



Avaliação de efeitos ecológicos da interdição da pesca lúdica no litoral rochoso alentejano

Rita Abranches Reis

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Gestão e Conservação de Recursos Naturais

Orientador: Prof. Doutor João Castro

Co-orientador: Prof. Doutora Teresa Cruz

Co-orientador: Prof. Doutora Maria Teresa Ferreira

Júri:

Presidente:

Doutora Maria Teresa Marques Ferreira da Cunha Cardoso, Professora Associada do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Vogais:

Doutor João José Roma de Paços Pereira de Castro, Professor Auxiliar da Universidade de Évora.

Doutora Diana Mendes Boaventura, Professora Auxiliar da Escola Superior de Educação João de Deus.

Lisboa, 2011

Agradecimentos

Aos meus orientadores, João Castro e Teresa Cruz, ao CIEMAR pela hospitalidade e a todos os que me ajudaram na concretização deste trabalho.

À minha mãe que financiou todos estes anos de estudos.

Resumo

A pesca lúdica no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV) foi sujeita em 2009 a restrições específicas, que incluem a sua interdição na zona da Ilha do Pessegueiro, onde posteriormente foi criada uma área de proteção. Este estudo teve por objetivo avaliar os efeitos ecológicos de 2 anos (2009 - 2011) de proteção marinha, propor metodologias de monitorização e sugerir melhorias na gestão das pescas lúdica e comercial. Averiguaram-se os efeitos ecológicos da proteção na abundância, distribuição e dimensão de organismos intertidais (lapas e burriés) habitualmente explorados por pescadores lúdicos no litoral rochoso da área referida, e na restante comunidade de organismos macroepibentónicos. Comparou-se a área protegida com áreas de controlo não protegidas. As análises de variância não revelaram efeitos da proteção ao nível da área nem do local na abundância e tamanho de lapas e burriés. Foi detetada variabilidade à escala do local. Comparando com dados anteriores a abundância e o tamanho de lapas diminuiu mas a abundância de lapas grandes manteve-se. O tempo de recuperação insuficiente, os efeitos predatórios de outros consumidores de moluscos e a deficiente eficácia da proteção, são possíveis causas para os resultados encontrados. Considera-se essencial a resolução do conflito social. Propõe-se a governância colaborativa como estratégia de gestão da área marinha protegida do PNSACV.

Palavras-chave: área marinha protegida; efeitos ecológicos da proteção marinha; pesca lúdica; lapas; burriés; Ilha do Pessegueiro.

Evaluation of ecological effects of recreational fishing ban in the Alentejo's rocky shores

Abstract

Recreational fishing at Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV) was limited by legal restrictions, including fishing ban in Ilha do Pessegueiro and continental adjacent area. All the area was later classified as protected. The aim of this study was to evaluate the ecological effects of a 2 year period (2009-2011) of marine protection, to propose monitoring methodologies and suggest management improvements for recreational and commercial fishing. Ecological effects of the stated protection were studied on intertidal organisms (limpets and sea snails) that use to be explored by recreational fishers on the rocky shores of the cited area, and on the community of macro-epibenthic organisms. The protected area was compared with non protected control areas. Variance analysis didn't show effects of protection at both area and local levels in the abundance and size of limpets and sea snails. Variability at local scale was detected. Compared with previous data the abundance and size of limpets decreased but the abundance of large limpets maintained. Insufficient recovery time, predation by other mollusk consumers and deficient regulatory enforcement are possible causes for the obtained results. Social conflict resolution is essential. Collaborative governance is suggested as a management strategy for the marine protected area in PNSACV.

Key-words: marine protected area; ecological effects of marine protection; recreational fishing; limpets; sea snail; Ilha do Pessegueiro.

Evaluation of ecological effects of recreational fishing ban in the Alentejo's rocky shores

Extended abstract

Recreational fishing at Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV) was limited by legal restrictions, including fishing ban in Ilha do Pessegueiro and continental adjacent area. All the area was later classified as protected. The aim of this study was to evaluate the ecological effects of a 2 year period (2009-2011) of marine protection, to propose monitoring methodologies and suggest management improvements for recreational and commercial fishing. Ecological effects of the stated protection were studied on intertidal organisms (limpets and sea snails) that use to be explored by recreational fishers on the rocky shores of the cited area, and on the community of macro-epibenthic organisms. The protected area was compared with control areas that were not under the same juridical status.

Based on previous studies and observations in this region, it was proposed that the abundance and size of limpets and sea snails would be higher on the protected area of Ilha do Pessegueiro than outside it. Besides, it was also suggested indirect effects on the macro-epibenthic community related to changes in predation, competition and recruitment noticed in terms of abundance and distribution. Rocky substrate usually shows a high spatial variability resulting from irregular surface and provides microhabitats to many different organisms. Moreover, fishers have preferences inside an area. This is the reason why the local variability was also taken into account in this study.

The sampling took about 3 months and it was carried out in the intertidal level of rocky shores along 27 km of coastline. The factors used in the experimental design were area, local and in some cases the factor exposition to wave action. Two protected areas (Queimado and Caniceira) and four non-protected areas (Burrinho, Oliveirinha, Queimado-Sul and Almogrove) were sampled. Limpets were sampled by the quadratic method, sea snails with band transects and the macro-epibenthic organisms coverage and bare rock with the intersection point method. Univariate (ANOVA) and multivariate (PERMANOVA) analysis of abundance, distribution and dimensional structure of limpets, sea snails and macro-epibenthic organisms were performed using the Gmav5 and the PRIMER6, respectively.

In general, variance analysis didn't show effects of protection in the abundance and size of limpets and sea snails, at both area and local levels. However, local variability was detected like it was found earlier in this region. Differences in

dimensional structure of limpet population were caused by small size individuals and weak interspecific and inter-class competition was observed. Compared with previous data, the abundance and size of limpets decreased but the abundance of large limpets maintained. The most abundant species of sea snail registered in this study was *Osilinus sauciatus* (70.1%), followed by *O.lineatus* (23%) and *G.umbilicalis* (4.9%). After all analysis made, Almogrove turns out to be the most different area.

The possible causes for the absence of protection effects on limpets and sea snails communities could be the insufficient recovery time, the negative effects of other predators (like marine birds and fishes) on intertidal mollusks and the deficient effectiveness of regulation. To achieve the goals of management and conservation of marine resources in this region is essential dismissing the conflicts between both interested parts. The creation of a working group for promoting the public participation in the fishing management issues inside the PNSACV is proposed. Collaborative governance is suggested as a management strategy for the marine protected area in PNSACV.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	1
1.1 EFEITOS ECOLÓGICOS DA PROTEÇÃO MARINHA	1
1.2 EFEITOS DA EXPLORAÇÃO HUMANA NOS RECURSOS VIVOS INTERTIDAIS	3
1.3 LITORAIS ROCHOSOS E COMUNIDADES INTERTIDAIS	5
1.4 BIOLOGIA E EXPLORAÇÃO DE LAPAS	7
1.5 BIOLOGIA E EXPLORAÇÃO DE BURRIÉS	8
1.6 ENQUADRAMENTO E OBJETIVOS	9
2. METODOLOGIA.....	13
2.1 ÁREA DE ESTUDO	13
2.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	13
2.3 TÉCNICAS DE AMOSTRAGEM.....	14
2.3.1 Abundância e tamanho de lapas.....	14
2.3.2 Abundância e tamanho de burriés	16
2.3.3 Abundância de organismos macroepibentônicos	17
2.4 ANÁLISE DE DADOS.....	17
3. RESULTADOS	18
3.1 ABUNDÂNCIA E TAMANHO DE LAPAS EM LOCAIS EXPOSTOS.....	18
3.1.1 Amostragem aleatória estratificada.....	18
3.1.1.1 Abundância de <i>Patella spp.</i>	18
3.1.1.2 Abundância de <i>Patella spp.</i> ≥ 20mm	19
3.1.1.3 Abundância de <i>Patella spp.</i> ≥ 30 mm	20
3.1.1.4 Tamanho de <i>Patella spp.</i>	21
3.1.1.5 Abundância de <i>Siphonaria pectinata</i>	22
3.1.1.6 Estrutura dimensional de lapas.....	23
3.1.1.7 Estrutura dimensional de <i>Patella spp.</i>	26
3.1.1.8 Estrutura dimensional de <i>Siphonaria pectinata</i>	27
3.1.1.9 Correlação entre abundância de <i>Patella spp.</i> (grandes vs peq/médios).....	28
3.1.1.10 Correlação entre abundância de <i>Patella spp.</i> ≥ 20 mm e abundância de <i>Siphonaria pectinata</i>	29
3.1.1.11 Irregularidade do substrato.....	29
3.1.2. Amostragem aleatória simples	30
3.1.2.1 Abundância de <i>Patella spp.</i> ≥ 20 mm	30
3.1.2.2 Abundância de <i>Patella spp.</i> ≥ 30 mm	31

3.2 ABUNDÂNCIA E TAMANHO DE LAPAS EM LOCAIS ABRIGADOS	32
3.2.1 Amostragem aleatória estratificada.....	32
3.1.2.1. Abundância total de <i>Patella spp.</i>	32
3.1.2.2. Abundância de <i>Patella spp.</i> \geq 20 mm	32
3.1.2.3 Abundância de <i>Patella spp.</i> \geq 30 mm	33
3.1.2.4 Tamanho de <i>Patella spp.</i>	34
3.1.2.5 Abundância de <i>Siphonaria pectinata</i>	35
3.1.2.6 Estrutura dimensional de lapas.....	36
3.1.2.7 Estrutura dimensional de <i>Patella spp.</i>	38
3.1.2.8 Estrutura dimensional de <i>Siphonaria pectinata</i>	39
3.1.2.9 Correlação entre abundância de <i>Patella spp.</i> (grandes vs peq/médios) 40	
3.1.2.10 Correlação entre abundância de <i>Patella spp.</i> \geq 20 mm e abundância de <i>Siphonaria pectinata</i>	40
3.1.2.11 Irregularidade do substrato.....	40
3.2 ABUNDÂNCIA E TAMANHO DE BURRIÉS	41
3.2.1 Abundância burriés (AMC \geq 10 mm)	41
3.2.2 Abundância burriés (AMC \geq 12 mm)	42
3.2.3 Tamanho de burriés (AMC \geq 12 mm).....	42
3.3 ESTRUTURA DA COMUNIDADE MACROEPIBENTÓNICA.....	43
4. DISCUSSÃO	46
4.1 DIFERENÇAS ENTRE ÁREAS.....	47
4.1.1 Abundância e tamanho de lapas.....	47
4.1.2 Abundância e tamanho de burriés	56
4.2 DIFERENÇAS ENTRE LOCAIS	57
4.2.1 Abundância e tamanho de lapas.....	57
4.2.1.1 Locais expostos.....	57
4.2.1.2 Locais abrigados	58
4.2.2 Abundância e tamanho de burriés	59
4.3 EFICÁCIA DA PROTEÇÃO MARINHA NO PNSACV.....	60
5. BIBLIOGRAFIA.....	67
6. ANEXOS	78
ANEXO I	78
ANEXO II	79

Lista de tabelas

Tabela 1 - Efeitos ecológicos esperados com a criação de AMP. Adaptado de García-Charton <i>et al.</i> , 2008.	2
Tabela 2 - Variância por área e por local (N=6) da densidade média de <i>Patella</i> spp. (ANOVA); Teste Cochran C=0.2750 (NS); ar – área, lo – local, NS – Não significativo. Teste SNK ao fator área; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almograve.	19
Tabela 3 - Variância por área e por local (N=6) da densidade de <i>Patella</i> spp. ≥ 20 mm (ANOVA); Teste Cochran C=0.2289 (NS); ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almograve.	20
Tabela 4 – Variância por área e por local (N=6) da densidade de <i>Patella</i> spp. ≥ 30 mm (ANOVA); Teste Cochran C=0.2616 (NS); ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almograve.	20
Tabela 5 - Variância por área e por local (N=6) do comprimento máximo da concha de <i>Patella</i> spp. segundo o método aleatório e seletivo (ANOVA); Teste Cochran $C_{\text{aleatório}}=0.2233$ (NS) e $C_{\text{seletivo}}=0.2221$ (NS); ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almograve.	22
Tabela 6 – Variância por área e por local (N=6) da densidade média de <i>Siphonaria pectinata</i> (ANOVA); Teste Cochran C=0.5783 (P < 0.01); dados transformados por raiz quadrada; ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almograve.	23
Tabela 7 – Variância por área (N=6) da estrutura dimensional de <i>Patella</i> spp. e de <i>Siphonaria pectinata</i> (PERMANOVA); dados transformados por raiz quadrada; ar – área, lo – local; Teste <i>Pair-wise</i> ao fator área; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almograve; Análise SIMPER e de dispersão PERMDISP. Pat5, Pat520 e Siph10 correspondem, pela mesma ordem, às classes dimensionais da espécie <i>Patella</i> com CMC < 5 mm, $5 \leq \text{CMC} < 20$ mm e à classe dimensional da espécie <i>Siphonaria pectinata</i> com CMC ≥ 10 mm.	25

Tabela 8 – Variância por área (N=6) da estrutura dimensional de *Patella* spp. (PERMANOVA); dados transformados por raiz quadrada; ar – área, lo – local. Teste *Pair-wise* ao fator área; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almogrove; Análise SIMPER e de dispersão PERMDISP; Pat5 e Pat520 correspondem, pela mesma ordem, às classes dimensionais da espécie *Patella* com $CMC < 5$ mm e $5 \leq CMC < 20$ mm..... 27

Tabela 9 – Variância por área (N=6) da estrutura dimensional de *Siphonaria pectinata* (PERMANOVA); dados transformados por raiz quadrada; ar – área, lo – local. Teste *Pair-wise* ao fator área; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almogrove; Análise SIMPER e de dispersão PERMDISP; Siph10 correspondem à classe dimensional da espécie *Siphonaria pectinata* com $CMC \geq 10$ mm..... 28

Tabela 10 – Variância por área e por local (N=6) da irregularidade do substrato (ANOVA); Teste Cochran $C=0.6855$ ($P < 0.01$); dados não transformados; ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK aos fatores área e local; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almogrove. 30

Tabela 11 – Variância por área e por local (N=6) da densidade de *Patella* spp. ≥ 20 mm (ANOVA); Teste Cochran $C=0.2861$ (NS); ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almogrove..... 31

Tabela 12 – Variância por área e por local (N=6) da densidade de *Patella* spp. ≥ 30 mm (ANOVA); Teste Cochran $C=0.3018$ (NS); ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almogrove..... 31

Tabela 13 – Variância por área e por local (N=6) da densidade média de *Patella* spp. em locais abrigados (ANOVA); Teste Cochran $C=0.7876$ ($P < 0.01$); dados transformados pela função logarítmica $\ln(x)$; ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, B-Burrinho. 32

Tabela 14 – Variância por área e por local (N=6) da densidade de *Patella* spp. ≥ 20 mm (ANOVA); Teste Cochran $C=0.6759$ ($P < 0.05$); dados transformados pela função logarítmica $\ln(x)$; ar – área, lo – local. 33

Tabela 15 – Variância por área e por local (N=6) da densidade de <i>Patella</i> spp. ≥ 30 mm (ANOVA); Teste Cochran $C=0.3880$ (NS); dados transformados pela função logarítmica $\ln(x)$; ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, B-Burrinho.	34
Tabela 16 – Variância por área e por local (N=6) do comprimento máximo da concha (CMC) de <i>Patella</i> spp. ≥ 20 mm segundo o método aleatório e seletivo (ANOVA); Teste Cochran $C_{\text{aleatório}}=0.4592$ (NS), $C_{\text{seletivo}}=0.3942$ (NS) ; ar– área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, B-Burrinho.	35
Tabela 17 – Variância por área e por local (N=6) da densidade média de <i>Siphonaria pectinata</i> (ANOVA); Teste Cochran $C=0.8319$ ($P < 0.01$) ; dados transformados por raiz quadrada; ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, B-Burrinho.	36
Tabela 18 - Variância por área (N=6) da estrutura dimensional de <i>Patella</i> spp. e <i>Siphonaria pectinata</i> em locais abrigados (PERMANOVA); dados transformados por raiz quadrada; ar – área, lo – local; Q-Queimado, B-Burrinho; Análise SIMPER e de dispersão PERMDISP; Pat520 e Siph10 correspondem, pela mesma ordem, à classe dimensional da espécie <i>Patella</i> com $5 \leq \text{CMC} < 20$ mm e à classe dimensional da espécie <i>Siphonaria pectinata</i> com $\text{CMC} \geq 10$ mm.....	38
Tabela 19 - Variância por área (N=6) da estrutura dimensional de <i>Patella</i> spp. em locais abrigados (PERMANOVA); dados transformados por raiz quadrada; ar – área, lo – local; Q-Queimado, B-Burrinho; Análise SIMPER e de dispersão PERMDISP; Pat5 e Pat520 correspondem, pela mesma ordem, às classes dimensionais da espécie <i>Patella</i> com $\text{CMC} < 5$ mm e $5 \leq \text{CMC} < 20$ mm.	39
Tabela 20 - Variância por área (N=6) da estrutura dimensional de <i>Siphonaria pectinata</i> em locais abrigados (PERMANOVA); dados transformados por raiz quadrada; ar – área, lo – local.	39
Tabela 21 – Variância por área e por local (N=6) da irregularidade do substrato (ANOVA); Teste Cochran $C=0.2925$ (NS); ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, B-Burrinho..	41

Tabela 22 – Variância por área e por local (N=5) da densidade média burriés ≥ 10 mm (ANOVA); Teste Cochran $C=0.8235$ ($P < 0.01$) ; dados transformados pela função $\ln(x+0.5)$; ar – área, lo – local. 42

Tabela 23 – Variância por área e por local (N=5) da densidade média burriés ≥ 12 mm; Teste Cochran $C=0.8100$ ($P < 0.01$) ; dados transformados pela função $\ln(x+0.5)$; ar – área, lo – local. 42

Tabela 24 – Variância por área e por local (N=5) da altura máxima da concha (AMC) de burriés ≥ 12 mm (ANOVA); Teste Cochran $C=0.5278$ ($P < 0.01$) ; não foi possível transformar os dados de modo a que o Teste de Cochran passasse a ser não significativo; Q-Queimado, C-Caniceira, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almogrove; NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; ar – área, lo – local. 43

Tabela 25 - Variância por área (N=6) da percentagem de cobertura de organismos macroepibentónicos e rocha nua (PERMANOVA); dados transformados por raiz quadrada; ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste *Pair-wise* ao fator local; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almogrove; Análise SIMPER e de dispersão PERMDISP; O1 – Oliveirinha local 1; O2 – Oliveirinha local 2; A1 – Almogrove local 1; A2 – Almogrove local 2. 45

Tabela 26 – Sínte dos resultados das análises univariadas e multivariadas. \blacktriangleright - Existem diferenças significativas; (\blacktriangleright) – Existem diferenças significativas mas houve violação do pressuposto da homogeneidade das variâncias; \blacklozenge - Não existem diferenças significativas; Q – Queimado, O – Oliveirinha, B – Burrinho, QS – Queimado-Sul, A – Almogrove; Por exemplo: $Q \neq B_{(Pat520)}$ significa que as principais diferenças entre as áreas do Queimado e do Burrinho se devem à classe dimensional de *Patella* spp. com $5 \leq CMC < 20$ mm (Pat520), que foi mais abundante na área do Burrinho; $O_1_{(RN)}$; $O_2_{(AEM)}$ significa que as diferenças encontradas entre os locais 1 e 2 da área da Oliveirinha se devem à maior percentagem de rocha nua (RN) no local 1 e de algas encrustantes moles (AEM) no local 2; Pat + Siph refere-se à análise da estrutura dimensional de lapas *Patella* spp. e *Siphonaria pectinata*..... 46

Tabela 27 – Comparação da abundância média/m² de *Patella* spp. e *Siphonaria pectinata* obtida na tese de Castro (2004) com os resultados alcançados no presente trabalho; C representa os resultados de Castro (2004) e R representa os resultados atuais; n= n^o total de réplicas amostradas; No caso da abundância média de *Patella*

spp. CMC \geq 30 mm são apresentados dois conjuntos de resultados obtidos por Castro, resultantes de duas amostragens, a primeira com n=128 e a segunda com n=256. ... 54

Tabela 28 – Comparação dos resultados referentes ao comprimento máximo da concha (CMC) de lapas do género *Patella* maiores que 20 e 30 mm; C representa os resultados obtidos por Castro (2004) e R representa os resultados do presente trabalho..... 55

Lista de figuras

Figura 1 – a) Rapaz grego a pescar; b) Pescador recreativo na idade média, na Alemanha. Pitcher e Hollingworth, 2002 4

Figura 2 – Variação da densidade média em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de *Patella* spp., no nível intertidal inferior de cinco áreas expostas à ação da ondulação; N=6..... 18

Figura 3 – Variação da densidade em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de *Patella* spp. \geq 20 mm, no nível intertidal inferior de cinco áreas expostas à ação da ondulação; N=6..... 19

Figura 4 – Variação da densidade em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de *Patella* spp. \geq 30 mm, no nível intertidal inferior de cinco áreas expostas à ação da ondulação; N=6..... 20

Figura 5 – Variação do comprimento máximo da concha (CMC) em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de *Patella* spp. \geq 20 mm; as medições foram feitas de modo aleatório e seletivo, no nível intertidal inferior de cinco áreas expostas à ação da ondulação; N=6. 21

Figura 6 – Variação da densidade média em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de *Siphonaria pectinata*, no nível intertidal inferior de cinco áreas expostas à ação da ondulação; N=6. 22

Figura 7 – Variação da densidade em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de a) *Patella* spp. e b) *Siphonaria pectinata* segundo classes dimensionais, no nível intertidal inferior de cinco áreas expostas à ação da ondulação; em cada área, as barras da mesma cor representam, da esquerda para a direita, os locais 1 e 2; N=6..... 24

Figura 8 – Análise PCO da estrutura dimensional de <i>Patella</i> spp. e de <i>Siphonaria pectinata</i> em cinco áreas; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almogrove; dados transformados por raiz quadrada; coeficiente de similaridade Bray-Curtis; N=6.	25
Figura 9 – Análise PCO da estrutura dimensional de <i>Patella</i> spp. em cinco áreas; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almogrove; dados transformados por raiz quadrada; coeficiente de similaridade Bray-Curtis; N=6.	26
Figura 10 – Análise PCO da estrutura dimensional de <i>Siphonaria pectinata</i> em cinco áreas; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almogrove; dados transformados por raiz quadrada; coeficiente de similaridade Bray-Curtis; N=6.	28
Figura 11 – Variação da irregularidade do substrato no nível intertidal inferior de cinco áreas do litoral rochoso; N=6.	29
Figura 12 – Variação da densidade em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de <i>Patella</i> spp. \geq 20 mm, no nível intertidal inferior de cinco áreas do litoral rochoso; N=6.	30
Figura 13 – Variação da densidade em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de <i>Patella</i> spp. \geq 30 mm, no nível intertidal inferior de cinco áreas do litoral rochoso; N=6.	31
Figura 14 – Variação da densidade média (média+erro padrão) de <i>Patella</i> spp. em 50 cm x 50 cm, no nível intertidal inferior de duas áreas abrigadas da ação da ondulação; N=6.	32
Figura 15 – Variação da densidade em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de <i>Patella</i> spp. \geq 20 mm, no nível intertidal inferior de duas áreas abrigadas da ação da ondulação; N=6.	33
Figura 16 – Variação da densidade em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de <i>Patella</i> spp. \geq 30 mm, no nível intertidal inferior de duas áreas abrigadas da ação da ondulação; N=6.	33
Figura 17 – Variação do comprimento máximo da concha (CMC) em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de <i>Patella</i> spp. \geq 20 mm, segundo método a) aleatório e b) seletivo; as medições foram feitas no nível intertidal inferior de duas áreas abrigadas da ação da ondulação; N=6.	35

Figura 18 – Variação da densidade média em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de <i>Siphonaria pectinata</i> no nível intertidal inferior de duas áreas abrigadas da ação da ondulação; N=6.	36
Figura 19 – Variação da densidade em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de a) <i>Patella</i> spp. e b) <i>Siphonaria pectinata</i> , segundo classes de tamanho, no nível intertidal inferior de duas áreas abrigadas da ação da ondulação; as barras da mesma cor representam, da esquerda para a direita, os locais 1 e 2 de cada área; N=6.....	37
Figura 20 – Análise PCO da densidade de <i>Patella</i> spp. e de <i>Siphonaria pectinata</i> , segundo classes de tamanho, no nível intertidal inferior de duas áreas; Q-Queimado, B-Burrinho; dados transformados por raiz quadrada; coeficiente de similaridade Bray-Curtis; N=6.....	38
Figura 21 – Análise PCO da densidade de <i>Patella</i> spp. segundo classes de tamanho, no nível intertidal inferior de duas áreas; Q-Queimado, B-Burrinho; dados transformados por raiz quadrada; coeficiente de similaridade Bray-Curtis; N=6.	39
Figura 22 – Variação da irregularidade do substrato no nível intertidal inferior de duas áreas do litoral rochoso; N=6.	40
Figura 23 – Variação da densidade média (média+erro padrão) de burriés ≥ 10 mm no nível intertidal médio de seis áreas do litoral rochoso; na área da Caniceira amostrou-se apenas um local; no local 2 da área do Queimado colheram-se 4 réplicas; nos locais 1 e 2 da área do Queimado-sul colheram-se 3 e 2 réplicas, respetivamente; N=5.....	41
Figura 24 – Variação da densidade média (média+erro padrão) de burriés ≥ 12 mm no nível intertidal médio de seis áreas do litoral rochoso; na área da Caniceira amostrou-se apenas um local; no local 2 da área do Queimado colheram-se 4 réplicas; nos locais 1 e 2 da área do Queimado-sul colheram-se 3 e 2 réplicas, respetivamente; N=5.....	42
Figura 25 – Variação da altura máxima da concha (AMC) (média+erro padrão) de burriés ≥ 12 mm, no nível intertidal médio de seis áreas do litoral rochoso; na área da Caniceira amostrou-se apenas um local; no local 2 da área do Queimado colheram-se 4 réplicas; nos locais 1 e 2 da área do Queimado-sul colheram-se 3 e 2 réplicas, respetivamente; no local 2 da área do Burrinho, numa das 5 réplicas não se observou nenhum burrié com AMC ≥ 12 mm; N=5.....	43

Figura 26 – Variação da área de substrato duro (média+erro padrão) coberta por algas encrustantes moles (AEM), algas encrustantes duras (AED), algas folhosas moles (AFM) algas folhosas duras (AFD), cracas e por rocha nua no nível intertidal inferior de cinco áreas do litoral rochoso; as barras da mesma cor representam, da esquerda para a direita, os locais 1 e 2 de cada área N=6. 44

Figura 27 – Análise PCO da percentagem de cobertura de 60 réplicas amostradas em cinco áreas de substrato duro; dados transformados por raiz quadrada; coeficiente de similaridade Bray-Curtis; estão evidenciados os vetores que representam as variáveis rocha nua, cracas, algas encrustantes moles (AEM), algas encrustantes duras (AED), algas folhosas moles (AFM) e algas folhosas duras (AFD); N=6. 45

Figura 28 - Mapa da área de proteção parcial do tipo I, da Ilha do Pessegueiro; Escala 1: 25 000 [Fonte: Plano de Ordenamento do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (Revisão). Planta de Síntese Folha 2_6 (versões publicadas, RCM n.º 11-B/2011, de 4 de fevereiro); disponível em www.icnb.pt]..... 78

Figura 29 – Localização das áreas de amostragem. [Fonte: Google Maps 2011] 79

Lista de abreviaturas

- PNSACV – Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina
- PMSACV – Parque Marinho do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina
- PROMAR – Programa Operacional Pesca 2007-2013
- AMP – Área Marinha Protegida
- NAO – Oscilação do Atlântico Norte
- CMC – Comprimento máximo da concha
- AMC – Altura máxima da concha

1. INTRODUÇÃO

1.1 Efeitos ecológicos da proteção marinha

É intuitivo afirmar que a interdição da pesca numa determinada área irá eliminar os efeitos diretos sobre a mortalidade das espécies presa e abrandar a destruição do habitat (Collie *et al.*, 2000). Os efeitos ecológicos previstos com a criação de uma Área Marinha Protegida¹ (AMP) atuam sobre as populações, as comunidades e os ecossistemas (Ward *et al.*, 2001), embora muitos deles não tenham sido ainda demonstrados empiricamente (Sale *et al.*, 2005). Por isso, a eficácia de uma AMP, está sempre associada a um certo grau de incerteza (García-Charton *et al.*, 2008).

A resposta do ecossistema à proteção varia consoante a localização geográfica, as características biológicas/ecológicas das espécies, o tipo de comunidades, as características do projeto da AMP (Claudet *et al.*, 2008) como o tamanho e a idade da reserva, a distância a outras áreas protegidas e o rigor da execução da regulamentação (García-Charton *et al.*, 2008).

Existe atualmente um grande interesse no papel das AMP na conservação, na investigação e na gestão da exploração pesqueira, particularmente na zona intertidal e junto à costa (Branch e Odendaal, 2003). No que respeita à exploração dos litorais rochosos, o interesse da comunidade científica é expresso pela quantidade de investigações feitas para compreender a dinâmica dos recursos vivos explorados pelo Homem. Os impactes são geralmente investigados ao nível da população ou comunidade pois estes níveis de organização exibem uma variabilidade considerável no tempo e no espaço sob influência de fatores físicos e biológicos (Hartnoll e Hawkins, 1985; Underwood 1985; Foster *et al.*, 1988). Uma vez que o ambiente marinho costeiro tem ligações fundamentais com distintos habitats *inshore* e também terrestres (Thompson *et al.*, 2002), a sua conservação terá influência noutros locais. Estudos feitos concluíram que embora estes ecossistemas estejam sujeitos a severos impactes antropogénicos, as comunidades intertidais são extremamente resilientes e a sua recuperação pode ocorrer rapidamente após a cessação de tais impactes, por recrutamento de áreas não afetadas (Thompson *et al.*, 2002; Hawkins *et al.*, 1999). 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. Do mesmo modo, o trabalho realizado por Thompson *et al.*, 2002 admite que o controlo do acesso a zonas costeiras permite uma gestão efetiva dos habitats marinhos.

¹ “Qualquer território intertidal ou subtidal, juntamente com a água que o cobre, a flora, a fauna e as características históricas e culturais associadas, com estatuto de reserva por via legal ou por outros meios efetivos que visem a proteção de parte ou de todo o meio ambiente aí definido (Kelleher, 1999). IUCN.

A atribuição de regimes de proteção que incluam a interdição da apanha e pesca recreativas² em áreas protegidas, permite-nos esperar o aumento da abundância, do tamanho médio dos indivíduos (Williamson *et al.*, 2004), da desova e biomassa por recrutamento e da disponibilidade larval, tanto das espécies mais intensamente capturadas, como daquelas com menor interesse exploratório (Attwood *et al.*, 2003; Thompson *et al.*, 2002; Branch e Odendaal, 2003). Como consequência, pode afirmar-se que uma AMP contribui para o aumento da proporção de indivíduos maiores e mais velhos (García-Charton *et al.*, 2008) e que os seus benefícios se estendem para além das espécies capturadas (Williamson *et al.*, 2004). Com alguma incerteza, esperam-se ainda outros efeitos listados na Tabela 1.

Tabela 1 - Efeitos ecológicos esperados com a criação de AMP. Adaptado de García-Charton *et al.*, 2008.

Nível população	<ol style="list-style-type: none"> 1. Proteção da biomassa de desova crítica de espécies sobre-exploradas 2. Reabilitação da estrutura da população 3. Aumento da fecundidade e produção de ovos e larvas 4. Alterações da dependência da densidade no percurso de vida e parasitismo 5. Exportação de biomassa 6. Proteção do recrutamento
Nível comunidade e habitat	<ol style="list-style-type: none"> 7. Restauro/alterações na estrutura dos agrupamentos 8. Proteção da biodiversidade marinha 9. Efeitos indiretos em algas e invertebrados 10. Aumento da estabilidade e resiliência do ecossistema 11. Efeitos prejudiciais devido a usos não exploratórios

Embora dependa da espécie envolvida, a recuperação natural parece ser o mecanismo mais apropriado para o restauro ecológico dos litorais rochosos pois o seu carácter aberto (como veremos mais adiante) permite uma rápida recuperação (Perrow, MR e AJ Davy, 2002; Thompson *et al.*, 2002). Há também quem defenda que o restauro deve incidir sobre as espécies-chave³ como por exemplo as lapas do género *Patella* (Perrow e Davy, 2002) devido aos fortes efeitos diretos e indiretos resultantes da ação de herbivoría. A recuperação pode tardar caso ocorra uma alteração na

² Entende-se por pesca lúdica ou recreativa a captura de espécies marinhas, vegetais ou animais, sem fins comerciais, designando-se por apanha lúdica quando a recolha é manual (DL 246/2000 de 29 de setembro).

³ Espécie-chave é aquela cujo “efeito é grande e desproporcionadamente grande em comparação com a sua abundância” (Power *et al.*, 1996).

estrutura da comunidade que a conduza a um estado de equilíbrio alternativo (Paine *et al.*, 1998).

A redução da apanha por humanos conduz a mudanças diretas previsíveis e indiretas imprevisíveis na estrutura das comunidades (Thompson *et al.*, 2002). Os efeitos indiretos imprevisíveis podem ser negativos, uma vez que nem sempre beneficiam todos os organismos. Apesar da ausência do Homem como predador, muitas vezes este continua presente em atividades de lazer (mergulho, pisoteio por visitantes e ancoragem de barcos) que contribuem para a degradação do habitat. Em Las Cruces (Chile) a exclusão do Homem levou ao aumento do tamanho e abundância do gastrópode predador *Concholepas concholepas* seguido da redução da abundância de mexilhões, que são a sua presa principal. Por sua vez, o desaparecimento dos mexilhões proporcionou espaço para a proliferação de cracas (Castilla e Duran, 1985). Na reserva marinha de Mehiun (Chile) a ausência do Homem também levou ao aumento do tamanho e da abundância de lapas (*Fissurella picta*) e à diminuição da abundância de algas, o seu alimento (Thompson *et al.*, 2002). Alguns estudos realizados sobre a lapa gigante (*Patella ferruginea*), quase levada à extinção pela exploração humana no Mediterrâneo, permitiram observar o aumento progressivo da biomassa tanto dentro como fora da AMP (Labored-Deguen e Laborel, 1991; Scotti e Chemello, 2000; Meier, 2003).

Os benefícios destas medidas de proteção são a recuperação de populações exploradas em AMP e áreas adjacentes, a proteção da biodiversidade e a conservação dos recursos pesqueiros, entre outros. Como foi referido, ainda que interdito o exercício da pesca e da apanha, existem outras actividades humanas que comprometem a estabilidade dos ecossistemas costeiros. Por isso, a gestão efetiva deve procurar limitar as atividades lúdicas em determinadas áreas para que os impactes humanos não se propaguem a toda a AMP (García-Charton *et al.*, 2008).

1.2 Efeitos da exploração humana nos recursos vivos intertidais

Poucos ecossistemas marinhos podem ser considerados prístinos (Perrow e Davy, 2002). A poluição, a introdução de espécies alienígenas e as alterações da linha costeira por estruturas artificiais são exemplos de como o Homem interfere nestes ecossistemas (Thompson *et al.*, 2002). Para além destes, a sobre-exploração de recursos vivos é considerada a principal causa da deterioração da biodiversidade marinha (Jackson *et al.*, 2001). Esta atividade tem provocado inúmeros impactes desde tempos pré-históricos tanto à escala local como regional e com origem na terra e/ou no mar (Thompson *et al.*, 2002).

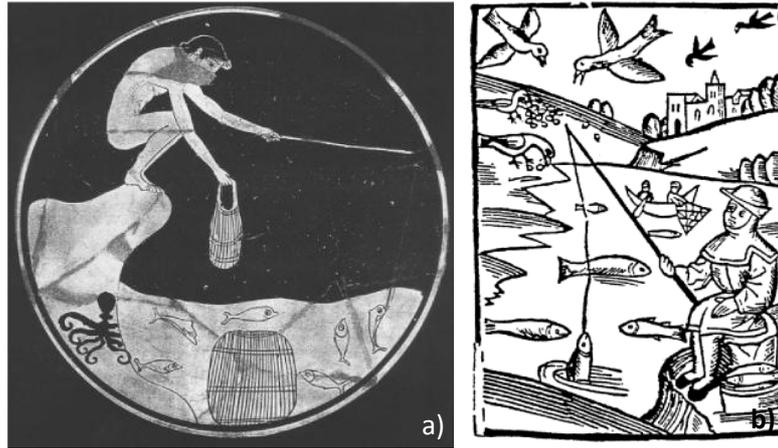


Figura 1 – a) Rapaz grego a pescar; b) Pescador recreativo na idade média, na Alemanha. Pitcher e Hollingworth, 2002

Através de registos alimentares humanos e camadas arqueológicas Jerardino *et al.*, 1992, Milner *et al.*, 2007 e Yesner, 1984, observaram uma redução do tamanho de moluscos marinhos e/ou alterações na abundância de espécies, considerando estes resultados como um possível indicador da intensificação da exploração. Outros autores também concluem que quando reduzida a abundância de espécies alvo, a estrutura da população é distorcida para classes de tamanho mais pequenas (Perrow e Davy, 2002). Esta redução do tamanho médio e biomassa deve-se à captura seletiva dos indivíduos de maiores dimensões (García-Charton *et al.*, 2008).

A predação humana de invertebrados é comum em todo o mundo, embora no norte da Europa se concentre nas costas Francesa, Espanhola e Portuguesa (Cooke e Cowx, 2006; Perrow e Davy, 2002; Raffaelli e Hawkins 1996). Observa-se um padrão de crescimento do impacto humano não só resultado do forte aumento populacional e das facilidades de acesso às zonas costeiras, mas também devido ao uso de equipamentos não-tradicionais para facilitar a captura, o transporte e o armazenamento (Thompson *et al.*, 2002) e à substituição da pesca de subsistência pela comercial (Santos *et al.*, 1995). Esta intensificação da ação do Homem sobre as comunidades intertidais, coloca-as vulneráveis a uma série de impactes (Thompson *et al.*, 2002) que se podem estender a nível regional em cerca de 100 a 1000 km (Paine 1994; Siegfried *et al.*, 1994; Castilla 2000).

Só a partir da última década do século XX o homem foi considerado participante na estrutura e dinâmica das comunidades intertidais e subtidais dos litorais rochosos (Duran e Oliva 1987). A exploração direta dos recursos tem, geralmente, um forte impacte nas comunidades e as espécies presa têm sido fortemente afetadas evidenciando declínios populacionais (Thompson *et al.*, 2002). Os coletores recreativos capturam um variado leque de organismos, (principalmente invertebrados) para alimentação, isco ou pelo seu valor ornamental. Embora a apanha diária seja

relativamente baixa, o efeito cumulativo e a degradação do habitat pelo pisoteio podem ser substanciais, contribuindo para as perturbações crônicas destes ecossistemas (Crowe *et al.*, 2000; Underwood 1993). Esta é uma informação que importa transmitir aos pescadores recreativos que muitas vezes negligenciam os efeitos da sua atividade. Thompson *et al.*, (2002) acreditam que os efeitos antropogênicos são muitas vezes subletais, alterando o balanço competitivo entre as espécies e indiretamente influenciando a sua distribuição e abundância. O stress⁴ antropogênico é imposto sobre o stress natural (Raffaelli e Hawkins, 1996), afetando a fisiologia e o comportamento dos organismos intertidais, influenciando o seu metabolismo, os padrões de atividade, a respiração, o crescimento, o sucesso reprodutivo e as respostas imunitárias (Newell, 1979; Beardall *et al.*, 1998; Harvell *et al.*, 1999). Do ponto de vista de gestão e do estudo dos impactes ambientais, um dos grandes desafios é conseguir separar as consequências das alterações antropogênicas dos efeitos da variabilidade natural.

Em particular, no litoral rochoso do PNSACV, Castro (2004) concluiu que a exploração humana de recursos vivos é muito intensa e tende a aumentar, sendo as principais motivações a subsistência alimentar, o comércio e a recreação. O mesmo autor considerou aparente o decréscimo de quantitativos de lapas capturados e o aumento do esforço de exploração.

1.3 Litorais rochosos e comunidades intertidais

Os ecossistemas costeiros são dos mais produtivos no planeta (Martinez *et al.*, 2007) e os litorais rochosos representam o mais extenso habitat litoral sujeito à erosão e à ação das ondas (Crowe *et al.*, 2000). São considerados ecossistemas abertos, de interface entre terra e mar, e expostos a fortes gradientes ambientais. Estabelecem um elevado grau de conectividade com outros ecossistemas costeiros (Thompson *et al.*, 2002) importando e exportando tanto materiais (detritos) como propágulos (larvas, esporos, etc) (Small e Gosling, 2001; Perrow e Davy, 2002).

Os habitats costeiros têm um papel importante nas pescarias (Martinez *et al.*, 2007) e a sua perda está a ocorrer a uma velocidade considerável (2 – 10 vezes mais rápido que a perda de florestas tropicais) (Balmford *et al.*, 2005; Lotze *et al.*, 2006).

Os litorais rochosos estão naturalmente sujeitos a fortes pressões ambientais e apesar das vastas flutuações naturais à escala temporal e espacial, são menos vulneráveis que outros ambientes marinhos devido à dureza do substrato, à relativa escassez de estruturas biogênicas de grandes dimensões (como por exemplo recifes

⁴ Stress é a resposta de uma entidade biológica (indivíduo, população, comunidade, etc.) a uma perturbação (Crowe *et al.*, 2000).

de coral, sapais e campos de fanerogâmicas marinhas) e à sua natureza aberta (Thompson *et al.*, 2002). As variações típicas destes ambientes foram estudadas por Thompson *et al.*, (2002) que descreveram um gradiente vertical essencialmente unidirecional, resultado da alternância de marés, com o stress a aumentar do fundo para a superfície. Identificaram também um gradiente horizontal não-unidirecional associado às diferentes exposições à ação das ondas em que as baías protegidas contrastam com zonas mais expostas.

Para além do que foi referido anteriormente, este tipo de ecossistemas sofre influência de processos que acontecem *offshore* e perto da costa. A entrada de água fria proveniente de rios, os fenómenos de *upwelling* ou a Oscilação do Atlântico Norte (NAO), podem influenciar as zonas costeiras (Thompson *et al.*, 2002). A diversidade destes ecossistemas deve-se, por outro lado, a fatores localizados como a geologia e a topografia da costa, resultando numa multiplicidade de microhabitats como poças de maré, saliências, fendas, pedregulhos, etc (Crowe *et al.*, 2000). A heterogeneidade de habitats abriga uma série de organismos marinhos desde algas, peixes, crustáceos, aves, répteis e mamíferos. São locais ideais pois providenciam zonas de descanso, de desova, refugio, alimento (Thompson *et al.*, 2000; Martínez *et al.*, 2007), proteção contra a dessecação durante a maré-baixa e proteção contra variações de temperatura e salinidade entre períodos de imersão e emersão, atenuando o stress dos organismos (Lewis, 1964; Newell, 1979; Little e Kitching, 1996). Numa escala mais ampla pode considerar-se ainda a sobreposição de um gradiente climático associado à localização geográfica (Crowe *et al.*, 2000). Há também que referir a ocorrência ocasional de eventos naturais catastróficos como invernos e verões de temperaturas extremas, tempestades, *blooms* de algas tóxicas, tremores de terra e erupções vulcânicas (Thompson *et al.*, 2002).

A reunião das condições descritas determina a presença dos organismos. O biota intertidal é capaz de colonizar diversos locais e tolerar os gradientes físicos e químicos já referidos (Thompson *et al.*, 2002). Estes organismos têm mecanismos para lidar com o stress natural associados à alternância de emersão e submersão (dessecação, temperaturas extremas, stress osmótico). Os mesmos mecanismos de tolerância são também efetivos na resistência a perturbações antropogénicas (Thompson *et al.*, 2002).

As características biológicas e as interações intra e interespecíficas tornam as espécies coletadas bastante vulneráveis à exploração humana, sendo que os seus *stocks* facilmente atingem a sobre-exploração (Castro, 2004). Em muitos casos o stress causado a um determinado nível de organização (por exemplo indivíduo ou população) pode ter impactes a outros níveis, originando alterações na estrutura da

comunidade (Crowe *et al.*, 2000). Estas alterações têm potencialmente influência nos processos ao nível do ecossistema tais como a produtividade primária, qualidade da água e a disponibilidade de detritos (Thompson *et al.*, 2002; Perrow e Davy, 2002).

1.4 Biologia e exploração de lapas

Nos litorais rochosos é comum a existência de espécies chave (Paine, 1994) como por exemplo as lapas do género *Patella*. Estes organismos atuam fortemente na estrutura da comunidade, devido aos efeitos da herbivoria nas algas e à consequente influência sobre as cracas, que competem por espaço com as algas (Denley e Underwood, 1979; Branch e Moreno, 1994; Dye 1993, 1995; Castilla 1999). Exercem uma forte pressão competitiva, intraespecífica e interespecífica, afetando o crescimento, o recrutamento e a reprodução de outros organismos. (Branch, 1981; Boaventura *et al.*, 2002; Castro, 2004). São capazes de remover todas as algas em germinação bem como os seus esporos (Branch, 1981; Guerra e Gaudêncio, 1986), disponibilizando espaço para o desenvolvimento de outros organismos. Estes gastrópodes possuem um estado larvar dispersivo, gerando questões acerca da sua capacidade para exportar larvas para áreas adjacentes e influenciar o recrutamento noutras zonas (Branch e Odendaal, 2003).

As lapas são abundantes ao longo de todo o intertidal rochoso de Portugal, tendo sido identificadas diferentes espécies distribuídas pelas regiões norte, centro e sul do país (Boaventura *et al.*, 2001). Os juvenis e adultos habitam preferencialmente os níveis intertidais mais baixos, onde se encontram os indivíduos de maiores dimensões (Guerra e Gaudêncio, 1986). De uma forma geral as lapas do género *Patella*, que inclui as espécies *Patella ulyssiponensis* (Gmelin, 1791), *Patella depressa* (Pennant, 1777) e *Patella vulgata* (Linnaeus, 1758), estão presentes em todos os níveis intertidais, em costas expostas e/ou protegidas, em superfícies horizontais e verticais, em piscinas e entre algas (*Corallina*, *Enteromorpha* e *Lithophyllum* spp.) e mexilhões (Guerra e Gaudêncio, 1986). A lapa *Siphonaria pectinata* (Linnaeus, 1758) é considerada uma espécie mediterrânica, de águas quentes sub-tropicais cuja abundância em Portugal Continental diminui de sul para norte e é maior em níveis intertidais médio-superiores (Boaventura *et al.*, 2001). Uma vez que o género *Siphonaria* não é explorado pelo Homem, a apanha de lapas do género *Patella* pode conduzir, indiretamente, ao aumento das suas taxas de crescimento e fecundidade (Branch e Odendaal, 2003)

As lapas são fortemente influenciadas pela ação das ondas, sobretudo devido aos efeitos na herbivoria, sendo que umas delas prosperam e outras regridem (Denny *et al.*, 1985; Bustamante *et al.*, 1995). A agitação marítima pode removê-las diretamente

(Denny *et al.*, 1985), ou através do movimento de troncos e pedregulhos (Dayton, 1971) tendo possivelmente efeitos equiparáveis aos da predação humana. Após estudos na AMP de Dwesa-Cwebe, na África do Sul, Branch e Odendaal (2003) concluíram que a ação das ondas pode reduzir o tamanho, a biomassa, o resultado reprodutivo, a razão sexual, o crescimento e a sobrevivência de lapas da espécie *Cymbula oculus*. No mesmo trabalho os autores demonstraram que a densidade de adultos foi mais baixa em zonas exploradas, que as lapas presentes em ambientes protegidos eram 65% maiores (em relação ao tamanho máximo e médio), com biomassa 80% superior e um crescimento 33% mais elevado do que em locais expostos à agitação marítima. Quanto ao recrutamento, foi mais elevado nas zonas expostas que nas abrigadas.

A apanha de lapas no litoral rochoso alentejano parece ter grande importância ecológica, social mas não económica, podendo ter efeitos negativos (diretos e indiretos) tanto sobre as populações exploradas como nas comunidades a que pertencem (Castro 2004). Nesta região, o *stock* de *P. ulyssiponensis* foi considerado moderadamente pescado (Castro 2004). Contudo, poderão ocorrer determinados efeitos indiretos na dinâmica da população que compensam os efeitos diretos da apanha, como por exemplo o crescimento rápido, a maturação precoce e o recrutamento elevado em áreas exploradas (Branch e Odendaal 2003). Admite-se que a sustentabilidade da exploração pelo homem esteja ameaçada pelo potencial aumento da intensidade da apanha de lapas (Castro 2004).

1.5 Biologia e exploração de burriés

O termo “burrié” é geralmente utilizado na costa alentejana como nome comum de pequenos búzios dos géneros *Osilinus* e *Gibbula*. Estes moluscos gastrópodes herbívoros, habitam o nível intertidal agarrados ao substrato rochoso, podendo a sua fixação e herbivoría ser dificultadas em zonas muito expostas à ondulação (Southward e Orton, 1954; Hawkins e Jones, 1992; Raffaelli e Hawkins, 1996). Têm sido objeto de estudo um pouco por todo o mundo, sobretudo na Europa e na costa ocidental africana (Salvador, 2002). Neste trabalho pretende-se estudar a abundância de burriés explorados no litoral alentejano, nomeadamente as espécies *Osilinus lineatus* (da Costa, 1778), *O. sauciatus* (Gould, 1849) e *Gibbula umbilicalis* (da Costa, 1778), comuns na costa SW de Portugal continental (Fischer-Piette e Gaillard, 1956; Fischer-Piette e Kisch, 1957; Fischer-Piette e Bennet, 1966; Guerra e Gaudêncio, 1986; Macedo *et al.*, 1998) onde as observações e trabalhos realizados indicaram que são abundantes em microhabitats como fendas, poças de maré, debaixo de seixos ou entre algas. O estudo de Salvador *et al.* (2002), pioneiro na costa alentejana, avaliou

os padrões de distribuição e abundância de quatro espécies de burriés, alvo de exploração humana recreativa.

No caso dos burriés, bem como no das lapas, a sua apanha não parece ter uma grande importância económica, e a sua importância social e ecológica é potencialmente elevada (Castro, 2004), embora sejam necessários mais estudos que o demonstrem de forma clara. A facilidade de apanha quer pela ausência de utensílios ou técnicas específicas, quer pela sua ampla distribuição em substrato de fácil acesso, fazem destes organismos uma presa rentável na atividade lúdica.

1.6 Enquadramento e objetivos

O Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV) foi inicialmente criado como área de Paisagem Protegida em 1988 (Decreto-Lei nº241/88 de 7 de julho) quando começaram a desenhar-se movimentos no sentido da sua maior ocupação e utilização. Só em 1995 adquiriu o estatuto de Parque Natural, (pelo Decreto Regulamentar nº 26/95, de 21 de setembro), que inclui uma área marinha adjacente, recentemente designada por Parque Marinho do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PMSACV) (Plano de Ordenamento do PNSACV, 4 de fevereiro de 2011). A pesca é uma atividade tradicional e economicamente importante nesta região em que praticamente toda a costa é explorada, tanto a nível comercial como recreativo. Segundo o estudo de Castro (2004), sobre os efeitos da predação humana no rendimento da apanha em baixa-mar, a atividade de marisqueio foi das mais intensas e rentáveis.

As presas do marisqueio intertidal mais capturadas no litoral rochoso alentejano são o polvo (*Octopus vulgaris*), a navalheira (*Necora puber*), o ouriço-do-mar (*Paracentrotus lividus*), o percebe (*Pollicipes pollicipes*), os burriés (*Osillinus lineatus*, *O. sauciatatus*, *Gibbula umbilicalis* e *G. pennanti*), o mexilhão (*Mytilus galloprovincialis*) e as lapas (*Patella ulyssiponensis*, *P. vulgata* e *P. depressa*) (Castro, 2004).

A exploração pesqueira no PNSACV foi, pela primeira vez, regulamentada através da Portaria nº 385/2006, de 19 de abril que introduziu restrições à apanha comercial do percebe, visando entre outros, garantir a exploração racional do recurso e combater a apanha ilegal. Relativamente à pesca lúdica foram impostas normas legais três anos mais tarde, pela Portaria nº 143/2009, de 5 de fevereiro, visando a conservação e gestão sustentável dos recursos marinhos. Esta Portaria, prevê a sua revisão um ano após a entrada em vigor, “*devendo ser reavaliada em função da sua eficácia e aplicação*”. A partir daqui, a pesca à linha, a caça submarina e o marisqueio intertidal foram condicionados e interditos em algumas zonas do PNSACV, nomeadamente na Ilha do Pessegueiro e área continental envolvente.

No litoral alentejano, este tipo de exploração com fins recreativos ou de subsistência tem como principal utilização o consumo alimentar direto (Castro *et al.*, 2000) e por muito tempo não esteve sujeito a nenhum tipo de controlo. Com a proteção implementada pretendeu-se recuperar as populações exploradas e obter benefícios relacionados com a biodiversidade, a educação, a ciência, o turismo e a recreação (Roberts e Polunin, 1991; Dye *et al.*, 1994; Gubbay, 1995; Palumbi, 2001).

Apesar da interdição da pesca lúdica, a pesca comercial continuou a ser permitida. Após a revisão do Plano de Ordenamento do PNSACV (POPNSACV – Decreto Regulamentar nº33/95 de 11 de dezembro), a 4 de fevereiro de 2011, a exploração comercial naquela área passou a estar interdita, à exceção da apanha comercial do percebe. Como consequência da revisão do POPNSACV, a regulamentação da pesca lúdica foi recentemente alterada através da Portaria n.º115-A//2011 de 24 de março de 2011, que introduziu novas regras relativas à área de jurisdição marinha do Parque. A área protegida da Ilha do Pessegueiro adquiriu o estatuto de área de proteção parcial do tipo I. No que diz respeito à restante área marinha do PNSACV, com a referida Portaria compatibilizou-se o estabelecido no POPNSACV e fizeram-se acertos relativos a espécies, tamanhos mínimos, artes e períodos de captura.

Uma vez criada uma zona de interdição à pesca lúdica com objetivos de proteção e salvaguarda de recursos marinhos, é fundamental que se façam estudos científicos que permitam apoiar decisões de gestão e se elaborem programas de monitorização para avaliar os efeitos da proteção (Thompson *et al.*, 2002). Esta avaliação permitirá apreciar o sucesso das medidas tomadas e ponderar a sua aplicação noutras regiões.

O presente trabalho realiza-se no âmbito do projeto Protect – Estudos Científicos para Proteção Marinha na Costa Alentejana, em curso e financiado pelo Programa Operacional Pesca 2007-2013 (PROMAR). Os objetivos gerais do projeto-piloto Protect são contribuir para a conservação e utilização sustentável dos recursos pesqueiros no PNSACV. Assim, o estudo que a seguir se apresenta tem como principal objetivo avaliar os efeitos ecológicos de dois anos (de 2009 a 2011) de proteção marinha implementada na zona da Ilha do Pessegueiro, onde posteriormente foi criada uma área de proteção. Mais especificamente pretende avaliar os padrões de variação espacial da abundância, distribuição e da estrutura dimensional de recursos marinhos explorados pelo Homem, nomeadamente de lapas e burriés. Deseja-se também propor uma metodologia de monitorização e elaborar propostas de melhoria da gestão das pescas lúdica e comercial.

Os efeitos ecológicos da proteção implementada foram averiguados em espécies passíveis de apanha, listadas no anexo II da Portaria 143/2009, de 5 de fevereiro.

Representam apenas alguns dos recursos marinhos que permitem responder às hipóteses biológicas propostas. São elas, lapas (*Patella depressa*, *Patella ulyssiponensis*, *Patella vulgata*) e burriés (*Gibbula umbilicalis*, *Osilinus sauciatus*, *Osilinus lineatus*). As lapas podem exercer e sofrer competição intra e interespecífica, por isso, amostrou-se a espécie *Siphonaria pectinata* pois embora não seja alvo de exploração, devido à sua pequena dimensão e toxicidade (Castro, 2004), pode revelar efeitos indiretos da proteção. Para além disso, considerando a ocorrência de competição interespecífica a avaliação da abundância foi feita em classes dimensionais. Estes foram os organismos selecionados para a realização deste trabalho porque, para além de serem dos mais explorados por pescadores lúdicos na costa alentejana (Castro, 2004), as lapas são abundantes na região (Guerra e Gaudêncio, 1986; Boaventura *et al.*, 2022), são relativamente sedentárias e fáceis de amostrar e os burriés apesar da maior mobilidade são igualmente abundantes.

Com base em observações no litoral alentejano e resultados de outros estudos em zonas costeiras protegidas coloca-se a hipótese de que a interdição da pesca lúdica na área marinha protegida da Ilha do Pessegueiro aumentou, na parte continental junto a esta ilha, a abundância e dimensão de lapas e burriés, nomeadamente nos habitats explorados com mais intensidade. De acordo com o que foi acima referido, estes são efeitos diretos que podem ser obtidos com esta proteção. Do mesmo modo, também é possível que esta interdição tenha provocado efeitos indiretos na restante comunidade de organismos macroepibentónicos, relacionados com alterações ao nível da predação, da competição e/ou do recrutamento, e visíveis em termos de abundância e distribuição. Neste caso algumas hipóteses foram testadas em análises de correlação. Por exemplo, se nas áreas protegidas existir uma maior abundância de lapas grandes do género *Patella*, estas podem afetar (negativa ou positivamente, direta ou indiretamente) a abundância de outros organismos, como lapas de menor dimensão ou de outra espécie (por exemplo, *Siphonaria pectinata*) e algas, devido sobretudo à sua atividade de herbivoria.

O substrato duro apresenta normalmente uma grande variabilidade espacial a pequena escala devido à sua elevada irregularidade e existência de microhabitats numa pequena área (Chapman, 1994). Para além deste facto, a pesca também pode contribuir para acentuar esta variabilidade na distribuição dos organismos devido a diferenças no acesso por terra e na preferência dos pescadores em relação a determinados locais (Castro, 2004). Por isso, neste estudo também foi avaliada a variabilidade a pequena escala (entre locais com poucas dezenas de metros de

extensão), esperando-se que nas áreas exploradas esta variabilidade seja maior que nas protegidas.

Na avaliação de efeitos da proteção de AMP recorre-se normalmente à comparação dos resultados da área protegida com áreas controlo que apesar de apresentarem características biofísicas semelhantes não estão sob o mesmo regime de proteção (Benedetti-Cecchi *et al.*, 2003; Williamson *et al.*, 2004; Graham e Stuart-Smith, 2009). No presente caso trata-se de uma AMP onde a pesca lúdica foi interdita há mais de dois anos (Portaria 143/2009, de 5 de fevereiro). Nas áreas não protegidas esta atividade recreativa é permitida embora com algumas restrições, como por exemplo o concelho de residência, limitações temporais, períodos de defeso, tamanhos mínimos, a limitação na utilização de artes e utensílios e limites de captura diária (Portaria 143/2009, de 5 de fevereiro).

2. METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A área de estudo localiza-se no PNSACV, ao longo de 27 km da zona costeira a sul da cidade de Sines. Compreende a área de interdição à pesca lúdica da Ilha do Pessegueiro e área envolvente, que está limitada a norte pela foz do barranco da Caniceira (37°50'38"N) e a sul pela foz do barranco do Queimado (37°49'04"N). Recebe também a designação de área de proteção parcial I, descrita na revisão do Plano de Ordenamento do PNSACV, a 4 de fevereiro de 2011 (figura 29, Anexo I). A Ilha do Pessegueiro encontra-se ao largo da costa atlântica sudoeste de Portugal, a cerca de 250 m da linha de costa, sensivelmente a sul da vila de Porto Covo.

2.2 Delineamento experimental

Este estudo foi desenvolvido em níveis intertidais onde a apanha de lapas e burriés é normalmente efetuada. No entanto estes organismos também se distribuem em níveis subtidais. As amostragens foram feitas duas horas antes e duas horas depois da hora prevista para a maré baixa, considerando-se a altura da baixa-mar matinal prevista para o Porto de Sines igual ou inferior a 0,9 m. O calendário de marés do Porto de Sines constituiu uma ferramenta importante na definição de datas e horas de amostragem.

Estimou-se a abundância, a distribuição e a estrutura dimensional de lapas e burriés (efeitos diretos e indiretos), bem como a abundância de diversos grupos de organismos macroepibentónicos (efeitos indiretos). As amostragens foram realizadas na referida área interdita à pesca lúdica e nas áreas onde esta atividade é permitida e realizada com frequência. Para avaliar os efeitos diretos e indiretos da proteção na área continental junto à Ilha do Pessegueiro, amostraram-se as áreas do Queimado e da Caniceira. Salvo o Almogrove, as áreas de controlo situam-se perto das áreas protegidas e são alvo de exploração. Amostraram-se duas áreas de controlo a norte (praias do Burrinho e da Oliveirinha) e duas a sul (Queimado-Sul e praia do Almogrove). As áreas do Burrinho, Oliveirinha, Queimado-Sul e Almogrove são intensamente exploradas e de fácil acesso. Na área atualmente protegida, a exploração que ocorreu no passado foi igualmente intensa à exceção da área da Caniceira que, para além de se encontrar mais afastada de praias arenosas turísticas, tem um acesso por terra moderadamente difícil (Castro, 2004). Na figura 29 no Anexo II está o mapa com a representação das áreas amostradas neste trabalho.

Em cada área, entre 2 de março e 19 de maio de 2011, amostraram-se dois locais (exceto na Caniceira onde se amostrou apenas um, devido à sua área reduzida) com

cerca de 30 m de extensão horizontal e distanciados no mínimo por 60 m. Em cada local colheram-se cinco réplicas na amostragem de burriés e seis réplicas na amostragem de lapas, nos níveis intertidais onde estes organismos se encontram em maior tamanho e abundância. Para além disso colheram-se outras seis réplicas na avaliação da percentagem de cobertura de organismos macroepibentónicos.

Num estudo sobre a predação humana no litoral rochoso alentejano, Castro (2004) observou que a exploração de lapas não é feita apenas em zonas expostas à ondulação dominante mas também em zonas mais abrigadas que apresentam menos perigos para os pescadores e onde podem ser encontradas lapas suficientemente grandes e em abundância. Desta forma, nas áreas onde foi possível identificar estas zonas (Burrinho e Queimado) foram também amostrados locais com as mesmas condições mas mais abrigados da ação da ondulação. O nível de exposição à ondulação foi definido à escala da área, consoante a maior ou menor distância à zona de rebentação das ondas em baixa-mar e atendendo à agitação marítima verificada na altura da observação.

Colocaram-se restrições à amostragem ao nível da área, do local e da réplica. Na escolha das áreas controlo e dos respetivos locais procurou-se assegurar a semelhança das características físicas (tipo e inclinação do substrato, exposição à rebentação) entre si e com a área em estudo. Para além disso, foi considerada a existência de exploração pesqueira recreativa, a presença do recurso explorado a analisar e o grau de acessibilidade. As áreas do Queimado e Caniceira são topograficamente dominadas por plataformas intertidais pouco fragmentadas que na costa alentejana são chamadas laridos. Nas restrições à amostragem foram excluídas áreas com um declive global superior a 45°, com dominância de substrato arenoso e pouco expostas à ação da rebentação das ondas. Ao nível da réplica, em relação às lapas e à percentagem de cobertura de organismos macroepibentónicos, foram evitadas as poças e as grandes frestas.

2.3 Técnicas de amostragem

Embora as espécies a amostrar habitem a zona intertidal rochosa, apresentam diferentes graus de mobilidade, distribuição e abundância o que leva à adoção de distintas técnicas de amostragem (não destrutiva) de cada uma delas.

2.3.1 Abundância e tamanho de lapas

Os dados sobre a densidade e o tamanho de lapas foram colhidos segundo uma amostragem aleatória estratificada e uma amostragem aleatória simples. A principal diferença reside nos critérios usados para a escolha do local das réplicas. No decorrer

do trabalho serão usadas estas mesmas denominações para distinguir os resultados obtidos com estes dois tipos de amostragem.

Procurando amostrar a densidade e o tamanho de *Patella* spp. e de *Siphonaria pectinata* recorreu-se ao método do quadrado, descrito por Lubchenco *et al.*, (1984). Esta amostragem realizou-se apenas em períodos de maré viva. O nível intertidal inferior definiu-se como sendo aquele onde algas (folhosas e encrustantes) e *Patella* spp. são abundantes, abaixo do nível dominado por cracas. Ao longo de uma fita de 30 m, posicionada sobre o substrato no nível descrito anteriormente, os locais das réplicas foram selecionados em dois passos (amostragem aleatória estratificada): primeiro escolheu-se aleatoriamente um local de 1 a 30 (números correspondentes aos 30 m da fita) e, a partir daí, colocou-se o quadrado na zona mais próxima onde abundavam lapas grandes, isto é, de dimensão legalmente explorável (comprimento máximo da concha (CMC) superior a 35 mm, tamanho mínimo da pesca lúdica exercida no PNSACV, regulamentado na Portaria n.º115-A/2011, de 24 de março de 2011). Num quadrado de 50cm x 50cm contabilizou-se o número de lapas existentes e estimou-se a sua dimensão em classes de tamanho. A variável CMC foi medida ao longo do eixo longitudinal da concha, recorrendo a uma régua graduada e a um compasso. Para a espécie *Patella* spp., definiram-se 4 classes: $CMC < 5$ mm (pequenas); $5 \leq CMC < 20$ mm (médias); $20 \text{ mm} \leq CMC < 30$ mm (grandes) e $CMC \geq 30$ mm (muito grandes). Estas classes foram escolhidas para possibilitar a comparação com o trabalho de Castro (2004). Quanto à espécie *Siphonaria pectinata* distinguiram-se três classes dimensionais: $CMC < 5$ mm (pequenas); $5 \text{ mm} \leq CMC < 10$ mm (médias); e $CMC \geq 10$ mm (grandes). Em cada réplica mediu-se, com um paquímetro de precisão 0,1 mm, uma subamostra de 4 de indivíduos *Patella* spp. com CMC igual ou superior a 20 mm. Na escolha das lapas utilizaram-se dois métodos, um aleatório (em cada quadrado de 50 cm x 50 cm mediram-se aleatoriamente duas lapas com CMC igual ou superior a 20 mm) e outro selectivo (em cada quadrado de 50 cm x 50 cm mediram-se as duas lapas com maior CMC).

Ao longo de uma fita de 30 m, posicionada sobre o substrato no mesmo nível descrito acima, os locais das réplicas foram escolhidos aleatoriamente num só passo (amostragem aleatória simples): num quadrado de 50 cm x 50 cm quantificou-se o número de indivíduos *Patella* spp. com $CMC \geq 20$ mm estimando-se a sua dimensão em duas classes de tamanho ($20 \text{ mm} \leq CMC < 30$ mm; e $CMC \geq 30$ mm).

Podendo as características do substrato ter efeitos diretos na distribuição e abundância de lapas, mediu-se, em cada réplica o comprimento das duas diagonais do quadrado (50 cm x 50 cm) para posteriormente obter uma estimativa da irregularidade do substrato. Este cálculo foi feito através da razão entre a média dos

valores medidos em cada quadrado e a diagonal do quadrado (0,7 m), resultando que quanto maior o valor obtido mais irregular é o substrato.

2.3.2 Abundância e tamanho de burriés

Os efeitos diretos sobre burriés foram estimados em níveis intertidais superiores pois é onde estes organismos aparecem em abundância e com maiores dimensões, e onde são mais explorados pela pesca lúdica na região em estudo (Castro, 2004). Nestes níveis é geralmente observada uma elevada densidades de cracas do género *Chthamalus*, líquenes do género *Lichina* e algas do género *Fucus*. Realizou-se esta amostragem em períodos de marés vivas e mortas.

Por serem organismos com distribuição mais irregular, os burriés foram amostrados recorrendo ao método dos transetos de banda. Embora sejam exploradas sobretudo quatro espécies de burriés - *Gibbula umbilicalis*, *Gibbula pennanti*, *Osilinus sauciatu*s e *Osilinus lineatus* - os pescadores lúdicos não parecem fazer distinção entre estas espécies, mostrando preferência pelos indivíduos maiores (comunicação pessoal por J.J.Castro).

Para estimar a abundância, a distribuição e o tamanho das espécies mais exploradas de burriés, os locais das réplicas foram escolhidos consoante a presença e extensão das características descritas acima. Ao longo de um transeto de 10 m posicionado horizontalmente sobre o substrato, contou-se o número de burriés grandes, numa distância máxima de dois metros para cada lado do observador (área de amostragem de 40 m²). Nos casos em que o nível a amostrar tinha um comprimento inferior a 10 m, quer pela descontinuidade do substrato ou pela presença de *Fucus* e *Lichina* muito localizada, procurou-se amostrar toda a área com as características pretendidas. Quando a densidade de burriés foi muito elevada subamostrou-se diminuindo o comprimento do transeto de 10 para 5 m.

O tamanho mínimo da apanha lúdica de burriés no PNSACV (Portaria 143/2009, de 5 de fevereiro) é de 15 mm (altura máxima da concha). Contudo, na região em estudo, os pescadores lúdicos capturam geralmente indivíduos a partir de 10 mm (comunicação pessoal por J.J.Castro) e a abundância de burriés com AMC superior a 15 mm pode ser baixa nalguns locais. Por estas razões utilizou-se o valor de 12 mm de AMC (tamanho mínimo permitido para a pesca comercial - Portaria n.º 82/2011, de 22 de fevereiro de 2011) em vez do tamanho mínimo referido. Assim, capturaram-se todos os indivíduos com altura máxima da concha (AMC) superior a 10 mm. Uma vez apanhados, foram divididos em duas classes de tamanho: $10 \text{ mm} \leq \text{AMC} < 12 \text{ mm}$ e $\text{AMC} \geq 12 \text{ mm}$. Os indivíduos com AMC compreendido entre 10 e 12 mm foram contabilizados e classificados quanto à sua espécie. Quanto aos de AMC superior a 12

mm, para além da contagem do número capturado e distinção da espécie, mediu-se com um paquímetro a AMC de 10 indivíduos escolhidos aleatoriamente na amostra colhida em cada réplica.

2.3.3 Abundância de organismos macroepibentónicos

A percentagem de cobertura de algas e macrorganismos foi estimada através do método do quadrado e dos pontos de interseção (49 pontos dispostos regularmente) (Boaventura *et al.*, 2002). Ao longo de uma fita de 30 m, posicionada sobre o substrato no mesmo nível descrito para o estudo da abundância e tamanho de lapas, os locais das réplicas foram escolhidos aleatoriamente. Registaram-se as presenças de rocha nua (rocha sem organismos macroepibentónicos sésseis ou permanentemente fixos), algas folhosas duras, algas folhosas moles, algas encrustantes duras, algas encrustantes moles (consideraram-se algas folhosas, todas as macroalgas não encrustantes) e cracas. Estes grupos de algas foram definidos à semelhança do que foi feito no anterior trabalho de Castro (2004), possibilitando assim a comparação com o presente estudo. Nos casos em que um ponto de interseção coincidiu sobre mais de uma camada, registaram-se os diferentes organismos. Recorrendo ao mesmo quadrado, fez-se a amostragem aleatória simples de lapas descrita no final da secção 2.3.1.

2.4 Análise de dados

Os dados obtidos na experiência de campo realizada foram analisados testando-se as hipóteses de modo univariado e multivariado. Inicialmente fez-se uma análise de comparação gráfica de médias entre locais e áreas de estudo, no programa *Microsoft® Excel 2007*. Posteriormente, a análise de variância univariada (ANOVA) foi efetuada no programa *Gmav5 for Windows*. Para garantir a homogeneidade das variâncias (validar o teste de Cochran) transformaram-se os dados sempre que foi necessário, aplicando-lhes uma função raiz quadrada (x^2), logarítmica ($\ln(x)$ e $\ln(x+0.5)$) ou $\text{Arcsin}(\text{proporção})$. A comparação múltipla de médias foi feita recorrendo ao teste de Student-Newman-Keuls (SNK). A análise de variância multivariada (PERMANOVA) foi feita com o auxílio do programa *PRIMER for Windows*. O cálculo da matriz de similaridade foi efetuado com o coeficiente de Bray-Curtis, após transformação dos dados por raiz quadrada. As análises de correlação foram realizadas no programa *SPSS-Statistics*. Testou-se a correlação linear de Pearson transformando com a raiz quadrada todas as variáveis de forma a garantir os pressupostos deste teste.

Na amostragem dos burriés não foi possível cumprir o delineamento experimental acima referido. Na área da Caniceira amostrou-se apenas um local devido à reduzida

dimensão desta área. No local 2 da área do Queimado faltou uma réplica e na área do Queimado-Sul ficaram por colher cinco réplicas (duas no local 1 e três no local 2) por ausência das condições requeridas para a amostragem. No caso em que faltou uma réplica na área do Queimado, o valor da mesma foi estimado calculando-se a média obtida no local.

3. RESULTADOS

3.1 Abundância e tamanho de lapas em locais expostos

3.1.1 Amostragem aleatória estratificada

3.1.1.1 Abundância de *Patella* spp.

Compararam-se as densidades de *Patella* spp. entre as áreas objeto de estudo. Na figura 2 apresentam-se os resultados da densidade média de *Patella* spp. por local, nas diferentes áreas. A análise de variância (ANOVA) mostrou diferenças significativas entre áreas mas não entre locais (tabela 2). O teste SNK ao fator área revelou diferenças significativas entre as áreas da Oliveirinha/Queimado-Sul e Oliveirinha/Almograve. Em ambos os casos a densidade de *Patella* spp. é inferior na Oliveirinha. Entre as restantes áreas não foram encontradas diferenças.

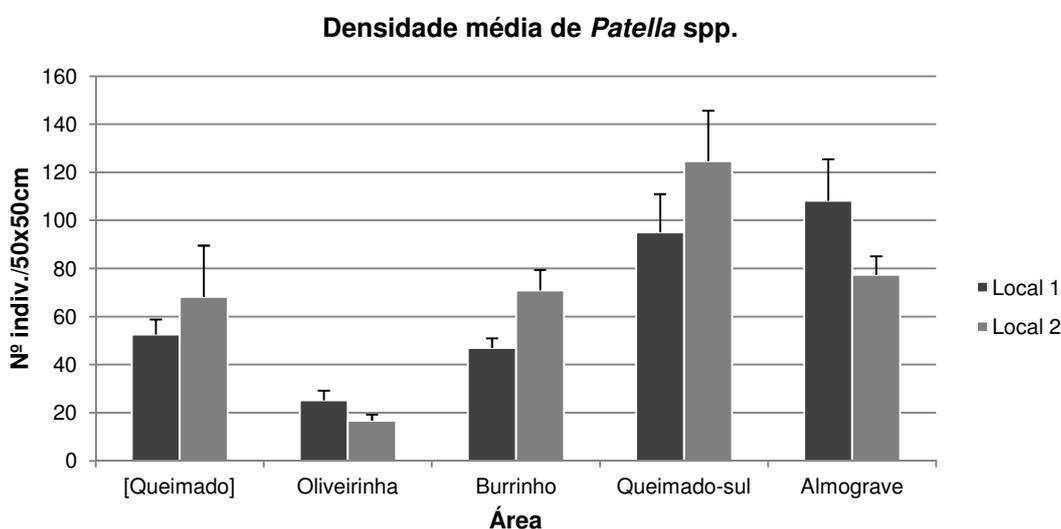


Figura 2 – Variação da densidade média em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de *Patella* spp., no nível intertidal inferior de cinco áreas expostas à ação da ondulação; N=6.

Tabela 2 - Variância por área e por local (N=6) da densidade média de *Patella* spp. (ANOVA); Teste Cochran C=0.2750 (NS); ar – área, lo – local, NS – Não significativo. Teste SNK ao fator área; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almograve.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	F	P	F versus
Ar	56630.4333	4	14157.6083	8.69	0.0179	lo(ar)
lo(ar)	8149.5833	5	1629.9167	1.64	0.1674	RES
RES	49776.8333	50	955.5367			
TOT	114556.8500	59				

SNK (área)
O=Q=B=QS=A O<QS O<A

3.1.1.2 Abundância de *Patella* spp. ≥ 20 mm

Compararam-se as densidades de *Patella* spp. com comprimento máximo da concha (CMC) ≥ 20 mm, em locais das diferentes áreas amostradas (figura 3). Os resultados da ANOVA (tabela 3) indicaram que não existem diferenças significativas entre áreas mas sim entre locais. O teste SNK permitiu saber que essas diferenças ocorreram nas áreas do Queimado, Queimado-Sul e Almograve. Por outro lado, na Oliveirinha e no Burrinho os dois locais não apresentaram diferenças na densidade de lapas grandes.

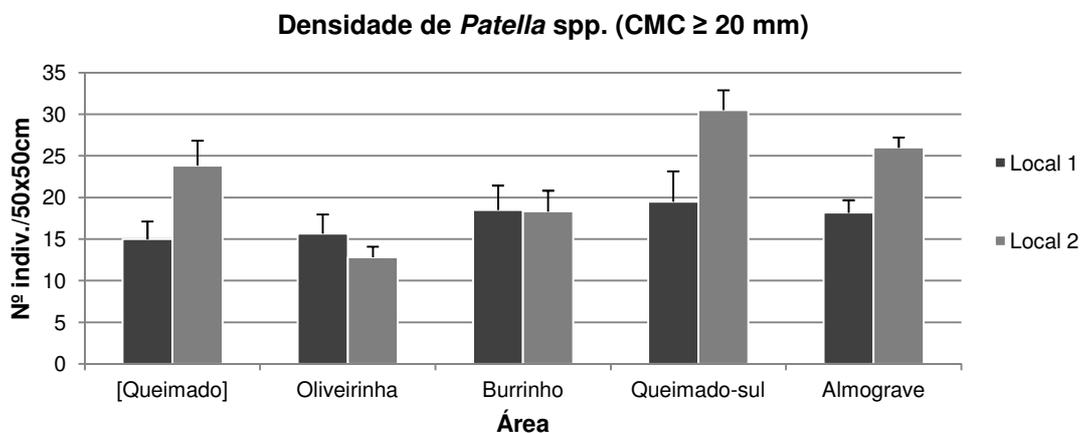


Figura 3 – Variação da densidade em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de *Patella* spp. ≥ 20 mm, no nível intertidal inferior de cinco áreas expostas à ação da ondulação; N=6.

Tabela 3 - Variância por área e por local (N=6) da densidade de *Patella* spp. ≥ 20 mm (ANOVA); Teste Cochran C=0.2289 (NS); ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almograve.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	F	P	F versus
ar	781.3333	4	195.3333	1.21	0.4095	lo(ar)
lo(ar)	805.3333	5	161.0667	4.59	0.0016	RES
RES	1753.6667	50	35.0733			
TOT	3340.3333	59				
SNK (local)						
Q*	O NS	B NS	QS**	A*		

3.1.1.3 Abundância de *Patella* spp. ≥ 30 mm

Os resultados da amostragem de indivíduos muito grandes de *Patella* spp. (CMC ≥ 30 mm) encontram-se no gráfico da figura 4. A ANOVA e o teste SNK (tabela 4) revelaram que não existem diferenças significativas entre áreas mas sim entre os locais da área do Almograve.

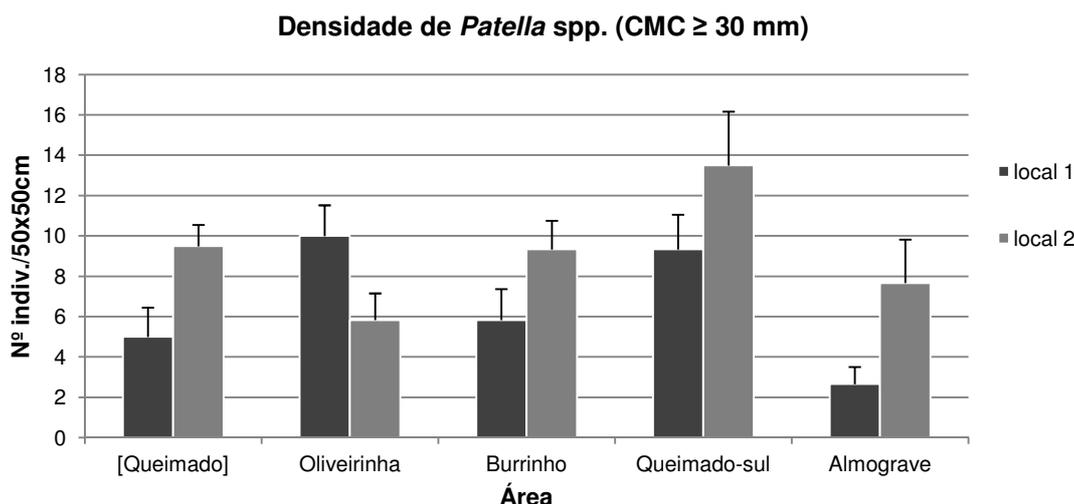


Figura 4 – Variação da densidade em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de *Patella* spp. ≥ 30 mm, no nível intertidal inferior de cinco áreas expostas à ação da ondulação; N=6.

Tabela 4 – Variância por área e por local (N=6) da densidade de *Patella* spp. ≥ 30 mm (ANOVA); Teste Cochran C=0.2616 (NS); ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almograve.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	F	P	F versus
ar	244.2667	4	61.0667	1.10	0.4465	lo(ar)
lo(ar)	276.6667	5	55.3333	3.39	0.0103	RES
RES	816.0000	50	16.3200			
TOT	1336.9333	59				
SNK (local)						
Q NS	O NS	B NS	QS NS	A*		

3.1.1.4 Tamanho de *Patella* spp.

Os resultados das amostragens aleatória e seletiva apresentam-se abaixo na figura 5. A ANOVA (tabela 5) indicou que, em relação à amostragem aleatória, não existem diferenças significativas entre áreas mas sim entre os locais do Queimado e do Burrinho, como confirmou o teste SNK. Quanto à amostragem seletiva o resultado da ANOVA (tabela 5) foi semelhante, contudo as diferenças entre locais ocorreram nas áreas do Burrinho e do Almogrove.

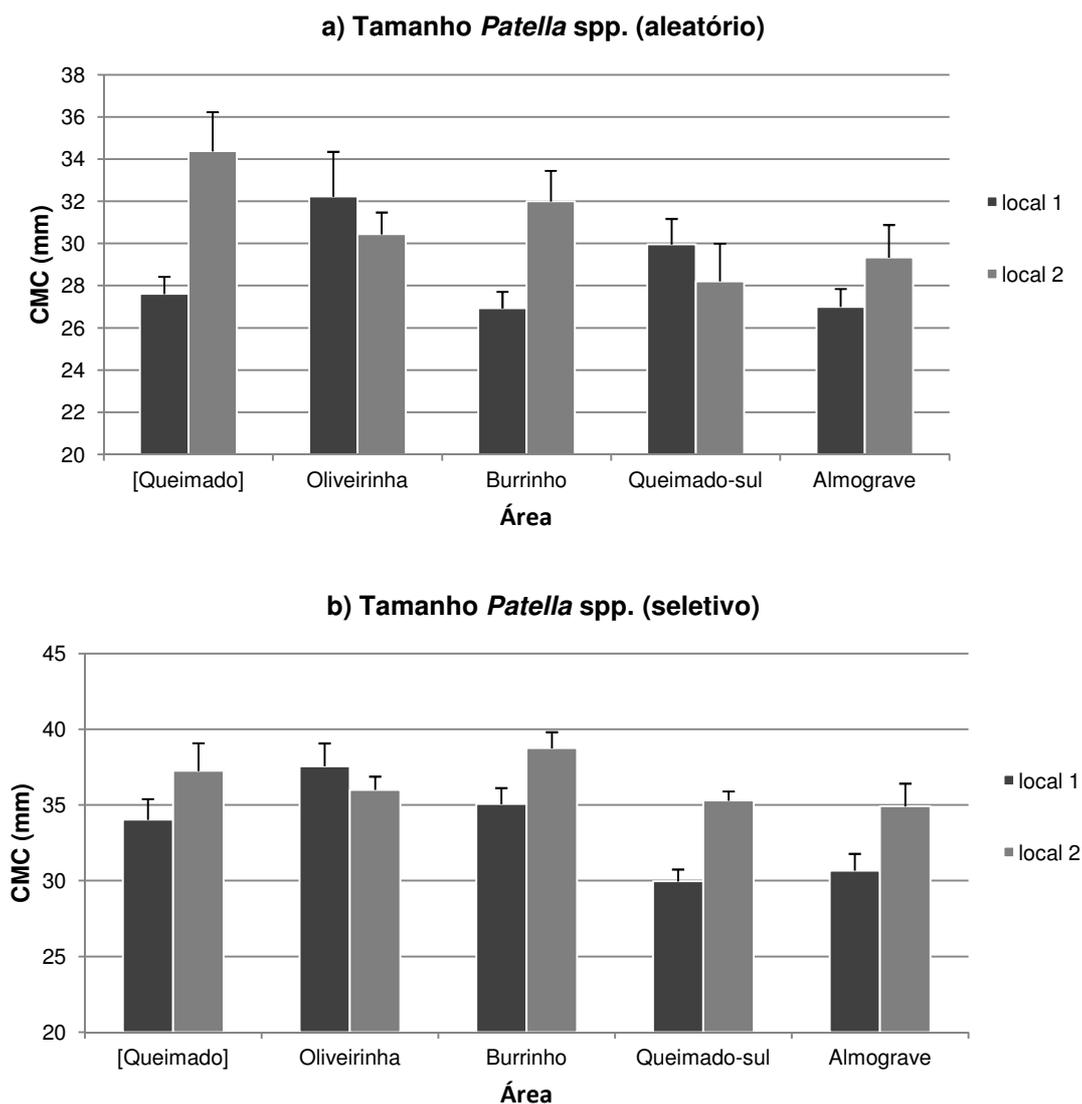


Figura 5 – Variação do comprimento máximo da concha (CMC) em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de *Patella* spp. ≥ 20 mm; as medições foram feitas de modo a) aleatório e b) seletivo, no nível intertidal inferior de cinco áreas expostas à ação da ondulação; N=6.

Tabela 5 - Variância por área e por local (N=6) do comprimento máximo da concha de *Patella* spp. segundo o método aleatório e seletivo (ANOVA); Teste Cochran $C_{\text{aleatório}} = 0.2233$ (NS) e $C_{\text{seletivo}} = 0.2221$ (NS); ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almograve.

Aleatório						
Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	F	P	F versus
ar	84.8785	4	21.2196	0.43	0.7857	lo(ar)
lo(ar)	249.1002	5	49.8200	4.10	0.0034	RES
RES	608.0088	50	12.1602			
TOT	941.9875	59				
SNK (local)						
Q**	O NS	B*	QS NS	A NS		
Seletivo						
Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadra dos médios	F	P	F versus
ar	141.4844	4	35.3711	1.16	0.4260	lo(ar)
lo(ar)	152.1254	5	30.4251	3.37	0.0107	RES
RES	451.8400	50	9.0368			
TOT	745.4498	59				
SNK (local)						
Q NS	O NS	B*	QS NS	A*		

3.1.1.5 Abundância de *Siphonaria pectinata*

No gráfico da figura 6 apresentam-se os dados da densidade média de *Siphonaria pectinata*, obtidos nos locais das diferentes áreas de estudo. A ANOVA (tabela 6) não revelou diferenças entre áreas mas sim entre locais. Segundo demonstrou o teste SNK, estas diferenças ocorrem nas áreas da Oliveirinha e do Queimado-Sul.

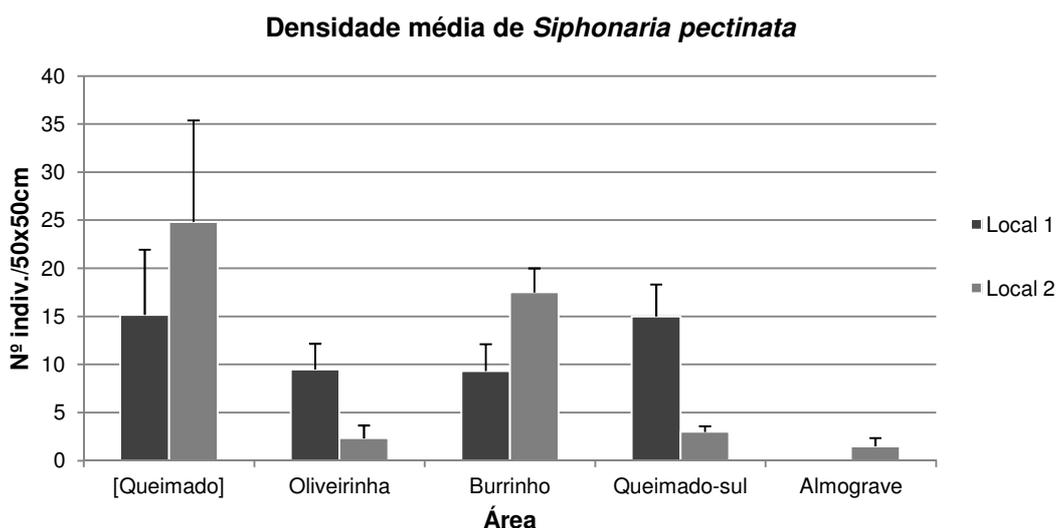


Figura 6 – Variação da densidade média em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de *Siphonaria pectinata*, no nível intertidal inferior de cinco áreas expostas à ação da ondulação; N=6.

Tabela 6 – Variância por área e por local (N=6) da densidade média de *Siphonaria pectinata* (ANOVA); Teste Cochran C=0.5783 (P < 0.01); dados transformados por raiz quadrada; ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almogrove.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	F	P	F versus
ar	60.5156	4	15.1289	3.00	0.1300	lo(ar)
lo(ar)	25.2487	5	5.0497	3.38	0.0105	RES
RES	74.7907	50	1.4958			
TOT	160.5550	59				
SNK (local)						
Q NS	O*	B NS	QS*	A NS		

3.1.1.6 Estrutura dimensional de lapas

A variação da densidade de *Patella* spp. e de *Siphonaria pectinata* por classes dimensionais, nos dois locais de cada praia apresenta-se no gráfico da figura 7 a) e b), respetivamente. Ao longo do trabalho as designações Pat5, Pat520, Pat2030 e Pat30 correspondem, pela mesma ordem, às classes dimensionais da espécie *Patella* com CMC < 5 mm, $5 \leq \text{CMC} < 20$ mm, $20 \leq \text{CMC} < 30$ mm e $\text{CMC} \geq 30$ mm. Do mesmo modo as designações Siph5, Siph510 e Siph10 correspondem às classes dimensionais da espécie *Siphonaria pectinata* com CMC < 5 mm, $5 \leq \text{CMC} < 10$ mm e $\text{CMC} \geq 10$ mm.

No gráfico observa-se que em todas as áreas, exceto na Oliveirinha, a densidade de indivíduos *Patella* spp. pequenos e médios (CMC < 20 mm) é superior à densidade de indivíduos grandes e muito grandes (CMC ≥ 20 mm). Em relação à lapa da espécie *Siphonaria pectinata*, há maior densidade de indivíduos grandes (CMC ≥ 10 mm) em relação aos mais pequenos (CMC < 10 mm), em todas as áreas exceto no Almogrove.

Na tabela 7 apresentam-se os resultados das análises realizadas. A PERMANOVA a um fator mostrou que, em relação à densidade de lapas de diferentes classes dimensionais dos dois géneros, existem diferenças entre áreas. O resultado do teste *pair-wise* revelou que, à exceção das áreas do Queimado e do Burrinho, todas são diferentes entre si. A análise SIMPER permitiu averiguar que as variáveis que mais contribuíram para as diferenças entre as áreas foram os indivíduos da espécie *Patella* spp. de pequena e média dimensão (Pat5 e Pat520) e os indivíduos da espécie *Siphonaria pectinata* de grande dimensão (Siph10). A análise de dispersão (PERMDISP) deu a conhecer diferenças significativas entre as dispersões de cada área, sendo que as do Queimado e Oliveirinha são as mais dispersas. Este resultado também pode ser observado no gráfico PCO da figura 8.

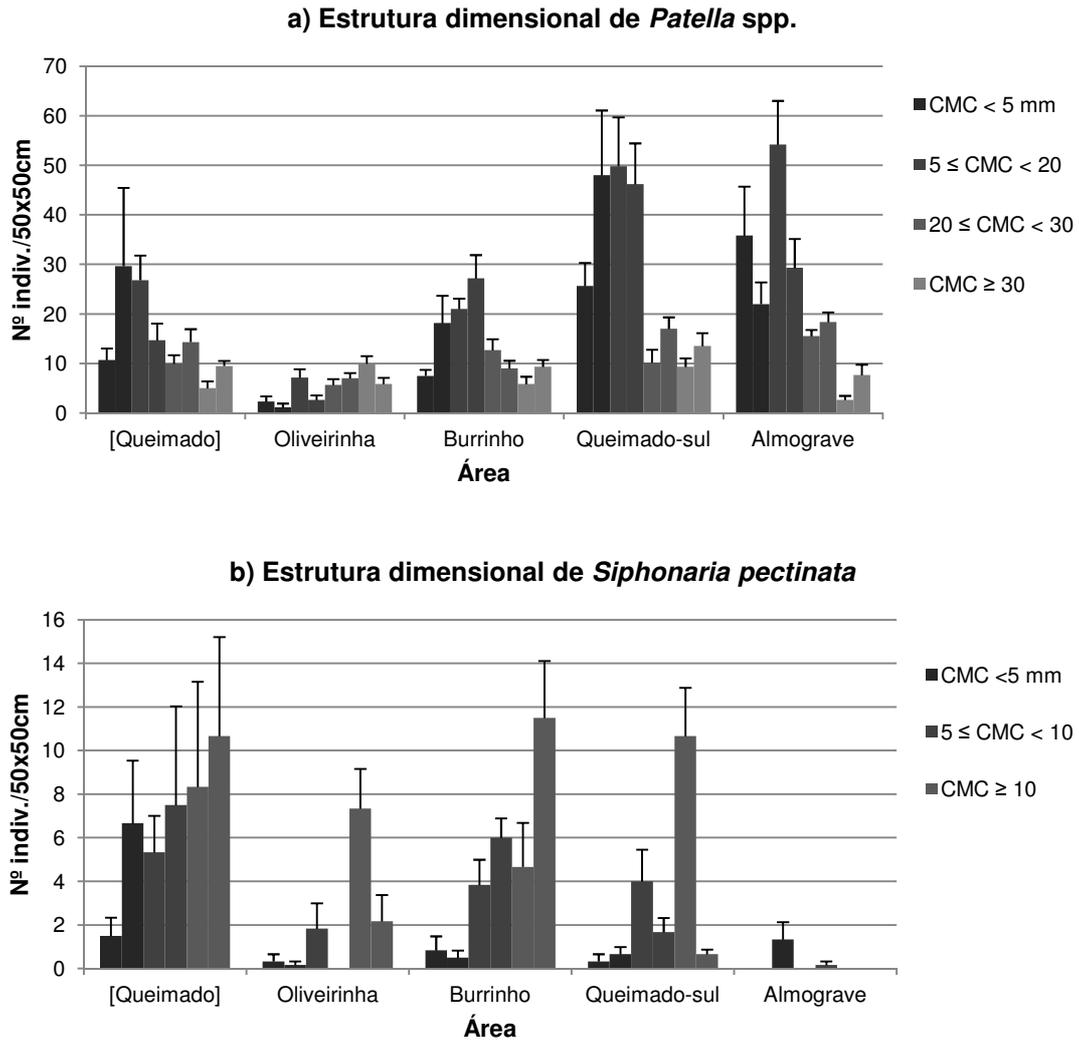


Figura 7 – Variação da densidade em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de a) *Patella* spp. e b) *Siphonaria pectinata* segundo classes dimensionais, no nível intertidal inferior de cinco áreas expostas à ação da ondulação; em cada área, as barras da mesma cor representam, da esquerda para a direita, os locais 1 e 2; N=6.

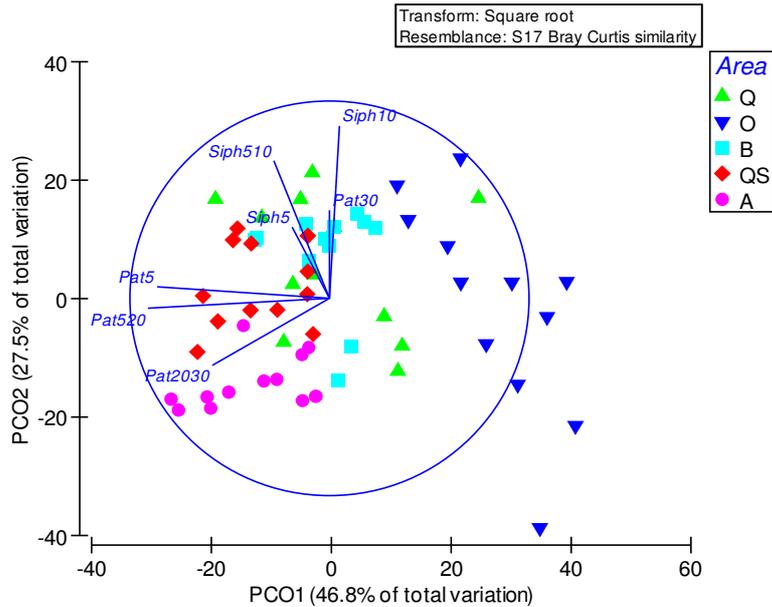


Figura 8 – Análise PCO da estrutura dimensional de *Patella* spp. e de *Siphonaria pectinata* em cinco áreas; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almograve; dados transformados por raiz quadrada; coeficiente de similaridade Bray-Curtis; N=6.

Tabela 7 – Variância por área (N=6) da estrutura dimensional de *Patella* spp. e de *Siphonaria pectinata* (PERMANOVA); dados transformados por raiz quadrada; ar – área, lo – local; Teste *Pair-wise* ao fator área; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almograve; Análise SIMPER e de dispersão PERMDISP. Pat5, Pat520 e Siph10 correspondem, pela mesma ordem, às classes dimensionais da espécie *Patella* com CMC < 5 mm, 5 ≤ CMC < 20 mm e à classe dimensional da espécie *Siphonaria pectinata* com CMC ≥ 10 mm.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	Pseudo-F	P(perm)	Permutações
ar	17694	4	4423.5	12.75	0.001	997
RES	19082	55	346.95			
TOT	36776	59				
Pair-wise (área)						
Q=B≠O≠ QS≠A						
SIMPER						
Espécies	Abund. Méd	Abund. Méd	Cum %			
	Grupo QB	Grupo O				
Pat520	4.61	1.99	23.28			
Pat5	3.47	0.94	44.84			
	Grupo QB	Grupo QS				
Pat5	3.47	5.79	26.08			
Pat520	4.61	6.76	46.28			
	Grupo QB	Grupo A				
Pat5	3.47	5.14	21.09			
Siph10	2.41	0.00	39.97			
	Grupo O	Grupo QS				
Pat5	0.94	5.79	31.78			
Pat520	1.99	6.76	63.09			
	Grupo O	Grupo A				
Pat520	1.99	6.24	31.12			
Pat5	0.94	5.14	61.62			
	Grupo QS	Grupo A				
Siph10	1.92	0.00	19.01			
Pat520	6.76	6.24	37.81			
PERMDISP:	P=0.004					

3.1.1.7 Estrutura dimensional de *Patella* spp.

Na tabela 8 apresentam-se os resultados das análises feitas. A PERMANOVA revelou diferenças significativas entre áreas e, segundo o teste *pair-wise*, a estrutura dimensional na área do Queimado é igual à do Burrinho, a do Queimado-Sul é igual à do Almogrove e a da Oliveirinha é diferente de todas. A análise SIMPER mostrou que as variáveis responsáveis pelas diferenças foram as classes de indivíduos *Patella* spp. de pequena e média dimensão (Pat5 e Pat520). O resultado da análise PERMDISP mostrou diferenças significativas na dispersão das áreas sendo as mais dispersas o Queimado e a Oliveirinha. Na figura 9 é possível observar a maior ou menor abundância das classes dimensionais em cada uma das áreas amostradas, bem como a dispersão dessas mesmas áreas.

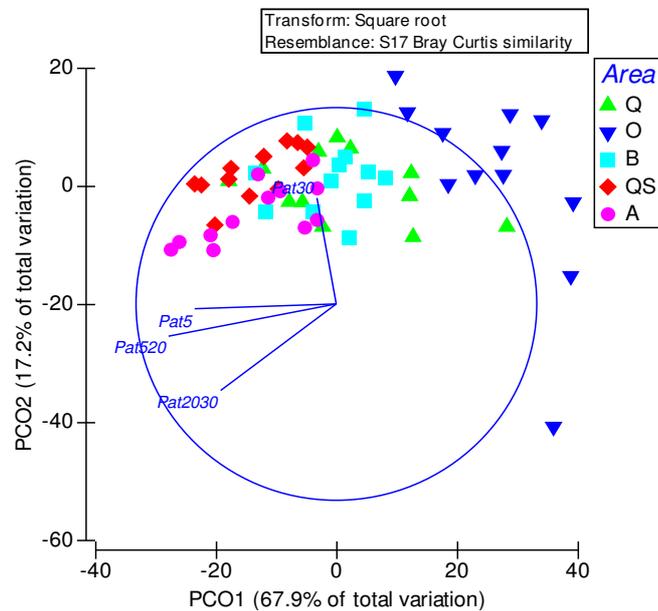


Figura 9 – Análise PCO da estrutura dimensional de *Patella* spp. em cinco áreas; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almogrove; dados transformados por raiz quadrada; coeficiente de similaridade Bray-Curtis; N=6.

Tabela 8 – Variância por área (N=6) da estrutura dimensional de *Patella* spp. (PERMANOVA); dados transformados por raiz quadrada; ar – área, lo – local. Teste *Pair-wise* ao fator área; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almograve; Análise SIMPER e de dispersão PERMDISP; Pat5 e Pat520 correspondem, pela mesma ordem, às classes dimensionais da espécie *Patella* com CMC < 5 mm e 5 ≤ CMC < 20 mm.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	Pseudo-F	P(perm)	Permutações
ar	13295	4	3323.8	14.855	0.001	999
RES	12307	55	223.76			
TOT	25602	59				
Pair-wise (área)						
Q≠O	O≠B	B≠QS	A=QS			
Q=B	O≠QS	B≠A				
Q≠QS	O≠A					
Q≠A						
SIMPER						
Espécies	Abund. Méd	Abund. Méd	Cum %			
	Grupo QB	Grupo O				
Pat520	4.61	1.99	37.84			
	Grupo QB	Grupo QSA				
Pat5	3.47	5.47	38.58			
	Grupo O	Grupo QSA				
Pat520	1.99	6.50	39.03			
PERMDISP:	P=0.033					

3.1.1.8 Estrutura dimensional de *Siphonaria pectinata*

Na tabela 9 estão apresentados os resultados das análises realizadas. A PERMANOVA mostrou diferenças significativas entre áreas e, segundo o teste *pair-wise*, a estrutura dimensional da espécie *Siphonaria pectinata* na área do Queimado é igual à do Burrinho e à do Queimado-Sul e é diferente das restantes áreas da Oliveirinha e do Almograve. A análise SIMPER mostrou que a variável responsável pelas diferenças foi a classe dimensional de *Siphonaria pectinata* de grandes dimensões (Siph10). O resultado da análise PERMDISP mostrou diferenças significativas na dispersão das áreas sendo a mais dispersa a do Queimado-Sul. Na figura 10 pode observar-se graficamente a dispersão de cada área.

Importa referir que não foram analisadas 12 réplicas (colhidas nas áreas da Oliveirinha e do Almograve) por apresentarem valores nulos de abundância de *Siphonaria pectinata* nas 3 classes de tamanho.

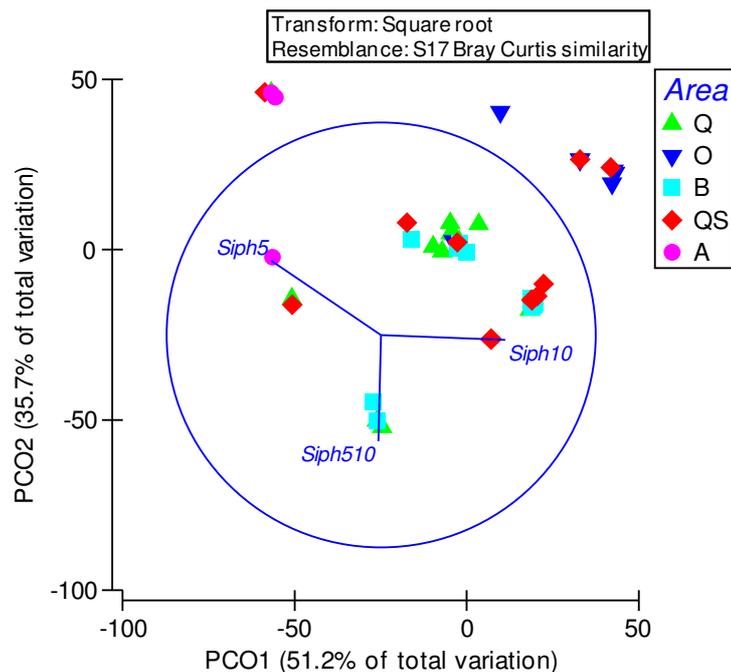


Figura 10 – Análise PCO da estrutura dimensional de *Siphonaria pectinata* em cinco áreas; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almograve; dados transformados por raiz quadrada; coeficiente de similaridade Bray-Curtis; N=6.

Tabela 9 – Variância por área (N=6) da estrutura dimensional de *Siphonaria pectinata* (PERMANOVA); dados transformados por raiz quadrada; ar – área, lo – local. Teste *Pair-wise* ao fator área; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almograve; Análise SIMPER e de dispersão PERMDISP; Siph10 correspondem à classe dimensional da espécie *Siphonaria pectinata* com CMC ≥ 10 mm.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	Pseudo-F	P(perm)	Permutações
ar	29491	4	7372.8	6.0376	0.001	997
RES	52509	43	1221.1			
TOT	82000	47				
Pair-wise (área)						
Q=B=QS	O≠B	B≠A				
Q≠O	O≠QS	QS≠A				
Q≠A	O≠A					
SIMPER						
Espécies	Abund. Méd	Abund. Méd	Cum %			
Siph10	Grupo QBQS	Grupo O				
	2.25	2.37	41.44			
Siph10	Grupo QBQS	Grupo A				
	2.25	0.00	39.58			
Siph10	Grupo O	Grupo A				
	2.37	0.00	53.43			
PERMDISP:	P=0.402					

3.1.1.9 Correlação entre abundância de *Patella* spp. (grandes vs peq/médios)

A análise de correlação entre a abundância de diferentes classes dimensionais de indivíduos da espécie *Patella* spp. revelou ser significativa e positiva, ou seja, quando houve mais indivíduos de pequena e média dimensão houve também mais indivíduos

grandes, e vice versa. Foi obtido um coeficiente de correlação de 0.55 ($P < 0.001$) usando os dados referentes a 60 réplicas.

3.1.1.10 Correlação entre abundância de *Patella* spp. ≥ 20 mm e abundância de *Siphonaria pectinata*

A análise de correlação entre a abundância de indivíduos da espécie *Patella* spp. ≥ 20 mm e a abundância de *Siphonaria pectinata* não se revelou significativa. Foi obtido um coeficiente de correlação de 0.10 ($P > 0.05$) numa análise de 60 réplicas.

3.1.1.11 Irregularidade do substrato

Na figura 11 apresentam-se os resultados da análise da irregularidade do substrato medida nas cinco áreas amostradas. Não foi possível transformar os dados para garantir o pressuposto da homogeneidade das variâncias, pelo que serão considerados os potenciais erros desta análise. O resultado da ANOVA (tabela 10) apontou diferenças significativas entre áreas e entre locais. O teste SNK revelou diferenças entre os locais da área do Almogrove.

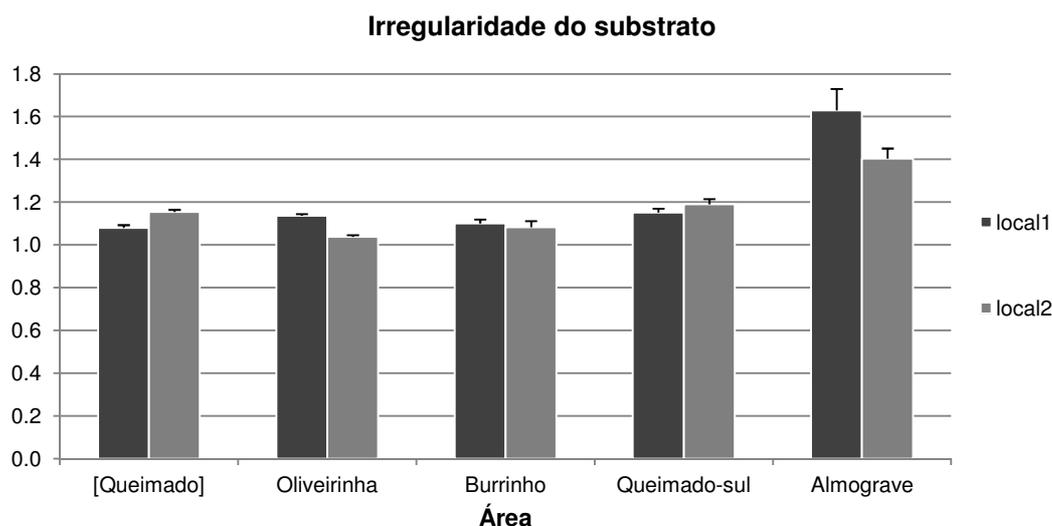


Figura 11 – Variação da irregularidade do substrato no nível intertidal inferior de cinco áreas do litoral rochoso; N=6.

Tabela 10 – Variância por área e por local (N=6) da irregularidade do substrato (ANOVA); Teste Cochran C=0.6855 (P < 0.01); dados não transformados; ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK aos fatores área e local; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almograve.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	F	P	F versus
Ar	1.5848	4	0.3962	9.73	0.0141	lo(ar)
lo(ar)	0.2037	5	0.0407	4.60	0.0016	RES
RES	0.4431	50	0.0089			
TOT	2.2317	59				
SNK (área)						
Q=O=B=QS<A						
SNK (local)						
QNS	ONS	B NS	QS NS	A**		

3.1.2. Amostragem aleatória simples

3.1.2.1 Abundância de *Patella* spp. ≥ 20 mm

Na figura 12 apresentam-se os dados obtidos por local e por área. Segundo a ANOVA realizada, a densidade média de *Patella* spp. ≥ 20 mm não apresenta diferenças significativas entre áreas mas sim entre locais (tabela 11). Do teste SKN ao fator local resultaram diferenças nas áreas do Burrinho e Almograve.

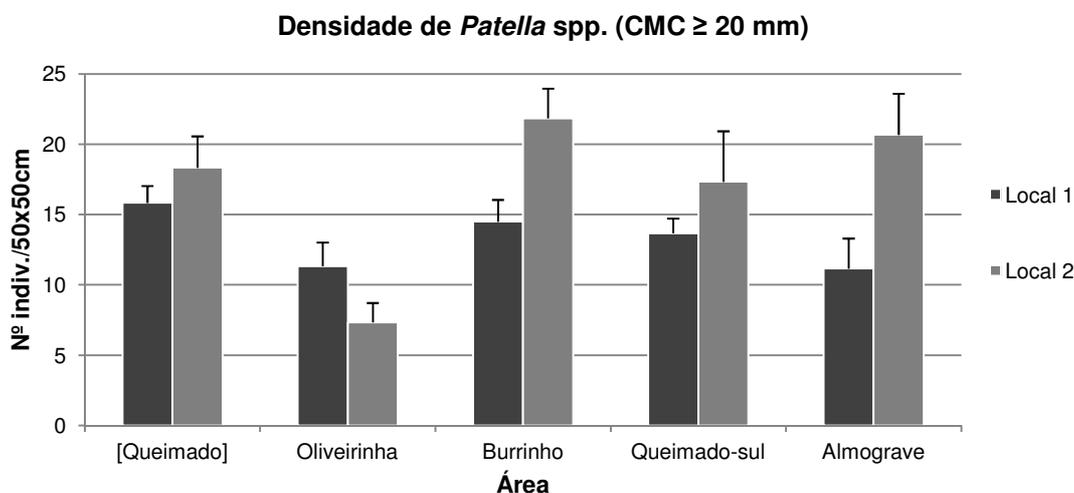


Figura 12 – Variação da densidade em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de *Patella* spp. ≥ 20 mm, no nível intertidal inferior de cinco áreas do litoral rochoso; N=6.

Tabela 11 – Variância por área e por local (N=6) da densidade de *Patella* spp. ≥ 20 mm (ANOVA); Teste Cochran C=0.2861 (NS); ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almograve.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	F	P	F versus
ar	568.4333	4	142.1083	1.32	0.3775	lo(ar)
lo(ar)	539.1667	5	107.8333	3.98	0.0041	RES
RES	1354.0000	50	27.0800			
TOT	2461.6000	59				
SNK (local)						
Q NS	O NS	B*	QS NS	A**		

3.1.2.2 Abundância de *Patella* spp. ≥ 30 mm

Analisaram-se as densidades de indivíduos muito grandes (CMC ≥ 30 mm) e os resultados da amostragem encontram-se na figura 13. O resultado da ANOVA (tabela 12) mostra diferenças significativas apenas entre locais mas não entre áreas. O teste SNK ao fator local diz que as diferenças existem entre os locais do Queimado-Sul e Almograve.

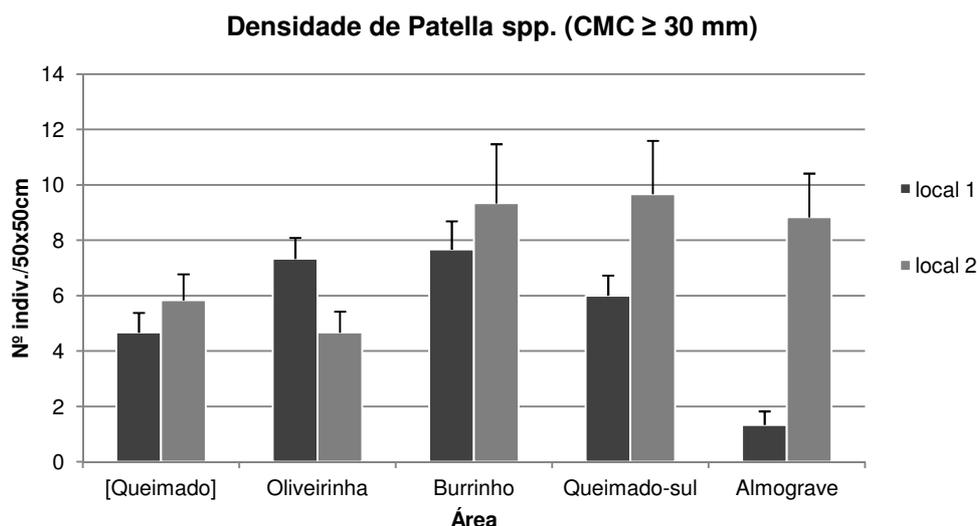


Figura 13 – Variação da densidade em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de *Patella* spp. ≥ 30 mm, no nível intertidal inferior de cinco áreas do litoral rochoso; N=6.

Tabela 12 – Variância por área e por local (N=6) da densidade de *Patella* spp. ≥ 30 mm (ANOVA); Teste Cochran C=0.3018 (NS); ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almograve.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	F	P	F versus
ar	115.1000	4	28.7750	0.59	0.6839	lo(ar)
lo(ar)	242.8333	5	48.5667	5.34	0.0005	RES
RES	455.0000	50	9.1000			
TOT	812.9333	59				
SNK (local)						
Q NS	O NS	B NS	QS*	A**		

3.2 Abundância e tamanho de lapas em locais abrigados

3.2.1 Amostragem aleatória estratificada

3.1.2.1. Abundância total de *Patella* spp.

Na figura 14 apresentam-se os resultados da análise de densidade total de *Patella* spp., obtidos nos locais das diferentes áreas. Os resultados da ANOVA (tabela 13) revelaram que não existem diferenças significativas entre as duas áreas mas sim entre os locais. O teste às diferenças entre locais concluiu que estas só existem na área do Queimado.

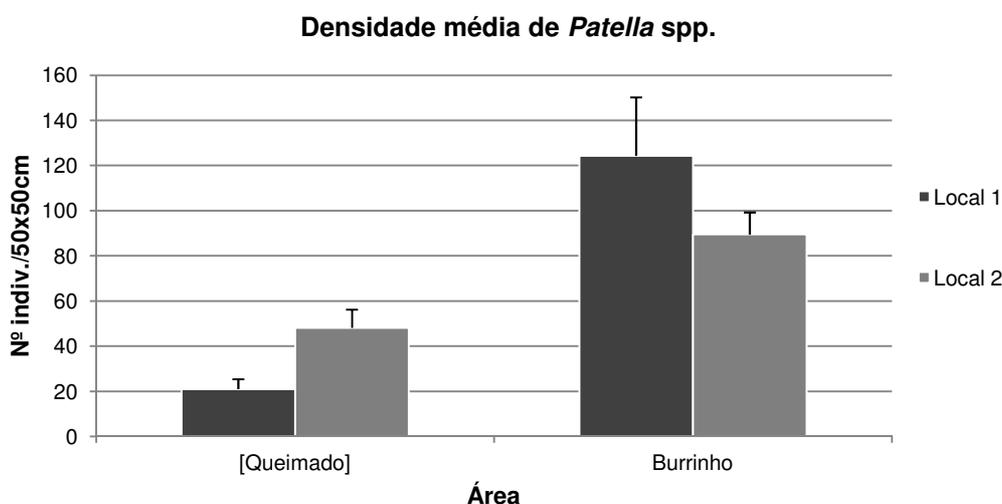


Figura 14 – Variação da densidade média (média+erro padrão) de *Patella* spp. em 50 cm x 50 cm, no nível intertidal inferior de duas áreas abrigadas da ação da ondulação; N=6.

Tabela 13 – Variância por área e por local (N=6) da densidade média de *Patella* spp. em locais abrigados (ANOVA); Teste Cochran C=0.7876 (P < 0.01); dados transformados pela função logarítmica ln(x); ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, B-Burrinho.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	F	P	F versus
ar	8.4732	1	8.4732	7.58	0.1105	lo(ar)
lo(ar)	2.2355	2	1.1178	4.57	0.0231	RES
RES	4.8866	20	0.2443			
TOT	15.5953	23				
SNK (local)						
Q**	B NS					

3.1.2.2. Abundância de *Patella* spp. ≥ 20 mm

A figura 15 ilustra os resultados da amostragem da densidade de indivíduos da espécie *Patella* spp. grandes. A ANOVA indicou que não existem diferenças significativas entre áreas nem entre locais (tabela 14).

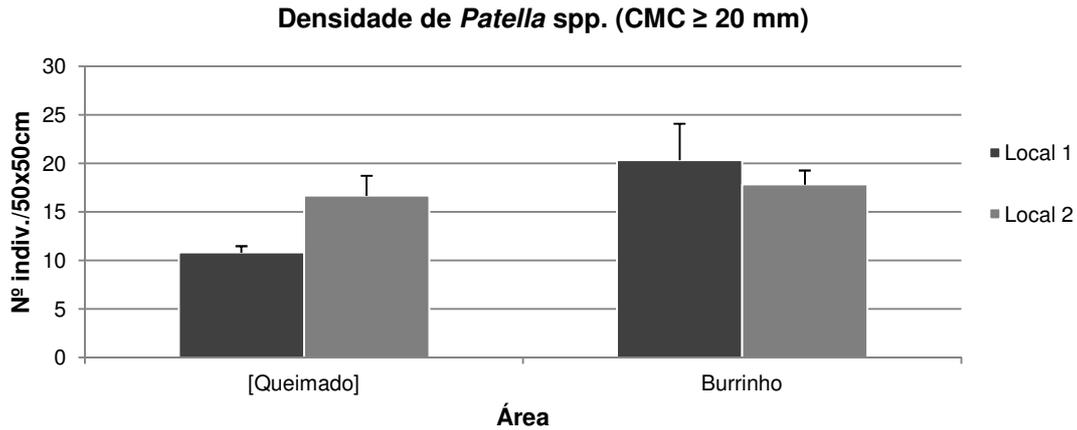


Figura 15 – Variação da densidade em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de *Patella* spp. ≥ 20 mm, no nível intertidal inferior de duas áreas abrigadas da ação da ondulação; N=6.

Tabela 14 – Variância por área e por local (N=6) da densidade de *Patella* spp. ≥ 20 mm (ANOVA); Teste Cochran C=0.6759 (P < 0.05); dados transformados pela função logarítmica ln(x); ar – área, lo – local.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	F	P	F versus
ar	0.6504	1	0.6504	2.65	0.2449	lo(ar)
lo(ar)	0.4902	2	0.2451	2.95	0.0756	RES
RES	1.6642	20	0.0832			
TOT	2.8048	23				

3.1.2.3 Abundância de *Patella* spp. ≥ 30 mm

Os resultados da amostragem de lapas muito grandes (CMC ≥ 30 mm) nas duas áreas abrigadas apresentam-se na figura 16. A ANOVA (tabela 15) mostrou que não existem diferenças significativas entre áreas mas sim entre locais. Segundo o teste SNK estas diferenças ocorrem somente na área do Burrinho.

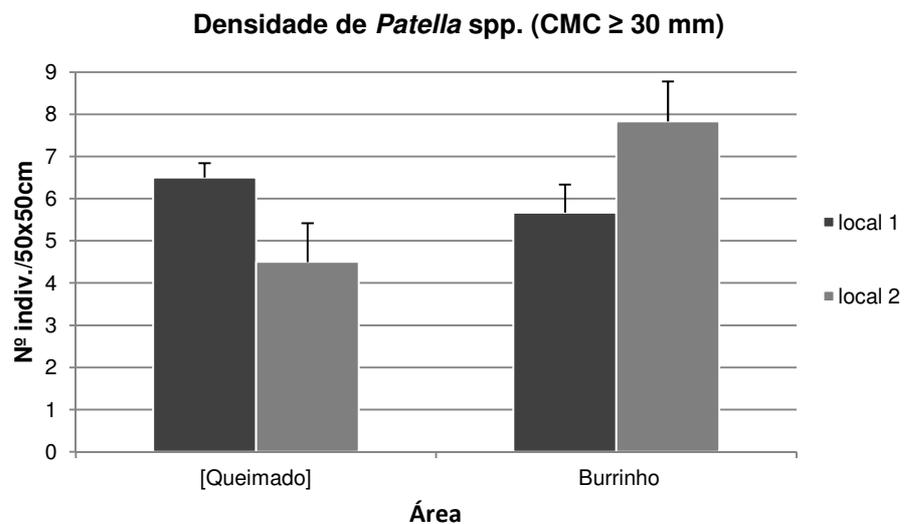


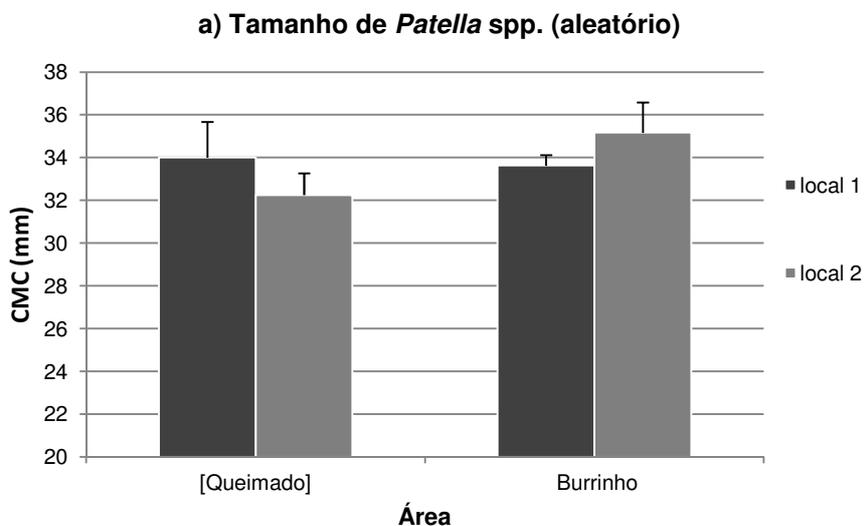
Figura 16 – Variação da densidade em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de *Patella* spp. ≥ 30 mm, no nível intertidal inferior de duas áreas abrigadas da ação da ondulação; N=6.

Tabela 15 – Variância por área e por local (N=6) da densidade de *Patella* spp. ≥ 30 mm (ANOVA); Teste Cochran C=0.3880 (NS); dados transformados pela função logarítmica $\ln(x)$; ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, B-Burrinho.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	F	P	F versus
ar	0.0417	1	0.0417	0.00	0.9657	lo(ar)
lo(ar)	35.4167	2	17.7083	5.12	0.0160	RES
RES	69.1667	20	3.4583			
TOT	104.6250	23				
SNK (local)						
Q NS	B**					

3.1.2.4 Tamanho de *Patella* spp.

Os resultados da amostragem do comprimento máximo da concha (CMC) de *Patella* spp. apresentam-se abaixo na figura 17. A análise de variância revela que, segundo o método aleatório, não existem diferenças significativas entre áreas nem entre locais. Quanto ao CMC medido seletivamente, os resultados da ANOVA indicam que não existem diferenças significativas entre áreas mas sim entre locais (tabela 16). Estas diferenças ocorrem tanto na área do Queimado como na do Burrinho, como revelou o teste SKN.



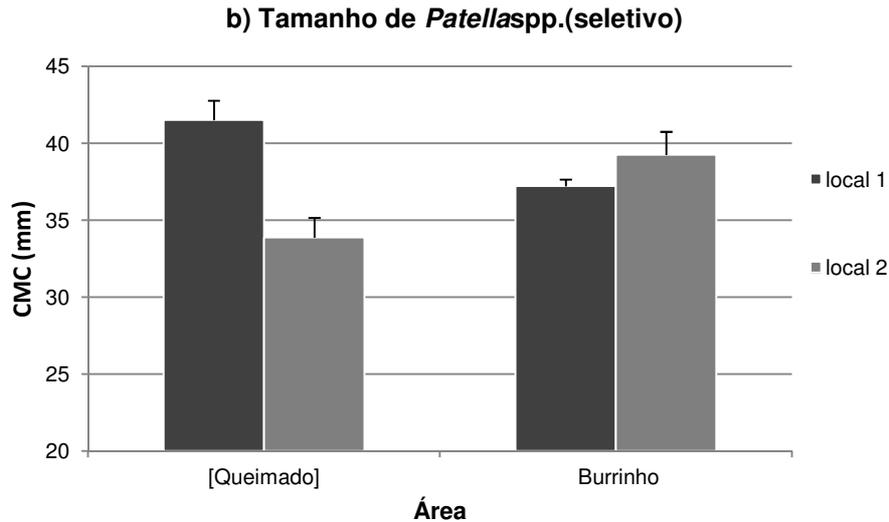


Figura 17 – Variação do comprimento máximo da concha (CMC) em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de *Patella* spp. ≥ 20 mm, segundo método a) aleatório e b) seletivo; as medições foram feitas no nível intertidal inferior de duas áreas abrigadas da ação da ondulação; N=6.

Tabela 16 – Variância por área e por local (N=6) do comprimento máximo da concha (CMC) de *Patella* spp. ≥ 20 mm segundo o método aleatório e seletivo (ANOVA); Teste Cochran $C_{aleatório}=0.4592$ (NS), $C_{seletivo}=0.3942$ (NS) ; ar- área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, B-Burrinho.

Aleatório						
Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	F	P	F versus
ar	0.0651	1	0.0651	0.01	0.9500	lo(ar)
lo(ar)	25.9427	2	12.9714	1.42	0.2655	RES
RES	182.9271	20	9.1464			
TOT	208.9349	23				
Seletivo						
Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	F	P	F versus
ar	46.7604	1	46.7604	0.66	0.5022	lo(ar)
lo(ar)	141.9271	2	70.9635	8.37	0.0023	RES
RES	169.6458	20	8.4823			
TOT	358.3333	23				

SNK (local)
 Q* B**

3.1.2.5 Abundância de *Siphonaria pectinata*

Na figura 18 apresentam-se os resultados relativos à densidade média de *Siphonaria pectinata* em zonas abrigadas da ondulação. A ANOVA mostrou que não existem diferenças significativas entre áreas mas sim entre locais (tabela 17). O teste às diferenças entre locais revelou que estas acontecem tanto na área do Queimado como na do Burrinho.

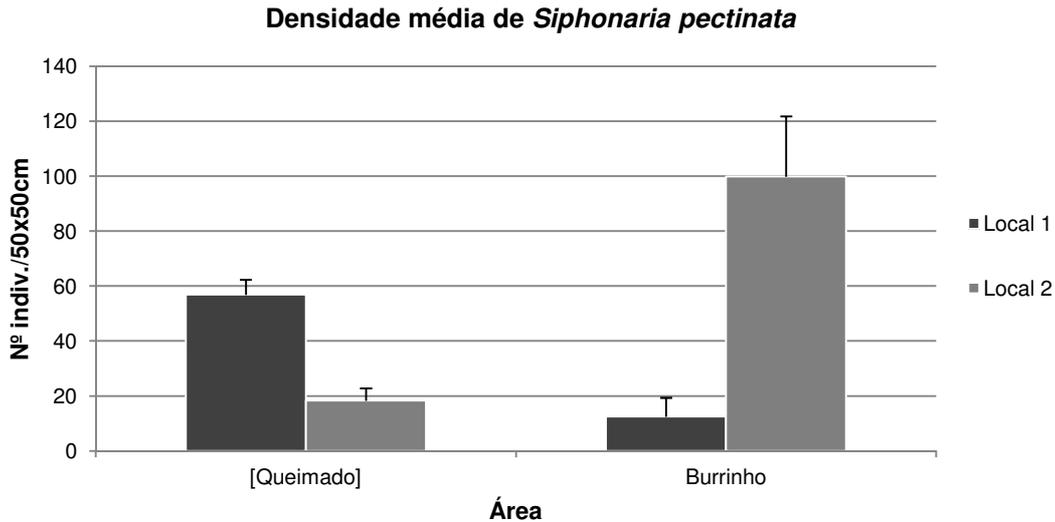


Figura 18 – Variação da densidade média em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de *Siphonaria pectinata* no nível intertidal inferior de duas áreas abrigadas da ação da ondulação; N=6.

Tabela 17 – Variância por área e por local (N=6) da densidade média de *Siphonaria pectinata* (ANOVA); Teste Cochran C=0.8319 (P < 0.01) ; dados transformados por raiz quadrada; ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, B-Burrinho.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	F	P	F versus
ar	1.6996	1	1.6996	0.02	0.8989	lo(ar)
lo(ar)	164.6231	2	82.3116	21.04	0.0000	RES
RES	78.2313	20	3.9116			
TOT	244.5540	23				

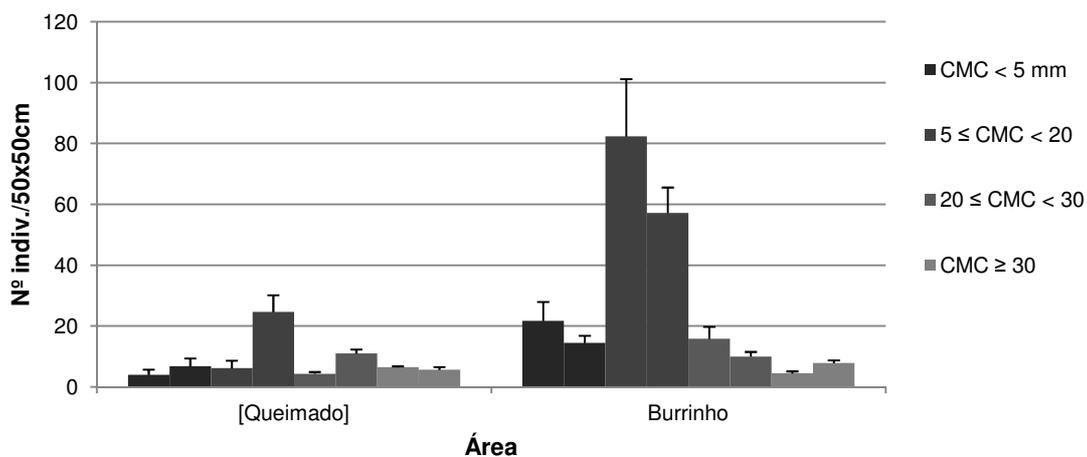
SNK (local)

Q**	B**
-----	-----

3.1.2.6 Estrutura dimensional de lapas

Na figura 19 apresentam-se os resultados da densidade de *Patella* spp. e *Siphonaria pectinata* por classe dimensional. A PERMANOVA (tabela 18) mostrou a existência de diferenças significativas entre as duas únicas áreas. A análise de dispersão (PERMDISP) revelou que não existem diferenças significativas no grau de dispersão de cada área. Este resultado pode ser observado no gráfico PCO da figura 20. Dado que as diferenças entre áreas não se devem à dispersão, a análise SIMPER (tabela 18) permitiu apurar quais as variáveis que mais contribuíram para tal. Foram elas a abundância de indivíduos da espécie *Patella* spp. de tamanho médio (Pat520) e da espécie *Siphonaria pectinata* de tamanho grande (Siph10), com valores de densidade mais elevados na área do Burrinho.

a) Estrutura dimensional de *Patella* spp.



b) Estrutura dimensional de *Siphonaria pectinata*

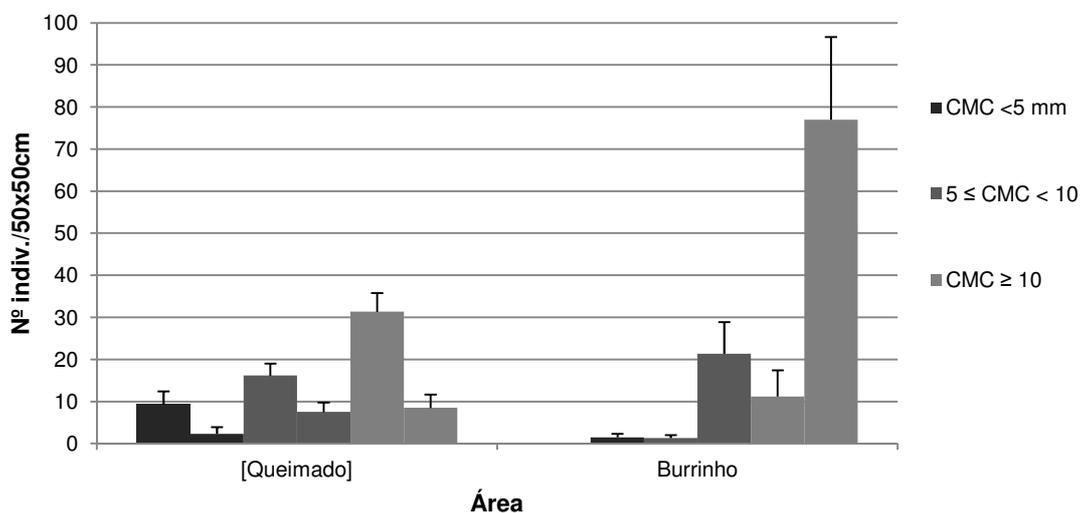


Figura 19 – Variação da densidade em 50 cm x 50 cm (média+erro padrão) de a) *Patella* spp. e b) *Siphonaria pectinata*, segundo classes de tamanho, no nível intertidal inferior de duas áreas abrigadas da ação da ondulação; as barras da mesma cor representam, da esquerda para a direita, os locais 1 e 2 de cada área; N=6.

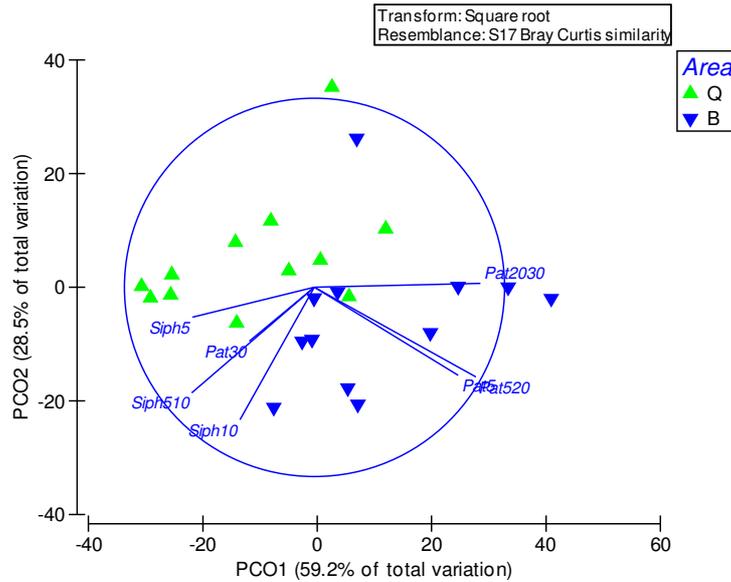


Figura 20 – Análise PCO da densidade de *Patella* spp. e de *Siphonaria pectinata*, segundo classes de tamanho, no nível intertidal inferior de duas áreas; Q-Queimado, B-Burrinho; dados transformados por raiz quadrada; coeficiente de similaridade Bray-Curtis; N=6

Tabela 18 - Variância por área (N=6) da estrutura dimensional de *Patella* spp. e *Siphonaria pectinata* em locais abrigados (PERMANOVA); dados transformados por raiz quadrada; ar – área, lo – local; Q-Queimado, B-Burrinho; Análise SIMPER e de dispersão PERMDISP; Pat520 e Siph10 correspondem, pela mesma ordem, à classe dimensional da espécie *Patella* com $5 \leq \text{CMC} < 20$ mm e à classe dimensional da espécie *Siphonaria pectinata* com $\text{CMC} \geq 10$ mm

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	Pseudo-F	P (perm)	Permutações
ar	3655.5	1	3655.5	8.489	0.0004	9913
RES	9473.4	22	430.61			
TOT	13129	23				
SIMPER						
Espécies	Grupo Q Abund. Méd	Grupo B Abund. Méd	Cum %			
Pat520	3.50	8.06	29.30			
Siph10	4.01	5.49	51.04			
PERMDISP:	P=0.9219					

3.1.2.7 Estrutura dimensional de *Patella* spp.

O resultado da PERMANOVA (tabela 19) mostrou diferenças significativas entre as duas áreas. A análise de dispersão permitiu saber que não existem diferenças entre a dispersão de cada área. No gráfico da figura 21 é possível constatar que ambas as áreas do Queimado e do Burrinho apresentam uma grande dispersão. Da análise SIMPER (tabela 19) resultou que as classes dos indivíduos da espécie *Patella* spp. de pequena e média dimensão (Pat5 e Pat520) foram as responsáveis por 81.24% das diferenças, tendo valores mais elevados na área do Burrinho.

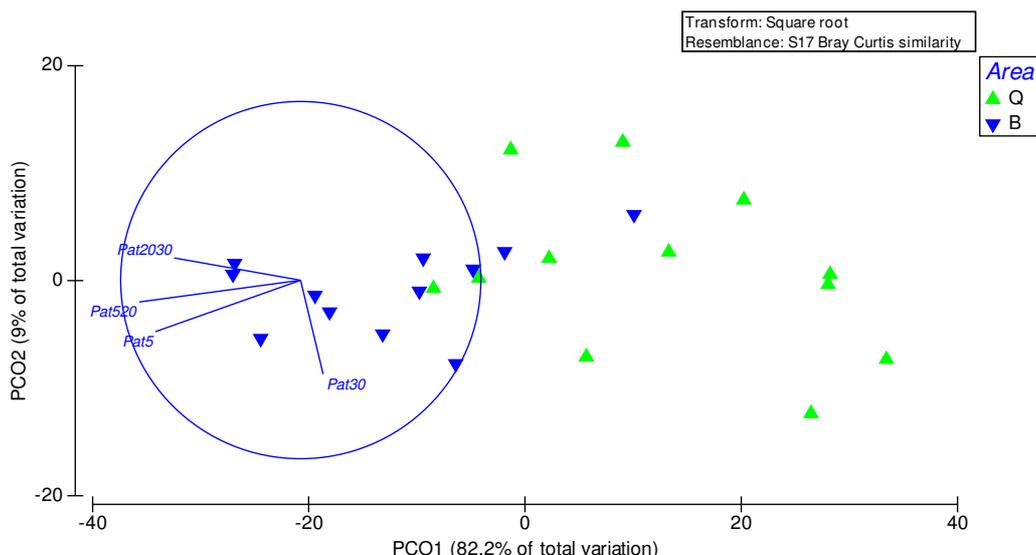


Figura 21 – Análise PCO da densidade de *Patella* spp. segundo classes de tamanho, no nível intertidal inferior de duas áreas; Q-Queimado, B-Burrinho; dados transformados por raiz quadrada; coeficiente de similaridade Bray-Curtis; N=6.

Tabela 19 - Variância por área (N=6) da estrutura dimensional de *Patella* spp. em locais abrigados (PERMANOVA); dados transformados por raiz quadrada; ar – área, lo – local; Q-Queimado, B-Burrinho; Análise SIMPER e de dispersão PERMDISP; Pat5 e Pat520 correspondem, pela mesma ordem, às classes dimensionais da espécie *Patella* com CMC < 5 mm e 5 ≤ CMC < 20 mm.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	Pseudo-F	P (perm)	Permutações
ar	3895.5	1	3895.5	16.511	0.001	999
RES	5190.7	22	235.94			
TOT	9086.2	23				
SIMPER						
Espécies	Grupo Q	Grupo B	Cum %			
	Abund. Méd	Abund. Méd				
Pat520	3.50	8.06	55.59			
Pat5	2.07	4.03	81.24			
PERMDISP:	P=0.104					

3.1.2.8 Estrutura dimensional de *Siphonaria pectinata*

A PERMANOVA (tabela 20) revelou que não existem diferenças significativas entre as duas áreas.

Tabela 20 - Variância por área (N=6) da estrutura dimensional de *Siphonaria pectinata* em locais abrigados (PERMANOVA); dados transformados por raiz quadrada; ar – área, lo – local.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	Pseudo-F	P (perm)	Permutações
ar	2879.1	1	2879.1	2.009	0.092	996
RES	31529	22	1433.1			
TOT	34408	23				

3.1.2.9 Correlação entre abundância de *Patella spp.* (grandes vs peq/médios)

A análise de correlação entre a abundância de diferentes dimensões de indivíduos de *Patella spp.* revelou ser significativa e positiva, ou seja, quando houve mais indivíduos de pequena/média dimensão também houve mais indivíduos grandes, e vice-versa. Foi obtido um coeficiente de correlação de 0.70 ($P < 0.001$) usando os dados referentes a 24 réplicas.

3.1.2.10 Correlação entre abundância de *Patella spp.* ≥ 20 mm e abundância de *Siphonaria pectinata*

A análise de correlação entre a abundância de indivíduos *Patella spp.* ≥ 20 mm e a abundância de *Siphonaria pectinata* não se revelou significativa. Foi obtido um coeficiente de correlação de -0.40 ($P > 0.05$) numa análise de 24 réplicas.

3.1.2.11 Irregularidade do substrato

Na figura 22 apresentam-se os resultados da análise da irregularidade do substrato medida nas duas áreas. O resultado da ANOVA (tabela 21) não apontou diferenças significativas entre áreas mas sim entre locais de ambas as áreas.

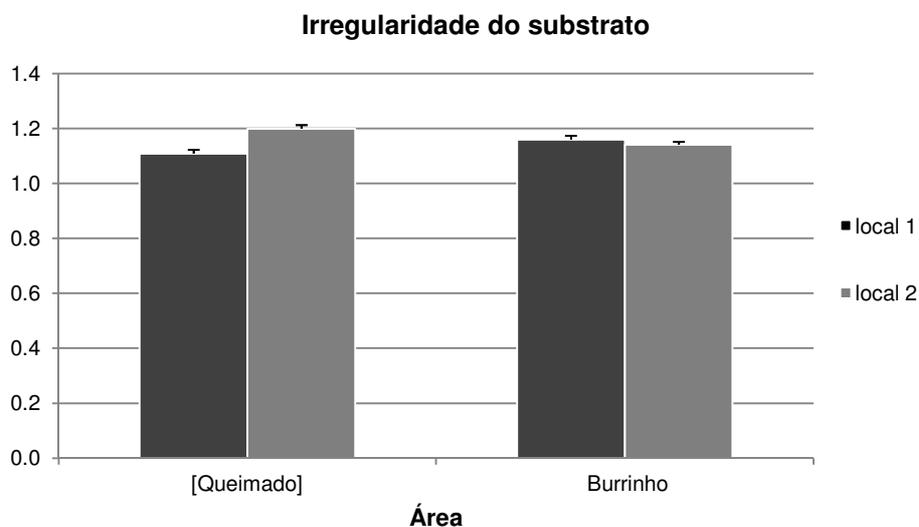


Figura 22 – Variação da irregularidade do substrato no nível intertidal inferior de duas áreas do litoral rochoso; N=6.

Tabela 21 – Variância por área e por local (N=6) da irregularidade do substrato (ANOVA); Teste Cochran C=0.2925 (NS); ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste SNK ao fator local; Q-Queimado, B-Burrinho.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	F	P	F versus
ar	0.0077	1	0.0077	0.85	0.4545	lo(ar)
lo(ar)	0.0181	2	0.0090	8.72	0.0019	RES
RES	0.0207	20	0.0010			
TOT	0.0465	23				
SNK (local)						
Q*	B**					

3.2 Abundância e tamanho de burriés

Nas três análises que se seguem a ANOVA foi feita apenas às áreas do Queimado, Oliveirinha, Burrinho e Almograve devido à incapacidade do programa utilizado em testar delineamentos assimétricos. Assim, excluiu-se a área da Caniceira por ter apenas um local e a área do Queimado-Sul por ter cinco réplicas em vez de dez.

3.2.1 Abundância burriés (AMC ≥ 10 mm)

Na figura 23 está representada a variação da densidade média de burriés com altura máxima concha (AMC) ≥ 10 mm ao longo dos locais e das áreas amostradas. A análise de variância (tabela 22) diz não existirem diferenças entre áreas nem entre locais.

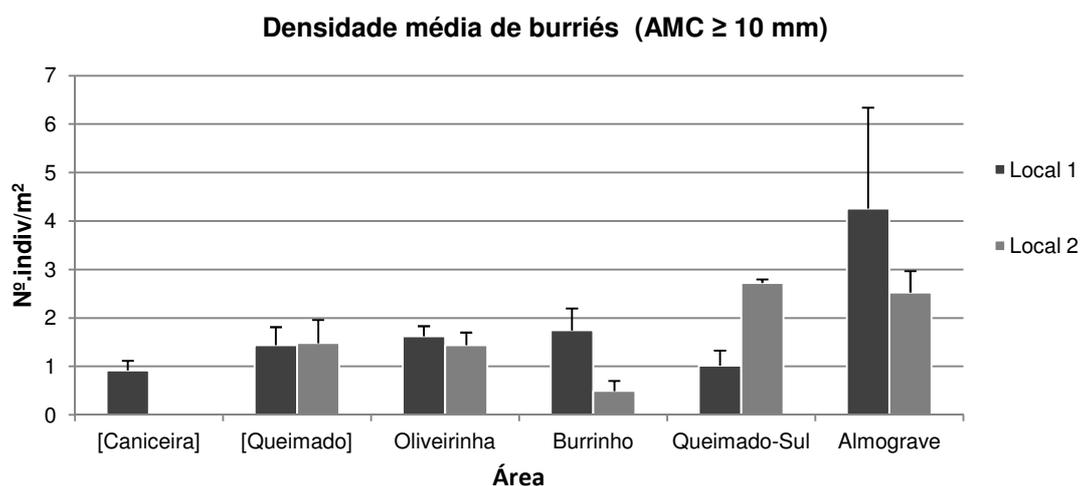


Figura 23 – Variação da densidade média (média+erro padrão) de burriés ≥ 10 mm no nível intertidal médio de seis áreas do litoral rochoso; na área da Caniceira amostrou-se apenas um local; no local 2 da área do Queimado colheram-se 4 réplicas; nos locais 1 e 2 da área do Queimado-sul colheram-se 3 e 2 réplicas, respetivamente; N=5.

Tabela 22 – Variância por área e por local (N=5) da densidade média burriés ≥ 10 mm (ANOVA); Teste Cochran $C=0.8235$ ($P < 0.01$) ; dados transformados pela função $\ln(x+0.5)$; ar – área, lo – local.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	F	P	F versus
Ar	3.5634	3	1.1878	2.66	0.1845	lo(ar)
lo(ar)	1.7893	4	0.4473	1.93	0.1293	RES
RES	7.4139	32	0.2317			
TOT	12.7666	39				

3.2.2 Abundância burriés (AMC ≥ 12 mm)

Na figura 24 apresentam-se os resultados da variação da densidade de burriés muito grandes ao longo das seis áreas. A ANOVA (tabela 23) mostrou que não existem diferenças significativas entre áreas nem entre locais.

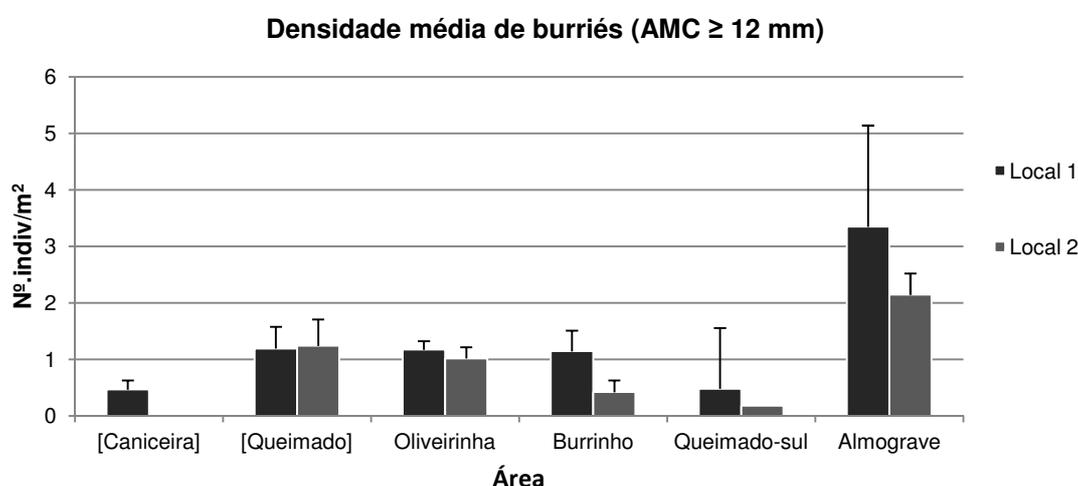


Figura 24 – Variação da densidade média (média+erro padrão) de burriés ≥ 12 mm no nível intertidal médio de seis áreas do litoral rochoso; na área da Caniceira amostrou-se apenas um local; no local 2 da área do Queimado colheram-se 4 réplicas; nos locais 1 e 2 da área do Queimado-sul colheram-se 3 e 2 réplicas, respetivamente; N=5.

Tabela 23 – Variância por área e por local (N=5) da densidade média burriés ≥ 12 mm; Teste Cochran $C=0.8100$ ($P < 0.01$) ; dados transformados pela função $\ln(x+0.5)$; ar – área, lo – local.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	F	P	F versus
ar	3.6231	3	1.2077	5.46	0.0673	lo(ar)
lo(ar)	0.8850	4	0.2213	0.89	0.4832	RES
RES	7.9879	32	0.2496			
TOT	12.4960	39				

3.2.3 Tamanho de burriés (AMC ≥ 12 mm)

Na figura 25 apresenta-se o resultado da medição da altura máxima da concha (AMC) de burriés com mais de 12 mm, ao longo das seis áreas amostradas. A ANOVA (tabela 24) revelou que não existem diferenças significativas entre as áreas (apenas quatro das seis áreas) mas sim entre os locais da área do Burrinho, como demonstrou

o teste SKN. No entanto, este resultado é conseguido violando o pressuposto da homogeneidade das variâncias. Segundo Underwood (1997) numa experiência desta dimensão, apesar da violação deste pressuposto, o melhor é prosseguir com a análise. Como o resultado da análise estatística ao fator área revela que não existem diferenças significativas entre áreas, o mesmo é considerado válido devido à impossibilidade de ser cometido um erro de tipo I (Underwood, 1997). Quanto ao resultado da análise ao fator local, como foram encontradas diferenças significativas, a probabilidade de cometer um erro do tipo I é maior e, por isso, este resultado é apresentado com precaução visto que pode ser erróneo.

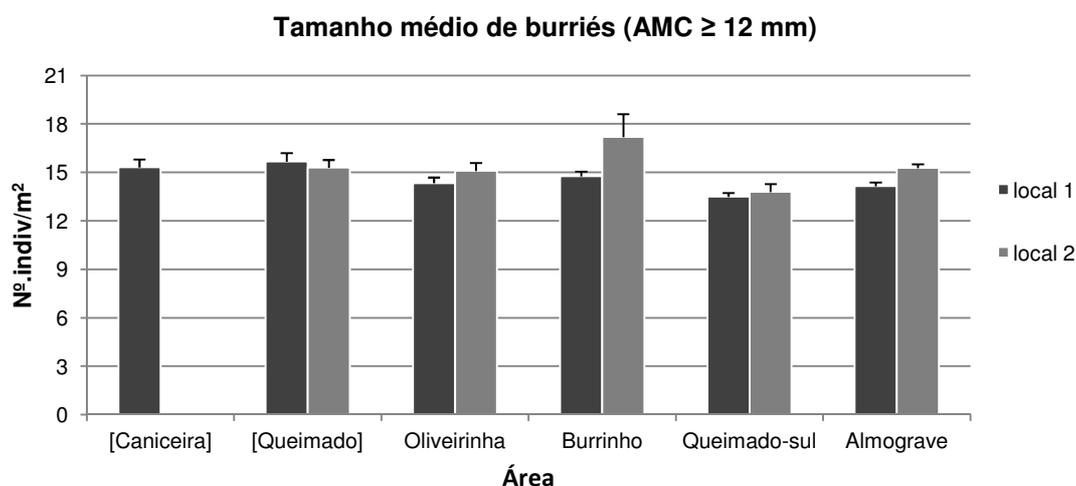


Figura 25 – Variação da altura máxima da concha (AMC) (média+erro padrão) de burriés ≥ 12 mm, no nível intertidal médio de seis áreas do litoral rochoso; na área da Caniceira amostrou-se apenas um local; no local 2 da área do Queimado colheram-se 4 réplicas; nos locais 1 e 2 da área do Queimado-sul colheram-se 3 e 2 réplicas, respetivamente; no local 2 da área do Burrinho, numa das 5 réplicas não se observou nenhum burrié com AMC ≥ 12 mm; N=5.

Tabela 24 – Variância por área e por local (N=5) da altura máxima da concha (AMC) de burriés ≥ 12 mm (ANOVA); Teste Cochran C=0.5278 (P < 0.01) ; não foi possível transformar os dados de modo a que o Teste de Cochran passasse a ser não significativo; Q-Queimado, C-Caniceira, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almogrove; NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; ar – área, lo – local.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	F	P	F versus
Ar	11.4510	3	3.8170	0.77	0.5672	lo(ar)
lo(ar)	19.7880	4	4.9470	3.49	0.0179	RES
RES	45.3560	32	1.4174			
TOT	76.5950	39				
SNK (local)						
Q NS	O NS	B**	A NS			

3.3 Estrutura da comunidade macroepibentónica

No gráfico a) da figura 26 está representada a variação da percentagem de cobertura por algas folhosas duras (AFD), algas folhosas moles (AFM), algas

encrustantes duras (AED) e algas encrustantes moles (AEM) ao longo de seis áreas. No gráfico b) apresentam-se os dados de cobertura do substrato duro relativamente à presença de rocha nua e de cracas.

A PERMANOVA (tabela 25) a dois fatores permitiu concluir que não existem diferenças significativas entre áreas mas sim entre locais. O teste *pair-wise* realizado ao fator local mostrou que só existem diferenças entre os locais da Oliveirinha e do Almograve. Segundo a análise SIMPER (tabela 25) as diferenças entre os locais 1 e 2 da área da Oliveirinha (respetivamente O1 e O2) devem-se essencialmente às variáveis rocha nua e AEM. Quanto às diferenças entre os locais 1 e 2 da área do Almograve (respetivamente A1 e A2) as variáveis responsáveis são as cracas e rocha nua. A análise de dispersão não revelou diferenças significativas entre a dispersão das áreas em estudo. O gráfico PCO (figura 27) ajuda a visualizar a grande dispersão existente em todas as áreas.

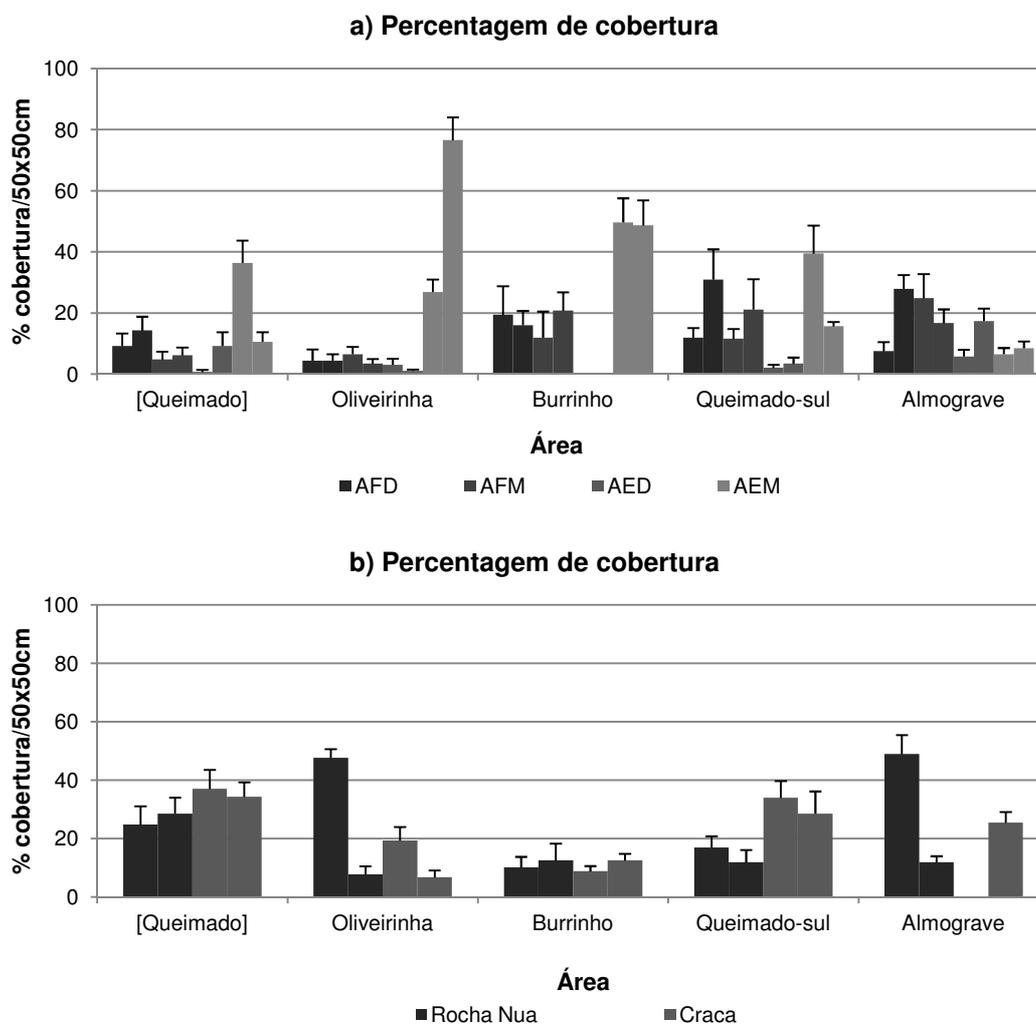


Figura 26 – Variação da área de substrato duro (média+erro padrão) coberta por algas encrustantes moles (AEM), algas encrustantes duras (AED), algas folhosas moles (AFM) algas folhosas duras (AFD), cracas e por rocha nua no nível intertidal inferior de cinco áreas do litoral rochoso; as barras da mesma cor representam, da esquerda para a direita, os locais 1 e 2 de cada área N=6.

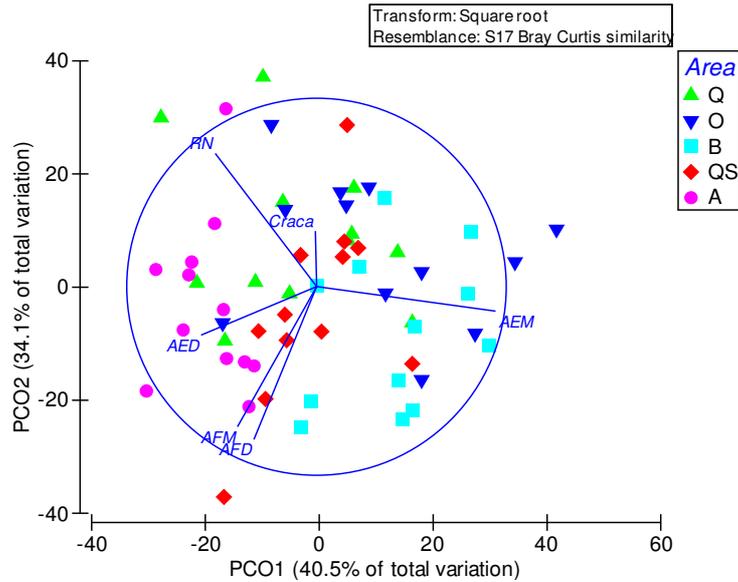


Figura 27 – Análise PCO da percentagem de cobertura de 60 réplicas amostradas em cinco áreas de substrato duro; dados transformados por raiz quadrada; coeficiente de similaridade Bray-Curtis; estão evidenciados os vetores que representam as variáveis rocha nua, cracas, algas encrustantes moles (AEM), algas encrustantes duras (AED), algas folhosas moles (AFM) e algas folhosas duras (AFD); N=6.

Tabela 25 - Variância por área (N=6) da percentagem de cobertura de organismos macroepibentônicos e rocha nua (PERMANOVA); dados transformados por raiz quadrada; ar – área, lo – local, NS – Não significativo, * ou ** - Diferenças significativas; Teste *Pair-wise* ao fator local; Q-Queimado, O-Oliveirinha, B-Burrinho, QS-Queimado-Sul, A-Almograve; Análise SIMPER e de dispersão PERMDISP; O1 – Oliveirinha local 1; O2 – Oliveirinha local 2; A1 – Almograve local 1; A2 – Almograve local 2.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrados médios	Pseudo-F	P (perm)	Permutações
Ar	13990	4	3497.6	1.8238	0.0921	944
lo(ar)	9588.9	5	1917.8	5.5134	0.0001	9915
RES	17392	50	347.84			
TOT	40971	59				
Pair-wise (local)						
Q _{NS}	O*	B _{NS}	QS _{NS}		A*	
SIMPER						
Espécies	Grupo O1	Grupo O2	Cum %			
	Abund. Méd	Abund. Méd				
RN	6.88	2.42	30.25			
AEM	5.03	8.74	55.32			
Espécies	Grupo A1	Grupo A2	Cum %			
	Abund. Méd	Abund. Méd				
Craca	0.00	4.99	28.98			
RN	6.91	3.37	49.62			
PERMDISP:	P = 0.354					

4. DISCUSSÃO

Para facilitar a compreensão dos resultados e identificar possíveis relações entre os mesmos, construiu-se a tabela 26 com a síntese dos resultados das análises feitas.

Tabela 26 – Síntese dos resultados. ✓ - Existem diferenças significativas; (✓) – Existem diferenças significativas mas houve violação do pressuposto da homogeneidade das variâncias; x - Não existem diferenças significativas; Q – Queimado, O – Oliveirinha, B – Burrinho, QS – Queimado-Sul, A – Almogrove; Por exemplo: Q≠B_(Pat520) significa que as principais diferenças entre as áreas do Queimado e do Burrinho se devem à classe dimensional de *Patella* spp. com $5 \leq \text{CMC} < 20$ mm (Pat520), que foi mais abundante na área do Burrinho; O_{1 (RN)}; O_{2 (AEM)} significa que as diferenças encontradas entre os locais 1 e 2 da área da Oliveirinha se devem à maior percentagem de rocha nua (RN) no local 1 e de algas encrustantes moles (AEM) no local 2; Pat + Siph refere-se à análise da estrutura dimensional de lapas *Patella* spp. e *Siphonaria pectinata*.

SÍNTESE RESULTADOS			
Abundância e tamanho de lapas em locais expostos			
Amostragem aleatória estratificada			
		Diferenças entre áreas	Diferenças entre locais
Abundância <i>Patella</i> spp.	• Total	✓ O<QS; O<A	x
	• ≥ 20 mm	x	✓ Q; QS; A
	• ≥ 30 mm	x	✓ A
Tamanho <i>Patella</i> spp.	• Aleatório	x	✓ Q; B
	• Seletivo	x	✓ B; A
Abundância <i>Siphonaria pectinata</i>		x	✓ O; QS
Irregularidade do substrato		✓ A > Q=B=O=QS	✓ A
Estrutura dimensional	• Pat + Siph	✓ Q=B≠O≠QS≠A	
	• <i>Patella</i> spp.	✓ Q=B; QS=A Q≠O; Q≠QS; Q≠A; O≠B; O≠QS; O≠A B≠QS; B≠A	
	• <i>Siphonaria pectinata</i>	✓ Q=B=QS Q≠O; Q≠A; O≠B; O≠QS; O≠A B≠A; QS≠A	
Correlação	• Abundância <i>Patella</i> spp. grandes (com CMC ≥ 20 mm) vs abundância <i>Patella</i> spp. peq./médios (CMC < 20 mm)		Significativa positiva
	• Abundância <i>Patella</i> spp. ≥ 20 mm e abundância <i>Siphonaria pectinata</i>		Não significativa
Amostragem aleatória simples			
Abundância <i>Patella</i> spp.	• ≥ 20 mm	x	✓ B; A
	• ≥ 30 mm	x	✓ QS; A

Abundância e tamanho de lapas em locais abrigados			
Amostragem aleatória estratificada			
	Diferenças entre áreas	Diferenças entre locais	
Abundância <i>Patella</i> spp.	· Total	x	✓ Q
	· ≥ 20 mm	x	x
	· ≥ 30 mm	x	✓ B
Tamanho <i>Patella</i> spp.	· Aleatório	x	x
	· Seletivo	x	✓ Q; B
Abundância <i>Siphonaria pectinata</i>		x	✓ Q; B
Irregularidade do substrato		x	✓ Q; B
Estrutura dimensional	· Pat + Siph	✓ Q≠B (Pat520 e Siph10)	
	· <i>Patella</i> spp.	✓ Q≠B (Pat5 e Pat520)	
	· <i>Siphonaria pectinata</i>	x	
Correlação	· Abundância <i>Patella</i> spp. grandes (com CMC ≥ 20 mm) vs abundância <i>Patella</i> spp. peq./médios (CMC < 20 mm)		Significativa positiva
	· Abundância <i>Patella</i> spp. ≥ 20 mm e abundância <i>Siphonaria pectinata</i>		Não significativa
Abundância e tamanho de burriés			
Abundância de burriés	· ≥ 10 mm	x	x
	· ≥ 12 mm	x	x
Tamanho de burriés (AMC ≥ 12 mm)		x	(✓) B
Estrutura da comunidade macroepibentônica em locais expostos			
Porcentagem de cobertura		x	✓ O ₁ (RN) ; O ₂ (AEM) A ₁ (RN) ; A ₂ (Craca)

4.1 Diferenças entre áreas

4.1.1 Abundância e tamanho de lapas

Conforme a síntese de resultados da tabela 26, no conjunto das análises realizadas em locais expostos e abrigados e segundo os dois tipos de amostragem (estratificada e simples), não parece haver diferenças significativas entre áreas na abundância e tamanho de lapas *Patella* spp. e na abundância da espécie *Siphonaria pectinata*. Dado que a interdição da apanha recreativa em áreas protegidas nos permite esperar o aumento da abundância e do tamanho médio dos indivíduos (Williamson *et al.*, 2004; Crowe *et al.*, 2000) das espécies mais intensamente capturadas (Attwood *et al.*, 2003; Thompson *et al.*, 2002; Branch e Odentaaal, 2003), e

que estes efeitos são particularmente notórios em espécies chave como é o caso das lapas do género *Patella* (Branch e Moreno, 1994), o resultado obtido em relação à abundância e tamanho de lapas *Patella* spp. não correspondeu ao previsto. Quanto às espécies não exploradas, como é o caso da lapa *Siphonaria pectinata*, os efeitos indiretos da proteção são variados, podendo ser positivos ou negativos. Caso a abundância de lapas *Patella* spp. aumentasse, como consequência da proteção, poderíamos esperar o aumento da abundância de *Siphonaria pectinata* por beneficiar da manutenção e ampliação da área de territórios alimentares provocada por *Patella* spp., ou a diminuição da abundância de *Siphonaria pectinata* devido à competição interespecífica. Nos locais expostos, uma grande parte das análises à variação entre áreas da abundância e tamanho de *Patella* spp. e da abundância de *Siphonaria pectinata* foram não significativas, e nos locais abrigados as mesmas análises foram todas não significativas. Por este motivo não foi possível identificar os efeitos esperados com a proteção.

Embora não tenham sido identificadas diferenças significativas entre áreas na abundância e tamanho de lapas grandes (CMC \geq 20 mm) do género *Patella*, a estrutura dimensional deste molusco foi diferente entre áreas em ambos os locais, expostos e abrigados. Os indivíduos de pequena e média dimensão (CMC < 20 mm) foram responsáveis pelas diferenças encontradas na estrutura dimensional de *Patella* spp.. Contudo, era esperado que os efeitos da proteção fossem mais notórios em lapas de dimensão legalmente explorável (CMC \geq 20 mm).

Como se pode observar na tabela 26, os resultados alcançados na análise da estrutura dimensional de *Patella* spp. em locais expostos não se distinguiram entre a área protegida (Queimado) e as restantes 4 áreas não protegidas (Oliveirinha, Burrinho, Queimado-Sul e Almogrove) e, ao contrário do que era esperado, não evidenciaram uma diferença entre áreas na abundância de indivíduos grandes (CMC \geq 20 mm). Deste modo não foi possível identificar quaisquer efeitos da proteção à escala da área. Em relação às duas áreas amostradas nos locais abrigados, Queimado e Burrinho, verificaram-se diferenças na estrutura dimensional, em que as classes de *Patella* spp. de tamanho não explorável (CMC < 20 mm) foram de novo responsáveis. Neste caso, encontraram-se diferenças entre a área protegida (Queimado) e não protegida (Burrinho) na estrutura dimensional da espécie *Patella* mas estas diferenças não se deveram aos indivíduos de tamanho legalmente explorável (CMC \geq 20 mm).

A análise de correlação entre a abundância de indivíduos grandes e peq./médios de lapas *Patella* spp. revelou-se significativa e positiva, tanto em locais expostos como abrigados. Vários estudos investigaram a competição intraespecífica, nomeadamente entre classes dimensionais de lapas, incluindo o género *Patella* (Keough *et al.*, 1997;

Dunmore e Schiel, 2003; Boaventura *et al.*, 2003), e sugerem que este tipo de competição poderá ter um papel importante na determinação de padrões de distribuição dimensional (Alfaro e Carpenter, 1999). A competição intraespecífica ocorre com alguma frequência uma vez que os organismos da mesma espécie são utilizadores dos mesmos recursos (Underwood, 1992; Keough *et al.*, 1997). As lapas competem essencialmente por espaço e alimento sendo a intensidade da competição dependente da densidade (Branch, 1975). Boaventura *et al.*, (2003) estudaram a competição intraespecífica em lapas grandes da espécie *Patella depressa* na região centro de Portugal. Na área em estudo no presente trabalho ocorrem lapas da espécie *Patella depressa* mas a espécie mais abundante é *Patella ulyssiponensis* (Castro, 2004). Na sua experiência manipulativa, Boaventura *et al.*, (2003) concluíram que as lapas grandes *Patella depressa* são competidoras superiores às lapas mais pequenas, podendo regular a abundância destas últimas. Connell (1983) e Schoener (1983) também observaram a superioridade competitiva das lapas grandes. Apesar da sua vantagem competitiva, é improvável que eliminem as lapas mais pequenas devido à intensidade da competição com outras lapas grandes. O resultado da análise de correlação sugere que a competição entre lapas grandes e peq./médias é de fraca intensidade. Quando a competição depende da densidade as variações no recrutamento têm uma importância particular (Marshall e Keough, 1994). Segundo concluíram Boaventura *et al.*, (2003) a redução da competição entre classes dimensionais pode dever-se a uma diferenciação do nicho ecológico e/ou ao elevado recrutamento em níveis inferiores do litoral. Pode também acontecer que a diminuição da abundância de lapas grandes pela ação predatória do Homem possa, por um lado, enfraquecer a sua superioridade competitiva e por outro, promover a migração de lapas grandes para os territórios explorados. Castro (2004) estudou os efeitos da remoção das lapas sobre estes moluscos e concluiu que à escala da área, no tratamento em que foram excluídas apenas as lapas grandes, a abundância das mesmas aumentou, tanto por recolonização a partir do substrato adjacente como através do crescimento das lapas com CMC < 30 mm que não tinham sido removidas. O aumento da densidade de lapas grandes e a conseqüente competição dentro desta classe, pode diminuir a competição com as classes dimensionais inferiores (Keough *et al.*, 1997). No presente caso, a abundância de indivíduos muito grandes (CMC ≥ 30 mm) manteve-se praticamente inalterada quando comparada com os resultados obtidos por Castro (2004) (apresentados mais à frente neste trabalho na tabela 27). Por isso, a intensidade da competição entre as classes dimensionais de indivíduos grandes e peq./médios não parece, neste caso, que esteja associada à abundância de indivíduos grandes. A hipótese para o resultado encontrado é que em 2010 o

recrutamento tenha sido elevado conduzindo à redução da intensidade da competição entre as referidas classes.

A abundância da espécie *Siphonaria pectinata* em locais expostos e abrigados não revelou diferenças significativas entre áreas, contrariamente ao que era esperado com os efeitos indiretos da proteção. As lapas exercem uma forte pressão competitiva interespecífica afetando o crescimento, o recrutamento e a reprodução de outros organismos (Branch, 1981; Boaventura *et al.*, 2002, 2003; Castro, 2004). Como as lapas do género *Siphonaria* não são exploradas pelo Homem, a apanha de lapas do género *Patella* nos níveis inferiores pode conduzir, indiretamente, ao aumento das suas taxas de crescimento, do tamanho e fecundidade (Godoy e Moreno, 1989; Branch e Odendaal, 2003). A espécie *Siphonaria pectinata* consome macroalgas folhosas (Branch, 1981; Underwood e Jernakoff, 1981; Creese e Underwood, 1982; Hodgson, 1999) enquanto as lapas *Patella* spp., por possuírem rádulas mais fortes, podem escavar a rocha e remover a microflora alimentando-se antes que as algas atinjam o tamanho adequado para serem consumidas pela *Siphonaria* (Branch, 1981; Creese e Underwood, 1982; Hodgson, 1999). Mas apesar da inferioridade competitiva da lapa *Siphonaria pectinata*, a competição intraespecífica de *Patella* spp. impede que esta esgote os recursos alimentares para a primeira (Creese e Underwood, 1982). A ausência de diferenças entre áreas na abundância de *Siphonaria pectinata* parece estar de acordo com o resultado obtido em relação às lapas *Patella* spp. grandes (CMC \geq 20 mm) com as quais poderia competir, uma vez que a sua abundância também não apresentam diferenças significativas entre áreas. A análise de correlação entre a abundância de *Patella* spp. grandes e a abundância de *Siphonaria pectinata* foi não significativa. Estes resultados, semelhantes em locais expostos e abrigados, parecem indicar que a competição interespecífica entre os dois géneros de lapas é pouco intensa. Creese e Underwood (1982) estudaram as interações competitivas entre a lapa prosobrânquia *Cellana tramoserica* e duas espécies de *Siphonaria*. Concluíram que a natureza das interações entre estas lapas é explicada por diferenças nos métodos de alimentação e que a competição intraespecífica em *Cellana* foi maior que a interespecífica. Castro (2004) considerou possíveis interações competitivas semelhantes às de Creese e Underwood (1982) entre *Patella ulyssiponensis* e *Siphonaria pectinata* no litoral alentejano. Teve também em conta a possibilidade da exploração humana poder alterar estas interações uma vez que a apanha é dirigida aos exemplares grandes. Contudo, este autor considerou que em níveis de maré inferiores a grande abundância de *Patella ulyssiponensis* coloca-a em vantagem em relação a espécie *Siphonaria pectinata*. Os resultados da abundância total de lapas dos géneros *Patella* e *Siphonaria* amostrada em locais expostos (tabela

27) revelaram que as primeiras estão presentes em muito maior abundância que as segundas (274.20 e 39.27 indivíduos/m², respetivamente) podendo assim prever-se a superioridade competitiva de *Patella* spp. em relação a *Siphonaria pectinata*. A fraca intensidade da competição entre estes dois géneros de lapas poderia justificar-se com a maior competição intraespecífica em *Patella* spp., mas este resultado foi rejeitado na análise de correlação entre lapas grandes e peq./médias.

A estrutura dimensional da espécie *Siphonaria pectinata* não registou diferenças significativas entre áreas, nos locais abrigados. Contudo, nos locais expostos a estrutura dimensional desta espécie variou significativamente, tendo sido a classe dimensional de grandes dimensões (CMC \geq 10 mm) a responsável por estas diferenças. À semelhança do que se observou na análise da estrutura dimensional do género *Patella*, também em relação à espécie *Siphonaria pectinata* não se detetaram as diferenças entre áreas protegidas e não protegidas. O conjunto destes resultados não permite identificar efeitos indiretos da proteção visíveis ao nível da área.

Relativamente à percentagem de cobertura de algas a análise de variância não acusou diferenças significativas entre áreas. O resultado esperado era que em áreas protegidas houvesse maior abundância de lapas grandes e, conseqüentemente, menor cobertura de algas. As lapas grandes do género *Patella* são conhecidas pela forte pressão herbívora que exercem sobre as algas, sobretudo folhosas (Perrow e Davy, 2002). Estes moluscos atuam fortemente na estrutura da comunidade e os efeitos da herbivoría nas algas podem ter influência sobre as cracas, que competem por espaço com as algas, ou ainda promover espaço para o desenvolvimento de outros organismos (Denley, 1981; Crowe *et al.*, 2000; Boaventura *et al.*, 2002; Silva *et al.*, 2003; Castro, 2004). A exploração de lapas nos níveis inferiores favorece a proliferação das espécies de algas consumidas por estes moluscos (Dye, 1993; Sharpe e Keough, 1998), e a diminuição da superfície de rocha nua (Castro, 2004). Vários estudos observacionais e manipulativos comprovaram os efeitos diretos que as lapas têm sobre a abundância de algas (Hawkins e Hartoll, 1983; Branch e Moreno, 1994; Dye *et al.*, 1994; Lindberg *et al.*, 1998; Boaventura *et al.*, 2002; Silva, 2002). Castro (2004) também estudou os efeitos da herbivoría de lapas sobre a abundância de algas mas com o intuito de simular a remoção de lapas exercida nas atividades de exploração humana, acabando por comprovar os mesmos resultados. Outro exemplo foi a exclusão do Homem na reserva marinha de Mehuin (Chile) que levou ao aumento do tamanho e abundância de lapas (*Fissurella picta*) e à diminuição da abundância de algas, o seu alimento (Crowe *et al.*, 2000; Thompson *et al.*, 2002). Dada a estreita relação entre a abundância de algas e de lapas, a ausência de diferenças significativas entre áreas na percentagem de cobertura de algas parece coincidir com

o resultado obtido em relação à abundância de *Patella* spp. grandes (CMC \geq 20 mm), uma vez que também não foram encontradas diferenças significativas entre áreas.

A irregularidade do substrato estimada ao longo dos locais expostos das 5 áreas foi semelhante em todas à exceção da área do Almogrove. Esta área distinguiu-se das restantes por ser a mais irregular, a única onde foram identificadas diferenças entre locais na irregularidade do substrato e também por ser a área onde se registaram mais diferenças entre locais na abundância e tamanho de *Patella* spp.. A dinâmica da população de lapas parece estar claramente relacionada com as condições específicas do local e com variações ambientais (Silva *et al.*, 2003), por isso a medição da irregularidade do substrato vem complementar a compreensão dos restantes resultados deste trabalho. Em substratos regulares as lapas têm maior acesso a áreas de alimentação onde os esporos das algas podem crescer sem limitação espacial. Em substratos irregulares o movimento das lapas é mais limitado devido à cobertura por cracas e à presença de fendas (Silva *et al.*, 2003). Estas fendas não só fornecem abrigo a lapas mais pequenas como tendem a ter mais algas por constituírem recantos húmidos em períodos de emersão. Apesar da área do Almogrove constituir uma exceção, o facto é que a semelhança na irregularidade do substrato das outras áreas estudadas está de acordo com a ausência de diferenças na abundância e tamanho de lapas grandes. Para além disso, este resultado mostra que a aplicação dos critérios para a escolha dos locais das réplicas foi bem sucedida. Na análise destes dados foi violado o pressuposto da homogeneidade das variâncias para a realização da ANOVA. Contudo, o resultado foi considerado válido segundo Underwood (1997) pois, atendendo ao facto de que o número de tratamentos é superior a 5 e de que o número de réplicas é igual a 6, a ANOVA é suficientemente robusta para não ser afetada por esta violação. Em locais abrigados também não se observaram diferenças significativas na irregularidade do substrato das áreas do Queimado e do Burrinho.

Os resultados da amostragem de lapas em locais abrigados foram muito parecidos com os locais expostos no que respeita à ausência de diferenças entre áreas. Castro (2004) observou que a exploração de lapas no litoral rochoso alentejano não é feita apenas em zonas expostas à ondulação dominante mas também em zonas abrigadas, que apresentam menos perigos para os pescadores e onde podem ser encontradas lapas grandes e em abundância. O mesmo autor investigou a intensidade da predação humana no litoral rochoso alentejano e sugeriu que as atividades humanas são muito generalizadas e que este habitat é explorado por toda a região em estudo. Esta

poderá ser uma justificação para as semelhanças encontradas nos resultados dos locais expostos e abrigados.

Num estudo sobre o impacte ecológico da predação humana no litoral rochoso alentejano, Castro (2004) estimou a abundância das mesmas espécies de lapas estudadas neste trabalho, no mesmo nível de maré, amostrou em períodos anteriores ao verão (entre 16 de março e 3 de abril e entre 28 de abril e 15 de junho, no ano de 1999) e recorreu à mesma técnica de amostragem (amostragem aleatória estratificada descrita na metodologia, página 14). Porém amostrou outras áreas com um maior esforço de amostragem. Na tabela 27 apresentam-se os resultados da abundância média de lapas (*Patella* spp. e *Siphonaria pectinata*) em cada área e no seu conjunto, obtidos nos dois trabalhos.

Tabela 27 – Comparação da abundância média/m² de *Patella* spp. e *Siphonaria pectinata* obtida na tese de Castro (2004) com os resultados alcançados no presente trabalho; C representa os resultados de Castro (2004) e R representa os resultados atuais; n= n^o total de réplicas amostradas; No caso da abundância média de *Patella* spp. CMC ≥ 30 mm são apresentados dois conjuntos de resultados obtidos por Castro, resultantes de duas amostragens, a primeira com n=128 e a segunda com n=256.

Abundância média/m ²	Total <i>Patella</i> spp.		<i>Patella</i> spp. CMC < 5		<i>Patella</i> spp. 5 ≤ CMC < 30 mm		<i>Patella</i> spp. CMC ≥ 30 mm			Total <i>Siphonaria pectinata</i>	
	C (n=128)	R (n=60)	C (n=128)	R (n=60)	C (n=128)	R (n=60)	C (n=128)	C (n=256)	R (n=60)	C (n=128)	R (n=60)
Oliveirinha	727.33	83.67	467.64	7.00	230.07	45.00	29.63	29.38	31.67	196.81	23.67
Burrinho	632.15	235.67	356.39	51.33	252.01	205.33	23.75	25.75	30.33	82.85	53.67
Queimado	-	241.33	-	80.67	-	131.67	-	-	29.00	-	80.00
Caniceira	825.24	-	467.10	-	314.64	-	43.50	42.56	-	76.34	-
Queimado-Sul	-	439.33	-	147.33	-	246.33	-	-	45.67	-	36.00
Almograve	1020.37	371.00	824.22	115.67	174.65	234.67	21.50	24.44	20.67	27.78	3.00
Média conjunto áreas	801.27	274.20	528.84	80.40	242.84	172.60	29.59	30.53	31.47	95.94	39.27

Em geral a comparação dos resultados do presente estudo com aqueles obtidos por Castro revela uma aparente redução da abundância de lapas da espécie *Patella* e *Siphonaria pectinata*, no nível inferior do litoral rochoso desde a praia da Oliveirinha até à do Almogrove. Esta descida da abundância de lapas poderia ser consequência da atividade de exploração humana no litoral rochoso alentejano, visto que foi considerada muito intensa e com tendência a aumentar (Castro, 2004). No entanto, curiosamente, a abundância de lapas grandes manteve-se relativamente constante mostrando que esta classe de indivíduos não tem sido tão afetada como as restantes. Como um dos efeitos diretos da apanha de lapas é a diminuição da abundância dos indivíduos grandes, não parece que seja a atividade de exploração humana que contribui para as mudanças observadas na abundância destes moluscos.

O mesmo não pode ser dito quanto ao tamanho médio destas lapas grandes. No mesmo estudo referido anteriormente, Castro (2004) mediu o comprimento máximo da concha (CMC) de lapas *Patella* spp. com CMC \geq 30 mm, no mesmo nível de maré e segundo as mesmas técnicas de amostragem (aleatória e seletiva). No presente trabalho foram medidas as lapas *Patella* spp. com CMC \geq 20 mm. Como o tamanho mínimo das lapas medidas nos dois trabalhos foi diferente, apenas se compararam os dados resultantes do método seletivo (tabela 28).

Tabela 28 – Comparação dos resultados referentes ao comprimento máximo da concha (CMC) de lapas do género *Patella* maiores que 20 e 30 mm; C representa os resultados obtidos por Castro (2004) e R representa os resultados do presente trabalho.

CMC (mm) médio/área	C	R
	Método seletivo	
Oliveirinha	38.68	36.78
Burrinho	38.36	36.91
Queimado	-	35.64
Caniceira	38.84	-
Queimado-Sul	-	32.60
Almogrove	40.51	32.80
Média conjunto áreas	39.10	34.95

Conforme o método de amostragem seletivo, este autor observou maiores tamanhos (CMC médio por área acima dos 35 mm, chegando a ultrapassar os 40 mm) do que no presente estudo (CMC médio por área poucas vezes acima dos 35 mm). Assinalou ainda que o valor mais elevado de CMC registado foi de 71.8 mm (num exemplar de *P.ulyssiponensis*) enquanto neste trabalho o CMC máximo encontrado foi 48 mm.

Apesar da abundância de *Patella* spp. grande (CMC \geq 30 mm) se ter mantido o tamanho médio destas lapas foi claramente inferior. A redução do tamanho médio dos

indivíduos é uma das consequências da sobre-exploração de recursos intertidais. Jerardino *et al.* (1992), Milner *et al.* (2007) e Yesner (1984) observaram uma redução do tamanho de moluscos marinhos, considerando este resultado como um possível indicador da intensificação da exploração. Esta redução do tamanho médio e biomassa pode ser devida à captura seletiva dos indivíduos de maiores dimensões (García-Charton *et al.*, 2008).

4.1.2 Abundância e tamanho de burriés

Como se pode ver na tabela 26, a abundância e tamanho de burriés não mostrou quaisquer diferenças significativas entre áreas, mesmo violando o pressuposto da homogeneidade das variâncias. Esta análise foi considerada válida pois, segundo Underwood (1997), é impossível cometer-se um erro de tipo I (rejeição de H_0 quando esta é verdadeira) com o resultado obtido, dado que a ausência de diferenças significativas entre áreas leva à aceitação de H_0 .

Em 2002 Salvador realizou, no litoral do sudoeste alentejano, um estudo espaciotemporal da distribuição e abundância de quatro espécies de burriés (*Gibbula pennanti*, *G.umbilicalis*, *Osilinus lineatus* e *O.sauciatus*), das quais as três últimas foram também analisadas neste trabalho. Esta autora também não detetou diferenças significativas na abundância das quatro espécies entre as praias (ou áreas) amostradas (Cabo de Sines, Burrinho, Caniceira, Nascedios, Almogrove e Cabo Sardão).

A identificação taxonómica dos burriés capturados ao longo das seis áreas, revelou uma maior percentagem de *O. sauciatus* (70.1%), seguida pela espécie *O. lineatus* (23%) e finalmente *G. umbilicalis* (4.9%). O mesmo padrão de abundância das diferentes espécies de burrié foi verificado em cada uma das áreas à exceção da área do Burrinho onde a percentagem de *G.umbilicalis* superou a de *O. lineatus*. Surpreendentemente, a espécie de burrié mais abundante neste trabalho, *Osilinus sauciatus*, não vem referida na legislação da pesca lúdica nem da comercial, estando apenas presentes o género *Gibbula* e as espécies *Littorina litorea* e *Monodonta lineata*. Como observou Salvador (2002), as espécies de burrié mais capturadas nesta região são *O.lineatus* e *O.sauciatus*, exatamente aquelas mais observadas no presente estudo.

Na amostragem de burriés a escolha dos locais das réplicas obedeceu a critérios como a presença de líquenes do género *Lichina* e de algas do género *Fucus* em níveis intertidais médios. Estas condições ocorreram de forma muito localizada e fora destes locais também se observaram burriés grandes e em abundância. Admite-se que a especificidade da escolha dos locais das réplicas tenha dificultado a percepção de

efeitos da proteção dado que os pescadores também capturam estes organismos noutros níveis e em locais com outras características. Para além disso o grau de mobilidade relativamente elevado destes gastrópodes poderá dificultar a avaliação de efeitos da proteção. Posto isto, considera-se importante para futuros trabalhos a recolha prévia de informação sobre os locais mais explorados pelos apanhadores de burriés. Concluindo sobre a abundância e tamanho de burriés, com estes resultados não se verificaram os efeitos esperados da proteção à escala da área.

4.2 Diferenças entre locais

4.2.1 Abundância e tamanho de lapas

4.2.1.1 Locais expostos

A variação à escala do local da abundância e tamanho de lapas do género *Patella* e da abundância de lapas do género *Siphonaria* revelou resultados significativos na grande maioria das análises (tabela 26). A variação espacial a pequena escala foi por outras vezes observada na região em estudo ao nível da abundância de lapas (Silva, 2002; Sousa, 2002) podendo estar associada às preferências dos pescadores por determinados locais dentro de uma área, à heterogeneidade do substrato duro ou a fatores ambientais com forte variação a pequena escala (Chapman, 1994; Castro, 2004). Castro (2004) detetou o impacto da atividade de exploração humana ao nível da variância por local, em níveis inferiores de maré, tanto no tamanho de lapas exploradas como no seu território alimentar. Além disso, o mesmo estudo assinalou que a variância por local foi significativamente mais elevada em praias sujeitas a maior intensidade de predação humana e depois do verão. Colocou-se a hipótese que em áreas protegidas a variabilidade a pequena escala seria menor do que em áreas exploradas. No presente estudo as variações encontradas à escala do local na abundância e tamanho de lapas ocorreram tanto em áreas protegidas como em áreas não protegidas e, por isso, os resultados não foram consistentes para corroborar a hipótese colocada.

A área do Almogrove demarcou-se das restantes por apresentar diferenças significativas entre locais na maioria das análises realizadas. Nesta área a abundância de lapas de dimensão legalmente explorável ($CMC \geq 20$ mm) e o tamanho dos indivíduos grandes foi consistentemente mais elevada no local 2 segundo os dois tipos de amostragem (estratificada e simples). Este resultado está de acordo com o facto de o local 2 se ter revelado também o menos irregular dentro da área. Em substratos regulares as lapas têm maior acesso a áreas de alimentação onde os esporos das algas podem crescer sem limitação espacial, enquanto em substratos irregulares o

movimento das lapas é mais limitado devido à cobertura por cracas e à presença de fendas (Silva *et al.*, 2003). Estas fendas constituem abrigos para as lapas mais pequenas e como retêm humidade em períodos de emersão proporcionam condições para o desenvolvimento de algas. Apesar deste resultado, dentro da área do Almogrove o local 2 está mais próximo de uma praia arenosa e mais acessível para os pescadores lúdicos do que o local 1.

A cobertura de organismos macroepibentónicos foi diferente nos 2 locais da área do Almogrove fruto da maior abundância de cracas no local 2 e de rocha nua no local 1. A distribuição de algumas lapas (entre elas o género *Patella*) está positivamente correlacionada com a distribuição de cracas (Dunmore e Schiel, 2003) e a associação destes organismos pode resultar em efeitos positivos ou negativos para ambos. As lapas podem remover as cracas do substrato ou, por outro lado, promover espaço para estas através da remoção de algas (Hawkins e Hartnoll, 1983; Underwood *et al.*, 1983; Dunmore e Schiel, 2003). Assim, pode ser que a maior abundância de lapas no local 2 tenha promovido efeitos positivos nas cracas.

Por oposição à área do Almogrove, a área da Oliveirinha revelou-se a mais homogénea em relação à abundância e tamanho de lapas da espécie *Patella* e à irregularidade do substrato pois não foram encontradas diferenças entre locais. Esta foi também a área com menor abundância total de *Patella* spp.

4.2.1.2 Locais abrigados

A amostragem de lapas em locais abrigados da ação da ondulação realizou-se apenas em duas áreas, uma protegida (Queimado) e outra não protegida (Burrinho). Pela tabela 26 pode observar-se que houve variabilidade à escala do local na abundância e tamanho de lapas do género *Patella* e na abundância de lapas do género *Siphonaria*. Como as diferenças entre locais foram registadas em ambas as áreas, não se detetaram os efeitos esperados com a proteção.

Em ambas as áreas, nos locais em que houve maior abundância de *Siphonaria pectinata*, foi também maior a abundância e tamanho de lapas *Patella* spp.. Tendo em conta a competição interespecífica que pode ocorrer entre as lapas do género *Patella* e as do género *Siphonaria*, os resultados obtidos são contrários ao previsto.

Quanto à relação entre a irregularidade do substrato e a abundância e tamanho de lapas os resultados encontrados nas 2 áreas corresponderam ao esperado, considerando que quanto mais irregular for o substrato menor será a abundância e o tamanho de lapas. Na área do Queimado, no local de substrato mais irregular (local 2) observaram-se menores tamanhos de *Patella* spp. e menor abundância da espécie

Siphonaria pectinata. O mesmo se passou na área do Burrinho. No local com maior irregularidade do substrato (local 1) registou-se menor abundância e tamanho de *Patella* spp. e menor abundância de *Siphonaria pectinata*.

Não foram encontradas semelhanças na variação da abundância e tamanho de lapas entre os locais abrigados e expostos.

4.2.2 Abundância e tamanho de burriés

No que diz respeito à variação do tamanho de burriés à escala do local, foram encontradas diferenças significativas entre os locais da área do Burrinho. Contudo, este resultado foi conseguido violando o pressuposto da homogeneidade das variâncias. Segundo Underwood (1997) numa experiência pequena (com menos de 5 tratamentos e menos de 6 réplicas), apesar da violação deste pressuposto, o melhor é prosseguir com a análise admitindo uma maior probabilidade de cometer um erro de tipo I, isto é, a rejeição de H_0 quando esta é verdadeira. Por isso este resultado é apresentado com precaução uma vez que pode ser erróneo. Estudos anteriores detetaram variação espacial a pequena escala ao nível da abundância burriés (Salvador, 2002), mas o mesmo não aconteceu no presente trabalho.

Como não houve uma diferenciação dos resultados obtidos na área protegida (Queimado) e nas restantes três áreas não protegidas (Oliveirinha, Burrinho e Almogrove), não se verificaram os efeitos ao nível do local que eram esperados com a proteção. Os burriés são organismos bastante comuns na costa SW de Portugal (Fischer-Piette e Gaillard, 1956; Fischer-Piette e Kisch, 1957; Fischer-Piette e Bennet, 1966; Guerra e Gaudêncio, 1986; Macedo *et al.*, 1998). Fazem parte dos recursos intertidais mais explorados no litoral alentejano (Castro, 2004) devido à sua ampla distribuição e à facilidade de apanha e de acesso aos níveis intertidais onde se encontram. Apesar da sua exploração, parece que ainda ocorrem em abundância e este facto poderá justificar ausência de resultados que revelem efeitos da proteção.

Nos objetivos deste trabalho incluiu-se a proposta duma metodologia de monitorização dos efeitos da proteção em lapas e burriés. Deste modo, sugere-se que em estudos futuros seja aplicado o mesmo método de comparação entre áreas protegidas e áreas não protegidas, segundo um delineamento experimental semelhante. Propõe-se também, quando possível, a amostragem de mais áreas e locais e a colheita de um maior número de réplicas com recurso às técnicas utilizadas na amostragem dos vários organismos (método do quadrado, transetos de banda e

pontos de interseção). Contudo, admite-se a necessidade de mais informação sobre a apanha de lapas e burriés na região em estudo, como por exemplo quais os locais mais explorados e as suas características e quais os tamanhos e as espécies de lapas e burriés mais capturadas.

4.3 Eficácia da proteção marinha no PNSACV

Esperavam-se variações espaciais na abundância e tamanho de lapas e burriés, relacionadas com proteção de determinadas áreas em relação à pesca recreativa. Uma vez que a hipótese de efeitos diretos e indiretos da proteção não foi suportada resta averiguar os motivos possíveis. Em seguida apresentam-se críticas à experiência realizada, identificam-se obstáculos à concretização dos objetivos e propõe-se outra abordagem para a gestão da pesca no PNSACV. É importante referir que os resultados obtidos neste trabalho apenas permitem concluir acerca dos efeitos da proteção em 6 espécies (3 espécies de lapas e 3 de burriés) passíveis de apanha no PNSACV. Avaliar a eficácia desta AMP requer estudos e monitorizações que abranjam as vertentes biológica, ecológica, socio-económica e de governância (Pomeroy *et al.*, 2005).

As condições climatéricas determinam o ciclo de vida das espécies estudadas e também a intensidade da atividade pesqueira recreativa, que é geralmente maior em períodos de férias e fins de semana (Kingsford *et al.*, 1991; Vanherwerden e Griffiths, 1991). Durante o período de amostragem do seu trabalho, Castro (2004) observou que a intensidade da apanha de marisco (que inclui lapas e burriés) no litoral alentejano foi mais elevada durante o verão. Por este motivo, para uma melhor avaliação dos efeitos da proteção nos moluscos intertidais estudados, considera-se que este trabalho experimental deveria ser realizado no período depois do verão.

A primeira causa que poderá explicar a ausência de efeitos da proteção nas populações de lapas e burriés é o tempo de recuperação insuficiente. Por exemplo, no arquipélago dos Açores a captura de lapas foi regulamentada em 1993 após um período de sobre-exploração. Ferraz *et al.*, (2001) analisaram os efeitos das restrições implementadas (zonas interditas à captura de lapas, tamanhos mínimos de captura, obtenção de licença obrigatória, diário de capturas feitas, entre outras) na apanha de lapas, seis anos depois da implementação. Os autores recorreram aos diários de captura usados pelos pescadores e concluíram que a população de lapas pareceu ter recuperado. Na área de interdição à pesca em Las Cruces (Chile), Castilla e Duran (1985) investigaram os efeitos de dois anos de exclusão do Homem no gastrópode *Concholepas concholepas* e observaram um aumento substancial da densidade. O mesmo resultado foi observado por Moreno *et al.*, (1984) em lapas *Fissurella* spp.

após quatro anos de exclusão humana, perto da reserva Mehuin (Chile). A resposta do ecossistema à proteção está dependente de uma série de fatores, entre eles a espécie afetada, e é difícil estimar o tempo necessário para a obtenção de resultados significativos. A rápida recuperação pode ocorrer quando, como no caso das lapas, há recrutamento de larvas e propágulos de áreas não afetadas (Hawkins *et al.*, 1999). A interdição da pesca lúdica no PNSACV foi iniciada em 2009 e admite-se não ter ainda decorrido tempo para observar a recuperação da população de lapas e de burriés.

É também possível que a menor afluência de pescadores aos litorais rochosos produza efeitos em aves marinhas, lontras, peixes ou outros predadores de moluscos intertidais. Por um lado, a presença humana nos litorais rochosos pode assustar outros predadores tendo efeitos indiretos na abundância das espécies presa (Lindberg *et al.*, 1998). Por outro, a criação duma AMP atrai espécies aquáticas de outras áreas pois oferece um ambiente mais seguro. Nestes casos em que surgem novas espécies em abundância, podem-se gerar conflitos com as que lá habitavam (García-Charton *et al.*, 2008) e possivelmente comprometer-se o resultado esperado. No caso da reserva marinha de Mehuin (Chile), após 13 anos de monitorização Navarrete *et al.*, (2010) registaram o aumento da abundância da gaivota, *Larus dominicanus* (Lichtenstein, 1823), que se alimenta de organismos intertidais nos litorais rochosos. Esta ave marinha acabou por nidificar e estabelecer-se dentro da reserva, enquanto a densidade de outra espécie, o cormorão *Phalacrocorax olivaceus* (Humboldt, 1805) foi diminuindo, aparentemente devido à agressividade da gaivota no período de nidificação. Outro exemplo foi o estudo conduzido por Duran e Castilla (1989) em que a exclusão do predador de topo (o Homem), em litorais rochosos intertidais da região centro do Chile, resultou no aumento de predadores e herbívoros considerados espécies-chave. Este resultado teve efeitos negativos nalgumas espécies dominantes na competição por espaço, favorecendo a proliferação de outras. Para complementar os estudos sobre os efeitos da proteção marinha no PNSACV, seria interessante estudar a abundância e o comportamento de outros predadores de moluscos intertidais presentes nesta área protegida.

Assegurar o cumprimento da lei é fundamental para o sucesso da implementação de uma AMP, devendo por isso existir um forte compromisso da entidade gestora em relação à fiscalização. Caso contrário, dificulta-se a perceção da eficácia do plano de gestão, o que pode levar à conclusão de que as reservas marinhas são inúteis (García-Charton *et al.*, 2008). A fiscalização insuficiente pode mesmo ser considerada uma das causas para o facto de as populações alvo darem respostas contrárias àquilo que seria de esperar com a proteção (Guidetti *et al.*, 2008). No presente caso, a vigilância e fiscalização das atividades pesqueiras no PNSACV ficaram entregues ao

Instituto para a Conservação da Natureza e Biodiversidade (ICNB) e também a entidades policiais como a Guarda Nacional Republicana (GNR) e a Polícia Marítima. Anteriormente à implementação da regulamentação da pesca lúdica no PNSACV, em 2009, já Castro (2004) havia sugerido que atividades como a apanha de marisco e de algas em litorais rochosos, a pesca à linha com cana e a pesca submarina estavam sujeitas a uma fiscalização pouco frequente. No decorrer do trabalho de campo observou-se algumas vezes o incumprimento das leis da pesca, tanto no que respeita aos tamanhos mínimos e utensílios de captura, como ao desrespeito da interdição da pesca lúdica na área de proteção em estudo. A total ausência de sinalização e informação referentes às leis vigentes na área protegida e o raro avistamento de agentes fiscalizadores junto às praias são fatores que, somados à exigência de algumas leis aplicadas, facilitam o incumprimento das mesmas. Por exemplo, em relação aos tamanhos mínimos de captura de burriés a legislação da pesca lúdica no PNSACV (Portaria 143/2009, de 5 de fevereiro) impõe um limite de 15 mm de altura máxima da concha (AMC) acima do qual é permitida a sua apanha. Contudo, é comum os pescadores capturarem burriés a partir de 10 mm de AMC no litoral rochoso alentejano (comunicação oral de J.J.Castro). A AMC média dos burriés medidos neste trabalho foi 14.95 mm. Quanto à média por área, registaram-se nas áreas do Burrinho e do Queimado os valores de AMC mais elevados (15.49 mm) e o mais baixo (13.64 mm) na área do Queimado-Sul. Em metade das áreas amostradas o tamanho médio dos burriés foi inferior ao tamanho mínimo de captura legalmente permitido. O mesmo pode ser dito em relação às lapas. O tamanho mínimo da apanha recreativa destes moluscos no PNSACV é 35 mm de comprimento máximo da concha (CMC) e de 20 mm, no caso da pesca comercial. No entanto, os resultados deste estudo mostraram que o CMC médio das lapas medidas por área foi sempre inferior a 35 mm. Encontrase assim muito reduzida a capacidade dos pescadores lúdicos apanharem estes organismos, o que contribui para gerar o incumprimento da lei. Alguns pescadores em desacordo com as medidas impostas poderão voluntariamente continuar a pescar, visto a fiscalização ser aparentemente reduzida. Num estudo realizado nos Açores, Martins *et al.*, (2011) analisaram os efeitos da captura ilegal de lapas no sucesso da área de interdição à pesca. Concluíram que a fraca execução da lei é uma razão provável para a ineficácia da legislação na proteção da população de lapas e na recuperação do seu *stock*. No PNSACV, o aparentemente fraco cumprimento da lei poderá ser um entrave à gestão eficaz desta AMP e, por isso, propõe-se um forte empenho por parte da entidade gestora na fiscalização e na formação de agentes responsáveis.

Em conversas informais com pescadores lúdicos feitas durante o período de amostragem deste estudo, foi possível entender que o facto da pesca comercial não ter sido proibida em simultâneo com a recreativa, nas áreas de proteção parcial do tipo I, contribui para que rejeitem a lei da pesca lúdica. Com a revisão do Plano de Ordenamento do PNSACV (Decreto Regulamentar nº33/95 de 11 de dezembro), a pesca comercial passou a estar também interdita nas áreas de proteção parcial I, à exceção da apanha comercial do percebe nas arribas da costa. Posto isto, na gestão desta área protegida, considera-se importante abordar a atividade pesqueira como um todo. Apesar das diferenças fundamentais e filosóficas entre os dois tipos de pesca, as ameaças para os recursos pesqueiros são semelhantes, bem como as soluções, e a falta de reconhecimento destas semelhanças tem levado a uma polarização do setor das pescas, retardando os esforços para a conservação (Cooke e Cowx, 2006). Esta é uma informação que importa transmitir aos pescadores recreativos que, segundo as conversas informais, parecem negligenciar os efeitos da sua atividade.

Quando se propõem e executam medidas de ordenamento e gestão do território é fundamental para o sucesso da sua implementação considerar o contexto histórico em que se encontra a população afetada. A área de proteção parcial em estudo está inserida no Município de Sines, embora a região amostrada abranja também o Município de Odemira. No concelho de Sines ocorreram, ao longo de décadas, algumas situações geradoras de conflitos sociais que valem a pena considerar. “*No início da década de 70 dá-se um choque a todos os níveis da vida de Sines*” (www.sines.pt) quando a humilde vila piscatória foi escolhida para a construção de um grande complexo portuário-industrial. A população perdeu os terrenos agrícolas e o acesso a quilómetros de costa para dar lugar a uma refinaria, uma petroquímica, uma siderurgia, um terminal de gás natural liquefeito, um porto de contentores, uma central termoelétrica entre outras unidades de extração e produção (www.sines.pt). A paisagem, a estrutura da população, a economia e o ambiente foram radicalmente alterados. “*A poluição foi, ao longo das décadas, a grande fonte de conflito entre a população (aliada ao poder local) e o Gabinete da Área de Sines / Estado central*” e desde então os pescadores começaram a sofrer as consequências da pressão ambiental sobre os recursos marinhos e a atividade pesqueira (www.sines.pt). Apesar dos conflitos e desequilíbrios existentes, a qualidade de vida em Sines não foi apenas afetada negativamente pois houve um crescimento populacional, um aumento geral da oferta de emprego e do rendimento médio da população (www.sines.pt).

Desde a instalação do porto industrial de Sines ocorreram vários acidentes como por exemplo a explosão do petroleiro espanhol “*Campeón*” ao largo de Sines a 15 de agosto de 1980, ou o derrame de 4500 toneladas de crude do navio “*Marão*” a 17 de

julho de 1987, que provocaram uma vítima mortal, a contaminação das águas e uma maré negra que se estendeu até ao concelho de Odemira (Boletim Municipal de Sines, 1994). As greves e manifestações desde cedo espelharam a indignação da população e levantaram-se vozes pela preservação da vila e da costa de Sines. Embora pareça contraditório, depois de tantas queixas ao avanço da indústria sobre a população, a criação do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina em 1995 foi também fonte de protestos devido às restrições e condicionalismos impostos ao uso da terra e porque, mais uma vez, os residentes foram excluídos da participação (Decreto Regulamentar N°26/95, 21 de setembro). Atualmente, no que diz respeito às leis da pesca no PNSACV, o conflito mantém-se e há um forte desentendimento entre a comunidade de pescadores (lúdicos e comerciais) e as entidades governamentais competentes pela gestão do território (ICNB, Câmara Municipal de Sines, Ministérios do Ambiente, do Ordenamento do Território, da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas, entre outros). A história deste concelho revela uma fraca participação da população na tomada de decisões, mas pelo contrário uma ação bastante ativa na reivindicação e defesa dos seus direitos. A contestação popular em prol do ambiente remonta aos anos 80 aquando da “Greve Verde”, na sequência do despejo de efluentes da Companhia Nacional de Petroquímica (CNP) na costa norte de Sines (Boletim Municipal de Sines, 1994). Nos dias de hoje esta região continua sujeita a problemas de contaminação industrial. Segundo declarações informais e outras feitas à imprensa, os habitantes da região queixam-se do mau cheiro frequente e da contaminação pontual das águas marinhas (www.publico.pt; www.sol.sapo.pt). Em maio de 2011 foi detetado peixe de má qualidade suspeitando-se de uma descarga da ETAR de Ribeira dos Moinhos que teve como consequência a interdição da pesca na costa norte de Sines (www.rtp.pt). Em outubro do mesmo ano formou-se um movimento cívico contra a poluição devido a um suceder de episódios que tiveram um grave impacto na comunidade local: a contaminação do aquífero que abastece a cidade, a descarga no mar de efluentes não tratados e a intensificação dos maus cheiros (Comunicado do movimento à população de Sines – www.sines.pt). A poluição existente nesta região parece contribuir para o conflito social e poderá também penalizar a conservação. Os problemas ambientais e sociais estão intrinsecamente ligados e o litoral alentejano, nomeadamente a região de Sines, é um bom exemplo dessa relação. A elaboração do novo plano de ordenamento (4 de fevereiro de 2011) incluiu um processo de consulta pública e uma comissão de acompanhamento com representantes das autarquias e de outras entidades. No entanto, o desagrado manteve-se e um protesto foi agendado por pescadores lúdicos em Vila Nova de Milfontes no dia 14 de maio de 2011, contra as restrições de acesso ao mar impostas

pelo plano de ordenamento do PNSACV (Jornal Eletrónico de Odemira, 14 de maio de 2011). Produto deste descontentamento, a Associação Nacional de Pescadores Lúdicos e Recreativos (ANPLED) vem fazendo propostas de alteração da legislação da pesca lúdica que regulamenta a atividade no PNSACV (Comunicado ANPLED). Sem deixar de reconhecer a importância dos ajustes que resultam da negociação entre as partes interessadas, o facto é que as alterações à lei da pesca lúdica do PNSACV podem comprometer os esforços e objetivos de proteção e fragilizar a credibilidade das medidas implementadas. Eventualmente estas modificações também contribuirão para uma maior confusão e desconhecimento da lei, tanto por parte dos pescadores como das autoridades responsáveis pela fiscalização, obrigando-os a uma permanente atualização das numerosas condições regulamentadas. Além disso a discórdia dos pescadores reflete a ausência de uma gestão participativa e de falta de comunicação entre os interessados. Durante o trabalho de campo desenvolvido, em conversa com pescadores foi evidente o descontentamento com as leis da pesca lúdica no Parque.

Defende-se, por isso, que o princípio estratégico para a implementação de AMP deve envolver não apenas os gestores mas também as gentes locais e a partilha de responsabilidades nos processos de seleção, estabelecimento e gestão (Kelleher e Kenchington, 1992; Beaumont, 1997). Se a gestão for um processo adaptativo e integrado e se houver uma boa organização dos utilizadores locais (Castilla, 2000), tanto comerciais como lúdicos, espera-se uma maior eficácia. Anteriormente a 2009, ano em que foi implementada a regulamentação da pesca lúdica e criada a AMP em estudo, já Castro (2004) havia alertado para a importância da integração das populações na gestão da área protegida mas reconhecendo desde logo que a associação dos utilizadores locais era bastante deficiente na costa alentejana. No sentido duma maior participação pública, por iniciativa dos Municípios abrangidos pelo PNSACV (Sines, Odemira, Aljezur e Vila do Bispo) e do ICNB, seria interessante a criação dum grupo de trabalho responsável e com capacidade para fomentar o associativismo entre pescadores e gerir o conflito associado à atividade pesqueira. Procurando estabelecer a ponte entre os utilizadores e os órgãos de gestão do Parque, este grupo estaria encarregue de ouvir, esclarecer e consciencializar a população através dum contacto direto e frequente, organizando sessões de esclarecimento, debates e assembleias participativas. Esta aproximação seria essencial para identificar os pontos consensuais e de conflito, e a partir daqui definir ou adaptar as estratégias de gestão da pesca aos interesses das partes interessadas.

O projeto MarGov, no Parque Marinho Luiz Saldanha é um exemplo de governância colaborativa. Estão envolvidos pescadores profissionais, praticantes de mergulho, de

pesca lúdica e de turismo náutico, operadores turísticos e associações locais. Espera-se também a participação do Parque Natural da Arrábida (ICNB), das Câmaras Municipais abrangidas pelo parque, da Administração dos Portos, da Polícia Marítima, da Direcção Geral das Pescas, entre outras instituições. A organização de fóruns alargados e *workshops* para informação e partilha de conhecimentos práticos dos pescadores, em simultâneo com ações de educação ambiental contribuem para a sensibilização dos problemas socio-ambientais do Parque (MarGov – Governância colaborativa de áreas marinhas protegidas).

Para alcançar os objetivos de conservação e gestão dos recursos marinhos do PNSACV, é indispensável desfazer o desentendimento existente entre as partes interessadas. Nesse sentido, a avaliação da eficácia de AMP é importante pois permite melhorar as estratégias de gestão consoante os resultados obtidos (Pomeroy *et al.*, 2005). Num estudo sobre metodologias de avaliação da eficácia de AMP, Pomeroy *et al.*, (2005) destacaram a importância desta avaliação no apurar das responsabilidades da gestão. Salientaram ainda que este atributo é particularmente atrativo em áreas protegidas sujeitas a grande contestação social.

O trabalho aqui apresentado contribui como referência para futuros estudos que pretendam avaliar o estado de conservação dos recursos marinhos, nomeadamente em espécies de lapas e burriés. É necessária a continuação dos estudos sobre efeitos da proteção nestas e noutras espécies e a monitorização da atividade pesqueira lúdica e comercial pois a gestão eficaz⁵ de uma AMP requer uma resposta contínua de informação (Pomeroy *et al.*, 2005).

⁵ Gestão eficaz - Grau de alcance dos objetivos da área protegida. “*The degree to which management actions are achieving the goals and objectives of the protected area.*” (Hocking M, S Stolto e N Dudley, IUCN, 2000)

5. BIBLIOGRAFIA

- Alfaro AC e RC Carpenter, 1999. Physical and biological processes influencing zonation patterns of a subtidal population of the marine snail, *Astraea (Lithopoma) undosa* Wood 1828. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 240, 259-283
- Attwood CG, WJ Ballantine, NVC Polunin e RB Taylor, 2003. COMMENT - Burdens of evidence and the benefits of marine reserves: putting Descartes before des horse? *Foundation for environmental conservation*, 30 (2): 97-103
- Balmford A, L Bennun, B ten Brink, D Cooper, IM Côte, P Crane, A Dobson, N Dudley, I Dutton, RE Green, RD Gregory, J Harrison, ET Kennedy, C Kremen, N Leader-Williams, TE Lovejoy, G Mace, R May, P Mayaux, P Morling, J Phillips, K Redford, TH Ricketts, JP Rodríguez, M Sanjayan, PJ Schei, AS van Jaarsveld e BA Walther, 2005. The Convention on Biological Diversity's 2010 target. *Science*. 307, 212-213
- Beardall J, S Beer e JA Raven, 1998. Biodiversity of marine plants in an era of climate change: Some predictions based on physiological performance. *Botanica Marina*, 41(1): 113-123
- Beaumont J, 1997. Community participation in the establishment and management of marine protected areas: a review of selected international experience. *South African Journal of Marine Science*, 18: 333-340
- Benedetti-Cecchi L, I Bertocci e F Micheli, 2003. Implications of spatial heterogeneity for management of marine protected areas (MPAs): examples from assemblages of rocky coasts in the northwest Mediterranean. *Marine Environmental Research*. 55 (2003) 429–458
- Boaventura D, P Ré, LC Fonseca e SJ Hawkins. 2001. Intertidal rocky shore communities of the continental Portuguese coast: analysis of distribution patterns. *Marine Ecology*, 23 (1): 69-90 (2002) ISSN: 0173-9565
- Boaventura D, M Alexander, PD Santana, ND Smith, P Ré, LC Fonseca e SJ Hawkins, 2002. The effects of grazing on the distribution and composition of low-shore algal communities on the central coast of Portugal and on the southern coast of Britain. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 267: 185-206
- Boaventura D, LC Fonseca e SJ Hawkins, 2003. Size matters: competition within populations of the limpet *Patella depressa*. *Journal of Animal Ecology*, 72, 435-446
- Bohnsack, JA e JS Ault, 1996. Management strategies to conserve marine biodiversity. *Oceanography*, 9: 73-82
- Boletim Municipal de Sines, 1994. Edição C.M.S.; março/abril 1994, Ano XVII N°87; pp.14 - 17

- Branch GM, 1975. Intraspecific competition in *Patella cochlear born*. *Journal of Animal Ecology*, Vol.44, N^o1
- Branch GM, 1981. The biology of limpets: physical factors, energy flow, and ecological interactions. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*. 19: 235-380
- Branch GM e CA Moreno, 1994. Intertidal and subtidal grazers. In: Siegfried, R.W. (Ed.), *Rocky Shores: Exploitation in Chile and South Africa*. Springers-Verlag, New York, pp. 75-100
- Branch GM e F Odendaal, 2003. The effects of marine protected areas on the population dynamics of a South African limpet, *Cymbula oculus*, relative to the influence of the wave action. *Biological Conservation*, 114 (2003) 255 – 269
- Bulleri F, 2009. Facilitation research in marine systems: state of the art, emerging patterns and insights for future developments. *Journal of Ecology*, 97, 1121-1130
- Bustamante RH, GM Branch e S Eekhout, 1995. Maintenance of an exceptional intertidal grazer biomass in South Africa: subsidy by kelps. *Ecology*, 76: 2314-2329
- Castilla JC e LR Duran, 1985. Human exclusion from the rocky intertidal zone of Central Chile – the effects on *Concholepas concholepas* (Gastropoda). *Oikos*, 45: 391-399
- Castilla JC, 1999. Coastal marine communities: trends and perspectives from human-exclusion experiments. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 280-283
- Castilla JC, 2000. Roles of experimental marine ecology in coastal management and conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250: 3-21
- Castro JJ, T Cruz e SJ Hawkins, 2000. Exploração e conservação de recursos vivos da costa alentejana. pp. 143-157 in GS Carvalho, FV Gomes e FT Pinto (eds.) *A zona costeira do Alentejo*, Associação Eurocoast-Portugal
- Castro JJ, 2004. Predação humana no litoral rochoso alentejano: caracterização, impacte ecológico e conservação. Tese de Doutoramento. Universidade de Évora, 348pp
- Chapman MG, 1994. Small- and broad-scale patterns of distribution of the upper-shore littorinid *Nodilittorina pyramidalis* in New South Wales. *Australian Journal of Ecology*, 19: 83-95
- Claudet J, CW Osenberg, L Benedetti-Cecchi, P Domenici, JA García-Charton, A Pérez-Ruzafa, F Badalamenti, J Bayle-Sempere, A Brito, F Bulleri, JM Culioli, M Dimech, JM Falcón, I Guala, M Milazzo, J Sánchez-Meca, PJ Somerfield, B Stobart, F Vandeperre, C Valle e S Planes, 2008. Marine reserves: Size and age do matter. *Ecology Letters*, 11, 481- 489
- Collie JS, SJ Hall, MJ Kaiser e IR Poiner, 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelfsea benthos. *Journal of Animal Ecology*, 69: 785-798

- Comissão Europeia (CE). Brochura: 50 anos a pescar juntos: Celebração de 50 anos de cooperação nas pescas europeias. Serviço das Publicações (Publications.europa.eu)
- Comissão Europeia, 2009. A Política Comum da Pesca – Guia do utilizador. ISBN 978 92-79-09887-1
- Connell JH, 1983. On the prevalence and relative importance of interspecific competition: evidence from field experiments. *American Naturalist*, 122, 661-696
- Cooke JS e IG Cowx, 2006. Contrasting recreational and commercial fishing: Searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biological Conservation*, 128: 93-108
- Creese RG e AJ Underwood, 1982. Analysis of inter- and intra-specific competition amongst intertidal limpets with different methods of feeding. *Oecologia*, 53: 337-346
- Crowe, TP, RC Thompson, S Bray e SJ Hawkins, 2000. Impacts of anthropogenic stress on rocky intertidal communities. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7: 273-297
- Dalzell P, TJH Adams e NVC Polunin, 1996. Coastal fisheries in the Pacific Islands. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 34: 395-531
- Dayton PK, 1971. Competition, disturbance, and community organization: The provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Ecological Monographs*, 41: 351-389
- Denny MN, TL Daniel e MAR Koehl, 1985. Mechanical limits to size in water-swept organisms. *Ecological Monographs*, 55: 69-102
- Denley EJ, 1981. Ecology of the intertidal barnacle *Tesseropora rosea*. Unpublished Ph.D. Thesis, University of Sydney.
- Denley EJ e AJ Underwood, 1979. Experiments on factors influencing settlement, survival, and growth of two species of barnacles in New South Wales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 36: 269-293
- Dye AH, 1993. Recolonisation of intertidal macroalgae in relation to gap size and molluscan herbivory on a rocky shore on the east coast of South Africa. *Marine Ecology Progress Series*, 95: 263-271
- Dye AH, 1995. The effects of excluding limpets from the lower balanoid zone of rocky shores in Transkei, *South African Journal of Marine Science*, 15: 9-15
- Dye AH, GL Schleyer e TA Lasiak, 1994. Intertidal and subtidal filter feeders in southern Africa. In: Siegfried, RS (ed.), *Rocky Shores: Exploitation in Chile and South Africa*. Springer-Verlag, Berlin: 57-73

- Dunmore RA e DR Schiel, 2003. Demography, competitive interactions and grazing effects of intertidal limpets in southern New Zealand. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 288(2003) 17-38
- Duran LR e D Oliva, 1987. Intensity of human predation on rocky shores at Las-Cruces in central Chile. *Environmental Conservation*, 14(2). 143-149
- Duran LR e JC Castilla, 1989. Variation and persistence of the middle rocky intertidal community of central Chile, with and without human harvesting. *Mar. Biol.*, 103(4): 555-562
- Ferraz RR, GM Menezes e RS Santos, 2001. Limpet (*Patella* spp.) (Mollusca: Gastropoda) exploitation in the Azores, during the period 1993-1998. Bulletin of the University of the Azores. Life Mar Sci Part B (Suppl 2): 59-65
- Fischer-Piette E e I Bennet, 1996. Le problème de la distribution des variétés de coloration, contribution au cas de *Monodonta lineate*. *Journal de Conchyliologie*. 105(3): 129-138
- Fischer-Piette E e BS Kish, 1957. Sur la distribution de *Monodonta colubrine* Gould espèce nouvelle pour la faune française. *Journal de Conchyliologie*. 92: 25-32
- Fischer-Piette E e JM Gaillard, 1956. Sur l'écologie compare de *Gibbula umbilicalis* da Costa et *Gibbula pennanti* Phil. *Journal de Conchyliologie*. 96: 115-118
- Foster MS, AP DeVogelaere, C Harrold, JS Pearse e AB Thum, 1988. Causes of spatial and temporal patterns in rocky intertidal communities in central and northern California. *Mem. California Academy of Sciences*, 9:1-45
- García-Charton JA, A Pérez-Ruzafa, C Marcos, J Claude, F Badalamenti, L Benedetti-Cecchi, JM Falcón, M Milazzo, PJ Schembri, B Stobart, F Vandeperre, A Brito, R Chemello, M Dimech, P Domenici, I Guala, L Le Diréach, E Maggi e S Planes, 2008. Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: Do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems? *Journal of Nature Conservation*, 16 (2008) 193—221
- Gell, FR e CM Roberts. 2002. The fishery effects of marine reserves and fishery closures. Endangered Seas Campaign, World Wildlife Fund Report, Washington, DC, USA.
- Gubbay S, 1995. *Marine protected areas. Principles and techniques for management*. Conservation Biology Series, Volume 5, 1-14, DOI: 10.1007/978-94-011-0527-9_1
- Guerra MT e MJ Gaudêncio, 1986. Preliminary observations on *Gibbula umbilicalis* (da Costa, 1778) on the Portuguese coast. *Hydrobiologia*. 142: 23-30
- Guerra MT e MJ Gaudêncio, 1986. Aspects of the ecology of *Patella* spp on the portuguese coast. *Hydrobiologia*. 142: 57 – 69

- 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, GN di Sciara, GF Russo e L Tunesi, 2008. Italian marine reserve effectiveness: Does enforcement matter? *Biological Conservation*, 141: 699-709
- Godoy C e CA Moreno, 1989. Indirect effects of human exclusion from the rocky intertidal in southern Chile: a case of cross-linkage between herbivores. *Oikos*, 54: 101-106
- Graham JE e RD Stuart-Smith, 2009. Ecological effects of marine protected areas on rocky reef communities - a continental scale analysis. *Marine Ecology Progress Series*. Vol.388: 51-62, 2009
- Hartnoll RG e SJ Hawkins, 1985. Patchiness and fluctuations on moderately exposed rocky shores. *Ophelia* 24: 53-63
- Harvell CD, K Kim, JM Burkholder, RR Colwell, PR Epstein, DJ Grimes, EE Hofmann, EK Lipp, ADME Osterhaus, RM Overstreet, JW Porter, GW Smith e GR Vasta, 1999. Review: Marine Ecology – Emerging marine diseases – Climate links and anthropogenic factors. *Science* 285(5433): 1505-1510
- Hawkins SJ e HD Jones, 1992. Marine field course guide 1-Rocky Shores. IMMEL Publishing. London.
- Hawkins SJ e RG Hartnoll, 1983. Grazing of intertidal algae by marine invertebrates. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 21: 195-285
- Hawkins SJ, JR Allen e S Bray, 1999. Restoration of temperate marine and coastal ecosystems: nudging nature. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 9: 23-46
- Hocking M, S Stolton e N Dudley, 2000. *Evaluating effectiveness: a framework for assessing the management of protected areas*. IUCN, WCPA Best Practice Protected Area Guidelines Series #6. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Hodgson AN, 1999. The biology of siphonariid limpets (Gastropoda: Pulmonata). *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 37: 245-314
- Jackson JBC, MX Kirby, WH Berger, KA Bjorndal, LW Botsford, BJ Bourque, RH Bradbury, R Cooke, J Erlandson, JA Estes, TP Hughes, S Kidwell, CB Lange, HS Lenihan, JM Pandolfi, CH Peterson, RS Steneck, MJ Tegner e RR Warner, 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293, 629-638
- Jennings S e NVC Polunin. 1995. Biased underwater visual census biomass estimates for target species in tropical reef fisheries. *Journal of Fish Biology*. 47: 733-736

- Jerardino A, JC Castilla, JM Ramirez e N Hermosilla, 1992. Early coastal subsistence patterns in Central Chile: a systematic study of the marine invertebrate fauna from the site of Curaumilla-1. *Latin Am. Antiq.*, 3:43-62
- Kingsford MJ, AJ Underwood e SJ Kennelly, 1991. Humans as predators on rocky reefs in New South Wales, Australia. *Marine Ecology Progress Series* 72: 1-2
- Kelleher G e R Kenchington, 1992. Guidelines for establishing marine protected areas. A marine conservation and development report. IUCN, 79pp.
- Keough MJ, GP Quinn e R Bathgate, 1997. Geographic variation in interactions between size classes of the limpet *Cellana tramoserica*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 215 (1997): 19-34
- Laborel-Deguen F e J Laborel. 1991. Statut de *Patella ferruginea* Gmelin en Méditerranée. In C.F. Boudouresque, M Avon e V Gravez (Eds.), Les Espèces Marines à Protéger en Méditerranée (pp.91-103). France: GIS Posidonie Publ.
- Lasiak T, 1998. Multivariate comparisons of rocky infratidal macrofaunal assemblages from replicate exploited and non-exploited localities on the Transkei coast of South Africa. *Marine Ecology Progress Series* 167: 15-23
- Leite TS, M Haimovici, J Mather e JE Lins Oliveira, 2009. Habitat, distribution, and abundance of the commercial octopus (*Octopus insularis*) in a tropical oceanic island, Brazil: Information for management of an artisanal fishery inside a marine protected area. *Fisheries Research*, 98 (2009) 85–91
- Lewis JR, 1964. The ecology of rocky shores. The English Universities Press Lda. London.
- Liberne. N.º 87 (Janeiro – Junho 2011). Lisboa: Liga para a protecção da natureza, 2011. ISSN 0872-9077)
- Lindberg DR, JA Estes e KI Warheit, 1998. Human influences on trophic cascades along rocky shores. *Ecol. Appl.* 8: 880-890
- Little C e JA Kitching, 1996. The biology of rocky shores. Ed. Oxford University Press. New York.
- Lotze HK, HS Lenihan, BJ Bourque, RH Bradbury, RG Cooke, MC Kay, SM Kidwell, MX Kirby, CH Peterson e JBC Jackson, 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*. 312, 1806-1809
- Lubchenco J, BA Menge, SD Garrity, PJ Lubchenco, LR Ashkenas, SD Gaines, R Emler, J Lucas e S Strauss, 1984. Structure, persistence, and the role of consumers in a tropical rocky intertidal community (Taboguilla Island, Bay of Panama). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, Vol 78, pp.23-73

- Lubchenco J, SR Palumbi, SD Gaines e S Andelman. 2003. Plugging a hole in the ocean: The emerging science of marine reserves. *Ecological Applications*. 13, S3-S7
- Macedo MCC, MIC Macedo e JP Borges, 1998. *Conchas Marinhas de Portugal. Seashells of Portugal*. Ed. Verbo. Lisboa.
- Marshall PA e MJ Keough, 1994. Asymmetry in intraspecific competition in the limpet *Cellana tramoserica* (Sowerby). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 177, 121-138
- Martínez ML, A Intralawan, G Vázquez e O Pérez-Maqueo. 2007. The coast of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecological Economics*, 63, 254-272
- Martins GM, SR Jenkins, SJ Hawkins, AI Neto, AR Medeiros e RC Thompson, 2011. Illegal harvesting affects the success of fishing closure areas. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 929-937
- Meier C, 2003. Comparaison inter-annuelles et intersites des effectifs de *Patella ferruginea* dans la RNBB. IUP Génie de L'Environnement. Université de Corse.
- Milner N, J Barrett e J Welsh, 2007. Marine resource intensification in Viking Age Europe: the molluscan evidence from Quoygre, Orkney. *Journal of Archaeological Science*, 34: 1461-1472
- Moreno CA, JP Sutherland e HF Jara, 1984. Man as a predator in the intertidal zone of southern Chile. *Oikos*, 42: 155-160
- Navarrete SA, S Gelcich e JC Castilla, 2010. Monitoreo de largo plazo en el ecosistema marino costero de Las Cruces, Chile: Definiendo líneas base para construir alfabetización ecológica en un mundo que cambia. *Revista Chilena de Historia Natural* 83: 143-157
- Newell RC, 1979. *Biology of Intertidal Animals*. Faversham, UK: Marine Ecological Surveys
- Pais A, LA Chessa, S Serra, A Ruiu, G Meloni e Y Donno, 2007. The impact of commercial and recreational harvesting for *Paracentrotus lividus* on shallow rocky reef sea urchin communities in North-western Sardinia, Italy. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73 (2007) 589-597
- Paine RT, 1994. *Marine Rocky Shores and Community Ecology: an Experimentalist's Perspective*. Ecology Institute, ISSN: 0932-2205
- Paine RT, MJ Tenger e EA Johnson, 1998. Compounded perturbations yield ecological surprises. *Ecosystems*, 1: 535-545

- Palumbi SR, 2001. The ecology of marine protected areas. Pp. 509-530 in MD Bertness, SD Gaines e ME Hay (eds.) *Marine community ecology*. Sinauer Associates, Inc.
- Pauly D. 2005. Global trends in world fisheries: Impacts on marine ecosystems and food security. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360.
- Payton IJ, M Fenner e WG Lee, 2002. Keystone Species: the concept and its relevance for conservation management in New Zealand. *Science for Conservation*. 1173-2946
- Pereira DL e MJ Hansen, 2003. A perspective on challenges to recreational fisheries management: summary of the symposium on active management of recreational fisheries. *North American Journal of Fisheries Management*, 23 1276-1282
- Pomeroy RS, LM Watson, JE Parks e GA Cid. 2005. How is your MPA doing? A methodology for evaluating the management effectiveness of marine protected areas. *Ocean and Coastal Management*, 48, 485-502
- Power ME, D Tilman, JA Estes, BA Menge, WJ Bond, LS Mills, G Daily, JC Castilla, J Lubchenco e RT Paine, 1996. Challenges in the quest for keystones. *Bioscience* 46: 609-620
- Raffaelli D e S Hawkins, 1996. Intertidal ecology. Ed. Chapman & Hall. London.
- Roberts, CM. 1997. Ecological advice for the global fisheries crisis. *Trends in Ecology and Evolution*, 12(1): 35-38
- Roberts CM e NVC Polunin, 1991. Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 1: 65-91
- Roberts CM, JP Hawkins e F Gell. 2005. The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360, 123-132
- Sale PF, RK Cowen, BS Danilowicz, GP Jones, JP Kritzer, KC Lindeman, S Planes, NVC Polunin, GR Russ, YJ Sadovy e RS Steneck, 2005. Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 74-80
- Salvador A, JJ Castro e T Cruz, 2002. Spatial and temporal patterns of distribution and abundance of four species of topshells (mollusca, gastropoda) in the SW coast of Portugal. Universidade de Évora.
- Santos RS, SJ Hawkins, LR Monteiro, M Alves e EJ Isidro, 1995. Marine research, resources and conservation in the Azores. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 5: 311-354
- Schoener TW, 1983. Field experiments on interspecific competition. *American Naturalist*, 122, 240-285

- Scotti G e R Chemello, 2000. I Molluschi marini degni di protezione: Stato delle conoscenze e forme di tutela. *Bollettino Malacologico*. 36, 61-70
- Sharpe AK e MJ Keough, 1998. An investigation of the indirect effects of intertidal shellfish collection. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 223: 19-38
- Siegfried WR, PAR Hockey e AA Crowe, 1985. Exploitation and conservation of brown mussel stocks by coastal people of Transkei. *Environmental Conservation*, 12(4): 303-307
- Siegfried WR, PAR Hockey e GM Branch, 1994. The exploitation of intertidal and subtidal biotic resources of rocky shores in Chile and South Africa. Pp. 1-15 in WR Siegfried (ed.) *Rocky shores. Exploitation in Chile and South Africa*. Springer-Verlag.
- Silva T, 2002. Influência do hidrodinamismo em padrões e processos da estrutura de comunidades macrobentônicas de substrato rochoso intertidal na costa alentejana. Tese de mestrado, Universidade de Évora, 100pp.
- Silva A, D Boaventura e P Ré, 2003. Population structure, recruitment and distribution patterns of *Patella depressa* Pennant, 1777 on the central Portuguese coast. *Boletín. Instituto Español de Oceanografía*. 19 (1-4). 2003: 461-471
- Small, MP e EM Gosling, 2001. Population genetics of a snail species complex in the British Isles: *Littorina saxatilis* (Olivi), *L.neglecta* (Bean) and *L.tenebrosa* (Montagu), using SPSSP analysis of Cytochrome-B gene fragments. *Journal of Molluscan Studies*, 67: 69-80
- Southward AJ e JH Orton, 1954. The effects of wave-action on the distribution and numbers of the commoner plants and animals living on the Plymouth breakwater. *Journal of Marine Biological Association U.K.* 33: 1-19
- Sousa SAGT, 2002. Padrões e processos de distribuição e abundância de lapas no litoral sudoeste português. Tese de licenciatura, Universidade de Évora, 90pp.
- Steven F. Edwards, 1990. NOAA Technical Report – National Marine Fisheries Service. An Economics Guide to Allocation of Fish Stocks between Commercial and Recreational Fisheries.
- Thompson RC, SR Jenkins e JA Bussel, 2000. A method for recording predatory-prey encounters between crabs and limpets using wax replicas. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 80: 633-638
- Thompson, RC, TP Crowe e SJ Hawkins, 2002. Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. *Journal of Environmental Conservation*, 29(2): 168-191

- Underwood AJ, 1985. Physical factors and biological interactions: The necessity and nature of ecological experiments. In: Moore PG e RS Seed (eds), *The Ecology of Rocky Coasts*. Hodder and Stoughton, London: 372-390
- Underwood AJ, 1992. Competition and marine plant-animal interactions. *Plant-Animal Interactions in the Marine Benthos* (eds DM John, SJ Hawkins e JH Prince), pp. 443-475. Clarendon Press, Oxford.
- Underwood AJ, 1993. Exploitation of species on the rocky coast of New South Wales (Australia) and options for its management. *Ocean and Coastal Management*, 20: 41-62
- Underwood AJ, 1997. *Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, pp.192-195
- Underwood AJ e P Jernakoff, 1981. Effects of interactions between algae and grazing gastropods on the structure of a low shore intertidal algal community. *Oecologia*, 48: 221-223
- Underwood AJ, EJ Denley e MJ Moran, 1983. Experimental analysis of the structure and dynamics of mid-shore rocky intertidal communities in New South Wales. *Oecologia*, 56: 202-219
- Underwood, AJ e SJ Kennelly, 1990. Pilot studies for designs of surveys of human disturbance of intertidal habitats in New South Wales. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 41: 165-173
- Vanherwerden L e CL Griffiths, 1991. Human recreational activity along the North-Western shores of False Bay. *Tran. R. Soc. S. Afr.* 47: 737-748
- Ward TJ, D Heinemann e N Evans, 2001. The role of marine reserves as fisheries management tools: A review of concepts, evidence and international experience. Canberra, Australia: Bureau of Rural Sciences (192pp.)
- Williamson, DH, GR Russ e AM Ayling, 2004. No-take marine reserves increase abundance and biomass of reef fish on inshore fringing reefs of the Great Barrier Reef. *Environmental Conservation*, 31 (2): 149-159
- Yesner DR, 1984. Population pressure in coastal environments: na archaeological test. *World Archaeol*, 16(1): 108-127

Recursos online

Jornal Electrónico de Odemira. Vila Nova de Milfontes: Recebe manifestação de mariscadores e pescadores de pesca lúdica. [Em linha].

[Consult. 6 novembro 2011]. Disponível em:

http://riomira.com/index.php?option=com_content&view=article&id=4094:vila-nova-

[de-milfontes-recebe-manifestacao-de-mariscadores-e-pescadores-de-pesca-ludica&catid=8:sociedade-](#)

Jornal Público – Ecosfera. Sines revolta-se de novo contra a poluição das empresas petroquímicas. [Em linha]. [Consult. 6 novembro 2011]. Disponível em:

<http://ecosfera.publico.clix.pt/noticia.aspx?id=1517646>

Jornal Sol – Sociedade. Sines: Marcha silenciosa contra poluição marcada para sábado. [Em linha]. [Consult. 6 novembro 2011]. Disponível em:

http://sol.sapo.pt/inicio/Sociedade/Interior.aspx?content_id=32132

MarGov: Governância colaborativa de áreas marinhas protegidas. [Em linha]. [Consult. 17 setembro 2011]. Disponível em:

http://margov.isegi.unl.pt/index.php?ID_DONDE=01

Ministério da Economia da Inovação e do Desenvolvimento. [Em linha]. [Consult. 17 janeiro 2011]. Disponível em:

<http://www.portugalglobal.pt/PT/InvestirPortugal/GuiadoInvestidor/Paginas/ProgramaOperacionalPesca20072013%28PROMAR%29.aspx>

Movimento cívico contra a poluição: Comunicado à população de Sines. 16 de outubro de 2011. [Em linha]. [Consult. 7 novembro 2011]. Disponível em:

<http://www.facebook.com/photo.php?fbid=285860244770990&set=o.206465132724632&type=1&theater>

Município de Sines. Breve História do Complexo Industrial. [Em linha]. [Consult. 5 novembro 2011]. Disponível em:

<http://www.sines.pt/PT/Concelho/Historia/complexo/Paginas/default.aspx>

Perrow MR e AJ Davy. Handbook of Ecological Restoration: Principles of restoration. Volume 2. Cambridge University Press, 2002. ISBN 0 521 79129 4 hardback [Consult. 17 Janeiro 2011] Disponível em:

http://www.globalrestorationnetwork.org/uploads/files/LiteratureAttachments/170_handbook-of-ecological-restoration---the-americas.pdf

Pitcher TJ e CE Hollingworth, 2002. Recreational Fisheries: Ecological, Economic and Social Evaluation. Blackwell Science. ISBN 0-632-06391-2. [Consult. 1 abril de 2011] Disponível em: <http://www.google.com/books?hl=pt-PT&lr=&id=HBFZOq83v2YC&oi=fnd&pg=PR5&dq=Recreational+Fisheries:+Ecological,+Economic+and+Social+Evaluation&ots=LOEoc9ZUmH&sig=2wvfi3pJW9Fg1JXTpdy4NbZTHK4#v=onepage&q&f=false>

RTP - Áudio, 2011. [Consult. 6 maio de 2011] Disponível em:

<http://www.rtp.pt/noticias/?headline=46&visual=9&tm=84&t=Interdita-pesca-na-costa-norte-de-Sines.rtp&article=439532>

6. ANEXOS

Anexo I

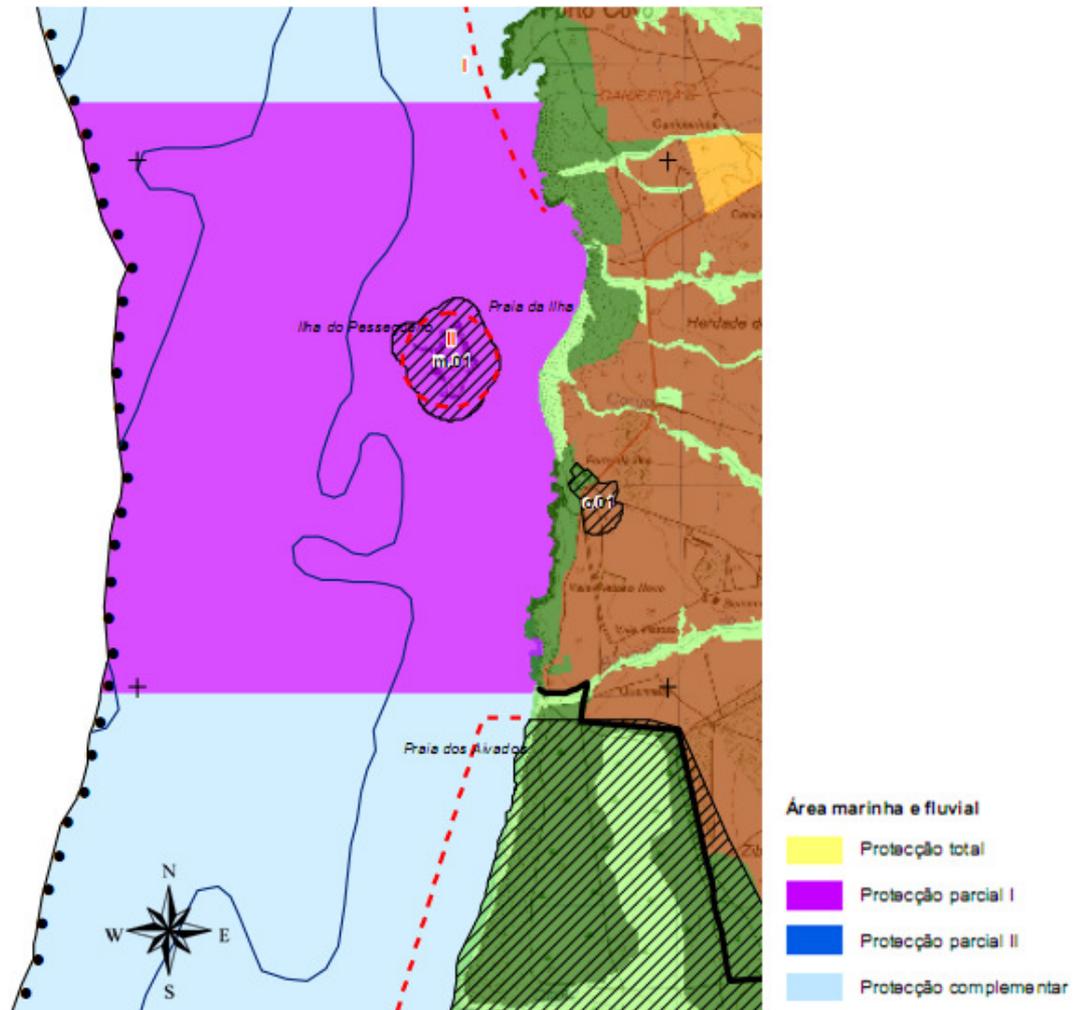


Figura 28 - Mapa da área de proteção parcial do tipo I, da Ilha do Pessegueiro; Escala 1: 25 000 [Fonte: Plano de Ordenamento do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (Revisão). Planta de Síntese Folha 2_6 (versões publicadas, RCM n.º 11-B/2011, de 4 de fevereiro); disponível em www.icnb.pt]

Anexo II

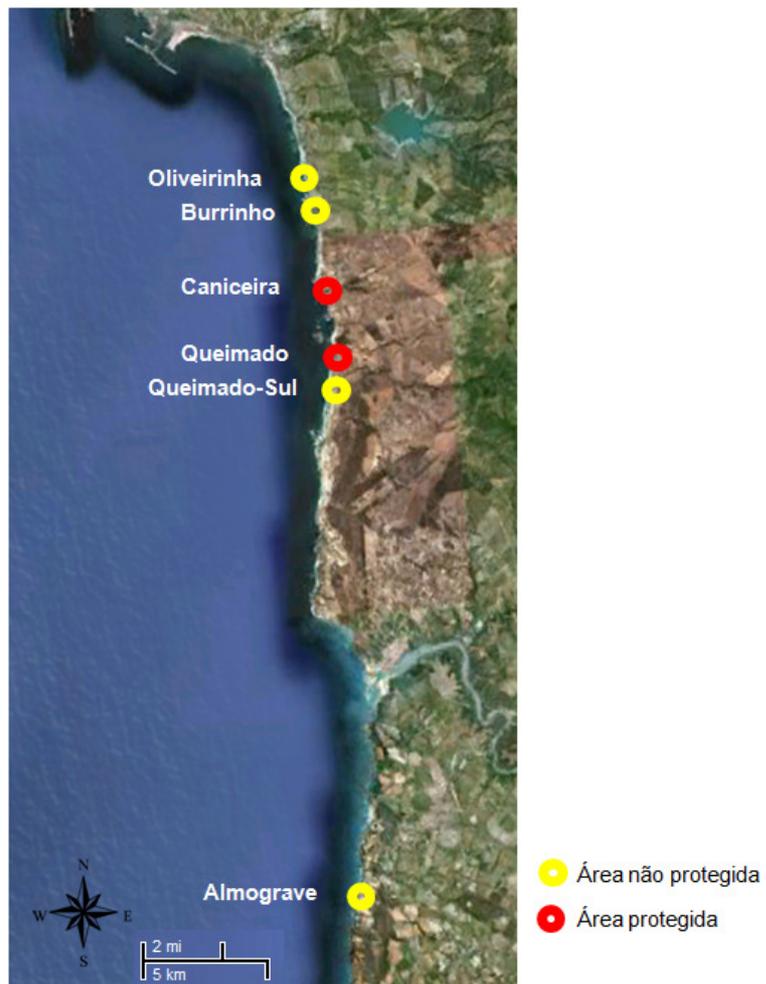


Figura 29 – Localização das áreas de amostragem. [Fonte: Google Maps 2011]