alguns dos fatores que dificultam esta avaliação (Russ *et al.*, 2005). Mais do que o tamanho das áreas de proteção, o tempo de implementação (Dufour *et al.*, 2007) e o cumprimento das medidas estabelecidas (Samoilys *et al.*, 2007; Guidetti *et al.*, 2008) são determinantes na identificação de efeitos da proteção neste tipo de estudos. Outros trabalhos indicam que o efeito da proteção sobre as comunidades de peixes de uma AMP poderá demorar 6 anos até se tornar evidente e que essas comunidades poderão demorar mais de 10 anos a atingir um equilíbrio (Russ *et al.*, 2005; Claudet *et al.*, 2006). Este equilíbrio variará muito de acordo com os fatores anteriormente referidos, pelo que será importante dar continuidade aos estudos de monitorização nestas áreas de proteção e zonas adjacentes utilizando a mesma abordagem metodológica de forma a recolher informação comparável.

Anexo 2.3.3.1 – Número de exemplares capturados por espécie, ano e local (PPI da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão, e áreas de controlo) através de pesca experimental com redes de emalhar e arrasto de portas.

Família	Espécie	Ilha do Pessegueiro			Cabo Sardão		
		Ano 1	Ano 3	Ano9	Ano1	Ano3	Ano9
Balistidae	<i>Balistes capriscus</i>	0	30	6	3	18	3
Batrachoididae	<i>Halobatrachus didactylus</i>	0	1	0	0	0	0
	<i>Arnoglossus imperialis</i>	19	6	24	0	0	0
Bothidae	<i>Arnoglossus laterna</i>	36	44	112	1	1	0
	<i>Arnoglossus thori</i>	10	12	142	0	0	0
	<i>Bothus podas</i>	0	0	0	0	1	1
Callionymidae	<i>Callionymus lyra</i>	10	48	47	0	0	0
	<i>Callionymus risso</i>	0	0	10	0	0	0
Carangidae	<i>Trachurus trachurus</i>	1	41	32	1	27	24
Clupeidae	<i>Alosa fallax</i>	0	0	1	1	0	1
	<i>Sardina pilchardus</i>	0	31	12	6	8	55
Congridae	<i>Conger conger</i>	0	0	0	1	0	4
Gadidae	<i>Trisopterus luscus</i>	23	12	21	2	2	20
Gobiidae	<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	4	0	0	0	0	0
	<i>Pomatoschistus minutus</i>	1	0	0	0	0	0
Labridae	<i>Labrus bergylta</i>	12	23	21	10	5	5
	<i>Labrus mixtus</i>	1	0	3	0	0	2
	<i>Symphodus bailloni</i>	3	6	4	0	0	1
	<i>Symphodus melops</i>	0	0	3	0	1	0
Lotidae	<i>Gaidropsarus vulgaris</i>	0	0	1	0	0	0
Merlucciidae	<i>Merluccius merluccius</i>	0	0	0	1	0	0
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	3	1	1	2	0	0
	<i>Chelon labrosus</i>	2	0	0	0	0	0
Mugilidade	<i>Chelon ramada</i>	0	1	0	0	0	0
	<i>Mugil cephalus</i>	2	0	0	0	0	0
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	6	17	12	1	4	4
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>	2	0	63	0	0	3
Phycidae	<i>Phycis phycis</i>	7	15	37	2	6	24
	<i>Raja brachyura</i>	0	0	5	0	0	6
Rajidae	<i>Raja clavata</i>	3	8	2	1	6	3
	<i>Raja montagui</i>	0	0	0	0	0	2
	<i>Raja undulata</i>	10	23	30	1	7	14
Scombridae	<i>Scomber colias</i>	84	34	48	99	67	233
	<i>Scophthalmus maximus</i>	2	1	1	0	1	1
Scophthalmidae	<i>Scophthalmus rhombus</i>	0	3	0	0	2	0
	<i>Zeugopterus punctatus</i>	1	0	2	1	0	0
Scorpaenidae	<i>Scorpaena elongata</i>	0	0	1	0	0	0
	<i>Scorpaena notata</i>	2	5	14	3	3	3
	<i>Scorpaena porcus</i>	9	11	29	3	16	16
Serranidae	<i>Serranus cabrilla</i>	4	6	3	2	6	3
	<i>Dicologlossa cuneata</i>	0	1	8	0	0	1
Soleidae	<i>Microchirus azevia</i>	0	0	12	0	0	2
	<i>Microchirus boscanion</i>	8	11	34	0	0	0
	<i>Pegusa lascaris</i>	88	65	133	41	27	107
	<i>Solea senegalensis</i>	20	20	1	15	1	10
	<i>Solea solea</i>	2	5	2	8	2	0
Sparidae	<i>Boops boops</i>	23	21	6	16	20	5
	<i>Diplodus bellottii</i>	0	0	2	0	0	0
	<i>Diplodus cadenati</i>	0	0	3	0	0	3
	<i>Diplodus cervinus</i>	1	1	1	0	0	0
	<i>Diplodus puntazzo</i>	0	0	1	0	0	1
	<i>Diplodus sargus</i>	23	96	5	5	19	4

Anexo 2.3.3.1 (continuação)

Família	Espécie	Ilha do Pessegueiro			Cabo Sardão		
		Ano 1	Ano 3	Ano9	Ano1	Ano3	Ano9
Sparidae	<i>Diplodus vulgaris</i>	9	14	13	3	9	5
	<i>Lithognathus mormyrus</i>	2	3	0	0	0	0
	<i>Pagellus acarne</i>	5	4	11	2	9	0
	<i>Pagellus erythrinus</i>	1	6	10	0	0	5
	<i>Pagrus auriga</i>	0	0	1	0	0	0
	<i>Pagrus pagrus</i>	0	1	0	0	0	0
	<i>Sarpa salpa</i>	0	0	0	0	2	0
	<i>Sparus aurata</i>	0	2	1	3	0	1
	<i>Spondylisoma cantharus</i>	4	5	3	4	6	3
Torpedinidae	<i>Torpedo marmorata</i>	0	7	6	2	4	12
	<i>Torpedo torpedo</i>	0	2	0	2	1	0
Trachinidae	<i>Echiichthys vipera</i>	1	0	3	0	0	0
	<i>Trachinus draco</i>	4	2	8	3	0	14
Triakidae	<i>Galeorhinus galeus</i>	0	0	0	0	0	1
Triglidae	<i>Chelidonichthys lastoviza</i>	0	8	4	4	6	1
	<i>Chelidonichthys lucerna</i>	11	7	26	1	1	1
	<i>Chelidonichthys obscurus</i>	9	38	32	14	14	10
Uranoscopidae	<i>Uranoscopus scaber</i>	0	1	0	0	0	0
	Total	468	699	1013	264	302	614

2.3.3.2. Pesca experimental apeada com linha, anzol e cana

2.3.3.2.1. Metodologia

Para avaliar se a proteção implementada na costa alentejana do PNSACV desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica), nomeadamente a criação de áreas marinhas de proteção total e parcial (AMP), com interdição total ou parcial da pesca, causou efeitos locais, diretos ou indiretos, como o aumento da abundância ou da biomassa de espécies exploradas de peixes, ou alterações na sua diversidade, realizaram-se campanhas de pesca experimental apeada com linha, anzol e cana em fundos rochosos subtidais (permanentemente imersos).

Este estudo incidiu na área marinha de proteção parcial do tipo I (PPI) da Ilha do Pessegueiro, na qual foram amostradas duas áreas, tendo também sido amostradas áreas de controlo adjacentes, a norte e a sul desta PPI, localizadas em áreas de proteção complementar (PC; figura 2.3.3.2.1.1). Na amostragem das diferentes áreas foram aleatoriamente escolhidos locais continentais com características físicas semelhantes, dominados por fundos rochosos, diretamente expostos à ondulação, e com declive e irregularidade do fundo pouco acentuados. As áreas de controlo foram escolhidas aleatoriamente e de modo a serem semelhantes em termos de intensidade de exploração pesqueira.

As campanhas de pesca experimental apeada do projeto MARSW foram realizadas na primavera e no verão de 2019, e no outono de 2020. Com os mesmos objetivos e técnicas, este estudo foi realizado em 2013 no projeto PROTECT (Castro *et al.*, 2015), tendo as respetivas campanhas na costa alentejana do PNSACV sido realizadas no verão e no outono.

As campanhas de amostragem realizaram-se com a colaboração voluntária de pescadores com experiência neste tipo de pesca e conhecedores da região de estudo, durante o período diurno e sobretudo em períodos de enchente e maré cheia, nos quais esta modalidade de pesca é geralmente considerada mais rentável nesta região (Castro *et al.*, 2020). Este estudo contou com a colaboração de dois pescadores no projeto MARSW, e seis no projeto PROTECT.

Foram utilizadas técnicas de pesca à cana, com linha e anzol, habitualmente usadas por pescadores apeados na costa alentejana para a captura de peixes abundantes ou comuns nesta região, nomeadamente o sargo-legítimo *Diplodus sargus* e o robalo-legítimo *Dicentrarchus labrax* (figura 2.3.3.2.1.2). Cada pescador engodou e iscou com sardinha fresca durante aproximadamente 90 minutos em cada área e dia.

Cada peixe capturado foi identificado até à espécie e foi medido o seu comprimento total (figura 2.3.3.2.1.3). Os exemplares capturados na PPI da Ilha do Pessegueiro foram devolvidos ao mar logo após a sua medição e sempre que a sua recuperação fosse possível.

O peso de cada peixe capturado foi estimado através da relação comprimento–peso determinada para a sua espécie e dimensão, a partir de informações obtidas em FishBase

(www.fishbase.org), Whitehead *et al.* (1984/1986) e Gonçalves *et al.* (1997). Foi capturado um exemplar de polvo-vulgar (*Octopus vulgaris*), incluído nas análises de abundância, mas não de biomassa.



Figura 2.3.3.2.1.1. Áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV, em campanhas de pesca experimental apeada com linha, anzol e cana realizadas nos projetos MARSW e PROTECT. A verde, áreas amostradas numa área de proteção parcial do tipo I (PPI); a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar; a cor branca, limites do PNSACV e das PPI da Ilha do Pessegueiro (a norte) e do Cabo Sardão.



Figura 2.3.3.2.1.2. Pescador voluntário numa campanha de pesca experimental apeada na costa alentejana do PNSACV (fotografia de Paula Coelho).



Figura 2.3.3.2.1.3. Medição de um sargo-legítimo (*Diplodus sargus*) capturado numa campanha de pesca experimental apeada na costa alentejana do PNSACV (fotografia de Paula Coelho).

Cada data de amostragem corresponde a um período de dois ou mais dias em que foram amostradas várias áreas por um ou mais pescadores. Foram amostradas cinco datas no projeto MARSW (quatro em 2019, uma em 2020) e três no projeto PROTECT. O resultado da amostragem efetuada por um pescador em cada área e dia foi utilizado como uma réplica na análise de dados. Foram obtidas 62 réplicas neste estudo, metade em cada projeto.

Os padrões de variação espacial e/ou temporal considerados no presente estudo foram testados por análise de variância permutativa e multivariada (PERMANOVA; Anderson, 2001), usando o programa PRIMER 6 & PERMANOVA+ (PRIMER-E Ltd.; Clarke & Gorley, 2006). Na análise dos dados obtidos nos projetos MARSW e PROTECT foi considerada a região da Ilha do Pessegueiro, que inclui as áreas amostradas nesta PPI e as áreas de controlo adjacentes (figura 2.3.3.2.1.1.). Esta análise foi efetuada considerando os seguintes fatores: Proteção (fator fixo e ortogonal, com os níveis PPI e PC, correspondentes à proteção conferida pelas áreas de proteção parcial do tipo I e complementar, respetivamente); Área (fator aleatório, aninhado no fator Proteção, com os níveis correspondentes às áreas PPI e PC); Data (fator aleatório, aninhado no fator Ano, com os níveis correspondentes às cinco e/ou três datas amostradas nos projetos MARSW e/ou PROTECT, respetivamente); e Ano (fixo e ortogonal, com dois níveis, os anos 2019 e 2020 amostrados no projeto MARSW, ou com três níveis na análise conjunta dos dados obtidos nos projetos MARSW e PROTECT - o ano 2013, amostrado no projeto PROTECT, e os anos 2019 e 2020, amostrados no projeto MARSW).

Nestas análises foram utilizados a distância euclidiana (análises univariadas; dados não transformados) ou o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis (análises multivariadas; dados transformados por raiz quadrada). Quando se verificaram efeitos principais significativos ou interações significativas, foram realizados testes de comparação aos pares ("pair-wise"). Foi também realizado o teste complementar PERMDISP (Anderson, 2006) para analisar a homogeneidade da dispersão multivariada em cada grupo e compreender se as diferenças significativas observadas na PERMANOVA podem ser devidas à dissimilaridade entre grupos ou a dispersões diferentes entre grupos. A variação de cada fator fixo foi analisada graficamente utilizando a técnica PCO ("principal coordinate analysis"), tendo também sido utilizado o teste SIMPER para identificar as variáveis que mais contribuíram (contribuição cumulativa superior a 50%) para as diferenças significativas registadas.

2.3.3.2.2. Resultados e discussão

No estudo de pesca experimental apeada realizado no projeto MARSW, cuja amostragem foi efetuada em cerca de 45 horas (31 réplicas), foram capturados 257 exemplares pertencentes a 10 espécies de peixes e uma de molusco (tabela 2.3.3.2.2.1). As espécies mais capturadas neste estudo dos projetos MARSW e PROTECT são o sargo-legítimo e o robalo-legítimo (81,71% e 6,23% do número total de exemplares capturados, e 81,40% e 6,12% do número total de exemplares capturados por hora, respetivamente, no projeto MARSW). O peso total dos peixes assim capturados no projeto MARSW foi estimado em cerca de 65,6 kg, tendo o sargo-legítimo sido também a espécie que mais contribuiu para este valor, com 75,66% da biomassa estimada (74,99% da biomassa estimada por hora de pesca).

Tabela 2.3.3.2.2.1. Espécies de peixes (e molusco) capturados no estudo de pesca experimental apeada dos projetos MARSW (2019 e 2020) e PROTECT (2013) realizado na costa alentejana do PNSACV (região da Ilha do Pessegueiro). As espécies observadas no projeto MARSW são assinaladas com um asterisco (*).

Nome científico	Família	Autor(es)	Nome comum
<i>Boops boops</i>	Sparidae	Linnaeus, 1758	boga-do-mar
<i>Chelon labrosus*</i>	Mugilidae	Risso, 1827	tainha-liça
<i>Coris julis</i>	Labridae	Linnaeus, 1758	judia
<i>Dicentrarchus labrax*</i>	Moronidae	Linnaeus, 1758	robalo-legítimo
<i>Dicentrarchus punctatus*</i>	Moronidae	Bloch, 1792	robalo-baila
<i>Diplodus sargus*</i>	Sparidae	Linnaeus, 1758	sargo-legítimo
<i>Diplodus vulgaris*</i>	Sparidae	Geoffroy Saint-Hilaire, 1817	sargo-safia
<i>Gobius niger*</i>	Gobiidae	Linnaeus, 1758	caboz-negro
<i>Gobius paganellus*</i>	Gobiidae	Linnaeus, 1758	caboz-da-rocha
<i>Lipophrys pholis*</i>	Blenniidae	Linnaeus, 1758	marachomba-frade
<i>Oblada melanura*</i>	Sparidae	Linnaeus, 1758	dobradiça
<i>Sarpa salpa*</i>	Sparidae	Linnaeus, 1758	salema
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	Sparidae	Linnaeus, 1758	choupa
<i>Trachurus trachurus</i>	Carangidae	Linnaeus, 1758	carapau
<i>Octopus vulgaris*</i>	Octopodidae	Cuvier, 1797	polvo-vulgar

Nas figuras 2.3.3.2.2.1 e 2.3.3.2.2.2 é apresentada a variação espacial e interanual da abundância e biomassa total de peixes (e molusco) capturados na costa alentejana do PNSACV (região da Ilha do Pessegueiro) através de pesca experimental apeada com linha, anzol e cana nos projetos MARSW (2019 e 2020) e PROTECT (2013).

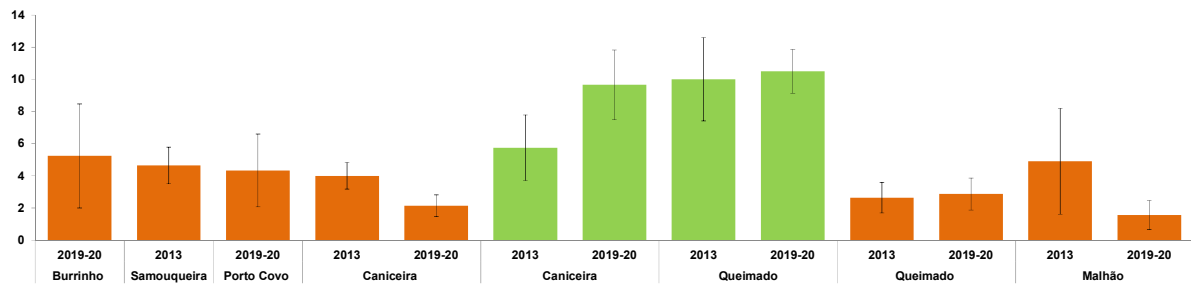


Figura 2.3.3.2.2.1. Número total (número total médio de indivíduos \pm erro-padrão, por hora) de peixes (e molusco) capturados em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV (região da Ilha do Pessegueiro) através de pesca experimental apeada com linha, anzol e cana nos projetos MARSW (2019 e 2020) e PROTECT (2013). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

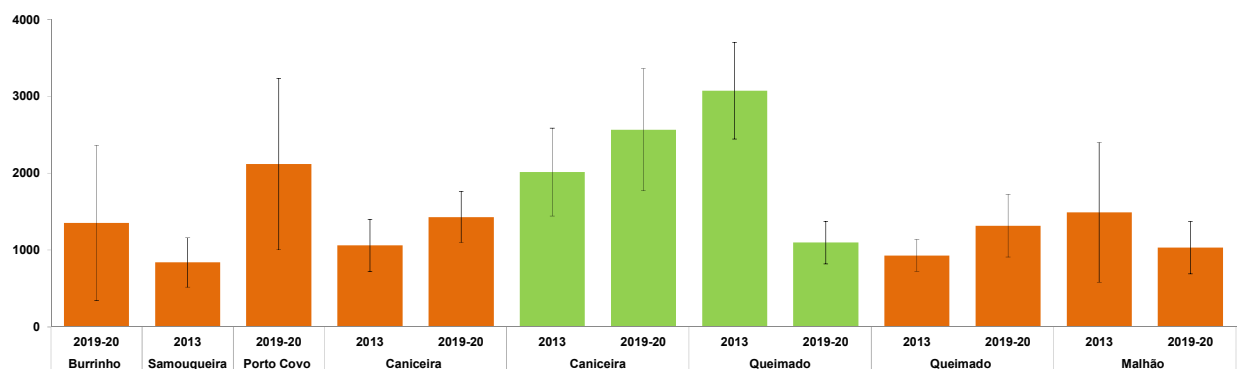


Figura 2.3.3.2.2.2. Biomassa total (peso total médio \pm erro-padrão, em g por hora) de peixes capturados em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV (região da Ilha do Pessegueiro) através de pesca experimental apeada com linha, anzol e cana nos projetos MARSW (2019 e 2020) e PROTECT (2013). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

Nas análises estatísticas destes dados, o fator Proteção foi significativo na maioria dos casos (tabela 2.3.3.2.2.2), tendo os valores médios sido mais elevados nas PPI considerando a amostragem efetuada no projeto MARSW (abundância e biomassa total; o valor médio global foi cerca de 3,3 e 3,0 vezes superior nas PPI, respetivamente) ou nos projetos MARSW e PROTECT (abundância total; o valor médio global foi cerca de 2,6 vezes superior nas PPI). É provável que estas diferenças tenham sido causadas pela proteção implementada nas PPI da costa alentejana desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica), atendendo a que as espécies mais capturadas neste estudo, o sargo-legítimo e o robalo-legítimo, têm no PMSACV uma elevada importância para a pesca, tanto comercial, como lúdica, sendo duas das três espécies mais capturadas na pesca à linha apeada, regularmente exercida nesta região (Castro *et al.*, 2020).

Nas figuras 2.3.3.2.2.3 e 2.3.3.2.2.4 é apresentada a variação espacial e interanual da abundância e biomassa total de sargos-legítimos (*Diplodus sargus*) capturados na costa alentejana do PNSACV (região da Ilha do Pessegueiro) através de pesca experimental apeada com linha, anzol e cana nos projetos MARSW (2019 e 2020) e PROTECT (2013).

Tabela 2.3.3.2.2.2. Resultados de análises univariadas de PERMANOVA referentes à abundância e biomassa total de peixes (e molusco) capturados em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV (região da Ilha do Pessegueiro) através de pesca experimental apeada com linha, anzol e cana nos projetos MARSW (2019 e 2020) e PROTECT (2013). Legenda: ns – diferenças não significativas entre os níveis considerados ($P \geq 0,05$); PPI - áreas de proteção parcial do tipo I; PC - áreas de proteção complementar; * - dados transformados com raiz quadrada.

Análise	Projeto	Fatores fixos		
		Proteção	Ano	Proteção X Ano
Abundância total	MARSW	$P=0,007$ PPI>PC	ns	ns
	MARSW+PROTECT*	$P=0,001$ PPI>PC	ns	ns
Biomassa total	MARSW	$P=0,001$ PPI>PC	ns	ns
	MARSW+PROTECT	ns	ns	ns

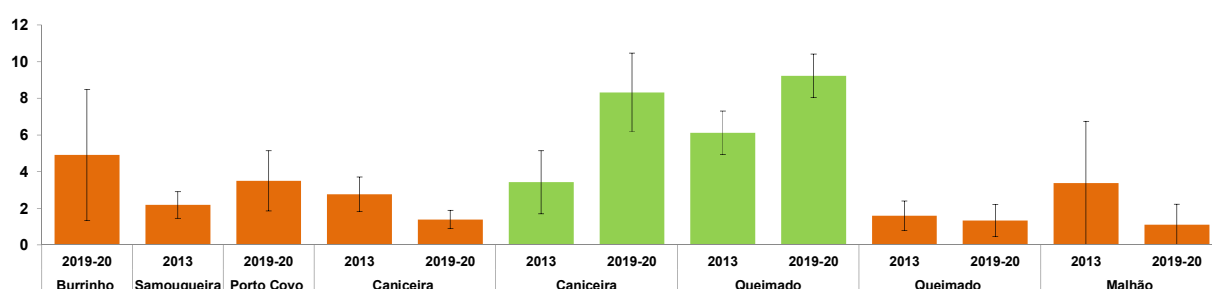


Figura 2.3.3.2.2.3. Número total (número total médio de indivíduos \pm erro-padrão, por hora) de sargos-legítimos (*Diplodus sargus*) capturados em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV (região da Ilha do Pessegueiro) através de pesca experimental apeada com linha, anzol e cana nos projetos MARSW (2019 e 2020) e PROTECT (2013). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

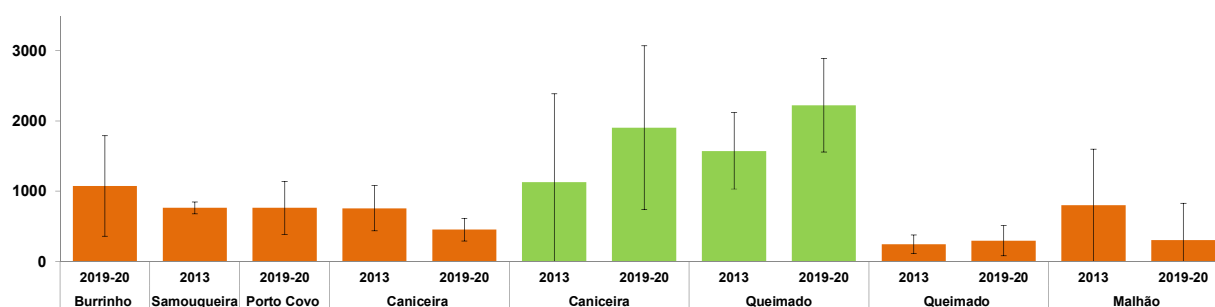


Figura 2.3.3.2.2.4. Biomassa total (peso total médio \pm erro-padrão, em g por hora) de sargos-legítimos (*Diplodus sargus*) capturados em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV (região da Ilha do Pessegueiro) através de pesca experimental apeada com linha, anzol e cana nos projetos MARSW (2019 e 2020) e PROTECT (2013). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

Nas análises estatísticas destes dados, o fator Proteção foi significativo em todos os casos (tabela 2.3.3.2.2.3), tendo os valores médios sido mais elevados nas PPI considerando a amostragem efetuada no projeto MARSW (o valor médio global de abundância e biomassa total foi cerca de 4,1 e 4,0 vezes superior nas PPI, respetivamente) ou nos projetos MARSW e

PROTECT (o valor médio global de abundância e biomassa total foi cerca de 3,0 e 3,4 vezes superior nas PPI, respetivamente). Como acima foi referido no caso da análise da abundância e biomassa total, é também provável que estas diferenças de abundância e biomassa de sargos-legítimos (*Diplodus sargus*) tenham sido causadas pela proteção implementada nas PPI da costa alentejana desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica), atendendo a que esta espécie tem no PNSACV uma elevada importância para a pesca, tanto comercial, como lúdica, sendo a espécie mais capturada na pesca à linha apeada, regularmente exercida nesta região (Castro *et al.*, 2020). A elevada fidelidade espacial desta espécie observada na PPI da Ilha do Pessegueiro, num estudo realizado com telemetria no projeto PROTECT (Castro *et al.*, 2015), pode ter contribuído para acentuar estes efeitos de proteção.

Tabela 2.3.3.2.2.3. Resultados de análises univariadas de PERMANOVA referentes à abundância e biomassa de sargos-legítimos (*Diplodus sargus*) capturados em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV (região da Ilha do Pessegueiro) através de pesca experimental apeada com linha, anzol e cana nos projetos MARSW (2019 e 2020) e PROTECT (2013). Legenda: ns – diferenças não significativas entre os níveis considerados ($P \geq 0,05$); PPI - áreas de proteção parcial do tipo I; PC - áreas de proteção complementar; * - dados transformados com raiz quadrada.

Análise	Projeto	Fatores fixos		
		Proteção	Ano	Proteção X Ano
Abundância de sargos	MARSW	P=0,016 PPI>PC	ns	ns
	MARSW+PROTECT*	P=0,012 PPI>PC	ns	ns
Biomassa de sargos	MARSW*	P=0,004 PPI>PC	ns	ns
	MARSW+PROTECT*	P=0,002 PPI>PC	ns	ns

No entanto, em análises multivariadas, considerando a abundância ou a biomassa por espécie dos exemplares capturados na costa alentejana do PNSACV (região da Ilha do Pessegueiro) através de pesca experimental apeada com linha, anzol e cana nos projetos MARSW e/ou PROTECT, não foram encontrados efeitos significativos da proteção em estudo (tabela 2.3.3.2.2.4). Nestas análises efetuadas com os dados obtidos no projeto MARSW, a interação AnoXÁrea foi significativa, mas a variação interanual associada a esta interação apresentou padrões diversos e foi registada em poucas áreas (tabela 2.3.3.2.2.4).

Em 2013, no projeto PROTECT, os efeitos de proteção acima referidos e apresentados nas tabelas 2.3.3.2.2.2 e 2.3.3.2.2.3 também foram encontrados na análise do peso total de indivíduos capturados do mesmo modo na costa alentejana do PNSACV (região da Ilha do Pessegueiro; Castro *et al.*, 2015). A continuação do registo destes efeitos na biomassa total de peixes capturados desta forma no projeto MARSW, em 2019 e 2020, reforça esse resultado obtido em 2013 no projeto PROTECT, sugere que, entre estes projetos, tais efeitos se tenham mantido na PPI em causa e é uma indicação do sucesso da proteção desta área, implementada desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica).

Tabela 2.3.3.2.4. Resultados de análises multivariadas de PERMANOVA referentes à abundância e biomassa de peixes (e molusco) capturados em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV (região da Ilha do Pessegueiro) através de pesca experimental apeada com linha, anzol e cana nos projetos MARSW (2019 e 2020) e PROTECT (2013). Legenda: ns – diferenças não significativas entre os níveis considerados ($P \geq 0,05$); * - dados transformados com raiz quadrada dupla.

Análise	Projeto	Fatores fixos		
		Proteção	Ano	Proteção X Ano
Abundância	MARSW*	ns	AnoXÁrea ($P=0,031$)	ns
	MARSW+PROTECT	ns	ns	ns
Biomassa	MARSW*	ns	AnoXÁrea ($P=0,041$)	ns
	MARSW+PROTECT	ns	ns	ns

Este sucesso é ainda reforçado pelos resultados deste estudo obtidos no projeto MARSW ao nível da abundância de exemplares capturados com pesca experimental apeada. O facto de, seis a sete anos depois da referida amostragem efetuada no projeto PROTECT, tais efeitos terem passado a ser também observados na análise da abundância total ou de sargos-legítimos, com dados obtidos no projeto MARSW e no conjunto dos projetos MARSW e PROTECT, pode estar relacionado com a recentidade da proteção analisada. Com efeito, embora possam ser detetados efeitos deste tipo em AMP ao fim de um a três anos (Halpern & Warner, 2002) e que só ao fim de vários anos possam ser observadas alterações de biomassa, o aumento da abundância pode ser ainda mais lento e esta evolução depende de vários fatores, como a configuração da AMP, a sua gestão, fiscalização e aceitação pública, e o cumprimento da proteção (Palumbi, 2001; Consoli *et al.*, 2013).

Tendo nos projetos MARSW e PROTECT sido observadas diversas atividades de pesca nas PPI estudadas (Castro *et al.*, 2015, 2020), pode o incumprimento da interdição da pesca nestas áreas reduzir a importância dos efeitos da sua proteção e tornar mais lenta a sua obtenção (Guidetti *et al.*, 2008), nomeadamente quando a análise destes efeitos considerou o conjunto da abundância ou biomassa das diversas espécies capturadas (tabela 2.3.3.2.4).

Efeitos semelhantes aos detetados neste estudo foram observados por Bennett & Attwood (1991, 1993) e Bennett *et al.* (1994) em AMP sul-africanas, o que, como estes autores referiram, sugere que o rendimento obtido na pesca com cana de peixes costeiros é particularmente sensível à exploração pesqueira exercida a partir de terra e que as AMP contribuem para a proteção de peixes costeiros explorados.

Embora neste estudo não tenha sido encontrada evidência de ter ocorrido exportação, para fora das PPI, de espécies exploradas pela pesca, a possibilidade de dispersão em várias dezenas de quilómetros de ovos, larvas e juvenis de peixes costeiros (Di Franco *et al.*, 2015) pode contribuir para tal exportação.



Exemplares de sargo-legítimo (*Diplodus sargus*; foto de Inês Sousa)

2.3.3.3. Pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana

2.3.3.3.1. Metodologia

Para avaliar se a proteção implementada na costa alentejana do PNSACV desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica), nomeadamente a criação de áreas marinhas de proteção total e parcial (AMP), com interdição total ou parcial da pesca, causou efeitos locais, diretos ou indiretos, como o aumento da abundância ou da biomassa de espécies exploradas de peixes, ou alterações na sua diversidade, realizaram-se campanhas de pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana em fundos rochosos subtidais (permanentemente imersos).

Este estudo incidiu nas áreas marinhas de proteção parcial do tipo I (PPI) da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão, nas quais foram amostradas duas áreas, tendo também sido amostradas áreas de controlo adjacentes, a norte e a sul destas PPI, localizadas em áreas de proteção complementar (PC; figura 2.3.3.3.1.1). Na amostragem das diferentes áreas foram aleatoriamente escolhidos locais com características físicas semelhantes, dominados por fundos rochosos e diretamente expostos à ondulação. As áreas de controlo foram escolhidas aleatoriamente e de modo a serem semelhantes em termos de intensidade de exploração pesqueira. A deteção de fundos rochosos foi feita com uma sonda batimétrica, também usada para medir a profundidade do fundo amostrado em cada área e data. A profundidade média de amostragem foi de cerca de 18,8 m no projeto MARSW (entre 9 e 28 m) e de 17,6 m no projeto PROTECT (Castro *et al.*, 2015; entre 7,5 e 27 m).

As campanhas de pesca experimental embarcada do projeto MARSW foram realizadas no verão de 2020, de julho a setembro. Com os mesmos objetivos e técnicas, este estudo foi realizado em 2012 (região da Ilha do Pessegueiro) e 2013 (regiões da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão) no projeto PROTECT, tendo as respetivas campanhas na costa alentejana do PNSACV sido realizadas também no verão, em agosto e setembro.

As campanhas de amostragem realizaram-se durante o período diurno, com a colaboração voluntária de pescadores com experiência neste tipo de pesca e conhecedores da região de estudo. Este estudo contou com a colaboração de doze pescadores no projeto MARSW, e oito no projeto PROTECT.

Foram amostradas quatro datas, aleatoriamente escolhidas em períodos de agitação marítima reduzida, em cada ano e região referidos. Em cada data, as seis áreas de uma região (duas áreas na PPI, duas áreas de controlo a norte da PPI e duas áreas de controlo a sul da PPI) foram amostradas num dia por três a cinco pescadores. O resultado da amostragem efetuada por um pescador em cada área e data foi utilizado como uma réplica na análise de dados. Foram obtidas 445 réplicas neste estudo, 189 no projeto MARSW e 256 no projeto PROTECT (90 em 2012, 166 em 2013).



Figura 2.3.3.3.1.1. Áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV, em campanhas de pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana realizadas nos projetos MARSW e PROTECT. A verde, áreas amostradas numa área de proteção parcial do tipo I (PPI); a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar; a cor branca, limites do PNSACV e das PPI da Ilha do Pessegueiro (a norte) e do Cabo Sardão.



Figura 2.3.3.3.1.2. Pescador voluntário numa campanha de pesca experimental embarcada na costa alentejana do PNSACV (fotografia de Laura Palacín).

Foram utilizadas técnicas de pesca à cana, com linha e anzol, habitualmente usadas por pescadores na costa alentejana para a captura de peixes a partir de uma embarcação (figura 2.3.3.3.1.2). Utilizando iscos frescos (camarão, caranguejo, lula, amêijoia, sardinha, cavala ou outros), cada pescador amostrou durante 60 minutos em cada área e data. Cada peixe capturado foi identificado até à espécie e foi medido o seu comprimento total (figura 2.3.3.3.1.3), tendo os polvos capturados sido pesados. Os exemplares capturados nas PPI foram devolvidos ao mar logo após a sua medição ou pesagem e sempre que a sua recuperação fosse possível.



Figura 2.3.3.3.1.3. Medição de um serrano-alecrim (*Serranus cabrilla*) capturado numa campanha de pesca experimental embarcada na costa alentejana do PNSACV (fotografia de Paula Coelho).

O peso de cada peixe capturado foi estimado através da relação comprimento–peso determinada para a sua espécie e dimensão, a partir de informações obtidas em FishBase (www.fishbase.org), Whitehead *et al.* (1984/1986) e Gonçalves *et al.* (1997).

Os padrões de variação espacial e/ou temporal considerados no presente estudo foram testados por análise de variância permutativa e multivariada (PERMANOVA; Anderson, 2001), usando o programa PRIMER 6 & PERMANOVA+ (PRIMER-E Ltd.; Clarke & Gorley, 2006). Na análise dos dados obtidos nos projetos MARSW e PROTECT foram consideradas duas regiões, a da Ilha do Pessegueiro e a do Cabo Sardão, que incluem as áreas amostradas nas respectivas PPI e as áreas de controlo adjacentes a cada PPI (figura 2.3.3.3.1.1.). Esta análise foi efetuada considerando os seguintes fatores: Proteção (fator fixo e ortogonal, com os níveis PPI e PC, correspondentes à proteção conferida pelas áreas de proteção parcial do tipo I e complementar, respetivamente); Área (fator aleatório, aninhado no fator Proteção, com os níveis correspondentes às áreas PPI e PC); e Data (fator aleatório, com os níveis correspondentes às quatro datas amostradas nos projetos MARSW e/ou PROTECT). Na análise conjunta dos dados obtidos nos projetos MARSW e PROTECT foi adicionado o fator Ano (fixo e ortogonal, com três níveis - os anos 2012 e 2013, amostrados no projeto PROTECT, e o ano 2020, amostrado no projeto MARSW), no qual foi aninhado o fator Data.

Nestas análises foram utilizados a distância euclidiana (análises univariadas; dados não transformados) ou o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis (análises multivariadas; dados transformados por raiz quadrada). Quando se verificaram efeitos principais significativos ou interações significativas, foram realizados testes de comparação aos pares (“pair-wise”). Foi também realizado o teste complementar PERMDISP (Anderson, 2006) para analisar a homogeneidade da dispersão multivariada em cada grupo e compreender se as diferenças significativas observadas na PERMANOVA podem ser devidas à dissimilaridade entre grupos ou a dispersões diferentes entre grupos. A variação de cada fator fixo foi analisada graficamente utilizando a técnica PCO (“principal coordinate analysis”), tendo também sido utilizado o teste SIMPER para identificar as variáveis que mais contribuíram (contribuição cumulativa superior a 50%) para as diferenças significativas registadas.

2.3.3.3.2. Resultados e discussão

No estudo de pesca experimental embarcada realizado no projeto MARSW foram capturados 2 092 exemplares pertencentes a 21 espécies de peixes e uma de molusco (tabela 2.3.3.3.2.1). As espécies mais capturadas neste estudo dos projetos MARSW e PROTECT são o sargo-safia e a choupa (31,02% e 20,55% do número total de exemplares capturados, respetivamente, no projeto MARSW). O peso total dos peixes assim capturados no projeto MARSW foi estimado em cerca de 364,9 kg, tendo o sargo-safia e a choupa sido também as espécies que mais contribuíram para este valor, com 29,3% e 21,0% da biomassa estimada, respetivamente.

Tabela 2.3.3.3.2.1. Taxa de peixes (e molusco) capturados no estudo de pesca experimental embarcada dos projetos MARSW (2020) e PROTECT (2012 e 2013) realizado na costa alentejana do PNSACV. As espécies observadas no projeto MARSW são assinaladas com um asterisco (*).

Nome científico	Família	Autor(es)	Nome comum
<i>Ballistes capriscus</i> *	Balistidae	Gmelin, 1789	pampo
	Blenniidae		caboz
<i>Boops boops</i> *	Sparidae	Linnaeus, 1758	boga-do-mar
<i>Conger conger</i>	Congridae	Linnaeus, 1758	congrio
<i>Coris julis</i> *	Labridae	Linnaeus, 1758	judia
<i>Ctenolabrus rupestris</i>	Labridae	Linnaeus, 1758	bodião-rupestre
<i>Diplodus cervinus</i>	Sparidae	Lowe, 1839	sargo-veado
<i>Diplodus sargus</i> *	Sparidae	Linnaeus, 1758	sargo-legítimo
<i>Diplodus vulgaris</i> *	Sparidae	Geoffroy Saint-Hilaire, 1817	sargo-safia
	Gobiidae		caboz
<i>Labrus bergylta</i> *	Labridae	Ascanius, 1767	bodião-reticulado
<i>Labrus mixtus</i> *	Labridae	Linnaeus, 1758	bodião-canário
<i>Oblada melanura</i> *	Sparidae	Linnaeus, 1758	dobradiça
<i>Pagellus acarne</i> *	Sparidae	Risso, 1827	besugo
<i>Pagellus erythrinus</i> *	Sparidae	Linnaeus, 1758	bica
<i>Pagrus auriga</i> *	Sparidae	Valenciennes, 1843	pargo-sêmola
<i>Pagrus pagrus</i> *	Sparidae	Linnaeus, 1758	pargo-legítimo
<i>Sarpa salpa</i> *	Sparidae	Linnaeus, 1758	salema
<i>Scomber colias</i> *	Scombridae	Gmelin, 1789	cavala
<i>Scomber scombrus</i>	Scombridae	Linnaeus, 1758	sarda
<i>Scorpaena notata</i> *	Scorpaenidae	Rafinesque, 1810	rascasso-escorpião
<i>Scorpaena porcus</i> *	Scorpaenidae	Linnaeus, 1758	rascasso-de-pintas
<i>Serranus cabrilla</i> *	Serranidae	Linnaeus, 1758	serrano-alecrim
<i>Spondyliosoma cantharus</i> *	Sparidae	Linnaeus, 1758	choupa
<i>Trachinotus ovatus</i> *	Carangidae	Linnaeus, 1759	sereia-camochilo
<i>Trachinus draco</i>	Trachinidae	Linnaeus, 1758	peixe-aranha-maior
<i>Trachurus trachurus</i> *	Carangidae	Linnaeus, 1758	carapau
<i>Trisopterus luscus</i> *	Gadidae	Linnaeus, 1758	faneca
<i>Octopus vulgaris</i> *	Octopodidae	Cuvier, 1797	polvo-vulgar

Nas figuras 2.3.3.3.2.1 a 2.3.3.3.2.4 é apresentada a variação espacial e interanual da abundância e biomassa total de peixes (e moluscos) capturados na costa alentejana do PNSACV através de pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana nos projetos MARSW (2020) e PROTECT (2012 e 2013).

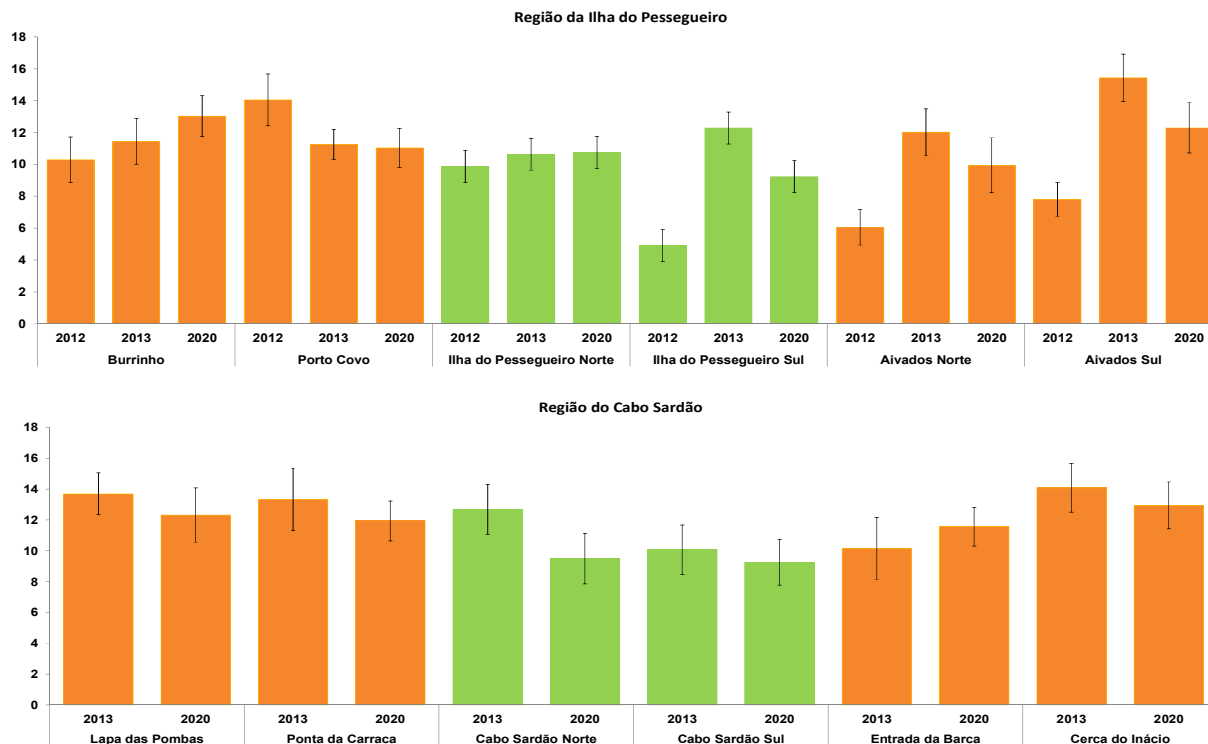


Figura 2.3.3.3.2.1. Número total (número total médio de indivíduos \pm erro-padrão, por hora) de peixes (e moluscos) capturados em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana nos projetos MARSW (2020) e PROTECT (2012 e 2013). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

Nas análises estatísticas destes dados, o fator Proteção foi significativo em dois dos casos analisados (tabela 2.3.3.3.2.2), tendo os valores médios sido menos elevados nas PPI considerando a amostragem efetuada no projeto MARSW e na região do Cabo Sardão destinada ao estudo da variação da abundância total (global e de exemplares com TMC ou superior). A sigla TMC é referente ao tamanho (ou peso, no caso dos moluscos) mínimo de captura, equivalente ao tamanho (ou peso, no caso dos moluscos) mínimo legal definido na pesca (comercial e lúdica) ou, no caso das espécies de peixe em que tal tamanho mínimo não está definido, equivalente a $TM/3$, sendo TM o seu tamanho máximo (definido a partir de estudos científicos anteriores, como, por exemplo, Whitehead *et al.*, 1984/1986, e FishBase, www.fishbase.org).

De acordo com os resultados das análises referidas na tabela 2.3.3.3.2.3 e das análises SIMPER mencionadas a seguir, este registo de valores de abundância menos elevados nas PPI pode ter sido devido às maiores capturas de boga-do-mar, sargo-safia e cavala nas áreas de PC. Desconhece-se a razão destas diferenças espaciais, cujo padrão é oposto ao que seria de

esperar como resultado da proteção implementada nas PPI da costa alentejana desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica), atendendo a que a maioria dos taxa capturados neste estudo, incluindo os mais capturados (sargo-safia e choupa), tem no PMSACV uma elevada importância para a pesca, tanto comercial, como lúdica (Castro *et al.*, 2020). Como é referido por estes autores, observações efetuadas no projeto Pescardata+, desenvolvido pelo CCMAR, indicam que o sargo-safia, a choupa, a cavala, o serrano-alecrim e o pargo-legítimo foram, por ordem decrescente de importância numérica (o pargo-legítimo, o sargo-safia, a choupa e a cavala foram as espécies mais capturadas por ordem decrescente de peso), as espécies mais capturadas na pesca à linha lúdica embarcada no PNSACV, frequentemente exercida nesta região.

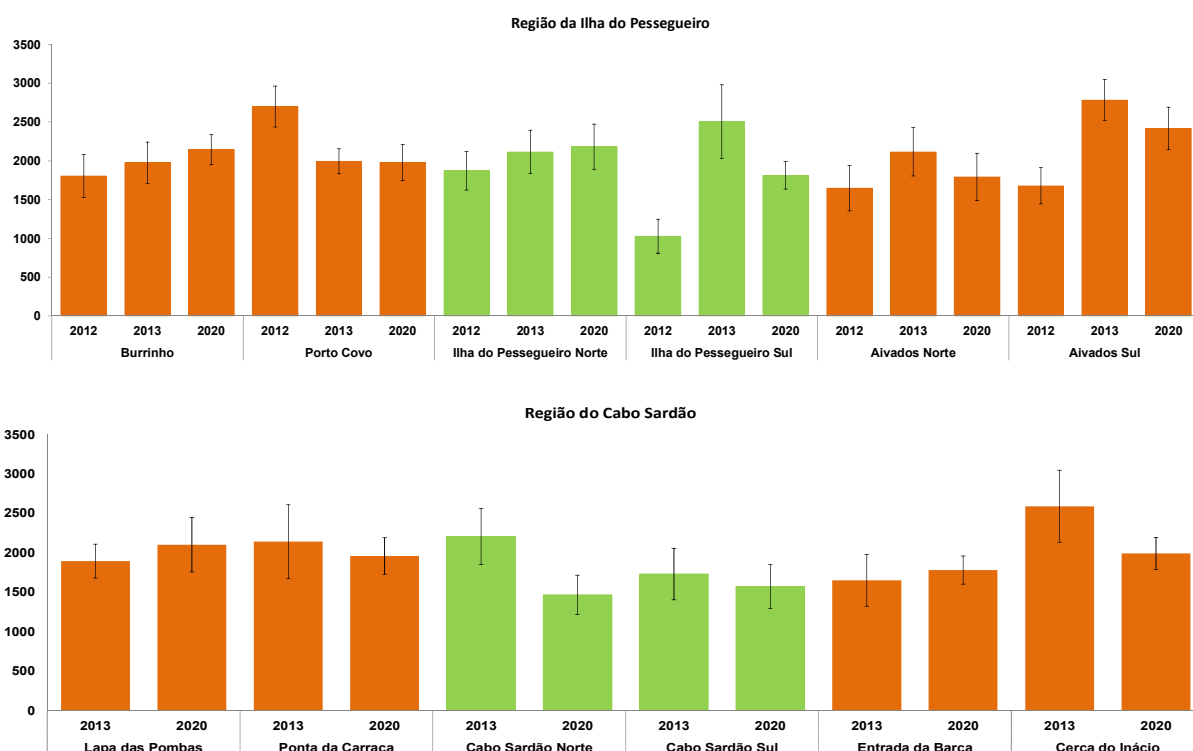


Figura 2.3.3.3.2.2. Biomassa total (peso total médio \pm erro-padrão, em g por hora) de peixes (e moluscos) capturados em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana nos projetos MARSW (2020) e PROTECT (2012 e 2013). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

Nas análises estatísticas dos dados de abundância e biomassa por táxon, o fator Proteção foi significativo em vários casos, sobretudo na região da Ilha do Pessegueiro (tabela 2.3.3.3.2.3). No entanto, nestas análises que incluíram dados obtidos nos projetos MARSW e PROTECT, e nas quais o fator Proteção foi significativo, o teste de PERMDISP aplicado a este fator foi significativo em todos os casos, indicando que a respetiva variação espacial pode não ter sido devida à dissimilaridade entre áreas PPI e PC, mas à dispersão das réplicas. Foi registada variabilidade interanual na maioria dos casos em que foi analisada, embora o fator Ano não tenha interagido significativamente com o fator Proteção (tabela 2.3.3.3.2.3).

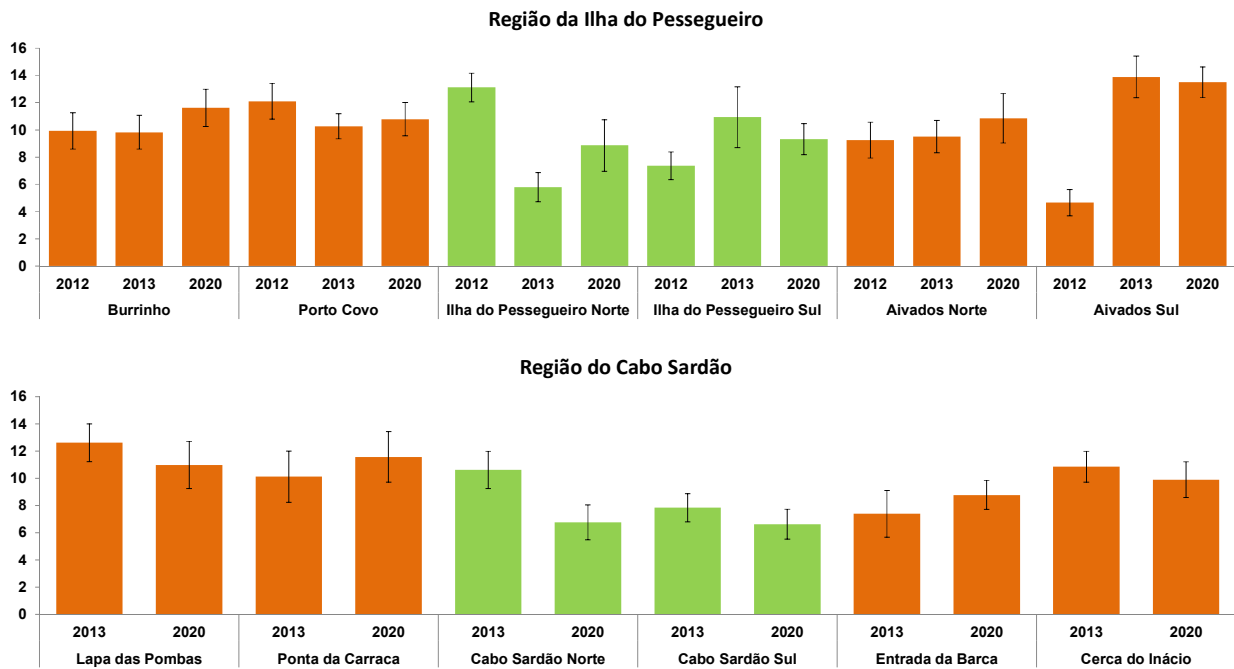


Figura 2.3.3.3.2.3. Número total (número total médio de indivíduos \pm erro-padrão, por hora) de peixes (e moluscos) com TMC ou superior capturados em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana nos projetos MARSW (2020) e PROTECT (2012 e 2013). TMC – tamanho (ou peso, no caso dos moluscos) mínimo de captura. A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

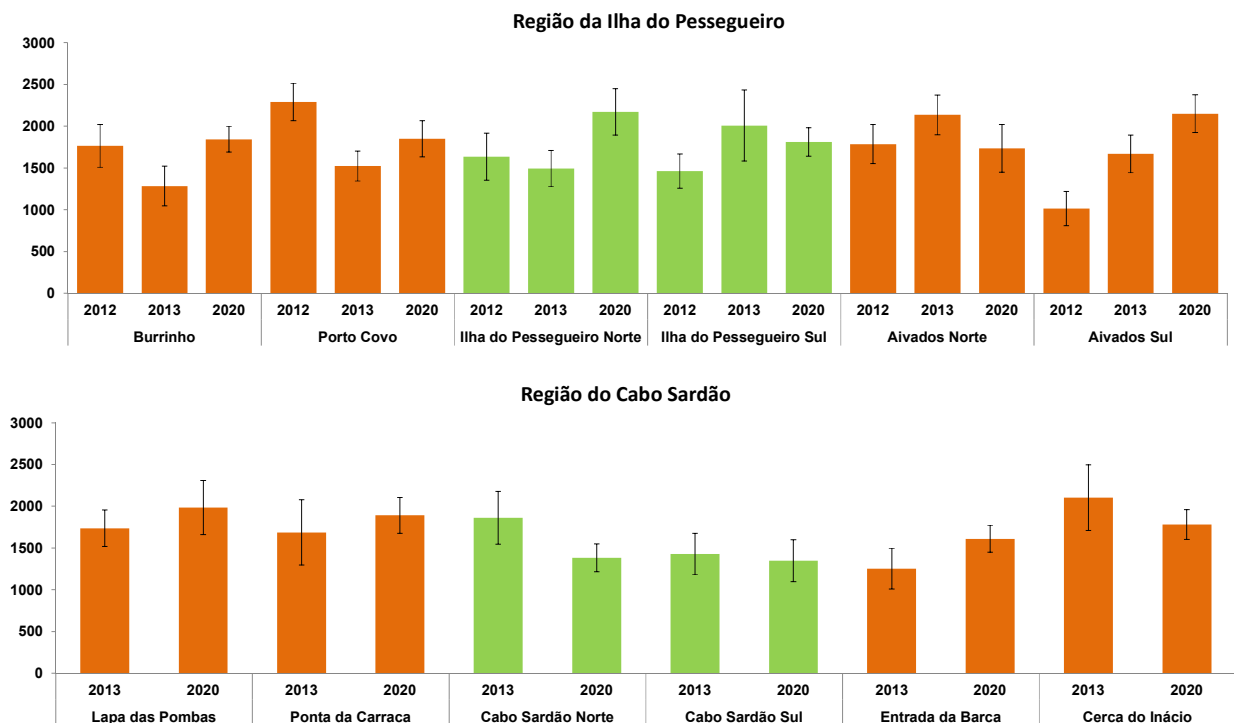


Figura 2.3.3.3.2.4. Biomassa total (peso total médio \pm erro-padrão, em g por hora) de peixes (e moluscos) com TMC ou superior capturados em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana nos projetos MARSW (2020) e PROTECT (2012 e 2013). TMC – tamanho (ou peso, no caso dos moluscos) mínimo de captura. A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

Tabela 2.3.3.3.2.2. Resultados de análises univariadas de PERMANOVA referentes à abundância e biomassa total de peixes (e moluscos) capturados em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana nos projetos MARSW (2020) e PROTECT (2012 e 2013). Legenda: TMC – tamanho (ou peso, no caso dos moluscos) mínimo de captura; ns – diferenças não significativas entre os níveis considerados ($P \geq 0,05$); PPI - áreas de proteção parcial do tipo I; PC - áreas de proteção complementar; não se aplica (-).

Análise	Região	Projeto	Fatores fixos		
			Proteção	Ano	Proteção X Ano
Abundância total	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW+PROTECT	ns	ns	ns
	Cabo Sardão	MARSW	$P=0,037$, PPI<PC	-	-
		MARSW+PROTECT	ns	ns	ns
Biomassa total	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW+PROTECT	ns	ns	ns
	Cabo Sardão	MARSW	ns	-	-
		MARSW+PROTECT	ns	ns	ns
Abundância total de exemplares com TMC ou superior	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW+PROTECT	ns	ns	ns
	Cabo Sardão	MARSW	$P=0,011$, PPI<PC	-	-
		MARSW+PROTECT	ns	ns	ns
Biomassa total de exemplares com TMC ou superior	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW+PROTECT	ns	ns	ns
	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW+PROTECT	ns	ns	ns

Nas análises da variação de abundância e biomassa por táxon efetuadas com dados obtidos no projeto MARSW, e nas quais o fator Proteção foi significativo (tabela 2.3.3.3.2.3), as análises SIMPER indicaram que os taxa que mais contribuíram para esta variação espacial são (ordem decrescente de contribuição; nomes científicos na tabela 2.3.3.3.2.1):

- sargo-safia, choupa, cavala e boga-do-mar (variação de abundância por táxon na região da Ilha do Pessegueiro);
- choupa, boga-do-mar, sargo-safia e cavala (variação de abundância por táxon na região do Cabo Sardão);
- sargo-safia, cavala, boga-do-mar e judia (variação de abundância por táxon na região da Ilha do Pessegueiro, considerando exemplares com TMC ou superior);
- sargo-safia, cavala, choupa e pampo (variação de biomassa por táxon na região da Ilha do Pessegueiro, considerando todos os exemplares e os que possuíam TMC ou superior).

Em todas estas análises, a abundância ou biomassa da espécie que mais contribuiu para esta variação espacial (sargo-safia ou choupa) foi mais elevada nas áreas de PPI, tendo o mesmo padrão sido observado na abundância de judia (exemplares com TMC ou superior) e na biomassa de pampo (todos os exemplares e os que possuíam TMC ou superior). No entanto, foi mais elevada nas áreas de PC a abundância ou biomassa das espécies evidenciadas por estas análises SIMPER e que mais contribuíram para esta variação espacial, mas em segundo e terceiro lugar (sargo-safia, cavala, choupa e boga-do-mar, em diferentes análises), ou em quarto lugar no caso da variação de abundância de cavala na região do Cabo Sardão. Como acima foi referido na análise da variação da abundância total, desconhece-se a razão destas diferenças espaciais, cujo padrão é oposto ao que seria de esperar como resultado da proteção

implementada nas PPI da costa alentejana desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica), atendendo a que peixes como o sargo-safia, a cavala e a choupa têm no PMSACV uma elevada importância para a pesca, tanto comercial, como lúdica (Castro *et al.*, 2020).

De qualquer modo, a maior abundância ou biomassa de sargo-safia, choupa ou pampo registada nas PPI pode ser resultado da proteção implementada nas PPI da costa alentejana desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica), atendendo a que estes peixes têm no PMSACV uma elevada importância para a pesca, tanto comercial, como lúdica (Castro *et al.*, 2020).

Tabela 2.3.3.3.2.3. Resultados de análises multivariadas de PERMANOVA referentes à abundância e biomassa de peixes (e moluscos) capturados em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana nos projetos MARSW (2020) e PROTECT (2012 e 2013). Legenda: TMC – tamanho (ou peso, no caso dos moluscos) mínimo de captura; ns – diferenças não significativas entre os níveis considerados ($P \geq 0,05$); PPI - áreas de proteção parcial do tipo I; PC - áreas de proteção complementar; não se aplica (-); em itálico, resultado de teste PERMDISP significativo.

Análise	Região	Projeto	Fatores fixos		
			Proteção	Ano	Proteção X Ano
Abundância	Ilha do Pessegueiro	MARSW	P=0,013	-	-
		MARSW+PROTECT	P=0,001 (<i>P=0,006</i>)	AnoXÁrea (P=0,02)	ns
	Cabo Sardão	MARSW	P=0,045	-	-
		MARSW+PROTECT	ns	P=0,001	ns
Biomassa	Ilha do Pessegueiro	MARSW	P=0,012	-	-
		MARSW+PROTECT	P=0,001 (<i>P=0,004</i>)	AnoXÁrea (P=0,031)	ns
	Cabo Sardão	MARSW	ns	-	-
		MARSW+PROTECT	ns	ns	ns
Abundância de exemplares com TMC ou superior	Ilha do Pessegueiro	MARSW	P=0,013	-	-
		MARSW+PROTECT	P=0,003 (<i>P=0,007</i>)	P=0,006 2013≠(2012=2020)	ns
	Cabo Sardão	MARSW	ns	-	-
		MARSW+PROTECT	ns	P=0,001	ns
Biomassa de exemplares com TMC ou superior	Ilha do Pessegueiro	MARSW	P=0,011	-	-
		MARSW+PROTECT	P=0,001 (<i>P=0,01</i>)	P=0,006 2013≠(2012=2020)	ns
	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	-	-
		MARSW+PROTECT	ns	ns	ns

2.4. Avaliação do dimensionamento das áreas de proteção com biotelemetria acústica

2.4.1. Enquadramento e objetivos

Para que uma área marinha protegida (AMP) com nível de proteção acrescida, como as áreas de proteção parcial de tipo I (PPI) do Parque Marinho do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PMSACV), seja eficaz na proteção das espécies que visa salvaguardar, é necessário que tenha um dimensionamento adequado à ecologia espacial dessas espécies, por exemplo, englobando grande parte da sua área vital, incluindo áreas de alimentação, refúgio e/ou reprodução (Lino *et al.*, 2009; Abecasis *et al.*, 2009; 2015a,b; Castro *et al.*, 2015; Belo *et al.*, 2016; Pereira *et al.*, 2017). Assim, a monitorização do efeito da proteção de uma AMP deve ser acompanhada de conhecimento relativo à ecologia espacial das espécies a proteger e de uma avaliação do desenho ou localização de AMP como as PPI do PMSACV, incluindo uma avaliação da conectividade entre estas áreas.

Questões relacionadas com a ecologia espacial dos organismos marinhos, como a extensão das áreas vitais, a propensão para a realização de movimentos de dispersão e/ou migratórios, os padrões de movimento e de atividade, residência e fidelidade territorial, têm vindo a ser cada vez mais estudadas com recurso a tecnologias como a biotelemetria acústica (Hussey *et al.*, 2015). Esta metodologia permite monitorizar a localização de organismos aquáticos marcados com transmissores que emitem sinais ultrassónicos. Estes sinais, ao serem detetados em equipamentos que captam e armazenam a informação associada a um sinal acústico (i.e., recetores de biotelemetria), permitem a monitorização remota dos movimentos e da utilização espacial dos organismos marcados, em diferentes escalas espaciais e temporais (Cooke, 2008).

No âmbito da monitorização das PPI do PMSACV, procedeu-se à realização de estudos de monitorização da posição e de movimentos de algumas espécies consideradas importantes pelo seu interesse comercial e/ou conservacionista, como o robalo-legítimo *Dicentrarchus labrax*, o sargo-legítimo *Diplodus sargus* e o mero-legítimo *Epinephelus marginatus*.

Os sargos têm sido alvo de monitorização por telemetria acústica noutras AMP portuguesas (Abecasis *et al.*, 2009; 2015a; 2015b), na área de PPI da Ilha do Pessegueiro (Belo *et al.*, 2016) ou em zonas costeiras próximas do PMSACV (Lino *et al.*, 2009), mas os resultados destes e de outros estudos com esta espécie no Mediterrâneo (D'Anna *et al.*, 2011; Koeck *et al.*, 2013), reportam alguma diferença nas áreas vitais utilizadas, sugerindo a necessidade de estudos localizados em cada área. Em relação ao robalo, embora seja uma espécie com elevado valor comercial, não há ainda muitos estudos publicados de telemetria acústica, mas existem evidências de migrações sazonais e fidelidade interanual em zonas de alimentação (Pawson *et al.*, 2008; Doyle *et al.*, 2017; de Pontual *et al.*, 2019).

No PMSACV, estas espécies são alvo preferencial, tanto de pesca comercial, como da pesca lúdica (Veiga *et al.*, 2010; Castro *et al.*, 2020), mas não existem estudos aprofundados sobre o efeito das várias medidas de proteção vigentes (ex., época de defeso do sargo, ou tamanho das PPI) ao longo do ano, nem sobre o impacto da intensa pesca a elas dirigida. Estas duas espécies realizam migrações para desova (Veiga *et al.*, 2010; Doyle *et al.*, 2017) que podem comprometer a sua proteção na fase reprodutiva, especialmente porque se tornam vulneráveis à pesca a elas dirigida. No entanto, alguns estudos de monitorização através de censos visuais subaquáticos, câmaras iscadas ou pesca experimental à linha, nomeadamente sobre o sargo no PMSACV ou no Parque Marinho Professor Luiz Saldanha (PMPLS), sugerem que esta espécie poderá beneficiar de pequenas áreas com proteção estrita (sem pesca), resultando em tamanhos e biomassas maiores que nas áreas adjacentes (Horta e Costa *et al.*, 2013; Castro *et al.*, 2015; Belackova, 2019; secções 2.2 e 2.3 do presente relatório).

No presente estudo, tanto no caso do sargo, como do robalo, pretendeu-se avaliar a utilização espacial da PPI dos Ilhotes do Martinhal e o potencial desta área para proteger os indivíduos marcados destas espécies ao longo do ano. Pretendeu-se ainda estudar a possível conectividade entre esta zona e a PPI do Rogil, ainda no Algarve, e a PPI da Ilha do Pessegueiro, na costa alentejana do PMSACV. Também se pretendeu avaliar o potencial de dispersão e conectividade com outras AMP, nomeadamente com área marinha do Parque Natural da Arrábida, onde decorre o projeto InforBiomares (POSEUR-03-2215-FC-000047).

Esta informação vem complementar estudos desenvolvidos no projeto PROTECT (<http://www.protect.uevora.pt/>), dirigidos a três espécies: o *sargo-legítimo*, a moreia *Muraena helena* e o safio *Conger conger* (Castro *et al.*, 2015; Belo *et al.*, 2016; Pereira *et al.*, 2017). A informação recolhida com recurso a esta metodologia permitiu avaliar a utilização espacial que estas espécies fizeram da área marinha do PMSACV, particularmente das suas áreas de proteção parcial e total e das respetivas áreas adjacentes, permitindo avaliar a adequabilidade do dimensionamento destas áreas e o grau de conectividade entre as mesmas, tendo em vista a proteção das espécies-alvo. Os resultados do presente estudo irão também complementar os resultados da monitorização por censos visuais, câmaras iscadas e pesca experimental à linha do projeto MARSW, apresentados noutras secções deste relatório.

Paralelamente, e em colaboração com o Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA), foram marcados e libertados no PMSACV indivíduos criados em cativeiro da espécie mero-legítimo. Esta é uma das espécies emblemáticas do PMSACV que, ao elevado interesse comercial, alia o interesse conservacionista, estando classificada com o estatuto de ameaça vulnerável, de acordo com os critérios definidos pela IUCN (Pollard *et al.*, 2018). Segundo estes autores, a tendência populacional desta espécie ao longo da sua área de distribuição regista um decréscimo generalizado. Neste sentido, o recurso a ações de repovoamento devidamente planeadas, em AMP, é uma solução que poderá contribuir para contrariar esta

tendência populacional, pelo menos a um nível local/regional, direcionando estas ações para AMP onde os indivíduos possam beneficiar de uma proteção acrescida. Dada a importância para a economia local, por via do mergulho recreativo e da exploração pesqueira desta espécie, legalmente praticada fora dos limites do PNSACV com fins comerciais, mas por vezes muito próximo da sua área marinha, e tendo em conta a grande vulnerabilidade desta espécie, surgiu o interesse de avaliar a viabilidade de futuras ações de repovoamento. Para isso, procedeu-se ao estudo da sua ecologia espacial e comportamento através da biotelemetria acústica passiva (recorrendo à rede de recetores do projeto MARSW, bem como de outros projetos parceiros), com o objetivo de relacionar os seus padrões de movimento e de dispersão com o tamanho e a localização de potenciais áreas de acolhimento dos exemplares libertados (i.e., AMP como as áreas de proteção parcial do tipo I do PMSACV), como a área PPI da Ilha do Pessegueiro, na costa alentejana. Pretende-se que este estudo seja repetido na PPI dos Ilhotes do Martinhal, de forma a avaliar o potencial de repovoamento desta espécie em várias zonas do PMSACV.

A instalação de redes de recetores de biotelemetria acústica no PMSACV para monitorizar os movimentos dos peixes marcados no âmbito do projeto MARSW foi complementada por outras redes associadas a outros projetos em curso, nomeadamente a Rede Portuguesa de Monitorização Costeira (infraestrutura CoastNet; <https://coastnet.pt/pt/>), o projeto InforBiomares (POSEUR-03-2215-FC-000047), o projeto BECORV (ALG-01-0145-FEDER-030278) e o projeto MIGRACORV (PTDC/BIA-BMA/30517/2017; <https://migracorv.pt/>). Esta integração de equipamentos de biotelemetria permitiu alargar substancialmente a cobertura espacial dos movimentos realizados. A gestão da informação recolhida pelas várias redes de recetores de telemetria a nível nacional e europeu está a ser centralizada e disponibilizada através do portal de dados da ETN (European Telemetry Network; <http://www.europeantrackingnetwork.org/>), da qual investigadores deste projeto fazem parte.

2.4.2. Costa vicentina

2.4.2.1. Metodologia

Desenho experimental

Em dezembro de 2018 foram colocados 32 recetores acústicos em rede na área de PPI dos Ilhotes do Martinhal, em Sagres, de forma a cobrir o máximo de área e a cobrir acusticamente a zona de fronteira para detetar saídas de peixes da PPI. Foram realizados previamente, na área de estudo, testes de alcance das marcas acústicas, tendo-se obtido um alcance médio aproximado de 250 m. Os recetores da PPI dos Ilhotes do Martinhal encontram-se a essa distância uns dos outros, em profundidades entre 5 e 36 metros, constituindo assim a área de estudo por telemetria acústica passiva.

Em 2019 foram também colocados recetores na costa vicentina oeste (em profundidades entre 15 e 22 m): dois na Carrapateira e dois na PPI do Rogil, a norte de Aljezur, para detetar eventuais passagens por estes locais e, assim, averiguar a conectividade entre zonas através dos movimentos das espécies de interesse (figura 2.4.2.1.1).



Figura 2.4.2.1.1: Localização dos recetores acústicos na zona algarvia do PMSACV. O local-alvo do presente estudo é a área de proteção parcial de tipo I (PPI) dos Ilhotes do Martinhal, na costa sul do PMSACV, em Sagres. Detalhe da posição dos recetores na área de proteção parcial dos Ilhotes do Martinhal (painel superior direito), da Carrapateira (painel inferior central) e da área de proteção parcial do Rogil (painel inferior direito).

A área da Carrapateira foi escolhida por ser importante para a pesca lúdica e comercial, sendo considerada um *hotspot* de pesca de sargo durante a sua arribada, em que peixes desta espécie se alimentam junto às falésias em grande quantidade, na época de reprodução, e, por isso, ficam mais suscetíveis de serem capturados na pesca apeada (Veiga *et al.*, 2010; Castro *et al.*, 2020). A PPI do Rogil foi escolhida por ter o mesmo nível de proteção (pesca quase totalmente interdita) que as PPI dos Ilhotes do Martinhal (foco do estudo) e do Cabo Sardão e da Ilha do Pessegueiro (onde também existem recetores acústicos - ver secção 2.4.3), permitindo avaliar a eventual conectividade entre as PPI do PMSACV e, ao mesmo tempo, averiguar a passagem de peixes ao longo da costa deste parque.

Nos locais menos profundos, os recetores foram colocados em poitas de cimento (fixações pesadas), das quais se registou a localização espacial para posteriormente serem recuperados em mergulho. Nos locais mais fundos e da costa oeste, cada recetor foi colocado numa poita dupla, com uma boia na subsuperfície, de modo a possibilitar a sua recuperação com mergulho pouco profundo (figura 2.4.2.1.2).



Figura 2.4.2.1.2: Sistemas utilizados para afundamento de poitas onde se colocaram recetores acústicos: poita simples em locais pouco profundos (até 20 m; figura à esquerda) e poitas duplas em locais mais fundos (>20 m; figura à direita) e nos locais da costa oeste (Carrapateira e PPI do Rogil; ilustração de Frederico Oliveira).

Marcação de peixes

No início de 2019 marcaram-se 35 sargos (*Diplodus sargus*) com marcas acústicas (VEMCO, V9P com sensor de profundidade), 26 em janeiro, 1 em fevereiro e 8 em março (figura

2.4.2.1.3). Os sargos foram capturados a bordo de uma embarcação, usando cana de pesca e diferentes tipos de isco (camarão, ralo, amêijoia, salsicha e mexilhão). Só foram marcados peixes maduros, segundo o descrito como tamanho de primeira maturação (Mouine *et al.*, 2007). A média de comprimento total (CT) dos sargos marcados foi de 27 cm ($\pm 3,9$ cm DP; mínimo de 22,7 cm; máximo de 37 cm).



Figura 2.4.2.1.3: Marcação de um sargo com transmissor acústico VEMCO com sensor de profundidade (V9P) na área de proteção parcial do tipo I dos Ilhotes do Martinhal.

Adicionalmente, marcaram-se 8 robalos, também na PPI dos Ilhotes do Martinhal, 4 em outubro de 2019, 1 em dezembro de 2019 e 3 em março de 2020. Os robalos foram pescados em corrico, com cana de pesca e amostra. Todos os robalos marcados eram maduros, de acordo com o tamanho de primeira maturação (Pawson *et al.*, 2005). A média de comprimento total dos robalos marcados foi de 51,7 cm ($\pm 11,8$ cm DP; mínimo de 37,2 cm, máximo de 67 cm). Desde março de 2020 e até à elaboração deste relatório não se conseguiram capturar mais robalos, devido às restrições associadas à pandemia de Covid-19. Recentemente, foi realizada uma saída de dois dias para capturar robalos, mas não teve sucesso.

Devido aos atrasos nas saídas de mar provocados pela atual pandemia, durante o ano de 2021 ainda está previsto marcar mais robalos e meros para libertar na PPI dos Ilhotes do Martinhal. Os meros a marcar em breve são de aquacultura (à semelhança dos marcados e libertados na PPI da Ilha do Pessegueiro – ver secção 2.4.3). Estes serão marcados na estação de aquacultura de Olhão do IPMA, onde foram criados.

No processo de marcação de ambas espécies, as marcas acústicas foram inseridas na cavidade abdominal fazendo uma pequena cirurgia. Para isso, os peixes foram colocados com o ventre para cima numa mesa em forma de V, e a incisão foi feita a meio da linha ventral, entre a inserção das barbatanas pélvicas e o ânus (figura 2.4.2.1.3). A incisão foi suturada com uma linha cirúrgica reabsorvível e, adicionalmente, foram colocadas algumas gotas de adesivo de tecido de cianoacrilato.

Foram utilizadas as marcas VEMCO V9P nos sargos, com rácios de transmissão de 60 a 120 segundos, sensor de profundidade e duração de 404 dias. Apenas um sargo foi marcado com um transmissor sem sensor de profundidade (duração de 651 dias). Nos robalos, as marcas utilizadas foram as VEMCO V9 com rácios de transmissão de 60 a 120 segundos, sem sensores e com duração de 651 dias. No entanto, em 3 robalos (de maior dimensão) foram colocadas marcas acústicas com sensor de profundidade (VEMCO V9P) e duração de 404 dias. Os meros também serão marcados com VEMCO V9 (sem sensor de profundidade). Todos os indivíduos marcados foram capturados na PPI dos Ilhotes do Martinhal e libertados na proximidade do local de captura.

A recolha dos dados fez-se através da recuperação dos recetores acústicos (figura 2.4.2.1.4), tendo a informação (deteções dos peixes marcados) sido descarregada a bordo de uma embarcação para um computador e *software* VUE (figura 2.4.2.1.5).



Figura 2.4.2.1.4: Recuperação de recetor acústico (com poita simples) junto a uma zona rochosa.

A recuperação dos recetores foi feita ao longo do projeto MARSW, mas, na costa oeste, a realização destas operações foi mais difícil devido à agitação marítima. Na área de PPI dos Ilhotes do Martinhal foram realizadas várias campanhas de recuperação de recetores e respetivos dados, nomeadamente em maio-junho-agosto de 2019, em novembro de 2019 e em

julho de 2020, enquanto na costa oeste se recuperaram os dados apenas em agosto-setembro de 2020. Além das dificuldades ambientais, nem sempre se conseguiram encontrar logo as poitas onde se deixaram os recetores, pois podem ter sido deslocadas por artes de pesca ou temporais, ou terem sido soterradas em areia e não avistadas, tornando esta tarefa um grande desafio.



Figura 2.4.2.1.5: Recolha e pré-processamento dos dados dos recetores acústicos realizados a bordo de uma embarcação.

Foi calculado o tempo de permanência na PPI dos Ilhotes do Martinhal individualmente em todos os sargos e robalos marcados através das deteções na rede de recetores desta área, ao longo do tempo. Adicionalmente, calculou-se o índice de residência ponderado médio (lwr) de cada espécie, por estação (recetor), segundo a seguinte fórmula (Lino, 2012):

$$lwr = (\text{Dias com deteções} / \text{Dias de monitorização}) \times (\text{Dias entre primeira e última deteção} / \text{Dias de monitorização}).$$

Foi ainda sobreposta a informação do número de peixes detetado em cada estação, durante o período de estudo. Os dados deste estudo estão a ser analisados, sendo apresentados neste relatório resultados preliminares.

2.4.2.2. Resultados e discussão

No total, foram detetados e registados na rede de recetores acústicos passivos dispostos na PPI dos Ilhotes do Martinhal mais de 2 milhões (2 328 187,0) de sinais acústicos emitidos pelos transmissores implantados em 35 sargos e 8 robalos. Dos 32 recetores colocados nesta PPI, apenas foi possível recolher 19, pelo menos uma vez. Os restantes recetores não foram encontrados ainda (podem ter sido soterrados ou deslocados por artes de pesca a operar na PPI, próximo dos seus limites a sul – zona mais profunda e mais difícil para a realização de buscas).

Nos recetores da costa oeste algarvia (Carrapateira e Rogil) só foi detetado um sargo (#4752), num dia, embora este e outros dois sargos tenham sido detetados noutras redes de recetores mais a norte (ver abaixo).

Num recetor do Rogil, foram detetados dois meros marcados e libertados na PPI da Ilha do Pessegueiro no verão de 2019 pela equipa do MARE do MARSW, em colaboração com o IPMA (ver secção 2.4.3), evidenciando o elevado interesse científico e de partilha de recursos, na colaboração entre diferentes equipas ao longo da costa deste extenso parque marinho.

A maioria dos sargos marcados manteve-se na área de PPI dos Ilhotes do Martinhal durante a maior parte do tempo de duração da marca (404 dias, o que equivale aproximadamente a 13,5 meses; figura 2.4.2.2.1). O primeiro sargo marcado (#9072), que possuía uma marca acústica simples com duração de 651 dias (quase 22 meses), manteve-se na área durante toda a duração da marca. Um total de 22 sargos (63%) foi detetado dentro desta PPI ao longo de todo o período de estudo, mesmo que tenham ocorrido pequenos períodos sem deteções. Estes sargos foram considerados residentes. O elevado índice de residência, bem como o elevado número de peixes detetados na maioria das estações acústicas/recetores (figura 2.4.2.2.2), reforça a importância desta área para os sargos. Foi detetado um maior número de sargos ao redor dos ilhotes, em comparação com a área costeira adjacente, sugerindo uma preferência pelo habitat das ilhas, assim como foi reportado num estudo semelhante realizado na PPI da Ilha do Pessegueiro (Belo *et al.*, 2016).

A elevada residência e permanência da maioria dos sargos nesta pequena área ao longo de mais de um ano de estudo está de acordo com estudos anteriores realizados com esta espécie em áreas marinhas protegidas de Portugal continental, como no Parque Marinho Professor Luiz Saldanha (Abecasis *et al.*, 2015a; 2015b), na Ria Formosa (Abecasis *et al.*, 2009) ou na PPI da Ilha do Pessegueiro, também no PMSACV (Belo *et al.*, 2016). Estes estudos verificaram a deteção da maioria dos peixes marcados nas áreas de marcação, ao longo dos períodos de estudo. Também observaram que as áreas vitais dos sargos marcados apresentaram dimensões bastante inferiores ao tamanho das zonas de proteção estrita (proteção total ou

parcial I), tendo ficado contidas nestas zonas na maioria dos peixes marcados (Belo *et al.* 2016; Abecasis *et al.*, 2015a; 2015b).

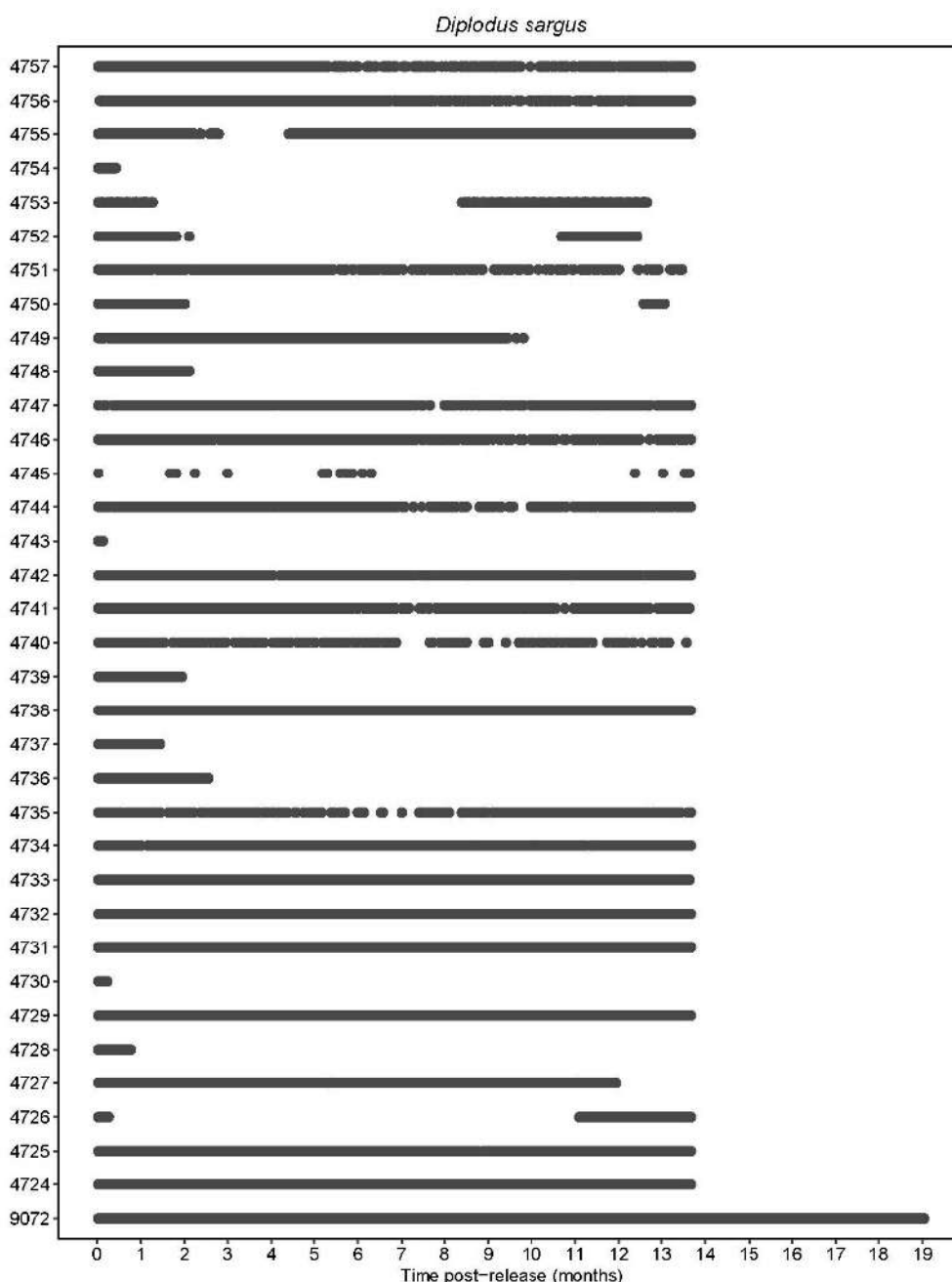


Figura 2.4.2.2.1: Presença ao longo do tempo das deteções de sargos (*Diplodus sargus*) na rede de recetores da área de PPI dos Ilhotas do Martinhal. O código de identificação (ID) da marca colocada em cada peixe está representado no eixo dos YY – todas as marcas tinham sensor de profundidade (V9P, duração de 404 dias), à exceção do peixe #9072 que foi marcado com uma V9 simples (duração da marca de 651 dias). Os sargos com as marcas #4750, #4752, #4754 foram detetados na rede de recetores do PMPLS (Arrábida).

O facto de a maioria dos peixes estudados terem áreas de utilização reduzidas e de estas se localizarem dentro de áreas sem pesca (ou com pesca quase totalmente interdita) poderá ter promovido um aumento de densidade e biomassa desta espécie, em relação a áreas

adjacentes de proteção complementar (Horta e Costa *et al.*, 2013; Abecasis *et al.*, 2015a; Castro *et al.*, 2015). As dimensões das zonas de proteção estrita do PMPLS e do PMSACV onde os sargos foram estudados (4-6 km²) são semelhantes às da PPI dos Ilhotes do Martinhal (~4 km²), sugerindo que o mesmo pode estar a acontecer nesta zona. De facto, um estudo recentemente realizado com câmaras iscadas vídeo na PPI dos Ilhotes do Martinhal (ver secção 2.2.2.1 deste relatório; Belackova, 2019) também revelou tamanho e biomassa de sargos significativamente maiores nesta área em comparação com áreas adjacentes de proteção complementar.

Estes resultados sugerem que, mesmo em áreas de proteção pequenas, sem pesca ou com pesca quase totalmente interdita, como a dos Ilhotes do Martinhal (presente estudo), da Ilha do Pessegueiro (ambas no PMSACV) ou do PMPLS (na Arrábida), os sargos residentes podem beneficiar de proteção e aumentar o seu tamanho, abundância e biomassa.

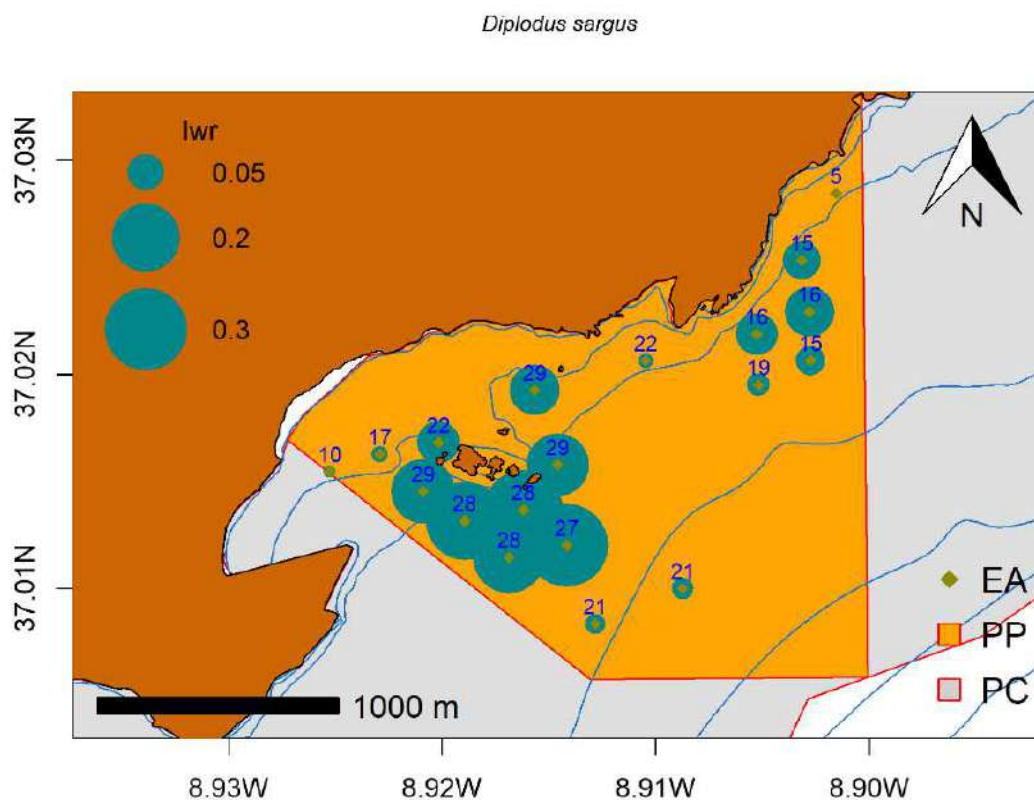


Figura 2.4.2.2.2: Mapa da área de PPI dos Ilhotes do Martinhal (laranja) e da área adjacente (proteção complementar, PC, a cinzento). Os círculos a verde marinho representam o valor médio do índice de residência ponderado dos sargos (*Diplodus sargus*) marcados, em cada uma das estações acústicas (EA, losangos verdes). Os números por cima de cada EA (a azul) representam o número de peixes detetados em cada recetor ao longo do período de estudo. A linhas azuis são de batimetria (intervalos de 10 m).

Apenas 13 (37%) dos 35 sargos marcados no presente estudo saiu da área de PPI dos Ilhotes do Martinhal durante os primeiros 2-3 meses após a marcação. Estes foram considerados não residentes nesta área. Dos sargos que saíram ao fim de poucos meses, cinco voltaram a ser detetados ao fim de uma ausência prolongada de deteções, enquanto os restantes não voltaram a ser detetados na zona. Dos sargos não residentes, três (#4750, #4052, #4754) foram detetados por colegas na rede de recetores disposta na área marinha protegida da Arrábida (Parque Marinho Professor Luiz Saldanha), sendo que dois deles – #4750, #4052 – também foram detetados na rede de recetores da PPI da Ilha do Pessegueiro, e voltaram à PPI dos Ilhotes do Martinhal ao fim de cerca de 10 e 6 meses, respetivamente (figura 2.4.2.2.1). Estas deslocações de ida e volta contabilizaram mais de 300 km. Foi registado um percurso de aproximadamente 180 km entre Sagres e Arrábida em apenas 15 dias (correspondente a uma velocidade aproximada de 12 km/ dia). Estudos anteriores com sargos marcados no sul de Portugal (Ria Formosa; Abecasis *et al.*, 2009) e no PMSACV (Ilha do Pessegueiro; Belo *et al.*, 2016) já tinham revelado migrações bastante extensas, com a captura de sargos a 90 e 250 km do local de marcação após alguns meses, respetivamente. No entanto, a velocidade aproximada registada no presente estudo parece ser muito elevada e não reportada ainda para esta espécie, estando ainda por verificar se os sargos foram alvo de predação (por exemplo, por corvina).

Um estudo de telemetria realizado no Mediterrâneo, que marcou 98 sargos, também verificou uma maioria de sargos residente (80%), mas também uma percentagem relevante de sargos transiente (20%; Koeck *et al.*, 2013). Estes resultados reforçam a existência de estratégias diferentes de movimento, dispersão e utilização de zonas, dentro de uma mesma população de sargos. Segundo os resultados do presente estudo e dos referidos anteriormente, os sargos residentes podem beneficiar de proteção, enquanto os não residentes não beneficiam destas medidas espaciais de forma relevante, mas poderão adaptar-se melhor a alterações futuras, podendo deslocalizar-se para regiões mais favoráveis mais rapidamente. Além disso, o presente estudo revelou ainda a existência de conectividade (através de movimentos de adultos) entre áreas sem pesca ou com pesca quase totalmente interdita (PPI) dentro do PMSACV e entre áreas marinhas protegidas distintas. As redes de AMP são consideradas chave para o sucesso destas medidas de conservação espaciais, principalmente quando as AMP são de pequena dimensão, limitando a sua eficiência em espécies com alguma mobilidade (Grorud-Colvert *et al.*, 2014).

Embora ainda só se tenham marcado 8 robalos, um número bastante inferior ao dos sargos, e as marcas ainda estejam todas ativas e a emitir, a maioria também se manteve na área de PPI dos Ilhotes do Martinhal ao longo de vários meses (figura 2.4.2.2.3). Dois dos robalos (marcas #11421, #11423) permaneceram na área durante todo o período de estudo (cerca de 10 meses até agora), e outro teve uma ausência prolongada de aproximadamente 4 meses, mas

regressou e encontrava-se na área nos últimos 4,5 meses antes da recolha de dados em julho de 2020 (marca #11422). Este foi o peixe mais pequeno marcado (37,2 cm, CT), e saiu da área durante a época reprodutiva, desde meados de novembro de 2019 até meados de março de 2020, quando regressou. Outros 4 peixes (marcas #4758, #4759, #11419, #11420) permaneceram entre 4,5 e 5,5 meses desde a sua marcação na PPI dos Ilhotes do Martinhal, tendo desaparecido da rede de recetores após esse período. Os peixes com as marcas #4748, #4759 e #11419 foram libertados em março de 2020, tendo permanecido na área até meados de junho de 2020, altura em que deixaram de ser detetados nesta área. O robalo com a marca #11420 foi marcado em outubro de 2019 e permaneceu até meados de março de 2020, altura em que deixou de ser detetado nesta área. Apenas um dos robalos praticamente não foi detetado na área após a sua marcação (#4769).

Estes resultados sugerem uma diferente utilização da área e possíveis diferentes estratégias entre os peixes desta amostra. Alguns parecem poder beneficiar das medidas de proteção, não saindo ou saindo de forma residual da área de proteção, enquanto outros parecem não beneficiar, saindo durante períodos longos ou de forma permanente. De qualquer forma, ainda não temos um ano de dados para poder saber se os robalos que saíram ainda voltam. Se não voltarem, também pode ser por terem sido capturados. É necessário marcar mais robalos e continuar este estudo para podermos ter mais informação.

No período de estudo amostrado, o índice de residência ponderado do robalo é igualmente elevado em grande parte das estações acústicas, mas os maiores valores não foram obtidos nos ilhotes, mas sim junto à costa, entre a Ponta dos Caminhos e os Ilhotes do Martinhal (figura 2.4.2.2.4). A maior parte dos recetores também detetou todos ou uma grande maioria dos robalos marcados, à exceção dos locais extremos, sugerindo que, quando na área, os robalos usaram a zona central da baía de forma preferencial.

Embora tenha sido reportado que os robalos realizam migrações sazonais extensas (de Pontual *et al.* 2019), alguns dos robalos marcados neste estudo parecem ter permanecido numa área de proteção com reduzida dimensão e beneficiado desta permanência, ainda que temporariamente. Uma das zonas em que o robalo tem sido mais estudado é o Reino Unido, onde esta espécie é alvo primordial de uma pesca recreativa intensiva e se encontra em estado preocupante. Um estudo de telemetria nessa zona verificou uma elevada residência na zona costeira de alimentação (média de 167 dias), durante o verão, e uma alta fidelidade interanual, com 97% dos robalos marcados a voltar à mesma zona costeira após a migração *offshore* para desova durante o inverno (Doyle *et al.*, 2017). Esse mesmo estudo verificou áreas vitais (*home ranges*) até 3 km, revelando uma reduzida mobilidade enquanto junto à costa, na zona de alimentação. Os autores referem que a previsibilidade de movimentos e de utilização de espaço faz com que o robalo seja vulnerável à sobre-exploração e possa beneficiar de áreas

protegidas nas suas zonas de desova invernais, bem como nas zonas de alimentação no verão (Doyle *et al.* 2017), mesmo sendo uma espécie migradora.

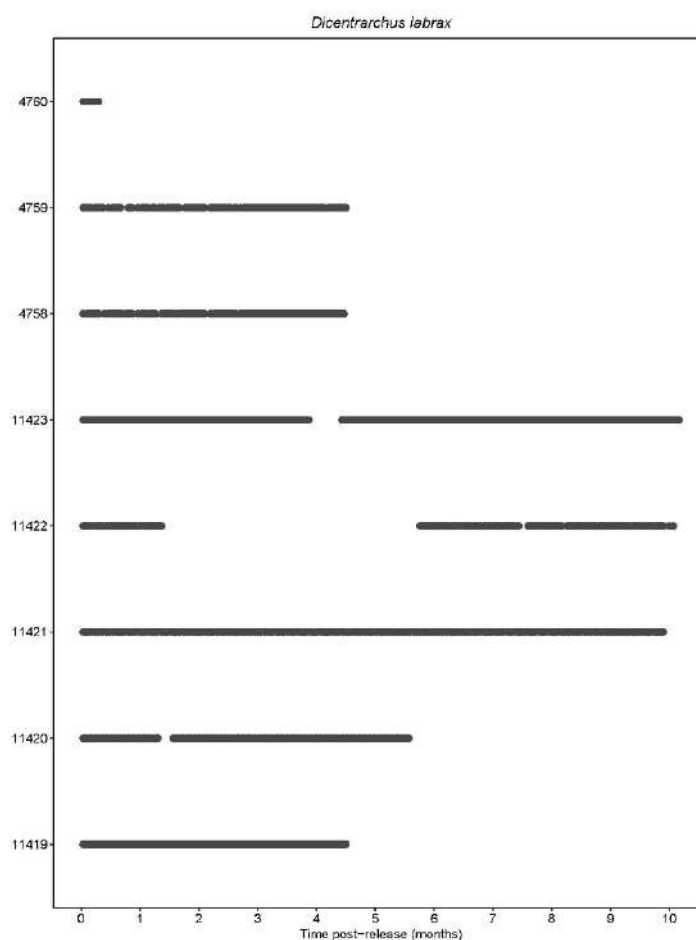


Figura 2.4.2.2.3: Presença ao longo do tempo das deteções de robalos (*Dicentrarchus labrax*) na rede de recetores da área de PPI dos Ilhotes do Martinhal.

Um estudo realizado no Parque Marinho de Iroise (onde a pesca é permitida), na costa oeste Francesa, em que foram marcados robalos com marcas de arquivo, obteve resultados muito semelhantes, tendo detetado migrações longínquas para desova e regresso à mesma área costeira no verão (de Pontual *et al.*, 2019). Os autores sugerem que medidas de proteção para esta espécie nesta AMP costeira podem contribuir para a melhoria da sua gestão, visto que parece haver robalos residentes, ainda que apenas sazonalmente (de Pontual *et al.*, 2019).

Os resultados preliminares do presente estudo vêm reforçar a ideia de que, mesmo temporariamente, os robalos podem beneficiar de proteção enquanto usam a área de PPI dos Ilhotes do Martinhal, visto que a frequentaram durante vários meses.

Dicentrarchus labrax

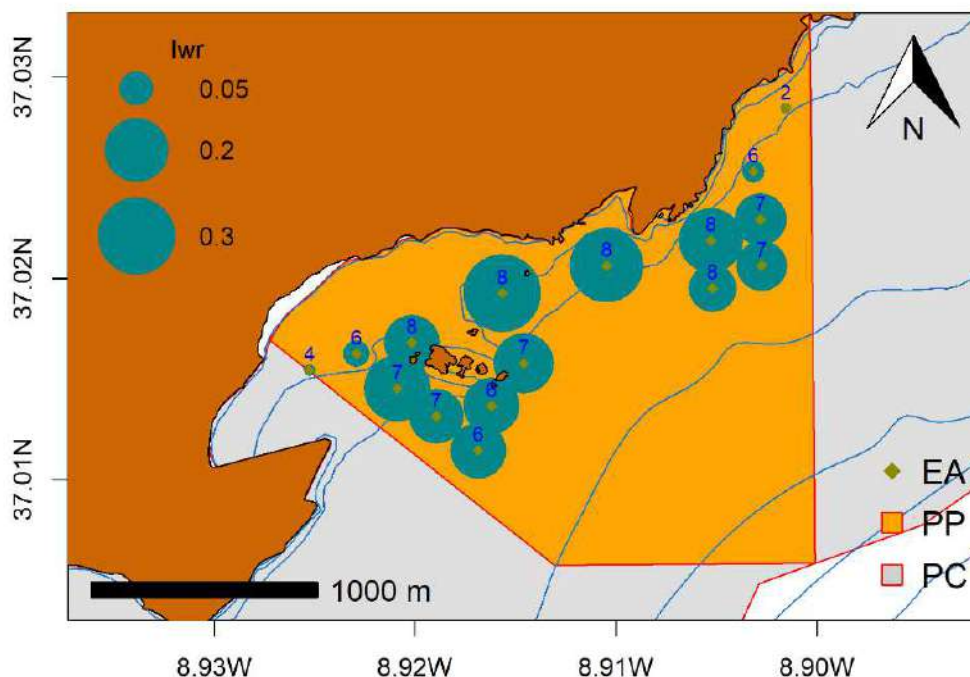


Figura 2.4.2.2.4: Mapa da área de PPI dos Ilhotes do Martinhal (laranja) e área adjacente (proteção complementar, PC, a cinzento). Os círculos a verde marinho representam o valor médio do índice de residência ponderado dos robalos (*Dicentrarchus labrax*) marcados, em cada uma das estações acústicas (EA, losangos verdes). Os números por cima de cada EA (a azul) representam o número de peixes detetados em cada recetor ao longo do período de estudo. A linhas azuis são de batimetria (intervalos de 10 m).

2.4.3. Costa alentejana

2.4.3.1. Metodologia

Rede de recetores acústicos

Por forma a garantir uma boa cobertura da PPI da Ilha do Pessegueiro, nomeadamente das áreas com melhores condições para o estabelecimento dos meros-legítimos, foi previamente instalada uma rede de 9 recetores passivos de telemetria acústica: 5 dentro desta área e 4 nas suas imediações, 2 a norte e 2 a sul (figura 2.4.3.1.1). Esta configuração permitiu identificar, de forma relativamente inequívoca, a direção dos movimentos dos exemplares, como as saídas ou entradas na PPI.

Foram instalados 7 recetores do tipo VR2W (Vemco), que apenas detetam os sinais emitidos pelos transmissores acústicos que passam nas suas imediações, e 2 do tipo VR2Tx (Vemco), que, além das funções dos VR2W, registam parâmetros ambientais, como a temperatura e o ruído, e ainda informação acerca da posição do próprio recetor, designadamente a sua inclinação. Esta informação permite avaliar as condições do meio em cada momento da monitorização, e, por conseguinte, as condições de transmissão de sinais, permitindo, por sua vez, avaliar a ocorrência de fenómenos de colisão de sinais. Cada recetor foi acoplado a um sistema constituído por um cabo de *kevlar* com 3 metros de comprimento, com uma boia rígida e um elo em extremidades opostas (figura 2.4.3.1.2.a). Estes sistemas foram ancorados em zonas rochosas através de correntes, ligadas através de elos a placas de escalada, por sua vez fixas ao substrato através de varões roscados fixados com bucha química à rocha previamente furada (figura 2.4.3.1.2.b) ou a envolver estruturas rochosas consistentes com forma adequada (figura 2.4.3.1.2.c). Nas zonas de areia utilizaram-se sistemas fixos a poitas de betão (pneus preenchidos com areia, cimento e pedra, com estrutura interna de ferro) com cerca de 150 kg (figura 2.4.3.1.2.d).

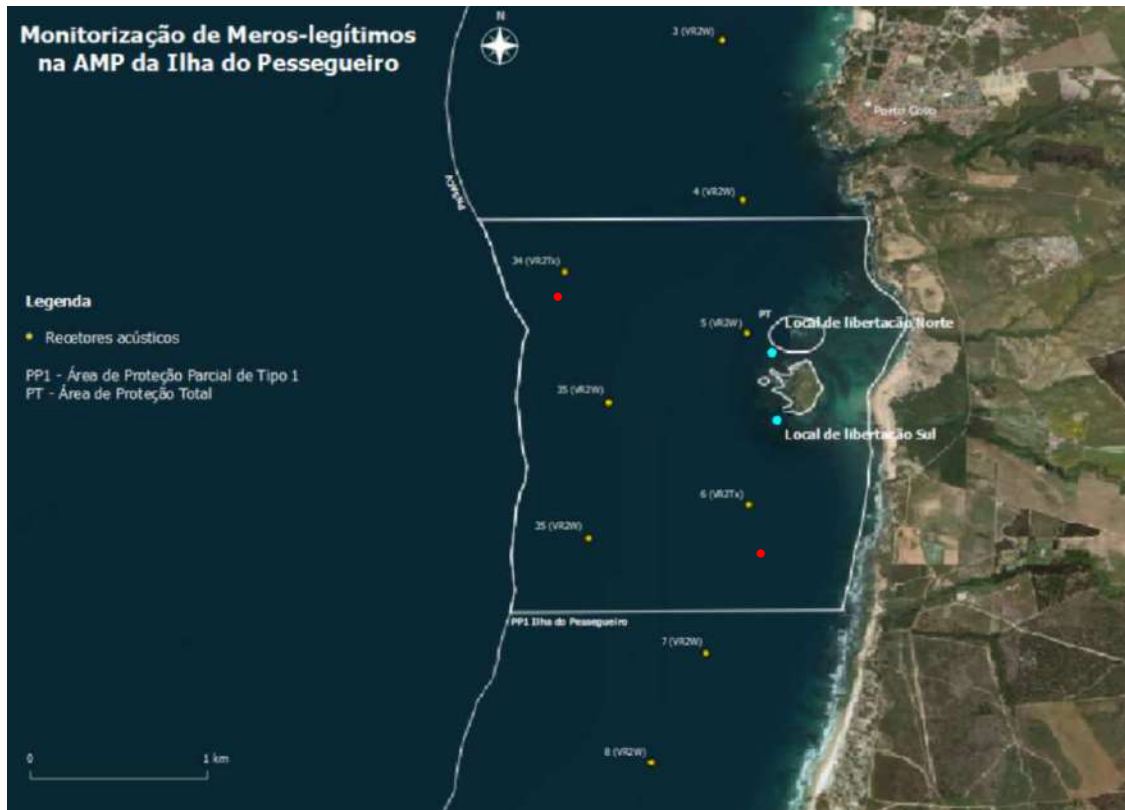


Figura 2.4.3.1.1 – Rede de recetores acústicos instalados na área PPI da Ilha do Pessegueiro e nas suas imediações para estudar os movimentos de meros-legítimos libertados nesta área. Os círculos azuis identificam os locais de libertação dos meros, os círculos vermelhos identificam a localização dos recetores do tipo VR2Tx, *i.e.*, com registo de parâmetros ambientais.

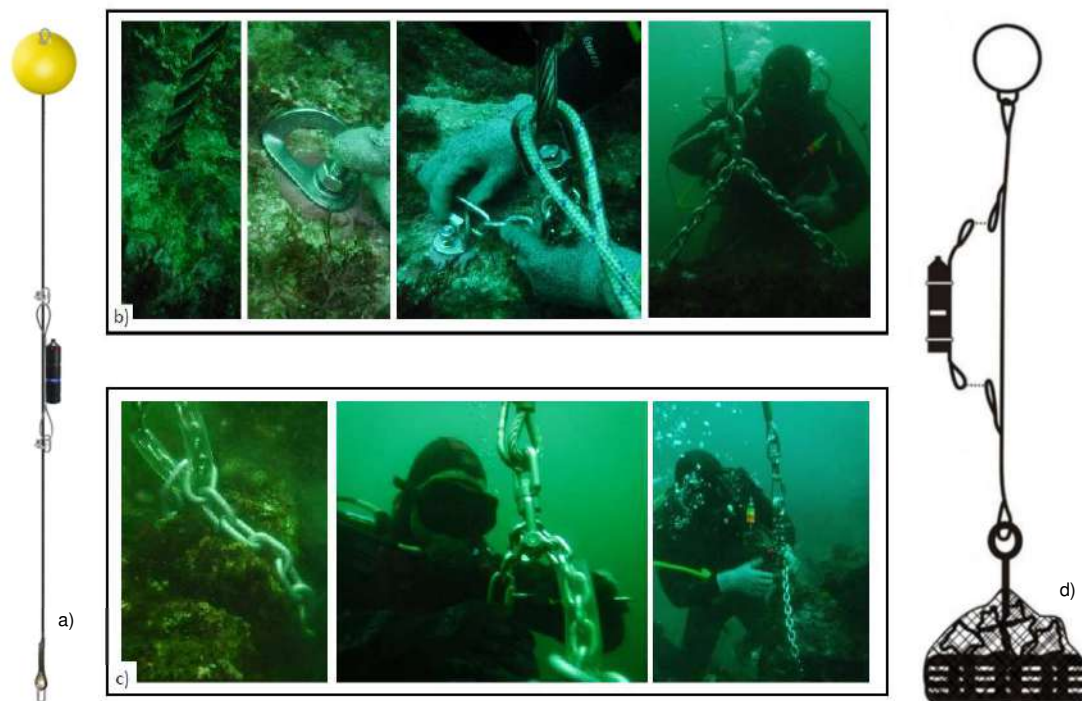


Figura 2.4.3.1.2 – a) esquema do sistema de fixação dos recetores acústicos ao fundo marinho; b) fixação através de placas de escalada; c) fixação através de correntes envolvendo a rocha; d) sistemas fixos a poitas de betão em fundos de areia.

Marcação e libertação de meros-legítimos

A concretização desta tarefa contou com a colaboração do IPMA, mais especificamente da Estação Piloto de Piscicultura de Olhão (EPPO), que facultou 20 exemplares de mero-legítimo criados nas suas instalações e deu apoio logístico durante os procedimentos de marcação, assim como no transporte e na libertação dos exemplares (figura 2.4.3.1.3).



Figura 2.4.3.1.3 – Preparação dos meros-legítimos nos tanques da Estação Piloto de Piscicultura de Olhão para o procedimento de marcação.

A marcação dos meros-legítimos teve lugar nas instalações da EPPO, no dia 30 de abril de 2019, tendo consistido na implantação interna (cirúrgica) de transmissores acústicos na cavidade abdominal dos exemplares e na implantação externa de marcas convencionais do tipo *anchor-tag* na base da barbatana dorsal (figura 2.4.3.1.4). Para isso, cada exemplar foi anestesiado numa solução de 2-phenoxyethanol com a concentração de 0,3 ml por litro de água do mar, num tanque individual, depois de uma primeira sedação utilizando o mesmo anestésico com maior diluição no tanque comunitário. Seguidamente, procedeu-se à medição do seu comprimento total (precisão de 1 mm) e peso (precisão de 2 g). Numa mesa cirúrgica em V, procedeu-se à implantação do transmissor na cavidade abdominal através de uma incisão de 1 cm numa zona previamente desinfetada com solução iodada cutânea. Posteriormente, a incisão foi suturada com monofilamento sintético não absorvível (B Braun Dafilon, USP 2/0 DS 24). A anestesia foi mantida através de uma irrigação contínua da região branquial com a mesma solução anestésica utilizada na indução anestésica. Entre cada implantação, o material cirúrgico foi desinfetado. A marcação externa com *anchor-tags* tem a vantagem de permitir identificar os exemplares marcados, quer em mergulho pelos próprios investigadores, caçadores submarinos ou mergulhadores recreativos, quer por pescadores depois do exemplar ter sido capturado, podendo eventualmente evitar o sacrifício dos animais e, pela sua deteção visual, contribuir para a monitorização dos seus movimentos. Os meros-

legítimos foram marcados com transmissores da marca Vemco®, modelo V13 1L, com 30,5 mm de comprimento e 5,1 g de peso em meio aquático, e V16 6H, com 95 mm de comprimento e 14,9 g de peso em meio aquático, que emitem sinais acústicos de grande potência, codificados na frequência de 69 kHz, em intervalos de tempo que variam aleatoriamente entre 40 e 80 segundos. Nestas condições, a bateria dos transmissores V13 e V16 apresenta, em média, uma longevidade de 817 dias e 2 538 dias, respectivamente.



Figura 2.4.3.1.4 – a) transmissores acústicos (V16 e V13) e *anchor-tag*; b) implantação do transmissor acústico na cavidade abdominal; c) mero-legítimo marcado com transmissor acústico e *anchor-tag*.

Depois de marcados, os 20 meros-legítimos foram mantidos em recobro nas instalações da EPPO, por um período de 21 dias, durante o qual o seu comportamento foi monitorizado e se procedeu à alteração progressiva da dieta, de ração para alimento vivo, na tentativa de preparar os exemplares para a vida em ambiente selvagem.

Finalmente, no dia 22 de maio de 2019, procedeu-se ao transporte dos exemplares marcados, em sacos individuais com cerca de $\frac{1}{3}$ de água e $\frac{2}{3}$ de oxigénio, num camião refrigerado, desde a estação em Olhão até ao porto de abrigo de Porto Covo (figura 2.4.3.1.5). No local, procedeu-se à identificação dos indivíduos com recurso a um recetor acústico manual (figura 2.4.3.1.5) e à sua transferência para uma embarcação em dois grupos de 10 exemplares cada. O primeiro grupo foi libertado próximo da área de proteção total das pedras adjacentes à Ilha do Pessegueiro, a norte da mesma, o segundo foi libertado na Laje Sebastião Fernandes, um afloramento rochoso a sul desta ilha (figura 2.4.3.1.1). Próximo dos locais de libertação, ainda a bordo da embarcação, os exemplares foram transferidos para uma armadilha com cerca de 75 cm x 75 cm x 40 cm (figura 2.4.3.1.6.a) que, com o acompanhamento de mergulhadores, foi cuidadosamente colocada no fundo do mar (figura 2.4.3.1.6.b) e transportada para locais mais propícios à libertação dos meros, ou seja, junto de afloramentos rochosos com refúgios que permitiriam aos animais entocar. O comportamento dos meros em todas as fases do procedimento foi normal, com poucos ou nenhuns sinais de *stress* e com curiosidade em relação ao meio, aparentando adaptar-se rapidamente ao novo habitat (figura 2.4.3.1.7).



Figura 2.4.3.1.5 – a) transporte dos meros até ao porto de abrigo de Porto Covo, b) identificação dos exemplares para organização em dois grupos.

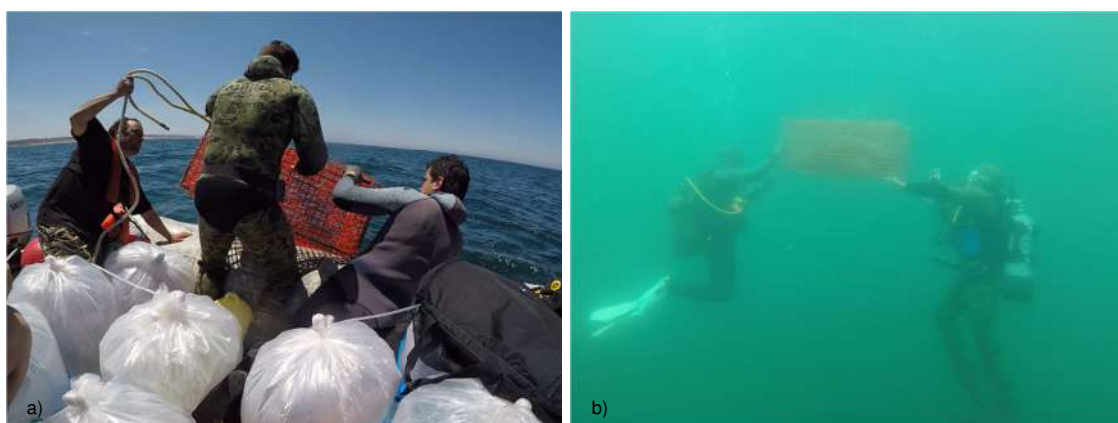


Figura 2.4.3.1.6 – a) transferência dos meros para uma armadilha, na proximidade dos locais de libertação; b) colocação da armadilha no fundo do mar com o apoio de mergulhadores.



Figura 2.4.3.1.7 – Libertação e acomodação dos meros ao novo habitat.

Monitorização dos movimentos dos meros-legítimos

Para além da monitorização contínua através da rede fixa de recetores acústicos passivos e da realização de campanhas regulares para recolha dos dados armazenados nos dispositivos (figura 2.4.3.1.8), realizaram-se várias campanhas de monitorização ativa, com recurso a um recetor acústico manual (VR100 –Vemco), quer no interior da área de proteção parcial da Ilha do Pessegueiro, quer ao longo da costa, desde a praia da Costa Norte, em Sines, até ao Cabo Sardão, de modo a localizar os exemplares marcados (figura 2.4.3.1.9). Os dados registados em redes de recetores instaladas noutras áreas, como no rio Tejo (projetos MIGRACORV – <https://migracorv.pt/>; e CoastNet – <https://coastnet.pt/>), e pertencentes a outras equipas de investigação ou projetos, como na Arrábida (projeto INFOBIOMARES), foram cedidos pelas respetivas equipas, nomeadamente através de um portal de partilha de dados de telemetria acústica de âmbito europeu – *European Tracking Network* (<https://www.lifewatch.be/etn/>).

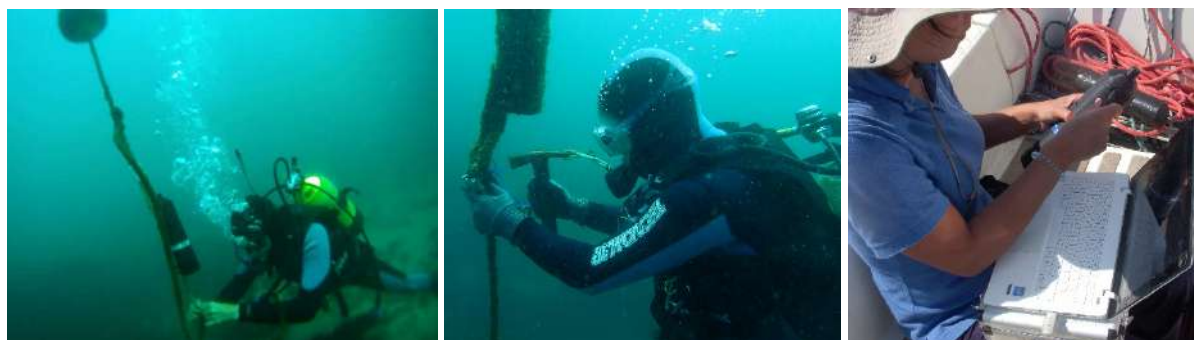


Figura 2.4.3.1.8 – Recolha de dados armazenados na rede fixa de recetores acústicos.



Figura 2.4.3.1.9 – Monitorização ativa da presença dos meros ao longo da costa.

2.4.3.2. Resultados e discussão

Resultados

No total, foram detetados e registados nos recetores acústicos passivos 1 780 sinais acústicos emitidos pelos transmissores implantados nos 20 meros-legítimos (tabelas 2.4.3.2.1 e 2.4.3.2.2), dos quais 1 019 foram registados na rede de recetores instalados na PPI da Ilha do Pessegueiro e nas suas imediações. É de referir que se registou a perda de um recetor dentro da PPI nos primeiros dois meses de monitorização, muito provavelmente por ação de redes de pesca (figuras 2.4.3.2.1, 2.4.3.2.2). De um modo geral, os exemplares marcados tenderam a dispersar para fora da área coberta por esta rede nas primeiras 12 horas de monitorização. O número máximo de sinais emitidos por um dado transmissor, detetados pelos recetores desta rede, foi de 271 (nas primeiras 32 horas de monitorização; mero#8). As últimas deteções registadas nesta rede de recetores ocorreram nos recetores instalados no quadrante noroeste da PPI da Ilha do Pessegueiro e a norte desta área (ao largo de Porto Covo), apesar de alguns dos exemplares terem sido libertados a sul da ilha, na Laje Sebastião Fernandes (figuras 2.4.3.2.1, 2.4.3.2.2).

Tabela 2.4.3.1.1 – Características dos exemplares de mero-legítimo marcados e dos respetivos transmissores acústicos e marcas convencionais utilizados.

Indivíduo	Transmissor ID	Tipo de transmissor	Anchor-tag ID	Comprimento total (mm)*	Peso (g)
Mero#1	8041	V16 6H	35	542	2995
Mero#2	8040	V16 6H	3	538	2802
Mero#3	8039	V16 6H	81	515	2325
Mero#4	8038	V16 6H	74	508	2814
Mero#5	8037	V16 6H	68	500	2480
Mero#6	8036	V16 6H	69	518	2481
Mero#7	8035	V16 6H	4	495	2217
Mero#8	8034	V16 6H	36	517	2434
Mero#9	8042	V16 6H	59	517	2666
Mero#10	8043	V16 6H	61	488	2362
Mero#11	22984	V13 1L	51	515	2609
Mero#12	22983	V13 1L	60	489	1925
Mero#13	22982	V13 1L	56	502	2481
Mero#14	22976	V13 1L	57	500	2470
Mero#15	22977	V13 1L	67	530	2700
Mero#16	22978	V13 1L	8	513	2513
Mero#17	22979	V13 1L	93	486	2083
Mero#18	22980	V13 1L	65	512	2678
Mero#19	22970	V13 1L	82	486	2137
Mero#20	22981	V13 1L	41	495	2078

* De acordo com a bibliografia, todos os indivíduos seriam fêmeas adultas (Zabala *et al.*, 1997; Marino *et al.*, 2001; Andrade *et al.*, 2003; Reñones *et al.*, 2010; Condini *et al.*, 2013)

Tabela 2.4.3.2.2 – Monitorização dos movimentos dos meros-legítimos – número de sinais acústicos detetados, local, data e hora da última deteção e da respetiva captura, nos casos em que se aplica.

Mero	N.º deteções	Última deteção					Captura			
		local	recetor	data	hora	dias	local	d (km)	data	dias
Mero#1	21	Porto Covo	R#3	23/05/2019	21:19	1	Sines, Costa Norte	2,2	30/05/2019	8
Mero#2	25		R#34	22/05/2019	22:07	<1				
Mero#3	102	PPI Ilha do Pessegueiro	R#34	23/05/2019	20:38	1	Praia do Queimado	5,0	04/06/2019	13
Mero#4	21		R#35	22/05/2019	21:44	<1				
Mero#5	264	PPI Cabo Espichel		28/05/2019	21:36	6				
Mero#6	45	PPI Ilha do Pessegueiro	R#35	22/05/2019	20:43	<1	Cabo Sardão	1,0	17/06/2019	26
Mero#7	31		R#34	28/05/2019	21:48	6	Cabo de Sines	0,1	24/06/2019	33
Mero#8	340	PPI Rogil	-	27/05/2019	01:32	5				
Mero#9	17	PPI Ilha do Pessegueiro	R#35	22/05/2019	21:24	<1				
Mero#10	97*	Cabo de Sines	-	06/01/2020	11:41	229				
Mero#11	35		R#5	22/05/2019	20:44	<1				
Mero#12	122	PPI Ilha do Pessegueiro	R#34	23/05/2019	20:23	1				
Mero#13	31		R#35	22/05/2019	20:51	<1				
Mero#14	18		R#35	22/05/2019	22:52	<1				
Mero#15	71	Porto Covo	R#3	27/05/2019	23:39	5				
Mero#16	25	PPI Ilha do Pessegueiro	R#35	22/05/2019	20:46	<1				
Mero#17	310	Estuário do Tejo, Bugio		02/06/2019	02:01	10	Ericeira	2,2	29/07/2019	68
Mero#18	186	PPI Cabo Espichel		02/06/2019	21:28	11				
Mero#19	4	Porto Covo	R#3	23/05/2019	00:10	<1				
Mero#20	25	PPI Ilha do Pessegueiro	R#35	23/05/2019	20:51	1				

*últimas 10 deteções obtidas através de monitorização ativa (manual). *dias* – n.º de dias até à última deteção ou captura; *d* – distância em relação à costa onde ocorreu a captura.

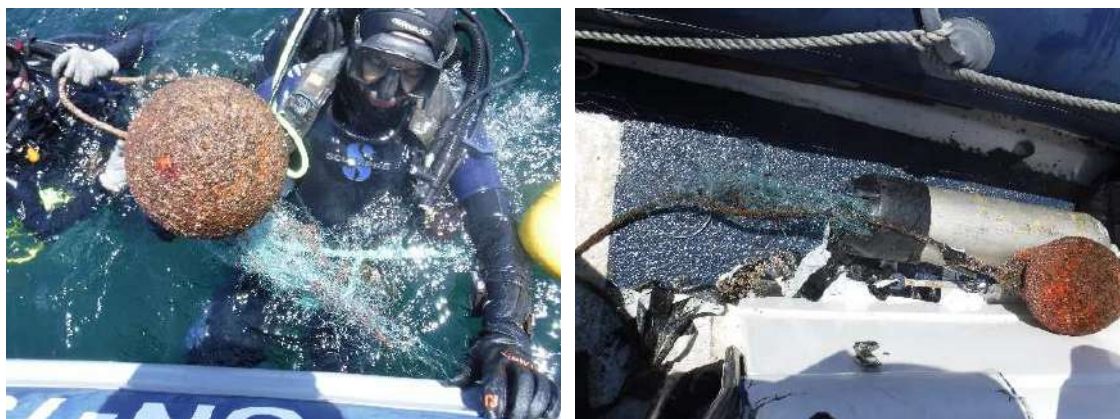


Figura 2.4.3.2.1 – Sistema de fixação do recetor VR2W#36 com fragmentos de redes de pesca no lugar do recetor acústico.

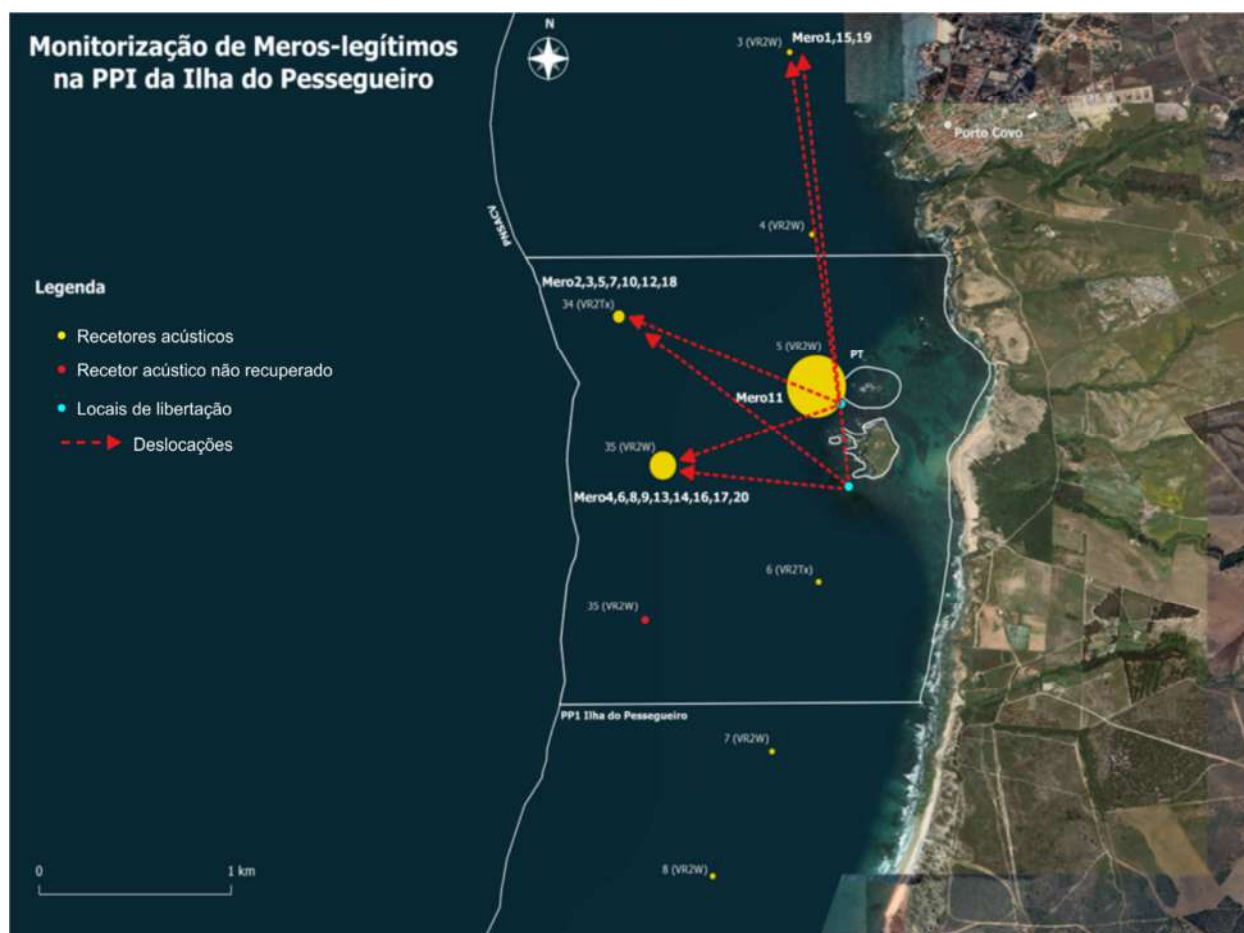


Figura 2.4.3.2.2 – Monitorização dos movimentos de meros-legítimos na PPI da Ilha do Pessegueiro e nas suas imediações. Os círculos amarelos representam os recetores acústicos e o seu tamanho é proporcional ao número de sinais detetados por cada recetor. As setas tracejadas a vermelho apontam para os recetores onde ocorreram as últimas deteções.

Depois de dispersarem para fora da área coberta pela rede de recetores acústicos da PPI da Ilha do Pessegueiro, alguns exemplares foram detetados em redes de recetores instalados noutras áreas da costa (mero#5, mero#8, mero#10, mero#17, mero#18), avistados por investigadores em mergulho (mero#10) e/ou capturados por pescadores lúdicos, à cana (pesca apeada; mero#7), e por pescadores profissionais, com redes e armadilhas (mero#1, mero#3, mero#6, mero#17; tabela 2.4.3.2.2, figura 2.4.3.2.3).

As capturas por pescadores ocorreram, em geral, em áreas com condições propícias ao estabelecimento desta espécie, ou seja, em áreas rochosas geomorfologicamente muito complexas e onde se sabe que a abundância de meros é maior, como é o caso dos “Moledos”, a 5 km ao largo e a sul da Praia do Queimado, do Cabo Sardão e do Cabo de Sines.

Foram detetados noutras redes de recetores acústicos 5 exemplares: no PNSACV, na PPI do Rogil (mero#8, mero#10); e, fora dos seus limites, na costa de Sesimbra, na rede instalada pelo projeto INFOBIOMARES (mero#5, mero#17, mero#18), e no Estuário do Tejo, na rede instalada pelos projetos MIGRACORV e CoastNet (mero#17; figuras 2.4.3.2.4, 2.4.3.2.5). Aparentemente, estes meros não se estabeleceram em alguma das áreas onde foram detetados, já que a sua presença foi registada apenas por algumas horas, tendo evidenciado movimentos unidireccionais, e tendo sido possível, nalguns casos, rastrear o seu percurso a uma escala espacial e temporal mais alargada. É o caso do mero#17, cuja presença foi registada no Estuário do Tejo, em recetores próximos de uma área rochosa à entrada da barra do rio, próxima do Bugio (figura 2.4.3.2.5c), quatro dias depois do seu registo na costa de Sesimbra (figura 2.4.3.2.5b). Ali permaneceu por um dia, seguindo depois para norte, onde foi capturado cerca de 2 meses mais tarde, ao largo da Ericeira. Este mero foi acompanhado ao longo da costa de Sesimbra por um segundo mero, o mero#5. Estes exemplares chegaram à área de proteção total do Portinho da Arrábida na mesma data e hora, e percorreram em sincronia toda a costa até ao Cabo Espichel (figura 2.4.2.2.4). Apesar de não ser possível confirmar, é muito provável que estes meros se tenham deslocado em parilha desde a PPI da Ilha do Pessegueiro. Todos estes exemplares foram detetados pela primeira vez nestas redes de recetores acústicos durante a noite. Durante o dia verificou-se um abrandamento no seu deslocamento, com menos registos de sinais acústicos e, ao escurecer, verificou-se que os meros retomavam o seu rumo. O mesmo padrão verificou-se na PPI da Ilha do Pessegueiro, com maior atividade (*i.e.*, maior número de deteções) a partir do final da tarde e movimentos direccionados para o exterior desta área ao escurecer.



Figura 2.4.3.2.3 – Localização da captura (por pescadores profissionais ou lúdicos), avistamento (por mergulhadores) e/ou deteção (por redes de recetores acústicos) dos meros ao longo da área costeira em que foi possível recolher informação. As linhas tracejadas são meramente indicativas dos movimentos destes indivíduos, não refletindo com rigor os percursos realizados.

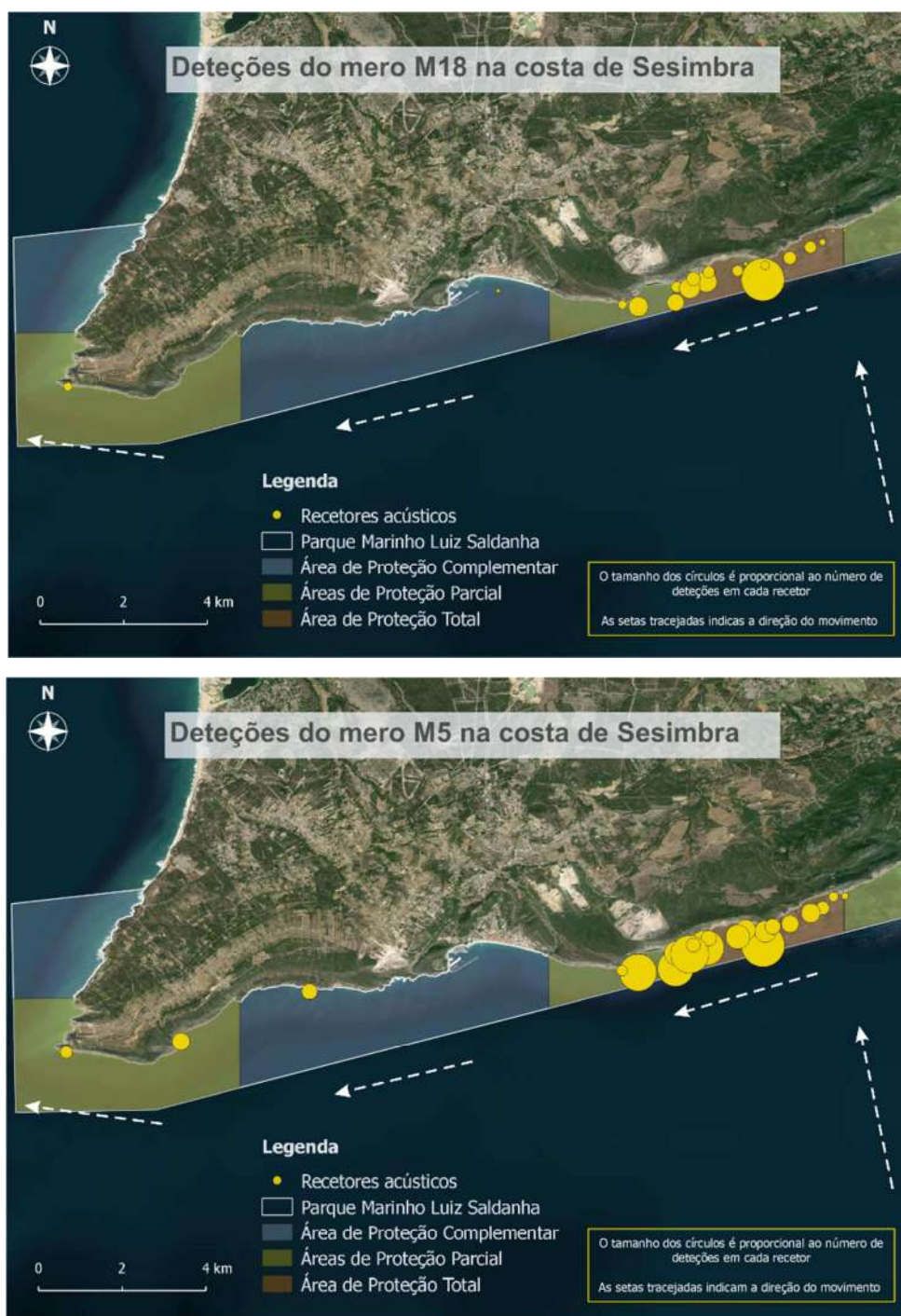


Figura 2.4.3.2.4 – Registos da presença de dois meros – mero#18 e mero#5 – na rede de recetores acústicos instalada na costa da Arrábida. Os círculos amarelos representam os recetores acústicos e o seu tamanho é proporcional ao número de sinais detetados por cada recetor. As setas tracejadas a branco indicam a direção do movimento do exemplar.

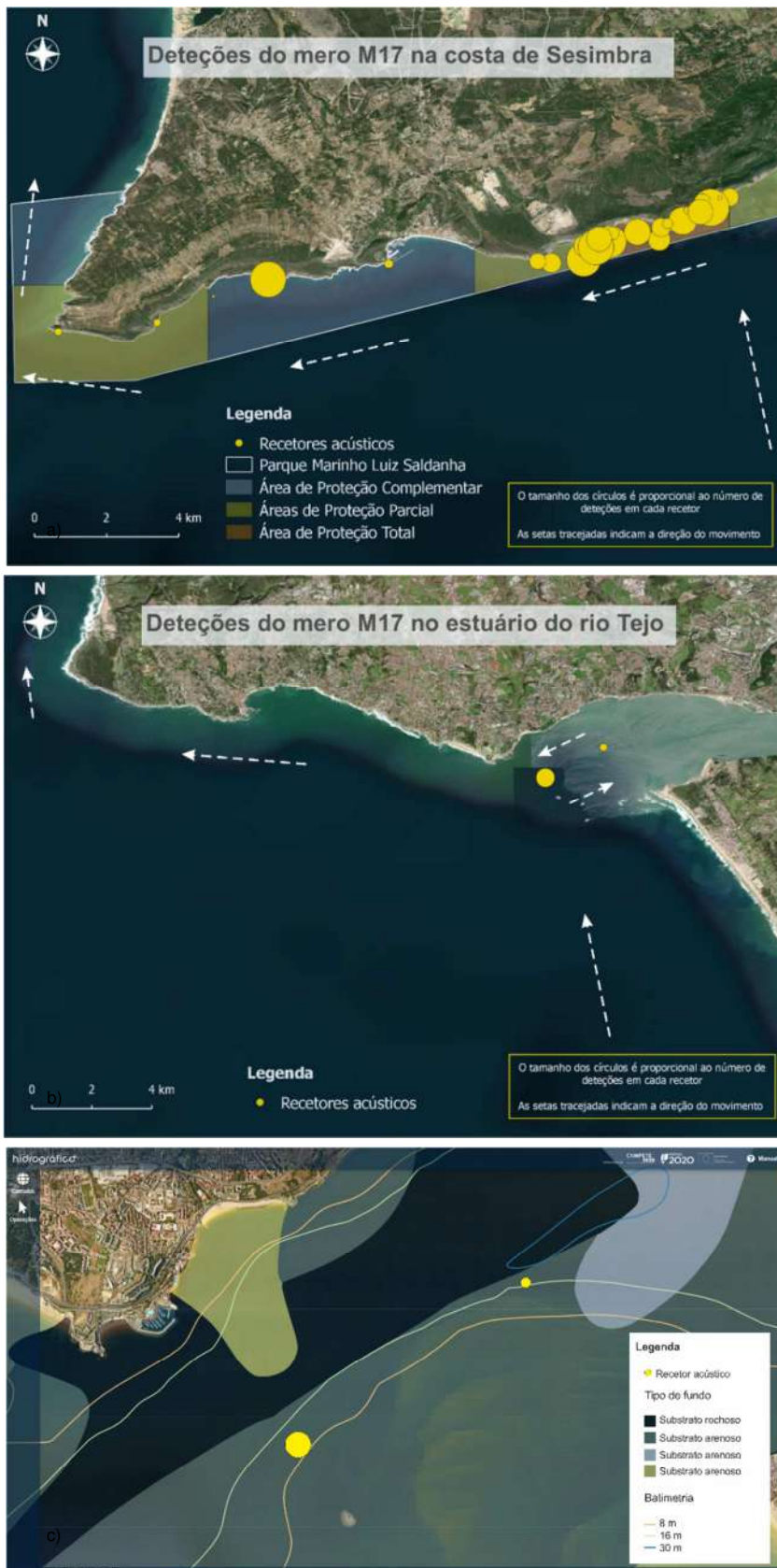


Figura 2.4.3.2.5 – Registos da presença do mero#17 nas redes de recetores acústicos instaladas: a) na costa da Arrábida (projeto INFOBIOMARES); b, c) no Estuário do Tejo (projetos MigraCorv e CoastNet). Este exemplar foi capturado por um pescador no dia 29/07/2019 ao largo da Ericeira. Os círculos amarelos representam os recetores acústicos e o seu tamanho é proporcional ao número de sinais detetados por cada recetor. As setas tracejadas a branco indicam a direção do movimento do exemplar.

Considerando a totalidade dos indivíduos detetados noutras redes de recetores (mero#5, mero#8, mero#10, mero#17 e mero#18) e assumindo que estes indivíduos se deslocaram em profundidades relativamente constantes, entre 10 e 25 m, ao longo da costa e de forma relativamente unidirecional e ininterrupta entre os locais onde foram detetados, estima-se que ter-se-ão deslocado a velocidade entre 500 m e 1,2 km por hora. No entanto, considerando o padrão de movimentos que parece evidenciar-se com base nos dados recolhidos na rede de recetores da PPI da Ilha do Pessegueiro e da costa da Arrábida, em que estes movimentos unidirecionais e de longa distância parecem ocorrer preferencialmente durante a noite, é possível que tais deslocações tenham sido realizadas por estes exemplares maioritariamente no período noturno (cerca de 40% de um dia no período de verão), e, por isso, a velocidade consideravelmente superior (até cerca de 2 vezes superior, *i.e.*, 1 a 2 km/h).

O comportamento de alguns exemplares revelou-se um pouco errático, como no caso do mero#10, que, no dia em que foi libertado, abandonou a PPI da Ilha do Pessegueiro, rumando a sul, onde foi detetado 2 dias depois, no recetor instalado na PPI do Rogil (figura 2.4.3.2.6). Nesse recetor apenas foram detetados sinais deste exemplar durante cerca de 30 minutos. Passados 5 dias, registou-se a presença deste mero novamente na PPI da Ilha do Pessegueiro, uma vez mais, durante apenas cerca de 30 minutos (figura 2.4.3.2.6). No dia 7 de setembro, cerca de 3 meses depois da última deteção, este exemplar foi avistado por um investigador do projeto MARSW em mergulho, no Cabo de Sines, a cerca de 100 m da costa, onde permaneceu pelo menos até ao dia 6 de janeiro de 2020 (figura 2.4.3.2.6).

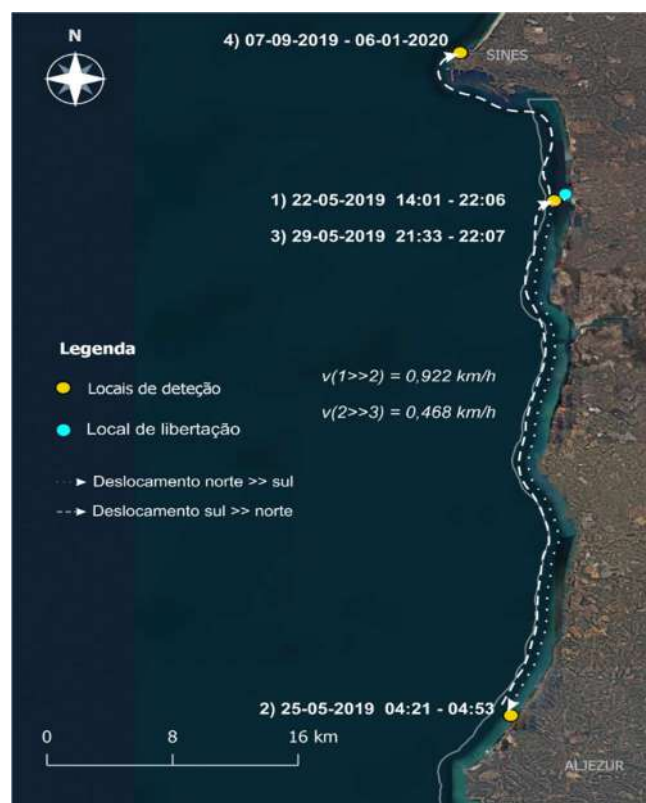


Figura 2.4.3.2.6 – Movimentos realizados pelo mero#10 entre diferentes áreas da costa alentejana (PPI da Ilha do Pessegueiro – PPI do Rogil (Aljezur) – PPI da Ilha do Pessegueiro – Cabo de Sines). A imagem inclui os possíveis percursos realizados entre os diferentes locais e velocidades de deslocamento estimadas.

Discussão

Ao longo da sua área de distribuição, o mero-legítimo é sempre considerado uma espécie emblemática de grande interesse, não só conservacionista, mas também económico. A beleza, imponência e comportamento associado a uma grande fidelidade territorial, fazem desta espécie uma atração turística no mergulho recreativo. Para além disso, torna-a muito almejada em atividades que envolvam a sua captura enquanto troféu ou para posterior comercialização.

Por se tratar de uma espécie de crescimento lento, com ciclos de vida muito complexos, que envolvem mecanismos como o hermafroditismo sequencial protogínico (*i.e.*, todos os indivíduos nascem fêmeas e, depois de sexualmente maduros, à medida que envelhecem, em resposta a estímulos internos ou externos, desencadeiam-se processos que levam à transformação de fêmeas adultas (comprimento total (CT) > 70 cm; *e.g.*, Marino *et al.*, 2001; Reñones *et al.*, 2010; Condini *et al.*, 2013) em machos), com distribuição, estrutura e comportamento sociais e sexuais muito complexos, que envolvem, por exemplo, a segregação batimétrica por tamanho dos indivíduos e migrações reprodutoras, o mero é uma espécie de elevada vulnerabilidade a pressões humanas, em especial àquelas que envolvam a sua captura (Harmelin *et al.* 1995; Harmelin & Harmelin-Vivien, 1999; La Mesa & Vacchi, 1999; Machado *et al.*, 2003).

Assim, as áreas marinhas protegidas podem responder à necessidade de proteção desta espécie ao promoverem a sobrevivência de grandes machos, inibem a transformação sexual das fêmeas, permitindo a existência de grandes fêmeas prolíficas, que são uma mais-valia para sobrevivência da espécie (Gilmore & Jones, 1992). Para além desse efeito, ao contrário das zonas muito exploradas pela atividade da pesca, nomeadamente através da caça submarina, onde se agudizam os gradientes de tamanhos desta espécie a diferentes profundidades, nas áreas protegidas, pela proibição da sua captura, esse padrão é atenuado e observam-se adultos em zonas muito próximas da costa (Derbal & Kara 1995; Coll *et al.*, 1999; Gibran, 2007). De facto, existem evidências de áreas marinhas protegidas eficazes na proteção desta espécie (La Mesa & Vacchi, 1999; Reñones *et al.*, 1999; Harmelin & Robert, 2001; Harmelin & Ruitton 2010; Garcia-Rubies *et al.*, 2012).

Considerando o decréscimo generalizado do efetivo populacional desta espécie ao longo da sua área de distribuição, atualmente classificada com estatuto de ameaça “Vulnerável” na Lista Vermelha da IUCN (Pollard *et al.*, 2018), o repovoamento desta espécie em áreas marinhas protegidas surge como uma medida que pode minimizar esta tendência global. Para isso, é essencial colmatar as lacunas de conhecimento sobre a ecologia espacial e comportamento desta espécie, assim como conhecer com rigor as áreas que se pretendem repovoar, nomeadamente em termos de habitat disponível e de pressões antropogénicas que podem incidir nesta espécie (La Mesa *et al.*, 2002; Pastor *et al.*, 2009), de forma a maximizar o impacto das ações de repovoamento.

Este trabalho surge da necessidade de recolher alguma informação relativamente aos movimentos e fidelidade territorial de meros criados em cativeiro, de forma a preparar futuras ações de repovoamento no PMSACV. Ao contrário do que era esperado, depois de libertados os meros-legítimos dentro da PPI da Ilha do Pessegueiro, que tem boas condições de habitat para os acolher, estes exemplares rapidamente dispersaram e abandonaram a área. Alguns dos exemplares percorreram distâncias na ordem da centena de quilómetros, movimentos de grande amplitude nunca registados. Em 1991, um estudo revelou que eram conhecidos movimentos migratórios de pequena escala, na ordem de algumas milhas (poucos quilómetros), por parte de meros de pequenas e médias dimensões (CT < 90 cm) em recifes rochosos ao longo e próximos da costa, entre verões consecutivos (Chauvet & Francour, 1991). Mais recentemente, o mesmo tipo de comportamento foi observado nos Açores (Afonso *et al.*, 2016). Em 2005, num estudo-piloto de repovoamento de meros numa AMP do Mediterrâneo, registou-se a captura de um mero juvenil a cerca de 13 km do local onde foi libertado (La Mesa *et al.*, 2008).

De acordo com estudos mais recentes, os vinte meros libertados neste estudo seriam adultos (CT > 45 cm), concretamente, fêmeas adultas (*e.g.*, Zabala *et al.*, 1997; Marino *et al.*, 2001; Andrade *et al.*, 2003; Reñones *et al.*, 2010; Conдини *et al.*, 2013), o que poderá explicar este comportamento de dispersão. Pensa-se que os meros, à semelhança dos restantes serranídeos, apresentam comportamentos migratórios sazonais, em que indivíduos adultos de tamanho médio (*i.e.*, 45 < CT < 90 cm) se deslocam no inverno para áreas mais profundas e distantes da costa, com mais esconderijos e habitat disponível (reduzindo assim os comportamentos agonísticos intraespecíficos); regressando na primavera aos locais de reprodução junto à costa, onde se agregam e desovam no verão (Zabala *et al.*, 1997; Culioli & Quignard, 1999; Bodilis & Francour, 2003; Machado *et al.*, 2003; Hereu *et al.*, 2006). Estas áreas de agregação estival são, por isso, áreas-chave para a proteção da espécie (Gillmore & Jones, 1992; Zabala *et al.*, 1997; Hereu *et al.*, 2006). Estudos recentes parecem corroborar esta teoria, no entanto, este aspeto da ecologia dos meros carece de confirmação, nomeadamente através de estudos de biotelemetria. Até hoje ainda não se comprovou inequivocamente que os meros realmente realizem estas migrações, uma vez que as observações que levaram a tais conclusões resultaram de censos visuais que poderão ser enviesados pelas condições do meio. Concretamente, a aparente ausência de indivíduos adultos no inverno junto à costa poderá resultar da redução da sua atividade e refúgio prolongado em cavidades de recifes rochosos, devido às condições de temperatura e de agitação características desta estação do ano (Zabala *et al.*, 1997; Pastor *et al.*, 2009).

Por outro lado, existem estudos, incluindo com recurso à biotelemetria, que apontam para um forte comportamento de fidelidade territorial por parte de meros adultos, não só de maiores dimensões, mas também de tamanho médio, quando existem condições propícias de habitat

(Astruch *et al.*, 2007; Pastor *et al.*, 2009; Afonso *et al.*, 2016). De facto, sabe-se que a complexidade dos habitats influencia enormemente a distribuição de serranídeos (Sluka *et al.*, 2001). Os meros, em particular, preferem áreas com grandes blocos rochosos, com fendas, túneis e grutas onde se possam esconder (Harmelin & Robert, 1992; Derbal & Kara, 1995; Harmelin & Harmelin-Vivien, 1999; La Mesa *et al.*, 2002; Machado *et al.*, 2003; Gibran, 2007).

No presente estudo, efetivamente, registou-se maior número de deteções de meros nos recetores instalados na área onde a complexidade dos fundos é maior e, portanto, onde haverá maior disponibilidade de habitat adequado. Essa área corresponde às imediações da extremidade N-NW da Ilha do Pessegueiro, que inclui um dos locais de libertação e a área de proteção total das pedras adjacentes à ilha (figura 2.4.3.2.7). Os recetores instalados nesta área registaram mais sinais que os recetores instalados a sul da ilha (na ordem das várias centenas de vezes), apesar de ter sido libertado o mesmo número de meros a norte e a sul. Poucas ou quase nenhuma deteções foram registadas nos recetores a sul, e os meros aí libertados tenderam mais rapidamente a dispersar para fora da PPI ou a deslocarem-se para a área a norte da ilha. Comparativamente, os exemplares libertados a norte mantiveram-se mais tempo na área de libertação, tendo-se registado maior número de deteções desses indivíduos nos recetores aí instalados. Para além das imediações da Ilha do Pessegueiro, a complexidade do substrato é consideravelmente menor. Um complexo rochoso em forma de cordão ou fileira, que se estende desde as pedras adjacentes a norte da Ilha do Pessegueiro até próximo do limite sul da PPI, com orientação NNE-SSW, demarca uma descontinuidade de habitats, com fundos maioritariamente arenosos a oeste desta estrutura (figura 2.4.3.2.7). Mais de 60% da área desta PPI com profundidades propícias ao estabelecimento de meros nesta fase de vida (*i.e.*, > 5 m) é assim coberta por bancos de areia. Apesar da análise destes resultados ter de ser feita com algumas reservas, dado o curto período de recolha de informação na PPI em questão, é possível que, face às necessidades territoriais dos meros nesta fase do seu ciclo de vida, a disponibilidade de habitat tenha contribuído para a dispersão dos exemplares monitorizados para fora desta área de proteção.

Outro aspeto interessante dos resultados obtidos neste trabalho é que, embora os meros pareçam ter estado ativos durante o dia, com picos de atividade ao anoitecer, tal como apontam estudos anteriores (Gibran, 2007; Pastor *et al.*, 2009, Afonso *et al.*, 2016), os seus movimentos dispersivos ocorreram durante a noite.

Apesar dos dados obtidos, até à data, não terem revelado o estabelecimento de nenhum dos meros monitorizados nas áreas de proteção parcial e total do Parque Marinho do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, é de ressaltar que neste estudo foi possível detetar a presença de vários meros em várias áreas de proteção costeiras, não só do PMSACV, mas também de outras AMP, como é o caso do Parque Marinho Professor Luiz Saldanha e respetivas áreas de proteção parcial e total. Para além disso, registou-se a passagem de um mero numa área que, embora não seja protegida em relação à pesca, é de elevada importância biológica e ecológica:

o Estuário do Tejo. Estes resultados parecem indicar que, tal como outras espécies de peixes, os meros utilizam as áreas costeiras como corredores para se deslocarem, o que evidencia a importância da existência de áreas marinhas protegidas costeiras.



Figura 2.4.3.2.7 – Tipo de fundo na área de proteção parcial de tipo I da Ilha do Pessegueiro, com representação de isobatimétricas (m). As zonas de coloração homogénea possuem sobretudo substrato arenoso e as de coloração/aspecto mais irregular correspondem a áreas rochosas.

A captura de alguns meros por pescadores lúdicos a partir de terra corrobora a ideia de que, na presença de condições de habitat propício, meros adultos podem estabelecer-se em áreas muito próximas da costa. Embora se localize fora dos limites do PMSACV, a área de Sines revelou ter condições para atrair e fixar exemplares de mero-legítimo, como se pôde constatar pela captura de um indivíduo e o estabelecimento de outro, durante pelo menos quatro meses. De facto, sabe-se que esta área é muito propícia à presença e ao estabelecimento de exemplares desta espécie, que tiram proveito da infinidade de esconderijos que encontram nos vários molhes do porto de Sines até profundidades bastante elevadas ou nos recifes altamente complexos do Cabo de Sines.

Infelizmente, as medidas de restrição à pesca estabelecidas em 2011 nas áreas de proteção parcial de tipo I não têm sido escrupulosamente cumpridas, facto que foi possível testemunhar durante este trabalho. A perda de um recetor acústico por ação de redes de pesca dentro da própria PPI constitui uma evidência da presença de fenómenos de pesca furtiva nesta área. Tais fenómenos contrariam os esforços de conservação levados a cabo até então, colocando em causa o potencial de proteção desta área. Ainda assim, é uma zona com grande potencial para proteção de espécies, como o mero-legítimo, especialmente se devidamente fiscalizada e acompanhada de outras medidas de gestão dirigidas a esta espécie, como ações de repovoamento controladas, instalação de recifes artificiais para aumento do habitat e do alimento disponíveis (Harmelin & Harmelin-Vivien, 1999), e proibição da sua captura. Atualmente é proibida a captura de meros-legítimos em todo o PMSACV, seja para fins comerciais, seja para fins lúdicos, contudo, dadas as características comportamentais da espécie e sua distribuição, e perante os resultados obtidos neste trabalho, a medida poderá não ser suficiente para proteger a espécie, podendo existir a necessidade de estender esta proibição para além dos limites do parque, de modo a protegê-la nos vários estratos de profundidade por onde se distribui ao longo do ano.

O repovoamento com meros criados em cativeiro, acompanhado das restantes medidas anteriormente referidas, poderá responder à necessidade de proteção da espécie. O facto de meros selvagens evidenciarem comportamentos de elevada fidelidade territorial (Astruch *et al.*, 2007; Pastor *et al.*, 2009; Afonso *et al.*, 2016) pode inviabilizar ações de repovoamento com recurso à translocação de exemplares selvagens de outros locais. No entanto, as espécies pertencentes ao género *Epinephelus* apresentam uma enorme plasticidade comportamental que, aliada à manipulação em condições de cativeiro, pode representar uma solução para o desafio da sua recuperação (Tucker, 1994; Spedicato *et al.*, 2003; La Mesa *et al.*, 2008; Conдини *et al.*, 2016). Apesar do grande potencial desta medida, a sua viabilidade deve ser avaliada e os seus resultados interpretados tendo sempre presente que as condições de cativeiro podem condicionar o comportamento dos exemplares, nomeadamente em termos alimentares e territoriais (La Mesa *et al.*, 2008). Por se tratar de exemplares sem territórios estabelecidos, numa área que lhes é desconhecida, o comportamento exploratório e a dispersão destes meros para fora das áreas de libertação e de monitorização é uma possibilidade, pelo que as ações de repovoamento dirigidas a áreas marinhas protegidas devem incluir medidas que permitam maximizar a fixação dos exemplares nas áreas selecionadas para a libertação.

Tendo em conta o objetivo deste trabalho, *i.e.*, recolha de informação relativamente a movimentos e fidelidade territorial de meros-legítimos criados em cativeiro de forma a avaliar a viabilidade de ações de repovoamento em áreas marinhas protegidas e, em particular, na Área de Proteção Parcial de tipo I da Ilha do Pessegueiro, os resultados obtidos não foram

particularmente positivos, na medida em que, como já referido, os exemplares libertados não se estabeleceram nesta área. Nesse sentido, e de acordo com o comportamento dos meros ao longo do seu ciclo de vida, com a segregação e dispersão/migração dos indivíduos adultos para áreas mais afastadas da costa, como refere a bibliografia anteriormente citada, uma solução poderá passar por libertar exemplares juvenis (CT < 45 cm), em vez de indivíduos adultos. Esta estratégia, em paralelo com a aclimação dos meros ao novo meio por um intervalo de tempo razoável (*e.g.*, entre 1 e 2 meses), à semelhança do que já foi feito noutros estudos (Spedicato *et al.*, 2003), em pequenos grupos ou de forma individual, com a transição progressiva da sua dieta, ao encontro do que constituirá a base da sua dieta natural (presas vivas; La Mesa *et al.*, 2008), e a libertação faseada dos exemplares em grupos de tamanho reduzido, poderá fazer face aos constrangimentos encontrados no decorrer do presente trabalho. O comportamento inato dispersivo dos meros poderá, assim, ser reduzido e o *stress* causado pelos novos estímulos ambientais e pela limitação de espaço ser atenuado, potenciando o estabelecimento dos exemplares libertados nas áreas selecionadas para o repovoamento. Por outro lado, a libertação de indivíduos juvenis, em detrimento de indivíduos adultos, acarretará custos relacionados com o aumento da taxa de mortalidade (La Mesa *et al.*, 2008). Um dos resultados considerados positivos no corrente trabalho prende-se precisamente com a taxa de sobrevivência dos exemplares, com pelo menos 30% de sobrevivência dos indivíduos libertados até ao final do primeiro mês pós-libertação e de alguns indivíduos por vários meses consecutivos (*e.g.*, mero#10 – 9 meses). É ainda de sublinhar a grande capacidade de adaptação e de oportunismo de um dos meros libertados e capturado por um pescador lúdico, à cana a partir de terra, no Cabo de Sines, que apresentava o estômago cheio de pilado (caranguejo-nadador) e três anzóis presos na boca. Efetivamente, dadas as suas dimensões, o principal potencial predador dos exemplares libertados neste estudo terá sido o ser humano. Assim, de modo a compensar a redução das taxas de sobrevivência decorrente da libertação de exemplares juvenis, a estratégia terá que passar por investir no efetivo libertado, isto é, pela libertação de um número significativamente superior de exemplares.

Tendo em conta os aspetos mencionados, é necessário dar continuidade aos estudos que permitem avaliar a viabilidade de futuras ações de repovoamento das PPI do PMSACV e/ou de outras áreas com especial interesse para o mero-legítimo.



3. Habitats e espécies prioritários em ambientes entremarés e/ou subtidais pouco profundos - censos visuais diretos em recifes

Amostragem biológica entremarés no PNSACV (foto de Mariana Andrade)

3.1. Enquadramento e objetivos

São vários os estudos em que foram observados efeitos locais, diretos ou indiretos, da interdição da pesca em AMP, nomeadamente o aumento da abundância, da biomassa ou do tamanho de espécies exploradas de peixes e invertebrados, e alterações na biodiversidade ou na estrutura da comunidade, embora haja menos evidências científicas sobre os efeitos regionais desta proteção, por exemplo no aumento do rendimento da pesca fora de AMP (por exemplo, ver revisões de Palumbi, 2001; Halpern, 2003; Hilborn *et al.*, 2004; Guidetti & Sala, 2007; Edgar & Stuart-Smith, 2009).

Apesar dos severos impactes antropogénicos a que os litorais rochosos estão sujeitos, incluindo a exploração de recursos vivos, Thompson *et al.* (2002) consideram estes habitats menos vulneráveis que muitos outros habitats aquáticos, devido à dureza do seu substrato, à relativa ausência de estruturas biogénicas (como as que existem, por exemplo, em recifes de coral, sapais e campos de fanerogâmicas marinhas) e ao facto de serem sistemas abertos. Com efeito, a recuperação das suas comunidades, face ao impacto de atividades humanas como as de predação, pode ser bastante rápida após a sua cessação, com base no recrutamento natural de larvas ou de propágulos de algas, que podem ser provenientes de locais menos perturbados, mesmo que sejam relativamente distantes (Hawkins *et al.*, 1999). Assim, desde que persistam algumas populações saudáveis, por exemplo em reservas marinhas, Crowe *et al.* (2000) consideram que a gestão de litorais rochosos com vista à recuperação de locais perturbados tem uma razoável possibilidade de ser eficaz.

Atendendo aos resultados destes estudos e a que os fundos rochosos entremarés e/ou subtidais pouco profundos do PMSACV são regular ou intensamente explorados pela pesca (Castro & Cruz, 2009; Veiga *et al.*, 2010, 2013; Cruz *et al.*, 2015; Castro *et al.*, 2020), espera-se que a proteção implementada desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica) nas AMP (PPI e PT) deste parque marinho, que inclui a interdição total ou parcial da pesca, provoque efeitos locais, diretos ou indiretos, como o aumento da abundância, da biomassa ou do tamanho de peixes e invertebrados explorados, e alterações na biodiversidade ou na estrutura da comunidade, podendo também causar efeitos regionais, por exemplo no aumento do rendimento da pesca fora destas áreas.

Os trabalhos apresentados nesta secção 3 visaram o estudo da biodiversidade marinha e da abundância e distribuição de recursos pesqueiros através de censos visuais em emersão ou imersão realizados em fundos rochosos entremarés e/ou subtidais pouco profundos do PMSACV com o objetivo de responder às seguintes questões:

- os peixes e mariscos (recursos pesqueiros) são mais abundantes e maiores nas AMP (PPI e PT) deste parque marinho, relativamente aos de áreas de proteção complementar?
- a biodiversidade marinha é diferente nestas AMP?
- estes efeitos mudaram desde a criação de AMP em 2011?

3.2. Costa vicentina

As zonas entremarés (ou intertidal) de substrato duro, com a diversidade de ambientes e de comunidades que as caracterizam, são tradicionalmente exploradas em atividades pesqueiras (Sousa *et al.*, 2020). Esta exploração, seja de carácter lúdico ou comercial, tem tido efeitos negativos diretos na abundância e na dimensão de várias espécies designadas como comerciais (com valor comercial), em especial de moluscos e crustáceos, intensamente explorados em várias regiões do mundo (Sousa *et al.*, 2020). A preferência pela captura de organismos de maior dimensão tem óbvias repercussões na sua reprodução e poderá ameaçar a continuidade das espécies exploradas nas comunidades locais, ou mesmo implicar a sua extinção em relação à pesca (Sousa *et al.*, 2020). Neste sentido, para além dos efeitos diretos, são igualmente preocupantes os efeitos indiretos provocados por alterações na abundância destas espécies que, através das cadeias tróficas, perturbam a estrutura das comunidades e o funcionamento dos ecossistemas (Menge *et al.*, 1986). Segundo a definição da IUCN de áreas marinhas protegidas (AMP), estas englobam “qualquer área intertidal ou subtidal, incluindo toda a coluna de água, fauna, flora e valores históricos e culturais associados, que foi protegida por lei ou por outro mecanismo eficaz no sentido de proteger a totalidade ou parte da área abrangida”(WCPA - IUCN, 1999). Com efeito, zonas intertidais de substrato duro inseridas em AMP e sujeitas a níveis de proteção elevados também deverão beneficiar de efeitos positivos diretos na abundância e dimensão de espécies comerciais, e indiretos na estrutura das suas comunidades (Quintella *et al.*, 2019).

Enquadramento legal

O atual Plano de Ordenamento do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (POPNSACV) delimita áreas sujeitas a diferentes níveis de proteção no parque marinho (PMSACV). As restrições da pesca, conforme os níveis de proteção total (PT), parcial do tipo I (PPI) e complementar (PC) do PMSACV, encontram-se explanadas na tabela 3.2.1. Dado que as áreas PC permitem, segundo determinadas condições descritas na legislação em vigor, a prática de atividades de pesca, serão utilizadas como áreas de controlo no estudo do efeito da proteção das áreas PPI abrangidas pelo presente estudo.

Avaliação do estado de qualidade ecológica

A Diretiva-Quadro da Água (DQA; n.º 2000/60/CE, de 23 de outubro), transposta para o regime jurídico nacional através da Lei da Água (n.º 58/2005, de 29 de dezembro), que estabelece as bases e o quadro institucional para a gestão sustentável das águas, conjuntamente com a Diretiva-Quadro Estratégia Marinha (DQEM, n.º 2008/56/CE, de 17 de junho e n.º 2017/845, de 17 de maio), transposta para a lei nacional através do Decreto-Lei n.º 108/2010, de 13 de outubro, que estabelece as medidas necessárias para garantir o

bom estado ambiental do meio marinho até 2020, estabeleceram as bases para o desenvolvimento de indicadores para a monitorização do estado biológico/ecológico dos ecossistemas marinhos (Wallenstein *et al.*, 2013). Há bastante tempo que a biologia das zonas intertidais rochosas é estudada (Stephenson, 1942), sendo os seus ecossistemas considerados preferenciais para a observação e avaliação de efeitos provocados por situações de *stress* ambiental (e.g., temperatura, dessecação, ação das ondas), incluindo os efeitos das alterações climáticas, na distribuição das comunidades (Judge *et al.*, 2018).

Tabela 3.1.1: Restrições de atividades de pesca conforme os níveis de proteção total (PT), parcial do tipo I (PPI) e complementar (PC) estabelecidos pelo POPNSACV.

Nível de proteção	Pesca comercial	Pesca lúdica e desportiva
PT	Interdita	Interdita
PPI	Interdita, exceto a apanha comercial de percebe nas arribas da costa	Interdita
PC	Permitida, com restrições	Permitida, com restrições

Ao serviço das diretivas mencionadas, o índice MarMAT (*Marine Macroalgae Assessment Tool*) foi criado em contexto nacional por Neto *et al.* (2012). Seguindo o exemplo de outros índices de qualidade ecológica (Ballesteros *et al.*, 2007; Díez *et al.*, 2012; Juanes *et al.*, 2008; Orfanidis *et al.*, 2001; Orfanidis *et al.*, 2003; Wells *et al.*, 2007), o MarMAT assenta em métricas de diversidade e abundância de espécies indicadoras, sensíveis e oportunistas. O presente estudo de monitorização utilizou este índice para avaliar o bom estado ecológico dos ecossistemas intertidais rochosos dentro do PNSACV. O MarMAT centra a avaliação do estado ecológico na comunidade de macroalgas, partindo do princípio que, embora a sua composição varie naturalmente ao longo do tempo, a sua riqueza específica não deve apresentar grandes diferenças num ambiente estável e ecologicamente saudável (Neto *et al.*, 2012). Segundo as recomendações da DQA, um ecossistema não perturbado deve ter presentes, na sua composição taxonómica, todos os *taxa* sensíveis e, simultaneamente, não apresentar alterações na abundância de macroalgas que tenham origem em atividades antrópicas. Com efeito, ambientes ecologicamente perturbados conduzem à diminuição da diversidade de macroalgas através da substituição de espécies sensíveis (de sucessão tardia, perenes ou anuais e morfologicamente complexas) por espécies oportunistas (anuais de reprodução rápida, com ciclos de vida curtos, morfologicamente simples e resistentes à poluição; Neto *et al.*, 2012). Por conseguinte, a proliferação de algas oportunistas acontece, por regra, com o aumento da concentração de nutrientes por causa antrópica, que levam ao processo de eutrofização dos corpos de água (Neto *et al.*, 2012). A degradação surge,

então, do domínio de algas oportunistas sobre as algas sensíveis, causando alterações estruturais pela diminuição da complexidade dos habitats intertidais rochosos (Archambault *et al.*, 2001; Díez *et al.*, 2009; Eriksson *et al.*, 2002; Neto *et al.*, 2012) e alterações funcionais relacionadas com perda de riqueza específica que, por sua vez, pode conduzir à diminuição da diversidade funcional destes ecossistemas (Hooper *et al.*, 2002).

3.2.1. Metodologia

Área de estudo

A área avaliada encontra-se dentro dos limites do PNSACV e inclui praias de substrato duro, com fácil acesso por via terrestre, das regiões do Rogil, na costa oeste, e de Sagres, na costa sul (figura 3.2.1.1). No total, foi monitorizado um conjunto de oito praias na costa vicentina (quatro na região do Rogil e quatro na região de Sagres), duas em cada zona de Proteção Parcial do tipo I (PPI do Rogil e dos Ilhotes do Martinhal) e as restantes em zonas de Proteção Complementar (PC) adjacentes às PPI, com características físicas semelhantes (substrato rochoso e exposição à ondulação). A lista das praias amostradas e as respetivas épocas de monitorização (primavera ou outono) encontram-se na tabela 3.2.1.1. Para uma descrição completa das praias e do respetivo esforço de amostragem, ver tabela 3.2.3.1 (Anexos).

As praias da costa sul do PNSACV (Sagres) caracterizam-se por ambientes mais abrigados, com nível de energia baixo (EUNIS A1.3), cujo substrato é constituído por areia e rocha solta com dimensão variável. Já na costa oeste do PNSACV (Rogil), as praias são de plataforma rochosa e abertas para a frente atlântica, com nível de energia moderado (EUNIS A1.2), sendo bastante expostas e sujeitas a ventos de quadrante norte (Monteiro *et al.*, 2015). Veja-se as fotografias representativas dos dois ambientes de praia das costas sul e oeste na figura 3.2.3.1 (Anexos).

Técnica de amostragem

A amostragem utilizou censos visuais diretos com a técnica do quadrado, um método não destrutivo, para a monitorização das zonas entremarés em estudo (figura 3.2.1.2). A monitorização contemplou a caracterização das comunidades de macroinvertebrados (móveis e sésseis), macroalgas e outros organismos da zona intertidal de substrato duro.

A técnica do quadrado é tradicionalmente utilizada na monitorização e no estudo das comunidades intertidais rochosas (Murray *et al.*, 2006; Underwood, 1976). Esta técnica depende fortemente do calendário lunar, tendo sido apenas concretizada em períodos de baixa-mar de marés-vivas com altura de maré $\leq 0,8$ m, que ocorrem com lua cheia ou lua

nova (Castro *et al.*, 2015). Estas condições foram, quando possível, harmonizadas com dias de ondulação baixa.

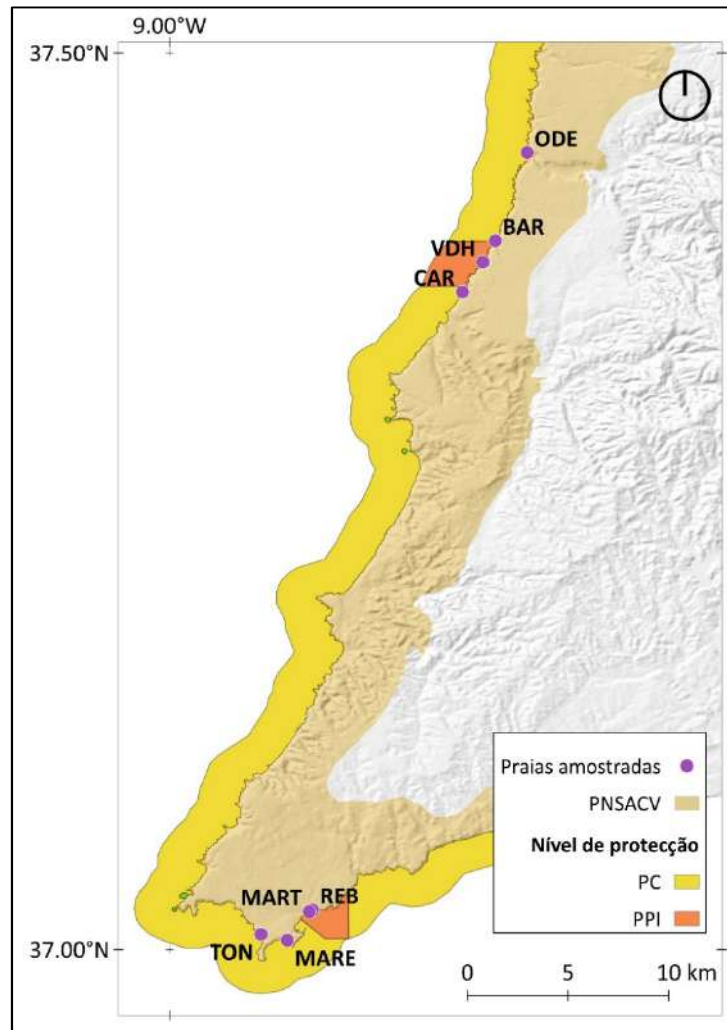


Figura 3.2.1.1: Área de estudo das comunidades biológicas intertidais. Limites do PNSACV (a laranja, com transparência), zonamento dos níveis de proteção (PPI a laranja escuro e PC a amarelo torrado) que enquadram as praias amostradas e a sua localização (com pontos). Praias na região do Rogil: ODE – Odeceixe, BAR – Barradinha, VDH – Vale dos Homens, CAR – Carriagem; praias na região de Sagres: TON – Tonel, MARE – Mareta, MART – Martinhal, REB - Rebolinhos.

A recolha de dados biológicos foi concretizada em toda a zona intertidal, entre os níveis inferior e superior, ao longo de transectos com 10 m de comprimento, com direção paralela à linha de costa e com um distanciamento mínimo de 5 m entre eles (consoante a extensão da área intertidal exposta em cada uma das praias). As amostragens iniciaram-se consistentemente no nível inferior, acompanhando a subida da maré até ao nível superior. Ao longo de cada transecto foram dispostos quadrados de 50 x 50 cm (0,25 m²), posicionados de forma a evitar superfícies rochosas com inclinação superior a 45º e zonas com areia (área máxima de 10% em cada quadrado) para a determinação da densidade/

cobertura de macroalgas, macroinvertebrados e outros organismos. O esforço de amostragem efetuado é apresentado na tabela 3.2.1.2.

Tabela 3.2.1.1: Designação dos locais e datas de amostragem, com os respetivos códigos de cada evento, usados na monitorização de ecossistemas intertidais do PNSACV. Níveis de proteção: PPI – Proteção parcial de tipo I; PC – Proteção complementar.

Região	Município	Praia	Nível de proteção	Código (evento) _1: Primavera _2: Outono	Datas de amostragem
Sagres (costa sul)	Vila do Bispo (Sagres)	Rebolinhos	PPI	REB_1	maio 2019
				REB_2	setembro 2019
		Martinhal	PPI	MART_1	março 2019
				MART_2	setembro 2019
		Mareta	PC	MARE_1	maio 2019
				MARE_2	setembro 2019
		Tonel	PC	TON_1	maio 2019
				TON_2	setembro 2019
Rogil (costa oeste)	Aljezur	Vale dos Homens	PPI	VDH_1	maio 2019
				VDH_2	setembro 2019
		Carriagem	PC	CAR_1	março 2019
				CAR_2	setembro 2019
		Barradinha	PPI	BAR_1	maio 2019
				BAR_2	outubro 2019
		Odeceixe	PC	ODE_1	maio 2019
				ODE_2	setembro 2019

Os organismos amostrados foram divididos em dois tipos:

- a) organismos sésseis: macroalgas, líquenes e macroinvertebrados sésseis nos quais foram estimadas percentagens de cobertura;
- b) organismos móveis e semi-sésseis: macroinvertebrados móveis e semi-sésseis (ou de mobilidade reduzida), nos quais foram feitas contagens dos indivíduos (e.g., *Patella* spp.).

Foram avaliados 96 transectos na costa vicentina nas duas épocas de amostragem. Em cada transecto, as observações foram realizadas através de 5 quadrados, alternando o lado do transecto, distanciados 2,5 m entre eles. Verificaram-se algumas exceções provocadas por condições meteorológicas menos adequadas (e.g., ondulação alta e rápida na praia do Vale dos Homens) ou pela dificuldade na mobilidade devido à instabilidade do substrato (e.g., substrato de pedras soltas com inclinação acentuada na praia dos Rebolinhos) que,

aliadas à subida rápida da maré, impossibilitaram completar a amostragem de cinco quadrados por transecto. O número de quadrados realmente amostrados em cada praia é apresentado na tabela 3.2.3.1 (Anexos).



Figura 3.2.1.2: Fotografia representativa da monitorização intertidal com transectos e quadrados.

Sempre que possível, a identificação taxonómica foi realizada *in situ* e até à espécie, sem remover ou danificar os organismos e utilizando lupas de bolso quando necessário. Nos casos em que tal não foi possível, os exemplares foram colhidos e identificados em laboratório, com a ajuda de manuais especializados para cada grupo taxonómico e de equipamento ótico de ampliação (lupa). O tamanho dos moluscos (*Patella* spp., *Phorcus* spp. e *Steromphala* spp.) e equinodermes (*Paracentrotus lividus*) comerciais foi medido com régua, de modo a distinguir classes de tamanho com intervalos de 1 cm. Toda a informação recolhida foi posteriormente inserida numa base de dados digital por forma a facilitar a sua análise.

Tabela 3.2.1.2: Esforço de amostragem do estudo intertidal realizado nas praias do PNSACV na costa vicentina.

Desenho experimental	Costa vicentina
Unidade de amostragem	Quadrado (50x50cm) com 25 subquadrados e 36 pontos de intersecção
N.º de praias amostradas	8
N.º de transectos/ praia e época	6
N.º de quadrados/ transecto	5
N.º de quadrados/praias e época	30

Tratamento e análise de dados

Efeito da proteção

Os dados provenientes das campanhas de amostragem foram analisados utilizando a percentagem de cobertura dos organismos sésseis e a densidade de organismos móveis e semi-sésseis (média por quadrado \pm erro-padrão), por grupo de organismos e nível taxonómico (filo, ordem, espécie), o que facilitou a caracterização geral das comunidades, a avaliação da variabilidade das comunidades entre zonas de proteção e a interpretação do seu estado ecológico. A composição das comunidades e a sua estrutura foram determinadas com base nos valores de frequência de ocorrência (%) por unidade de análise (praia ou quadrado) de cada espécie ou *taxon* (equação 3.2.1.1.), como indicador da sua raridade.

$$\% \text{ FO} = \frac{\text{N.º de quadrados com espécie } i}{\text{N.º total de quadrados de análise}} \times 100$$

Equação 3.1.2.1.1. Cálculo da frequência de ocorrência da espécie *i*.

A diversidade específica foi estimada utilizando o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') - equação 3.2.1.2. O índice de Shannon-Wiener baseia-se na abundância dos indivíduos das diferentes espécies, na sua distribuição na comunidade e na riqueza específica (Clarke *et al.*, 2014). Como medidas complementares de diversidade foram também utilizados o índice de Riqueza Específica (S), que corresponde ao número total de espécies identificadas, e a Equitabilidade ou Índice de Pielou (J'), que determina de que forma os indivíduos das diferentes espécies se encontram distribuídos na comunidade (equação 3.2.1.3.).

$$H' = - \sum_i^S p_i \times \log(p_i)$$

Equação 3.2.1.2. Cálculo do índice de diversidade de Shannon-Wiener. Nota: p_i corresponde à proporção de indivíduos da espécie *i*.

$$J' = \frac{H'}{\ln S}$$

Equação 3.2.1.3. Cálculo da Equitabilidade.

O uso de grupos funcionais para a compreensão de alterações na estrutura das comunidades de macroalgas tem sido amplamente proposto por vários especialistas na

área da ecologia marinha (Littler, 1980; Littler & Arnold, 1982; Littler *et al.*, 1983; Steneck & Watling, 1982; Steneck & Dethier, 1994). Neste estudo, as macroalgas foram categorizadas por grupos funcionais (Balata *et al.*, 2011; Carstensen *et al.*, 2017; Guinda *et al.*, 2008) e os macroinvertebrados por grupos tróficos. Sabe-se que os grupos funcionais de macroalgas dão nome a um conjunto de adaptações morfológicas, fisiológicas e ecológicas destes organismos às condições ambientais da comunidade em que se inserem (Littler & Littler, 1984). Também a rede trófica, i.e., a caracterização das comunidades pela sua produtividade/hábitos alimentares, é um dos aspetos mais relevantes, que interfere profundamente com os processos intertidais e, conseqüentemente, com a estrutura das suas comunidades (Stephenson, 1942). A lista completa com a correspondência dos *taxa* observados com os respetivos grupos funcionais/tróficos pode ser consultada nas tabelas 3.2.3.6 e 3.2.3.7 (Anexos).

Executou-se a análise estatística para determinação das similaridades e dissimilaridades das comunidades intertidais rochosas entre as zonas de proteção PPI e PC, com recurso a ferramentas de análise multivariada disponíveis no programa informático Primer 6.0 (Clarke & Gorley, 2006). Para o efeito:

- transformaram-se previamente os dados recolhidos com raiz quadrada (percentagens de cobertura de macroalgas e líquenes por espécie e por grupo funcional) e com raiz quarta (densidades de organismos móveis e semi-sésseis), de forma a atenuar a influência das espécies mais abundantes;
- calcularam-se as matrizes de similaridade de Bray-Curtis, como base para as análises de similaridade (ANOSIM) e de percentagens de similaridade (SIMPER);
- representaram-se espacialmente as similaridades entre amostras com recurso à ordenação espacial de dimensões múltiplas (nMDS);
- foram executadas as análises de similaridade (ANOSIM) do fator de proteção, bem como as análises de percentagens de similaridade (SIMPER), de modo a estimar as espécies que mais contribuíram para a homogeneidade de cada zona de proteção considerada e para as diferenças entre zonas de proteção.

As potenciais diferenças entre organismos no que se refere à sua estrutura dimensional foram previamente observadas utilizando gráficos de densidades médias (média \pm erro-padrão) de organismos com tamanho igual ou maior que o tamanho mínimo legal de captura (Portaria n.º 82/2011, de 22 de fevereiro; tabela 3.2.1.3). O objetivo do uso destas categorias é diferenciar os organismos já desenvolvidos, com dimensão para a captura, dos juvenis. Quando esta ferramenta indicou possíveis diferenças entre categorias de tamanhos, procedeu-se à análise de estatística univariada. De acordo com a distribuição dos dados, utilizaram-se testes não-paramétricos (*Wilcoxon-test*). Foram também

analisadas as diferenças da percentagem de cobertura de macroalgas e invertebrados sésseis.

Tabela 3.2.1.3: Tamanhos legais de captura de espécies comerciais. CMC: comprimento total da concha, DE: diâmetro equatorial.

Nome comum	Espécie/ taxa	Tamanho legal de captura
Lapas	<i>Patella</i> spp.	CMC ≥ 20 mm
Burriés	<i>Phorcus</i> spp <i>Steromphala</i> spp.	CMC ≥ 12 mm
Ouriços-do-mar	<i>Paracentrotus lividus</i>	DE ≥ 50 mm

Avaliação do estado de qualidade ecológica

O estado da qualidade ecológica dos ecossistemas intertidais (praias) foi avaliado com base no índice MarMAT. Note-se que o índice MarMAT, que utiliza as macroalgas intertidais rochosas como bioindicadores de qualidade ambiental e ecológica, baseia-se no princípio de que as algas oportunistas, indicadoras da degradação de massas de água de transição e costeiras, são maioritariamente algas verdes (Chlorophyta) do género *Ulva*, *Chaetomorpha* ou *Cladophora*, ainda que existam algas oportunistas vermelhas e castanhas (WFD - UKTAG, 2014).

No MarMAT, os taxa e grupos funcionais de macroalgas são divididos em dois grandes grupos de estado ecológico (ESG), originalmente propostos por Orfanidis *et al.* (2001):

- ESG1 – que inclui taxa/ grupos funcionais de algas sensíveis, morfologicamente complexas, de sucessão tardia, perenes ou anuais;
- ESG2 – que inclui taxa/ grupos funcionais de algas oportunistas ou anuais de reprodução rápida e com ciclos de vida curtos, de morfologia simples.

Os grupos funcionais associados aos dois grupos de estado ecológico podem ser observados na tabela 3.2.1.6 (Wells *et al.*, 2007; Gaspar *et al.*, 2012). A lista de taxa e de grupos funcionais de macroalgas da base de dados, resultante das amostragens realizadas, foi trabalhada de modo a integrar uma lista de taxa reduzida (*Reduced Taxa List*, i.e. RTL), utilizada para o cálculo das métricas do índice MarMAT (tabela 3.2.3.7, Anexos). Esta lista está em consonância com outras listas desenvolvidas em Portugal por Gaspar *et al.* (2012) e pela Agência Portuguesa do Ambiente (n.d.) para a sub-tipologia nacional de Águas Costeiras do Tipo NEA 1 (A6). O objetivo da RTL é simplificar o processo de identificação de algas e o estabelecimento de uma base de comparação entre avaliações do estado ecológico com base nestes organismos. As métricas utilizadas para o cálculo do índice MarMAT estão explanadas na tabela 3.2.1.4. Os resultados de cada uma das métricas são

convertidos em pontuações, numa escala de 0 a 4, estabelecidas conforme intervalos de resultados definidos (Gaspar *et al.*, 2012; Neto *et al.*, 2012; tabela 3.2.1.5).

Tabela 3.2.1.4: Índice de qualidade ecológica utilizado e respetivas métricas.

Índice	Métricas
1. MarMAT (algas)	<p>(1) Riqueza taxonómica – Número de <i>taxa</i> de macroalgas registado na comunidade;</p> <p>(2) Proporção de <i>taxa</i> do filo Chlorophyta - Número de <i>taxa</i> de macroalgas verdes/ Número total de <i>taxa</i> de macroalgas na comunidade;</p> <p>(3) Número de <i>taxa</i> do filo Rhodophyta;</p> <p>(4) Rácio de Grupo de Estado Ecológico - Número de <i>taxa</i> de macroalgas oportunistas/ Número de <i>taxa</i> de macroalgas do grupo ESG I;</p> <p>(5) Proporção de <i>taxa</i> oportunistas - Número de <i>taxa</i> de macroalgas oportunistas/ Número total de <i>taxa</i> de macroalgas na comunidade;</p> <p>(6) Descrição da costa/local de amostragem (fator de correção para a riqueza específica): <i>* pontuação final de acordo com o valor somado das pontuações atribuídas aos seguintes parâmetros: a existência/ausência de turbidez de origem não antropogénica, a existência/ausência de desgaste por areias, tipo de costa dominante, tipo de sub-habitats observados (sub-habitat com pontuação mais elevada), n.º total de sub-habitats observados;</i></p> <p>(7) Cobertura de <i>taxa</i> oportunistas (%) – Percentagem de cobertura de macroalgas oportunistas/ Percentagem de cobertura total de macroalgas.</p>

Tabela 3.2.1.5: Parâmetros de classificação de qualidade ecológica.

MarMAT	Qualidade				
Métricas	Mau	Medíocre	Razoável	Bom	Excelente
Pontuação correspondente	0	1	2	3	4
S - Riqueza taxonómica (x2)	0-6	7-13	14-20	21-27	>28
Proporção de <i>taxa</i> Chlorophyta (x1)	0.32-1	0.27-0.31	0.21-0.26	0.15-0.20	0-0.14
Número de <i>taxa</i> Rhodophyta (x1)	0-3	4-8	9-12	13-17	18-33
Rácio entre o número de <i>taxa</i> oportunistas/ número de <i>taxa</i> do grupo ESG 1 (x1)	≥1.23	1.01-1.22	0.80-1.00	0.58-0.79	<0.58
Proporção de <i>taxa</i> oportunistas (x1)	0.59-1	0.47-0.58	0.35-0.46	0.23-0.34	0-0.22
Descrição da costa (não utilizado)	-	15-18	12-14	8-11	1-7
Percentagem de cobertura de <i>taxa</i> oportunistas (x2)	72-100	59-71	46-58	33-45	0-32

As pontuações das métricas “Riqueza taxonómica” e “Cobertura de *taxa* oportunistas (%)” foram pesadas duas vezes, devido à sua importância acrescida na determinação do estado de qualidade ecológica dos ecossistemas marinhos costeiros (Neto *et al.*, 2012). A “Cobertura de *taxa* oportunistas (%)” é calculada através da média aritmética da

percentagem relativa de *taxa* de algas oportunistas face à percentagem de cobertura total de macroalgas de cada quadrado amostrado no local (*i.e.*, a área coberta por todos os *taxa* de macroalgas equivale a 100%). Por outro lado, a métrica “Descrição da costa”, composta pela pontuação atribuída a diferentes parâmetros descritivos do local de amostragem que, segundo Wells *et al.* (2007), devem ser avaliados durante a atividade de monitorização, não foi utilizada. Apesar de alguns dos parâmetros desta métrica terem sido registados durante as amostragens, nomeadamente o tipo de costa dominante e a presença de desgaste por areias em eventos onde este fenómeno foi notável, outros como a existência de turbidez de origem não antropogénica na água e o número de sub-habitats presente não foram avaliados. Deste modo, a soma potencial máxima das pontuações atribuídas aos resultados das métricas para a classificação da qualidade ecológica é de 32 pontos em vez de 36.

O Rácio de Qualidade Ecológica (RQE), utilizado para a avaliação do estado de qualidade ecológica das comunidades de macroalgas é, então, a média ponderada das pontuações atribuídas a cada uma das métricas, calculada através da equação 3.2.1.4. Valores de RQE próximos de 1 correspondem a um estado de qualidade ecológica excelente, enquanto valores de RQE próximos de zero correspondem a um estado de qualidade ecológica mau (Neto *et al.*, 2012). Após o cálculo do RQE, a classificação do Estado de Qualidade Ecológica (EQE) é dividida em cinco classificações: “Excelente”, “Bom”, “Razoável”, “Medíocre” e “Mau”, de acordo com a tabela 3.2.1.6.

$$RQE = \frac{pRt \times 2 + pPCh + pNRh + pNOport./NESG1 + pPOport. + pCOport. \times 2}{32}$$

Equação 3.2.1.4. Cálculo do Rácio de Qualidade Ecológica (RQE).

Nota: “pRt” – pontuação atribuída à riqueza taxonómica, “pPCh” – pontuação atribuída à proporção de espécies Chlorophyta, “pNRh” – pontuação atribuída ao número de espécies Rhodophyta, “pNOport./ NESG1” – pontuação atribuída ao rácio entre o número de espécies oportunistas e o número de espécies pertencentes ao grupo de estado ecológico ESG1, “pPOport.” – pontuação atribuída à proporção de oportunistas, “pCOport.” – pontuação atribuída à cobertura (%) de *taxa* oportunistas.

Tabela 3.2.1.6: Classificação do Estado de Qualidade Ecológica (EQE) com base no Rácio de Qualidade Ecológica (RQE) (Neto *et al.*, 2012).

Soma das pontuações	0-7	8-14	15-21	22-28	29-36
RQE	0-0.20	0.21-0.40	0.41-0.60	0.61-0.80	0.81-1
EQE	Mau	Medíocre	Razoável	Bom	Excelente

No sentido de complementar a interpretação dos resultados obtidos, foram considerados três indicadores de pressão antropogénica, adaptados de Neto *et al.* (2012), que podem influenciar as praias avaliadas:

- 1) número de habitantes do aglomerado populacional mais próximo, representando o uso urbano do território;
- 2) área ocupada pelo uso industrial no território;
- 3) área ocupada por sistemas agrícolas, agroflorestais e florestais.

Estes indicadores são justificados pelo impacto que as pressões em terra podem ter nos sistemas aquáticos costeiros, em especial na degradação das comunidades de macroalgas (Neto *et al.*, 2012). A fertilização dos solos na atividade agrícola e o derrame de resíduos domésticos e industriais (associados a áreas urbanizadas) são reconhecidos como as principais fontes de poluição das águas superficiais e subterrâneas. Quando introduzidas, causam o enriquecimento das águas em sais, azoto orgânico e inorgânico e em elementos tóxicos, responsáveis por desequilíbrios físicos, químicos e biológicos, que provocam a eutrofização das massas de água (Pereira *et al.*, 2009). O fenómeno de eutrofização favorece a proliferação de espécies oportunistas que, por sua vez, competem pelos recursos das comunidades biológicas locais e conduzem à perda de biodiversidade (Pereira *et al.*, 2009). Em específico para a região do Algarve (costa vicentina), foram considerados como muito importantes os seguintes promotores de alterações da qualidade da água (INAG, 2005):

- fontes de poluição tóxicas - efluentes domésticos urbanos e indústrias não IPCC¹;
- fontes de poluição difusas - agricultura;
- fontes de poluição de captação - abastecimento público.

Os dados de pressão antropogénica foram retirados da plataforma de bases de dados nacionais PORDATA (número de habitantes) e da Carta de Uso e Ocupação do Solo (COS2018), disponível no Registo Nacional de Dados Geográficos (SNIG) da Direção-Geral do Território (tabela 3.2.1.7). Estes foram, igualmente, convertidos para uma pontuação de 1 a 4, de acordo com os critérios estabelecidos por Neto *et al.* (2012) (tabela 3.2.1.8). As pontuações de cada um dos indicadores de pressão antropogénica foram posteriormente comparados com os resultados RQE de cada praia, com o objetivo de perceber se estão potencialmente relacionados, através do coeficiente de correlação de Pearson.

¹ IPCC - Directiva 96/61/CE relativa à Prevenção e o Controlo Integrado da Poluição industrial.

Tabela 3.2.1.7: Descrição e origem dos dados utilizados para medir os indicadores de pressões antropogénicas.

	Origem dos dados
N.º de habitantes x 1 000 (2019)	PORDATA (2019) - População por município.
Área ocupada pelo uso industrial, ha (2018)	COS 2018 (DGT): 1.2 Indústria, comércio e instalações agrícolas (Nível 2).
Área por sistemas agrícolas, agroflorestais e florestais, ha (2018)	COS 2018 (DGT): 2. Agricultura (Nível 1); 4. Superfícies agroflorestais (SAF) (Nível 1); 5. Florestas (Nível 1);

Tabela 3.2.1.8: Indicadores para a avaliação das pressões antropogénicas a que os ecossistemas intertidais estão sujeitos e ano correspondente aos dados utilizados. Critérios de pontuação para os resultados obtidos (Neto *et al.*, 2012).

Pontuações	1	2	3	4
N.º de habitantes x 1 000 (2019)	<350	<700	<1 050	<1 400
Área ocupada pelo uso industrial, ha (2018)	<1 250	<2 500	<3 750	<5 000
Área por sistemas agrícolas, agroflorestais e florestais, ha (2018)	<4 500	<9 000	<13 500	<18 000

3.2.2. Resultados e discussão

Efeitos da proteção na região de Sagres

A) Resultados das comunidades de organismos sésseis

Estrutura geral das comunidades de organismos sésseis

No substrato rochoso intertidal da região de Sagres foram identificados 74 taxa de organismos sésseis (49 identificados ao nível da espécie, 16 ao nível do género e os restantes em níveis taxonómicos mais elevados; tabela 3.2.3.2, Anexos). Entre estes, 11 taxa são de macroinvertebrados sésseis, 60 de macroalgas e 3 de líqüenes. O grupo das macroalgas foi dominante (percentagem de cobertura: 41,1%), seguido dos macroinvertebrados sésseis (18,1%). Face aos grupos anteriores, os líqüenes apresentam uma percentagem de cobertura média residual (2,6%; figura 3.2.2.1).

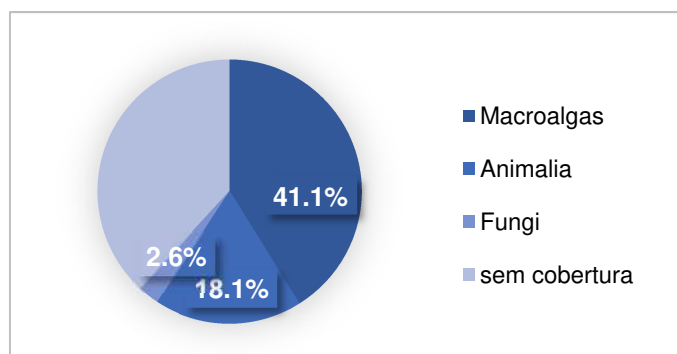


Figura 3.2.2.1: Percentagem de cobertura média dos principais grupos de organismos sésseis intertidais na região de Sagres.

Macroalgas e líquenes

O filo Rhodophyta apresentou a percentagem de cobertura média mais elevada ($27,7\% \pm 2,3\%$), seguido do filo Chlorophyta ($12,0\% \pm 1,5\%$). Os líquenes (filo Ascomycota) tiveram uma cobertura média de $2,6\% \pm 0,6\%$. O filo Ochrophyta apresentou a percentagem de cobertura mais baixa ($1,4\% \pm 0,4\%$; figura 3.2.2.2).

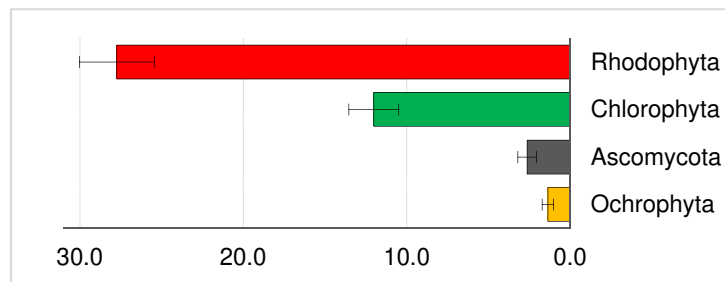


Figura 3.2.2.2: Percentagem de cobertura (média \pm erro-padrão) por filios de macroalgas e líquenes intertidais na região de Sagres.

A ordem com a maior percentagem de cobertura foi Corallinales ($15,1\% \pm 1,64\%$), representada pelas algas calcárias articuladas *Corallina/Ellisolandia* sp. ($5,5\% \pm 1,1\%$), *Ellisolandia elongata* ($4,8\% \pm 0,94\%$) e *Corallina ferreyrae* ($1,7\% \pm 0,75\%$), e pela alga calcária incrustante *Lithophyllum incrustans* ($1,8\% \pm 0,28\%$; figura 3.2.2.3). A segunda ordem mais importante foi Ulvales ($10,6\% \pm 1,5\%$), devido à percentagem de cobertura da *Ulva compressa* ($6,9\% \pm 1,34\%$), *Ulva clathrata* ($1,6\% \pm 0,39\%$) e *Ulva* sp. (foliosa) ($1,1\% \pm 0,32\%$). A terceira ordem mais representativa foi Gigartinales ($5,1\% \pm 0,70\%$), com a espécie *Caulacanthus ustulatus* a mais representativa ($3,4\% \pm 0,61\%$). Outra taxa que mais se destacou foi Gelidiales nid ($2,01\% \pm 0,45\%$), a espécie filamentosa *Ceramium ciliatum* ($1,8\% \pm 0,3\%$) e a macrófita invasora *Asparagopsis armata* ($1,3\% \pm 0,34\%$). As espécies de líquenes com cobertura representativa foram *Lichina pygmaea* ($1,4\% \pm 0,42\%$) e *Verrucaria maura* ($1,3\% \pm 0,39\%$). As 12 espécies mais importantes (11 macroalgas e dois líquenes, figura 3.2.2.3) corresponderam a uma percentagem de cobertura de $34,7\%$ (i.e., $79,4\%$ da cobertura total de macroalgas e líquenes).

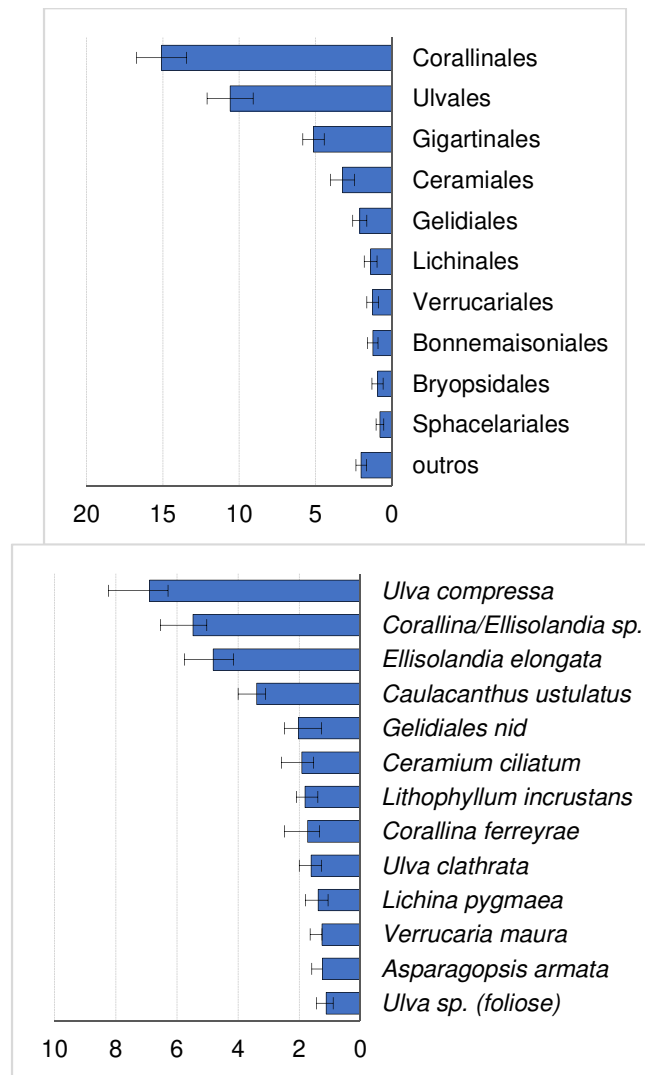


Figura 3.2.2.3: Percentagem de cobertura (média \pm erro-padrão) por ordem e espécie de macroalgas e líquenes na área de Sagres.

Relativamente à cobertura por grupos funcionais (figura 3.2.2.4), destacam-se as macroalgas calcárias articuladas (e.g., *Corallina/Ellisolandia* spp., *E. elongata*), as folhosas finas (e.g., *U. compressa*) e as ramificadas grosseiras (e.g., *C. ustulatus*, *A. armata*).

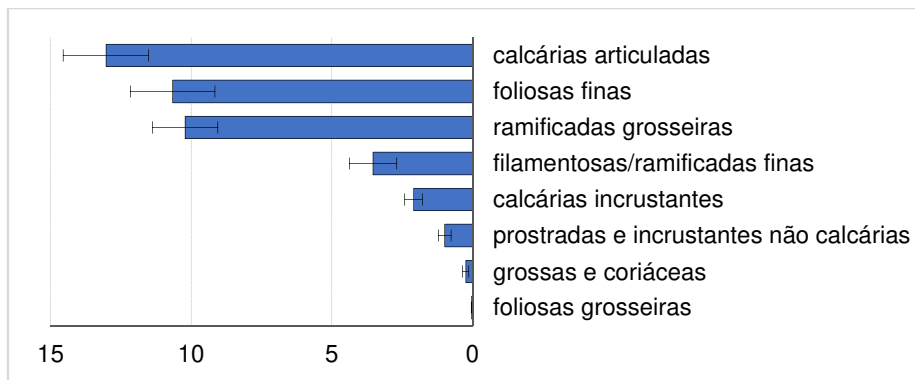


Figura 3.2.2.4: Percentagem de cobertura (média \pm erro-padrão) por grupo funcional de macroalgas intertidais na área de Sagres.

Macroinvertebrados sésseis

O filo dominante dos invertebrados sésseis foi Arthropoda (percentagem de cobertura: 14,2% \pm 1,8%), seguido pelo filo Mollusca (3,6% \pm 0,6%; figura 3.2.2.5). Com a percentagem de cobertura de 14,0% \pm 1,80%, as cracas *Chthamalus montagui* (filo Arthropoda) representaram a principal espécie sésstil. As espécies do género *Mytilus* (filo Mollusca, espécies: *Mytilus edulis*, *Mytilus galloprovincialis* e *Mytilus* sp.) no seu conjunto atingiram cobertura de 3,3% \pm 0,57%. A percentagem de cobertura dos outros filos e espécies/taxa foi inferior a 0,5 % (figura 3.2.2.5).

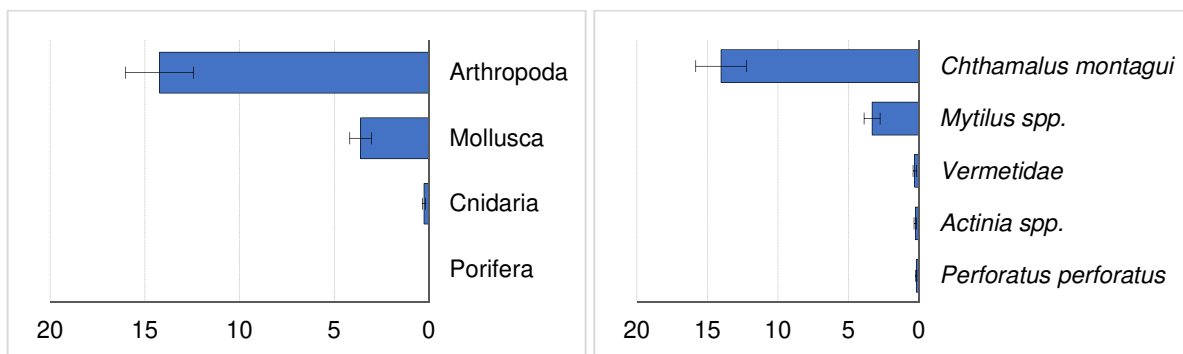


Figura 3.2.2.5: Percentagem de cobertura (média \pm erro-padrão) por filo e espécies/taxa de invertebrados sésseis intertidais na região de Sagres. Só espécies/ taxa com % de cobertura > 0,1% estão apresentados.

Comparação das comunidades sésseis por zona de proteção

Na comparação entre praias da zona PPI e PC, foram observadas diferenças significativas nos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e de Pielou (J'). Os dois índices tiveram valores significativamente maiores na zona PC comparativamente com a zona PPI (PPI: H' = 0,81 \pm 0,14; J' = 0,51 \pm 0,04; PC: H' = 1,06 \pm 0,10; J' = 0,60 \pm 0,04), indicando uma maior diversidade e menor dominância de espécies na zona PC (figura 3.2.2.6). A riqueza de espécies (S) mostrou a mesma tendência que os outros dois índices (PPI: S = 5,87 \pm 0,89; PC: S = 6,91 \pm 0,66), mesmo que não sendo significativa (figura 3.2.2.6).

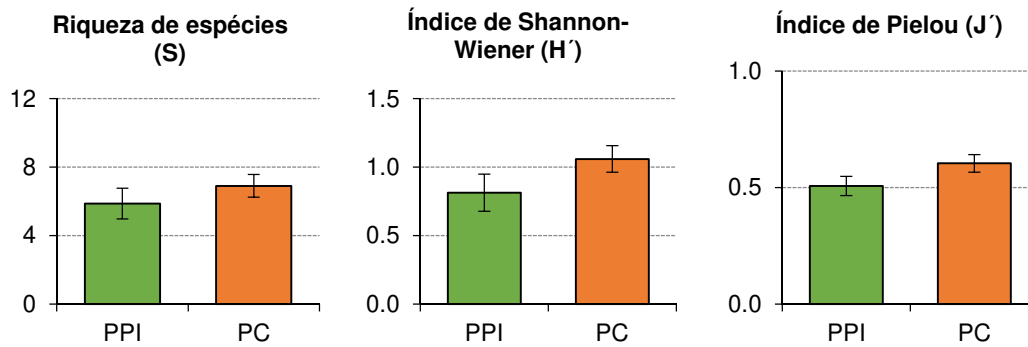


Figura 3.2.2.6: Índices de diversidade (média por quadrado \pm Int. de Conf. de 95%), dos organismos sésseis nas duas zonas de proteção PPI e PC na região de Sagres.

Diferenças entre zonas de proteção: macroalgas e líquenes

No que se refere à composição das comunidades de macroalgas e líquenes, denotou-se que o filo Rhodophyta foi significativamente mais abundante em praias PC face às praias PPI (PPI: 16,9% \pm 2,6%; PC: 33,9% \pm 3,1%, *Wilcoxon-test*, $p = 0,003$; figura 3.2.2.7). No entanto, os filios Chlorophyta e Ascomycota apresentaram percentagens de cobertura significativamente mais elevadas em praias PPI do que em praias PC (Chlorophyta - PPI: 21,2% \pm 3,5% vs. PC: 6,8% \pm 1,1%; Ascomycota - PPI 5,8% \pm 1,4% vs. 0,9 % \pm 0,4%; *Wilcoxon-test*, $p < 0,05$; figura 3.2.2.7).

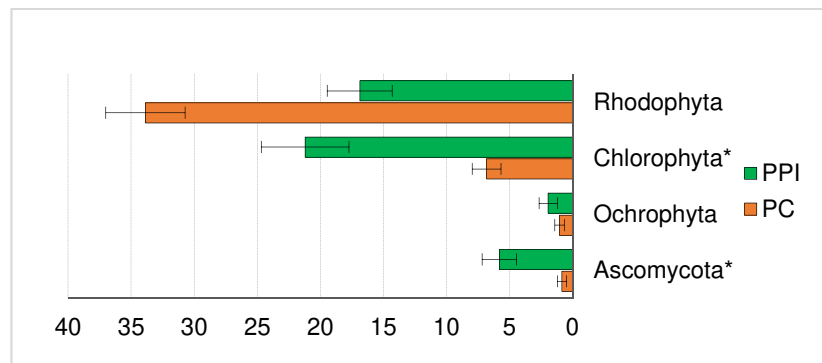


Figura 3.2.2.7: Percentagem de cobertura (média \pm erro-padrão) por filo de macroalgas e líquenes intertidais na região de Sagres, por zona de proteção (Proteção Parcial de tipo I - PPI e Proteção Complementar - PC). Diferenças significativas entre PPI e PC marcadas com * (*Wilcoxon-test*, $p < 0,05$).

A análise multivariada por espécie indicou algumas diferenças significativas entre as zonas PPI e PC (ANOSIM, $R = 0,144$, $p = 0,001$). A ordem Ulvales foi dominante na zona PPI, onde apresentou a percentagem de cobertura média maior que na zona PC, mas marginalmente não significativa (PPI: 19,9% \pm 3,52%, PC: 5,4% \pm 0,99%; *Wilcoxon-test*, $p = 0,052$; figura 3.2.2.8). Este resultado foi devido à espécie *Ulva compressa*, que obteve uma percentagem de cobertura significativamente maior na zona PPI (*Wilcoxon-test*, $p < 0,001$; figura 3.2.2.8). No entanto, a ordem Corallinales dominou na zona PC, onde teve uma percentagem de cobertura significativamente superior à ocupada na zona PPI (PPI: 5,8% \pm

1,38%, PC: 20,3% ± 2,31%; *Wilcoxon-test*, $p < 0,001$; figura 3.2.2.8). As espécies *Corallina/Ellisolandia* spp. e *Ellisolandia elongata* foram as que determinaram este resultado, com coberturas significativamente maiores na zona PC (*Wilcoxon-test*, $p < 0,05$; figura 3.1.2.2.8). Outras ordens de maior expressão na comunidade, que obtiveram percentagens de cobertura superiores a 1,5%, e as suas respetivas espécies, foram as seguintes (figura 3.2.2.7 e 3.2.2.8):

- na zona PPI: macroalgas - Gigartinales (Gigartinales nid), Ceramiales (*taxa* principal: Polysiphoniae) e Bonnemaisoniales (*A. armata*); líquenes: Lichinales (*L. pygmaea*) e Verrucariales (*V. maura*),
- na zona PC: macroalgas - Gigartinales (espécie principal: *C. ustulatus*), Ceramiales (*C. ciliatum*) e Gelidiales (Gelidiales nid).

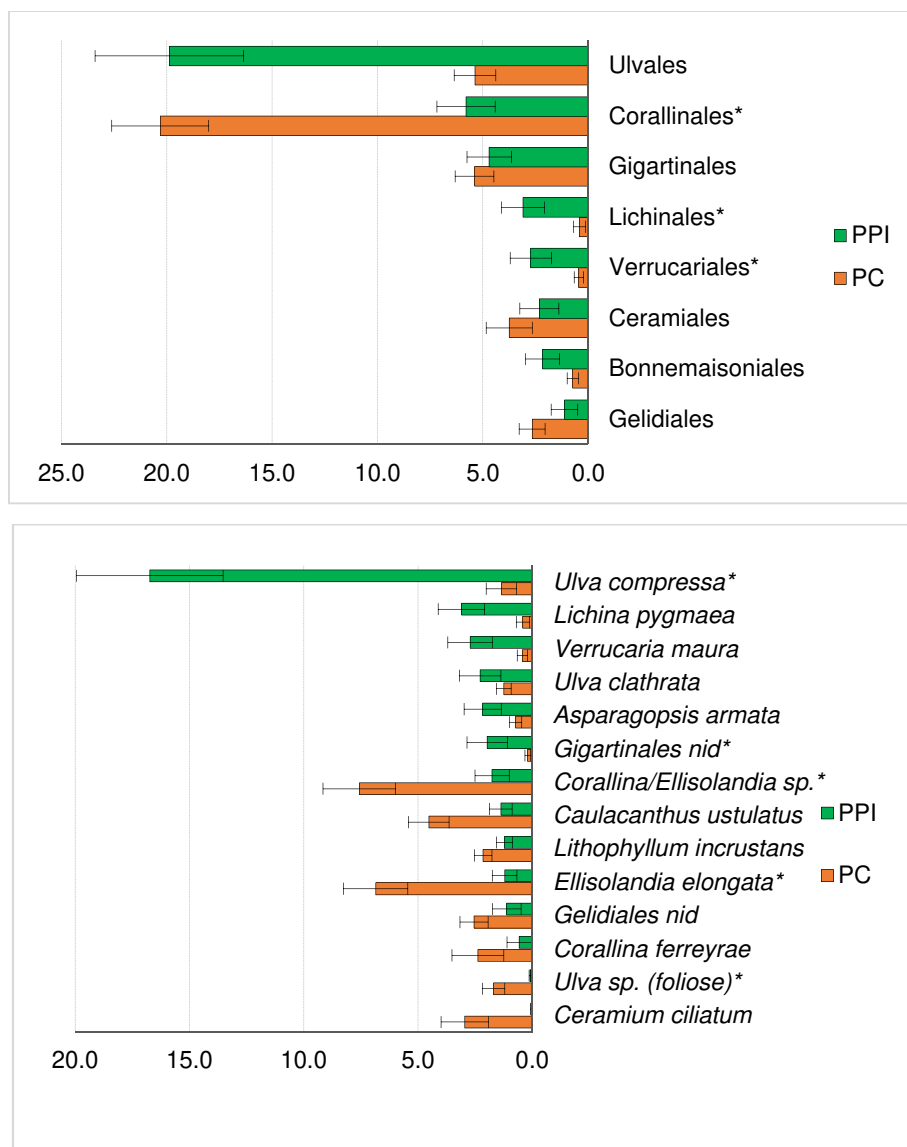


Figura 3.2.2.8: Percentagem de cobertura (média ± erro-padrão) das ordens e espécies/ *taxa* mais abundantes de macroalgas e líquenes intertidais na região de Sagres, por zona de proteção (Proteção Parcial de tipo I – PPI e Proteção Complementar - PC). Só as ordens com % de cobertura \geq a 1,5% estão apresentadas. Diferenças significativas entre PPI e PC marcadas com * (*Wilcoxon-test*, $p < 0,05$).

As ordens Lichinales e Verrucariales também tiveram maior cobertura na zona PPI que na PC (*Wilcoxon-test*, $p < 0,001$; figura 3.2.2.8). A percentagem de cobertura das espécies *L. pygmaea* (ordem Lichinales), *V. maura* (Verrucariales) e Gigartinales nid foi significativamente maior na zona PPI (*Wilcoxon-test*, $p < 0,001$; figura 3.2.2.8). No entanto, a percentagem de cobertura de *Ulva* sp. (foliosa) e Gelidiales nid foi significativamente maior na zona PC (*Wilcoxon-test*, $p < 0,05$; figura 3.2.2.8). As algas *Cystoseira* spp., importantes indicadores do estado ecológico dos ecossistemas intertidais (Díez *et al.*, 1999), na sua maioria a espécie *Cystoseira tamariscifolia*, obtiveram uma percentagem de cobertura média de $0,23\% \pm 0,11\%$, tendo sido apenas observadas numa das praias PC ($0,36\% \pm 0,16\%$), mais precisamente, na praia da Mareta ($0,72\% \pm 0,32\%$).

Analisando as macroalgas por grupos funcionais, a estrutura da comunidade foi diferente entre as zonas PPI e PC (figura 3.2.2.9). A análise multivariada resultou em poucas diferenças significativas na estrutura dos grupos funcionais (ANOSIM: $R = 0,056$, $p = 0,028$). O nMDS confirmou de forma representativa (stress: 0,15) estes resultados, indicando uma sobreposição entre amostras das duas zonas (figura 3.2.2.10). A análise univariada confirmou que as algas calcárias articuladas tiveram a percentagem de cobertura significativamente maior na zona PC (*Wilcoxon-test*, $p < 0,0001$). No entanto, a percentagem de cobertura média de algas folhosas foi maior na zona PPI, mas marginalmente não significativa (*Wilcoxon-test*, $p = 0,055$). As espécies que determinaram estas diferenças foram *Corallina/Ellisolandia* spp., *E. elongata* (calcárias articuladas) e *U. compressa* (folhosas finas; figura 3.2.2.8). O grupo de algas grossas e coriáceas (e.g., *Cystoseira* spp.) foi ausente na zona PPI (figura 3.2.2.9).

Diferenças entre zonas de proteção: macroinvertebrados sésseis

O filo Arthropoda dominou as comunidades de macroinvertebrados sésseis nas duas zonas de proteção, com percentagens de cobertura semelhantes (PPI: $12,6\% \pm 2,7\%$; PC: $15,2\% \pm 2,3\%$). O segundo filo mais representado, Mollusca, teve uma percentagem de cobertura significativamente maior na zona PC ($5,3\% \pm 0,9\%$) comparado com a zona PPI ($0,6\% \pm 0,1\%$; *Wilcoxon-test*, $p < 0,001$), devido as espécies do género *Mytilus* (PPI: $0,53\% \pm 0,12\%$; PC: $4,8\% \pm 0,86\%$; *Wilcoxon-test*, $p < 0,001$; figura 3.2.2.11), presentes na praia de Tonel ($8,9\% \pm 1,52\%$)

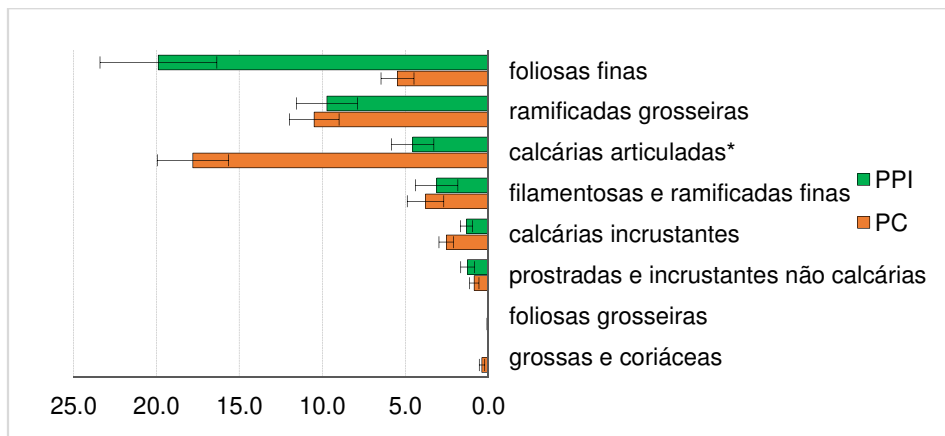


Figura 3.2.2.9: Percentagem de cobertura (média ± erro-padrão) por grupo funcional de macroalgas na área de Sagres, por zona de proteção (Proteção Parcial de tipo I - PPI e Proteção Complementar - PC). Diferenças significativas entre PPI e PC marcadas com * (*Wilcoxon-test*, $p \leq 0,05$).

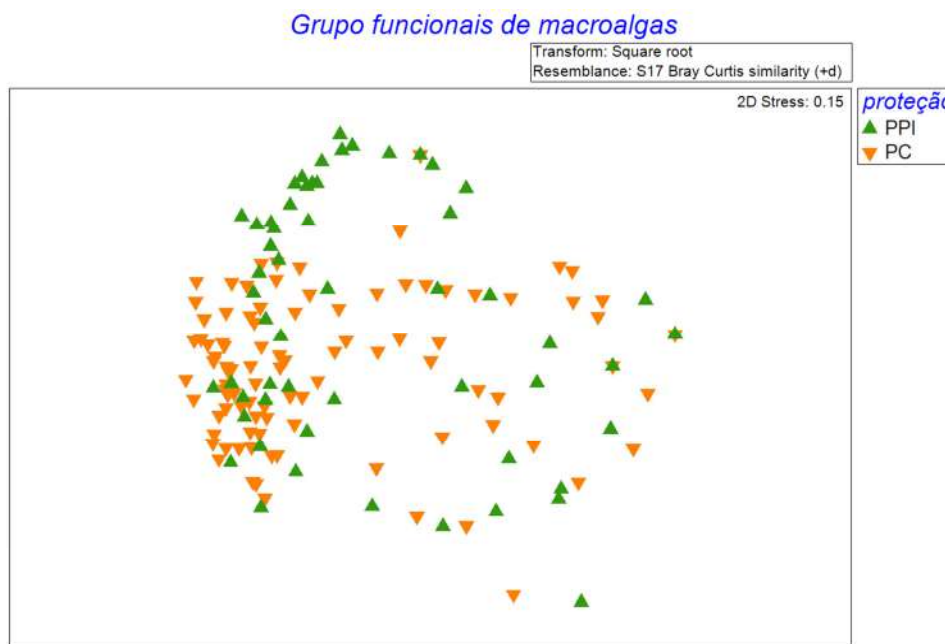


Figura 3.2.2.10: nMDS da percentagem de cobertura de macroalgas por zona de proteção na região de Sagres.

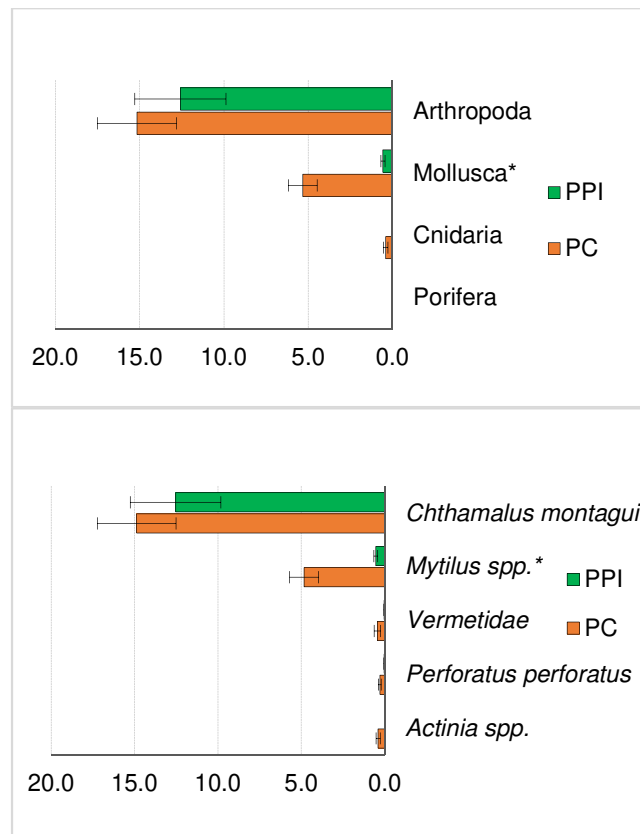


Figura 3.2.2.11: Percentagem de cobertura (média \pm erro-padrão) por filo e espécie/ taxa na região de Sagres, por zona de proteção (Proteção Parcial de tipo I - PPI e Proteção Complementar - PC). Só as espécies/ taxa com % de cobertura $> 0,1$ estão apresentadas. Diferenças significativas entre PPI e PC marcadas com * (*Wilcoxon-test*, $p \leq 0,05$).

B) Resultados das comunidades de organismos móveis e semi-sésseis

Estrutura geral das comunidades de organismos móveis e semi-sésseis

Dentro do conjunto de organismos móveis e semi-sésseis da região de Sagres do PNSACV, foram identificados 38 taxa (25 identificados ao nível da espécie, 8 ao nível do género e os restantes em níveis taxonómicos mais elevados; tabela 3.2.3.4, Anexos). Entre os seis filios observados (figura 3.2.2.12), o filo Mollusca foi o dominante, apresentando o maior número de taxa individuais ($n = 23$), uma densidade média observada de $80,0 \pm 4,55$ ind/m² e uma frequência de ocorrência (FO) de 76,0 %. Seguiram-se os filios Annelida ($n = 2$) e Arthropoda ($n = 8$), com $1,3 \pm 0,42$ ind/m² (FO = 8,8 %) e $1,3 \pm 0,55$ ind/m² (FO = 5,5 %), o filo Echinodermata ($n = 2$) com $0,2 \pm 0,11$ ind/m² (FO = 1,8 %), o filo Nematoda ($n = 1$) com $0,04 \pm 0,03$ ind/m² (FO = 0,5 %) e o filo Platyhelminthes ($n = 1$) com $0,02 \pm 0,01$ ind/m² (FO = 0,5 %).

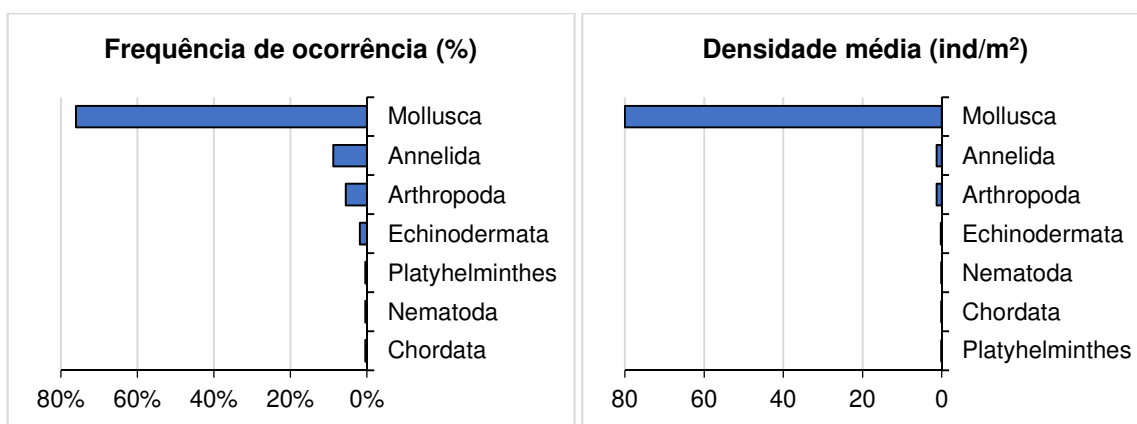


Figura 3.2.2.12.: Frequência de ocorrência (%) e densidade média (ind/m²) de cada um dos filos de invertebrados nas quatro praias da região de Sagres do PNSACV.

Entre os *taxa* observados, destacaram-se os presentes na tabela 3.2.2.1, com as lapas do género *Patella* spp. (espécies: *Patella depressa*, *Patella ulyssiponensis* e *Patella rustica*) a predominar na comunidade, seguidas das lapas *Siphonaria pectinata*, os burriés *Steromphala* spp. (*Steromphala pennanti* e *Steromphala umbilicalis*) e *Phorcus* spp. (*Phorcus sauciatus*), *Littorina* spp. (*Littorina littorea* e *Littorina saxatilis*) e o poliqueta *Eulalia viridis*. Os *taxa* mais abundantes acompanham tendencialmente aqueles que ocorreram com maior frequência nas amostragens.

Nenhuma das espécies identificadas na região de Sagres possui estatuto de proteção. Os organismos móveis e semi-sésseis com interesse, ou potencial interesse, comercial identificados na região de Sagres foram: as lapas *Patella* spp., os burriés *Phorcus* spp. e *Steromphala* spp., o ouriço-do-mar *Paracentrotus lividus* e o pepino-do-mar *Holothuria arguinensis*, ainda que os dois últimos tenham ocorrido raramente (FO = 1,4% e 0,5%, respetivamente).

Tabela 3.2.2.1: Densidade média (ind/m²) e frequência de ocorrência (FO, %) dos principais *taxa* (mais frequentes) de organismos móveis e semi-sésseis na região de Sagres.

Taxa	Densidade (ind/m ²)	FO (%)
<i>Patella</i> spp.	50,2	62,7%
<i>Siphonaria pectinata</i>	13,2	25,8%
<i>Steromphala</i> spp.	12,1	22,1%
<i>Littorina</i> spp.	4,5	2,3%
<i>Phorcus</i> spp.	3,0	15,7%
<i>Eulalia viridis</i>	1,2	8,3%

O grupo trófico com maior densidade de invertebrados móveis e semi-sésseis foi o grupo dos herbívoros ($78,5 \pm 6,42$ ind/m²; FO = 73,7%), na sua grande maioria representado pelo filo Mollusca, à exceção do ouriço-do-mar, do filo Echinodermata. Seguiu-se o grupo trófico dos detritívoros-depositívoros ($2,7 \pm 0,88$ ind/m²; FO = 12,4%), representado pelos filos

Annelida (e.g., *Eulalia viridis*), Arthropoda (*Palaemon* sp.), Echinodermata (*Holothuria arguinensis*) e Mollusca (e.g., *Tritia* spp.); o grupo dos omnívoros ($1,3 \pm 1,00$ ind/m²; FO = 5,07%), constituído pelos filos Arthropoda (e.g., *Pachygrapsus* spp.) e Mollusca (Polyplacophora); e, por fim, com uma densidade média inferior a 1,00 ind/m², o grupo dos detritívoros-suspensívoros (filo Mollusca, FO = 3,2%) e o grupo dos carnívoros (filos Arthropoda, Mollusca e Platyhelminthes, FO = 2,8%).

Comparação das comunidades móveis e semi-sésseis por zona de proteção

As comunidades de invertebrados móveis e semi-sésseis distinguiram-se muito pouco entre praias PPI e praias PC, veja-se os taxa que mais se destacaram entre os níveis de proteção nas tabelas 3.2.2.2. e 3.2.2.3. Nas praias PPI, destacou-se, em abundância, a espécie *Siphonaria pectinata* ($21,0 \pm 5,00$ ind/m²; FO = 34,0%) e em frequência de ocorrência o género *Patella* spp. ($15,7 \pm 2,92$ ind/m²; FO = 48,5%). Já nas praias PC, as *Patella* spp. foram as mais abundantes e as mais frequentes ($78,1 \pm 8,56$ ind/m²; FO = 74,2%).

Tabela 3.2.2.2: Densidade média (ind/m²) e frequência de ocorrência (FO %) dos principais taxa de organismos móveis e semi-sésseis nas praias PPI da região de Sagres.

Taxa	Densidade (ind/m ²)	FO (%)
<i>Siphonaria pectinata</i>	21,0	34,0%
<i>Steromphala</i> spp.	20,5	26,8%
<i>Patella</i> spp.	15,7	48,5%
<i>Littorina</i> spp.	8,3	3,1%
<i>Palaemon</i> spp.	2,5	2,1%
<i>Phorcus</i> spp.	2,3	12,4%

Tabela 3.1.2.2.3: Densidade média (ind/m²) e frequência de ocorrência (FO %) dos principais taxa de organismos móveis e semi-sésseis nas praias PC da região de Sagres.

Taxa	Densidade (ind/m ²)	FO (%)
<i>Patella</i> spp,	78,1	74,2%
<i>Siphonaria pectinata</i>	6,8	19,2%
<i>Steromphala</i> spp.	5,2	18,3%
<i>Phorcus</i> spp.	3,7	18,3%
<i>Eulalia viridis</i>	2,1	13,3%
<i>Littorina</i> spp.	1,4	1,7%

A densidade média de *Patella* spp. com tamanho igual ou superior ao mínimo para captura (20 mm; figura 3.1.2.2.13) foi mais elevada nas praias PC ($33,0 \pm 3,32$ ind/m²) do que nas praias PPI ($10,6 \pm 1,79$ ind/m²; *Wilcoxon-test*, $p \leq 0,0001$), com o maior valor atingido na praia do Tonel ($37,7 \pm 4,62$ ind/m²) e o menor na praia do Martinhal ($8,4 \pm 2,38$ ind/m²). Já

no caso dos burriés com interesse comercial, não foram observadas diferenças significativas na densidade média de organismos com tamanho igual ou superior ao mínimo para captura (12 mm; figura 3.2.2.14.), tanto no caso de *Sterromphala* spp. (*Wilcoxon-test*, $p = 0,239$), como de *Phorcus* spp. (*Wilcoxon-test*, $p = 0,208$). Não foram observados ouriços-do-mar com diâmetro equatorial igual ou superior a 50 mm na região de Sagres.

A riqueza específica (S), o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e o índice de equitabilidade (J'), calculados por quadrado nas duas zonas de proteção na região de Sagres (PPI e PC), estão apresentados na figura 3.2.2.15. Os valores médios de riqueza específica (PPI: $S = 1,51 \pm 0,25$; PC: $S = 1,73 \pm 0,20$) e de diversidade (PPI: $H' = 0,31 \pm 0,07$; PC: $H' = 0,33 \pm 0,07$), revelaram-se igualmente reduzidos nos dois níveis. Por conseguinte, a equitabilidade (dominância) entre espécies foi relativamente elevada nas duas zonas, especialmente nas praias PPI (PPI: $J' = 0,73 \pm 0,07$; PC: $J' = 0,65 \pm 0,07$).

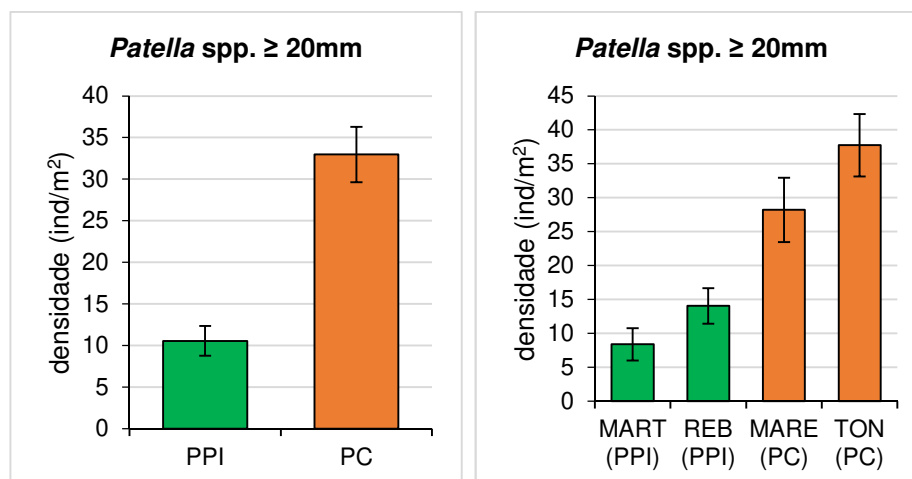


Figura 3.2.2.13: Densidade (média \pm erro-padrão; ind/m²) das lapas *Patella* spp. com tamanho igual ou superior ao tamanho mínimo de captura (20 mm), dentro do PNSACV. Resultados por zona de proteção: PPI (Proteção Parcial de tipo I), PC (Proteção Complementar); e por praia: MART (Martinhal), REB (Rebolinhos), MARE (Mareta) e TON (Tonel).

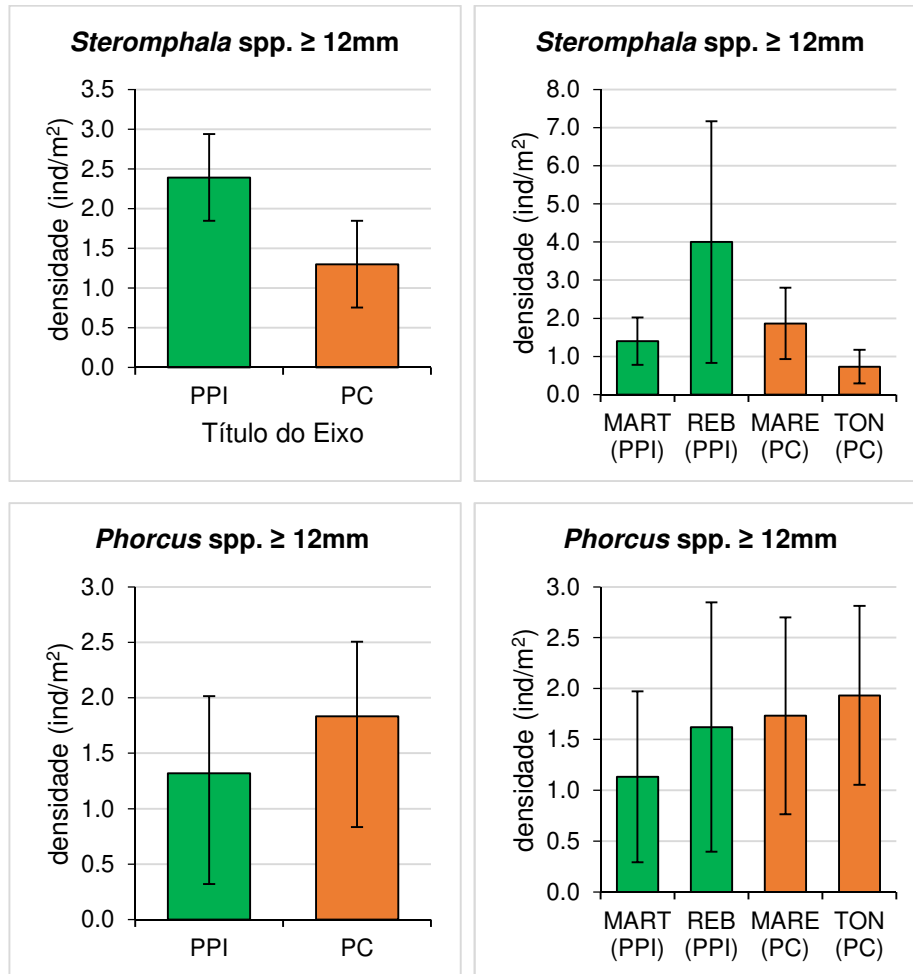


Figura 3.2.2.14: Densidade (média \pm erro-padrão; ind/m²) dos burriéis *Steromphala* spp. e *Phorcus* spp. com tamanho igual ou superior ao tamanho mínimo de captura (12 mm), dentro do PNSACV. Resultados por zona de proteção: PPI (Proteção Parcial de tipo I), PC (Proteção Complementar); e por praia: MART (Martinhal), REB (Rebolinhos), MARE (Mareta) e TON (Tonel).

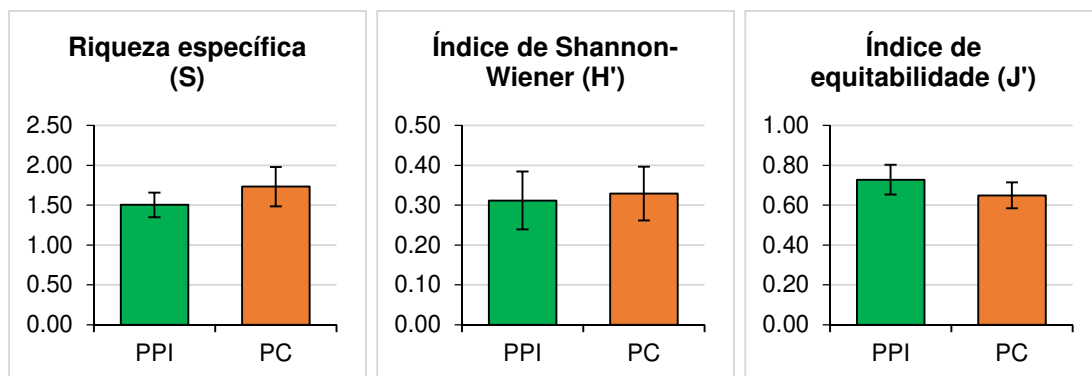


Figura 3.2.2.15: Índices de diversidade (média \pm Int. de Conf. de 95%), por quadrado, dos organismos móveis e semi-sésseis nas duas zonas de proteção PPI e PC da região de Sagres do PNSACV.

As diferenças obtidas na análise multivariada entre zonas de proteção dos valores de densidade média por quadrado de invertebrados móveis e semi-sésseis foram muito reduzidas (ANOSIM: $R = 0,11$, $p = 0,001$). A representação nMDS confirmou este resultado com um valor de stress da ordenação elevado (0,19) e com a representação das amostras nas duas zonas de proteção sobrepostas (figura 3.2.2.16.). Efetivamente, a similaridade média (SIMPER) dentro dos grupos foi reduzida: 33,0% nas praias PC e 19,0% nas praias PPI; indicando variabilidade dentro das amostras recolhidas em cada zona. Os taxa que contribuíram para as similaridades dentro de cada zona de proteção foram (SIMPER):

- PC: *Patella* spp. (contrib. = 88,6%) e *Siphonaria pectinata* (contrib. = 2,9%);
- PPI: *Patella* spp. (contrib. = 49,9%), *Siphonaria pectinata* (contrib. = 26,8%) e *Steromphala* spp. (contrib. = 20,2%).

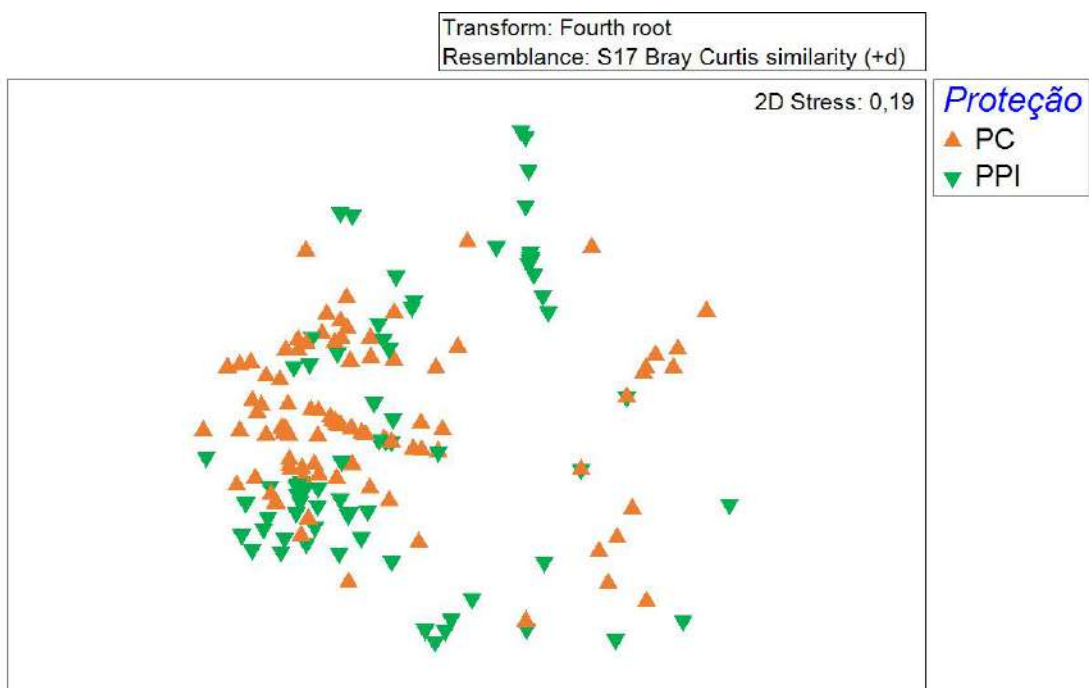


Figura 3.2.2.16: nMDS da densidade média de invertebrados móveis e semi-sésseis, por quadrado, por zona de proteção (PPI e PC), na região de Sagres do PNSACV.

Efeitos da proteção na região do Rogil

A) Resultados das comunidades de organismos sésseis

Estrutura geral das comunidades de organismos sésseis

Identificaram-se 101 taxa de organismos sésseis durante as amostragens intertidais na região do Rogil (69 ao nível da espécie, 23 ao nível do género e os restantes em níveis taxonómicos mais elevados; tabela 3.2.3.3, Anexos). Entre estes, 16 taxa foram macroinvertebrados sésseis, 82 macroalgas e 3 líquenes. As percentagens de cobertura revelam um domínio do grupo de macroalgas (38,8 %), seguidas de macroinvertebrados

sésseis (14,4%). Face aos grupos anteriores, os líquenes apresentaram uma percentagem de cobertura média residual (figura 3.2.2.17).

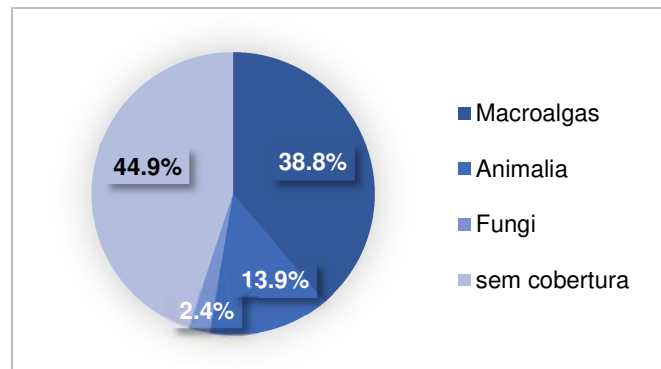


Figura 3.2.2.17: Percentagem de cobertura dos principais grupos de organismos sésseis intertidais na região do Rogil.

Macroalgas e líquenes

Dentro do grupo das macroalgas, o filo Rhodophyta apresentou a percentagem de cobertura média mais elevada ($26,4\% \pm 1,6\%$), seguido dos filios Chlorophyta ($7,2\% \pm 0,9\%$) e Ochrophyta ($5,2\% \pm 0,6\%$). Os líquenes (filio Ascomycota) tiveram uma cobertura média de $2,4\% \pm 0,4\%$ (figura 3.2.2.18).

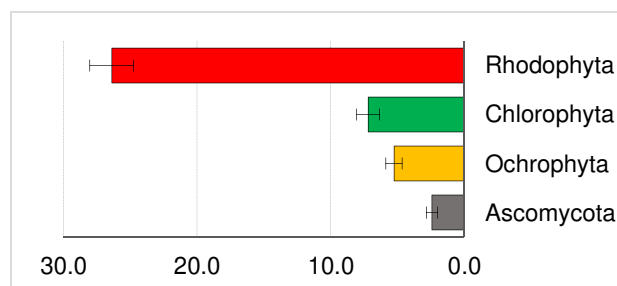


Figura 3.2.2.18: Percentagem de cobertura (média \pm erro-padrão) por filios de macroalgas e líquenes intertidais na região do Rogil.

A ordem com a maior percentagem de cobertura foi Corallinales ($18,2\% \pm 1,4\%$), sendo a alga calcária incrustante *Lithophyllum incrustans* ($6,0\% \pm 0,7\%$) e as algas calcárias articuladas *Ellisolandia elongata* ($4,6\% \pm 0,7\%$) e *Corallina/ Ellisolandia* sp. ($4,5\% \pm 0,7\%$) as espécies mais representativas. A segunda ordem mais importante foi Ulvales ($4,8\% \pm 0,8\%$), devido à percentagem de cobertura da *Ulva compressa* ($1,9\% \pm 0,6\%$), *Ulva clathrata* ($1,1\% \pm 0,2\%$) e *Ulva* sp. (foliosa) ($0,9\% \pm 0,3\%$). A terceira ordem mais representativa foi Ceramiales ($2,3\% \pm 0,5\%$), que apresentou o maior número de taxa individuais ($n = 25$). As restantes espécies que mais se destacaram foram as macrófitas *Asparagopsis armata* ($1,8\% \pm 0,3\%$), *Halopteris scoparia* ($1,8\% \pm 0,4\%$) e *Plocamium cartilagineum* ($1,1\% \pm 0,3\%$). A espécie mais importante de líquenes foi *Verrucaria mucosa*

(1,5% ± 0,3%). As 12 espécies mais importantes (11 macroalgas e um líquen, figura 3.1.2.2.19) corresponderam a uma percentagem de cobertura média de 27,7%.

Relativamente à cobertura por grupos funcionais (figura 3.2.2.20), destacam-se as macroalgas calcárias articuladas (e.g., *Corallina* spp., *Ellisolandia elongata*), as ramificadas grosseiras (e.g., *Asparagopsis armata*, *Halopteris scoparia*) e as calcárias incrustantes (e.g., *Lithophyllum incrustans*).

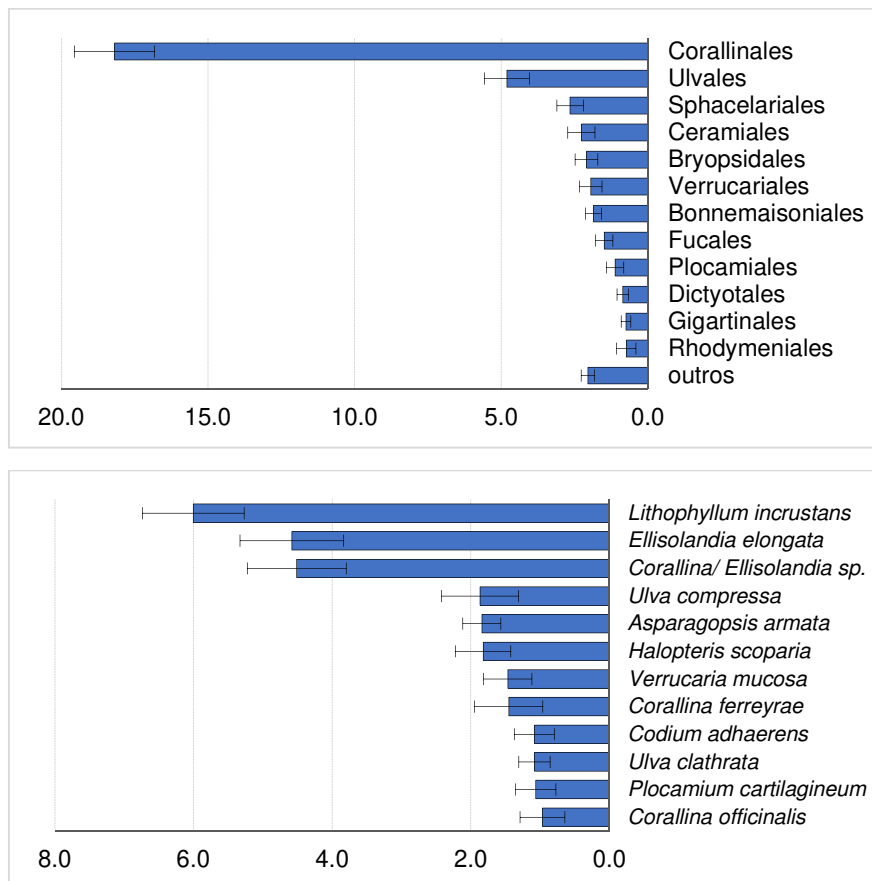


Figura 3.2.2.19: Percentagem de cobertura (média ± erro-padrão) por ordem e espécie de macroalgas e líquenes na região do Rogil.

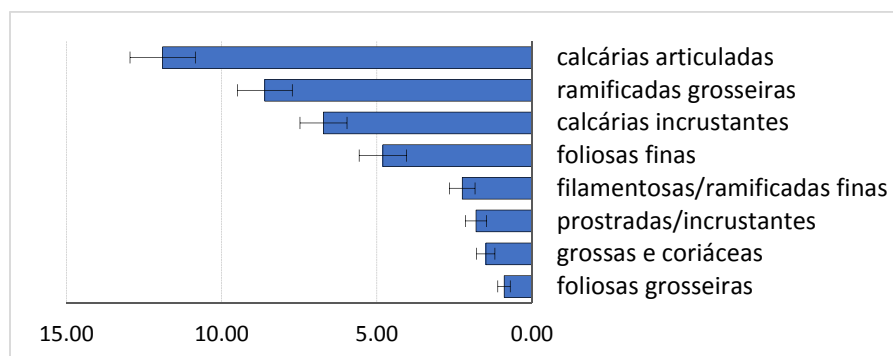


Figura 3.2.2.20: Percentagem de cobertura (média ± erro-padrão) por grupo funcional de macroalgas intertidais na região do Rogil.

Macroinvertebrados sésseis

O filo mais importante de invertebrados sésseis foi Arthropoda, que apresentou a percentagem de cobertura média mais elevada ($12,6\% \pm 1,3\%$), com a principal espécie *Chthamalus montagui* ($12,1\% \pm 1,3\%$). O segundo filo foi Mollusca, que só representou uma percentagem de cobertura média de $0,8\% \pm 0,15\%$ (figura 3.2.2.21), devido principalmente às espécies do género *Mytilus* (*Mytilus edulis*, *Mytilus galloprovincialis*, *Mytilus* sp.), que juntas contaram com $0,7\% \pm 0,14\%$. As restantes espécies tiveram as percentagens de cobertura inferiores a $0,5\%$ (figura 3.2.2.21). Os taxa principais *C. montagui* e *Mytilus* spp. pertencem ao grupo trófico dos detritívoros-suspensívoros, *i.e.* filtradores.

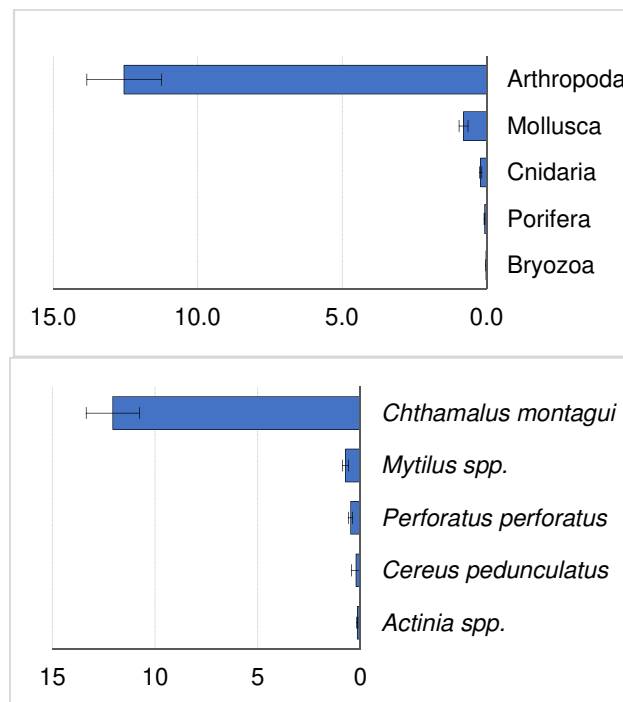


Figura 3.2.2.21: Percentagem de cobertura (média \pm erro-padrão) por filo e espécies/ taxa de invertebrados sésseis intertidais na região do Rogil. Só as espécies/ taxa com % de cobertura $< 0,1\%$ são apresentadas.

Comparação das comunidades sésseis por zona de proteção

Na comparação entre praias da zona PPI e PC, não foram observadas diferenças significativas nos valores de diversidade de organismos sésseis do intertidal. As praias da área do Rogil apresentaram uma comunidade faunística e florística sésseis diversa (PPI: $S=9,5 \pm 1,13$, $H'=1,3 \pm 0,15$; PC: $S=8,0 \pm 0,84$; $H'=1,2 \pm 0,11$) e um nível relativamente baixo de dominância entre espécies (PPI: $J'=0,64 \pm 0,04$; PC: $J'=0,60 \pm 0,04$; figura 3.2.2.22).

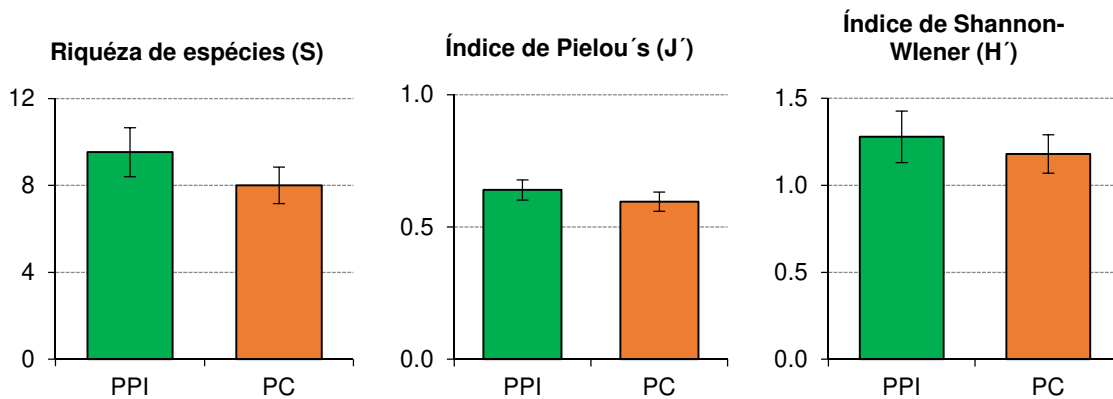


Figura 3.2.2.22: Índices de diversidade (média por quadrado ± Int. de Conf. de 95%), dos organismos sésseis nas duas zonas de proteção PPI e PC.

Macroalgas e líquenes

No que se refere à composição das comunidades de macroalgas e líquenes, denotou-se que o filo Rhodophyta manteve-se como o mais abundante nas comunidades sésseis, independentemente do nível de proteção (PPI: $25,2\% \pm 2,3\%$; PC: $27,8\% \pm 2,3\%$, figura 3.2.2.23). No entanto, é de notar que o filo Chlorophyta apresentou uma percentagem de cobertura significativamente mais elevada em praias da zona PPI ($8,7\% \pm 1,3\%$) face às praias da zona PC ($5,6\% \pm 1,1\%$; *Wilcoxon-test*, $p = 0,001$). O filo Ochrophyta foi que apresentou o terceiro valor médio nas zonas PPI ($4,8\% \pm 0,8\%$) e PC ($5,6\% \pm 0,9\%$).

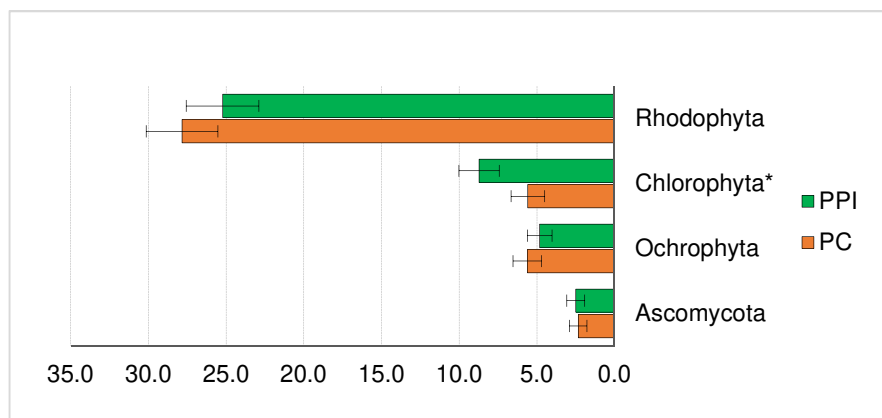


Figura 3.2.2.23: Percentagem de cobertura (média ± erro-padrão) por filo de macroalgas e líquenes intertidais na região do Rogil, por zona de proteção (Proteção Parcial de tipo I - PPI e Proteção Complementar - PC). Diferenças significativas entre PPI e PC marcadas com * (*Wilcoxon-test*, $p < 0,05$).

A segunda ordem mais relevante foi Ulvales (PPI: 5,1% ± 1,11%, PC: 4,5% ± 1,06%), na PPI mais representada por *Ulva compressa* na zona PPI (3,0% ± 1,05%) e na PC por *Ulva clathrata* (1,26% ± 0,38%) e *Ulva* sp. (foliosa) (1,21% ± 0,61%). Outras ordens melhor representadas, com percentagens de cobertura superiores a 1,5 %, e as suas respetivas espécies, foram (figura 3.2.2.24):

- na zona PPI: macroalgas - Bryopsidales (espécie mais representativa: *Codium adhaerens*), Ceramiales (*Vertebrata* spp., Rhodomelacea), Plocamiales (*P. cartilagineum*) e Bonnemaisoniales (*A. armata*); líquenes: Verrucariales (*V. mucosa*),
- na zona PC: macroalgas - Sphacelariales (*Halopteris scoparia*) e Bonnemaisoniales (*A. armata*).

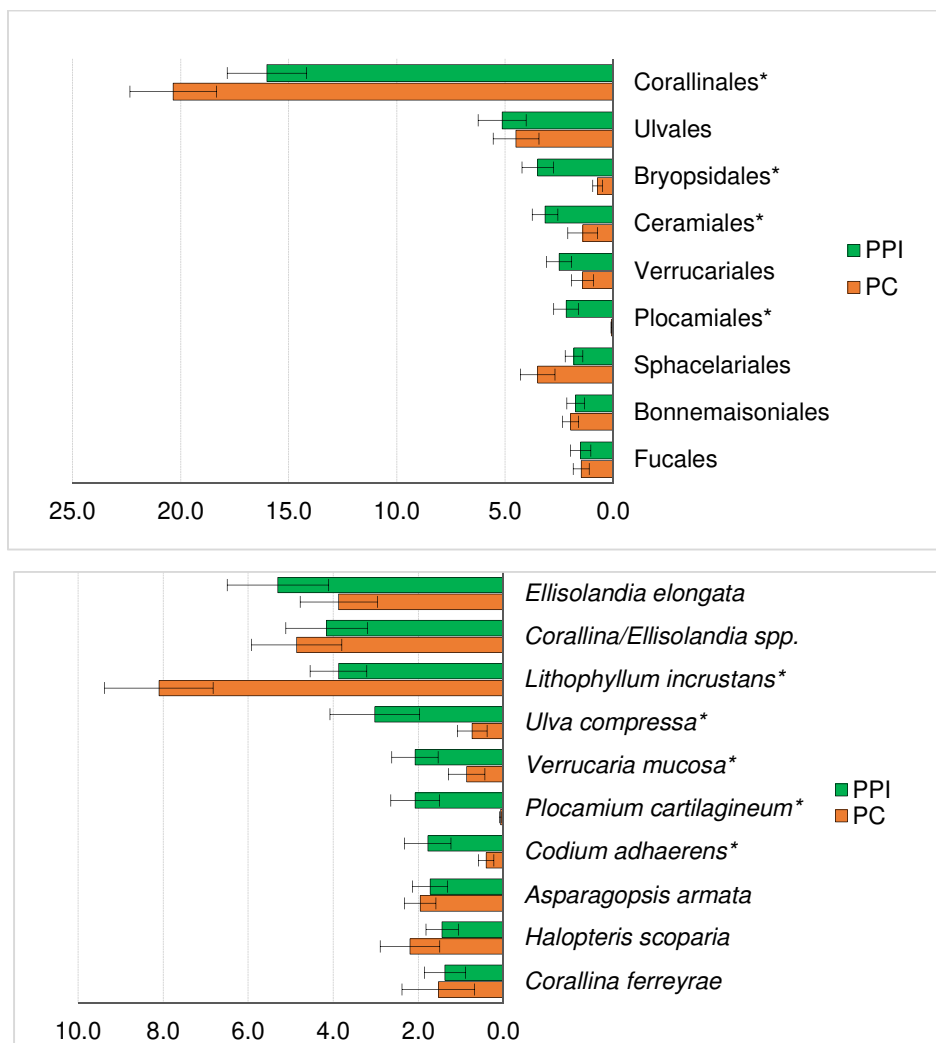


Figura 3.2.2.24: Percentagem de cobertura (média ± erro-padrão) por ordens e espécies/taxa mais abundantes de macroalgas e líquenes intertidais na região do Rogil, por zona de proteção (Proteção Parcial de tipo I – PPI e Proteção Complementar - PC). Só as ordens com % de cobertura ≥ a 1,5% estão apresentadas.

A ordem Corallinales teve percentagem de cobertura significativamente maior na zona PC que na PPI (*Wilcoxon-test*, $p = 0,035$), devido principalmente à espécie *L. incrustans* (PC > PPI, *Wilcoxon-test*, $p = 0,017$; figura 3.2.2.24). As ordens Bryopsidales, Ceramiales e Plocamiales tiveram maior cobertura na zona PPI que na PC (*Wilcoxon-test*, $p < 0,001$; figura 3.2.2.24). A percentagem de cobertura das espécies *C. adhaerens* (ordem Bryopsidales) e *P. cartilagineum* (ordem Plocamiales), e também de *U. compressa* e *V. mucosa*, foram maiores na zona PPI que na PC (*Wilcoxon-test*, $p < 0,01$; figura 3.2.2.24). A análise multivariada indicou pequenas diferenças, mesmo que significativas, entre as zonas PPI e PC (ANOSIM, $R = 0,052$, $p = 0,001$). As algas *Cystoseira* spp. (principalmente *Cystoseira tamariscifolia*), obtiveram uma percentagem de cobertura média de $0,8\% \pm 0,23\%$, com diferenças não significativas entre praias PPI ($1,2\% \pm 0,45\%$) e praias PC ($0,5\% \pm 0,14\%$; *Wilcoxon-test*, $p = 0,07964$).

Analisando as macroalgas por grupos funcionais, a estrutura da comunidade foi semelhante entra a zona PPI e PC (figura 3.2.2.25). A análise multivariada mostrou poucas diferenças significativas de estrutura de grupos funcionais (ANOSIM: $R = 0,026$, $p = 0,002$). O nMDS confirmou de forma ainda representativa (*stress*: 0,19) estes resultados, indicando uma sobreposição entre amostras das duas zonas (figura 3.2.2.26). Dois grupos funcionais apresentaram diferenças significativas entre a zona PPI e PC: as algas calcárias incrustantes tiveram uma percentagem de cobertura maior na zona PC (*Wilcoxon-test*, $p = 0,0007$), enquanto as algas folhosas grosseiras na zona PPI (*Wilcoxon-test*, $p < 0,0001$; figura 3.2.2.25). As responsáveis para estas diferenças foram a incrustante calcária *L. incrustans* e a foliosa grosseira *Dictyota dichotoma* (PPI: $0,3\% \pm 0,09$; PC: $1,3\% \pm 0,38\%$; figura 3.2.2.24).

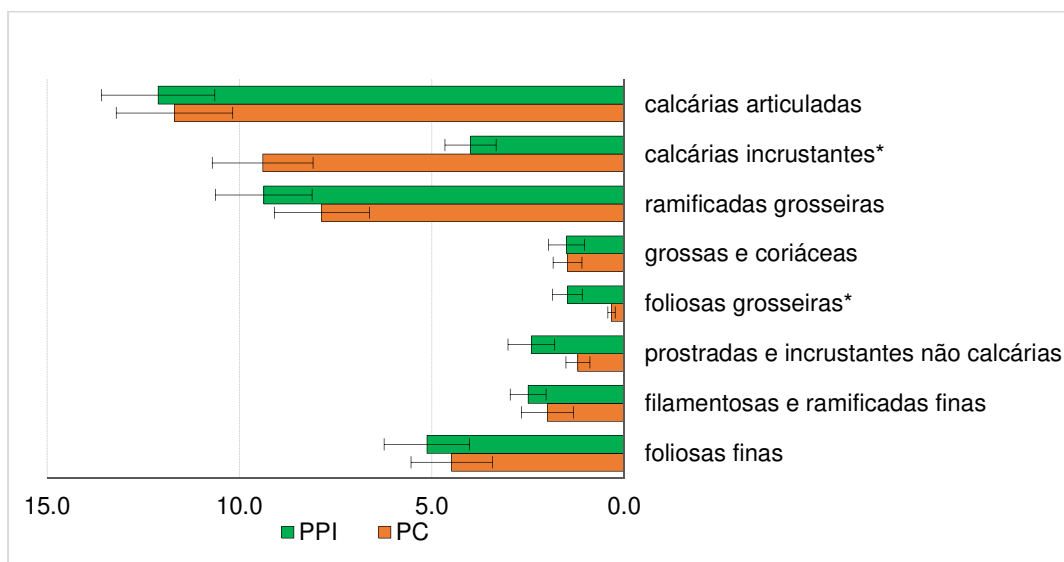


Figura 3.2.2.25: Percentagem de cobertura (média \pm erro-padrão) por grupo funcional de macroalgas na área do Rogil, por zona de proteção (Proteção Parcial de tipo I - PPI e Proteção Complementar - PC). Diferenças significativas entre PPI e PC marcadas com * (*Wilcoxon-test*, $p \leq 0,05$).

Grupos funcionais de macroalgas

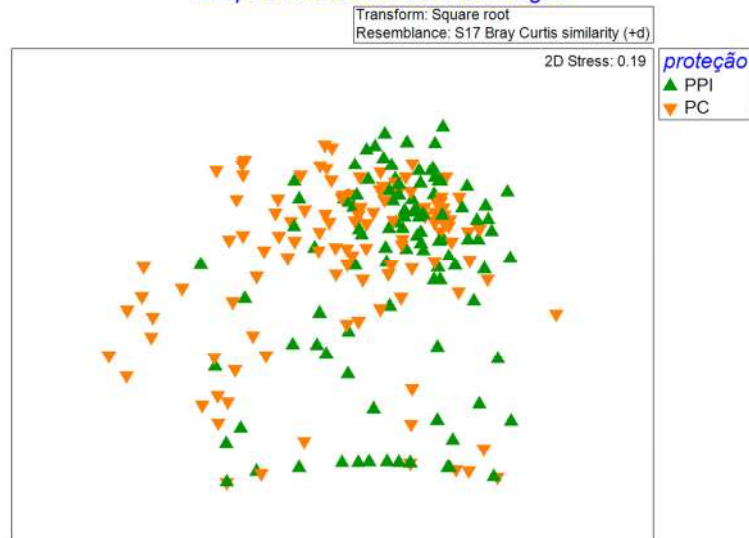


Figura 3.2.2.26: nMDS da percentagem de cobertura de macroalgas e líquenes por zona de proteção na área do Rogil.

Invertebrados sésseis

O filo dominante nas duas zonas de proteção foi Arthropoda (PPI: 9,7% ± 1,6%; PC: 15,4% ± 2,0%), representado principalmente por *C. montagui* (PPI: 9,1% ± 1,58%; PC: 15,0% ± 2,03%). A percentagem de cobertura média deste filo e da espécie *C. montagui* não diferiu significativamente entre as duas zonas (figura 3.2.2.27; *Wilcoxon-test*, $p > 0,05$).

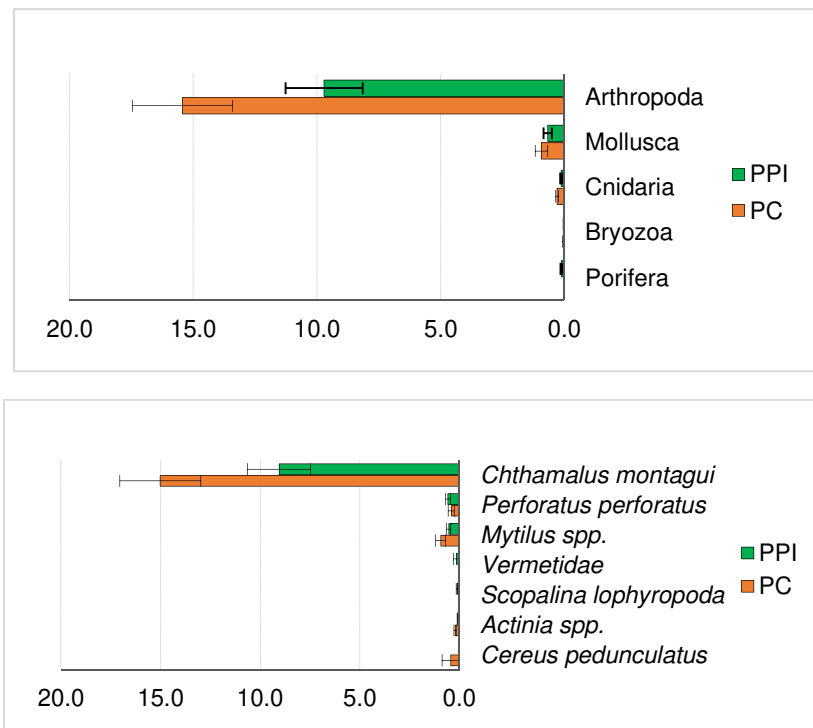


Figura 3.2.2.27: Percentagem de cobertura (média ± erro-padrão) por filo e por espécies mais abundantes de invertebrados sésseis na região do Rogil, por zona de proteção (Proteção Parcial de tipo I – PPI e Proteção Complementar - PC). Só as ordens e espécies com % de cobertura > 0,1% estão apresentadas.

B) Resultados das comunidades de organismos móveis e semi-sésseis

Estrutura geral das comunidades de organismos móveis e semi-sésseis

Dentro do conjunto de organismos móveis e semi-sésseis da região do Rogil do PNSACV, foram identificados 33 *taxa* (23 identificados ao nível da espécie, 5 ao nível do género e os restantes a níveis taxonómicos mais elevados; tabela 3.2.3.5, Anexos). Entre os quatro filos observados (figura 3.2.2.28), o filo Mollusca foi o dominante, apresentando o maior número de *taxa* individuais ($n = 21$) e uma densidade média observada de $64,6 \pm 5,39$ ind/m² (FO = 74,6 %). Seguiram-se os filos Echinodermata ($n = 3$) com $4,4 \pm 0,92$ ind/m² (FO = 19,0 %), Arthropoda ($n = 9$) com $1,1 \pm 0,32$ ind/m² (FO = 8,6 %) e o filo Annelida ($n = 1$) com $0,4 \pm 0,11$ ind/m² (FO = 7,3 %).

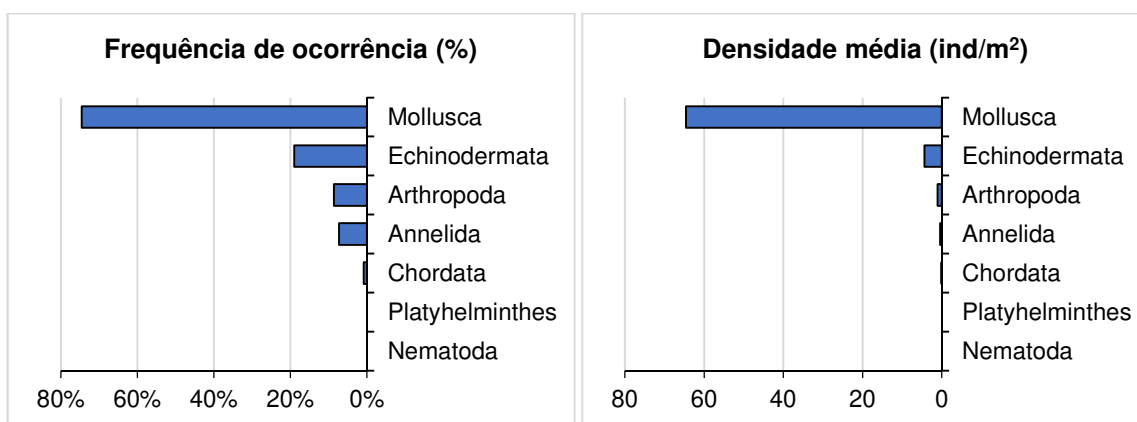


Figura 3.2.2.28: Frequência de ocorrência (%) e densidade média (ind/m²) de cada um dos filos de invertebrados móveis e semi-sésseis nas praias da região do Rogil do PNSACV.

Entre os *taxa* observados, destacaram-se os presentes na tabela 3.2.2.4, sendo que as lapas do género *Patella* spp. (espécies identificadas: *Patella depressa*, *Patella ulyssiponensis* e *Patella rustica*) dominaram a comunidade de invertebrados móveis e semi-sésseis da região. Seguidamente, destacam-se os burriés *Steromphala* spp. (*Steromphala pennanti* e *Steromphala umbilicalis*) e *Phorcus* spp. (*Phorcus lineatus* e *Phorcus sauciatu*), o ouriço-do-mar *Paracentrotus lividus* e os camarões *Palaemon* spp. Conforme o observado na região de Sagres, também na região do Rogil os *taxa* mais abundantes correspondem tendencialmente aos mais frequentes.

Nenhuma das espécies identificadas na região do Rogil possui estatuto de proteção, contudo, o ouriço-do-mar (*Paracentrotus lividus*) está identificado pela Convenção de Berna no Mediterrâneo (Anexo III). Os organismos móveis e semi-sésseis com interesse, ou potencial interesse, comercial identificados na região do Rogil foram: as lapas *Patella* spp., os burriés *Phorcus* spp. e *Steromphala* spp., o ouriço-do-mar *Paracentrotus lividus* e a navalheira *Necora puber*, embora a última tenha ocorrido raramente (FO = 0,4%).

Tabela 3.2.2.4: Densidade média (ind/m²) e frequência de ocorrência (%) dos principais taxa de organismos móveis e semi-sésseis observados na região do Rogil.

Taxa	Dens. média (ind/m ²)	Freq. Ocorr. (%)
<i>Patella</i> spp.	45,7	64,2%
<i>Steromphala</i> spp.	11,6	40,5%
<i>Phorcus</i> spp.	4,3	20,3%
<i>Paracentrotus lividus</i>	4,3	17,2%
<i>Siphonaria pectinata</i>	2,6	19,4%
<i>Palaemon</i> spp.	0,9	5,6%

A estrutura trófica da região do Rogil revelou-se muito semelhante à da região de Sagres, embora o grupo dos carnívoros tenha obtido maior expressão na sua abundância comparativamente com o dos omnívoros. O grupo trófico com maior densidade de invertebrados móveis e semi-sésseis na Região do Rogil foi o dos herbívoros ($68,5 \pm 5,45$ ind/m²; FO = 78,0%), na sua grande maioria representado por moluscos, com exceção do equinoderme *Paracentrotus lividus*. Seguiu-se o grupo trófico dos detritívoros-depositívoros ($1,5 \pm 0,32$ ind/m²; FO = 16,0%), representado pelos filos Annelida (*Eulalia viridis*), Arthropoda (e.g., *Palaemon* spp.) e Mollusca (e.g., *Tritia* spp.); o grupo dos carnívoros ($0,2 \pm 0,07$ ind/m²; FO = 4,3%), constituído pelos filos Arthropoda (*Primela denticulata*), Echinodermata (*Coscinasterias tenuispina*) e Mollusca (e.g., *Cochlis vittata*); e, finalmente, o grupo dos omnívoros ($0,07 \pm 0,04$ ind/m²; FO = 1,3%).

Comparação das comunidades móveis e semi-sésseis por zona de proteção

Como observado na região de Sagres, também na região do Rogil os organismos dominantes nas comunidades de invertebrados móveis e semi-sésseis foram semelhantes nas duas zonas de proteção (tabelas 3.2.2.5 e 3.2.2.6). As lapas *Patella* spp. e os burriés *Steromphala* spp. foram predominantes nas duas zonas de proteção, tanto em abundância como em frequência de ocorrência.

Tabela 3.2.2.5: Densidade média (ind/m²) e frequência de ocorrência (FO %), por quadrado, dos principais taxa de organismos móveis e semi-sésseis observados nas praias PPI da região do Rogil.

Taxa	Densidade (ind/m ²)	FO (%)
<i>Patella</i> spp.	47,1	67,8%
<i>Steromphala</i> spp.	7,7	33,9%
<i>Paracentrotus lividus</i>	3,4	16,5%
<i>Siphonaria pectinata</i>	2,7	25,2%
<i>Phorcus</i> spp.	2,4	13,9%

Tabela 3.2.2.6: Densidade média (ind/m²) e frequência de ocorrência (FO, %), por quadrado, dos principais taxa de organismos móveis e semi-sésseis observados nas praias PC da região do Rogil.

Taxa	Densidade (ind/m ²)	FO (%)
<i>Patella</i> spp.	44,3	60,7%
<i>Steromphala</i> spp.	15,4	47,0%
<i>Phorcus</i> spp.	6,1	26,1%
<i>Paracentrotus lividus</i>	5,1	18,0%
<i>Siphonaria pectinata</i>	2,5	13,7%
<i>Palaemon</i> spp,	1,6	9,4%

A densidade média de *Patella* spp. com tamanho igual ou superior ao mínimo para captura (20 mm; figura 3.2.2.29) foi mais elevada nas praias PPI ($33,6 \pm 4,40$ ind/m²) do que nas praias PC ($15,2 \pm 2,24$ ind/m²; *Wilcoxon-test*, $p = 0,0003$), com o maior valor atingido na praia do Vale dos Homens ($38,1 \pm 8,35$ ind/m²) e o menor na praia de Odeceixe ($9,7 \pm 1,81$ ind/m²). Os burriés com interesse comercial, *Steromphala* spp. e *Phorcus* spp., com tamanho igual ou superior ao tamanho mínimo de captura (12 mm; figura 3.2.2.30), demonstraram diferenças na sua densidade média entre zonas de proteção. Os burriés *Steromphala* spp. (≥ 12 mm), foram mais abundantes em praias PC (PPI: $0,6 \pm 0,37$ ind/m²; PC: $1,7 \pm 0,51$ ind/m²; *Wilcoxon-test*, $p = 0,0083$), sobretudo devido à praia de Odeceixe. O mesmo padrão foi verificado nos burriés *Phorcus* spp. (≥ 12 mm; PPI: $0,6 \pm 0,37$ ind/m²; PC: $2,1 \pm 0,69$ ind/m²; *Wilcoxon-test*, $p = 0,0169$). No que se refere à densidade média dos ouriços-do-mar *Paracentrotus lividus* (com interesse comercial) com tamanho igual ou superior ao tamanho mínimo de captura (50 mm; figura 3.2.2.31), não se verificaram diferenças significativas entre zonas de proteção (*Wilcoxon-test*, $p = 0,2228$), tendo apresentado a densidade média mais elevada na praia da Carriagem ($2,6 \pm 0,90$ ind/m²) e estando ausente na praia Vale dos Homens.

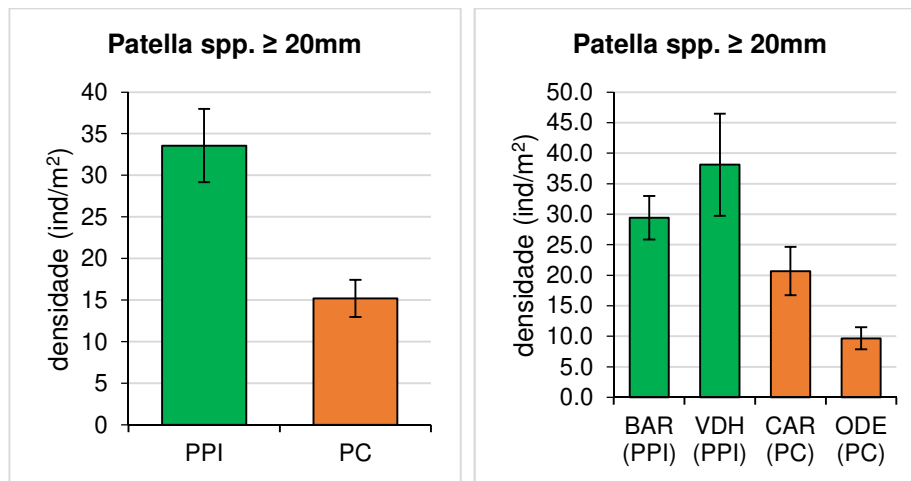


Figura 3.2.2.29: Densidade (média ± erro-padrão; ind/m²) das lapas *Patella* spp. com tamanho igual ou superior ao tamanho mínimo de captura (20 mm) dentro do PNSACV. Resultados por zona de proteção: PPI (Proteção Parcial I), PC (Proteção Complementar); e por praia: BAR (Barradinha), VDH (Vale dos Homens), CAR (Carriagem) e ODE (Odeceixe).

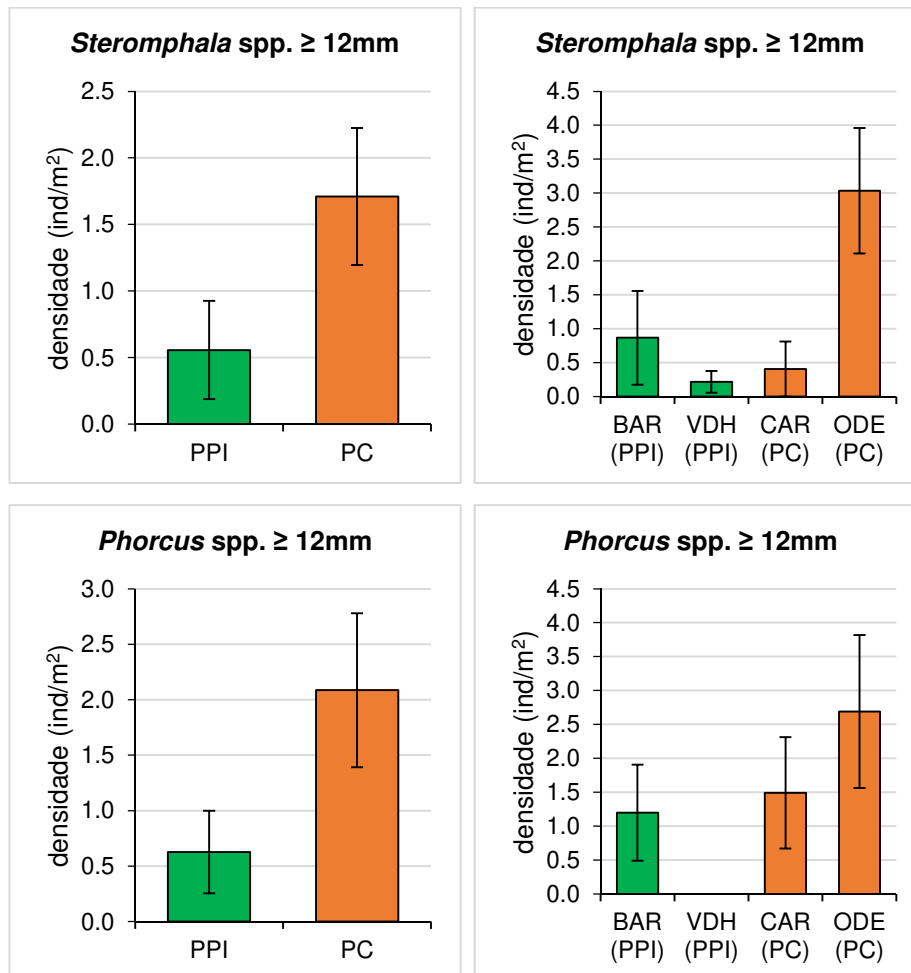


Figura 3.2.2.30: Densidade (média ± erro-padrão; ind/m²) dos burriés *Steromphala* spp. e *Phorcus* spp. com tamanho igual ou superior ao tamanho mínimo de captura (12 mm) dentro do PNSACV. Resultados por zona de proteção: PPI (Proteção Parcial I), PC (Proteção Complementar); e por praia: BAR (Barradinha), VDH (Vale dos Homens), CAR (Carriagem) e ODE (Odeceixe).

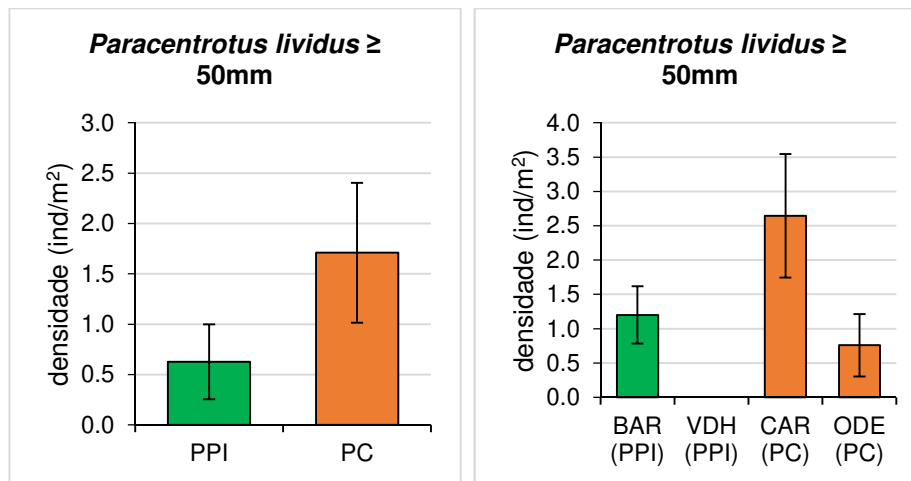


Figura 3.2.2.31: Densidade (média \pm erro-padrão; ind/m²) dos ouriços-do-mar *Paracentrotus lividus* com tamanho igual ou superior ao tamanho mínimo de captura (50 mm) dentro do PNSACV. Praias: Barradinha (BAR), Vale dos Homens (VDH), Carriagem (CAR) e Odeceixe (ODE).

A riqueza específica (S), o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e o índice de equitabilidade (J'), calculados por quadrado nas duas zonas de proteção na região do Rogil (PPI e PC), estão apresentados na figura 3.2.2.32. Os valores médios de riqueza específica (PPI: $S = 1,90 \pm 0,29$; PC: $S = 2,20 \pm 0,26$) e de diversidade (PPI: $H' = 0,41 \pm 0,08$; PC: $H' = 0,51 \pm 0,08$), revelaram-se igualmente reduzidos nas duas zonas de proteção. A equitabilidade (dominância) entre espécies foi relativamente elevada nas duas zonas (PPI: $J' = 0,69 \pm 0,05$; PC: $J' = 0,75 \pm 0,05$).

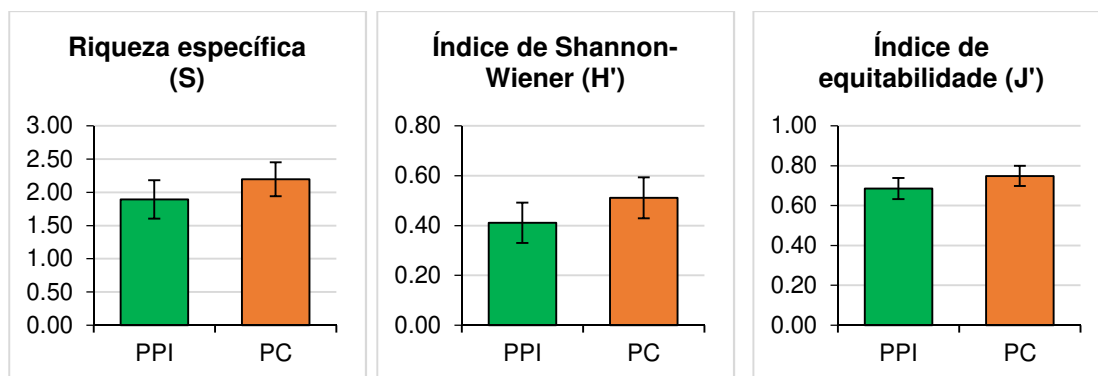


Figura 3.2.2.32.: Índices de diversidade (média \pm Int. de Conf. de 95%), por quadrado, dos organismos móveis e semi-sésseis nas duas zonas de proteção PPI e PC da região do Rogil do PNSACV.

As diferenças obtidas na análise multivariada entre zonas de proteção dos valores de densidade média por quadrado de invertebrados móveis e semi-sésseis na região do Rogil foram negligenciáveis (ANOSIM: $R = 0,027$, $p = 0,01$), tal como verificado na região de Sagres. A representação nMDS confirmou este resultado com um valor de stress da

ordenação elevado (0,18) e com a representação das amostras nas duas zonas de proteção sobrepostas (figura 3.2.2.33). Com efeito, a similaridade média dentro dos grupos foi reduzida: 28,9% nas praias PPI e 26,6% nas praias PC; indicando variabilidade dentro das amostras recolhidas em cada zona. Os taxa que contribuíram para as similaridades dentro de cada zona de proteção foram:

- PC: *Patella* spp. (contrib. = 56,8%), *Steromphala* spp. (contrib. = 28,2%) e *Phorcus* spp. (contrib. = 6,9%);
- PPI: *Patella* spp. (contrib. = 79,4%) e *Steromphala* spp. (contrib. = 10,7%).

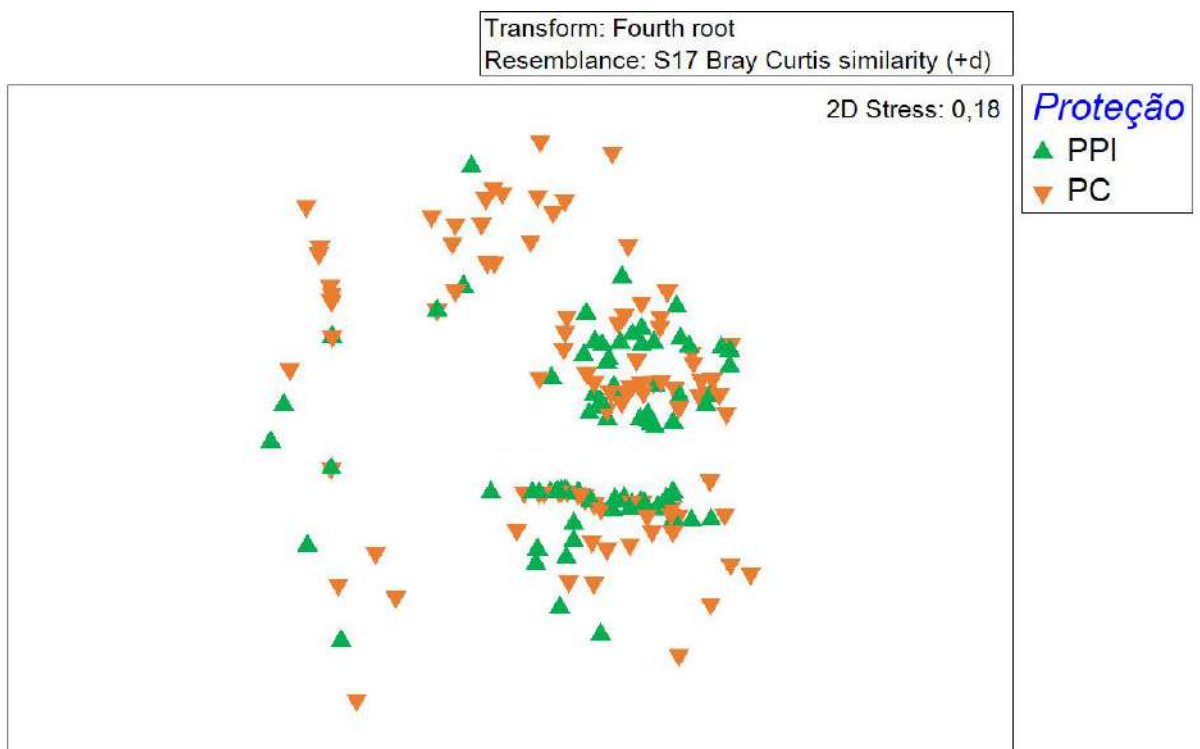


Figura 3.2.2.33: nMDS da densidade média de invertebrados móveis e semi-sésseis, por quadrado e zona de proteção (PPI e PC), na região do Rogil do PNSACV.

Estado ecológico das comunidades intertidais rochosas do PNSACV

As tabelas 3.2.2.7 e 3.2.2.8, sumarizam os valores de RQE resultantes da aplicação da ferramenta MarMAT para a avaliação do estado de qualidade ecológica das praias da costa vicentina (regiões do Rogil e de Sagres) do PNSACV. O EQE é apresentado conforme o código de cores estabelecido na Tabela 3.2.1.6. (Metodologia).

Entre as amostragens de primavera, não foram consideradas, nesta análise, as amostragens realizadas no mês de março de 2019 na praia do Martinhal e na praia da Carriagem, dado que estas foram feitas num âmbito diferente das outras amostragens, não

tendo havido uma validação das macroalgas observadas em laboratório, o que se refletiu na riqueza taxonômica observada.

Na região do Rogil do PNSACV, os resultados variaram de 0,63 (Bom), correspondente à amostragem de primavera na praia Vale dos Homens, a 0,97 (Excelente), correspondente à amostragem de outono na praia de Odeceixe (tabela 3.2.2.7). A classificação mais reduzida em destaque para a amostragem de primavera da praia do Vale dos Homens, promovida pela substancial percentagem de cobertura de algas oportunistas, justifica-se, em parte, pelo modo de como esta métrica é calculada. Por um lado registou-se uma menor cobertura total de macroalgas nessa campanha devido a uma subida mais rápida da maré que acabou por incidir a amostragem mais no nível intertidal médio-superior do que no médio-inferior; por outro lado, esta métrica considera para o cálculo da percentagem relativa a área total de macroalgas presentes no quadrado em vez da área total do quadrado, pondo em evidência a presença dos taxa de algas oportunistas, quando estas não estão acompanhadas de outros taxa de algas, independentemente do valor de área absoluta coberta pelas mesmas. Na região de Sagres do PNSACV, os resultados variaram de 0,44 (Moderado), correspondente à amostragem de outono na praia do Martinhal, a 0,97 (Excelente), correspondente à amostragem de outono na praia da Mareta (tabela 3.2.2.8). De todas as praias amostradas no PNSACV, a praia do Martinhal, apresentou o resultado mais baixo de RQE (campanha de outono), principalmente devido à elevada proporção de algas verdes oportunistas presentes no local.

Calculadas as pressões antropogénicas dos municípios que afetam as praias avaliadas, obteve-se uma pressão antropogénica superior no município de Aljezur (6), na costa oeste, comparativamente com o município de Vila do Bispo (4), na costa sul (tabela 3.2.2.9.). Quando comparados os valores de RQE obtidos para cada praia com o nível de pressão antropogénica dos municípios correspondentes, estes não demonstraram uma correlação significativa ($p \gg 0,05$; $n=2$; $r^2=0,125$; figura 3.2.2.34). Os municípios de Aljezur e Vila do Bispo, entre os indicadores de pressão utilizados, diferenciaram-se essencialmente pela extensão de área de uso agrícola, agroflorestal e florestal, muito superior no município de Aljezur (61% de ocupação da área total do município de Aljezur vs. 35% de ocupação da área total do município de Vila do Bispo). No município de Aljezur, a área florestal representa quase 80% do conjunto, a área agrícola aproximadamente 20% e as superfícies agroflorestais (SAF) apresentaram percentagens residuais. No município de Vila do Bispo, a área florestal representa 54,5% do conjunto, enquanto a área agrícola representa 45,3% e as SAF uma percentagem residual de ocupação.

Tabela 3.2.2.7.: Avaliação dos resultados da implementação do MarMAT para a classificação das praias do PNSACV – costa oeste da costa vicentina.

Costa vicentina (oeste)	BAR_1	BAR_2	CAR_2	ODE_1	ODE_2	VDH_1	VDH_2
S	36	56	53	30	40	31	50
S Chlorophyta	8	10	10	5	6	8	9
P Chlorophyta	0,22	0,18	0,19	0,17	0,15	0,26	0,18
S Rhodophyta	22	37	33	17	25	17	31
S Oportunistas / S ESG I	0,47	0,59	0,86	0,46	0,57	1,00	0,69
P Oportunistas	0,22	0,18	0,23	0,2	0,20	0,26	0,22
PC Oportunistas (%)	13,10	21,14	12,95	4,19	11,40	67,12	11,28
Soma das pontuações	30	30	28,00	30	31,00	20	30,00
RQE	0,94	0,94	0,88	0,94	0,97	0,63	0,94

S – número de taxa; P – proporção de taxa; PC (%) – percentagem de cobertura; RQE – rácio de qualidade ecológica.

Tabela 3.2.2.8.: Avaliação dos resultados da implementação do MarMAT para a classificação das praias do PNSACV – costa sul (região de Sagres) da costa vicentina.

Costa vicentina (sul)	MARE_1	MARE_2	MART_2	REB_1	REB_2	TON_1	TON_2
S	38	37	24	33	25	27	24
S Chlorophyta	9	6	6	8	6	6	6
P Chlorophyta	0,24	0,16	0,25	0,24	0,24	0,22	0,25
S Rhodophyta	24	24	17	21	18	19	17
N oport./ESG I	1,00	0,28	1,33	0,91	0,50	1,00	0,67
Porporção de oport.	0,29	0,14	0,33	0,30	0,20	0,30	0,25
PC (%) oportunistas	26,66	11,60	75,87	27,48	7,27	23,38	22,57
Soma das pontuações	27	31	14	27	28	25	25
RQE	0,84	0,97	0,44	0,84	0,88	0,78	0,78

S – número de taxa; P – proporção de taxa; PC (%) – percentagem de cobertura; RQE – rácio de qualidade ecológica.

Tabela 3.2.2.9.: Avaliação das pressões antropogénicas.

Localização das pressões antropogénicas	Área total do município (ha)	(1) N.º de habitantes x 1 000 (2019)	P(1)	(2) Área de uso industrial (ha)	P (2)	(3) Área de uso agrícola/florestal (ha)	P (3)	Pontuação das pressões antropogénicas
Aljezur	32349,96	5,59	1	31,19	1	19721,66	4	6
Vila do Bispo - Sagres	17906,07	5,15	1	28,62	1	6439,40	2	4

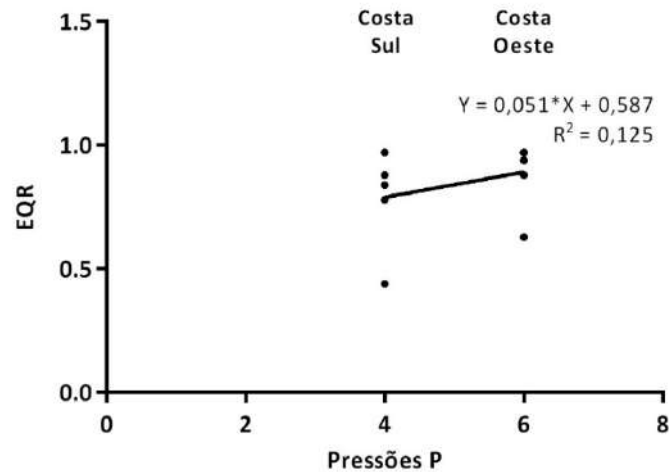


Figura 3.2.2.34.: Correspondência entre os resultados do RQE, calculado em cada uma das praias da costa oeste e sul do PNSACV, e a pontuação de pressões antropogénicas atribuída a cada um dos municípios correspondentes (Vila do Bispo – Sagres e Aljezur).

Discussão

O presente estudo não apresentou, em geral, evidências do efeito da proteção na área intertidal rochosa da costa vicentina do PNSACV, mas sim, diferenças relacionadas com as especificidades de cada habitat e os efeitos da ação antrópica no estado da qualidade ecológica destes ecossistemas costeiros. Ao nível dos potenciais efeitos de proteção consequentes das medidas de restrição de captura, apenas na região do Rogil foi observada uma densidade média de *Patella* spp. ($\geq 20\text{mm}$) significativamente superior na zona PPI do que nas zonas PC. Porém, a importância deste efeito isolado parece desenquadrar-se das restantes observações, pondo em questão se, de facto, é uma consequência do nível de proteção implementado. Estas observações vão ao encontro aos resultados de outro estudo realizado no ambiente intertidal de substrato rochoso do Sudoeste Alentejano, dentro do PNSACV (entre 2011 e 2013), que não revelou quaisquer efeitos significativos de proteção em organismos comerciais como as lapas, os burriés e os ouriços (Castro *et al.*, 2015). É referido neste estudo que a ausência deste efeito de proteção se poderá dever a ter sido realizado perto da data de implementação do parque marinho (2011), embora outros fatores também possam ter tido influência no resultado obtido, como fiscalização deficiente e incumprimento das medidas de proteção.

É de notar que nenhuma das praias amostradas durante as campanhas de monitorização a que este relatório se refere está sinalizada indicando o regime de proteção a que está sujeita dentro do Parque Marinho do PNSACV. A ausência de informação indicativa poderá promover a prática voluntária ou involuntária de atividades extrativas e não extrativas ilegais dentro do PNSACV.

Relativamente ao estado de qualidade ecológica dos ecossistemas observados, podem ser retiradas algumas conclusões relevantes.

Na região de Sagres

- Foram observados alguns indicadores de maior perturbação nas praias com proteção tipo PPI face às praias de proteção tipo PC. O caso de estudo da praia do Martinhal obteve um estado de qualidade ecológica “Moderado”, a pior classificação verificada nas praias analisadas do PNSACV. Esta classificação deveu-se, particularmente, à elevada proporção de algas verdes oportunistas presentes no local. De facto, as praias PPI revelaram uma menor diversidade da comunidade sésil (macroalgas, macroinvertebrados e líquenes), bem como uma menor percentagem de cobertura de algas Rhodophyta e uma maior percentagem de cobertura de algas Chlorophyta (principalmente as oportunistas Ulvales). Verificou-se, igualmente, nestas praias uma maior percentagem de cobertura do grupo de algas folhosas finas face a outros grupos morfo-funcionais de algas, enquanto o grupo de algas calcárias articuladas foi o mais abundante nas praias PC. A área amostrada da praia do Martinhal poderá estar sob a influência de duas linhas de água: o Barranco das Mós, que desagua diretamente na praia do Martinhal, e a Ribeira da Torre, que desagua na praia dos Rebolinhos, adjacente à primeira (figura 3.2.2.35.). Como referido anteriormente, a presença de linhas de água sujeitas à contaminação por atividades agrícolas e pela descarga de efluentes domésticos urbanos/industriais, poderá estar relacionada com a observação de uma maior abundância de algas oportunistas. No entanto, a praia dos Rebolinhos, que está sob influência direta da Ribeira da Torre, apresentou um estado de qualidade ecológica “Excelente”. Por conseguinte, existe associada à linha de água Barranco das Mós, na área de influência da água balnear da praia do Martinhal, uma Estação de Tratamento de Águas Residuais que descarrega ao largo da costa através de emissário submarino, com uma estação elevatória de águas residuais e um ponto de descarga de águas pluviais, que poderá estar a afetar o bom estado de qualidade ecológica desta praia (figura 3.2.2.35.).

- Também se verificou, nas praias PPI da região de Sagres, uma percentagem de cobertura dos filtradores *Mytilus* spp. significativamente mais elevada do que nas praias PC, apesar dos filtradores *Chthamalus* spp. não apresentarem diferenças significativas na sua cobertura entre as duas zonas de proteção. Esta diferença pode justificar-se pela preferência dos organismos *Mytilus* spp. por costas expostas com hidrodinâmicas intensas (Steffani & Branch, 2003), como o caso da praia do Tonel (do tipo PC) em contraste com as praias da Mareta, Martinhal e Rebolinhos. Existem, também, evidências na literatura de que a poluição pode encorajar o aumento da população de filtradores como *Mytilus* spp. e

Chthamalus spp., uma vez que estes organismos beneficiam do enriquecimento orgânico provocado por esse fenómeno (Díez *et al.*, 2012, 1999).

- Por fim, as lapas *Patella* spp. ($\geq 20\text{mm}$) apresentaram uma densidade média significativamente mais baixa nas praias PPI em comparação com as praias PC, o que revela a ausência do efeito de proteção e poderá ser consequência de um estado de qualidade ecológica mais pobre (Díez *et al.*, 2012). A menor densidade destes organismos herbívoros pode, também, justificar a elevada proliferação de algas verdes oportunistas (*Ulvales*), igualmente observada nas praias PPI (Phillips & Hutchison, 2008). Os burriés *Steromphala* spp. e *Phorcus* spp. ($\geq 12\text{mm}$) não apresentaram diferenças significativas na sua abundância entre praias PPI e PC.

Note-se que o princípio, que atribui *a priori* um significado ecológico à presença de oportunistas e às diferenças no número de *taxa* de algas verdes e vermelhas, bem presente nas métricas do índice MarMAT e no seu modo de classificação, é questionado por vários autores (e.g., Arévalo *et al.*, 2007; Krause-Jensen *et al.*, 2007; Wallenstein *et al.*, 2013). Estes autores defendem que a presença de espécies oportunistas pode ocorrer naturalmente e não ser uma consequência imediata de perturbações antrópicas, não obstante de, pelas suas características, vencerem as outras espécies mais sensíveis na competição por espaço e alimentação, sendo, assim, importante que a avaliação do estado ecológico considere medidas de abundância (percentagem de cobertura) de oportunistas, em detrimento do número de *taxa* oportunistas. A interpretação de alterações na proporção de *taxa* de algas Chlorophyta, Ochrophyta e Rhodophyta deve ter em conta a sua localização geográfica (Wallenstein *et al.*, 2013).



Figura 3.2.2.35: Enquadramento da praia do Martinhal relativamente à presença de duas linhas de água (linhas a azul-claro). Localização do ponto de descarga de águas pluviais e da estação elevatória de águas residuais existentes na área de influência da água balnear da praia do Martinhal (representação tal como indicada na legenda original da figura).

Na região do Rogil

- As praias da região do Rogil apresentaram todas um bom ou excelente estado de qualidade ecológica, apresentando uma comunidade sésil diversa (macroalgas, macroinvertebrados e líquenes) e com baixa dominância entre espécies. As algas Rhodophyta dominaram de forma semelhante as comunidades de macroalgas das praias PPI e das praias PC, sendo maioritariamente representadas pelas algas calcárias, que obtiveram maior expressão na percentagem de cobertura macroalgal das praias PC. Em adição, as algas Chlorophyta foram significativamente mais abundantes nas praias PPI, sem se verificar o mesmo padrão para as algas folhosas finas, que não registaram diferenças significativas entre zonas de proteção. Já as algas folhosas grosseiras (e.g., *Dictyota dichotoma*) tiveram uma percentagem de cobertura significativamente superior nas praias PPI comparativamente às PC. Este facto, acompanhado de uma percentagem de cobertura de algas calcárias incrustantes significativamente mais reduzida nas praias PPI

do que nas praias PC, pode indicar uma menor pressão de herbivoria por ouriços-do-mar (Dethier, 1994; Steneck & Dethier, 1994; Piazzi & Ceccherelli, 2019). No entanto, esta hipótese não foi suportada por diferenças significativas na densidade média de ouriços-do-mar entre praias PPI e PC.

- As macroalgas *Cystoseira* spp. estiveram presentes em todas as praias da região do Rogil, sem diferenças significativas entre praias. Estas são importantes indicadoras do estado ecológico dos ecossistemas intertidais, uma vez que são extremamente sensíveis às perturbações antrópicas, demonstrando precocemente sinais de degradação na comunidade (Díez *et al.*, 2012, 1999). Com o aumento das perturbações, este tipo de espécies indicadoras dão lugar a espécies/grupos funcionais mais resistentes à poluição como algas calcárias, *Chondria coerulescens*, *Caulacanthus ustulatus* (algas observadas durante as amostragens), entre outras (Díez *et al.*, 2012, 1999).

- Quanto aos organismos com interesse comercial, nas praias PPI da região do Rogil observou-se uma maior densidade média de *Patella* spp. (≥ 20 mm) e uma menor densidade média de burriés *Steromphala* spp. e de *Phorcus* spp. (≥ 12 mm) face às praias PC. Não foram verificadas diferenças na densidade média de ouriços *Paracentrotus lividus* (≥ 50 mm) entre as duas zonas de proteção.

3.2.3 Anexos

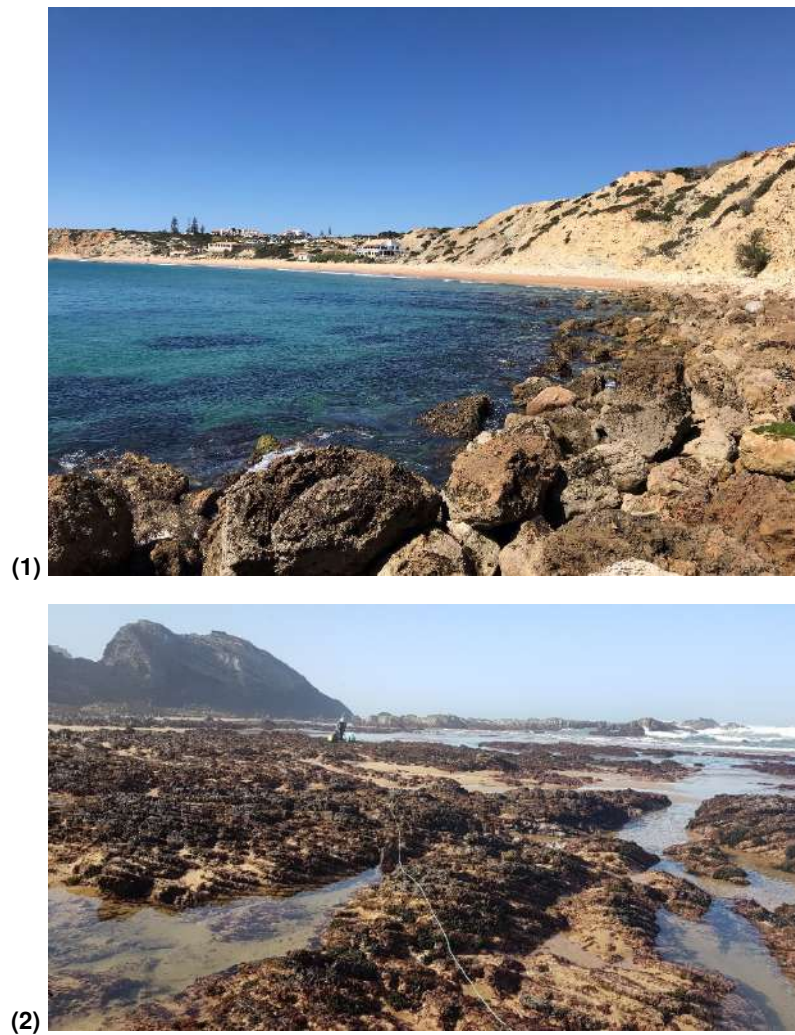


Figura 3.2.3.1: Exemplos dos dois tipos de habitat rochoso intertidal amostrados na costa vicentina do PMSACV. (1): praia do Martinhal, na região de Sagres - substrato constituído maioritariamente por rochas soltas de dimensão variável; (2): praia do Vale dos Homens, na região do Rogil – substrato constituído maioritariamente por plataformas rochosas.

Tabela 3.2.3.1: Praias intertidais rochosas amostradas no PMSACV, com informação relativa a cada praia: região e costa, coordenadas GPS (em graus decimais – DD), tipo de substrato rochoso, número total de quadrados amostrados e número de quadrados amostrados por nível intertidal (inferior, médio, superior).

Região (costa)	Praia	GPS (DD)	Substrato	N.º de quadrados por nível			
				Total	Inferior	Médio	Superior
Sagres (costa sul)	Rebolinhos	37.022°, -8.920°	Rochas soltas	37	17	15	5
	Martinhal	37.021°, -8.922°	Rochas soltas	60	20	20	20
	Mareta	37.005°, -8.934°	Rochas soltas	59	20	20	19
	Tonel	37.008°, -8.949°	Rochas soltas	60	20	20	20
Rogil (costa oeste)	Carriagem	37.367°, -8.837°	Plataformas rochosas	59	20	20	19
	Vale dos Homens	37.383°, -8.825°	Plataformas rochosas	55	19	20	16
	Barradinha	37.395°, -8.820°	Plataformas rochosas	60	20	20	20
	Odeceixe	37.444°, -8.801°	Plataformas rochosas	58	20	18	20
TOTAL				448	156	153	139

Tabela 3.2.3.2: Taxa de organismos sésseis intertidais amostrados na região de Sagres com a técnica do quadrado. Cobertura (%): percentagem de cobertura média e erro-padrão (EP). FO (%): frequência de ocorrência em percentagem por quadrado. PPI: Proteção Parcial de tipo I. PC: Proteção Complementar. Nid: não identificado.

Taxa de organismos sésseis	Região de Sagres								
	Todas as praias			Praias PPI			Praias PC		
	Cobertura %		FO %	Cobertura %		FO %	Cobertura %		FO %
	média	EP		PPI	SE		média	SE	
Reino: Animalia									
Filo: Arthropoda									
Ordem: Sessilia									
<i>Chthamalus montagui</i>	14.03	1.80	46.77	12.54	2.71	43.28	14.87	2.36	48.74
<i>Perforatus perforatus</i>	0.20	0.06	16.13	0.04	0.02	7.46	0.29	0.09	21.01
Filo: Cnidaria									
Ordem: Actiniaria									
<i>Actinia equina</i>	0.17	0.06	11.29	0.01	0.01	2.99	0.25	0.09	15.97
<i>Actinia fragacea</i>	0.00	0.00	1.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.68
<i>Actinia sp.</i>	0.09	0.06	2.15	0.00	0.00	0.00	0.14	0.09	3.36
<i>Anemonia viridis</i>	0.01	0.00	3.76	0.01	0.01	4.48	0.01	0.01	3.36
Filo: Mollusca									
Ordem: Littorinimorpha									
Vermetidae	0.29	0.13	10.22	0.04	0.02	5.97	0.44	0.20	12.61
Ordem: Mytilida									
<i>Mytilus edulis</i>	0.69	0.28	6.45	0.01	0.01	1.49	1.07	0.43	9.24
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	0.03	0.02	1.08	0.00	0.00	0.00	0.05	0.04	1.68
<i>Mytilus sp.</i>	2.60	0.52	46.24	0.52	0.12	37.31	3.77	0.79	51.26

Filo: Porifera									
Ordem: Scopalinida									
<i>Scopalina lophyropoda</i>	0.00	0.00	1.08	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	1.68
Reino: Chromista									
Filo: Ochrophyta									
Ordem: Cutleriales									
<i>Zanardinia typus</i>	0.00	0.00	0.54	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.84
Ordem: Dictyotales									
<i>Dictyota cyanoloma</i>	0.01	0.01	1.08	0.00	0.00	0.00	0.02	0.01	1.68
<i>Dictyota dichotoma</i>	0.01	0.00	1.08	0.01	0.01	1.49	0.00	0.00	0.84
Ordem: Ectocarpales									
Scytosiphonaceae	0.26	0.07	16.13	0.47	0.19	11.94	0.15	0.03	18.49
Ordem: Fucales									
<i>Cystoseira</i> sp.	0.10	0.09	2.69	0.00	0.00	0.00	0.16	0.14	4.20
<i>Cystoseira tamariscifolia</i>	0.12	0.06	2.69	0.00	0.00	0.00	0.19	0.09	4.20
<i>Sargassum</i> sp.	0.01	0.01	0.54	0.00	0.00	0.00	0.02	0.02	0.84
Ordem: Sphacelariales									
<i>Cladostephus spongiosus</i>	0.05	0.04	1.08	0.12	0.12	1.49	0.01	0.01	0.84
<i>Halopteris scoparia</i>	0.37	0.17	8.06	0.25	0.14	8.96	0.44	0.26	7.56
Sphacelariaceae	0.36	0.19	2.69	0.99	0.52	5.97	0.00	0.00	0.84
Ochrophyta nid									
Ochrophyta nid	0.06	0.02	5.38	0.10	0.06	5.97	0.20	0.10	5.04
Reino: Fungi									
Filo: Ascomycota									
Ordem: Lichinales									
<i>Lichina pygmaea</i>	1.38	0.42	9.14	3.10	1.02	20.90	0.41	0.29	2.52
Ordem: Verrucariales									
<i>Verrucaria maura</i>	1.26	0.39	18.28	2.72	0.98	29.85	0.43	0.22	11.76
<i>Verrucaria mucosa</i>	0.01	0.00	1.08	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	1.68
Reino: Plantae									
Filo: Chlorophyta									
Ordem: Bryopsidales									
<i>Bryopsis</i> sp.	0.01	0.01	0.54	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.84
<i>Codium adhaerens</i>	0.39	0.16	14.52	0.18	0.06	16.42	0.50	0.24	13.45
<i>Codium</i> sp. (erecto)	0.50	0.33	7.53	0.33	0.25	7.46	0.60	0.51	7.56
<i>Codium tomentosum</i>	0.04	0.02	3.23	0.00	0.00	0.00	0.06	0.03	5.04
<i>Codium vermilara</i>	0.01	0.01	0.54	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.84
Ordem: Cladophorales									
<i>Cladophora</i> sp.	0.28	0.15	4.30	0.76	0.41	8.96	0.01	0.01	1.68
<i>Valonia macrophysa</i>	0.00	0.00	0.54	0.01	0.01	1.49	0.00	0.00	0.00
Ordem: Ulvales									
<i>Ulva clathrata</i>	1.62	0.38	31.18	2.28	0.91	37.31	1.24	0.32	27.73
<i>Ulva compressa</i>	6.89	1.34	30.65	16.74	3.21	44.78	1.35	0.66	22.69
<i>Ulva rigida</i>	0.96	0.23	27.96	0.76	0.22	34.33	1.07	0.35	24.37
<i>Ulva</i> sp. (foliosa)	1.12	0.32	25.27	0.10	0.04	11.94	1.70	0.49	32.77
Chlorophyta nid									
Chlorophyta nid	0.19	0.10	9.14	0.03	0.01	5.97	0.27	0.16	10.92

Chlorophyta nid (filamentosa)	0.02	0.01	1.61	0.03	0.03	1.49	0.01	0.01	1.68
Filo: Rhodophyta									
Ordem: Bangiales									
<i>Porphyra</i> sp.	0.07	0.04	2.15	0.00	0.00	0.00	0.10	0.06	3.36
Ordem: Bonnemaisoniales									
<i>Asparagopsis armata</i>	1.25	0.34	17.74	2.17	0.81	16.42	0.73	0.27	18.49
Ordem: Ceramiales									
<i>Ceramium ciliatum</i>	1.91	0.67	10.75	0.06	0.02	10.45	2.96	1.04	10.92
<i>Ceramium</i> sp.	0.37	0.16	7.53	0.26	0.25	2.99	0.43	0.21	10.08
<i>Ceramium virgatum</i>	0.15	0.12	3.23	0.40	0.32	2.99	0.02	0.01	3.36
<i>Chondria coerulescens</i>	0.02	0.01	1.61	0.01	0.01	2.99	0.02	0.02	0.84
<i>Dasya</i> sp.	0.00	0.00	0.54	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.84
<i>Hypoglossum heterocystideum</i>	0.01	0.00	1.08	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	1.68
<i>Laurencia</i> sp.	0.08	0.08	0.54	0.21	0.21	1.49	0.00	0.00	0.00
<i>Nitophyllum punctatum</i>	0.00	0.00	0.54	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.84
<i>Osmundea pinnatifida</i>	0.00	0.00	0.54	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.84
<i>Osmundea</i> sp.	0.03	0.03	1.61	0.09	0.08	4.48	0.00	0.00	0.00
Polysiphonieae	0.65	0.24	13.98	1.28	0.60	16.42	0.30	0.15	12.61
Rhodomelaceae	0.00	0.00	0.54	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.84
Ordem: Corallinales									
<i>Amphiroa beauvoisii</i>	0.02	0.01	2.69	0.03	0.02	4.48	0.01	0.01	1.68
<i>Amphiroa rigida</i>	0.20	0.19	1.61	0.00	0.00	0.00	0.31	0.30	2.52
<i>Corallina ferreyrae</i>	1.73	0.75	4.84	0.57	0.54	4.48	2.38	1.13	5.04
<i>Corallina officinalis</i>	0.00	0.00	0.54	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.84
<i>Corallina/ Ellisolandia</i> sp.	5.48	1.07	27.42	1.76	0.75	22.39	7.57	1.59	30.25
<i>Ellisolandia elongata</i>	4.82	0.94	24.19	1.21	0.54	17.91	6.85	1.41	27.73
<i>Jania rubens</i>	0.79	0.33	12.90	0.98	0.77	8.96	0.68	0.28	15.13
<i>Lithophyllum byssoides</i>	0.24	0.12	6.99	0.03	0.02	4.48	0.36	0.19	8.40
<i>Lithophyllum incrustans</i>	1.81	0.28	41.40	1.22	0.34	41.79	2.15	0.39	41.18
Ordem: Gelidiales									
Gelidiales nid	2.03	0.45	26.88	1.11	0.63	19.40	2.55	0.61	31.09
<i>Gelidium corneum</i>	0.02	0.01	1.61	0.00	0.00	0.00	0.03	0.02	2.52
<i>Gelidium spinosum</i>	0.05	0.03	3.23	0.01	0.01	1.49	0.08	0.05	4.20
Ordem: Gigartinales									
<i>Caulacanthus ustulatus</i>	3.39	0.61	32.80	1.37	0.50	19.40	4.53	0.89	40.34
<i>Chondracanthus acicularis</i>	0.79	0.22	13.44	1.32	0.51	14.93	0.49	0.17	12.61
<i>Chondracanthus</i> sp.	0.11	0.05	4.84	0.02	0.02	2.99	0.16	0.08	5.88
Gigartinales nid	0.84	0.33	12.37	1.98	0.89	23.88	0.21	0.12	5.88
<i>Rhodophyllis</i> sp.	0.00	0.00	0.54	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.84
Ordem: Hapalidiales									
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	0.04	0.01	4.84	0.07	0.03	8.96	0.03	0.01	2.52
Ordem: Hildenbrandiales									
<i>Hildenbrandia rubra</i>	0.30	0.16	6.45	0.54	0.37	8.96	0.16	0.13	5.04
Ordem: Peyssonneliales									
<i>Peyssonnelia coriacea</i>	0.01	0.01	0.54	0.01	0.01	1.49	0.00	0.00	0.00
Ordem: Plocamiales									
<i>Plocamium cartilagineum</i>	0.30	0.10	14.52	0.05	0.02	7.46	0.44	0.16	18.49

<i>Plocamium</i> sp.	0.09	0.07	1.08	0.00	0.00	0.00	0.14	0.11	1.68
Ordem: Rhodymeniales									
<i>Champia parvula</i>	0.01	0.00	1.08	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	1.68
Champiaceae	0.01	0.01	1.61	0.00	0.00	0.00	0.02	0.01	2.52
<i>Gastroclonium ovatum</i>	0.01	0.01	0.54	0.00	0.00	0.00	0.02	0.02	0.84
Rhodophyta nid									
Rhodophyta nid	0.09	0.03	8.60	0.08	0.06	5.97	0.10	0.04	10.08
Rhodophyta nid (filamentosa)	0.00	0.00	0.54	0.01	0.01	1.49	0.00	0.00	0.00
Rhodophyta nid (foliosa)	0.01	0.00	1.08	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	1.68
Rhodophyta nid (encrustante)	0.03	0.02	2.15	0.04	0.03	2.99	0.02	0.02	1.68

Tabela 3.2.3.3: Taxa de organismos sésseis intertidais amostrados na região do Rogil com a técnica do quadrado. Cobertura (%): percentagem de cobertura média e erro-padrão (EP). FO (%): frequência de ocorrência em percentagem por quadrado. PPI: Proteção Parcial de tipo I. PC: Proteção Complementar. Nid: não identificado.

Taxa de organismos sésseis	Todas as praias			Praias PPI			Praias PC		
	Cobertura %		FO %	Cobertura %		FO %	Cobertura %		FO %
	média	EP		média	EP		média	EP	
Reino: Animalia									
Filo: Arthropoda									
Ordem: Scalpelliformes									
<i>Pollicipes pollicipes</i>	0.00	0.00	0.86	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	1.71
Ordem: Sessilia									
<i>Chthamalus montagui</i>	12.06	1.30	57.33	9.05	1.58	60.00	15.02	2.03	54.70
<i>Perforatus perforatus</i>	0.48	0.10	19.83	0.57	0.13	26.96	0.40	0.15	12.82
Filo: Bryozoa									
Ordem: Cheilostomatida									
<i>Schizobrachiella sanguinea</i>	0.02	0.02	0.86	0.01	0.01	0.87	0.03	0.03	0.85
Filo: Cnidaria									
Ordem: Actiniaria									
<i>Actinia equina</i>	0.10	0.03	20.26	0.05	0.02	14.78	0.15	0.05	25.64
<i>Actinia fragacea</i>	0.01	0.01	4.74	0.01	0.00	7.83	0.01	0.01	1.71
<i>Actinia</i> sp.	0.03	0.01	3.88	0.01	0.00	3.48	0.05	0.03	4.27
<i>Anemonia viridis</i>	0.04	0.01	9.05	0.01	0.00	2.61	0.08	0.02	15.38
<i>Cereus pedunculatus</i>	0.01	0.01	0.43	0.00	0.00	0.00	0.02	0.02	0.85
Class: Hydrozoa									
Hydrozoa nid	0.02	0.02	0.43	0.03	0.03	0.87	0.00	0.00	0.00
Filo: Mollusca									
Ordem: Littorinimorpha									
Vermetidae	0.07	0.07	0.43	0.14	0.14	0.87	0.00	0.00	0.00
Ordem: Mytilida									
<i>Mytilus edulis</i>	0.08	0.05	2.16	0.04	0.04	1.74	0.12	0.09	2.56
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	0.01	0.01	0.43	0.02	0.02	0.87	0.00	0.00	0.00
<i>Mytilus</i> sp.	0.63	0.11	27.59	0.46	0.09	27.83	0.80	0.21	27.35
Filo: Porifera									
Ordem: Scopalínida									
<i>Scopalina lophyropoda</i>	0.07	0.02	7.33	0.11	0.03	11.30	0.02	0.01	3.42

<i>Scopalina</i> sp.	0.00	0.00	0.43	0.00	0.00	0.87	0.00	0.00	0.00
Reino: Chromista									
Filo: Ochrophyta									
Ordem: Cutleriales									
<i>Cutleria adspersa</i>	0.06	0.03	4.31	0.00	0.00	0.00	0.12	0.05	8.55
Cutleriales	0.00	0.00	0.43	0.00	0.00	0.87	0.00	0.00	0.00
Ordem: Dictyotales									
<i>Dictyopteris polypodioides</i>	0.02	0.01	1.72	0.03	0.02	3.48	0.00	0.00	0.00
<i>Dictyota dichotoma</i>	0.80	0.20	25.43	1.35	0.38	37.39	0.27	0.09	13.68
<i>Padina pavonica</i>	0.03	0.01	3.88	0.03	0.02	2.61	0.04	0.02	5.13
Ordem: Ectocarpales									
<i>Colpomenia</i> sp.	0.14	0.03	15.95	0.10	0.05	9.57	0.18	0.05	22.22
Ordem: Fucales									
<i>Cystoseira</i> sp.	0.17	0.05	6.90	0.15	0.08	4.35	0.19	0.07	9.40
<i>Cystoseira tamariscifolia</i>	0.67	0.23	12.50	1.08	0.44	18.26	0.26	0.12	6.84
<i>Fucus</i> sp.	0.09	0.09	0.43	0.00	0.00	0.00	0.17	0.17	0.85
<i>Fucus spiralis</i>	0.38	0.16	5.17	0.00	0.00	0.00	0.75	0.31	10.26
<i>Sargassum</i> sp.	0.17	0.05	6.90	0.27	0.10	7.83	0.08	0.03	5.98
<i>Sargassum vulgare</i>	0.01	0.01	0.86	0.01	0.01	0.87	0.01	0.01	0.85
Ordem: Sphacelariales									
<i>Cladostephus spongiosus</i>	0.29	0.09	10.78	0.21	0.08	12.17	0.36	0.16	9.40
<i>Halopteris filicina</i>	0.54	0.19	7.33	0.15	0.11	6.09	0.92	0.35	8.55
<i>Halopteris scoparia</i>	1.82	0.40	21.12	1.44	0.38	26.96	2.20	0.70	15.38
Sphacelariaceae	0.00	0.00	0.43	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.85
Ordem: Tilopteridales									
<i>Phyllariopsis</i> sp.	0.00	0.00	0.43	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.85
Ochrophyta nid									
Ochrophyta nid	0.03	0.02	2.16	0.05	0.04	2.61	0.10	0.05	1.71
Ochrophyta nid (encrusting)	0.02	0.02	0.43	0.00	0.00	0.00	0.03	0.03	0.86
Reino: Fungi									
Filo: Ascomycota									
Ordem: Lichinales									
<i>Lichina pygmaea</i>	0.47	0.16	7.33	0.00	0.00	0.00	0.93	0.31	14.53
Ordem: Verrucariales									
<i>Verrucaria maura</i>	0.48	0.16	8.19	0.41	0.17	8.70	0.55	0.27	7.69
<i>Verrucaria mucosa</i>	1.47	0.35	14.22	2.08	0.55	21.74	0.86	0.43	6.84
Reino: Plantae									
Filo: Chlorophyta									
Ordem: Bryopsidales									
<i>Bryopsis</i> sp.	0.00	0.00	0.43	0.01	0.01	0.87	0.00	0.00	0.00
<i>Codium adhaerens</i>	1.08	0.29	16.38	1.78	0.55	23.48	0.40	0.18	9.40
<i>Codium</i> sp. (erected)	0.79	0.17	18.97	1.32	0.33	25.22	0.28	0.12	12.82
<i>Codium tomentosum</i>	0.21	0.13	4.74	0.39	0.26	6.96	0.03	0.02	2.56
Ordem: Cladophorales									
<i>Chaetomorpha</i> sp.	0.03	0.01	3.88	0.05	0.02	5.22	0.02	0.01	2.56
<i>Cladophora</i> sp.	0.05	0.01	6.03	0.08	0.03	9.57	0.01	0.01	2.56
Ordem: Ulvales									
<i>Ulva clathrata</i>	1.08	0.23	27.59	0.90	0.24	26.96	1.26	0.38	28.21

<i>Ulva compressa</i>	1.87	0.56	18.10	3.02	1.05	26.96	0.73	0.35	9.40
<i>Ulva intestinalis</i>	0.33	0.23	0.86	0.00	0.00	0.00	0.65	0.46	1.71
<i>Ulva rigida</i>	0.62	0.12	34.05	0.60	0.16	36.52	0.64	0.18	31.62
<i>Ulva</i> sp. (foliose)	0.91	0.35	23.28	0.61	0.31	20.87	1.21	0.61	25.64
Chlorophyta nid									
Chlorophyta nid	0.20	0.12	3.45	0.06	0.05	1.74	0.34	0.24	5.13
Chlorophyta nid (filamentosa)	0.01	0.01	0.86	0.00	0.00	0.87	0.02	0.02	0.86
Filo: Rhodophyta									
Ordem: Bonnemaisoniales									
<i>Asparagopsis armata</i>	1.84	0.27	41.81	1.72	0.41	42.61	1.95	0.37	41.03
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	0.00	0.00	0.43	0.01	0.01	0.87	0.00	0.00	0.00
Ordem: Ceramiales									
<i>Acrosorium ciliolatum</i>	0.00	0.00	0.43	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.85
<i>Bornetia secundiflora</i>	0.00	0.00	0.43	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.85
<i>Ceramium ciliatum</i>	0.16	0.06	6.90	0.19	0.10	7.83	0.12	0.07	5.98
<i>Ceramium</i> sp.	0.25	0.05	21.12	0.40	0.09	26.96	0.11	0.04	15.38
<i>Ceramium virgatum</i>	0.11	0.08	1.29	0.14	0.14	1.74	0.07	0.07	0.85
<i>Chondria coerulescens</i>	0.08	0.02	7.76	0.07	0.02	8.70	0.09	0.04	6.84
<i>Chondria</i> sp.	0.00	0.00	0.86	0.01	0.01	1.74	0.00	0.00	0.00
<i>Crouania attenuata</i>	0.00	0.00	0.86	0.01	0.01	1.74	0.00	0.00	0.00
<i>Cryptopleura ramosa</i>	0.01	0.00	1.29	0.01	0.01	1.74	0.00	0.00	0.85
<i>Dasya</i> sp.	0.02	0.01	3.02	0.03	0.01	5.22	0.00	0.00	0.85
<i>Hypoglossum heterocystideum</i>	0.01	0.00	2.16	0.02	0.01	4.35	0.00	0.00	0.00
<i>Laurencia</i> sp.	0.00	0.00	0.86	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	1.71
<i>Nitophyllum punctatum</i>	0.02	0.01	3.02	0.03	0.01	3.48	0.01	0.01	2.56
<i>Osmundea hybrida</i>	0.01	0.01	1.29	0.01	0.01	0.87	0.01	0.01	1.71
<i>Osmundea osmunda</i>	0.08	0.04	3.88	0.16	0.08	7.83	0.00	0.00	0.00
<i>Osmundea pinnatifida</i>	0.04	0.02	1.29	0.04	0.03	1.74	0.03	0.03	0.85
<i>Osmundea</i> sp.	0.15	0.07	6.90	0.24	0.15	7.83	0.06	0.03	5.98
<i>Pleonosporium borrieri</i>	0.00	0.00	0.86	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	1.71
<i>Polysiphonia stricta</i>	0.03	0.03	0.43	0.07	0.07	0.87	0.00	0.00	0.00
Polysiphonieae	0.09	0.04	4.74	0.07	0.04	5.22	0.11	0.07	4.27
<i>Pterosiphonia complanata</i>	0.05	0.03	3.88	0.11	0.05	7.83	0.00	0.00	0.00
Rhodomelaceae	0.70	0.36	13.36	0.66	0.21	21.74	0.73	0.68	5.13
<i>Symphyodiella parasitica</i>	0.01	0.01	1.72	0.03	0.01	3.48	0.00	0.00	0.00
<i>Vertebrata fruticulosa</i>	0.21	0.12	3.02	0.40	0.25	3.48	0.02	0.01	2.56
<i>Vertebrata</i> sp.	0.22	0.13	1.72	0.44	0.26	3.48	0.00	0.00	0.00
Ordem: Corallinales									
<i>Amphiroa rigida</i>	0.04	0.01	4.31	0.06	0.02	5.22	0.02	0.01	3.42
<i>Corallina ferreyrae</i>	1.45	0.49	10.34	1.37	0.48	13.91	1.53	0.85	6.84
<i>Corallina officinalis</i>	0.97	0.32	6.47	0.76	0.46	4.35	1.17	0.46	8.55
<i>Corallina/ Ellisolandia</i> sp.	4.51	0.71	31.47	4.16	0.96	27.83	4.86	1.06	35.04
<i>Ellisolandia elongata</i>	4.58	0.75	26.72	5.30	1.19	26.09	3.87	0.91	27.35
<i>Jania rubens</i>	0.35	0.06	22.84	0.46	0.09	27.83	0.24	0.07	17.95
<i>Lithophyllum byssoides</i>	0.29	0.08	12.93	0.03	0.01	4.35	0.55	0.15	21.37
<i>Lithophyllum incrustans</i>	6.00	0.73	60.34	3.87	0.67	56.52	8.10	1.27	64.10
Ordem: Gelidiales									
Gelidiales nid	0.42	0.07	27.59	0.33	0.07	25.22	0.51	0.11	29.91

<i>Gelidium spinosum</i>	0.01	0.01	0.86	0.00	0.00	0.00	0.02	0.02	1.71
<i>Pterocladia</i> sp.	0.01	0.01	0.43	0.00	0.00	0.00	0.03	0.03	0.85
Ordem: Gigartinales									
<i>Caulacanthus ustulatus</i>	0.28	0.09	12.07	0.15	0.05	13.04	0.42	0.18	11.11
<i>Chondracanthus acicularis</i>	0.08	0.04	4.31	0.03	0.02	2.61	0.12	0.08	5.98
<i>Chondracanthus</i> sp.	0.18	0.09	5.17	0.28	0.18	7.83	0.08	0.05	2.56
<i>Chondracanthus teedei</i>	0.03	0.02	2.59	0.00	0.00	0.87	0.06	0.04	4.27
<i>Gigartina</i> sp.	0.00	0.00	0.43	0.00	0.00	0.87	0.00	0.00	0.00
Gigartinales nid	0.14	0.07	7.33	0.26	0.14	8.70	0.03	0.01	5.98
<i>Gymnogongrus crenulatus</i>	0.00	0.00	0.43	0.01	0.01	0.87	0.00	0.00	0.00
<i>Hypnea musciformis</i>	0.00	0.00	0.86	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	1.71
<i>Sphaerococcus coronopifolius</i>	0.01	0.01	0.43	0.00	0.00	0.00	0.02	0.02	0.85
Ordem: Haplidiales									
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	0.42	0.14	11.64	0.09	0.03	9.57	0.74	0.27	13.68
Ordem: Hildenbrandiales									
<i>Hildenbrandia rubra</i>	0.40	0.13	11.64	0.33	0.11	12.17	0.46	0.24	11.11
Ordem: Plocamiales									
<i>Plocamium cartilagineum</i>	1.06	0.29	20.26	2.08	0.57	31.30	0.07	0.02	9.40
<i>Plocamium</i> sp.	0.05	0.03	0.86	0.10	0.07	1.74	0.00	0.00	0.00
Ordem: Rhodymeniales									
<i>Champia parvula</i>	0.39	0.18	7.76	0.05	0.02	8.70	0.73	0.35	6.84
<i>Gastroclonium ovatum</i>	0.06	0.04	3.88	0.09	0.07	4.35	0.02	0.01	3.42
<i>Lomentaria</i> sp.	0.28	0.28	1.29	0.01	0.01	1.74	0.56	0.56	0.85
Rhodophyta nid									
Rhodophyta nid	0.13	0.11	2.16	0.00	0.00	0.87	0.26	0.21	3.42
Rhodophyta nid (filamentosa)	0.00	0.00	0.87	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	1.71
Rhodophyta nid (encrustante)	1.32	0.09	2.16	0.20	0.17	4.35	0.00	0.00	0.00

Tabela 3.2.3.4: Taxa de organismos móveis e semi-sésseis amostrados no substrato intertidal rochoso na região de Sagres com a técnica do quadrado. Densidade média (ind/m²) e erro-padrão (EP). FO (%): frequência de ocorrência em percentagem.

Taxa de organismos móveis e semi-sésseis	Região de Sagres								
	Todas as praias			Praias PPI			Praias PC		
	ind/m ²	EP	FO %	ind/m ²	EP	FO %	ind/m ²	EP	FO %
Annelida									
<i>Eulalia viridis</i>	1.20	0.40	8.29	0.08	0.06	2.06	2.10	0.70	13.33
Arthropoda									
Amphipoda nid	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Brachyura nid	0.02	0.02	0.46	-	-	-	0.03	0.03	0.83
<i>Carcinus maenas</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Clibanarius erythropus</i>	0.07	0.06	0.92	0.04	0.04	1.03	0.10	0.10	0.83
Decapoda nid	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Isopoda nid	0.02	0.02	0.46	-	-	-	0.03	0.03	0.83
<i>Ligia oceanica</i>	0.02	0.02	0.46	0.04	0.04	1.03	-	-	-
<i>Necora puber</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	0.04	0.03	0.92	0.04	0.04	1.03	0.03	0.03	0.83
<i>Pachygrapsus transversus</i>	0.02	0.02	0.46	-	-	-	0.03	0.03	0.83
<i>Pachygrapsus spp.</i>	0.06	0.03	1.38	0.04	0.04	1.03	0.07	0.05	1.67
Paguroidea nid	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Palaemon elegans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Palaemon sp.</i>	1.11	0.78	0.92	2.47	1.86	2.06	-	-	-
<i>Palaemon spp.</i>	1.11	0.78	0.92	2.47	1.86	2.06	-	-	-
<i>Pirimela denticulata</i>	0.02	0.02	0.46	-	-	-	0.03	0.03	0.83
Echinodermata									
<i>Coscinasterias tenuispina</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holothuria arguinensis</i>	0.04	0.04	0.46	0.08	0.09	1.03	-	-	-
Ophiuroidea nid	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Paracentrotus lividus</i>	0.20	0.15	1.38	0.33	0.35	1.03	0.10	0.07	1.67
Mollusca									
<i>Anomia ephippium</i>	0.04	0.03	0.92	0.08	0.06	2.06	-	-	-
Bivalvia nid	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cochlis vittata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gastropoda nid	0.02	0.02	0.46	-	-	-	0.03	0.03	0.83
<i>Jujubinus sp.</i>	0.02	0.02	0.46	0.04	0.04	1.03	-	-	-
<i>Lepidochiton sp.</i>	0.07	0.04	1.38	0.08	0.06	2.06	0.07	0.07	0.83
<i>Littorina littorea</i>	0.77	0.69	0.92	-	-	-	1.40	1.24	1.67
<i>Littorina saxatilis</i>	1.84	1.84	0.46	4.12	4.41	1.03	-	-	-
<i>Littorina sp.</i>	1.86	1.84	0.92	4.16	4.40	2.06	-	-	-
<i>Littorina spp.</i>	4.48	2.69	2.30	8.29	6.20	3.09	1.40	1.24	1.67
<i>Nassarius sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ocenebrina edwardsii</i>	0.06	0.03	1.38	-	-	-	0.10	0.06	2.50
<i>Onchidella celtica</i>	0.04	0.03	0.92	-	-	-	0.07	0.05	1.67
<i>Patella depressa</i>	3.21	1.35	4.15	1.15	1.23	1.03	4.87	2.25	6.67
<i>Patella rustica</i>	0.02	0.02	0.46	0.04	0.04	1.03	-	-	-
<i>Patella ulyssiponensis</i>	1.86	0.96	5.53	0.04	0.04	1.03	69.90	8.25	65.83
<i>Patella sp.</i>	45.11	5.03	57.60	14.43	2.40	47.42	3.33	1.72	9.17

Patella spp.	50.19	5.32	62.67	15.67	2.92	48.45	78.10	8.56	74.17
<i>Petricola lithophaga</i>	0.20	0.03	2.30	-	-	-	0.37	0.20	4.17
<i>Phorcus lineatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phorcus sauciatus</i>	1.20	0.39	7.37	0.08	0.06	2.06	2.10	0.70	11.67
<i>Phorcus sp.</i>	1.84	0.60	8.29	2.19	1.02	10.31	1.57	0.76	6.67
Phorcus spp.	3.04	0.70	15.67	2.27	1.02	12.37	3.67	1.01	18.33
Polyplacophora nid	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rissoa decorata</i>	0.02	0.02	0.46	0.04	0.04	1.03	-	-	-
<i>Rissoa violacea</i>	0.02	0.02	0.46	0.04	0.04	1.03	-	-	-
Rissoa spp.	0.04	0.04	0.46	0.08	0.09	1.03	-	-	-
<i>Siphonaria pectinata</i>	13.16	2.46	25.81	21.03	5.00	34.02	6.80	2.19	19.17
<i>Steromphala pennanti</i>	0.66	0.28	3.69	0.58	0.33	4.12	0.73	0.44	3.33
<i>Steromphala umbilicalis</i>	9.07	2.34	14.29	15.63	5.24	18.56	3.77	1.35	10.83
<i>Steromphala sp.</i>	2.32	1.51	5.53	4.29	3.55	7.22	0.73	0.49	4.17
Steromphala spp.	12.06	2.84	22.12	20.49	6.40	26.80	5.23	1.47	18.33
<i>Stramonita haemastoma</i>	0.02	0.02	0.46	-	-	-	0.03	0.03	0.83
<i>Tritia incrassata</i>	0.13	0.07	1.84	-	-	-	0.23	0.13	3.33
<i>Tritia reticulata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tritia sp.</i>	0.04	0.03	0.92	0.08	0.06	2.06	-	-	-
Tritia spp.	0.17	0.08	2.76	0.08	0.06	2.06	0.23	0.13	3.33
Nematoda									
Nematoda nid	0.04	0.04	0.46	0.08	0.09	1.03	-	-	-
Platyhelminthes									
Platyhelminthes nid	0.02	0.02	0.46	0.04	0.04	1.03	-	-	-

Tabela 3.2.3.5: Taxa de organismos móveis e semi-sésseis amostrados no substrato intertidal rochoso na região do Rogil com a técnica do quadrado. Densidade média (ind/m²) e erro-padrão (EP). FO (%): frequência de ocorrência em percentagem.

Taxa de organismos móveis e semi-sésseis	Região do Rogil								
	Todas as praias			Praias PPI			Praias PC		
	ind/m ²	EP	FO %	ind/m ²	EP	FO %	ind/m ²	EP	FO %
Annelida									
<i>Eulalia viridis</i>	0.40	0.10	6.90	0.49	0.17	7.83	0.31	0.12	5.98
Arthropoda									
Amphipoda nid	0.02	0.02	0.43	0.03	0.03	0.87	-	-	-
Brachyura nid	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carcinus maenas</i>	0.02	0.02	0.43	-	-	-	0.03	0.03	0.85
<i>Clibanarius erythropus</i>	0.03	0.03	0.43	0.07	0.07	0.87	-	-	-
Decapoda nid	0.31	0.29	0.86	0.03	0.03	0.87	0.58	0.58	0.85
Isopoda nid	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ligia oceanica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Necora puber</i>	0.02	0.02	0.43	-	-	-	0.03	0.03	0.85
<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pachygrapsus transversus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pachygrapsus spp.									
Paguroidea nid	0.09	0.04	2.16	0.03	0.03	0.87	0.14	0.07	3.42
<i>Palaemon elegans</i>	0.19	0.17	0.86	-	-	-	0.38	0.34	1.71
<i>Palaemon sp.</i>	0.67	0.23	4.74	0.14	0.11	1.74	1.20	0.45	7.69

<i>Palaemon</i> spp.	0.86	0.29	5.60	0.14	0.11	1.74	1.57	0.56	9.40
<i>Pirimela denticulata</i>	0.03	0.03	0.43	-	-	-	0.07	0.07	0.85
Echinodermata									
<i>Coscinasterias tenuispina</i>	0.14	0.05	3.45	0.07	0.05	1.74	0.21	0.08	5.13
<i>Holothuria arguinensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ophiuroidea nid	0.02	0.02	0.43	-	-	-	0.03	0.03	0.85
<i>Paracentrotus lividus</i>	4.26	0.91	17.24	3.41	1.06	16.52	5.09	1.47	17.95
Mollusca									
<i>Anomia ephippium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bivalvia nid	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cochlis vittata</i>	0.02	0.02	0.43	0.03	0.03	0.87	-	-	-
Gastropoda nid	0.05	0.03	1.29	0.07	0.05	1.74	0.03	0.03	0.85
<i>Jujubinus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lepidochiton</i> sp.	0.02	0.02	0.43	0.03	0.03	0.87	-	-	-
<i>Littorina littorea</i>	8.62	8.62	0.43	-	-	-	17.09	17.09	0.85
<i>Littorina saxatilis</i>	3.45	2.43	0.86	-	-	-	6.84	4.81	1.71
<i>Littorina</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Littorina</i> spp.	12.07	8.94	1.29	-	-	-	23.93	17.70	2.56
<i>Nassarius</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ocenebrina edwardsii</i>	0.03	0.02	0.86	0.03	0.03	0.87	0.03	0.03	0.85
<i>Onchidella celtica</i>	0.02	0.02	0.43	-	-	-	0.03	0.03	0.85
<i>Patella depressa</i>	21.22	3.26	31.90	18.37	4.84	26.09	24.03	4.38	37.61
<i>Patella rustica</i>	0.05	0.05	0.43	-	-	-	0.10	0.10	0.85
<i>Patella</i> sp.	22.07	3.14	32.76	25.98	4.38	40.00	1.98	0.87	7.69
<i>Patella ulyssiponensis</i>	2.36	0.80	8.62	2.75	1.35	9.57	18.22	4.50	25.64
<i>Patella</i> spp.	45.71	4.32	64.22	47.10	6.04	67.83	44.34	6.19	60.68
<i>Petricola lithophaga</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phorcus lineatus</i>	0.09	0.06	0.86	-	-	-	0.17	0.12	1.71
<i>Phorcus sauciatus</i>	1.72	0.71	5.17	1.36	0.95	2.61	2.09	1.06	7.69
<i>Phorcus</i> sp.	2.45	0.63	14.66	1.04	0.44	11.30	3.83	1.17	17.95
<i>Phorcus</i> spp.	4.26	0.94	20.26	2.40	1.04	13.91	6.09	1.54	26.50
Polyplacophora nid	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rissoa decorata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rissoa violacea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rissoa</i> spp.									
<i>Siphonaria pectinata</i>	2.60	0.55	19.40	2.68	0.61	25.22	2.53	0.91	13.68
<i>Steromphala pennanti</i>	0.41	0.17	4.31	0.38	0.28	3.48	0.44	0.20	5.13
<i>Steromphala umbilicalis</i>	4.83	1.22	13.79	5.60	1.61	20.87	7.86	2.29	16.24
<i>Steromphala</i> sp.	6.33	1.08	25.43	1.74	0.72	11.30	7.04	1.46	29.91
<i>Steromphala</i> spp.	11.57	1.57	40.52	7.72	1.74	33.91	15.35	2.56	47.01
<i>Stramonita haemastoma</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tritia incrassata</i>	0.22	0.09	3.45	0.21	0.15	2.61	0.24	0.11	4.27
<i>Tritia reticulata</i>	0.02	0.02	0.43	0.03	0.03	0.87	-	-	-
<i>Tritia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tritia</i> spp.	0.24	0.09	3.88	0.24	0.15	3.48	0.24	0.11	4.27
Nematoda									
Nematoda nid	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Platyhelminthes									
Platyhelminthes nid	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela 3.2.3.6: Grupos tróficos de macroinvertebrados móveis e semi-sésseis.
Nid: não identificado.

Grupo trófico	Taxa
Invertebrados móveis e semi-sésseis	
Carnívoros	<i>Cochlis vittata, Coscinasterias tenuispina, Ocinebrina edwardsii, Pirimela denticulata, Platyhelminthes nid, Stramonita haemastoma</i>
Carnívoros/ Detritívoros	<i>Decapoda nid</i>
Detritívoros	<i>Amphipoda nid, Eulalia viridis, Holothuria arguinensis, Palaemon elegans, Palaemon sp., Serpulidae, Tritia incrassata, Tritia reticulata, Tritia sp.</i>
Filtradores	<i>Anomia ephippium, Petricola lithophaga</i>
Herbívoros	<i>Jujubinus sp., Littorina littorea, Littorina saxatilis, Littorina sp., Paracentrotus lividus, Patella depressa, Patella rustica, Patella sp., Patella ulyssiponensis, Phorcus lineatus, Phorcus sauciatu, Phorcus sp., Rissoa decorata, Rissoa violácea, Rissoa sp., Siphonaria pectinate, Steromphala pennanti, Steromphala sp., Steromphala umbilicalis</i>
Omnívoros	<i>Carcinus maenas, Clibanarius erythropus, Lepidochiton sp., Lepidochitona sp., Ligia oceânica, Necora puber, Onchidella céltica, Pachygrapsus marmoratus, Pachygrapsus transversus, Pachygrapsus sp., Polyplacophora</i>
Não definido	<i>Amphipoda nid, Brachyura nid, Gastropoda nid, Isopoda nid, Nematoda nid, Ophiuroidea nid, Paguroidea nid, Platyhelminthes nid, Polychaeta nid</i>
Invertebrados sésseis	
Carnívoros	<i>Actinia equina, Actinia fragacea, Actinia sp., Anemonia viridis, Cereus pedunculatus</i>
Filtradores	<i>Chthamalus montagui, Perforatus perforatus, Pollicipes pollicipes, Scopalina lophyropoda, Scopalina sp., Schizobrachiella sanguinea, Mytilus edulis, Mytilus galloprovincialis, Mytilus sp.</i>
Não definifo	<i>Hydrozoa nid, Vermetidae</i>

Tabela 3.2.3.7: Lista reduzida de *taxa* (RTL) de macroalgas intertidais utilizada no cálculo do índice de estado ambiental MarMAT. Grupo funcional, grupo de estado ecológico ESG (ESG1/ESG2), caráter oportunista, presença nas regiões de Sagres e do Rogil.

<i>taxa</i>	Grupo funcional	ESG	Oportunista	Sagres	Rogil
Reino: Chromista					
Filo: Ochrophyta					
Ordem: Cutleriales					
<i>Cutleria adspersa</i>	prostradas e incrustantes não calcárias	ESG2	x	x	✓
<i>Zanardinia typus</i>	prostradas e incrustantes não calcárias	ESG2	x	✓	x
Cutleriales	prostradas e incrustantes não calcárias	ESG2	x	x	✓
Ordem: Dictyotales					
<i>Dictyopteris polypodioides</i>	folhosas grosseiras	ESG1	x	x	✓
<i>Dictyota cyanoloma</i>	folhosas grosseiras	ESG2	x	✓	x
<i>Dictyota dichotoma</i>	folhosas grosseiras	ESG2	x	✓	✓
<i>Padina pavonica</i>	folhosas grosseiras	ESG1	x	x	✓
Ordem: Ectocarpales					
Scytosiphonaceae	prostradas e incrustantes não calcárias	ESG2	x	✓	✓
Ordem: Fucales					
<i>Fucus</i> sp.	grossas e coriáceas	ESG1	x	x	✓
<i>Fucus spiralis</i>	grossas e coriáceas	ESG1	x	x	✓
<i>Cystoseira</i> sp.	grossas e coriáceas	ESG1	x	✓	✓
<i>Cystoseira tamariscifolia</i>	grossas e coriáceas	ESG1	x	✓	✓
<i>Sargassum</i> sp.	grossas e coriáceas	ESG1	x	✓	✓
<i>Sargassum vulgare</i>	grossas e coriáceas	ESG1	x	x	✓
Ordem: Sphacelariales					
<i>Cladostephus spongiosus</i>	ramificadas grosseiras	ESG2	x	✓	✓
Sphacelariaceae	ramificadas grosseiras	ESG2	✓	✓	✓
<i>Halopteris filicina</i>	ramificadas grosseiras	ESG2	x	x	✓
<i>Halopteris scoparia</i>	ramificadas grosseiras	ESG2	x	✓	✓
Ordem: Tilopteridales					
<i>Phyllariopsis</i> sp.	grossas e coriáceas	ESG1	x	x	✓
Ochrophyta nid					
Ochrophyta nid (encrustante)	prostradas e incrustantes não calcárias	ESG2	x	x	✓
Reino: Plantae					
Filo: Chlorophyta					
Ordem: Bryopsidales					
<i>Bryopsis</i> sp.	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	✓	✓	✓
<i>Codium</i> sp. (erecto)	ramificadas grosseiras	ESG2	x	✓	✓
<i>Codium tomentosum</i>	ramificadas grosseiras	ESG2	x	✓	✓
<i>Codium vermilara</i>	ramificadas grosseiras	ESG2	x	✓	x
<i>Codium adhaerens</i>	prostradas e incrustantes não calcárias	ESG2	x	✓	✓
Ordem: Cladophorales					
<i>Chaetomorpha</i> sp.	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	✓	x	✓
<i>Cladophora</i> sp.	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	✓	✓	✓
<i>Valonia macrophysa</i>	prostradas e incrustantes não calcárias	ESG2	x	✓	x
Ordem: Ulvales					
<i>Ulva compressa</i>	single layer foliose	ESG2	✓	✓	✓
<i>Ulva clathrata</i>	single layer foliose	ESG2	✓	✓	✓
<i>Ulva intestinalis</i>	single layer foliose	ESG2	✓	x	✓

<i>Ulva rigida</i>	single layer foliose	ESG2	✓	✓	✓
<i>Ulva</i> sp. (foliosa)	single layer foliose	ESG2	✓	✓	✓
Chlorophyta nid					
Chlorophyta nid (filamentosa)	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	✓	✓	✓
Filo: Rhodophyta					
Ordem: Bangiales					
<i>Porphyra</i> sp.	single layer foliose	ESG2	✓	✓	x
Ordem: Bonnemaisoniales					
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	ramificadas grosseiras	ESG2	x	x	✓
<i>Asparagopsis armata</i>	ramificadas grosseiras	ESG2	✓	✓	✓
Ordem: Ceramiales					
<i>Crouania attenuata</i>	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	x	x	✓
<i>Bornetia secundiflora</i>	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	x	x	✓
<i>Ceramium ciliatum</i>	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	✓	✓	✓
<i>Ceramium</i> sp.	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	✓	✓	✓
<i>Ceramium virgatum</i>	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	✓	✓	✓
<i>Pleonosporium borrieri</i>	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	x	x	✓
<i>Dasya</i> sp.	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	✓	✓	✓
<i>Acrosorium ciliolatum</i>	folhosas grosseiras	ESG2	x	x	✓
<i>Cryptopleura ramosa</i>	folhosas grosseiras	ESG2	x	x	✓
<i>Hypoglossum heterocystideum</i>	folhosas grosseiras	ESG2	x	✓	✓
<i>Nitophyllum punctatum</i>	folhosas grosseiras	ESG2	x	✓	✓
<i>Chondria coerulescens</i>	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	x	✓	✓
<i>Chondria</i> sp.	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	x	x	✓
<i>Laurencia</i> sp.	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	x	✓	✓
<i>Osmundea hybrida</i>	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	x	x	✓
<i>Osmundea osmunda</i>	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	x	x	✓
<i>Osmundea pinnatifida</i>	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	x	✓	✓
<i>Osmundea</i> sp.	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	x	✓	✓
<i>Polysiphonia stricta</i>	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	x	x	✓
Polysiphonieae	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	x	✓	✓
<i>Pterosiphonia complanata</i>	ramificadas grosseiras	ESG2	x	x	✓
Rhodomelaceae	ramificadas grosseiras	ESG2	x	✓	✓
<i>Symphyocliadiella parasitica</i>	ramificadas grosseiras	ESG2	x	x	✓
<i>Vertebrata fruticulosa</i>	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	x	x	✓
<i>Vertebrata</i> sp.	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	x	x	✓
Ordem: Corallinales					
<i>Corallina ferreyrae</i>	calcárias articuladas	ESG1	x	✓	✓
<i>Corallina officinalis</i>	calcárias articuladas	ESG1	x	✓	✓
<i>Ellisolandia elongata</i>	calcárias articuladas	ESG1	x	✓	✓
<i>Corallina/ Ellisolandia</i> sp.	calcárias articuladas	ESG1	x	x	x
<i>Jania rubens</i>	calcárias articuladas	ESG1	x	✓	✓
<i>Amphiroa beauvoisii</i>	calcárias articuladas	ESG1	x	✓	x
<i>Amphiroa rigida</i>	calcárias articuladas	ESG1	x	✓	✓
<i>Lithophyllum byssoides</i>	calcárias incrustantes	ESG1	x	✓	✓
<i>Lithophyllum incrustans</i>	calcárias incrustantes	ESG1	x	✓	✓
Ordem: Gelidiales					
<i>Gelidium corneum</i>	ramificadas grosseiras	ESG1	x	✓	x
<i>Gelidium spinosum</i>	ramificadas grosseiras	ESG1	x	✓	✓

<i>Pterocladia</i> sp.	ramificadas grosseiras	ESG1	x	x	✓
Gelidiales nid	ramificadas grosseiras	ESG1	x	✓	✓
Ordem: Gigartinales					
<i>Caulacanthus ustulatus</i>	ramificadas grosseiras	ESG2	x	✓	✓
<i>Hypnea musciformis</i>	ramificadas grosseiras	ESG2	x	x	✓
<i>Rhodophyllis</i> sp.	folhosas grosseiras	ESG2	x	✓	x
<i>Chondracanthus acicularis</i>	ramificadas grosseiras	ESG2	x	✓	✓
<i>Chondracanthus</i> sp.	ramificadas grosseiras	ESG2	x	✓	✓
<i>Chondracanthus teedei</i>	ramificadas grosseiras	ESG2	x	x	✓
<i>Gigartina</i> sp.	ramificadas grosseiras	ESG2	x	x	✓
<i>Gymnogongrus crenulatus</i>	folhosas grosseiras	ESG2	x	x	✓
<i>Sphaerococcus coronopifolius</i>	ramificadas grosseiras	ESG1	x	x	✓
Gigartinales nid	ramificadas grosseiras	ESG2	x	✓	✓
Ordem: Hapalidiales					
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	calcárias incrustantes	ESG1	x	✓	✓
Ordem: Hildenbrandiales					
<i>Hildenbrandia rubra</i>	prostradas e incrustantes não calcárias	ESG2	x	✓	✓
Ordem: Peyssonneliales					
<i>Peyssonnelia coriacea</i>	prostradas e incrustantes não calcárias	ESG1	x	✓	x
Ordem: Plocamiales					
<i>Plocamium cartilagineum</i>	ramificadas grosseiras	ESG1	x	✓	✓
<i>Plocamium</i> sp.	ramificadas grosseiras	ESG1	x	✓	✓
Ordem: Rhodymeniales					
<i>Champia parvula</i>	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	x	✓	✓
Champiaceae	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	x	✓	x
<i>Gastroclonium ovatum</i>	ramificadas grosseiras	ESG2	x	✓	✓
<i>Lomentaria</i> sp.	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	x	x	✓
Rhodophyta nid					
Rhodophyta nid (foliosa)	folhosas grosseiras	ESG1	x	✓	x
Rhodophyta nid (filamentosa)	filamentosas ou ramificadas finas	ESG2	x	✓	✓
Rhodophyta nid (encrustante)	prostradas e incrustantes não calcárias	ESG1	x	✓	✓

3.3. Costa alentejana

3.3.1. Metodologia

Para avaliar se a proteção implementada na costa alentejana do PNSACV desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica), nomeadamente a criação de áreas marinhas de proteção total e parcial (AMP), com interdição total ou parcial da pesca, causou efeitos locais, diretos ou indiretos, como o aumento da abundância ou do tamanho de espécies exploradas de invertebrados, realizaram-se censos visuais diretos em fundos rochosos entremarés e subtidais (permanentemente imersos) pouco profundos.

A abundância e o tamanho de ouriços-do-mar da espécie *Paracentrotus lividus*, um recurso com interesse para a pesca comercial e lúdica neste parque (Castro *et al.*, 2020), foram avaliados através de tais censos.

Na costa alentejana do PNSACV, este estudo incidiu nas áreas marinhas de proteção parcial do tipo I (PPI) da Ilha do Pessegueiro e do Cabo Sardão. Foram também amostradas áreas de controlo adjacentes, a norte e a sul de cada PPI, localizadas em áreas de proteção complementar (PC). Na amostragem das diferentes áreas foram aleatoriamente escolhidos locais continentais com características físicas semelhantes, dominados por fundos rochosos, diretamente expostos à ondulação, e com declive e irregularidade do fundo pouco acentuados. As áreas de controlo foram escolhidas aleatoriamente e de modo a serem semelhantes em termos de intensidade de exploração pesqueira. Em cada área foram amostrados dois locais, aleatoriamente escolhidos, com uma extensão horizontal de algumas dezenas de metros, e separados por algumas centenas de metros.

Foram amostrados níveis entremarés inferiores ou subtidais pouco profundos, que correspondem ao habitat explorado com mais intensidade na apanha de ouriço-do-mar efetuada na região de estudo, onde esta espécie costuma ser abundante e, a nível entremarés, atingir maior dimensão (Castro, 2004; Castro *et al.*, 2020). A amostragem deste habitat foi efetuada em períodos de baixa-mar de marés vivas, com reduzida agitação marítima. Tendo sido observada uma maior intensidade de apanha de ouriço-do-mar no litoral rochoso alentejano em meses de inverno e início de primavera (Castro, 2004; Castro *et al.*, 2020), a amostragem foi feita após esta época de maior exploração.

No projeto MARSW, a amostragem na costa alentejana do PNSACV foi realizada entre junho e setembro de 2018 e 2019. O número total de réplicas amostradas em 2018 e 2019 neste projeto é de 70 e 84 transectos em banda, e de 72 e 83 pesquisas temporais, respetivamente. No projeto PROTECT (Castro *et al.*, 2015), este estudo foi realizado na costa alentejana do PNSACV com os mesmos objetivos e técnicas, tendo sido em 2011 e 2012, entre maio e agosto de cada ano, amostrados 97 e 95 transectos em banda, e 90 e 100 pesquisas temporais, respetivamente.

A localização das áreas assim amostradas na costa alentejana do PNSACV é apresentada na figura 3.3.1.1.



Figura 3.3.1.1. Áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV, no estudo sobre a abundância e o tamanho do ouriço-do-mar *Paracentrotus lividus* realizado nos projetos MARSW e PROTECT através de censos visuais diretos em recifes entremarés e subtidais pouco profundos. A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I (PPI); a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar; a cor branca, limites do PNSACV e das PPI da Ilha do Pessegueiro (a norte) e do Cabo Sardão.

A abundância de *Paracentrotus lividus* foi amostrada com transectos em banda de 10 m de comprimento e 1 m de largura, definidos por uma fita métrica colocada no referido habitat entremarés, acompanhando o relevo da superfície do substrato. Em cada transecto, os dois

lados definidos pela fita foram amostrados com um quadrado de 50x50 cm. Em cada local foram amostrados seis transectos.

Em cada transecto foi obtido um valor da densidade de exemplares grandes (diâmetro equatorial igual ou superior a 5 cm) e pequenos (diâmetro equatorial inferior a 5 cm). Esta distinção baseia-se no tamanho mínimo estabelecido na legislação nacional para a sua exploração pesqueira (Portaria n.º 82/2011, de 22 de fevereiro).

Foram contados os exemplares observados em cada transecto, exceto quando a abundância de ouriços pequenos foi muito elevada. Neste caso, a contagem terminou após terem sido observados 100 exemplares, tendo sido terminada a amostragem do quadrado de 50x50 cm em que este valor foi atingido, e sendo registado o número de quadrados de 50x50 cm em que o número de ouriços-do-mar pequenos foi amostrado. O diâmetro equatorial dos ouriços-do-mar grandes foi medido com uma craveira (precisão de 0,1 mm; figura 3.3.1.2).

Após a amostragem de cada transecto, foi registado o comprimento da área amostrada usando uma fita métrica esticada, com precisão de 1 cm, para estimar a irregularidade do substrato.



Figura 3.3.1.2. Medição de um ouriço-do-mar *Paracentrotus lividus* na amostragem de um transecto (fotografia de Nélia Penteado).

Em níveis subtidais pouco profundos, onde exemplares grandes de *Paracentrotus lividus* são normalmente mais abundantes que em níveis entremarés, a sua abundância foi estimada através de pesquisa temporal em mergulho livre. Em cada réplica, um amostrador capturou exemplares grandes durante 3 minutos. Os exemplares assim capturados foram medidos com

precisão de 0,1 mm e devolvidos ao habitat amostrado. Em cada local foram amostradas seis réplicas.

Os padrões de variação espacial e/ou temporal considerados no presente estudo foram testados por análise de variância permutativa e multivariada (PERMANOVA; Anderson, 2001), usando o programa PRIMER 6 & PERMANOVA+ (PRIMER-E Ltd.; Clarke & Gorley, 2006). Na análise dos dados obtidos nos projetos MARSW e PROTECT foram consideradas duas regiões, a da Ilha do Pessegueiro e a do Cabo Sardão, que incluem as áreas amostradas nas respectivas PPI e as áreas de controlo adjacentes a cada PPI (figura 3.1.3.1.1). Esta análise foi efetuada por região, ou considerando as duas regiões em conjunto, e com os seguintes fatores: Proteção (fator fixo e ortogonal, com os níveis PPI e PC, correspondentes à proteção conferida pelas áreas de proteção parcial do tipo I e complementar, respetivamente); Área (fator aleatório, aninhado no fator Proteção, com os níveis correspondentes às áreas PPI e PC de cada região); Local (fator aleatório, aninhado no fator Área, com dois níveis); e Ano (fixo e ortogonal, com dois ou quatro níveis - os anos 2011 e 2012, amostrados no projeto PROTECT, e os anos 2018 e 2019, amostrados no projeto MARSW).

Como medida de similaridade foi utilizada a distância euclidiana (análises univariadas; dados não transformados). Quando se detetaram efeitos principais significativos ou interações significativas envolvendo fatores fixos, foram realizados testes de comparação aos pares (“pair-wise”) e foi realizado o teste complementar PERMDISP (Anderson, 2006) para analisar a homogeneidade da dispersão multivariada em cada grupo e compreender se as diferenças significativas observadas na PERMANOVA podem ser devidas à dissimilaridade entre grupos ou a dispersões diferentes entre grupos.

3.3.2. Resultados e discussão

Nas figuras 3.3.2.1 a 3.3.2.3 é apresentada a variação espacial e interanual da abundância total de ouriços-do-mar da espécie *Paracentrotus lividus* observada nos projetos MARSW e PROTECT em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes entremarés e subtidais pouco profundos, com transectos em banda.

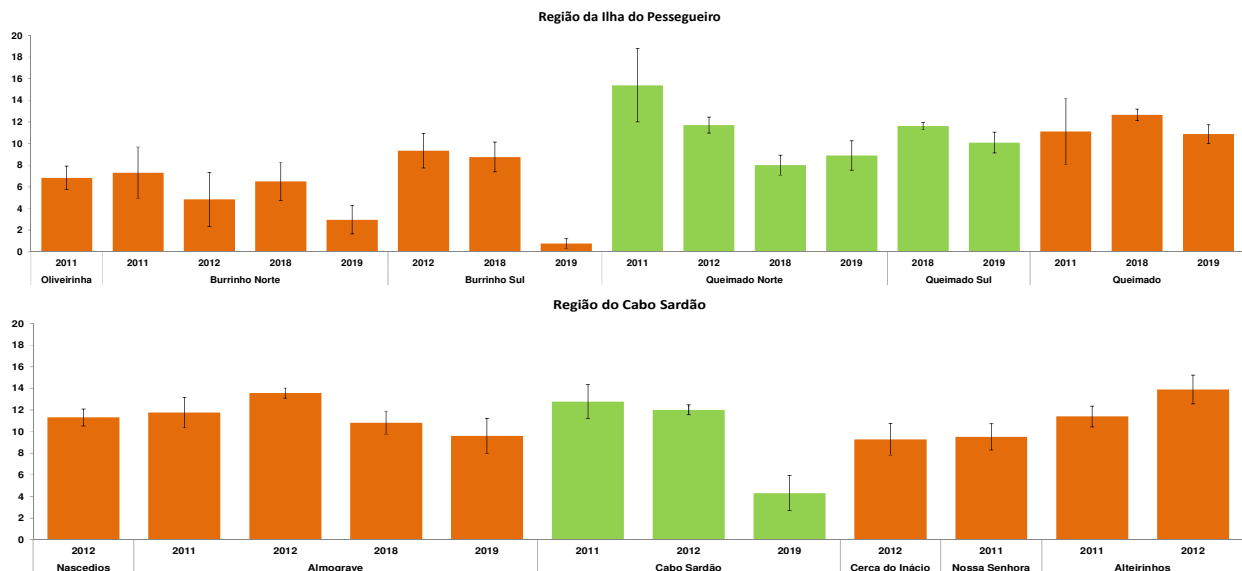


Figura 3.3.2.1. Abundância total (número total médio de indivíduos \pm erro-padrão, por 1 m²) de ouriços-do-mar da espécie *Paracentrotus lividus* observada em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais feitos em recifes entremarés e subtidais pouco profundos, com transectos em banda, nos projetos MARSW (2018 e 2019) e PROTECT (2011 e 2012). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

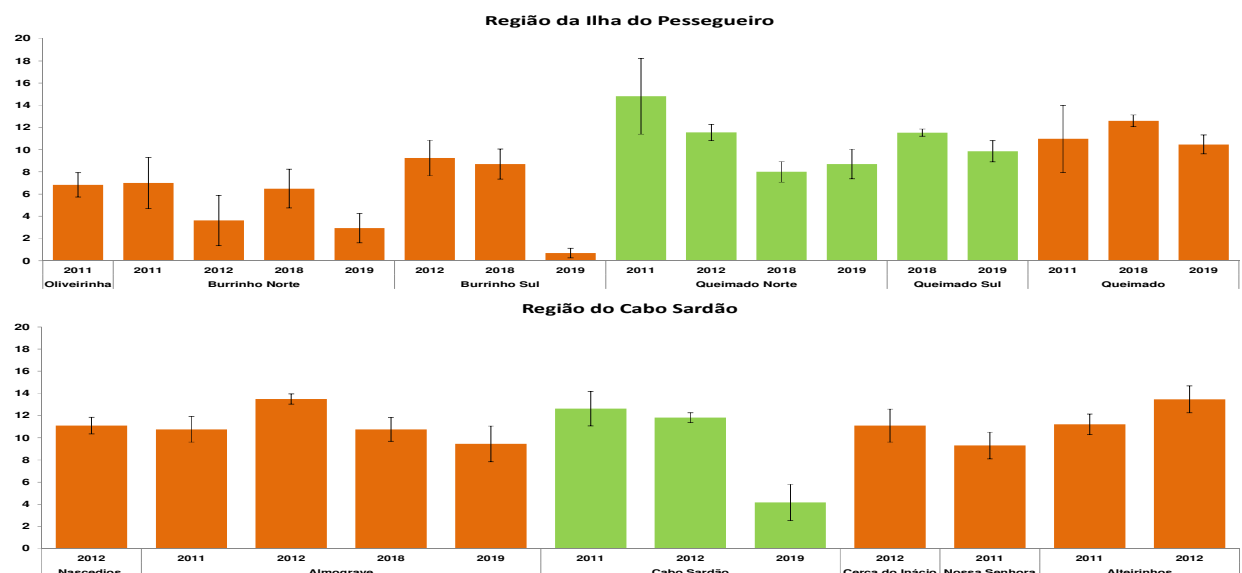


Figura 3.3.2.2. Abundância total (número total médio de indivíduos \pm erro-padrão, por 1 m²) de ouriços-do-mar pequenos (diâmetro equatorial < 5 cm) da espécie *Paracentrotus lividus* observada em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais feitos em recifes entremarés e subtidais pouco profundos, com transectos em banda, nos projetos MARSW (2018 e 2019) e PROTECT (2011 e 2012). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

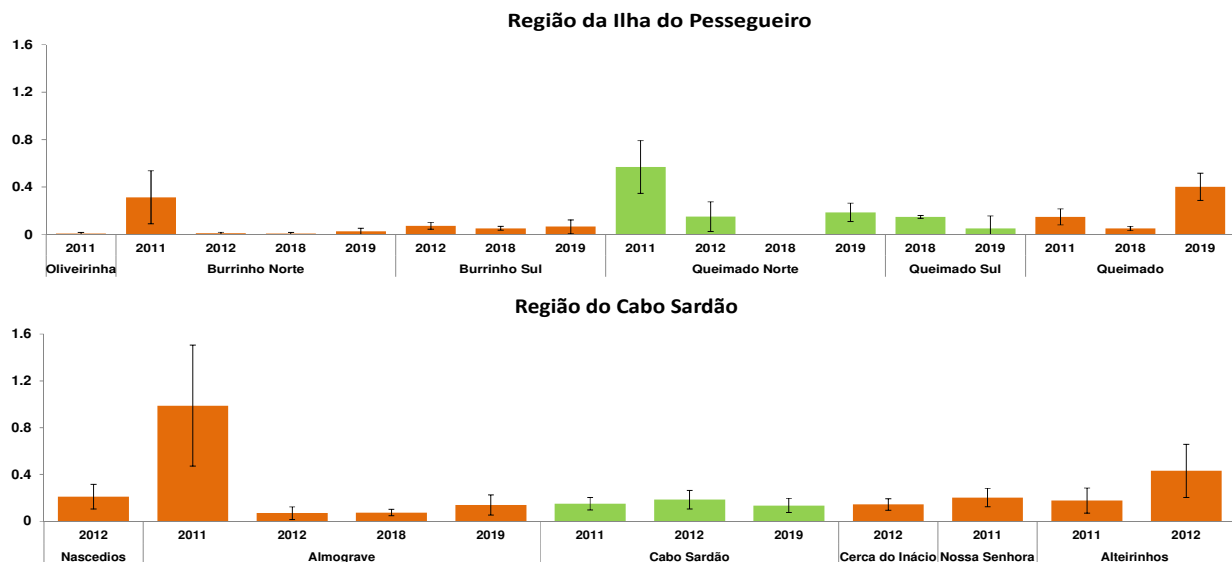


Figura 3.3.2.3. Abundância total (número total médio de indivíduos \pm erro-padrão, por 1 m²) de ouriços-do-mar grandes (diâmetro equatorial ≥ 5 cm) da espécie *Paracentrotus lividus* observada em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais feitos em recifes entremarés e subtidais pouco profundos, com transectos em banda, nos projetos MARSW (2018 e 2019) e PROTECT (2011 e 2012). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

Na figura 3.3.2.4 é apresentada a variação espacial e interanual da dimensão de ouriços-do-mar grandes (diâmetro equatorial ≥ 5 cm) da espécie *Paracentrotus lividus* observada nos projetos MARSW e PROTECT em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes entremarés e subtidais pouco profundos, com transectos em banda. O número total de indivíduos medidos nesta amostragem é de 734 (302 no projeto MARSW, em 2018 e 2019; 432 no projeto PROTECT, em 2011 e 2012).

Neste estudo sobre a abundância e o tamanho de ouriços-do-mar da espécie *Paracentrotus lividus* amostrados em recifes entremarés e subtidais pouco profundos com transectos em banda, o fator Proteção não foi significativo nos casos analisados, tendo o fator Ano interagido significativamente com os fatores Local ou Área nalgumas análises (tabela 3.3.2.1). A variação interanual associada a estas interações apresentou padrões diversos e foi registada em poucos locais ou áreas. No entanto, o teste de PERMDISP aplicado ao fator Ano foi significativo na maioria dos casos, indicando que a respetiva variação interanual pode não ter sido devida à dissimilaridade entre anos, mas à dispersão das réplicas.

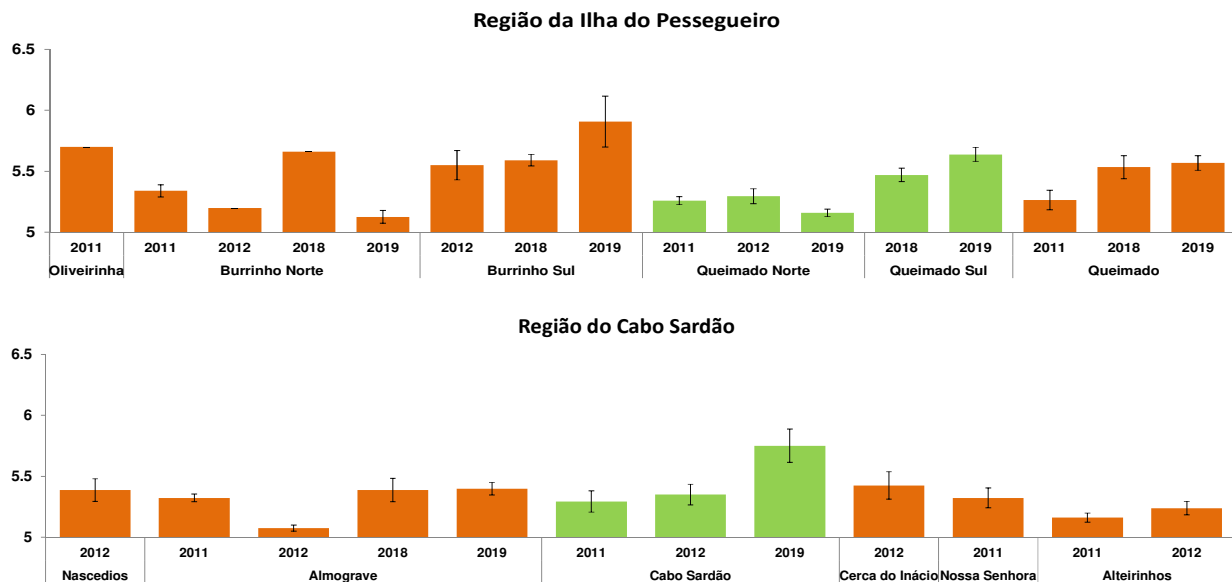


Figura 3.3.2.4. Dimensão (diâmetro equatorial médio, em cm, \pm erro-padrão, de indivíduos observados por transecto de 10 m²) de ouriços-do-mar grandes (diâmetro equatorial ≥ 5 cm) da espécie *Paracentrotus lividus* observada em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais feitos em recifes entremarés e subtidais pouco profundos, com transectos em banda, nos projetos MARSW (2018 e 2019) e PROTECT (2011 e 2012). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

Tabela 3.3.2.1. Resultados de análises univariadas de PERMANOVA referentes à abundância e tamanho de ouriços-do-mar da espécie *Paracentrotus lividus* observada em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais feitos em recifes entremarés e subtidais pouco profundos, com transectos em banda, nos projetos MARSW (2018 e 2019) e PROTECT (2011 e 2012). Legenda: DE – diâmetro equatorial; ns – diferenças não significativas entre os níveis considerados ($P \geq 0,05$); em itálico, resultado de teste PERMDISP significativo.

Análise	Região	Projeto	Fatores fixos		
			Proteção	Ano	Proteção X Ano
Abundância total	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	ns	ns
		MARSW +PROTECT	ns	AnoXLocal ($P=0,004$; $P=0,001$)	ns
	Cabo Sardão	MARSW +PROTECT	ns	ns	ns
Abundância de indivíduos pequenos (DE < 5 cm)	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	ns	ns
		MARSW +PROTECT	ns	AnoXLocal ($P=0,006$; $P=0,001$)	ns
	Cabo Sardão	MARSW +PROTECT	ns	ns	ns
Abundância de indivíduos grandes (DE ≥ 5 cm)	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	AnoXLocal ($P=0,006$; $P=0,001$)	ns
		MARSW +PROTECT	ns	ns	ns
	Cabo Sardão	MARSW +PROTECT	ns	AnoXÁrea ($P=0,022$)	ns
Tamanho de indivíduos grandes (DE ≥ 5 cm)	Ilha do Pessegueiro	MARSW +PROTECT	ns	ns	ns
	Cabo Sardão		ns	ns	ns

Nas figuras 3.3.2.5 e 3.3.2.6 é apresentada a variação espacial e interanual da abundância e do tamanho de ouriços-do-mar da espécie *Paracentrotus lividus* observada nos projetos MARSW e PROTECT em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais em recifes subtidais pouco profundos com pesquisas temporais. O número total de indivíduos medidos nesta amostragem é de 3 486 (2 190 no projeto MARSW, em 2018 e 2019; 1 296 no projeto PROTECT, em 2011 e 2012).

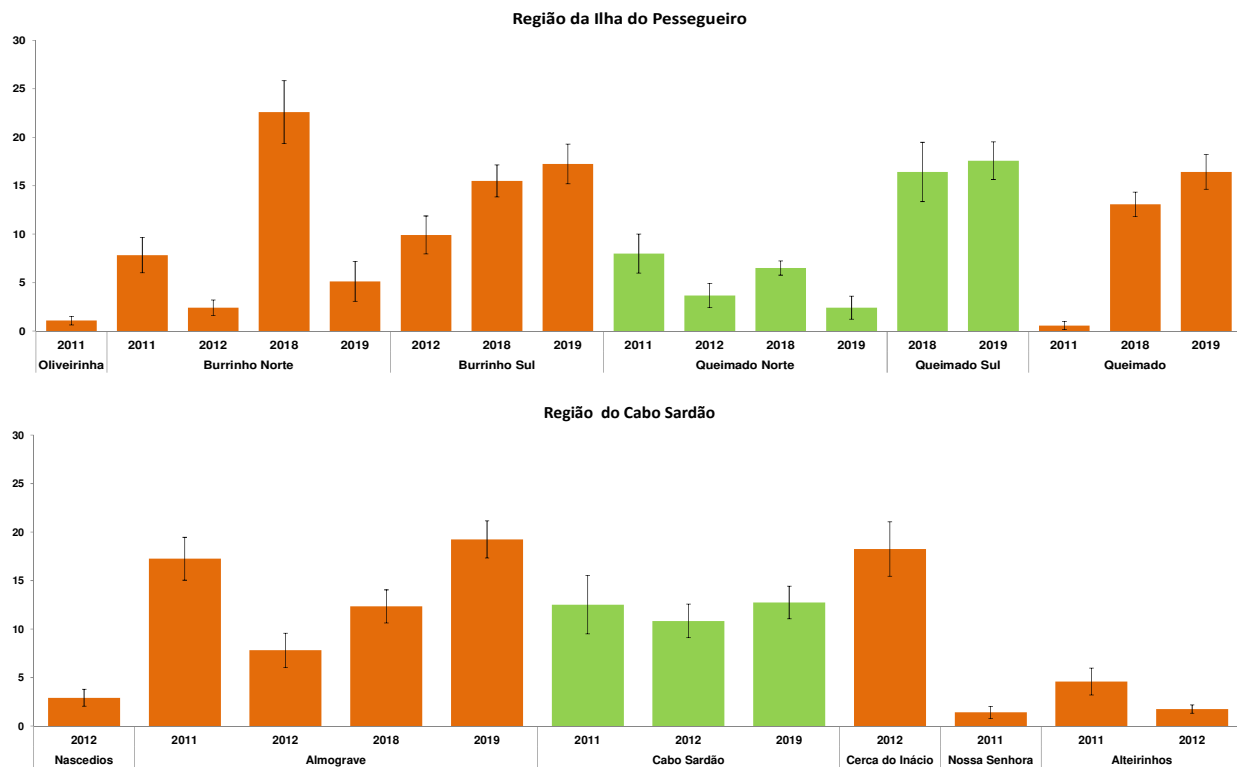


Figura 3.3.2.5. Abundância total (número total médio de indivíduos \pm erro-padrão, por 3 minutos de pesquisa temporal) de ouriços-do-mar grandes (diâmetro equatorial ≥ 5 cm) da espécie *Paracentrotus lividus* observada em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais feitos em recifes subtidais pouco profundos, com pesquisas temporais, nos projetos MARSW (2018 e 2019) e PROTECT (2011 e 2012). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

Neste estudo sobre a abundância e o tamanho de ouriços-do-mar da espécie *Paracentrotus lividus* amostrados em recifes subtidais pouco profundos com pesquisas temporais, o fator Proteção não foi significativo nos casos analisados, tendo o fator Ano interagido significativamente com o fator Local na maioria das análises (tabela 3.3.2.2). A variação interanual associada a estas interações apresentou padrões diversos e foi registada em poucos locais. No entanto, o teste de PERMDISP aplicado ao fator Ano foi significativo na maioria dos casos, indicando que a respetiva variação interanual pode não ter sido devida à dissimilaridade entre anos, mas à dispersão das réplicas.

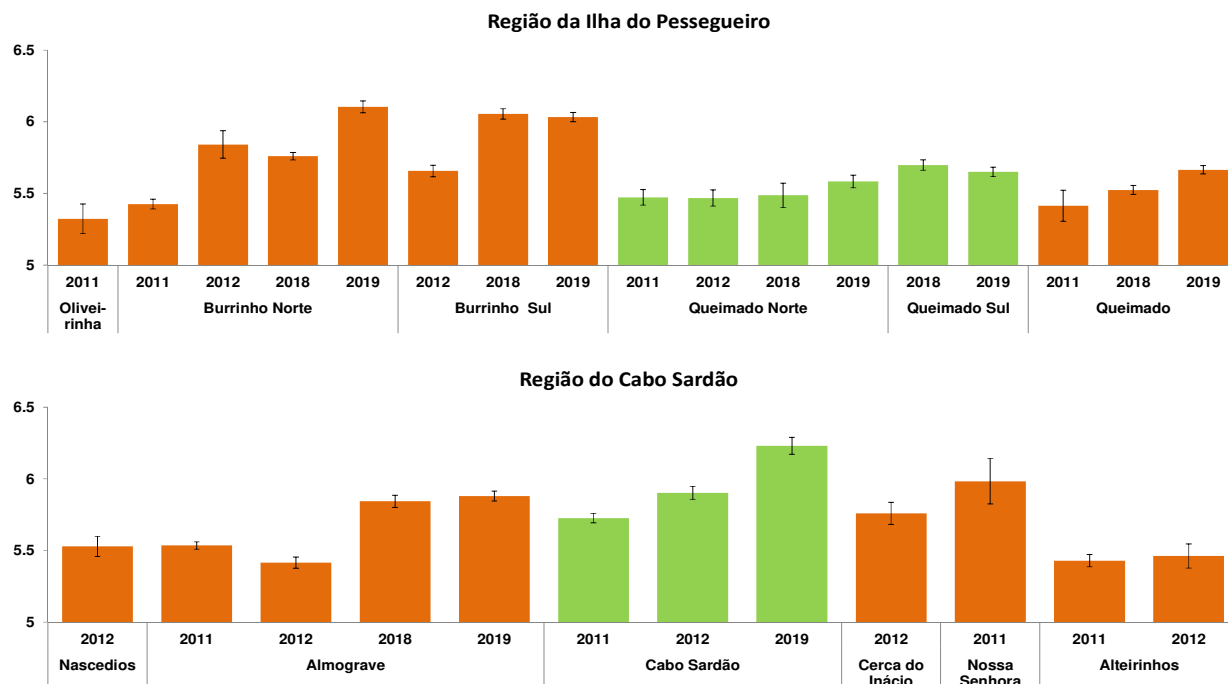


Figura 3.3.2.6. Dimensão (diâmetro equatorial médio, em cm, \pm erro-padrão, de indivíduos observados por 3 minutos de pesquisa temporal) de ouriços-do-mar grandes (diâmetro equatorial ≥ 5 cm) da espécie *Paracentrotus lividus* observada em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais feitos em recifes subtidais pouco profundos, com pesquisas temporais, nos projetos MARSW (2018 e 2019) e PROTECT (2011 e 2012). A verde, áreas amostradas em áreas de proteção parcial do tipo I; a cor de laranja, áreas de controlo amostradas em áreas de proteção complementar.

Tabela 3.3.2.2. Resultados de análises univariadas de PERMANOVA referentes à abundância e tamanho de ouriços-do-mar da espécie *Paracentrotus lividus* observada em áreas amostradas na costa alentejana do PNSACV através de censos visuais feitos em recifes subtidais pouco profundos, com pesquisas temporais, nos projetos MARSW (2018 e 2019) e PROTECT (2011 e 2012). Legenda: DE – diâmetro equatorial; ns – diferenças não significativas entre os níveis considerados ($P \geq 0,05$); não se aplica (-); em itálico, resultado de teste PERMDISP significativo.

Análise	Região	Projeto	Fatores fixos		
			Proteção	Ano	Proteção X Ano
Abundância de indivíduos grandes (DE ≥ 5 cm)	Ilha do Pessegueiro	MARSW	ns	ns	ns
		MARSW +PROTECT	ns	AnoXLocal ($P=0,018$; $P=0,005$)	ns
	Cabo Sardão	MARSW +PROTECT	ns	AnoXLocal ($P=0,007$)	ns
Tamanho de indivíduos grandes (DE ≥ 5 cm)	Ilha do Pessegueiro	MARSW +PROTECT	ns	AnoXLocal ($P=0,002$; $P=0,001$)	ns
	Cabo Sardão		ns	ns	ns

Considerando a apanha de ouriços-do-mar da espécie *Paracentrotus lividus* em recifes entremarés e subtidais pouco profundos da costa alentejana, apesar de ser efetuada no inverno e na primavera com elevada intensidade nalguns locais, bem como os efeitos diretos e

indiretos desta exploração e a abundância deste equinoderme, Castro (2004) admitiu que esta atividade pesqueira não constituía perigo para a conservação deste recurso nesta região. Embora esta apanha seja importante num curto período e praticada todos os anos, este autor considerou ser provável que, entre dois períodos consecutivos de exploração, a abundância de *P. lividus* nos locais explorados seja reconstituída a partir do *stock* subtidal desta espécie, onde é abundante e pouco explorada pela pesca. Apesar de, nalgumas áreas de proteção complementar amostradas nos projetos MARSW e PROTECT (por exemplo, Oliveirinha, Burrinho, Queimado, Nascedios, Almogrove e Alteirinhos), esta apanha poder ser intensa nos referidos períodos do ano (Castro *et al.*, 2020), é possível que a referida recuperação tenha contribuído para a não observação, no presente estudo, de efeitos da proteção implementada desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica) nas áreas de proteção parcial do tipo I da costa alentejana do PNSACV.



4. Conclusões gerais

Praia do Malhão, na costa alentejana do PNSACV (foto de Ana Filipa Silva)

Na área marinha do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV), que se estende até 2 km da linha de costa, foi criado em 2011, com a revisão do Plano de Ordenamento deste parque, o Parque Marinho do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PMSACV), que passou a integrar áreas especiais de proteção onde a pesca é total ou parcialmente interdita, e onde outras atividades humanas são condicionadas.

As áreas oceânicas deste tipo com mais restrições são designadas no atual Plano de Ordenamento do PNSACV como áreas de proteção parcial do tipo I (PPI) ou áreas de proteção total (PT). No presente trabalho, estas PPI e PT foram designadas por áreas marinhas protegidas (AMP), embora todo o PMSACV deva também ser considerado uma AMP. Com efeito, algumas restrições desse tipo foram aplicadas na restante área marinha do PNSACV, designada neste Plano de Ordenamento por área de proteção complementar (PC).

Considerando globalmente esta proteção marinha, em especial das PPI devido à sua maior extensão, fizemos perguntas como as seguintes:

- que efeitos tem esta proteção no ambiente marinho e na pesca do PMSACV?
- esta proteção altera a biodiversidade e aumenta a quantidade e o tamanho de peixes e mariscos nas AMP deste parque marinho?
- estes efeitos também se fazem sentir fora das AMP, e mudaram desde a sua criação?

O projeto MARSW pretendeu responder a estas perguntas através de estudos científicos de avaliação e monitorização dos efeitos da proteção marinha no PNSACV, tendo sido apresentados no presente relatório os principais estudos desenvolvidos neste e noutros projetos (por exemplo, PROTECT), e os respetivos resultados. Parte dos resultados apresentados neste relatório não foi publicada, pelo que a sua apresentação e discussão neste relatório, em conjunto com as de resultados publicados, é original e acentua a elevada importância deste trabalho como revisão completa e atualizada da informação científica relevante acerca da avaliação e monitorização da proteção marinha do PNSACV.

Apresentam-se em seguida as principais conclusões gerais dos estudos de avaliação e monitorização dos efeitos da proteção marinha no PNSACV desenvolvidos no projeto MARSW. Dois aspetos comuns são de destacar.

Em primeiro lugar, foi evidente em vários estudos a deteção de efeitos significativos, diretos e indiretos, da proteção marinha implementada desde 2011 no PMSACV, tanto ao nível da biodiversidade, medida através do número de espécies ou da estrutura de comunidades de peixes, invertebrados ou algas, como da quantidade e qualidade de diversos recursos pesqueiros, avaliadas pela quantificação da abundância, do tamanho ou da biomassa de peixes e mariscos com importância para a pesca. Comparados com efeitos deste tipo detetados no PMSACV e no início da implementação desta proteção, entre 2011 e 2013, os estudos do projeto MARSW, desenvolvidos entre sete a nove anos após a proteção de 2011,

registaram efeitos com maior abrangência espacial e temporal, em mais comunidades e recursos pesqueiros, e com maior magnitude. Através de estudos sobre o movimento de peixes, também foi evidente e confirmado, relativamente a estudos realizados no PMSACV e no início da implementação, que as PPI deste parque, apesar de serem relativamente pequenas, podem contribuir de modo importante para a conservação de espécies com elevada importância para a pesca, como o sargo-legítimo. Foi assim demonstrado que o programa de proteção marinha implementado em 2011 no PMSACV está a ser bem-sucedido e pode dar um importante contributo para a conservação da biodiversidade marinha e dos recursos pesqueiros deste parque, bem como para o desenvolvimento económico desta região, nomeadamente através de benefícios diretos e indiretos da pesca e do turismo da natureza.

Estes bons resultados foram obtidos apesar de se poder considerar que é fraco o esforço desenvolvido na implementação destas medidas de proteção, visto a gestão *in situ* ser pouco ativa, não haver sinalização ou suficiente informação no terreno acerca das áreas de proteção, e a fiscalização não parecer ser frequente e consistente, atendendo a vários indícios da ocorrência de pesca ilegal detetados neste projeto em áreas de proteção. A não observação de efeitos da proteção nalguns estudos deste projeto poderá ser em parte devida ao incumprimento de restrições da pesca nas PPI e PT.

Em segundo lugar, foi comum a constatação da importância crucial de continuar a avaliar estes efeitos através de um programa regular de monitorização da diversidade, abundância e tamanho ou biomassa em comunidades e recursos pesqueiros do PMSACV. Este programa permitirá aumentar o conhecimento científico necessário para suportar e aconselhar a gestão desta área marinha, bem como para divulgar os resultados da sua proteção e contribuir para uma maior sensibilização pública das necessidades de proteção marinha e um maior envolvimento dos utilizadores locais na conservação marinha do PNSACV. O aumento desta sensibilização e deste envolvimento contribuirá para reduzir o neste projeto verificado incumprimento das medidas de proteção marinha deste parque, cuja extensa costa exige um elevado esforço de vigilância.

Habitats e espécies prioritários

Censos visuais em recifes

Na costa vicentina do PNSACV, os resultados dos censos visuais por mergulho (CVM) não confirmaram efeitos positivos resultantes das medidas de proteção implementadas nas zonas de PPI dos Ilhotes do Martinhal e do Rogil.

As zonas de PT são as que mais se destacaram das restantes zonas em termos de comunidade ou tamanhos de algumas espécies de peixes, tanto pela positiva (região do Rogil: maior tamanho médio da judia *Coris julis*, maior densidade de ouriços-do-mar, maior

diversidade de algas e cobertura de algas que são alvo de herbivoria), como pela negativa (região de Sagres: menor diversidade de invertebrados e macroalgas; região do Rogil: menor tamanho do bodião-reticulado *Labrus bergylta*). Concluiu-se que a localização, o tipo de habitat (pedras ilhadas) e a pequena área das zonas PT são os principais fatores que poderão ter causado as diferenças observadas.

É de referir que, na região de Sagres, a zona PPI sobressaiu pela superior riqueza específica de macroalgas, enquanto o destaque dos invertebrados foi observado na zona de PC, particularmente pela maior densidade de anémonas *Anemonia sulcata*.

A dificuldade em distinguir o efeito da proteção do efeito de habitat é um desafio comum na avaliação do desempenho das AMP. A abordagem apropriada para diferenciar estas duas influências deve envolver amostragens intervaladas no tempo, e amostragens futuras serão úteis para estudar possíveis efeitos que estejam a decorrer nas zonas PPI. Para aferir os possíveis efeitos de proteção e/ou habitat, é necessário continuar a monitorizar ao longo do tempo, e em diferentes locais e zonas. De facto, as variações temporais são cruciais na avaliação de alterações advindas da proteção espacial, e a continuidade dos eventos de monitorização é um elemento-chave para a adequada gestão desta AMP.

Em geral, não existiram evidências do efeito da proteção na área intertidal rochosa da costa vicentina do PNSACV, sendo as diferenças observadas possivelmente relacionadas com características inerentes a cada habitat e a eventuais efeitos da ação antrópica na qualidade ecológica destes ecossistemas costeiros. O possível efeito de proteção resultante das medidas de restrição de captura foi apenas indiciado na região do Rogil, em lapas do género *Patella* com tamanho comercial (≥ 20 mm), nas quais se registaram valores de densidade média significativamente superiores na PPI relativamente à PC.

É de salientar que não há sinalização nas praias amostradas, indicando o regime de proteção a que está sujeito o PMSACV, sendo este um aspeto claramente a melhorar para prevenir a prática involuntária de atividades extrativas ilegais.

No estudo da diversidade e abundância de peixes demersais e bentónicos, e de macroalgas e macroinvertebrados bentónicos, efetuado em fundos rochosos subtidais da costa alentejana através de CVM, foram encontrados efeitos significativos, diretos e indiretos, da proteção implementada nas PPI do PMSACV desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica).

Conjugando as observações deste tipo efetuadas nos projetos MARSW e PROTECT, estes efeitos foram encontrados na comunidade de peixes, tendo as espécies que mais contribuíram para as diferenças entre PPI e PC sido mais abundantes nas PPI (espécies não crípticas, que incluem peixes com importância para a pesca, como o sargo-safia *Diplodus vulgaris* e o sargo-legítimo *Diplodus sargus*) ou PC (espécies crípticas, como cabozes). Analisando dados de biomassa obtidos no projeto MARSW, estes efeitos também foram observados considerando o

valor total ou por espécie de peixe (e moluscos), mais elevados nas PPI (o valor médio global de biomassa foi cerca de 2,3 vezes superior nas PPI). Nesta análise da comunidade de peixes, as espécies que mais contribuíram para estas diferenças espaciais de biomassa são não crípticas e incluem peixes com importância para a pesca, como o bodião-reticulado *Labrus bergylta*, *D. sargus* e *D. vulgaris*.

Deste modo, é provável que estas diferenças tenham sido causadas pela proteção implementada nas PPI da costa alentejana desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica), atendendo a que as espécies não crípticas referidas têm neste parque uma elevada importância para a pesca, tanto comercial, como lúdica, e que a maior abundância de peixes crípticos observada nas PC pode resultar indiretamente desta proteção.

Do mesmo modo, conjugando observações deste tipo efetuadas nos projetos MARSW e PROTECT, ou usando dados obtidos no projeto MARSW, foram observadas diferenças entre as PPI e PC ao nível da abundância de macroalgas e macroinvertebrados bentónicos que poderão ser devidas a efeitos diretos e indiretos da proteção implementada nas PPI do PMSACV desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica).

No estudo sobre a abundância e o tamanho de ouriços-do-mar da espécie *Paracentrotus lividus* amostrados em recifes entremarés e subtidaís pouco profundos da costa alentejana não foram encontrados efeitos significativos da proteção implementada desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica) nas áreas PPI do PNSACV.

Censos visuais por vídeo

A utilização de câmaras iscadas de vídeo estéreo (CIVE) foi eficiente na monitorização de PPI e PT da costa vicentina, permitindo encontrar diferenças nas comunidades de peixes e moluscos cefalópodes demersais nas duas regiões estudadas (Sagres e Rogil). Na região de Sagres, os resultados indicaram alguns possíveis efeitos positivos da PPI dos Ilhotas do Martinhal, visto ter-se encontrado uma maior riqueza e uma maior biomassa da comunidade de peixes e cefalópodes demersais na PPI, em relação à PC. Este resultado foi particularmente claro na biomassa de espécies com valor comercial e indivíduos de espécies com valor comercial acima do tamanho mínimo legal de captura, as espécies e os tamanhos que se espera que respondam mais à exclusão de pesca, como aconteceu no caso do sargo-legítimo e do bodião-reticulado. Na região do Rogil, a zona PC apresentou valores superiores aos das zonas PT e PPI, não se detetando qualquer efeito da proteção. Além da proteção, a qualidade do habitat pode ter sido responsável por estas diferenças. Por outro lado, enquanto a proximidade do porto de Sagres facilita a vigilância dos Ilhotas do Martinhal, a distância do porto de Arrifana à PPI do Rogil dificulta a observação, apesar de ter sido constatada a ocorrência de pesca ilegal em ambas PPI. Para validar (ou não) os resultados obtidos em 2018

(Sagres) e 2019 (Rogil), recomenda-se continuar a monitorização com este método a longo prazo (durante várias épocas do ano e vários anos).

Em comparação com o método CIVE, o de câmaras vídeo estéreo operadas por mergulhador (CVEM) mostrou-se menos eficiente na monitorização da comunidade de peixes e cefalópodes demersais da PPI dos Ilhotes do Martinhal. Algumas recomendações que poderiam melhorar a eficiência de amostragem com as CVEM foram apresentadas. Além do mais, as CVEM podem ser úteis na monitorização de algumas espécies de peixes comuns e muito conspícuas, como é o caso da espécie *D. vulgaris* (safia) na região de Sagres. A amostragem com CVEM confirmou que *D. vulgaris* é mais abundante e tem uma biomassa maior na parte oeste da zona PC que na PPI dos Ilhotes do Martinhal, em linha com o resultado obtido com as CIVE.

Na costa alentejana, a utilização de CIVE não permitiu a deteção de efeitos da proteção ao nível da diversidade e da abundância de peixes e moluscos demersais.

Pesca experimental

Os resultados obtidos na costa vicentina usando pesca experimental com redes de tresmalho são considerados preliminares e beneficiarão de futuras amostragens. Idealmente, ter-se-ia procedido à amostragem da região do Rogil, inviabilizada pela abundância de caranguejo-pilado, espécie com hábitos necrófagos. É expectável que a amostragem de dois locais por zona PPI e por área adjacente (PC), bem como a amostragem de ambas zonas PPI da costa vicentina, diminuam o problema derivado da variabilidade relativa ao habitat verificada neste estudo. Embora não tenha sido possível fazer uma comparação robusta entre regimes de proteção na costa vicentina do PNSACV, foi possível obter dados preliminares e informação útil para o planeamento de amostragens futuras.

Usando pesca experimental embarcada com linha, anzol e cana na costa vicentina, a análise elaborada indicou a inexistência de diferenças na diversidade e nas taxas de captura (CPUE em número e em peso) dos grupos testados (todas as espécies capturadas; espécies demersais e bentónicas; indivíduos de espécies com valor comercial acima do tamanho mínimo legal de captura) entre as áreas PPI (Ilhotes do Martinhal) e PC.

Contudo, em três importantes espécies comerciais, besugo (*P. acarne*), safia (*D. vulgaris*) e choupa (*S. cantharus*), foram detetadas diferenças significativas que apontam para a existência de efeitos positivos da zona PPI. Em *P. acarne*, o CPUE em número e em peso foi maior na PPI, e, nas espécies *D. vulgaris* e *S. cantharus*, os tamanhos também foram maiores na zona PPI. Os CPUE em número e em peso de sargo-legítimo não revelaram diferenças entre zonas de proteção, mas o número de exemplares capturados foi reduzido.

Os reduzidos efeitos das medidas de proteção registados neste estudo podem também dever-se à fraca implementação das mesmas, visto a gestão *in situ* ser pouco ativa, não haver sinalização ou suficiente informação no terreno acerca das áreas de proteção, e a fiscalização não parecer ser frequente e consistente.

No estudo de monitorização do efeito da proteção das PPI da costa alentejana em comunidades piscícolas, com recurso à pesca experimental com redes de tresmalho e arrasto de portas, foi possível comparar os resultados obtidos em 2019, no projeto MARSW, e os obtidos com a mesma técnica em 2011 e 2013 no projeto PROTECT. Foram registadas alterações significativas na estrutura das comunidades desde o primeiro ano de implementação destas PPI, com aumentos significativos na abundância e riqueza de peixes, quer nas áreas de proteção acrescida (PPI), quer nas áreas adjacentes, e, mais recentemente, nas áreas adjacentes mais exploradas. Os aumentos de abundância, em média na ordem das duas vezes, foram mais expressivos nos primeiros três anos de proteção, nas PPI, e nos últimos seis anos nas áreas de controlo mais exploradas. O número de espécies aumentou de forma mais evidente nos últimos seis anos de proteção, resultando em aumentos globais de 10 a 80% entre o primeiro e o nono ano de proteção. Para além do aumento da abundância e da diversidade de espécies de peixes, verificou-se que determinadas espécies atingiram maior dimensão dentro das PPI, face às áreas de controlo, como no caso da abrótea, que se verificou ter um comprimento total 20% superior dentro da PPI da Ilha do Pessegueiro, e do linguado-branco na PPI do Cabo Sardão, onde foi cerca de 17% superior. Estes resultados apontam, portanto, para um efeito da proteção das áreas de PPI nas comunidades de peixes da costa alentejana particularmente evidente ao longo do tempo. No entanto, alguns resultados carecem ainda de clarificação para uma identificação inequívoca da sua relação de causalidade com a implementação destas PPI, sendo imperativo dar continuidade à monitorização destas comunidades com recurso a esta metodologia. A continuação destes estudos poderá permitir no futuro verificar se ocorreu exportação de biomassa das áreas PPI para as áreas PC.

No estudo efetuado em fundos rochosos subtidais da costa alentejana através de pesca experimental com linha, anzol e cana foram encontrados efeitos significativos diretos da proteção implementada nas PPI do PMSACV desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica). Estes efeitos foram mais evidentes e frequentes nos resultados do estudo de pesca experimental apeada, tendo os resultados do estudo de pesca experimental embarcada apresentado padrões de variação diversos, alguns dos quais opostos ao que seria de esperar como consequência desta proteção.

No estudo de pesca experimental apeada realizado na costa alentejana do PNSACV, a abundância ou a biomassa total das capturas foram mais elevadas nas PPI em vários casos, considerando a amostragem efetuada no projeto MARSW (abundância e biomassa total; o valor médio global foi cerca de 3,3 e 3,0 vezes superior nas PPI, respetivamente) ou nos

projetos MARSW e PROTECT (abundância total; o valor médio global foi cerca de 2,6 vezes superior nas PPI). Considerando as capturas de sargo-legítimo efetuadas neste estudo, a abundância e a biomassa total foram mais elevadas nas PPI considerando a amostragem realizada no projeto MARSW (o valor médio global de abundância e biomassa total foi cerca de 4,1 e 4,0 vezes superior nas PPI, respetivamente) ou nos projetos MARSW e PROTECT (o valor médio global de abundância e biomassa total foi cerca de 3,0 e 3,4 vezes superior nas PPI, respetivamente).

É provável que estas diferenças tenham sido causadas pela proteção implementada nas PPI da costa alentejana desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica), atendendo a que as espécies mais capturadas neste estudo, o sargo-legítimo e o robalo-legítimo, têm no PMSACV uma elevada importância para a pesca, tanto comercial, como lúdica, sendo duas das três espécies mais capturadas na pesca à linha apeada, regularmente exercida nesta região (Castro *et al.*, 2020). A elevada fidelidade espacial do sargo-legítimo observada na PPI da Ilha do Pessegueiro, num estudo realizado com telemetria no projeto PROTECT, pode ter contribuído para acentuar estes efeitos de proteção.

Em 2013, no projeto PROTECT, os efeitos de proteção semelhantes também foram encontrados na análise do peso total de indivíduos capturados do mesmo modo na costa alentejana do PNSACV (região da Ilha do Pessegueiro). A continuação do registo destes efeitos na biomassa total de peixes capturados desta forma no projeto MARSW, em 2019 e 2020, reforça esse resultado obtido em 2013 no projeto PROTECT, sugere que, entre estes projetos, tais efeitos se tenham mantido na PPI em causa e é uma indicação do sucesso da proteção desta área, implementada desde 2011 (e 2009, no caso da pesca lúdica).

Este sucesso é ainda reforçado pelos resultados deste estudo obtidos no projeto MARSW ao nível da abundância de exemplares capturados com pesca experimental apeada. O facto de, seis a sete anos depois da referida amostragem efetuada no projeto PROTECT, tais efeitos terem passado a ser também observados na análise da abundância total ou de sargos-legítimos, com dados obtidos no projeto MARSW e no conjunto dos projetos MARSW e PROTECT, pode estar relacionado com a recentidade da proteção analisada.

No entanto, tendo nos projetos MARSW e PROTECT sido observadas diversas atividades de pesca nas PPI estudadas, pode o incumprimento da interdição da pesca nestas áreas ter reduzido a importância dos efeitos da sua proteção e tornado mais lenta a sua obtenção, nomeadamente quando a análise destes efeitos considerou o conjunto da abundância ou biomassa das diversas espécies capturadas.

Avaliação do dimensionamento das áreas de proteção com biotelemetria acústica

O estudo de biotelemetria acústica realizado na PPI dos Ilhotes do Martinhal concluiu que a maioria dos sargos (*Diplodus sargus*; N = 35) marcados (63%) se manteve na área de PPI durante a maior parte do tempo de duração da marca (404 dias), mesmo que tenham ocorrido pequenos períodos sem deteções. Apenas 37% dos sargos marcados no presente estudo saiu da área de PPI dos Ilhotes do Martinhal durante os primeiros 2-3 meses após a marcação. Estes foram considerados não residentes nesta área. Dos sargos que saíram ao fim de poucos meses, cinco voltaram a ser detetados ao fim de uma ausência prolongada de deteções, enquanto os restantes não voltaram a ser detetados na zona. Além disso, o presente estudo revelou ainda a existência de conectividade (através de movimentos de adultos) entre áreas PPI (Ilhotes do Martinhal, Rogil e Ilha do Pessegueiro) e entre áreas marinhas protegidas distintas (PMSACV e Parque Marinho Professor Luiz Saldanha, na Arrábida). Estes resultados sugerem que, mesmo em áreas de proteção pequenas, como a dos Ilhotes do Martinhal, da Ilha do Pessegueiro ou do PMPLS, os sargos residentes podem beneficiar de proteção e aumentar o seu tamanho, abundância e biomassa.

Os resultados preliminares das marcações de robalos (*Dicentrarchus labrax*; N = 8) sugerem uma diferente utilização da área de PPI dos Ilhotes do Martinhal e possíveis diferentes estratégias entre os peixes amostrados. Os resultados vêm reforçar a ideia de que, mesmo temporariamente, os robalos mais residentes podem beneficiar de proteção enquanto usam a área de PPI, visto que a frequentam durante vários meses. É ainda necessário marcar mais robalos e continuar este estudo para podermos ter mais informação.

O mero-legítimo, uma espécie considerada emblemática no PMSACV e de elevada vulnerabilidade às pressões humanas, é uma das espécies que mais pode beneficiar da proteção conferida por AMP bem implementadas e eficientes, se forem acompanhadas de outras medidas de gestão, como restrições à sua captura e ações de repovoamento controladas. Os resultados da avaliação da viabilidade desta última medida, concretizada através de biotelemetria acústica no presente projeto e na área PPI da Ilha do Pessegueiro, não foram particularmente positivos, na medida em que não se verificou uma fidelização territorial ao local de libertação, apesar de possuir condições aparentemente favoráveis ao estabelecimento desta espécie. Dos 20 indivíduos marcados, cinco foram recapturados por pescadores comerciais e/ou recreativos. Em menos de 24 horas, a maioria dos indivíduos acabou por dispersar para fora da área PPI da Ilha do Pessegueiro, tendo alguns feito deslocações para norte e outros para sul. Este resultado (i.e., baixa fidelidade territorial/residência) poderá estar relacionado com a fase de vida em que os meros foram libertados ou com a sua proveniência (indivíduos criados em cativeiro). Ainda assim, foi relevante verificar a presença de alguns exemplares em áreas de proteção costeiras de outra AMP consideravelmente distante (Parque Marinho Professor Luiz Saldanha), e noutras áreas

costeiras, que, não sendo protegidas, são de elevada importância biológica e ecológica (área costeira adjacente ao Estuário do Tejo). Estas observações indicam que os meros utilizaram as áreas costeiras como corredores para se deslocarem, evidenciando a importância da existência de AMP costeiras. Perante estes resultados, impõe-se a necessidade de dar continuidade a estudos que permitam avaliar a viabilidade de futuras ações de repovoamento nas PPI do PMSACV e/ou de outras áreas com especial interesse para o mero-legítimo.



Caranguejo-eremita (*Clibanarius erythropus*; foto de Carlos Manuel Afonso)



5. Referências bibliográficas

Praia da Pipa, a norte da Pedra da Atalaia, na costa vicentina do PNSACV (foto de João Castro)

- Abecasis, D., Bentes, L., Erzini, K. 2009. Home range, residency and movements of *Diplodus sargus* and *Diplodus vulgaris* in a coastal lagoon: connectivity between nursery and adult habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85(4), 525-529.
- Abecasis, D., Afonso, P., Erzini, K. 2014. Combining multispecies home range and distribution models aids assessment of MPA effectiveness. *Marine Ecology Progress Series*, 513, 155-169.
- Abecasis, D., Horta e Costa, B., Afonso, P., Gonçalves, E., Erzini, K. 2015a. Early reserve effects linked to small home ranges of a commercial fish, *Diplodus sargus*, Sparidae. *Marine Ecology Progress Series*, 518, 255-266.
- Abecasis, D., Afonso, P., Erzini, K., 2015b. Changes in movements of white seabream (*Diplodus sargus*) during the reproductive season. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167, 499-503.
- Afonso, P., Abecasis, D., Santos, R. S., Fontes, J., 2016. Contrasting movements and residency of two serranids in a small Macaronesian MPA. *Fisheries Research*, 177: 59 – 70.
- Agência Portuguesa do Ambiente. (n.d.). Sistema de classificação dos elementos biológicos. Macroalgas oportunistas. Consultado em 15/12/2020 em https://apambiente.pt/_zdata/EstadoAguas/Protocolos/CLASSIF_Macroalgas_CW.pdf
- Agić, B., Zubak, I., Kruschel, C., Schultz, S. T., Blindow, I., 2012. Quantifying abundance of predators using experimental hook and line fishing: comparisons inside and outside a Marine Protected Areas in the Central Adriatic. *Croatian Journal of Fisheries: Ribarstvo*, 70 (Supplement 1), 53–64.
- Anderson, M. J., 2005. PERMANOVA. Permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, Auckland.
- Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32-46.
- Anderson, M.J., 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62: 245–253.
- Andrade, A.B., Machado, L.F., Hostim-Silva, M., Barreiros, J.P., 2003. Reproductive biology of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 46(3): 373 – 381.
- Archambault, P., Banwell, K., Underwood, A. J., 2001. Temporal variation in the structure of intertidal assemblages following the removal of sewage. *Marine Ecology Progress Series*. <https://doi.org/10.3354/meps222051>
- Arévalo, R., Pinedo, S., Ballesteros, E., 2007. Changes in the composition and structure of Mediterranean rocky-shore communities following a gradient of nutrient enrichment: Descriptive study and test of proposed methods to assess water quality regarding macroalgae. *Marine Pollution Bulletin*. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.023>
- Assis, J., Claro, B., Ramos, A., Boavida, J., Serrão, E. A., 2013. Performing fish counts with a wide-angle camera, a promising approach reducing divers' limitations. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 445, 93-98.
- Assis, J., Serrão, E., Alberto, F., 2012. Projeto Findkelp “as florestas do fundo do mar”. Relatório Final no âmbito do protocolo “Fundo EDP para a Biodiversidade” estabelecido entre a empresa Energias de Portugal, S.A. e a Universidade do Algarve.

- Astruch, P., Lefant, P., Binche, J-L., Pastor, J. & Dalías, N., 2007. Marquage et Suivi du Mérout brun (*Epinephelus marginatus*) par Télémétrie Acoustique dans la Réserve Marine de CerbèreBanyuls (France, Méditerranée Nord Occidentale). *In*: 2nd Symposium on Mediterranean Groupers Francour, P., & Gratiot, J. (eds). Nice, 10 – 13 June 2007
- Balata, D., Piazzini, L., & Rindi, F. (2011). Testing a new classification of morphological functional groups of marine macroalgae for the detection of responses to stress. *Marine biology*, 158(11), 2459–2469.
- Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S., García, M., Mangialajo, L., & de Torres, M. (2007). A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.038>
- Barneche, D. R., Robertson, D. R., White, C. R., & Marshall, D. J. (2018). Fish reproductive-energy output increases disproportionately with body size. *Science* 360(6389), 642–645.
- Barrett, N.S., G.J. Edgar, C.D. Buxton, M. Haddon, 2007. Changes in fish assemblages following 10 years of protection in Tasmanian marine protected areas. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 345: 141-157.
- Bassett, D., Montgomery, J., 2011. Investigating nocturnal fish populations in situ using baited underwater video: with special reference to their olfactory capabilities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 409: 194-199.
- Batista, M. I., Henriques, S., Pais, M.P., & Cabral, H.N., (2015). A framework for the assessment of MPA effectiveness based on life history of fishes. *Ocean & Coastal Management* 118, 75–87.
- Beita-Jiménez, A., Alvarado, J.J., Mena, S., Guzmán-Mora, A.G., 2019. Benefits of protection on reef fish assemblages in a human impacted region in Costa Rica. *Ocean & Coastal Management*, 169: 165-170.
- Belackova, A. (2019). Evaluation of the reserve effect in a Marine Protected Area in Sagres (PNSACV). Thesis dissertation in Marine Biology, University of Algarve, 52pp + Annexes.
- Belo, A.F., Pereira, T.J., Quintella, B.R., Castro, N., Costa, J.L., de Almeida, P.R. (2016). Movements of *Diplodus sargus* (Sparidae) within a Portuguese coastal Marine Protected Area: Are they really protected? *Marine Environmental Research*, 114: 80-94.
- Bennett, B.A. & Attwood, C.G., 1991. Evidence for recovery of a surf-zone fish assemblage following the establishment of a marine reserve on the southern coast of South Africa. *Marine Ecology Progress Series*, 75: 173 – 181.
- Bennett, B.A., C.G. Attwood, 1993. Shore-angling catches in the De Hoop Nature Reserve, South Africa, and further evidence for the protective value of marine reserves. *South African Journal of Marine Science*, 13: 213-222.
- Bennett, B.A., C.G. Attwood, J.D. Mantel, 1994. Teleost catches by three shore-angling clubs in the South-Western Cape, with an assessment of the effect of restrictions applied in 1985. *South African Journal of Marine Science*, 14: 11-18.
- Bianchi, G., Gislason, H., Graham, K., Hill, L., Jin, X., Koranteng, K., Manickchand-Helieman, S., Payá, I., Sainsbury, K., Sanchez, F. & Zwanenburg, K. (2000). Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3), 558–571.

- Blamey, L. K., & Bolton, J. J. (2018). The economic value of South African kelp forests and temperate reefs: past, present and future. *Journal of Marine Systems*, 188, 172-181.
- Bodilis, P. & Francour, P., 2003. Recruitment of the dusky grouper (*Epinephelus marginatus*) in the north-western Mediterranean Sea. *Cybium*, 27(2): 123 – 129.
- Bonaviri, C., Fernández, T.V., Badalamenti, F., Gianguzza, P., Lorenzo, M.D., Riggio, S., 2009. Fish versus starfish predation in controlling sea urchin populations in Mediterranean rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, 382: 129-138.
- Borges, T. C., Erzini, K., Gama, I., Gonçalves, I.A., Pereira, A., Raposo, C., Sendão, J.C., Ramos, F., Silva, L. & Sobrino, I. (2000). Cephalopod resources dynamics and fisheries trends in the Algarve and the Gulf of Cadiz (ALCACEPH). Centro de Ciências do Mar, Universidade do Algarve. Instituto Español de Oceanografía (IEO). Final Report to the European Commission DG Fisheries. Study Project, (97/086).
- Boudouresque, C.F., Verlaque, M., 2020. *Paracentrotus lividus*. In J.M. Lawrence Sea Urchins: Biology and Ecology. *Developments in Aquaculture and Fisheries Science*, 43: 447-485.
- Boutros, N., Shortis, M. R., & Harvey, E. S. (2015). A comparison of calibration methods and system configurations of underwater stereo-video systems for applications in marine ecology. *Limnology and Oceanography: Methods*, 13(5), 224–236.
- Bray, J.R. & Curtis, J.T. (1957). An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27, 325–349.
- Bunker, F. S. P. D., Brodie, J., Maggs, C. A., & Bunker, A. R. (2010). *Seasearch guide to seaweeds of Britain and Ireland*. Marine Conservation Society, Ross-on-Wye.
- Buxton, C.D., Hartmann, K., Kearney, R. & Gardner, C., 2014. When Is Spillover from Marine Reserves Likely to Benefit Fisheries? *PLoS ONE* 9(9): e107032.
- Cabioc'h, J., Floc'h, J. Y., & Le Toquin, A. (1992). *Guide des algues des mers d'Europe: Manche/Atlantique, Méditerranée*. Delachaux et Niestlé.
- Capaz, J. C. (2013). *Estrutura de Comunidades de Peixes, Amostras por SVSI - Sistema de Vídeo Subaquático Iscado, na Costa Sul de Portugal*. Master Thesis, University of the Algarve.
- Cappo, M., Harvey, E., Malcolm, H., & Speare, P. (2003). Potential of video techniques to monitor diversity, abundance and size of fish in studies of marine protected areas. *Aquatic Protected Areas-what works best and how do we know*, 455–464.
- Carneiro, M., Martins, R., Reiner, F., Batista, I. (2019). *Ichthyofauna of Portugal: Taxonomic diversity, common and scientific names of marine fishes*. IPMA, I.P., Vol. I, 376 p.
- Carstensen, J., Dahl, K., & Boutrup, S. (2017). *Methodology for calculating macro-algae indicators of abundance and composition*. The Danish Environmental Protection Agency.
- Castro, J., 2004. *Predação humana no litoral alentejano: caracterização, impacte ecológico e conservação*. Tese de Doutoramento, Universidade de Évora, 367 pp.
- Castro, J.J., Almeida, P.R., Costa, J.L., Quintella, B.R., Cruz, T., Castro, N., Pereira, T.J., Costa, A., 2015. *Estudos científicos para proteção marinha na costa alentejana – PROTECT*. Relatório final. Universidade de Évora, Laboratório de Ciências do Mar e MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente. 300 pp.
- Castro, J.J., Cruz, T., 2009. Marine conservation in a Southwest Portuguese natural park. *Journal of Coastal Research*, SI56: 385-389.

- Castro, J.J., Quintella, B.R., Almeida, P.R., Antunes, A.C., Antunes, M., Bentes, L., Carvalho, S., Coelho, P., Comas, R., Costa, A., Costa, J.L., Cruz, T., Henriques, N.S., Horta e Costa, B., Jacinto, D., Marques, J.P., Monteiro, P., Oliveira, F., Palacín-Fernández, L., Pinto, B., Pontes, J., Quiles-Pons, C., Rangel, M., Silva, A.F., Sousa, I., Teodoro, P., Veiga, P., Gonçalves, J.M.S., 2020. Caracterização da pesca na área marinha do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Relatório, projeto MARSW – Sistemas de Informação e Monitorização da Biodiversidade Marinha das Áreas Classificadas do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Universidade de Évora, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, CCMAR – Centro de Ciências do Mar e Universidade do Algarve. 284 pp.
- Caveen, A. J., Sweeting, C. J., Willis, T. J., Polunin, N. V. C. (2012). Are the scientific foundations of temperate marine reserves too warm and hard? *Environmental Conservation* 39, 199–203.
- Cheminée, A., Pastor, J., Bianchimani, O., Thiriet, P., Sala, E., Cottalorda, J. M., ... & Francour, P. (2017). Juvenile fish assemblages in temperate rocky reefs are shaped by the presence of macro-algae canopy and its three-dimensional structure. *Scientific reports*, 7(1), 1-11.
- Clarke, K. R. & Madwick, R. M. (2015). Primer v7: User manual/ tutorial. Plymouth Marine Laboratory, UK: PRIMER-E-Ltd.
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2006). PRIMER v6: User Manual/Tutorial (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research). Plymouth: PRIMER-E.
- Clarke, K. R., Gorley, R., Somerfield, P., & Warwick, R. (2014). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 3rd edition. PRIMER-E, Plymouth UK.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. (2001). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E: Plymouth.
- Claudet, J., C.W. Osenberg, L. Benedetti-Cecchi, P. Domenici, J.A. García-Charton, Á. Pérez-Ruzafa, F. Badalamenti, J. Bayle-Sempere, A. Brito, F. Bulleri, J.M. Culioli, M. Dimech, J.M. Falcón, I. Guala, M. Milazzo, J. Sánchez-Meca, P.J. Somerfield, B. Stobart, F. Vandeperre, C. Valle, S. Planes, 2008. Marine reserves: size and age do matter. *Ecology Letters*, 11: 481-489.
- Claudet, J., García-Charton, J.A., Lenfant, P. (2011). Combined effects of levels of protection and environmental variables at different spatial resolutions on fish assemblages in a marine protected area: species-habitat relations and MPAs. *Conservation Biology* 25:105-114 DOI 10.1111/j.1523-1739.2010.01586.x.
- Claudet, J., Pelletier, D., Jouvenel, J.Y., Bachet, F., & Galzin, R., 2006. Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: Identifying community-based indicators. *Biological Conservation*, 130: 349–369.
- Clemente, S., Hernández, J.C., Rodríguez, A., Brito, A., 2010. Identifying keystone predators and the importance of preserving functional diversity in sublittoral rocky-bottom areas. *Marine Ecology Progress Series*, 413: 55-67.
- Coelho, R. & Erzini, K., 2006. Reproductive aspects of the undulate ray, *Raja undulata*, from the south coast of Portugal. *Fisheries Research*, 81: 80–85.
- Cole, R. G. (1994). Abundance, size structure, and diver-oriented behaviour of three large benthic carnivorous fishes in a marine reserve in northeastern New Zealand. *Biological conservation*, 70(2), 93–99.

- Coll, J., Garcia-Rubies, A., Moranta, J. Stefanni, S. & Morales-Nin, B., 1999. Efectes de la prohibició de la pesca esportiva sobre l'estructura poblacional de l'anfós (*Epinephelus marginatus* Lowe, 1834. Pisces, Serranidae) en el Parc Nacional de Cabrera. Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears, 42: 125 – 138.
- Condini, M.V., Seyboth, E., Vieira, J.P., Varela, A.S., Barreiros, J.P., Favaro, L.F. & Garcia, A.M., 2013. First record of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Actinopterygii: Epinephelidae) undergoing sexual transition in the South Western Atlantic, Brazil. *Hidrobiológica*, 23(3): 448 –451.
- Condini, M.V., Tanner, S.E., Reis-Santos, P., Albuquerque, C.Q., Saint'Pierre, T.D., Vieira, J.P., Cabral, H.N. & Garcia, A. M., 2016. Prolonged estuarine habitat use by dusky grouper *Epinephelus marginatus* at subtropical latitudes revealed by otolith microchemistry. *Endangered Species Research*, 29: 271 – 277.
- Consoli, P., Sarà, G., Mazza, G., Battaglia, P., Romeo, T., Incontro, V., Andaloro, F., 2013. The effects of protection measures on fish assemblage in the Plemmirio marine reserve (Central Mediterranean Sea, Italy): a first assessment 5 years after its establishment. *Journal of Sea Research*, 79: 20-26.
- Cooke, S.J., 2008. Biotelemetry and biologging in endangered species research and animal conservation: Relevance to regional, national, and IUCN Red List threat assessments. *Endangered Species Research*, 4(1-2): 165 – 185.
- Correia, A. T., Gomes, P., Gonçalves, J. M. S., Erzini, K., & Hamer, P. A. (2012). Population structure of the black seabream *Spondyllosoma cantharus* along the south-west Portuguese coast inferred from otolith chemistry. *Journal of fish biology*, 80(2), 427-443.
- Cruz, T., Jacinto, D., Sousa, A., Penteadó, N., Pereira, D., Fernandes, J.N., Silva, T., Castro, J.J., 2015. The state of the fishery, conservation and management of the stalked barnacle *Pollicipes pollicipes* in Portugal. *Marine Environmental Research*, 112 (B): 73-80.
- Culioli, J.M. & Quignard, J.P., 1999. Suivi de la démographie et du comportement territorial des mâles de mérus bruns *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces, Serranidae) du site du Pellu (Réserve naturelle des bouches de Bonifacio, Corse, Méditerranée N.O.). *Marine Life*, 9(2): 3 – 9.
- D'Anna, G., Giacalone, V.M., Pipitone, C., Badalamenti, F. (2011). Movement pattern of white seabream, *Diplodus sargus* (L., 1758) (Osteichthyes, Sparidae) acoustically tracked in an artificial reef area. *Ital. J. Zool.*, 78: 255–263.
- da Silva, I.M., Hill, N., Shimadzu, H., Soares, A.M.V.M. & Dornelas, M. (2015). Spillover effects of a community-managed marine reserve. *PLoS ONE* 10(4), e0111774.
- Dayton, P.K., S.F. Thrush, M.T. Agardy, R.J. Hofman, 1995. Environmental effects of marine fishing. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 5: 205-232.
- de los Ríos, P., Carreño, E. (2020). Spatial distribution in marine invertebrates in rocky shore of Araucania Region (38° S, Chile). *Braz. J. Biol.* 80(2): 362-367.
- de Pontual, H., Lalire, M., Fablet, R., Laspougeas, C., Garren, F., Martin, S., Drogou, M., and Woillez, M. (2019). New insights into behavioural ecology of European seabass off the West Coast of France: implications at local and population scales. *ICES Journal of Marine Science*, 76: 501– 515.
- Denny, C. M., & Babcock, R. C. (2004). Do partial marine reserves protect reef fish assemblages? *Biological conservation*, 116(1), 119–129.

- Derbal, F. & Kara, H., 1995. Habitat et comportement du mérour *Epinephelus marginatus* dans la région d'Annaba (Algérie). Cahiers de Biologie Marine, 36: 29 – 32.
- Dethier, M. N. (1994). The ecology of intertidal algal crusts: variation within a functional group. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(94\)90143-0](https://doi.org/10.1016/0022-0981(94)90143-0)
- DGRM (2020). Recursos da Pesca 2019. Direção-geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos, Lisboa, Julho de 2020. 181 p.
- Di Ciccio, T. J., & Efron, B. (1996). Bootstrap confidence intervals. Statistical science, 189-212.
- Di Franco, A., Bussotti, S., Navone, A., Panzalis, P. & Guidetti, P. (2009) Evaluating effects of total and partial restrictions to fishing on Mediterranean rocky-reef fish assemblages. Marine Ecology Progress Series 387, 275–285.
- Di Franco, A., Calò, A., Pennetta, A., Benedetto, G., Planes, S., 2015. Dispersal of larval and juvenile seabream: Implications for Mediterranean marine protected areas. Biological Conservation. 192. 361-368.
- Díez, I., Bustamante, M., Santolaria, A., Tajadura, J., Muguerza, N., Borja, A., ... Gorostiaga, J. M. (2012). Development of a tool for assessing the ecological quality status of intertidal coastal rocky assemblages, within Atlantic Iberian coasts. Ecological Indicators. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.05.014>
- Díez, I., Secilla, A., Santolaria, A., & Gorostiaga, J. M. (1999). Phytobenthic intertidal community structure along an environmental pollution gradient. Marine Pollution Bulletin. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)90161-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)90161-8)
- Díez, Isabel, Santolaria, A., Secilla, A., & Gorostiaga, J. M. (2009). Recovery stages over long-term monitoring of the intertidal vegetation in the “Abra de Bilbao” area and on the adjacent coast (N. Spain). European Journal of Phycology. <https://doi.org/10.1080/09670260802158642>
- Dimarchopoulou, D., Dogrammatzi, A, Karachle, P.K., Tsikliras, A.C., 2018. Spatial fishing restrictions benefit demersal stocks in the northeastern Mediterranean Sea, Scientific Reports, 8: 5967
- Doyle, T., Haberlin, D., Clohessy, J., et al. (2017). Localised residency and inter-annual fidelity to coastal foraging areas may place sea bass at risk to local depletion. Scientific Reports, 7, 45841.
- Dufour, F., Guidetti, P., Francour, P., 2007. Comparaison des inventaires de poissons dans les aires marines protégées de Méditerranée: influence de la surface et de l'ancienneté. Cybium 31, 19–31.
- Dunlop, K.M., Marian Scott, E., Parsons, D. & Bailey, D.M. (2015). Do agonistic behaviours bias baited remote underwater video surveys of fish? Marine Ecology 36, 810–818.
- Dytham, C. (2011). Choosing and using statistics: A Biologist's guide (3rd edition). John Wiley & Sons Ltd. (Eds). Chicester, United Kingdom. 320 p.
- Edgar, G.J., Stuart-Smith, R.D., 2014. Systematic global assessment of reef fish communities by the Reef Life Survey program. Scientific Data 1 (140007): 1–8.

- Edgar, G.J., Stuart-Smith, R.D., Cooper, A., Jacques, M., Valentine, J., 2017. New opportunities for conservation of handfishes (Family Brachionichthyidae) and other inconspicuous and threatened marine species through citizen science. *Biological Conservation*, 208: 174–182.
- Eriksson, B. K., Johansson, G., & Snoeijs, P. (2002). Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner Gullmar Fjord, Swedish Skagerrak coast. *Journal of Phycology*. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2002.00170.x>
- Erzini, K., Gonçalves, J.M.S., Bentes, L., Moutopoulos, D.K., Hernando-Casal, J.A., Soriguer, M.C., Puente, E., Errazkin, L.A., Stergiou, K.I. (2006). Size selectivity of trammel nets in southern European small-scale fisheries. *Fisheries Research*, 79 (1-2), 183–201.
- Erzini, K., Veiga, P., Ribeiro, J., Almeida, C., Oliveira, F., Bentes, L., Monteiro, P., Gonçalves, J. (2008). Caracterização da pesca recreativa de costa do sul e sudoeste de Portugal. Relatório final, Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 143pp + annexes.
- Fenberg, P.B., Caselle, J.E., Claudet, J., Clemence, M., Gaines, S.D., García-Charton, J.A., Gonçalves, E.J., Grorud-Colvert, K., Guidetti, P., Jenkins, S.R. & Jones, P.J. (2012). The science of European marine reserves: Status, efficacy, and future needs. *Marine policy* 36(5), pp.1012–1021.
- Fernández, C. G., Paulo, D., Serrão, E. A. & Engelen, A. H. (2016). Limited differences in fish and benthic communities and possible cascading effects inside and outside a protected marine area in Sagres (SW Portugal). *Marine Environmental Research*, 114, 12–23.
- Figueiredo, M., Morato, T., Barreiros, P. J., Afonso, P., Santos, S. R. (2005). Feeding ecology of the white seabream, *Diplodus sargus*, and the ballan wrasse, *Labrus bergylta*, in the Azores. *Fisheries Research*, 75, 107-119.
- Forcada, A., Valle, C., Bonhomme, P., Crique, G., Cadiou, G., Lenfant, P. & Sánchez-Lizaso, J.L., 2009. Effects of habitat on spillover from marine protected areas to artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 379: 197 – 211.
- França, S., Costa, M.J. & Cabral, H.N., 2009. Assessing habitat specific fish assemblages in estuaries along the Portuguese coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83: 1–12.
- Froese, R. & Pauly, D. (Eds) (2019). FishBase, version (02/2019). Last accessed on 19.6.2019. Available from: <http://www.fishbase.org>.
- García-Charton, J.A., Pérez-Ruzafa, Á. (1999). Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fisheries Research*, 42, 1-20.
- García-Charton, J.A. & Pérez-Ruzafa, A. (2001). Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Marine Biology*, 138(5), 917–934.
- García-Charton, J. A., Pérez-Ruzafa, A., Sánchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J. T., Reñones, O., & Moreno, D. (2004). Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology*, 144(1), 161–182.
- García-Rubies, A., Zabala i Limousin, M., Hereu, B.F., 2012. Seguiment de la població de meros (*Epinephelus marginatus*) i d'altres espècies vulnerables de les Illes Medes i la costa veïna parcialment protegida (1991-2003). Universitat de Barcelona.
- Gardener, M. (2017). *Statistics for Ecologists Using R and Excel: Data Collection, Exploration, Analysis and Presentation* (2nd edition). Pelagic Publishing. Exeter, United Kingdom. 406 p.

- Gaspar, R., Pereira, L., & Neto, J. M. (2012). Ecological reference conditions and quality states of marine macroalgae sensu Water Framework Directive: An example from the intertidal rocky shores of the Portuguese coastal waters. *Ecological Indicators*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.08.022>
- Giakoumi, S., McGowan, J., Mills, M., Beger, M., Bustamante, R. H., Charles, A., ... & Possingham, H. P. (2018). Revisiting “success” and “failure” of marine protected areas: a conservation scientist perspective. *Frontiers in Marine Science*, 5, 223.
- Giakoumi, S., Scianna, C., Plass-Johnson, J., Micheli, F., Grorud-Colvert, K., Thiriet, P., Claudet, J., Di Carlo, G., Di Franco, A., Gaines, S.D., García-Charton, J.A., Lubchenco, J., Reimer, J., Sala, E., Guidetti, P., 2017. Ecological effects of full and partial protection in the crowded Mediterranean Sea: a regional meta-analysis. *Scientific Reports*, 7: 8940.
- Gibran, F.Z., 2007. Activity, habitat use, feeding behavior, and diet of four sympatric species of
- Gilmore, G.R. & Jones, R.S.C., 1992. Variation and Associated Behavior in the Epinepheline Groupers, *Mycteroperca Microlepis* (Goode and Bean) and *M. Phenax* (Jordan and Swain). *Bulletin of Marine Science*, 51(1): 83 – 103.
- Goetze, J. S., Jupiter, S. D., Langlois, T. J., Wilson, S. K., Harvey, E. S., Bond, T., & Naisilisili, W. (2015). Diver operated video most accurately detects the impacts of fishing within periodically harvested closures. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 462, 74-82.
- Gonçalves, J. M. S., Bentes, L., Lino, P. G., Ribeiro, J., Canario, A. V. & Erzini, K. (1997). Weight-length relationships for selected fish species of the small-scale demersal fisheries of the south and south-west coast of Portugal. *Fisheries Research* 30(3), 253–256.
- Gonçalves, J.M.S, Monteiro, P., Coelho, R., Afonso, C., Almeida, C., Veiga, P., Machado, D., Bericibar, E., Oliveira, F., Bentes, L. (2004b). Mapeamento de biocenoses marinhas da Reserva Ecológica Nacional Submarina entre Albufeira e Vale do Lobo. Faro, CCDR Algarve, Universidade do Algarve, CCMAR. 182p.
- Gonçalves, J.M.S, Monteiro, P., Coelho, R., Afonso, C., Ribeiro, J., Almeida, C., Veiga, P., Machado, D., Reis, M., Oliveira, F., Bentes, L. (2004a). Caracterização de referência biológica das manchas de empréstimo subtidais de Albufeira e Vale do Lobo. Faro, CCDR Algarve, Universidade do Algarve, CCMAR. 161 p.
- Gonçalves, J.M.S., Bentes, L., Coelho, R., Monteiro, P., Ribeiro, J., Correia, C., Lino, P.G. & Erzini, K. (2008a). Non-commercial invertebrate discards in an experimental trammel net fishery. *Fisheries Management and Ecology*, 15: 199-210. doi: 10.1111/j.1365-2400.2008.00607.x
- Gonçalves, J.M.S., Monteiro, P., Afonso, C., Almeida, C., Oliveira, F., Rangel, M., Ribeiro, J., Machado, M., Veiga, P., Abecasis, D., Pires, F., Fonseca, L., Erzini, K., e Bentes, L. (2008b). Cartografia e caracterização das biocenoses marinhas da Reserva Ecológica Nacional Submarina entre a Galé e a foz do Rio Arade. Relatório Final CCDR Algarve. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 144 p. + Anexos.
- Gonçalves, J.M.S., Monteiro, P., Afonso, C., Almeida, C., Oliveira, F., Rangel, M., Ribeiro, J., Machado, M., Veiga, P., Abecasis, D., Pires, F., Fonseca, L., Erzini, K., e Bentes, L. (2010). Cartografia e caracterização das biocenoses marinhas da Reserva Ecológica Nacional Submarina entre a foz do Rio Arade e a Ponta da Piedade. Relatório Final CCDR Algarve. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 122 p. + Anexos.

- Gonçalves, J.M.S., Monteiro, P., Coelho, R., Afonso, C., Almeida, C., Veiga, P., Machado, M., Machado, D., Oliveira, F., Ribeiro, J., Abecasis, D., Primo, L., Tavares, D., Fernández-Carvalho, J., Abreu, S., Fonseca, L., Erzini, K., Bentes, L. (2007a). Cartografia e caracterização das biocenoses marinhas da Reserva Ecológica Nacional Submarina entre a Galé e a barra Nova do Ancão. Relatório Final, CCCR Algarve, Universidade do Algarve, CCMAR. 250 p. +anexos.
- Gonçalves, J.M.S., Monteiro, P., Oliveira, F., Afonso, C.M.L., Rangel, M., Milla, D., Henriques, N.S., Sousa, I., Bentes, L. (2015a). Biodiversidade Marinha do sublitoral entre a ponta da Piedade e a praia do Barranco. Relatório Técnico No. 3/2015 - PescaMap. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 104 p. + Anexos
- Gonçalves, J.M.S., Monteiro, P., Oliveira, F., Costa, E., Bentes, L. (2015b). Bancos de pesca do Cerco e da Pequena Pesca Costeira do Barlavento algarvio. Relatório Técnico No. 1/2015 – PescaMap/Promar Eixo 4 GAC Barlavento. CCMAR, Universidade do Algarve, Faro, 104 pp. + Anexos.
- Gonçalves, J.M.S., Stergiou, K.I., Hernando-Casal, J.A., Puente, E., Moutopoulos, D.K., Arregi, L., Soriguer, M.C., Fernández, C.V., Coelho, R. and K. Erzini. (2007b). Discards of trammel nets in southern European small-scale fisheries. *Fisheries Research*, 8 (1-3): 5-14. doi:10.1016/j.fishres.2007.06.017
- Gonçalves, L. (2004). Caracterização da ictiofauna criptobêntica da Ponta da Baleeira, Sagres: Comparação entre dois métodos de censos visuais. Relatório de estágio do Curso de Licenciatura em Biologia Marinha e Pescas. 45p. +2 p. de anexos.
- González-Delgado, S., Lozano-Bilbao, E., Alcázar-Treviño, J. (2018). Habitat preference of *Anemonia sulcata* in intertidal pools in the North-East Atlantic. *Majorensis*, 14, 7-11.
- Goñi, R., Hilborn, R., Díaz, D., Mallol, S. & Adlerstein, S. (2010) Net contribution of spillover from a marine reserve to fishery catches. *Marine Ecology Progress Series* 400, 233–243. <https://doi.org/10.3354/meps08419>
- Grorud-Colvert, K., Claudet, J., Tissot, B.N., Caselle, J.E., Carr, M.H., Day, J.C., et al. (2014) Marine Protected Area Networks: Assessing Whether the Whole Is Greater than the Sum of Its Parts. *PLoS ONE*, 9(8): e102298.
- Guidetti, P. & Claudet., J. (2010). Comanagement practices enhance fisheries in marine protected areas. *Conservation Biology* 24, 312–318.
- Guidetti, P. (2006). Marine reserves re-establish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. *Ecological Applications*, 16(3), 963-976.
- Guidetti, P., 2008. Italian marine reserve effectiveness: Does enforcement matter? *Biological Conservation*, 141(3): 699–709.
- Guidetti, P., M. Milazzo, S. Bussotti, A. Molinari, M. Murenu, A. Pais, N. Spanò, R. Balzano, T. Agardy, F. Boero, G. Carrada, R. Cattaneo-Vietti, A. Cau, R. Chemello, S. Greco, A. Manganaro, G.N. Sciara, G.F. Russo, L. Tunesi, 2008. Italian marine reserve effectiveness: does enforcement matter? *Biological Conservation*, 141: 699-709.
- Guinda, X., Juanes, J. A., Puente, A., & Revilla, J. A. (2008). Comparison of two methods for quality assessment of macroalgae assemblages, under different pollution types. *Ecological Indicators*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.01.004>
- Guiry, M.D. & Guiry, G.M. (2018). *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; (date of search: 08-09-2018).

- Haggitt, T., Freeman, D., & Lily, C. (2014). Baited Remote Underwater Video Guidelines. Prepared by eCoast for the Department of Conservation, Wellington. 82 p.(doccm-1395189).
- Halpern, B. & Warner, R.R., 2002. Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters*, 5: 361–366.
- Halpern, B. S. (2003). The impact of marine reserves: have reserves worked and does reserve size matter? *Ecological Applications*, 13, 117-137.
- Halpern, B.S., Lester, S.E. & Kellner, J.B. (2009). Spillover from marine reserves and the replenishment of fished stocks. *Environmental Conservation* 36, 268–276.
- Hamilton, S. L., Caselle, J. E., Malone, D. P., & Carr, M. H. (2010). Incorporating biogeography into evaluations of the Channel Islands marine reserve network. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(43), 18272–18277.
- Hardinge, J., Harvey, E.S., Saunders, B.J. & Newman, S.J. (2013). A little bait goes a long way: The influence of bait quantity on a temperate fish assemblage sampled using stereo-BRUVs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 449, 250–260.
- Harmelin, J.G. & Harmelin-Vivien, M., 1999. A review on habitat, diet and growth of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834). *Marine Life*, 9(2): 11 – 20.
- Harmelin, J.G. & Robert, P., 1992. Mérou brun. Ses origines, sa vie, sa protection. *Océanorama*, 18: 2 – 7.
- Harmelin, J.G. & Robert, P., 2001. Evolution récente de la population du mérou brun (*Epinephelus marginatus*) dans le Parc national de Port-Cros (France, Méditerranée). *Scientific reports of the Port-Cros national park*, 18: 149 – 16.
- Harmelin, J.G. & Ruitton, S., 2010. Statut du mérou brun (*Epinephelus marginatus*) dans le Parc national de Port-Cros (France, Méditerranée): état 2008 et évolution en 15 ans. *Scientific reports of the Port-Cros national park*, 18: 149 – 16.
- Harvey, E., Fletcher, D., & Shortis, M. (2002). Estimation of reef fish length by divers and by stereo-video: a first comparison of the accuracy and precision in the field on living fish under operational conditions. *Fisheries Research*, 57(3), 255–265.
- Henriques, S., Pais, M. P., Costa, M. J., & Cabral, H. N. (2013). Seasonal variability of rocky reef fish assemblages: detecting functional and structural changes due to fishing effects. *Journal of Sea Research*, 79, 50-59.
- Hereu, B., Diaz, D., Pasqual, J., Zabala, M. & Sala, E., 2006. Temporal patterns of spawning of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* in relation to environmental factors. *Marine Ecology Progress Series*, 325: 187–194.
- Holmes, T. H., Wilson, S. K., Travers, M. J., Langlois, T. J., Evans, R. D., Moore, G. I., Douglas, R.A., Shedrawi, G., Harvey, E.S. & Hickey, K. (2013). A comparison of visual-and stereo-video based fish community assessment methods in tropical and temperate marine waters of Western Australia. *Limnology and Oceanography: Methods*, 11(7), 337-350.
- Hooper, D. U., Solan, M., Symstad, A., Díaz, S., Gessner, M. O., Buchmann, N., ... van Peer, L. (2002). Species diversity, functional diversity and ecosystem functioning. In *Biodiversity and ecosystem functioning: Syntheses and perspectives* (pp. 195–208).
- Horta e Costa, B. H., Erzini, K., Caselle, J. E., Folhas, H., & Gonçalves, E. J. (2013). “Reserve effect” within a temperate marine protected area in the north-eastern Atlantic (Arrábida Marine Park, Portugal). *Marine Ecology Progress Series* 481, 11–24.

- Horta e Costa, B., Sousa, I., Belackova, A., Henriques, N. S., Rangel, M., Oliveira, F., Afonso, C. M. L., Bentes, L., Monteiro, P., Quintella, B. R., Costa, J. L., de Almeida, P. R., Silva, A. F., Marques, J. P., Quiles-Pons, C., Coelho, P., Cruz, T., Jacinto, D., Castro, J. J., Gonçalves, J. M. S., 2018. Relatório de Síntese da Biodiversidade Marinha da área marinha do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Relatório técnico do Projeto MARSW, Faro, 74 pp. + Anexos.
- Horta e Costa, B., Sousa, I., Belackova, A., Henriques, N. S., Rangel, M., Oliveira, F., Afonso, C. M. L., Bentes, L., Monteiro, P., Quintella, B. R., Costa, J. L., de Almeida, P. R., Silva, A. F., Marques, J. P., Quiles-Pons, C., Coelho, P., Cruz, T., Jacinto, D., Castro, J. J., Gonçalves, J. M. S., 2018. Relatório de Síntese da Biodiversidade Marinha da área marinha do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Relatório técnico do Projeto MARSW, Faro, 74 pp + Anexos.
- Hureau, J.C. & Litvinenko, N.I. (1986). Scorpaenidae. In: W. Fischer, M.L. Bauchot, M. Schneider (eds.), pp. 1211-1229. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche (Révision 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37, vol. 2, FAO, Rome.
- Hussey, N.E., Kessel, S.T., Aarestrup, K., Cooke, J.K., Cowley, P.D., Fisk, A.T., Harcourt, R.G., Holland, K.N., Iverson, S.J., Kocik, J.F., Flemming, J.E.M & Whoriskey, F.G., 2015. Aquatic animal telemetry: a panoramic window into the underwater world. *Science*, 348(6240): 1255642.
- İlkyaz, A.T., Metin, G., Soykan, O. & Kınacıgil, H.T., 2017. Age, growth, and reproduction of Mediterranean sculdfish, *Arnoglossus laterna* (Actinopterygii: Pleuronectiformes: Bothidae), in the east-central Aegean Sea. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 47(1): 53–61.
- INAG. (2005). Relatório síntese sobre a caracterização das regiões hidrográficas prevista na Directiva-Quadro da Água. Lisboa.
- Instituto Hidrográfico (2018). Levantamento hidrográfico na área do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Relatório técnico final. Lisboa. 26 p. + Anexos.
- Irving, A. D., & Connell, S. D. (2002). Sedimentation and light penetration interact to maintain heterogeneity of subtidal habitats: algal versus invertebrate dominated assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 245, 83-91.
- Juanes, J. A., Guinda, X., Puente, A., & Revilla, J. A. (2008). Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the NE Atlantic. *Ecological Indicators*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.04.005>
- Judge, R., Choi, F., & Helmuth, B. (2018). Recent Advances in Data Logging for Intertidal Ecology. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6, 213. <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00213>
- King, P.A., Fives, J.M. & McGrath, D., 1994. Reproduction, growth and feeding of the dragonet *Callionymus lyra* (Teleostei: Callionymidae), in Galway Bay, Ireland. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 74: 513–526.
- Koeck, B., Alós, J., Caro, A., Neveu, R., Crec'hriou, R., et al. (2013) Contrasting Fish Behavior in Artificial Seascapes with Implications for Resources Conservation. *PLoS ONE*, 8(7): e69303.
- Kovalenko, K.E., Thomaz, S.M. & Warfe, D.M. (2012). Habitat complexity: Approaches and future directions. *Hydrobiologia*, 685:1–17.

- Krause-Jensen, D., Carstensen, J., & Dahl, K. (2007). Total and opportunistic algal cover in relation to environmental variables. *Marine Pollution Bulletin*. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.019>
- La Mesa, G. & Vacchi, M., 1999. An Analysis of the Coastal Fish Assemblage of the Ustica Island Marine Reserve (Mediterranean Sea). *Marine Ecology*, 20(2): 147 – 165.
- La Mesa, G., Longobardi, A., Sacco, F., & Marino, G., 2008. First release of hatchery juveniles of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Serranidae: Teleostei) at artificial reefs in the Mediterranean: results from a pilot study. *Scientia Marina*, 72(4): 743 – 756.
- La Mesa, G., Louisy, P. & Vacchi, M., 2002. Assessment of microhabitat preferences in juvenile dusky grouper (*Epinephelus marginatus*) by visual sampling. *Marine Biology*, 140: 175–185.
- Langlois, T., Goetze, J., Bond, T., Monk, J., Abesamis, R. A., Asher, J., Barrett, N., Berndard, A.T., Bouchet, P.J., Birt, M.J. & Cappo, M. (2020). A field and video annotation guide for baited remote underwater stereo-video surveys of demersal fish assemblages. *Methods in Ecology and Evolution*, 11(11), 1401-1409.
- Lester, S.E., Halpern, B.S., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B.I., Gaines, S.D., Airamé, S. & Warner, R.R., 2009. Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series*, 384: 33–46.
- Letessier, T. B., Juhel, J. B., Vigliola, L., & Meeuwig, J. J. (2015). Low-cost small action cameras in stereo generates accurate underwater measurements of fish. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 466, 120-126.
- Ling, S. D., Johnson, C. R., Frusher, S. D., & Ridgway, K. R. (2009). Overfishing reduces resilience of kelp beds to climate-driven catastrophic phase shift. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(52), 22341-22345.
- Lino, P. (2012). Potential of fisheries restocking off the Algarve coast using aquaculture produced marine fish. PhD Thesis, Universidade de Algarve, Faro.
- Lino, P.G. Bentes, L., Abecasis, D., Santos, M.N., Erzini, K. (2009). Comparative Behavior of Wild and Hatchery Reared White Sea Bream (*Diplodus sargus*) Released on Artificial Reefs Off the Algarve (Southern Portugal). In: J.L.L. Nielsen et al. (eds.), *Tagging and Tracking of Marine Animals with Electronic Devices, Reviews: Methods and Technologies in Fish Biology and Fisheries 9*, Springer Science+Business Media B.V., pp. 23-34.
- Littler, M. M. (1980). Morphological Form and Photosynthetic Performances of Marine Macroalgae: Tests of a Functional/Form Hypothesis. *Botanica Marina*. <https://doi.org/10.1515/botm.1980.23.3.161>
- Littler, Mark M., & Arnold, K. E. (1982). PRIMARY PRODUCTIVITY OF MARINE MACROALGAL FUNCTIONAL-FORM GROUPS FROM SOUTHWESTERN NORTH AMERICA. *Journal of Phycology*. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.1982.tb03188.x>
- Littler, Mark M., Taylor, P. R., & Littler, D. S. (1983). Algal resistance to herbivory on a Caribbean barrier reef. *Coral Reefs: Journal of the International Society for Reef Studies*. <https://doi.org/10.1007/BF02395281>
- Littler, Mark M., & Littler, D. S. (1984). Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(84\)90035-2](https://doi.org/10.1016/0022-0981(84)90035-2)

- Lockwood, R. N. (1999). Evaluation of Sampling Techniques for the Lake Michigan Angler Survey. Michigan Department of Natural Resources. Ann Arbor, USA. Fisheries Research Report 2050. 27 pp.
- Lowry, M., Folpp, H., Gregson, M., & Suthers, I. (2012). Comparison of baited remote underwater video (BRUV) and underwater visual census (UVC) for assessment of artificial reefs in estuaries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 416, 243–253.
- Machado, L.F., Andrade, A.B., Hostim-Silva, M. & Barreiros, J.P., 2003. Habitat use by the juvenile dusky grouper *Epinephelus marginatus* and its relative abundance, in Santa Catarina, Brazil. *Aqua Journal of Ichthyology and Aquatic Biology*, 6(4): 133 – 138.
- Mackelworth, P., Holcer, D. & Fortuna, C.M. (2008). Multiple use marine protected areas as complex commons. In: The 12th Biennial Conference of the International Association for the Study of Commons, Cheltenham, England, University of Gloucestershire.
- Magalhães, L.V.S. (2009). Contribuição para o Conhecimento da Biologia de *Polybius henslowi*. Tese de mestrado. Universidade de Aveiro, Aveiro, 47 pp.
- Malcolm, H. A., Williams, J., Schultz, A. L., Neilson, J., Johnstone, N., Knott, N. A., Harasti, D., Coleman, MA. & Jordan, A. (2018). Targeted fishes are larger and more abundant in ‘no-take’ areas in a subtropical marine park. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 212, 118–127.
- Marino, G., Azzurro, E., Massariti, A., Finoia, M.G. & Mandich, A., 2001. Reproduction in the dusky grouper from the Southern Mediterranean. *Journal of Fish Biology*, 58: 909 – 927.
- Markager, S., & Sand-Jensen, K. (1992). Light requirements and depth zonation of marine macroalgae. *Marine Ecology-Progress Series*, 88, 83-83.
- McClanahan, T. R. (2000). Recovery of a coral reef keystone predator, *Balistapus undulatus*, in East African marine parks. *Biological Conservation*, 94(2), 191–198.
- McLaren, B. W., Langlois, T. J., Harvey, E. S., Shortland-Jones, H., & Stevens, R. (2015). A small no-take marine sanctuary provides consistent protection for small-bodied by-catch species, but not for large-bodied, high-risk species. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 471, 153–163.
- Menge, B. A., Lubchenco, J., Ashkenas, L. R., & Ramsey, F. (1986). Experimental separation of effects of consumers on sessile prey in the low zone of a rocky shore in the Bay of Panama: direct and indirect consequences of food web complexity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(86\)90164-4](https://doi.org/10.1016/0022-0981(86)90164-4)
- Mesnildrey, L., Gascuel, D. & Le Pape, O. (2013). Integrating marine protected areas in fisheries management systems: Some criteria for ecological efficiency. *Aquatic Living Resources*, 26 (2), 159–170.
- Micheli, F., Halpern, B. S., Botsford, L. W., & Warner, R. R. (2004). Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecological Applications*, 14(6), 1709-1723.
- Miller, K. I., & Russ, G. R. (2014). Studies of no-take marine reserves: Methods for differentiating reserve and habitat effects. *Ocean & Coastal Management* 96, 51–60.
- Monteiro, P., Afonso, C.M.L., Oliveira, F., Rangel, M., Milla, D., Haponiuk, R., Bentes, L., Gonçalves, J.M.S. (2015). Biodiversidade Marinha do sublitoral da Arrifana. Relatório Técnico No. 2/2015 - PescaMap. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 62 p.
- Monteiro, P., Bentes L., Sousa, I., Oliveira, F., Veiga, P., Rangel, M., Afonso, C. & Gonçalves, J.M. S. (2012). Biodiversidade marinha da costa sul de Sagres. Identificação e

- caracterização de biótopos. Relatório Interno Nº 2/2012 - MeshAtlantic. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 48 pp.
- Monteiro, P., Bentes, L., Oliveira, F., Afonso, C. M. L., Rangel, M. O., & Gonçalves, J. M. S. (2015). EUNIS habitat's thresholds for the Western coast of the Iberian Peninsula - A Portuguese case study. *Journal of Sea Research*. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2014.11.007>
- Monteiro, P., L. Bentes, M. Rangel, B. Horta e Costa, F. Oliveira, A. Marçalo, T.S. Alexandre, A.F. Silva, P.R Almeida, M. Antunes, J.P. Marques, B. Pinto, D. Jacinto, J.L. Costa, B.R. Quintella, T. Cruz, J. Castro, J.M.S. Gonçalves, 2020. Mapas da pesca e atividades humanas na área marinha do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Relatório técnico do Projeto MARSW, Faro. 66 p.
- Montgomery, D. C. & Runger, G.C. (2003). *Applied statistics and probability for engineers* (3rd edition). John Wiley & Sons Inc. (Eds). New York, United States. 792 p.
- Morato, T., Afonso, P., Lourinho, P., Barreiros, J. P., Santos, R. S., & Nash, R. D. M. (2001). Length–weight relationships for 21 coastal fish species of the Azores, north-eastern Atlantic. *Fisheries Research*, 50(3), 297–302.
- Morey, G., Moranta, J., Massuti, E., Grau, A., Linde, M., Riera, F., & Morales-Nin, B. (2003). Weight–length relationships of littoral to lower slope fishes from the western Mediterranean. *Fisheries Research*, 62(1), 89–96.
- Mouine, N., Francour, P., Ktari, M.H., Chakroun-Marzouk, N. (2007). The reproductive biology of *Diplodus sargus sargus* in the Gulf of Tunis (central Mediterranean). *Scientia Marina*, 71: 461-69.
- Muñoz, M., Hernández, M.R., Sabat, M. & Casadevall, M., 2003. Annual reproductive cycle and fecundity of *Aspitrigla obscura* (Teleostei, Triglidae). *Vie et Milieu*, 53: 123–129.
- Murray, S. N., Ambrose, R. F., & Dethier, M. N. (2006). *Monitoring rocky shores*. Monitoring Rocky Shores. University of California Press. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2007.00769.x>
- Neto, J. M., Gaspar, R., Pereira, L., & Marques, J. C. (2012). Marine Macroalgae Assessment Tool (MarMAT) for intertidal rocky shores. Quality assessment under the scope of the European Water Framework Directive. *Ecological Indicators*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.006>
- Neuswanger, J. R., Wipfli, M. S., Rosenberger, A. E., & Hughes, N. F. (2016). Measuring fish and their physical habitats: Versatile 2-D and 3-D video techniques with user-friendly software. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73(12): 1861-1873.
- Nunes, J. A. C., Leduc, A., Miranda, R. J., Cipresso, P. H., Alves, J. P., Mariano-Neto, E., Sampaio, C.L.S. & Barros, F. (2019). Refuge choice specificity increases with predation risk in a rocky reef fish. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 520, 151207.
- Olsen, A.M., Westneat, M.W., 2015. StereoMorph: an R package for the collection of 3D landmarks and curves using a stereo camera set-up. *Methods in Ecology and Evolution*, 6: 351-356.
- Orfanidis, S., Panayotidis, P., & Stamatis, N. (2001). Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science*. <https://doi.org/10.12681/mms.266>
- Orfanidis, S., Panayotidis, P., & Stamatis, N. (2003). An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators*. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(03\)00008-6](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(03)00008-6)

- Pais, M. P., & Cabral, H. N. (2017). Fish behaviour effects on the accuracy and precision of underwater visual census surveys. A virtual ecologist approach using an individual-based model. *Ecological modelling*, 346, 58–69.
- Pais, M. P., & Cabral, H. N. (2018). Effect of underwater visual survey methodology on bias and precision of fish counts: a simulation approach. *PeerJ* 6, e5378.
- Pajuelo, J. & Lorenzo, J., 2008. Reproductive characteristics of the sand sole *Pegusa lascaris* (Soleidae), from the eastern-central Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88(3): 629–635.
- Palumbi, S.R., 2001. The ecology of marine protected areas. Pp. 509-530 in MD Bertness, S.D. Gaines e M.E. Hay (eds.) *Marine community ecology*. Sinauer Associates, Inc.
- Parker, D., Winker, H., Bernard, A., Heyns-Veale, E., Langlois, T., Harvey, E., Götz, A., 2016. Insights from baited video sampling of temperate reef fishes: How biased are angling surveys?. *Fisheries Research*, 179: 191-201.
- Pastor J., Verdoit-Jarraya, M., Astruch P., Dalias, N., Pasqual J-S.N, Saragoni, G. & Lenfant, P., 2009. Acoustic telemetry survey of the dusky grouper (*Epinephelus marginatus*) in the Marine Reserve of Cerbère-Banyuls: informations on the territoriality of this emblematic species. *Comptes Rendus Biologies*, 332(8): 732 – 40.
- Pawson, M.G., Pickett, G.D., Smith, M.T. (2005), The role of technical measures in the recovery of the UK sea bass (*Dicentrarchus labrax*) fishery 1980–2002. *Fisheries Research*, 76, 91–105.
- Pawson, M.G., Brown, M., Leballeur, J., Pickett, G.D. (2008). Will philopatry in sea bass, *Dicentrarchus labrax*, facilitate the use of catch-restricted areas for management of recreational fisheries? *Fisheries Research*, 93, 240-243.
- Pelletier, D., Leleu, K., Mou-Tham, G., Guillemot, N., & Chabanet, P. (2011). Comparison of visual census and high definition video transects for monitoring coral reef fish assemblages. *Fisheries Research*, 107(1-3), 84-93.
- Pereira, H. M., Gomingos, T., Vicente, L., & Proença, V. (Eds.). (2009). *Ecosistemas e bem-estar humano. Avaliação para Portugal do Millenium Ecosystem Assessment*. Escolar Editora.
- Pereira, L. & Correia, F. (2015). *Macroalgas Marinhas da Costa Portuguesa-Biodiversidade, Ecologia e Utilizações*. Paris: Nota de Rodapé Edições.
- Pereira, L. et al. (2014). MACOI, Portuguese Seaweeds Website. World-wide Electronic Publication. IMAR, Department of Life Sciences, University of Coimbra, <http://macoi.ci.uc.pt> (date of search: 08-09-2018).
- Pereira T.J., Silva A.F., Almeida P.R., Belo A.F., Costa J.L., Castro N. & Quintella B.R., 2017. Assessing the size adequacy of a small no-take marine protected area (MPA) for Mediterranean moray and European conger. *Marine Ecology Progress Series* 584: 213–227.
- Pereira, T.J., Manique, J., Quintella, B.R., Castro, N., de Almeida, P.R. & Costa, J.L., 2017. Changes in fish assemblage structure after implementation of Marine Protected Areas in the south western coast of Portugal. *Ocean & Coastal Management*, 135: 103–112.
- Pereira, T.J., Manique, J., Quintella, B.R., Castro, N., de Almeida, P.R. & Costa, J.L. (2017). Changes in trophic ecology of fish assemblages after no take Marine Protected Area

- designation in the southwestern coast of Portugal. *Ocean & Coastal Management* 137, 144–153.
- Pereira, T.J.F.S., 2018. Effects of the implementation of the MPAs from the Alentejo Coast on local fish communities and on some species with commercial/conservation interest. Tese de Doutoramento, Universidade de Évora, 210 pp.
- Pérez-Llorens, J. L., Hernández, I., Bermejo, R., Peralta-González, G., Brun-Murillo, F., & Vergara-Oñate, J. J. (2012). Flora marina del litoral gaditano: Biología, ecología, usos y guía de identificación. Servicio de publicaciones, Universidad de Cádiz, 368 p.
- Phillips, N. E., & Hutchison, E. (2008). Grazer effects on algal assemblages and mussel recruitment in two different mid-intertidal communities in the Cook Strait, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. <https://doi.org/10.1080/00288330809509957>
- Piazza, L., & Ceccherelli, G. (2019). Effect of sea urchin human harvest in promoting canopy forming algae restoration. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.02.028>
- Pollard, D.A., Afonso, P., Bertoncini, A.A., Fennessy, S., Francour, P. & Barreiros, J. 2018. *Epinephelus marginatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T7859A100467602.
- Pontes, J. (2019). Recreational shore angling in the south and southwest coast of mainland Portugal. MS thesis. Universidade do Algarve.
- Prato, G., Thiriet, P., Di Franco, A., & Francour, P. (2017). Enhancing fish Underwater Visual Census to move forward assessment of fish assemblages: An application in three Mediterranean Marine Protected Areas. *PloS one*, 12(6), e0178511.
- Priester, C. R., Martínez-Ramírez, L., Erzini, K., & Abecasis, D. (2021). The impact of trammel nets as an MPA soft bottom monitoring method. *Ecological Indicators*, 120, 106877.
- Quintella, B.R., A.F. Silva, J.P. Marques, B. Pinto, P. Ferreti, C. Quiles-Pons, P. Coelho, P.R. Almeida, D. Jacinto, T. Cruz, B. Horta e Costa, L. Bentes, P. Monteiro, F. Oliveira, A. Belackova, N.S. Henriques, I. Sousa, C.M.L. Afonso, M. Andrade, M. Rangel, J.M.S. Gonçalves, J.J. Castro, J.L. Costa, 2019. Modelo de Monitorização da Biodiversidade Marinha das Áreas Classificadas do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (Primeiro Relatório). II Relatório técnico do Projeto MARSW, Lisboa, 126 pp. + Anexos.
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.
- Rangel, M., Bentes, L., Monteiro, P., Veiga, P., Pontes, J., Guerreiro, A., Pio Quinto, D., Oliveira, F., Araújo, G., Pais, H., Dias, I., Sousa, I., Silva, I., Pita, P., Carvalho, S., Coelho, R., Villasante, S., Gonçalves, J.M.S. & Erzini, K. (2018). Relatório final: Fase 4. Recolha de dados e produção de estimativas de esforço e de capturas de pescarias recreativas em águas do Continente (PESCARDATA). Centro de Ciências do Mar (CCMAR), Universidade do Algarve, Faro, Portugal 158p. + Anexos
- Rebordão, F.R. (2000). Classificação de artes e métodos de pesca. *Publicações Avulsas do IPIMAR*, 4, 44 p.
- Reef Life Survey Foundation, 2019. Standardised Survey Procedures for Monitoring Rocky & Coral Reef Ecological Communities. Reef Life Survey Foundation, Hobart, Australia,

- disponível em [//reeflifesurvey.com/wp-content/uploads/2019/02/NEW-Methods-Manual_150815.pdf](http://reeflifesurvey.com/wp-content/uploads/2019/02/NEW-Methods-Manual_150815.pdf).
- Reis, R.A. (2011). Avaliação de efeitos ecológicos da interdição da pesca lúdica no litoral rochoso alentejano. Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa e Escola de Ciências e Tecnologia da Universidade de Évora.
- Reñones, O., Goñi, R., Pozo, M., Deudero, S. & Moranta, J., 1999. Effects of protection on the demographic structure and abundance of *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834). Evidence from Cabrera Archipelago National Park (West-central Mediterranean). *Marine Life*, 9(2): 45 – 53.
- Reñones, O., Grau, A., Mas, X., Riera, F. & Saborido-Rey, F., 2010. Reproductive pattern of an exploited dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe 1834) (Pisces: Serranidae) population in the western Mediterranean. *Scientia Marina*, 74(3): 523 – 537.
- Roberts, C. M., Bohnsack, J. A., Gell, F., Hawkins, J. P., & Goodridge, R. (2001). Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science*, 294(5548), 1920-1923.
- Ruitton, S., Francour, P., Boudouresque, C.F., 2000. Relationships between Algae, Benthic Herbivorous Invertebrates and Fishes in Rocky Sublittoral Communities of a Temperate Sea (Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50: 217-230.
- Russ, G.R., Stockwell, B. & Alcala, A.C., 2005. Inferring *versus* measuring rates of recovery in no-take marine reserves. *Marine Ecology Progress Series*, 292: 1–12.
- Sala, E. & Zabala, M. (1996). Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 140 (1), 71–81.
- Sala, E., & Ballesteros, E. (1997). Partitioning of space and food resources by three fish of the genus *Diplodus* (Sparidae) in a Mediterranean rocky infralittoral ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 152, 273-283.
- Sala, E., Ballesteros, E., Dendrinou, P., Di Franco, A., Ferretti, F., Foley, D., Frascchetti, S., Friedlander, A., Garrabou, J., Güçlüsoy, H., Guidetti, P., Halpern, B.S., Hereu, B., Karamanlidis, A.A., Kizilkaya, Z., Macpherson, E., Mangialajo, L., Mariani, S., Micheli, F., Pais, A., Riser, K., Rosenberg, A.A., Sales, M., Selkoe, K.A., Starr, R., Tomas, F., Zabala, M. (2012). The structure of mediterranean rocky reef ecosystems across environmental and human gradients, and conservation implications. *PLOS ONE* 7(2), e32742.
- Salvanes, A.G.V. (1991). The selectivity for cod (*Gadus morhua* L.) in two experimental trammel-nets and one gillnet. *Fisheries Research* 10, 265–285.
- Samoilys, M.A., Martin-Smith, K.M., Giles, B.G., Cabrera, B., Anticamara, J.A., Brunio, E.O., Vincent, A.C.J., 2007. Effectiveness of five small Philippines coral reef reserves for fish populations depends on site-specific factors, particularly enforcement history. *Biological Conservation* 136, 584–601.
- Sanchez-Lizaso, J.L., Bayle, J. (2000). Experimental Fishing Methods. In: Goñi, R., Harmelin-Vivien, M., F. Badalamenti, F., Diréach, L., Bernard, G. (Eds.). *GIS Posidonie* publ., 2000, p. 35–37.
- Santos, M.N., Monteiro, C.C., 1998. Comparison of the catch and fishing yield from an artificial reef system and neighbouring areas off Faro (Algarve, south Portugal). *Fisheries Research*, 39: 55–65

- Serranidae (Actinopterygii: Perciformes) in southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(3): 387 – 398.
- Shears, N. T., & Babcock, R. C. (2003). Continuing trophic cascade effects after 25 years of no-take marine reserve protection. *Marine Ecology Progress Series*, 246, 1-16.
- Shelton, A. O., & Mangel, M. (2011). Fluctuations of fish populations and the magnifying effects of fishing. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(17), 7075–7080.
- Sifner, S. K., & Vrgoc, N. (2004). Population structure, maturation and reproduction of the European squid, *Loligo vulgaris*, in the Central Adriatic Sea. *Fisheries research*, 69(2), 239–249.
- Silva, P. C. (1955). The dichotomous species of *Codium* in Britain. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 34(3), 565–577.
- Sluka, R.D., Chiapponne, M. & Sealey, K.M.S., 2001. Influence of habitat on grouper abundance in the Florida Keys, U.S.A. *Journal of Fish Biology*, 58: 682 – 700.
- Smirnov, N.V. (1939). Estimate of deviation between empirical distribution functions in two independent samples. (Russo). *Bull. Moscow Univ.* 2: 3–16.
- Sousa, I., Gonçalves, J. M. S., Claudet, J., Coelho, R., Gonçalves, E. J. & Erzini, K. (2018). Soft bottom fishes and spatial protection: findings from a temperate marine protected area. *PeerJ* 6: e4653.
- Sousa, I.I.G.C., 2011. Assessment of Reserve Effect in a Marine Protected Area: The Case Study of the Professor Luiz Saldanha Marine Park (Portugal). *Dissertação de Mestrado*, Universidade do Algarve, 114 pp.
- Sousa, P., Azevedo, M. & Gomes, M.C., 2005. Demersal assemblages off Portugal: Mapping, seasonal, and temporal patterns. *Fisheries Research*, 75(1-3): 120–137.
- Sousa, R., Henriques, P., Vasconcelos, J., Pinto, A. R., Delgado, J., & Riera, R. (2020). The protection effects of marine protected areas on exploited molluscs from an oceanic archipelago. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. <https://doi.org/10.1002/aqc.3285>
- Spedicato, M.T., Carbonara, P. & Lembo, G., 2003. Insight into the homing behaviour of the dusky grouper (*Epinephelus marginatus* Lowe, 1834) around the island of Ustica, Italy. *In*: Spedicato, M.T., Lembo, G. & Marmulla, G. (eds) *Aquatic telemetry: advances and applications*. Proceedings of the fifth conference on fish telemetry held in Europe. Ustica, Italy, 9–13 June 2003. Rome, FAO/COISPA, pp 103 – 109
- Steffani, C. N., & Branch, G. M. (2003). Growth rate, condition, and shell shape of *Mytilus galloprovincialis*: Responses to wave exposure. *Marine Ecology Progress Series*. <https://doi.org/10.3354/meps246197>
- Steneck, R. S., & Watling, L. (1982). Feeding capabilities and limitation of herbivorous molluscs: A functional group approach. *Marine Biology*. <https://doi.org/10.1007/BF00409596>
- Steneck, R. S., Graham, M. H., Bourque, B. J., Corbett, D., Erlandson, J. M., Estes, J. A., & Tegner, M. J. (2002). Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental conservation*, 436-459.
- Steneck, Robert S., & Dethier, M. N. (1994). A Functional Group Approach to the Structure of Algal-Dominated Communities. *Oikos*. <https://doi.org/10.2307/3545860>

- Stephens Jr, J. S., Larson, R. J., & Pondella II, D. J. (2006). Rocky reefs and kelp beds. The ecology of marine fishes: California and adjacent waters. University of California Press, Berkeley, 227-252.
- Stephenson, T. A. (1942). Causes of Intertidal Zonation. *Nature*, 150(3796), 158. <https://doi.org/10.1038/150158a0>
- Stobart, B., García-Charton, J. A., Espejo, C., Rochel, E., Goñi, R., Reñones, O., Herrero, A., Crec'hriou, R., Polti, S., Marcos, C., Planes, S. & Pérez-Ruzafa, A. (2007). A baited underwater video technique to assess shallow-water Mediterranean fish assemblages: Methodological evaluation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 345(2), 158–174.
- Taylor, B. M., McIlwain, J. L., & Kerr, A. M. (2012). Marine reserves and reproductive biomass: a case study of a heavily targeted reef fish. *PLoS One*, 7(6), e39599.
- Taylor, M.D., Baker, J. & Suthers, I.M. (2013). Tidal currents, sampling effort and baited remote video (BRUV) surveys: Are we drawing the right conclusions? *Fisheries Research* 140, 96–104.
- Teagle, H., Hawkins, S. J., Moore, P. J., & Smale, D. A. (2017). The role of kelp species as biogenic habitat formers in coastal marine ecosystems. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 492, 81-98.
- Tessier, A., Pastor, J., Francour, P., Saragoni, G., Crec'hriou, R., & Lenfant, P. (2013). Video transects as a complement to underwater visual census to study reserve effect on fish assemblages. *Aquatic Biology*, 18(3), 229-241.
- Tetreault, I., & Ambrose, R. F. (2007). Temperate marine reserves enhance targeted but not untargeted fishes in multiple no-take MPAs. *Ecological Applications*, 17(8), 2251–2267.
- Tucker, J.W., 1994. Spawning by captive serranid fishes: a review. *Journal of the World Aquaculture Society*, 25(3): 345 – 359.
- Underwood, A. J. (1976). Analysis of patterns of dispersion of intertidal prosobranch gastropods in relation to macroalgae and rock-pools. *Oecologia*. <https://doi.org/10.1007/BF00368850>
- Underwood, A. J. (1992). Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 161(2), 145–178.
- Unsworth, R. K. F., Peters, J. R., McCloskey, R. M. & Hinder, S. L. (2014). Optimising stereo baited underwater video for sampling fish and invertebrates in temperate coastal habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 150, 281–287.
- Veiga P., Machado D., Almeida C., Bentes L., Monteiro P., Oliveira F., Ruano M., Erzini K., Gonçalves J.M.S. (2009). Weight-length relationships for 54 species of the Arade estuary, southern Portugal. *Journal of Applied Ichthyology* 25:493–496.
- Veiga, P., Pita, C., Leite, L., Ribeiro, J., Ditton, R., Gonçalves, J., Erzini, K., 2013. From a traditionally open access fishery to modern restrictions: Portuguese anglers' perceptions about newly implemented recreational fishing regulations. *Marine Policy*, 40: 53-63.
- Veiga, P., Ribeiro, J., Gonçalves, J.M.S. & Erzini, K., 2010. Quantifying recreational shore angling catch and harvest in the south of Portugal (Northeast Atlantic): implications for conservation and integrated fisheries management. *Journal of Fish Biology*, 76(9): 2216 – 2237.
- Viegas, V.L.C. (2013). Pesca comercial na costa alentejana: rendimento, esforço de pesca, rejeições e efeitos da proteção. MS thesis. Universidade de Évora.

- Wallenstein, F. M., Neto, A. I., Patarra, R. F., Prestes, A. C. L., Álvaro, N. V., Rodrigues, A. S., & Wilkinson, M. (2013). Indices to monitor coastal ecological quality of rocky shores based on seaweed communities: simplification for wide geographical use. *Revista de Gestão Costeira Integrada*. <https://doi.org/10.5894/rgci365>
- Wartenberg, R., & Booth, A. J. (2015). Video transects are the most appropriate underwater visual census method for surveying high-latitude coral reef fishes in the southwestern Indian Ocean. *Marine Biodiversity*, 45(4), 633-646.
- Watson, D. L., Harvey, E. S., Anderson, M. J., & Kendrick, G. A. (2005). A comparison of temperate reef fish assemblages recorded by three underwater stereo-video techniques. *Marine Biology*, 148(2), 415-425.
- WCPA - IUCN. (1999). Guidelines For Marine Protected Areas. (G. Kelleher, Ed.), Guidelines For Marine Protected Areas. IUCN. <https://doi.org/10.2305/iucn.ch.1999.pag.3.en>
- Wells, E., Wilkinson, M., Wood, P., & Scanlan, C. (2007). The use of macroalgal species richness and composition on intertidal rocky seashores in the assessment of ecological quality under the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.031>
- Wernberg, T., Krumhansl, K., Filbee-Dexter, K., & Pedersen, M. F. (2019). Status and trends for the world's kelp forests. In *World seas: An environmental evaluation* (pp. 57-78). Academic Press.
- Westera, M., Lavery, P., & Hyndes, G. (2003). Differences in recreationally targeted fishes between protected and fished areas of a coral reef marine park. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 294(2), 145–168.
- WFD - UKTAG. (2014). UKTAG Transitional and Coastal Water Assessment Method. Macroalgae. Opportunistic Macroalgal Blooming Tool. Stirling.
- Whitehead, P., Bauchot M., Hureau, J., Nielsen, J. & Tortonese, E., 1984/1986. Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean (3 volumes). United Nations Educational Scientific and Cultural Organisation, Paris, France.
- Willenbrink, N.T. (2016). Assessing change in temperate fish species: Using stereo baited camera systems in marine reserves. Master Thesis, Faro. University of the Algarve, EMRC+.
- Willis, T. J., & Babcock, R. C. (2000). A baited underwater video system for the determination of relative density of carnivorous reef fish. *Marine and Freshwater Research*, 51(8), 755–763.
- Willis, T. J., Millar, R. B., & Babcock, R. C. (2003). Protection of exploited fish in temperate regions: high density and biomass of snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) in northern New Zealand marine reserves. *Journal of Applied Ecology*, 40(2), 214–227.
- Wilson, S. K., Graham, N. A. J., Holmes, T. H., MacNeil, M. A., & Ryan, N. M. (2018). Visual versus video methods for estimating reef fish biomass. *Ecological Indicators*, 85, 146–152.
- Wilson, W.H. (1991). Competition and Predation in Marine Soft-sediment Communities. *Annual Review of Ecological Systems* 21: 221–241.
- Zabala, M., Louisy, P., Garcia-Rubies, A. & Gracia, V., 1997. Socio-behavioural context of reproduction in the Mediterranean dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces, Serranidae) in the Medes Islands Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain). *Scientia Marina*, 61(1): 79 – 89.

Zupan, M., Fragkopoulou, E., Claudet, J., Erzini, K., Horta e Costa, B. & Gonçalves, E. (2018). Marine partially protected areas: Drivers of ecological effectiveness. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(7), 381–387.



Macroalgas bentónicas (*Mesophyllum lichenoides* e *Plocamium cartilagineum*; foto de Adela Belackova)



Projeto
MARSW

 marsw.pt

 geral@marsw.pt

Coordenação e execução



Beneficiário



Parceiro institucional



Cofinanciamento

