Impactos e Colonização Biológica de uma Estrutura de Defesa Costeira - o Quebramar da Aguda

Jaime Prata Dias dos Santos



Universidade do Porto

Faculdade de Engenharia

FEUP

2008

Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

Impactos e Colonização Biológica de uma Estrutura de Defesa Costeira - o Quebramar da Aguda.

Jaime Prata Dias dos Santos

Licenciado em Ciências do Meio Aquático pelo Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar da Universidade do Porto

Mestre em Engenharia do Ambiente pela Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

Dissertação submetida para cumprimento dos requisitos à obtenção do grau de Doutor em Ciências de Engenharia

Orientadores

Professor Doutor Fernando Francisco Veloso Gomes

Professor Doutor Michael Weber

Porto, Dezembro de 2008

O homem livre sempre gostará do mar

Charles Baudelaire

Agradecimentos

A todos os que de algum modo contribuíram para a concretização deste trabalho deixo aqui o meu sincero reconhecimento.

Ao Professor Doutor Fernando Veloso Gomes agradeço toda a disponibilidade com que apadrinhou a orientação desta tese e o percurso que levou à sua conclusão, bem como o apoio pessoal e institucional sem o qual não teria sido possível conduzir este "barco" a bom porto.
Agradeço também a confiança depositada e a partilha de conhecimento e experiência.

Ao Professor Doutor Michael Weber pelo empenho e colaboração na realização do trabalho prático bem como pela oportunidade das suas críticas e observações. Agradeço também o entusiasmo e incentivo tão necessários nos momentos difíceis.

Aos meus colegas e amigos Doutora Isabel Cunha, Dr.ª Rita Araújo, Dr. José Pedro Oliveira, Dr.ª Raquel Claro, Dr. Nuno Ramos, Eng.ª Ermelinda Barreiro e Eng.ª Sílvia Fortuna, está aqui um pedaço da vossa amizade.

Ao meu sobrinho Nuno Prata pelo apoio e pela ajuda na resolução de certos problemas inesperados.

Ao pessoal da Estação Litoral da Aguda, em especial ao Sr. António Oliveira, um amigo sempre disposto a ajudar.

Á Esmeralda Miguel por toda a disponibilidade e colaboração dispensadas sempre com simpatia e boa vontade.

Á Fundação ELA pela cedência de instalações, uso do laboratório e outro inúmero equipamento utilizado neste trabalho.

Aos meus pais pela educação que me proporcionaram e pelo carinho que sempre me deram.

A todos o meu grato reconhecimento.

Resumo

Na Praia da Aguda, pequena localidade piscatória situada na costa noroeste de Portugal continental, a cerca de 15 km a sul da cidade do Porto, foi implantado um quebramar destacado, cuja construção teve início em Outubro de 2001 e terminou em Julho de 2002.

Esta obra de defesa costeira induziu impactos ao nível do clima de agitação marítimo, do rumo e direcção das ondas, bem como alterações geomorfológicas e biológicas na zona intertidal. Para avaliar esses impactos e melhor compreender a influência que uma obra deste tipo tem, na costa e nos ecossistemas, foram realizados diferentes estudos que no seu conjunto dão uma visão bastante ampla e completa do impacto total.

Foi a primeira vez em Portugal que uma obra de defesa costeira, no que respeita à sua colonização biológica, foi monitorizada desde o primeiro momento da sua implantação.

Foram avaliadas a colonização e sucessão biológicas ao longo de mais de dois anos, nas faces externa (exposta) e interna (abrigada) do quebramar. Recolheram-se amostras mensalmente, em oito estações de amostragem diferentes, usando seis réplicas em cada uma delas.

As águas agitadas, bem oxigenadas e mais transparentes que banham a face externa mostraram-se mais favoráveis ao desenvolvimento da fauna e flora. Os resultados indicam que a biodiversidade e a taxa de cobertura biológica é maior na face externa e na parte inferior do que na face interna e na parte superior do quebramar. Os dados obtidos permitiram perceber como as comunidades faunística e florística reagiram à presença deste recife artificial, como ocuparam este substrato virgem e quais as diferenças ao nível da biodiversidade entre a zona exposta e a zona abrigada.

Outro dos impactos estudados foi a alteração na dinâmica dos sedimentos, tendo-se avaliado a acreção verificada a barlamar, a erosão a sotamar e a velocidade de crescimento do tômbolo induzido pela dupla difracção das ondas.

Para conhecer o efeito do soterramento das poças de maré e o tempo de recuperação deste ecossistema foi desenvolvido um protocolo experimental, que simulava esta situação, e foram recolhidos dados que permitiram inferir sobre a recuperação da taxa de cobertura biológica e da biodiversidade das poças de maré após este distúrbio.

A qualidade da água foi estudada numa abordagem em que se pretendeu perceber se a baía de águas calmas e relativamente fechada criada por esta estrutura era significativamente diferente ao nível físico-químico ou se as diferenças existiam apenas ao nível da agitação marítima. Para alcançar este objectivo foram medidos, ao longo de dois anos, vários parâmetros em três locais distintos: dentro da baía criada pelo quebramar e no mar aberto a sul e a norte da estrutura. Foi possível concluir que a água do interior da baía diferia significativamente da água do mar aberto em cinco dos nove parâmetros analisados.

Os resultados obtidos neste estudo contribuem para um melhor conhecimento da verdadeira extensão dos impactos das obras de defesa costeira nomeadamente daqueles que, por serem colaterais, são pouco conhecidos mas não menos importantes, sobretudo, se o objectivo for a gestão sustentável e responsável do litoral.

Abstract

At Aguda´s beach, a small fishing village located on the north-west coast of Portugal, 15 km south of Porto, a detached breakwater was constructed between October 2001 and July 2002.

This coastal defence structure caused alterations of the maritime agitation climate, direction of waves, and the geomorphologic and biological situation in the intertidal zone. To evaluate these impacts and to better understand the influence of this type of construction on the coast and the ecosystems, different studies were realized to give a wider and complete vision of the total impact.

It has been the first time in Portugal that a coastal defence structure became the aim of biological monitorization of its colonization since the very first moment of implantation.

The fauna and flora colonization and biological succession of the rocks, both on the external and the internal side of the breakwater, were monitorized monthly over two years, at eight sampling stations, using six replicates at each.

The agitated and transparent water of the external zone seemed to be more favourable to the development of the fauna and flora, allowing a more intense colonization and higher biodiversity than the calm and turbid water of the internal zone. The results suggested that either the biodiversity or the percentage biological coverage were significantly greater on the external face and on the lower part than on the internal face and the upper part of the breakwater.

The data obtained allowed to understand how the floristic and faunal communities reacted in the presence of this artificial reef, how they occupied this virgin substrate and how were the differences on the biodiversity between the exposed and the sheltered zone.

The defence structure cause several impacts on the coastal zone in its area of influence. To have a better understanding of the impacts, a monitorization of three major types of impacts had been carried out since the end of the construction: biological colonization of the structure, changes in the sediment dynamics, and alterations of water quality in the bay formed by the breakwater.

Another of the studied impacts was the alteration of the sediment dynamics. The accumulation of sand on the luff-side, the erosion on the lee-side, and the velocity of growth of the tombolo induced by the double diffraction of waves had been evaluated. To understand the fill-up effect of the tide pools and the time of recuperation of these particular ecosystems an experimental program was developed, which simulated this special situation, and data were obtained which permitted to infer about the recuperation of the biological coverage and the biodiversity of the tide pools after the disturbance.

The water quality was studied to understand if the bay of calm and relatively closed waters, created by the breakwater was significantly different on a physical-chemical level or if differences existed only on the level of maritime agitation. To achieve this objective various parameters were measured over two years on three distinct locations: inside the bay created by the breakwater and on sea at south and the north of the structure. It was possible to conclude that the water inside the bay differed significantly from the water outside, in five of nine analysed parameters.

The results obtained in this study contributed to a better knowledge of the real extension of impacts of coastal defence structures, respectively to those which are poorly known because of their collateral natures, but not less important, especially if the goal is a sustainable and responsible management of the littoral.

Résumé

À la plage de Aguda, petit village pêchière situé au nord-ouest du Portugal continental et au sud de la ville de Porto dont l'écartement est de 15 km, on a implanté un brise-lames détaché. Sa construction a commencé en Octobre de 2001 et s'est terminé en Juillet 2002.

Cet ouvrage de défense côtière a produit des impacts sur l'agitation maritime et le cours des vagues, ainsi que des changements géomorphologiques et biologiques dans la zone intertidal. Afin d'évaluer ces impacts et de mieux comprendre l'influence de ce genre d'ouvrage sur la côte et aussi sur les écosystèmes, on a réalisé de différents études qui, ensemble, nous offrent une vision vaste et assez complète de l'impact total.

Au Portugal, ce fut la première fois qu'on a fait le monitorage d'un ouvrage de défense côtière, dans ce qui concerne à sa colonisation biologique, depuis le premier moment de son implantation.

On a évalué la colonisation et la succession biologiques pendant plus de deux ans, sur les faces externe (exposée) et interne (abritée) du brise-lames. On a recueilli des échantillons tous les mois, dans huit postes différents d'échantillonnage, en utilisant six répliques en chacune. Les eaux agitées, oxygénées et plus transparentes, qui baignent sa face externe, se sont montrées plus favorables au développement de la faune et de la flore. Les résultats indiquent que la biodiversité et le taux de couverture biologique sont plus grands sur la face externe et le coté inférieur du brise-lames que sur la face interne et sur le coté supérieur du même.

Les données obtenues ont permis de comprendre comment les communautés de la faune et de la flore ont réagi à la présence de ce récif artificiel, comment ont elles occupé ce substrat vierge et quelles sont les différences au niveau de la biodiversité entre la zone exposée et la zone abritée.

Un autre des impacts étudiés a été le changement dans la dynamique des sédiments, en ayant évalué l'accrétion vérifiée à l'amont, l'érosion à l'aval et la vitesse de croissance du tombolo induit par la double diffraction des vagues.

Afin de connaître l'effet de l'enfouissement des flaques de la marée et le temps de la récupération de cet écosystème, on a développé un protocole expérimental qui simulait cette situation et on a fait une récolte de données, lesquelles ont permis d'inférer de la récupération du taux de couverture biologique et encore de la biodiversité des flaques de marée après ce trouble.

La qualité de l'eau a été étudiée selon un abordage où l'on a prétendu comprendre si la baie d'eaux tranquilles et relativement fermée, créée par cette structure, était significativement différente au niveau physique et chimique ou si les différences existaient seulement au niveau de l'agitation maritime. Pour qu'on puisse atteindre cet objectif, le long de deux ans, on a mesuré plusieurs paramètres dans trois lieux distincts: à l'intérieur de la baie créée par le brise-lames, dans la mer ouverte au sud et encore au nord de la structure. Il a été possible de conclure que l'eau de l'intérieur de la baie créée par le brise-lames différait significativement de l'eau de la mer ouverte, dans ce qui concerne cinq des neuf paramètres.

Les résultats obtenus dans cet étude contribuent à une meilleure connaissance sur la vraie extension des impacts provoqués par les ouvrages de défense côtière, surtout de ceux qui en étant collatéraux sont très peu connus mais quand même importants, si l'objectif est la gestion soutenable et responsable du littoral.

Índice Geral

Agradecimentos....IV
Resumo....V
Abstract....VI
Résumé....VII
Índice geral....VIII
Índice de figuras....XII
Índice de tabelas....XX

Capítulo 1. Introdução geral

1. Introdução geral....4
1.1 Enquadramento do trabalho....4
1.2 Caracterização geomorfológica da região onde se insere a praia da Aguda....7
1.3 Oceanografia e climatologia....15
1.3.1 Ventos....15
1.3.2 Ondas....18
1.3.2.1 Alteração e deformação das ondas na aproximação à costa....23
1.3.3 Correntes....29
1.3.4 Marés....33
1.3.5 Temperatura da água do mar....35
1.3.6 Alterações climáticas....36
1.3.7 Subida do nível médio das águas do mar....40

Capítulo 2. Estruturas de defesa costeira – o quebramar da Aguda

Estruturas de defesa costeira – o quebramar da Aguda....45
2.1 Estruturas de defesa costeira....45
2.1.1 Estruturas transversais – Esporões....46
2.1.2 Estruturas longitudinais....47
2.1.2.1 Estruturas longitudinais aderentes....47
2.1.2.2 Estruturas longitudinais destacadas....47
2.1.3 Soluções mistas....48
2.2 O Quebramar destacado da Aguda....49
2.2.1 Historial....49
2.2.2 Aspectos construtivos....50
2.2.2.1 Localização e forma do quebramar....50
2.2.2.2 A obra e as suas particularidades....53
2.2.2.3 Execução da obra....55
2.2.2.4 Sinais de degradação e necessidade de manutenção da obra....58
2.3 Conclusões....60

Capítulo 3. Colonização e sucessão biológicas no quebramar

3. Colonização e sucessão biológicas no quebramar....63
3.1 Introdução....63
3.1.1 Colonização biológica de superfícies submersas....63
3.1.2 Colonização e sucessão biológicas na zona costeira....64
3.1.3 Condicionantes à produtividade primária....68
3.2 Materiais e métodos....69
3.2.1 Materiais....69
3.2.2 Métodos....70
3.3 Resultados e discussão....74
3.3.1 Espécies encontradas e sua abundância....74
3.3.2 Taxa de ocupação biológica....85
3.3.3 Diversidade biológica....96
3.4 Estudo de Casos....101
3.4.1 Colonização do quebramar pelos mexilhões *Mytilus galloprovincialis*....101
3.4.1.1 Introdução....101
3.4.1.2 Material e métodos....104
3.4.1.3 Resultados....104
3.4.1.4 Discussão dos resultados e conclusões....107
3.4.2 Colonização do quebramar pelas percebes *Pollicipes pollicipes*....108
3.4.2.1 Introdução....108
3.4.2.2 Material e métodos....111
3.4.2.3 Resultados....111
3.4.2.4 Discussão dos resultados e conclusões....112
3.5 Conclusões....112

Capítulo 4. Recifes Artificiais

4. Recifes Artificiais....116
4.1 Introdução à tecnologia dos Recifes Artificiais....116
4.2 Objectivos dos Recifes Artificiais....117
4.2.1 - Recifes Artificiais como estruturas biofiltrantes....119
4.3 - Características dos Recifes Artificiais....121
4.3.1 - Materiais usados....121
4.3.1.1 - O betão nos Recifes Artificiais....122
4.3.1.2 - Betões especiais....124
4.3.2 – Configuração....125
4.3.2.1 - Configuração do módulo....125
4.3.2.2 - Configuração do recife....128

4.3.3 – Estabilidade....130
4.3.4 – Textura....130
4.4 - Ecologia dos Recifes Artificiais....131
4.5 - A monitorização dos Recifes Artificiais....132
4.6 - Recifes Artificiais em Portugal....134
4.6.1 - O sistema de Recifes Artificiais da costa algarvia....134
4.6.2 – Recifes Artificiais na Ilha da Madeira....136
4.7 - Aspectos legais da instalação de Recifes Artificiais....137
4.7.1 - Na União Europeia....137
4.7.2 - Em Portugal....138
4.8 Projecto Piloto de Recifes Artificiais - Caso de estudo....138
4.8.1 Introdução....138
4.8.2 Descrição geral....139
4.8.3 Material e métodos....141
4.8.3.1 Material....141
4.8.3.2 Concepção e construção dos módulos....141
4.8.3.3 Transporte....145
4.8.3.4 Afundamento e configuração do recife....145
4.8.3.5 Acompanhamento e monitorização....146
4.8.4 Resultados e discussão....148
4.8.4.1 Testes de resistência ao betão com lamas....148
4.8.4.2 Estudo comparado dos recifes....149
4.8.4.3 Análise dos dados....156
4.8.5 Conclusões....160
4.9 Montagem de módulos recifais no quebramar da Aguda – caso de estudo....162
4.9.1 – Introdução....162
4.9.2 Material e métodos....163
4.9.2.1 Concepção e construção dos módulos....163
4.9.2.2 Implantação dos módulos....165
4.9.3 Resultados e discussão....169

Capítulo 5. Impactos geomorfológicos e biofísicos

5. Impactos geomorfológicos e biofísicos....178
5.1 Introdução....178
5.1.1 Alterações morfológicas e fisiográficas da faixa costeira....178
5.1.2 Alteração na dinâmica de sedimentos e erosão costeira....178
5.1.3 A erosão na costa ocidental norte de Portugal....181
5.2 Impactos fisiográficos e geomorfológicos do quebramar da Aguda....185
5.2.1 Alterações nas condições locais da agitação marítima....185

5.2.2 Alterações na direcção e rumo das ondas....186
5.2.3 Alterações na dinâmica dos sedimentos....187
5.2.3.1 Considerações gerais....187
5.2.3.2 O desenvolvimento do tômbolo na praia da Aguda e a acumulação de areias....187
5.2.3.3 A erosão....197
5.2.4 A transferência de areias....202
5.3 Impactos biofísicos....204
5.4 Conclusões……207
5.5 Impacto do soterramento nas poças de maré - Estudo de caso....208
5.5.1 Introdução....208
5.5.2 Material e métodos....211
5.5.2.1 Material....211
5.5.2.2 Métodos....212
5.5.3 Resultados....214
5.5.3.1 Evolução das Taxas de Cobertura Biológica das espécies encontradas....215
5.5.3.2 Análise por “Multidimensional scalling” MDS e de Similaridade “One-way ANOSIM”....220
5.5.3.3 Evolução da diversidade biológica....225
5.5.4 Conclusões....230

Capítulo 6. Impacto do quebramar na qualidade da água

6. Impacto do quebramar na qualidade da água....235
6.1 Introdução....235
6.2 Parâmetros físico-químicos analisados e seu significado....235
6.2.1 Temperatura....235
6.2.2 Salinidade....236
6.2.3 pH....237
6.2.4 Os nutrientes....238
6.2.5 Turvação....240
6.2.6 CBO_5 (Carência Bioquímica de Oxigénio)....241
6.2.7 CQO (Carência Química de Oxigénio)....241
6.3 Material e métodos....242
6.3.1 Material....242
6.3.2 Métodos....242
6.3.2.1 Procedimentos analíticos....243
6.3.2.2 Análise dos dados....245
6.4 Resultados....246
6.5 Discussão....252
6.6 Conclusões....254

Capítulo 7. Conclusões e Considerações finais

7. Conclusões e considerações finais....258

7.1 Conclusões finais....258

7.2 Considerações finais....264

Referências bibliográficas....267

Anexos....289

Anexo 1. (anexo ao cap. 3) Dados da abundância biológica....290

Anexo 2. (anexo ao cap. 3) Valores obtidos para os índices ecológicos....339

Anexo 3. (anexo ao cap. 5) Dimensões das poças seleccionadas....343

Anexo 4. (anexo ao cap. 5) Áreas médias de ocupação atribuídas aos indivíduos de cada espécie animal....344

Anexo 5. (anexo ao cap. 5)....345

A - Dados da abundância das espécies de algas....346

B - Dados da abundância das espécies de animais....349

Índice de figuras

Figura 1 – Deflexão da onda no paramento externo do quebramar....1

Capítulo 1

Figura 2 – Vista geral da zona interna ao quebramar....3

Figura 3 – Troço da costa ocidental portuguesa e localização da praia da Aguda....5

Figura 4 – Quebramar da Aguda (planta) (IHRH, 1999)....5

Figura 5 – Zonas paleogeográficas e tectónicas do Maciço Antigo. Adaptado de (Ribeiro *et al*, 1979)....9

Figura 6 – Marmita. Praia da Aguda....12

Figura 7 – Entalhe basal. Praia da Aguda....12

Figura 8 – Terraço de cor negra, parecendo indiciar uma deposição em ambientes lagunares redutores....14

Figura 9 – Terraço de cor alaranjada e matriz argilosa....14

Figura 10 - Terraço conglomerático ferruginoso....14

Figura 11 – Terraço de cor cinzenta....14

Figura 12 – Frequências das direcções do vento na região do Porto obtidas a partir de dados recolhidos no Farol da Boa Nova. Adaptado de (IHRH, 1993)....16

Figura 13 – Frequências das direcções e velocidades do vento na região do Porto. Dados recolhidos no Aeroporto Francisco Sá Carneiro. Adaptado de (IHRH, 1993)....17

Figura 14 - Principais parâmetros para a caracterização de uma onda....18

Figura 15 - Altura de onda em Leixões durante um intervalo de tempo de 12 meses....19

Figura 16 - Período de onda ao largo de Leixões.....20
Figura 17 - Direcção da onda ao largo de Leixões na aproximação a terra.....20
Figura 18 - Bóias-ondógrafo em Portugal continental. Fonte: I.H. 21
Figura 19 – Distribuição de períodos e alturas de onda ao largo da costa oeste portuguesa. (IHRH, 1988).....22
Figura 20 – Distribuição de rumos de onda ao largo da costa oeste portuguesa. (IHRH, 1988).....22
Figura 21 - Alturas de onda significativa (médias de 700 dias) (Dias Santos, 2000).....23
Figura 22 – A refracção das ondas na aproximação à costa. As perpendiculares às linhas das cristas das ondas são denominadas ortogonais. Adaptado de (Pinet, 1998).....24
Figura 23 – Esquema do fenómeno da difracção das ondas (Veloso Gomes, 1995).....25
Figura 24 – Esquema de reflexão de ondas, (a) – planta, (b) - corte (Veloso Gomes, 1995).....25
Figura 25 – Ondas a reflectir no molhe de Felgueiras (Foz do Douro).....26
Figura 26 – A – rebentação progressiva (*spilling breaker*), B – Rebentação mergulhante (*plunging breaker*), C – rebentação oscilatória (*surging breaker*). Adaptado de (Pinet, 1998).....27
Figura 27 – Fenómenos de empolamento e rebentação.....28
Figura 28 – A – espraiamento. B – Refluxo. As setas indicam o sentido do fluxo.....28
Figura 29 – Principais sistemas de correntes a nível global. Adaptado de (Beazley, 1977).....29
Figura 30 – Correntes de deriva e retorno. Adaptado de (Reis, 2002).....31
Figura 31 – Trajectória das marcas na zona norte da experiência (praia de Vieira de Leiria). Fonte: I.H.....32
Figura 32 - Trajectória seguida pelas marcas na zona sul da experiência (Praia de Velha). Fonte: I.H. 32
Figura 33 – Marégrafos na costa portuguesa. Fonte: I.H. 34
Figura 34 - Temperatura da água do mar ao largo de Leixões.....35
Figura 35 - Frequência das classes de temperatura mais significativas (Dias Santos, 2000).....36
Figura 36 – Comparação entre as alterações nas temperaturas de superfície (globais, continentais e no oceano) observadas com os resultados simulados por modelos climáticos, entre 1900 e 2005. A linha negra representa as médias observadas para as décadas. As bandas azuis representam os resultados de 5 modelos considerando apenas os factores naturais. As bandas a cor-de-rosa representam os resultados de 58 simulações de 14 modelos climáticos considerando os factores naturais e antropogénicos. Adaptado de (IPCC, 2007).....38

Capítulo 2

Figura 37 – O quebramar ao pôr-do-sol.....44
Figura 38 – Quebramares transversais (esporões) construídos em traves de madeira, Aberdeen, Escócia, 2004.....45
Figura 39 – Principais tipos de obras de defesa costeira e suas consequências a nível sedimentar (Veloso Gomes, 1991).....46
Figura 40 – Obra transversal (A) e obra longitudinal aderente (B), Cortegaça, 2004.....47
Figura 41 – A - Tômbolo induzido por afloramento rochoso natural. Praia de Miramar, 2004. B - Quebramar destacado, já bastante degradado, e respectivo tômbolo. Praia de Caxinas, Vila do Conde, 2000.....48
Figura 42 – Placa informativa e início da construção do acesso junto ao posto médico, Outubro de 2001.....49

Figura 43 – As várias hipóteses em discussão para a localização do quebramar da Aguda (IHRH, 1999).....50

Figura 44 – 1 – Proposta de localização idealizada pelos pescadores. 2 – Localização e forma finais do quebramar (IHRH, 1999).....52

Figura 45 – Localização proposta pelos pescadores e materializada pela colocação de bóias (A) e localização final do quebramar (B) (IHRH, 1999).....52

Figura 46 – O embate das ondas contra o quebramar é, por vezes, muito violento.....53

Figura 47 – Perfil transversal do quebramar da Aguda (IHRH, 1999).....54

Figura 48 – Da esquerda para a direita: Fase final da construção do farolete norte; o mesmo depois de concluído; farolete sul e colunas de sinalização de bombordo e de estibordo.....54

Figura 49 – Aspecto da deflecção da vaga no quebramar.....55

Figura 50 – Início da obra e construção do acesso ao longo da praia.....55

Figura 51 – A construção avança mar adentro num ritmo condicionado pelas marés e pelo estado do mar.....55

Figura 52 – Máquinas a circular sobre o núcleo.....56

Figura 53 – Cofragem a ser colocada em posição.....56

Figura 54 – Enchimento dos sacos, de fibra Geotêxtil, com betão.....56

Figura 55 – Colocação dos sacos com betão com auxílio de um mergulhador (à esquerda) e pormenor dos sacos servindo de “cama“ ao núcleo (à direita).....57

Figura 56 – Colocação de pedras no interior da cofragem antes da betonagem (betão ciclópico).....57

Figura 57 – Enrocamento de protecção da cofragem.....57

Figura 58 – Betonagem e vibração do betão.....57

Figura 59 – Montagem do enrocamento no lado interno.....58

Figura 60 – Remoção da areia acumulada junto ao topo norte do quebramar. Julho de 2002.....58

Figura 61 – Quebramar depois de concluído. Agosto de 2002.....58

Figura 62 – A – Água e areia são ejectadas através das juntas entre os módulos de betão provocando uma forte abrasão. B – Pormenor da situação anterior. C - Junta entre os módulos já bastante alterada. D – Local donde saiu um fragmento de betão. E e F – Bloco de pedra, do enrocamento interior, deslocado (setas).....59

Capítulo 3

Figura 63 – Laminárias da espécie *Sachoriza polischides* nas pedras de enrocamento do quebramar.....62

Figura 64 – Diagrama esquemático da sucessão biológica que conduz à formação dos biofilmes num substrato duro imerso em água. Adaptado de (Wahl, 1989).....63

Figura 65 – Efeito da actividade herbívora das lapas *Patella* spp. sobre as algas verdes. Na foto da esquerda não são visíveis lapas pois nesta zona (coroamento do quebramar), muito elevada em relação ao Z.H. (5,5 m), durante os períodos mais quentes e secos do dia, as lapas abrigam-se na frescura das juntas ente os módulos de betão saindo apenas de noite ou durante a preia-mar quando o espraio das ondas molha abundantemente esta área.....66

Figura 66 – Resumo do estado do tempo durante 700 dias. Adaptado de (Dias Santos, 2000).....69

Figura 67 – Localização das estações de amostragem: F1-baixo-exterior, F2-cima-exterior, F3-baixo-exterior, F4- cima-exterior, 1-baixo-interior, 2-cima-interior, 3-baixo-interior, 4-cima-interior.....70

Figura 68 – Transporte do material necessário para as amostragens (esquerda) (fot. de Mike Weber) e escada colocada entre o coroamento e as rochas de enrocamento para aceder às estações de amostragem (direita).....71

Figura 69 – Colocação do caixilho de amostragem (esquerda) (fot. de Mike Weber) e exemplo das fotografias tiradas para avaliação posterior (direita).....71

Figura 70 – Evolução temporal da abundância (taxa de ocupação) das espécies nas oito estações De amostragem. As 21 amostragens (A a V) decorreram de Agosto de 2002 a Dezembro de 2004, num total de 29 meses.....81

Figura 71 – Algas verdes do género *Ulva.*.....84

Figura 72 – *Sargassum muticum.*.....84

Figura 73 – *Fucus spiralis*, na face interna do quebramar.....84

Figura 74 – *Melaraphe neritoides.*.....84

Figura 75 – Evolução temporal da cobertura biológica nas diferentes zonas do quebramar. Média (± erro padrão). A – lado exposto, Sul *versus* Norte. B – Lado abrigado, Sul *versus* Norte. C - lado exposto, cota superior *versus* cota inferior. D - Lado abrigado, cota superior *versus* cota inferior. E – Lado exposto versus lado abrigado à cota superior. F - Lado exposto versus lado abrigado à cota inferior.....87

Figura 76 – Evolução temporal da cobertura biológica nas diferentes zonas do quebramar. Lado exposto versus lado abrigado. Média (± erro padrão).....88

Figura 77 – Evolução temporal da taxa de ocupação biológica em todos os locais e ao longo das 21 amostragens (29 meses).....88

Figura 78 – Diagramas de ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para as 21 amostragens (6 réplicas) ao longo de 29 meses.....89

Figura 79 - Diagrama de ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para as 21 amostras (médias) em cada uma das estações de amostragem.....93

Figura 80 – Evolução da estatística *R* entre os vários locais ao longo das 21 amostragens.....95

Figura 81 – Evolução dos índices de diversidade ao longo das 21 amostragens em todas as estações.....97

Figura 82 – Evolução temporal da diversidade e equitabilidade. Média ± erro padrão. Lado externo (exposto) *versus* lado interno (abrigado).....98

Figura 83 – Paramento externo do quebramar apresentando grande biodiversidade.....99

Figura 84 – Paramento interno do quebramar com fraca biodiversidade.....99

Figura 85 - Diagramas de ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para a diversidade em cada um dos locais de amostragem para os 5 grupos de amostras.....100

Figura 86 - Mexilhões nas rochas de enrocamento do quebramar.....102

Figura 87 - Anatomia do mexilhão. Adaptado de “Conhecer o Litoral” de Motta, Prata & Weber, 2002.....102

Figura 88 – Evolução do tamanho dos mexilhões ao longo de 23 meses nas seis estações de amostragem.....105

Figura 89 – Evolução do peso da matéria orgânica dos mexilhões ao longo de 23 meses nas seis estações de amostragem.....105

Figura 90 – Evolução do peso da matéria orgânica dos mexilhões nos primeiros 14 meses nas seis Estações de amostragem.....106

Figura 91 – Evolução do peso da matéria orgânica dos mexilhões nos últimos 9 meses nas seis estações de amostragem.....106

Figura 92 – Evolução do teor em matéria orgânica no peso seco dos mexilhões nas seis estações de amostragem ao longo de 23 meses.....107

Figura 93 – Evolução do índice de relação peso da carne/peso da concha dos mexilhões nas seis estações de amostragem ao longo de 23 meses.....107

Figura 94 – Principais componentes da morfologia externa da percebe.....109

Figura 95 - Crescimento das percebes *Pollicipes pollicipes*, avaliado pelo comprimento do rostro, ao longo de cerca de 20 meses. Médias ± erro padrão.....111

Capítulo 4

Figura 96 – Recife artificial constituído por módulos cúbicos.....115

Figura 97 – Sequência de colonização biológica de um módulo de betão na zona do "Poço da Mourela".....124

Figura 98 - Relação espacial dos peixes com o recife.....129

Figura 99 – Módulos recifais com uma base capaz de conferir grande estabilidade (Reef Ball Foundation).....130

Figura 100 – Sentido do fluxo de água e das forças de impulsão num módulo recifal (Reef Ball Foundation).....130

Figura 101 – Complexo de recifes artificiais do Algarve. Adaptado de (Monteiro & Santos, 2000)....135

Figura 102 – A – Fragmento de quartzito rodeado por formações bem desenvolvidas da alga calcária incrustante *Lithophyllum incrustans*. B – *L. Incrustans*, ouriços-do-mar *Paracentrotus lividus* e blenídeos *Parablennius gattorugine*. C – Cardume de fanecas *Trisopterus luscus*. D - Sargos *Diplodus vulgaris*.....140

Figura 103 – A – cofragem em chapa de ferro usada para a construção dos módulos. B – cofragem completa e pronta a ser betonada.....141

Figura 104 – Lamas utilizadas na construção dos módulos e sua composição química.....143

Figura 105 – Paralelepípedos de betão com lamas usados nos testes de resistência.....144

Figura 106 – Afloramento rochoso conhecido como "Mourela" e o "Poço da Mourela" onde foram colocados os módulos.....145

Figura 107 – Recife artificial depois de montado no fundo. Os oito módulos que o constituem estão presos uns aos outros com abraçadeiras de plástico (esquerda). Pormenor da ligação entre os módulos (direita).....146

Figura 108 – Monitorização dos recifes artificiais. Poço da Mourela.....147

Figura 109 – Taxa de ocupação das macroalgas representada em áreas relativas. A área ocupada pelas macroalgas verdes foi sempre maior no recife L do que no recife B. As algas vermelhas colonizaram o recife L sensivelmente a meio do período de monitorização, nunca chegando a crescer no recife B.....151

Figura 110 – Evolução do comprimento médio das macroalgas nos recifes B e L. As algas verdes apareceram primeiro e cresceram mais no recife L do que no recife B. As algas vermelhas não chegaram a crescer no recife B.....151

Figura 111 – Evolução temporal da abundância (número de indivíduos) nos recifes B e L.....152

Figura 112 – Evolução temporal da diversidade e equitabilidade. Recife de betão simples *versus* recife de betão com lama de ETAR.....153

Figura 113 - Maragotas (*Parablennius gattorugine*) e uma navalheira (*Necora puber*) no recife artificial, quatro dias após a sua implantação.....154

Figura 114 - Recife B no dia 15 de Julho. As algas verdes estão ainda no início do seu desenvolvimento. Os ouriços-do-mar (*Paracentrotus lividus*) são a espécie dominante.....154

Figura 115 - Recife L no dia 15 de Julho. As algas verdes apresentam-se já bem desenvolvidas. Observa-se um maior equilíbrio nas espécies presentes.....155

Figura 116 – Recife completamente assoreado. Apenas é possível observar as extremidades das abraçadeiras de plástico que uniam entre si os módulos recifais.....155

Figura 117 – Diagramas de ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para os 2 conjuntos de amostragens A, B, C e D, E, F. Os diagramas 1 e 2 consideram a totalidade dos organismos, enquanto que os diagramas seguintes separam os animais das algas....157

Figura 118 – Diagrama de ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para os quatro índices ecológicos analisados em conjunto.....159

Figura 119 - Diagrama de ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para a riqueza em espécies (S) e índice de diversidade de Shannon (H').....159

Figura 120 - Diagrama de ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para o índice de equitabilidade de Pielou (J') e índice de diversidade de Simpson.....159

Figura 121 – A - Manilhas de Ø = 0,2 m onde foram incorporados os tubos de pvc de Ø = 0,05 m. B – Construção das estruturas com blocos de betão incorporados numa caixa de betão armado.....164

Figura 122 – Planta do quebramar e local onde foram colocados os módulos. (Adaptado de IHRH, 1999).....165

Figura 123 – Pormenor do terço sul do quebramar e local onde foram implantados os módulos.....166

Figura 124 – A – local da implantação dos módulos. B – Para regularizar o fundo usaram-se "geobags" com betão.....166

Figura 125 – Transporte dos módulos para o quebramar.....167

Figura 126 – Os módulos antes do afundamento.....167

Figura 127 – Módulos de menor dimensão.....167

Figura 128 – Preparação para içar o módulo construído com blocos.....167

Figura 129 – Os módulos eram içados, afundados e colocados no lugar num trabalho conjunto do operador de grua e dos mergulhadores.....167

Figura 130 – Arranjo final do conjunto de módulos depois de montado no local pré-definido.....168

Figura 131 – Posição relativa dos módulos no enrocamento.....169

Figura 132 - *Sargassum muticum,* alga castanha infestante originária do oriente. Neste local alguns exemplares ultrapassavam os três metros de comprimento.....171

Figura 133 – Várias espécies de algas coexistindo nas rochas do enrocamento situadas mais próximo da superfície. Em primeiro plano a fronde de uma laminária *Sacchoriza polyschides* de grande porte.....171

Figura 134 – O autor alimentando à mão os blenídeos (fot. de Filipe Areia).....172

Figura 135 – Santola *Maia Squinado*, com um tamanho fora do vulgar, cerca de 80 cm de largura..172

Figura 136 – Aspecto de um dos módulos construídos com blocos de betão quatro anos após o afundamento. Julho de 2006.....173

Figura 137 – Uma das manilhas de betão com inclusão dos tubos de pvc. apresenta-se invertida e parcialmente enterrada. As partículas que surgem em primeiro plano são pequenos crustáceos misidáceos. Em baixo pode ver-se uma armadilha de rede, usada para a captura de crustáceos a partir da plataforma superior do quebramar, que ficou presa nas pedras. Julho de 2006.....173

Figura 138 – A seta indica a zona de transição entre a base de "geobags" com betão e o núcleo do quebramar. Em primeiro plano vê-se um cabo completamente colonizado por algas do género *Ulva.* Alguns mexilhões crescem sobre os "geobags". A não existência de algas na parede deve-se provavelmente à deposição de sedimentos finos o que não acontece no cabo devido ao movimento.....174

Figura 139 – Outro aspecto dos “geobags”, aqui já bastante deteriorados.....174

Figura 140 – Exemplar de Peixe-rei *Atherina presbyter*, fotografado na zona dos módulos. Julho de 2006.....175

Figura 141 - Bodião *Symphodus melops*, fotografado junto dos módulos. Julho de 2006……..……175

Capítulo 5

Figura 142 – Vista geral do quebramar da Aguda e do tômbolo por ele gerado.....177

Figura 143 – Estuário e foz do rio Douro na zona das cidades do Porto e Gaia.....180

Figura 144 – Praia rectilínea sem interrupções da deriva litoral, S.Jacinto 26.10.03 (à esquerda). A interrupção da Corrente de Deriva por um quebramar transversal resulta na acreção a barlamar do obstáculo e erosão a sotamar. Cortegaça, 26.10.03.....181

Figura 145 - Exutor da ETAR da Madalena e respectivo enrocamento de protecção (seta) (esquerda). Quebramar da Aguda (direita). A barlamar destas estruturas verifica-se uma grande acumulação de sedimentos provocada pela interrupção da corrente de deriva e pela difracção das ondas. Adaptado de www.googlearth.com.....181

Figura 146 – A Praça Velha (à esquerda) onde se situava a Igreja Matriz, segunda capela de N.ª Sr.ª da Ajuda, foi parcialmente destruída pelo mar em 1897 e em 1898 a Igreja foi também destruída. Em 1904 deu-se a derrocada da torre (à direita). Arquivo da Biblioteca Municipal de Espinho.....182

Figura 147 – O mar a bater forte na muralha, Rua 2, 1949. Arquivo da Biblioteca Municipal de Espinho.....183

Figura 148 – Escadaria de acesso à praia em frente à rua 19 invadida pelas ondas (esquerda) e prejuízos causados na Avenida 8 (direita) durante as tempestades de 1979. Arquivo da Biblioteca Municipal de Espinho.....183

Figura 149 – Recuo da frente urbana de Espinho entre 1880 e a actualidade. Adaptado de (Mota Oliveira & Martins, 1991).....184

Figura 150 – A - O mar a invadir a zona marginal da Praia da Aguda. B - O mar na Rua Alfredo Dias e Rua dos Pescadores. C. Espraiamento das ondas na Rua Alfredo Dias. D. As ondas a bater na fachada de uma casa da Rua Alfredo Dias. Anos 40 do Séc. XX (Weber, Jesus & Santos, 2002).....185

Figura 151 – Baía interior ao quebramar. Situação de preia–mar, 2003.....186

Figura 152 – Baía interior ao quebramar. Situação de baixa-mar, 2003.....186

Figura 153 – Quebramar e sua zona de influência em 2005. Observe-se a difracção das ondas.....186

Figura 154 – Soterramento do topo norte do quebramar. Da esquerda para a direita, vista de nascente, vista de sul, vista de poente. 13 de Maio de 2005.....187

Figura 155 –Tômbolo formado pela presença de afloramento rochoso natural. As setas indicam o movimento induzido nos sedimentos pela dupla difracção das ondas. Praia de Miramar, 26.10.03.....188

Figura 156 – Imediatamente a seguir ao fim das obras estabeleceu-se um pequeno tômbolo de areia que durante duas a três semanas foi galgável na preia-mar. Julho de 2002.....189

Figura 157 – Veraneantes e máquinas pesadas conviviam numa promiscuidade perigosa. Julho de 2002.....190

Figura 158 – Crescimento do hemi-tômbolo do lado sul ao longo dos primeiros oito meses após a conclusão da obra.....190

Figura 159 – A - Praia da Aguda em 2003, 1 ano após a construção do quebramar. B - Praia da Aguda em 2005, 3 anos após a construção do quebramar.....191

Figura 160 – A - Praia da Aguda em 1998, antes do início da obra do quebramar. Adaptado de www.it-geo.pt. B - Praia da Aguda em 2005, 3 anos após a construção do quebramar. Adaptado de www.googlearth.com.....192

Figura 161 – A - Início da formação de uma praia pelo lado poente do quebramar, 6-4-2004. B – O avanço da areia soterrou importantes comunidades animais como as colónias de barroeira e de mexilhões.....192

Figura 162 – A - Em Julho de 2006 já a praia se estendia até ao topo sul do quebramar. B - Como resultado da difracção da onda a areia foi entrando na baía.....193

Figura 163 – Em Setembro de 2007 a baía encontrava-se quase completamente assoreada e o canal de navegação era já muito estreito na baixa-mar.....193

Figura 164 – A areia começou a entrar na baía sendo visível uma pequena praia junto do topo sul do lado interno, 31-7-2006.....193

Figura 165 – A quantidade de areia ia aumentando e progredindo de sul para norte, 10-8-2006.....194

Figura 166 – A areia ia entrando, aproximando-se do tômbolo, 27-8-2006.....194

Figura 167 – A baía ia ficando progressivamente mais assoreada, 12-9.2006.....194

Figura 168 – A "língua" de areia ia progredindo para norte, 10-10-2006.....195

Figura 169 – A "língua" de areia encostou ao tômbolo, 21-2-2007.....195

Figura 170 – A areia ocupava todo o lado interno do quebramar, 17-4-2007.....195

Figura 171 – No Verão seguinte notou-se a entrada de maiores quantidades de areia, 31-8-2007...196

Figura 172 – A baía interna ao quebramar estava já muito assoreada, 28-9-2007.....196

Figura 173 – A baía completamente assoreada, 27-12-2007.....196

Figura 174 – Erosão a sotamar. Dezembro de 2003.....197

Figura 175 – A seta vermelha indica a largura da duna em 2005 e a linha branca a sua posição actual. Adaptado de www.googlearth.com.....198

Figura 176 – Em Dezembro de 2003 a duna tinha já recuado vários metros e junto da ribeira da Granja (à esquerda) a tubagem do saneamento ficou exposta.....198

Figura 177 – O mesmo local da duna entre a Aguda e a Granja. A fotografia da esquerda é de Agosto de 2004 e a da direita é de Fevereiro de 2008. Nestes três anos e meio a duna recuou cerca de quatro metros, de nada valendo a realimentação artificial de areias efectuada neste local antes de cada Verão.....199

Figura 178 – A – Caixa de visita e tubagem do saneamento expostos aos elementos. B – Complexo de piscinas da Granja em risco. Fevereiro de 2008.....199

Figura 179 - Arqueólogo observando pedra talhada ainda inserida no depósito marinho com cerca de 120 000 anos. Praia da Granja, 11-2-2005.....200

Figura 180 – Depósitos lagunares ricos em matéria orgânica datados de há 9000 anos.....200

Figura 181 – Pedra talhada.....201

Figura 182 – Machado de mão.....201

Figura 183 – Núcleo de quartzo.....202

Figura 184 – Mó para esmagar sementes.....202

Figura 185 - *Sargassum muticum.*.....205

Figura 186 - *Grateloupia turuturu.*.....205

Figura 187 – A biodiversidade dos fundos era bastante grande. Nestas fotografias é possível observar-se sargos *Diplodus vulgaris*, ouriços – do – mar *Paracentrotus lividus*, algas calcárias *Lithophyllum incrustans*, além de várias espécies de algas.verdes e algas vermelhas.....206

Figura 188 – A – Jangada usada para guardar artes de pesca. B – Viveiros com caranguejo pilado vivo para servir de isco.....207
Figura 189 – Evolução temporal da Taxa de Cobertura das espécies de algas mais representativas encontradas no decurso do estudo.....216
Figura 190 – Evolução da Taxa de Cobertura para as espécies de animais mais representativas encontradas no decurso do estudo.....217
Figura 191 - Evolução da Taxa de Cobertura Biológica Total.....218
Figura 192 – Uma das poças esterilizadas, na qual é bem visível a elevada quantidade de *Ulva* em Novembro (amostragem D).....219
Figura 193 - MDS's da Taxa de Ocupação Biológica para o total das amostras e para cada uma isoladamente.....221
Figura 194 – Comparação da amostragem A (antes do tratamento) com a amostragem J (10 meses após) e com a amostragem K (11 meses após), nas poças raspadas.....224
Figura 195 – Comparação da amostragem A (antes do tratamento) com a amostragem J (10 meses após) e com a amostragem K (11 meses após), nas poças esterilizadas....225
Figura 196 – Evolução dos vários índices ecológicos.....227

Capítulo 6

Figura 197 – Gaivotas no intertidal superior.....234
Figura 198 - Parâmetros físico-químicos (sem CQO) nos três locais de amostragem. Médias ± erro-padrão.....248
Figura 199 - Valores médios dos parâmetros físico-químicos nos três locais de amostragem (S, Q e N).....249
Figura 200 - Ordenações nMDS para os parâmetros físico-químicos, considerados em conjunto (A) e separadamente (B,C,D,E,F,G,H,I e J).....250

Capítulo 7

Figura 201 – Extremidade sul do quebramar.....257

Índice de tabelas

Capítulo 1

Tabela 1 – Divisões do tempo geológico. Adaptado de (Medeiros, 2005).....7
Tabela 2 – Direcções e frequências do vento (IHRH,1993).....15
Tabela 3 – Médias mensais e anuais para a frequência das direcções e velocidades do vento medidos no Aeroporto do Porto. Adaptado de (IHRH, 1993).....16
Tabela 4 – Frequências das intensidades do vento no Aeroporto do Porto. Adaptado de (IHRH, 1993).....17
Tabela 5 – Velocidades e débitos das principais correntes globais. Adaptado de (Beazley, 1977).....30
Tabela 6 – Valores das marés em Leixões. Fonte: IHRH (1988).....34
Tabela 7 – Subida do nível do mar entre 1961 e 2003 e estimação do contributo das várias fontes. Adaptado de (IPCC, 2007).....41

Tabela 8 – Projecção da subida média do nível do mar até ao final do Séc. XXI. Adaptado de (IPCC, 2007).....41

Capítulo 3

Tabela 9 – Datas das amostragens.....70

Tabela 10 – Percentagem de área ocupada atribuída aos indivíduos das espécies cuja abundância foi aferida por contagem de espécimens.....72

Tabela 11 - *One-way* ANOSIM. *R* Global e probabilidade associada. # não-significativo: *R* demasiado pequeno.....92

Tabela 12 - *One-way* ANOSIM. para todos os pares (médias) de locais de amostragem e probabilidade associada. # não-significativo: *R* demasiado pequeno. ? – significativo com reservas. *R* Global = 0,362, *p* = 0,001.....94

Tabela 13 - *One-way* ANOSIM. *R* Global e probabilidade associada. # não-significativo.....101

Tabela 14 – Evolução do tamanho médio de *Pollicipes pollicipes*. Evolução do comprimento rostral ao longo de 20 meses.....111

Capítulo 4

Tabela 15 - Composição dos paralelepípedos usados nos testes de quebra.....144

Tabela 16 - Composição dos dois grupos de módulos.....144

Tabela 17 -Resistência das várias composições de betão relativamente à proporção de lama incluída.....148

Tabela 18 - Espécies e indivíduos observados no recife B (módulos de betão simples).....149

Tabela 19 - Espécies e indivíduos observados no recife L (módulos de betão com lamas).....150

Tabela 20 - *One-way* ANOSIM. *R* Global e probabilidade associada. # não-significativo: *R* demasiado pequeno; *p* > 0,05.....158

Tabela 21 - *One-way* ANOSIM. *R* Global e probabilidade associada.....160

Capítulo 5

Tabela 22 – Variação dos volumes absolutos de sedimentos entre Fevereiro de 2001 e Janeiro de 2003. Estes valores incluem os volumes correspondentes às transferências artificiais de areias (Batista *et al*, 2004).....191

Tabela 23 – Dados recolhidos em 2004 referentes ao processo de transferência de areias.....203

Tabela 24 – Total da areia retirada artificialmente do tômbolo formado pelo quebramar na praia da Aguda norte desde a sua construção. * Areia retirada aquando da 2ª intervenção de 2006 e levada por estrada para S.Félix da Marinha.....203

Tabela 25 – Resultados obtidos no teste ANOSIM, para cada amostragem e em função do tratamento. Nível de significância estatística *p* = 0,001 em todas as amostragens.....223

Tabela 26 – Resultados do teste One-way ANOSIM das comparações entre a primeira amostragem (A) com as duas últimas (J e K) nas poças raspadas.....224

Tabela 27 – Resultados do teste One-way ANOSIM das comparações entre a primeira amostragem (A) com as duas últimas (J e K) nas poças raspadas.....225

Tabela 28 – Valores médios da variação temporal dos índices biológicos e Taxa de Cobertura Biológica. As letras (de A a K) após a identificação do grupo de poças referem-se à respectiva amostragem.....226

Tabela 29 – Resultados do teste de comparação múltipla de Tukey (p = 0,05).
Legenda: Negrito – Existem diferenças estatisticamente significativas.....228

Tabela 30 – Resultados do teste de comparação múltipla de Tukey (p = 0,05) para a comparação entre a amostragem A e as seguintes, nas poças raspadas;
Negrito – Existem diferenças estatisticamente significativas.....230

Tabela 31 – Resultados do teste de comparação múltipla de Tukey (p = 0,05) para a comparação entre a amostragem A e as seguintes, nas poças esterilizadas;
Negrito – Existem diferenças estatisticamente significativas.....230

Capítulo 6

Tabela 32 – Parâmetros físico-químicos da água do mar em três pontos de amostragem distintos:
N – norte do quebramar; Q – baía formada pelo quebramar; S – sul do quebramar.....246

Tabela 33 – Médias e respectivos erros-padrão dos parâmetros físico-químicos nos três locais.....248

Tabela 34 – Análise de similaridade “one-way ANOSIM” e probabilidade associada para os parâmetros físico-químicos, considerados em conjunto (A) e separadamente (B,C,D,E,F,G,H,I e J). Em cada caso comparam-se todos os pares de locais (S, Q, e N). * estatisticamente significativo; ** estatisticamente não significativo.....252

Impactos e Colonização Biológica de uma Estrutura de Defesa Costeira – o Quebramar da Aguda



CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO GERAL

Os problemas são como as montanhas, só se aplanam quando caminhámos sobre elas

Provérbio japonês



Paisagem

Passavam pelo ar aves repentinas,
O cheiro da terra era fundo e amargo,
E ao longe as cavalgadas do mar largo
Sacudiam na areia as suas crinas.

Era o céu azul, o campo verde, a terra escura,
Era a carne das árvores elástica e dura,
Eram as gotas de sangue da resina
E as folhas em que a luz se descombina.

Eram os caminhos num ir lento,
Eram as mãos profundas do vento
Era o livre e luminoso chamamento
Da asa dos espaços fugitiva.

Eram os pinheirais onde o céu poisa,
Era o peso e era a cor de cada coisa,
A sua quietude, secretamente viva,
E a sua exalação afirmativa.

Era a verdade e a força do mar largo,
Cuja voz, quando se quebra, sobe,
Era o regresso sem fim e a claridade
Das praias onde a direito o vento corre.

Sophia de Mello Breyner Andresen

1. Introdução Geral

1.1 Enquadramento do trabalho

Partindo do consensual e elevado interesse científico que parecia ter o estudo da colonização e sucessão biológicas de uma grande superfície de substrato rochoso e de betão oferecido às comunidades biológicas, cedo se concluiu que muito mais havia a estudar. Os efeitos evidentes que foram sendo identificados na zona litoral sob influência do quebramar, conduziram este trabalho pelo caminho do estudo integrado desses efeitos, na linha do que está estabelecido chamar-se de estudo de impacto ambiental.

O trabalho que esteve na origem desta tese pretendeu estudar, duma forma abrangente, as interacções de uma obra de defesa costeira com o ambiente circundante, a sua receptividade por parte das comunidades biológicas e os seus impactos locais ao nível geomorfológico, paisagístico, ecológico, biológico e, também, ao nível da qualidade da água.

O conhecimento e as conclusões assim obtidos assumem-se como um contributo para a elaboração de Estudos de Impacte Ambiental sobre este tipo de estruturas que, devido à irreversível subida do nível médio das águas do mar e ao constante processo erosivo a que a costa portuguesa está sujeita, terão uma presença cada vez mais forte na paisagem litoral.

Um quebramar, molhe, pequeno porto ou outra estrutura similar para a Praia da Aguda, pequena localidade piscatória, situada a cerca de 15 km a sul da cidade do Porto, no Concelho de Vila Nova de Gaia (Fig. 3), era uma reivindicação dos pescadores já com muitas décadas.

Ao longo de cerca de 75 anos foram pensadas e projectadas várias estruturas com carácter diferente, no entanto nunca nada tinha sido construído.

Tendo por base estudos realizados em 1988, e considerando agora o previsto, para este local, no Plano de Ordenamento da Orla Costeira (POOC) Caminha/Espinho, foi projectado um quebramar destacado (Fig. 4), cuja construção teve inicio em Outubro de 2001 e terminou em Julho de 2002.

Esta obra de defesa costeira induziu impactos evidentes ao nível do clima de agitação marítimo, do rumo e direcção das ondas e da geomorfologia da zona e outros, menos visíveis, na qualidade da água e na composição das comunidades biológicas.

No sentido de avaliar estes impactos e de obter uma melhor compreensão da influência que uma obra deste tipo tem na costa e nos ecossistemas foram realizados diferentes estudos que no seu conjunto dão uma visão bastante ampla e completa do impacto total.

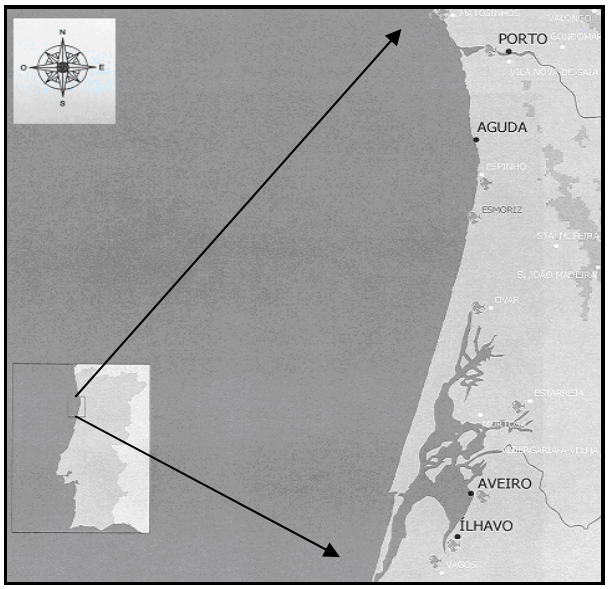


Figura 3 – Troço da costa ocidental portuguesa e localização da praia da Aguda.

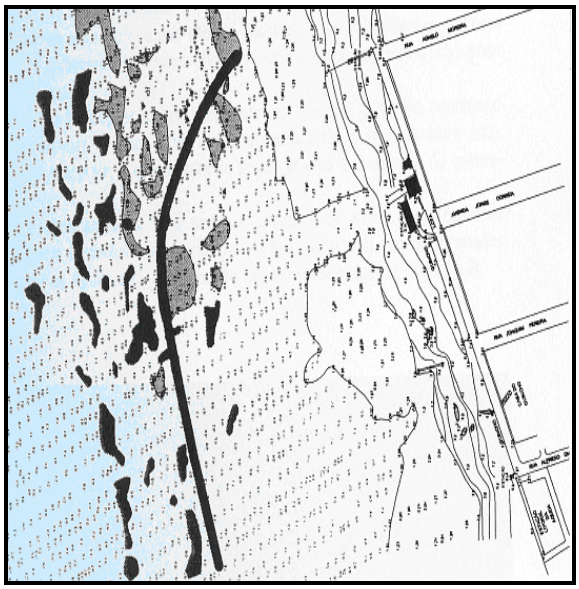


Figura 4 – Quebramar da Aguda (planta) (IHRH, 1999).

A costa portuguesa enfrenta as consequências de um alto grau de actividade humana. O impacto dessas actividades sobre os organismos intertidais ainda não é completamente compreendido (Raffaelli & Hawkins, 1996).

Uma das mais agressivas alterações impostas à linha de costa é a implantação de obras de defesa costeira tais como quebramares. Além disso, o litoral tem sido alvo crescente das preocupações dos responsáveis governamentais por causa do papel que desempenha no fornecimento de bens e serviços nomeadamente recreação e produtos da pesca, bem como por questões ligadas à defesa costeira (Duarte 2000).

Actualmente, a sustentabilidade da prestação dos serviços que o litoral providencia apresenta várias ameaças (Brown & McLachlan 2002; Kennish 2002; Thompson, Crowe & Hawkins, 2002).

A linha de costa, ao nível mundial, está a sofrer grandes impactos derivados da pressão humana existindo a necessidade de defender os investimentos económicos e sociais dos efeitos da subida acelerada do nível do mar despendendo milhões de euros em projectos de defesa costeira. Compreender o funcionamento ecológico do litoral é importante não só por razões intelectuais mas também por razões práticas se o objectivo for manter o seu valor económico, estético e cultural (King, 2004).

Foram avaliadas a colonização e sucessão biológicas no quebramar ao longo de mais de dois anos, nas suas faces externa (exposta) e interna (abrigada). Este estudo foi realizado recolhendo amostras mensalmente, em oito estações de amostragem diferentes e usando seis réplicas em cada uma delas. Os dados foram tratados posteriormente e os resultados obtidos permitiram perceber como as comunidades faunística e florística reagiram à presença deste recife artificial, como ocuparam este substrato virgem e quais as diferenças ao nível da diversidade entre a zona exposta e a zona abrigada.

Embora artificiais, estruturas como os quebramares, de betão ou pedra natural, representam um substrato duro disponível para a colonização e utilização por parte das comunidades biológicas. Esta utilização das obras de defesa costeira por parte das comunidades epibênticas deve ser vista como uma oportunidade para melhorar a sua estrutura no sentido de aumentar a produtividade haliêutica da zona litoral. As interacções destas estruturas com as comunidades intertidais necessitam de estudos mais profundos para incrementar o uso destes habitates artificiais por parte dos organismos marinhos.

A qualidade da água foi estudada numa abordagem em que se pretendeu perceber se a zona de águas calmas e relativamente fechada, criada pela estrutura, se constituía como uma entidade diferente ao nível físico-químico ou se as diferenças existiam apenas ao nível da agitação marítima. Para alcançar este objectivo foram recolhidas amostras de água e efectuadas medições *in loco* de vários parâmetros em três locais distintos: dentro da baía criada pelo quebramar e no mar aberto a sul e a norte da estrutura.

Outro dos impactos estudados foi a alteração na dinâmica dos sedimentos, tendo-se avaliado a acreção verificada a barlamar, a erosão a sotamar e a velocidade de crescimento do tômbolo induzido pela dupla difracção das ondas.

A inevitável formação deste tômbolo (acumulação de areias com forma triangular característica) estava descrita no estudo prévio (IHRH, 1999) e acontece sempre que um obstáculo provoca o efeito de dupla difracção das ondas e, obviamente, existem sedimentos em trânsito.

Avaliou-se também a quantidade de areia acumulada e para ser possível efectuar um balanço de massas contabilizou-se a areia retirada, ao longo dos anos, para reposição de outras praias. Para conhecer o efeito da acreção/erosão de sedimentos nas poças de maré e o tempo de recuperação deste ecossistema, após soterramento, foi desenvolvido um protocolo experimental que simulava esta situação e foram recolhidos dados que permitiram inferir sobre a recuperação da taxa de cobertura biológica e da biodiversidade das poças de maré após este distúrbio.

Foi a primeira vez em Portugal que, desde o primeiro momento da sua implantação, as consequências de uma obra de defesa costeira foram monitorizadas, no que respeita à sua colonização biológica e aos efeitos, a vários níveis, provocados no litoral.

Pretendeu-se monitorizar as consequências da implantação do quebramar nas vertentes biológica e física, servindo o presente trabalho para caracterizar, duma forma abrangente, os impactos biofísicos espectáveis quando se introduz, no meio ambiente, um elemento novo indutor de distúrbios quer nos processos ecológicos quer nos físicos.

A presença desta estrutura induziu impactos directos no clima de agitação marítimo e na direcção das ondas. Destes impactos resultaram outros dos quais sobressaem a criação de uma baía de águas calmas e significativamente diferentes a nível físico-químico das águas do mar aberto e também alterações morfológicas e topográficas na costa devidas aos fenómenos de refracção e difracção das ondas que resultaram na formação de um tômbolo de areia.

Os resultados e conclusões obtidos neste estudo contribuem para um melhor conhecimento de certos impactos das obras de defesa costeira que, por serem colaterais, são pouco conhecidos mas não menos importantes, sobretudo se o objectivo for a gestão sustentável e responsável da zona costeira.

1.2 Caracterização geomorfológica da região onde se insere a praia da Aguda

Para se compreender a geologia de Portugal é necessário integrá-lo no território da Península Ibérica e no contexto geológico europeu.

A Europa foi afectada por várias orogenias, que se caracterizam por uma concentração de deformações e movimentos devidos a forças tectónicas. Ao longo da história da terra (Tab. 1) ocorreram várias fases orogénicas:

Hurónica, que ocorreu durante o Pré-Câmbrico;

Caledónica, que se deu entre o início do Câmbrico e o fim do Devónico;

Hercínica, que ocorreu entre o início do Devónico e o fim do Pérmico;

Alpina, que foi a última grande orogenia e ocorreu durante o Mesozóico e o Cenozóico.

Tabela 1 – Divisões do tempo geológico. Adaptado de (Medeiros, 2005).

<table>
<tr><th>Éon</th><th>Eras</th><th colspan="4">Períodos</th><th>Início
(Milhões de anos)</th></tr>
<tr><td rowspan="15">Fanerozóico</td><td rowspan="3">Cenozóico</td><td colspan="2">Quaternário</td><td colspan="2">Plistocénico
Holocénico</td><td>2</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Terciário</td><td>Miocénico
Pliocénico</td><td>Neogénico</td><td>25</td></tr>
<tr><td>Paleocénico
Oligocénico
Eocénico</td><td>Paleogénico</td><td>65</td></tr>
<tr><td rowspan="3">Mesozóico</td><td colspan="4">Cretácico</td><td>140</td></tr>
<tr><td colspan="4">Jurássico</td><td>200</td></tr>
<tr><td colspan="4">Triássico</td><td>230</td></tr>
<tr><td rowspan="6">Paleozóico</td><td colspan="4">Pérmico</td><td>280</td></tr>
<tr><td colspan="4">Carbónico</td><td>345</td></tr>
<tr><td colspan="4">Devónico</td><td>400</td></tr>
<tr><td colspan="4">Silúrico</td><td>430</td></tr>
<tr><td colspan="4">Ordovícico</td><td>500</td></tr>
<tr><td colspan="4">Câmbrico</td><td>570</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Proterozóico</td><td rowspan="2">Pré-Câmbrico</td><td colspan="4">Proterozóico</td><td>2500</td></tr>
<tr><td colspan="4">Arcaico</td><td>4600?</td></tr>
</table>

A Europa pode ser dividida em quatro grandes conjuntos diferentes no que diz respeito às rochas dobradas aquando de cada uma das orogenias que afectaram o continente:

A Eo-europa, formada durante a orogenia pré-câmbrica englobando uma parte da Islândia e principalmente o escudo Báltico, que corresponde a um escudo Pré-Câmbrico ou cratão (parte oriental da Escandinávia e Rússia);

A Paleo-Europa formada durante a orogenia Caledónica englobando a parte ocidental da Escandinávia, Norte da Alemanha e grande parte da Grã-Bretanha e Irlanda;

A Meso-europa formada durante a orogenia Hercínica abrangendo grande parte da Alemanha, França e a Península Ibérica;

A Neo-europa que corresponde aos alinhamentos de idade Cenozóica do Sul da Europa, correspondentes à orogenia alpina e engloba toda a cadeia alpina e as cadeias que a prolongam para Este, bem como a parte oriental da Península Ibérica.

A Península Ibérica foi sobretudo afectada pela orogenia Hercínica, sendo por isso constituída por materiais pertencentes à cadeia Hercínica, apresentando contudo, a nordeste e a sudeste, trechos da cadeia alpina.

O território português compreende três unidades diferentes, tanto a nível cronológico como ao nível da estrutura dos terrenos, sendo possível identificar o Maciço Hespérico (ou Ibérico), as orlas Ocidental e meridional e as bacias terciárias do Tejo e do Sado.

O maciço Hespérico é o fragmento mais contínuo do soco Hercínico da Europa. Prolonga-se até ao litoral, onde contacta com o mar até um pouco a sul do Douro. Porém, é interrompido pela orla ocidental meso-cenozóica.

O maciço Hespérico ou Ibérico, ocupa cerca de 70% da superfície de Portugal continental e durante a orogenia Hercínica foi dobrado e metamorfizado, tornando-se muito resistente à fase orogénica posterior, que foi a Alpina. O restante do território continental português é ocupado pela Orla Mesocenozóica Ocidental e Meridional.

A maior parte da área do Maciço Hespérico encontra-se ocupada por rochas de idade pré-câmbrica e paleozóica, como os granitos e xistos, com comportamentos morfológicos muito distintos.

É possível distinguir dentro do maciço Hespérico áreas com diferentes características que levam à definição de grandes unidades paleogeográficas e tectónicas:

As zonas internas são a Zona Oeste Astúrico-Leonesa; Zona Galaico-Transmontana; Zona Centro-Ibérica e Zona de Ossa Morena. Nestas zonas internas a idade das rochas situa-se no Pré-Câmbrico e Paleozóico inferior. Possuem como características gerais uma deformação precoce e intensa, o grau de metamorfismo é elevado e ocorreram extensas intrusões sin-orogénicas.

As zonas externas correspondem à Zona Cantábrica e Zona Sul portuguesa. Estas zonas são muito mais recentes situando-se no Paleozóico Superior. Possuem como características gerais uma deformação mais tardia e menos intensa, o grau de metamorfismo é mais baixo e as intrusões sin-orogénicas mais raras (Fig. 5).

Das zonas apresentadas refira-se que importa estudar essencialmente a Zona Centro Ibérica e a Zona de Ossa Morena pois são as que correspondem ao Litoral de Vila Nova de Gaia.

A zona Centro Ibérica é limitada a nordeste pelo flanco do anticlinal do “Ollo de Sapo”, a sul pela faixa de compressão Portalegre-Ferreira do Zêzere e a oeste pela falha Porto-Tomar.

A zona de Ossa Morena apresenta um limite norte marcado pelo cavalgamento dos terrenos desta zona sobre os da Zona Centro Ibérica e o limite sul é constituído por um acidente tectónico importante que é o cavalgamento de Ferreira do Alentejo-Ficalho, em que esta zona cavalga a zona sul portuguesa. O contacto entre estas duas zonas verifica-se em Lavadores e na Madalena. A Zona Centro Ibérica é formada pelo complexo xisto-grauváquico, por quartzitos do Ordovicíco e por extensas manchas graníticas. A Zona de Ossa Morena é sobretudo formada por rochas gneisso-migmatíticas.

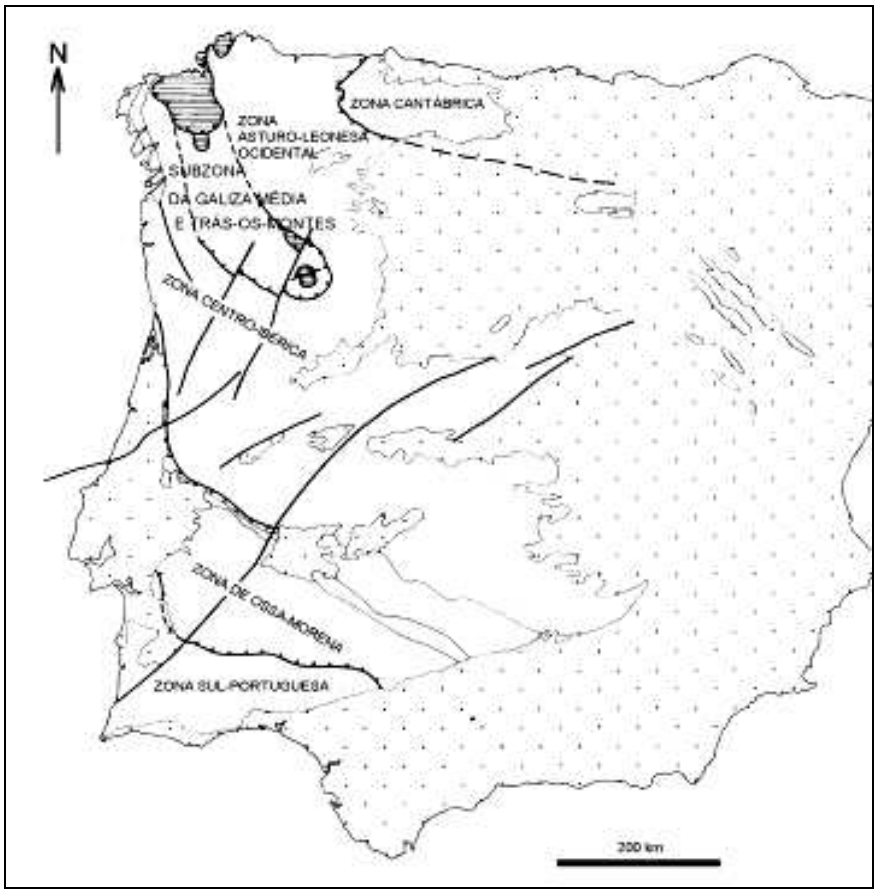


Figura 5 – Zonas paleogeográficas e tectónicas do Maciço Antigo.
Adaptado de (Ribeiro *et al,* 1979).

O litoral de Vila Nova de Gaia apresenta características distintas tanto ao nível geológico como estrutural. Para melhor compreender a faixa costeira devemos procurar conhecer a sua evolução, sendo a abertura do oceano Atlântico um dos factores mais importantes em todo este processo.
Foi no início do Mesozóico que se deu a abertura de um rifte com a orientação NNE-SSW designado por “Fosso Lusitano”. Ao longo do mesozóico sucederam-se avanços e recuos do nível do mar, havendo assim sucessivos ciclos de regressão e de transgressão. Desta forma o mar foi adquirindo diferentes extensões e profundidades e as características de sedimentação variaram no espaço e no tempo.

No final do Cretácico assiste-se a uma regressão que provocou a emersão generalizada do território e interrompeu a sedimentação marinha. No Pliocénico ocorreram dois episódios que introduziram novos aspectos no território português: a génese de uma plataforma de erosão marinha e a implantação de uma drenagem fluvial que originou a actual (Ribeiro, Antunes, Ferreira, Soares, Zbyszewski, Moitinho de Almeida, Carvalho & Monteiro, 1979).

A plataforma de erosão marinha é uma superfície rochosa pouco inclinada que se estende da base da arriba para o largo, entre os níveis das marés mais altas e mais baixas (Moreira, 1984).

Outro conceito útil é o de plataforma litoral. No caso português esta plataforma estende-se desde o Minho até Sagres e daí até Vila Real de Santo António. Possui uma largura variável e altitudes também variáveis. Ao deslocarmo-nos para o interior verificámos que esta estrutura é delimitada por escarpas. Esta superfície encontra-se, em vários locais, coberta por areias e seixos de natureza marinha ou fluvial.

Na região de V. N. de Gaia, a plataforma litoral desenvolve-se a altitudes que vão desde o nível do mar até 124 m na Rasa de Cima.

No final do Cenozóico definiram-se as principais redes de drenagem fluvial. Anteriormente a esta época a drenagem era endorreica mas, em consequência de um basculamento global para oeste, passa a realizar-se para o Atlântico numa direcção geral NE-SO.

O período Quaternário assume uma grande importância em termos de evolução geomorfológica sendo nesta altura que se definiu a forma da linha de costa assim como alguns relevos em Portugal. O Quaternário influenciou de uma forma decisiva as características actuais do relevo em Portugal. O início deste período pode ser definido através da existência de derrames torrenciais que têm a sua origem em factores climáticos e tectónicos. O Quaternário é uma era geológica, usualmente identificada através das sucessivas fases glaciárias (Donau, Gunz, Mindel, Riss e Würm) e interglaciárias. Estas últimas corresponderam a transgressões marinhas enquanto que as eras glaciárias corresponderam a regressões (descidas) do nível do mar. Pode, no entanto, verificar-se que no conjunto das transgressões e regressões, o resultado final foi uma regressão, pois cada movimento transgressivo nunca teria atingido a posição anterior do nível do mar.

A era Cenozóica foi marcada por uma série de períodos glaciários e interglaciários, que provocaram os fenómenos de eustatismo responsáveis pelos avanços e recuos da linha da costa e que influenciaram a modelação da faixa litoral actual.

A última grande glaciação na Europa, a glaciação de Würm, atingiu o seu expoente máximo entre 20.000 – 18.000 anos atrás. Há cerca de 10.000 anos atrás as calotes de gelo começaram a regredir, marcando assim o início do Holocénico, ao longo do qual também se têm vindo a verificar variações climáticas. Relativamente aos últimos 2.000 anos destacam-se dois períodos importantes:

MWP (Medieval Warm Period) – Período Medieval Quente, entre o séc. VI e o séc. XIV;

LIA (Little Ice Age) – Pequena Idade do Gelo, entre o séc. XV e o séc. XIX (Dias 2004).

Até há bem pouco tempo o planeta encontrava-se na chamada “Pequena Idade do Gelo”. Este período que representa uma expansão dos gelos das montanhas que atingem assim altitudes baixas, terá representado uma diminuição global da temperatura, cujas consequências terão variado de

região para região. É possível afirmar que se prolongou desde a idade Média até1830 (Carvalho & Granja, 2002).

As regressões marinhas tiveram como consequência deixar a descoberto as areias do litoral, o que permitiu que por acção eólica se deslocassem para o interior, vindo a constituir as praias e as dunas. Estas foram posteriormente consolidadas, encontrando-se actualmente em vários pontos do litoral.

O traçado do litoral está estreitamente ligado às variações do nível do mar que ocorreram durante o Quaternário. Existem, contudo, outros factores que importam para explicar o traçado regular da costa portuguesa. Neste processo foi de grande importância a deposição de sedimentos holocénicos, como por exemplo, os que se encontram na planície em torno da ria de Aveiro. Tal facto ocorreu devido à chamada transgressão flandriana, que resultou da fusão dos *inlandsis* (glaciares de grande espessura, cerca de 3000 metros, que se encontram sobre as superfícies continentais das altas latitudes). Esta terá originado uma laguna na parte terminal do rio Vouga, a qual foi fechada por uma restinga de areia.

Um outro factor que terá contribuído para o carácter rectilíneo da costa portuguesa, foi a erosão. Esta teve a sua acção facilitada devido à existência de baixos planaltos no litoral, resultando daí uma erosão bastante eficaz (Moreira, 1984; Dias, 2004).

Actualmente o mar encontra-se em transgressão quer por causas naturais, o planeta encontra-se numa fase interglaciar, quer por causas antrópicas.

A palavra litoral é frequentemente utilizada, mas o respectivo conceito pode englobar áreas muito diversas consoante os critérios da sua definição sejam físicos ou humanos.

O termo “costa”, no entanto, já assume um carácter mais restrito e está relacionado com a superfície terrestre que está no contacto entre as terras emersas e o mar (Moreira, 1984).

O litoral é um conceito difícil de definir. Para simplificar pode-se usar o conceito da geografia física que faz coincidir o litoral com a plataforma litoral que na zona da costa onde se insere o concelho de V. N. de Gaia é limitada para o interior por um relevo rectilíneo, a partir do qual se encontra um declive contínuo até ao mar e que se designa por plataforma litoral (Araújo, 1985).

O Litoral é uma faixa que constitui uma separação entre os domínios continental e marinho. Trata-se de um sistema aberto, extremamente complexo, que materializa uma interface múltipla entre a geosfera, a hidrosfera, a atmosfera e a biosfera. Assim, devido à diversidade de processos que aí ocorrem, não é de estranhar que as zonas costeiras sejam as zonas mais dinâmicas à face da terra (Soares de Carvalho, 1985; Dias, 2004).

Estes factos também tornam o Litoral num ambiente muito vulnerável pelo que as zonas costeiras estão constantemente a tender para um equilíbrio dinâmico mas só muito raramente é que o atingem (Dias, 2004).

Por praia entende-se um tipo de costa, que é constituída por materiais detríticos, arenosos, areno-siltosos e grosseiros onde podemos englobar os calhaus e os seixos, sendo as arenosas as mais comuns (Moreira, 1984).

Segundo Pethick (1984), as praias são faixas costeiras onde se encontram materiais soltos e que por causa disso adaptam a sua forma de acordo com a intensidade das ondas, sendo assim capazes de manter um equilíbrio em relação à quantidade de sedimentos que contém.

As praias de V. N. de Gaia, apresentam um caracter arenoso, no entanto é visível em algumas destas praias uma plataforma de abrasão marinha. Esta encontra-se sujeita à acção erosiva da ondulação que em conjunto com a estrutura geológica das formações e a sua litologia, determinam a sua rugosidade (Moreira, 1984).

As plataformas de abrasão marinha podem classificar-se de tipo A, que tem um declive em direcção ao mar e de tipo B que corresponde às plataformas horizontais (Sunamura, 1992).

No que respeita à litologia destas praias, de acordo com Chaminé (2000), na zona de Ossa Morena encontram-se dois domínios estruturais para a faixa metamórfica de Espinho - Albergaria-a-Velha: A unidade de Espinho e a unidade de Lourosa.

Estas duas unidades podem ser encontradas em Gaia, aflorando a unidade de Espinho junto à orla litoral desde a praia da Aguda até à praia da Granja. Possui cerca de 20 km de extensão com a orientação NNW-SSE

A unidade de Lourosa aflora desde Valadares e possui cerca de 35 km de extensão com a orientação NNW-SSE e 9 km de largura máxima.

Estas unidades, embora se localizem ambas na Zona de Ossa Morena, possuem características litológicas diferentes.

A plataforma de abrasão marinha assume uma grande importância para a vida marinha pois as reentrâncias e o substrato rígido proporcionado por esta estrutura acolhem inúmeras espécies constituindo o seu habitat natural. Importa estudar como se originam certas formas talhadas na rocha como resultado da erosão provocada pelas marés, litologia, exposição à vaga, clima e variações do nível do mar. As principais formas de erosão são as marmitas (Fig. 6), escavadas devido à acção de materiais abrasivos e que geralmente tem formas próximas do circular e os entalhes basais (Fig.7). Estas duas formas estão bem representadas nas praias de V. N. de Gaia inclusivamente na praia da Aguda.



Figura 6 – Marmita. Praia da Aguda.



Figura 7 – Entalhe basal. Praia da Aguda.

Na praia da Aguda a plataforma de erosão marinha caracteriza-se pela presença de migmatitos, gneisses e micaxistos. Nesta praia encontram-se filões aplíticos, pegmatíticos e aplitopegmatíticos. Também se encontram quartzos milonitos granatíferos (Chaminé, 2000).

Esta associação mineralógica contém granadas, quartzo e mica branca que afloram de uma forma descontínua. Possuem um aspecto homogéneo e compacto com uma granularidade de média a fina e cor acastanhada. Verifica-se a presença de porfiroblastos de granada e também a frequência de níveis milimétricos de quartzo leitoso paralelos à foliação principal do quartzo milonito (Chaminé, 2000).

Na praia da Aguda é também possível observar-se a presença de alguns depósitos do final do Quaternário. Estes afloram devido à intensa erosão que se faz sentir a sul do quebramar.

A praia da Granja, que tal como a praia da Aguda pertence à unidade de Espinho, apresenta características semelhantes. Surgem quartzos milonitos granatíferos e micaxistos biotíticos de cor cinzenta escura onde se encontram porfiroblastos de granada e estaurolite (Chaminé, 2000).

No que respeita aos depósitos da plataforma litoral entre Porto e Espinho, Araújo (1991) sugere três fases de deposição distintas. Depósitos da fase I serão os mais antigos e encontram-se geralmente a cotas superiores a 100 m e serão provavelmente do Placeniano. Estes depósitos apresentam uma base bastante grosseira, seguida de uma camada pelítica que sugere um ambiente de deposição pouco energético, talvez uma planície aluvial, seguida de uma unidade superior com uma granulometria mais grosseira (areão e seixos) com um forte encorouçamento no topo.

Os depósitos da fase II localizam-se ao longo de uma faixa a oeste do Relevo Marginal e paralela ao mesmo. A sua posição geográfica e as suas características sedimentológicas apontam para depósitos do tipo leque aluvial gerados aquando de uma crise tectónica ou climática. (Araújo, 1997; Araújo, 2003).

Os depósitos da fase III corresponderão a depósitos de origem marinha e podem ser divididos em três níveis que se diferenciam pelas suas características sedimentológicas e não pela altimetria. Os mais antigos são os de nível I situando-se em altitudes entre 30 e 37 m. São depósitos geralmente espessos que assentam sobre um substrato rubefacto e bastante alterado. Os depósitos de nível II apresentam uma certa ferruginização que lhes confere uma cor acastanhada, assentam sobre um substrato menos alterado, de cor esbranquiçada e localizam-se a altitudes entre os 18 e os 15 m. Finalmente, os depósitos do nível III que aparecem geralmente em cotas bastante baixas, inferiores a 10 m, chegando por vezes ao nível da zona intertidal nas praias de Francelos, Aguda e Granja (Figs. 8, 9, 10 e11). Estes depósitos mostram uma cor acastanhada devida a uma ferruginização acentuada que os transforma por vezes em verdadeiros conglomerados. O seu *bed-rock* apresenta apenas uma alteração incipiente e uma patine castanha ou alaranjada relacionada com a migração do ferro que condicionou a cimentação do depósito suprajacente (Araújo 1997).

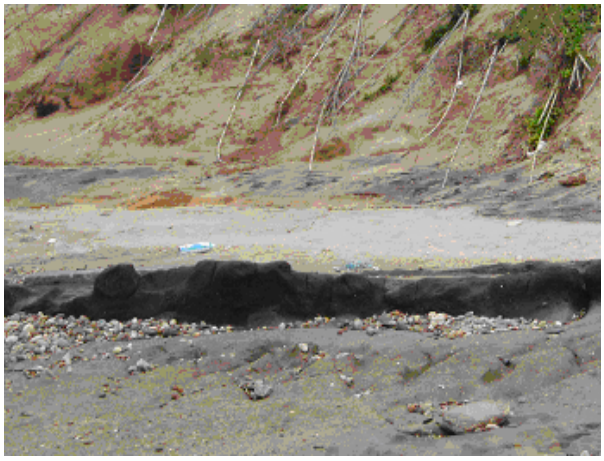


Figura 8 – Terraço de cor negra, parecendo indiciar uma deposição em ambientes lagunares redutores.



Figura 9 – Terraço de cor alaranjada e matriz argilosa.



Figura 10 - Terraço conglomerático ferruginoso.



Figura 11 – Terraço de cor cinzenta.

Ao longo desta zona do litoral é possível observar-se terraços fluvio-marinhos, tanto na base das dunas como junto da linha de água, existindo mais do que um nível de terraços. Normalmente descontínuos, estes terraços distinguem-se pela sua composição granulométrica que geralmente apresenta uma matriz argilosa, muito abundante que engloba seixos e areias. Essencialmente encontram-se quatro tipos de terraços:

Terraços de argila negra confinados a uma zona mais pequena (Fig. 8);

De cor ocre alaranjado com matriz argilosa, mostrando perto da base um nível conglomerático e no topo uma fina camada de concreções e fendas de dessecação poligonais com um preenchimento mais claro e de granulómetria mais grosseira (Fig. 9);

Terraços conglomeráticos ferruginosos de cor variável entre o amarelo e o alaranjado (Fig. 10);

Cinzentos, com matriz argilosa muito abundante e contendo areias, seixos e blocos (Fig. 11) (Araújo, 2003).

Os terraços descritos, devido à sua constituição granulométrica e mineralógica, são estruturas frágeis que, uma vez expostos aos elementos, estão a ser rapidamente erodidos.

1.3 Oceanografia e climatologia

Os oceanos correspondem a cerca de 70% da superfície da Terra e ocupam uma área de 361 milhões de km^2. O oceano Atlântico é o segundo maior oceano do mundo (a seguir ao oceano Pacífico) com uma área de 83 milhões de km^2, apresentando uma profundidade média de 3960 metros (Brinkmann, 1974).

No âmbito deste trabalho cabem descrições, embora não muito exaustivas nem muito globais, de alguns fenómenos físicos com importância nos processos costeiros. Assim, passam a ser descritos de uma forma sucinta e aplicada à região em causa, alguns fenómenos climáticos e oceanográficos com relevância para a caracterização da zona costeira.

1.3.1 Ventos

Os ventos locais são importantes pois geram correntes e pequenas ondas com diferentes intensidades e direcções que podem ser relacionadas com a persistência, velocidade e direcção dos ventos que as originaram (IHRH, 1993).

O vento na costa norte ocidental portuguesa sopra, com maior frequência, da direcção Norte, com 31,7 % das ocorrências como se pode ver na tabela 2 construída a partir de observações realizadas no farol da Boa Nova, junto a Leixões, durante cerca de 23 anos (Fig. 12).

Tabela 2 – Direcções e frequências do vento (IHRH,1993).

Direcção	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
Frequência (%)	31,7	6,1	14,8	8,5	12,0	9,3	4,6	13,0

Os ventos de SW e W ocorrem com a máxima frequência em Março (15% SW e 6,9% W) e na transição do Inverno para o Verão. Podem atingir a Força 9 (66 a 77 km/h) e a Força 10 (78 a 90 km/h), embora apenas com um total de 11 ocorrências em 23 anos.

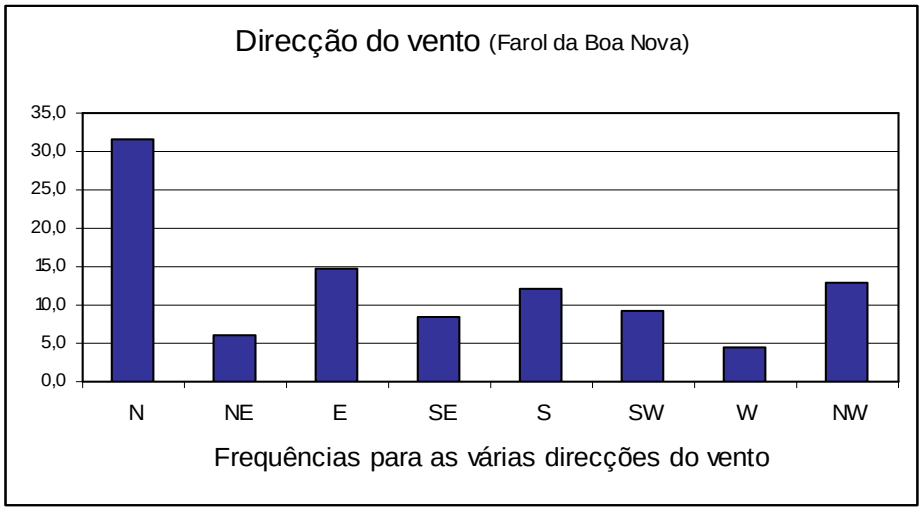


Figura 12 – Frequências das direcções do vento na região do Porto obtidas a partir de dados recolhidos no Farol da Boa Nova. Adaptado de (IHRH, 1993).

Valores medidos no Aeroporto do Porto (Francisco Sá Carneiro) permitem ter uma ideia precisa do regime de ventos nesta região (Tab. 3).

De notar que embora próximos (menos de 10km) os dois locais apresentam diferenças nas frequências para as várias direcções do vento, que se devem, provavelmente, à maior distância do aeroporto ao mar.

Para este conjunto de dados, embora os ventos predominantes continuem a ser os do quadrante W, a direcção que mostra maior frequência é a Este (Fig. 13).

Tabela 3 – Médias mensais e anuais para a frequência das direcções e velocidades do vento medidos no Aeroporto do Porto. Adaptado de (IHRH 1993).

Frequência (%) e velocidade (km/h) para cada direcção do vento																	
Mês	N		NE		E		SE		S		SW		W		NW		vel. méd.
Jan.	10,2	11,4	3,3	10,3	29,3	15,0	14,0	18,6	16,5	26,5	8,6	19,5	5,9	18,0	5,9	18,1	17,2
Fev.	11.1	13,4	4,5	9,6	25,2	14,6	8,5	15,5	14,1	25,9	10,2	23,4	10,2	17,5	10,4	16,0	17,0
Mar.	14,0	14,9	5,0	10,4	21,4	15,0	7,4	12,3	11,6	25,7	11,8	20,2	11,1	17,3	13,5	17,3	16,6
Abril	17,8	16,9	4,7	7,5	16,5	15,0	4,9	12,4	8,5	25,3	11,3	19,0	13,7	15,6	18,9	20,1	16,5
Maio	15,6	17,8	3,7	9,8	13,4	11,4	4,8	12,3	8,2	22,2	11,0	16,0	15,5	17,1	23,7	19,9	15,8
Jun.	12,0	16,4	3,1	9,9	11,7	12,1	3,5	11,2	7,0	18,2	10,2	14,1	17,7	13,5	27,0	18,4	14,2
Jul.	14,1	17,2	2,9	9,4	10,1	10,7	4,0	9,2	6,1	14,9	8,1	13,7	18,7	12,9	26,9	18,6	13,3
Ag.	14,0	16,8	3,9	9,2	11,8	11,1	3,2	9,2	5,6	14,5	8,4	14,2	16,5	14,0	27,8	17,9	13,4
Set.	12,1	17,6	3,6	7,7	16,2	10,9	5,6	13,7	10,7	22,2	11,0	15,7	13,6	11,9	19,9	15,6	14,4
Out.	16,5	12,2	4,2	8,5	24,3	13,0	7,5	13,1	11,4	21,2	8,3	14,9	8,1	13,0	11,9	12,7	13,6
Nov.	18,3	13,0	5,6	8,5	18,1	13,1	8,8	15,6	11,1	23,1	6,1	19,3	5,8	16,6	8,3	15,2	15,5
Dez.	18,4	10,4	6,5	9,0	30,9	14,9	9,5	16,8	10,7	22,0	4,5	22,9	5,4	20,7	6,0	14,9	16,5
média anual	14,8	14,8	4,3	9,2	19,1	13,1	6,8	13,3	10,1	21,8	9,1	17,7	11,9	15,7	16,7	17,1	15,3

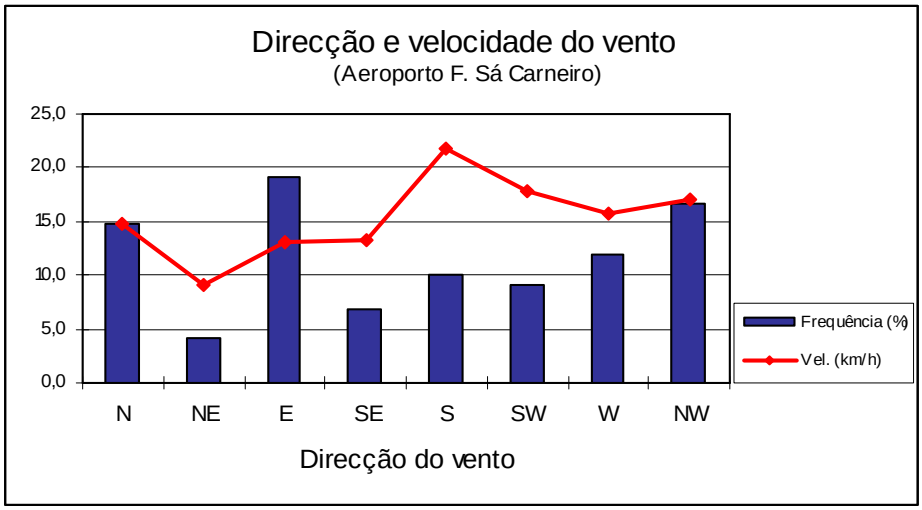


Figura 13 – Frequências das direcções e velocidades do vento na região do Porto. Dados recolhidos no Aeroporto Francisco Sá Carneiro. Adaptado de (IHRH 1993).

Tabela 4 – Frequências das intensidades do vento no Aeroporto do Porto. Adaptado de (IHRH 1993).

Frequências (%) de intensidades de ventos no aeroporto do Porto maiores do que:			
35 km/h	50 km/h	74 km/h	87 km/h
22,446	1,381	0,039	0,012

A ocorrência de ventos de grande intensidade na costa portuguesa é determinada pela persistência das condições meteorológicas. Além disso, quando a situação é caracterizada por perturbações intensas mas momentâneas, a duração dos ventos é pequena. Ao inverso, com situações estacionárias, a duração dos períodos com intensidade do vento elevada aumenta, prolongando-se frequentemente até 12 a 18 horas.

Os ventos com intensidade superior a 35 km/h são relativamente frequentes (ventos de S e de SW de Outubro a Abril e NW de Janeiro a Agosto). As intensidades do vento superiores a 50 km/h têm uma frequência inferior (direcção S e SW de Outubro a Março). As intensidades do vento superiores a 74 km/h são muito raras (direcções S de Dezembro a Abril e NW em Agosto) (Tab. 4).

No Porto, as intensidades do vento superiores a 50 km/h são frequentes em pequenos períodos, isto é, com durações da ordem de 1 a 3 horas e só muito raramente ocorrem períodos com duração superior a 9 horas. As intensidades do vento superiores a 74 km/h ocorrem em regra em períodos com duração inferior a 1 hora (IHRH, 1993).

A ocorrência na região costeira de Portugal continental de vento de intensidade forte está associada ao estabelecimento na região de circulações intensas na baixa troposfera que resultam de fortes gradientes horizontais da pressão atmosférica associados quer a sistemas quase estacionários que dão origem a períodos prolongados de ventos de grande intensidade quer à aproximação e passagem de perturbações como depressões ou superfícies frontais. A ocorrência de grandes intensidades de vento na costa oeste de Portugal continental está mais frequentemente associada à passagem de depressões frontais sobre o Norte da Península Ibérica, acompanhadas da passagem

de sistemas frontais em Portugal. Com este tipo de situações a circulação à superfície é, em regra, do quadrante SW, que inclui ventos de S, SW e W. (Veloso Gomes, Pinto, Neves & Barbosa, 2003).

1.3.2 Ondas

As ondas oceânicas podem ter três origens distintas: ondas sísmicas vulgarmente chamadas Maremotos ou *Tsunamis*, originadas por fenómenos sísmicos; ondas de maré geradas por fenómenos astronómicos e ondas eólicas, ou seja, geradas pelo vento. Aqui serão abordadas unicamente as ondas eólicas.

As ondas são um factor importante nos processos que se desenrolam no litoral. Estas propagam-se na direcção do vento, mas numa onda, as partículas na crista movimentam-se no sentido da onda enquanto que na cava o movimento tem sentido oposto. Ao aproximar-se da costa e, portanto, de fundos baixos, a onda tem tendência a quebrar pois a sua base sofre um atraso em relação à parte superior que continua a progredir livremente. Na zona de rebentação os sedimentos são mobilizados, sendo o material mais fino transportado para terra, permanecendo o mais grosseiro nessa faixa de rebentação. Existe sempre infiltração de água na face da praia (percolação), mas o transporte pelo refluxo da onda é sempre mais fraco se o sedimento for muito poroso (alta taxa de percolação). Por isso, as praias arenosas, têm um declive inferior às praias de cascalho ou de calhaus já que, nestas últimas, sendo o refluxo fraco, as ondas têm um papel mais construtivo.

Para descrever uma onda são importantes os parâmetros (Hs) altura significativa das ondas, (Tm) período médio das ondas, (Lm) comprimento de onda e o rumo da sua deslocação (Fig.14).

As cartas do estado do mar descrevem espacialmente estes parâmetros, sendo a direcção média da propagação das ondas representada por setas e a altura significativa bem como o período médio representado por escalas.

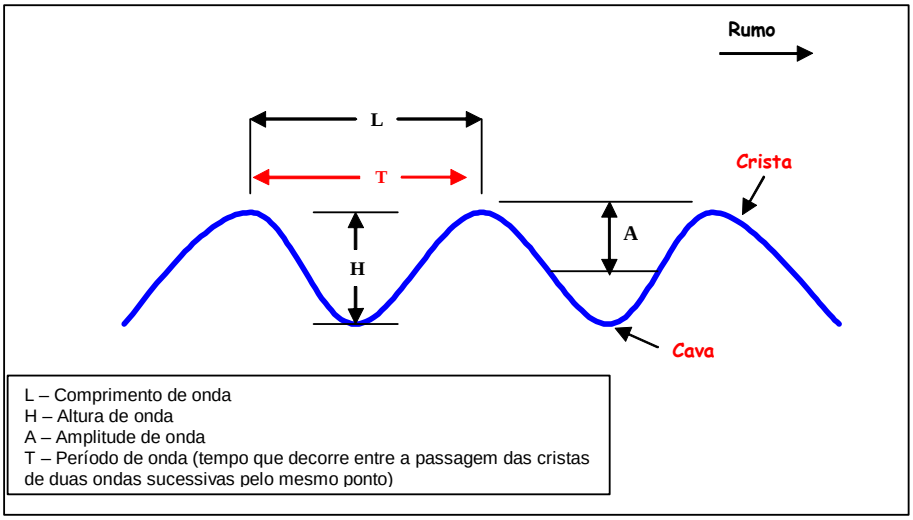


Figura 14 – Principais parâmetros para a caracterização de uma onda.

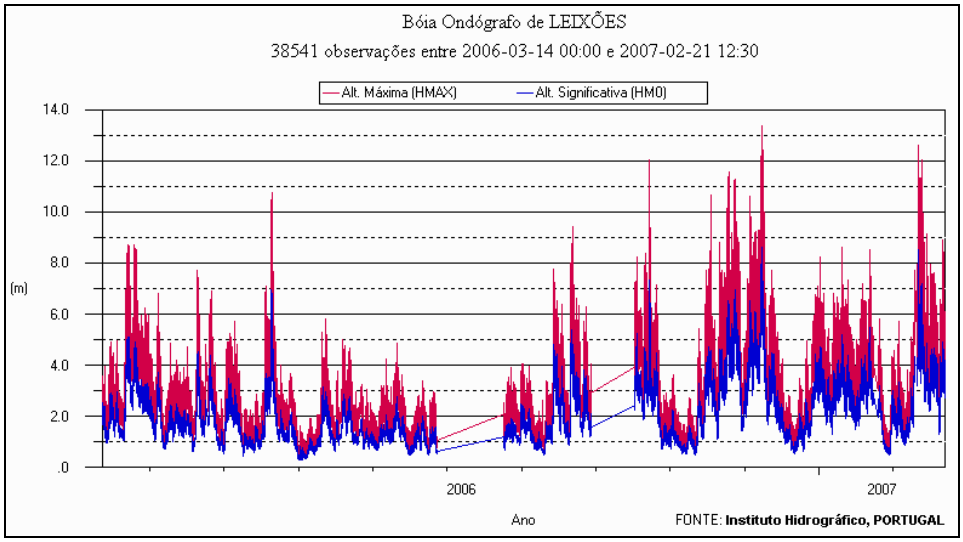


Figura 15 – Altura de onda em Leixões durante um intervalo de tempo de 12 meses.

Na zona de Leixões existem registos de altura máxima de onda que chegam aos doze metros sendo, no entanto, situações esporádicas e raras. A altura de onda significativa oscila entre 1 e 6 metros, atingindo os 8 m apenas em duas ocasiões ao longo de um ano. Os valores mais altos de altura significativa de onda surgem em Março, Maio, Agosto, Outubro, Novembro e Dezembro (Fig.15).

As ondas que chegam à costa ocidental portuguesa são primeiro geradas pelos ventos fortes que varrem por vezes parte do Atlântico Norte, quase sempre na vizinhança de alguma baixa pressão.

Nessa região criam-se ondas altas e inclinadas, que podem ultrapassar 10 metros de altura, e são até detectadas por satélites de radar. Nas figuras. 16 e 17 podem observar-se, respectivamente, os registos efectuados pelo ondógrafo de Leixões para o período e a direcção da onda no intervalo de tempo de 1 ano.

O estado do mar (mar total) resulta da sobreposição de grupos de ondas (ondulação) de geração distante e vagas de geração local (mar de vento).

A altura significativa é um parâmetro estatístico usual na caracterização da agitação marítima, no que diz respeito à altura de onda. Define-se como a média do terço mais alto das alturas de onda que são registadas durante um certo intervalo de tempo (10 minutos no caso dos dados recolhidos pelo Instituto Hidrográfico). Difere da altura média, pois esta é a média de todas as alturas de onda que constituem o registo.

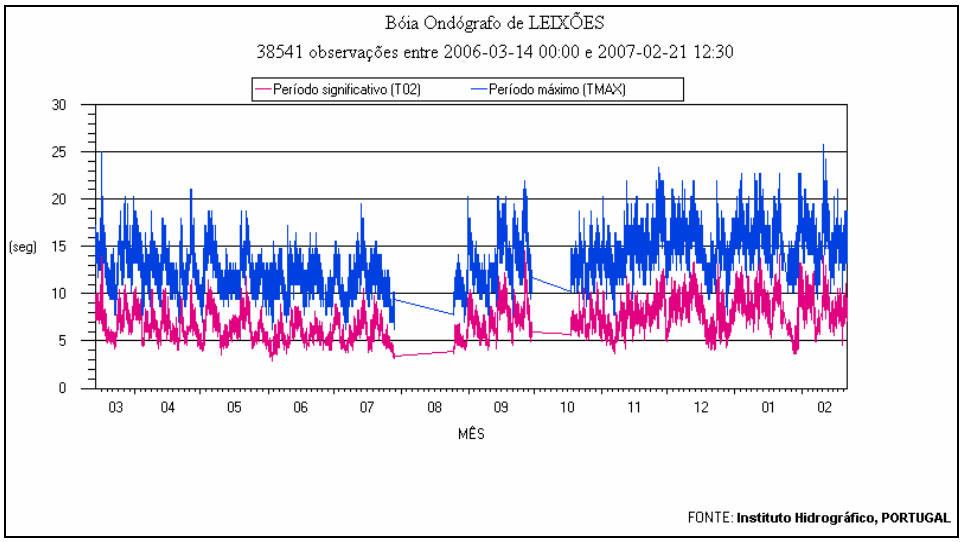


Figura 16 – Período de onda ao largo de Leixões.

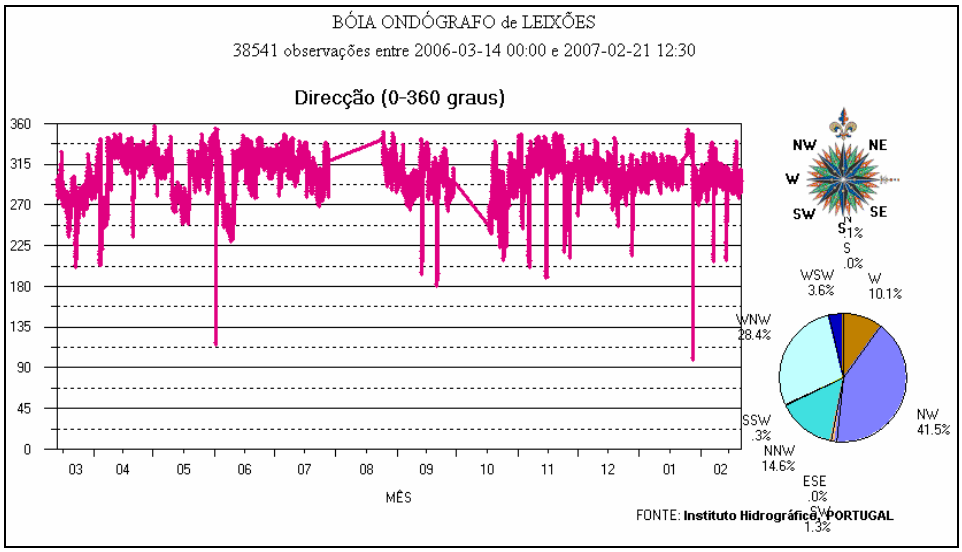


Figura 17 - Direcção da onda ao largo de Leixões na aproximação a terra.

Para o período (1 ano) entre 14.3.06 a 21.2.07 verifica-se que a ondulação mais frequente foi a de NW com 41,5% da frequência seguida da ondulação de WNW com 28,4% da frequência. De notar que a ondulação do quadrante NW representa 84,5% da frequência.

Ao comprimento da zona onde se gera a tempestade, medido na direcção do vento dominante, dá-se o nome de *Fetch.* A altura e o período da onda gerada dependem do *Fetch*, da velocidade e da duração do vento. A partir daí, as ondas propagam-se a direito através do Atlântico durante milhares de quilómetros e vários dias. Neste estado são ondas de período longo, com uma altura menor e cristas muito afastadas (*swell)* e viajam em grupos de ondas isolados (*sets*). Para se estudar estas ondas é necessário recorrer a bóias-ondógrafo. O nosso país dispõe de algumas dessas bóias, com a localização mostrada na figura 18.

Finalmente ao atingirem a nossa costa as cristas das ondas levantam e voltam a ter uma altura respeitável até que rebentam (*surf*).

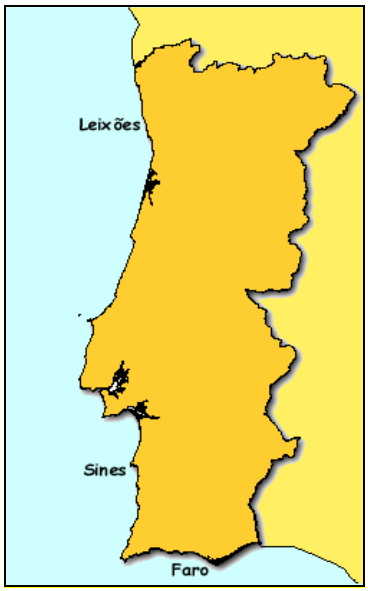


Figura 18 – Bóias-ondógrafo em Portugal continental. Fonte: I.H..

As áreas da costa oeste portuguesa para as quais existem melhores conjuntos de dados e consequentemente que melhor podem ser caracterizadas no que respeita ao regime de ondas são a zona da Figueira da Foz e a zona de Sines. Estes dados são frequentemente usados para efectuar a caracterização do regime de ondas da costa ocidental portuguesa (Veloso Gomes, Pinto, Neves & Barbosa, 2003).

Para a área de Aveiro existem conjuntos de dados para o intervalo de tempo 1990-1993 (Barata, Teles & Vieira, 1996).

Para a área do porto de Leixões, o clima de agitação marítimo para um período de cerca de um ano, entre Maio de 2001 e Maio de 2002, pode ser caracterizado através de dados fornecidos pela bóia ondógrafo de Leixões.

Na costa portuguesa as ondas predominantes são de NW e ocorrem ao longo de todo o ano, enquanto que as ondas de SW ocorrem apenas no Inverno. Relativamente ao período da onda significativa, ele é mais ou menos uniforme ao longo do ano, apresentando apenas tendência para uma pequena diminuição nos meses de Verão. A altura máxima da onda é muito variável, apresentando valores de 4 m em Julho e de 11 m em Dezembro e Janeiro (Carvalho e Barceló, 1966).

Costa (1994) indica 2,2 m como o valor médio para a altura da onda significativa e como valor médio para o período da onda 7,5 s, com picos máximos médios de 11,3 s. Relativamente à direcção da onda, apresenta a direcção NW como predominante com 72,7% das ocorrências, a direcção W com uma frequência de 16,7% e a direcção SW apresenta uns pouco expressivos 2,7% das ocorrências. A onda com maior probabilidade de ocorrência terá como características 1 a 3 metros de altura, uma direcção NW e um período entre 9 s e 13 s. Ondas com altura superior a 5 m e períodos superiores a 13 s foram observadas nas direcções NW e W.

Na zona de Aveiro o clima de agitação marítimo é caracterizado por ondas com uma altura significativa de 2,5 m (40% das ocorrências) e pelas ondas de 1,5 m de altura significativa (25% das ocorrências), o período médio é de 7 s com picos máximos a situarem-se no intervalo 11-12 s. As direcções mais representativas são as NW, NNW, e WNW, representando 73% das ocorrências (Barata *et al*, 1996).

Em Leixões o clima de agitação marítimo é caracterizado na maior parte do ano por ondas de NW que se podem misturar com ondas geradas por ventos locais. Os períodos mais frequentes são os de 10 s, 11 s, 12 s e 13 s. De acordo com dados recolhidos entre 1981 e 1985, o período máximo é de

9s e a máxima altura significativa de onda atinge os 11m (IHRH, 1993). Também segundo o IHRH (1988), as alturas de onda significativa mais frequentes na costa oeste portuguesa situam-se entre 0,75 m e 2,75 m, com cerca de 70% da frequência. Em relação ao período verifica-se que 77% da frequência se situa no intervalo entre os 8 e os 14 segundos (Fig. 19).

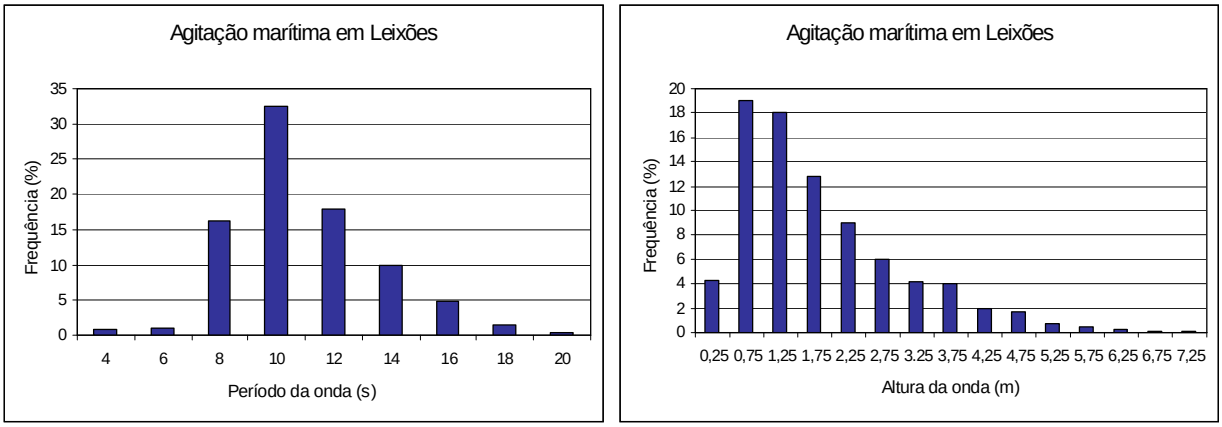


Figura 19 – Distribuição de períodos e alturas de onda ao largo da costa oeste portuguesa. (IHRH, 1988).

Segundo dados recolhidos pelo IHRH entre 1971 e 1977, o clima de agitação marítimo nesta zona apresenta rumos que variam entre o SW e o NNW, no entanto cerca de 75% da frequência é entre os rumos NW e WNW, sendo que as alturas significativas mais elevadas ocorrem entre os quadrantes W e NW (Fig. 20). Para o período entre Maio de 2001 e Maio de 2002 o clima de ondulação pode ser caracterizado através de dados recolhidos pela bóia de Leixões, apresentando alturas significativas médias de entre 2 e 3 m, com períodos entre 8 e 12 s e ondas de tempestade atingindo os 8 metros de altura e períodos entre 16 e 18 s. As direcções mais importantes são NW com 43,8 % das ocorrências, WNW com 28,0 % e NNW com 21,2 % das ocorrências (Veloso Gomes *et al*, 2003).

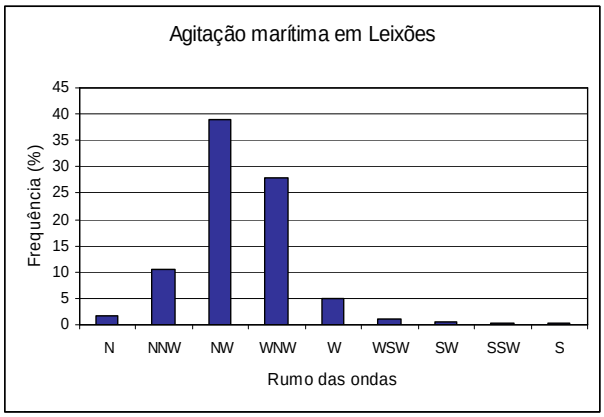


Figura 20 – Distribuição de rumos de onda ao largo da costa oeste portuguesa. (IHRH, 1988).

Um estudo realizado com base em dados do Instituto de Meteorologia (I.M.) ao longo de 700 dias, nos anos de 1998 e 1999, permite uma caracterização específica desta zona da costa portuguesa relativamente à agitação marítima (Dias Santos, 2000). As conclusões são mostradas e comentadas a seguir (Fig. 21).

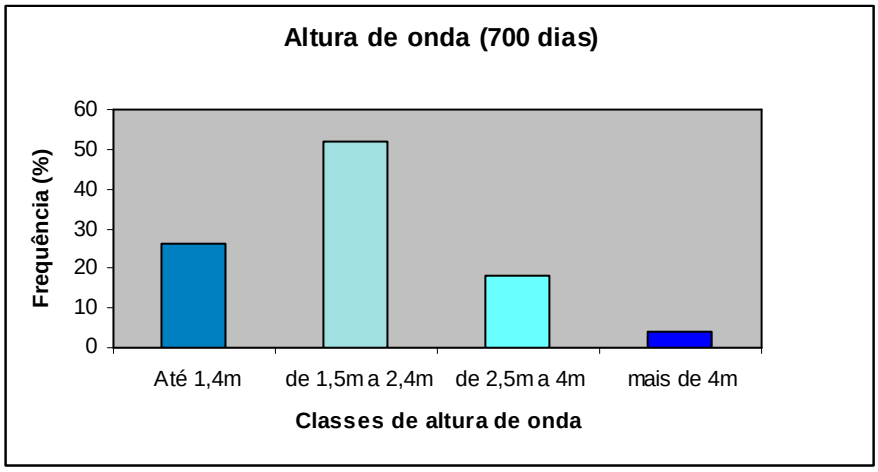


Figura 21 – Alturas de onda significativa (médias de 700 dias) (Dias Santos, 2000).

Do gráfico da figura 21 pode inferir-se que a maior frequência existe para o intervalo de altura de onda de 1,5 m a 2,5 m (52%). Para o intervalo entre os 2,5 m e 4 m temos 18% da frequência. Ondas com altura superior a 4 m têm também pouca expressão, surgindo apenas em 4% dos dias. De referir que estes valores são coerentes com os dados recolhidos pelo IHRH entre 1971 e 1977 para a costa norte de Portugal.

As alterações climáticas em curso irão provocar, até ao final do século, impactos e alterações na altura significativa e no rumo das ondas. Para a altura de onda significativa prevê-se uma alteração praticamente imperceptível e, a existir, ela será no sentido da diminuição da altura de onda significativa média e do aumento de cerca de 0,3 m para os máximos (a altura excedida em apenas 5% dos dias passará de 7m para 7,3m). No que respeita ao rumo haverá alterações mais significativas prevendo-se uma rotação dextrógira do rumo médio de 5º a 15º na onda ao largo e de 2º a 3º junto da costa, sendo essa diferença angular mais pronunciada nos meses de Verão (Andrade, Pires, Silva, Taborda & Freitas, 2006).

1.3.2.1 Alteração e deformação das ondas na aproximação à costa

A agitação marítima sofre fenómenos vários quando, pela aproximação ao continente, interage com obstáculos, com os fundos e com a morfologia recortada e heterogénea da costa. Podem, pelo menos, identificar-se sete tipos de fenómenos, nomeadamente: refracção; difracção; reflexão; empolamento; rebentação e os fenómenos complementares entre si do espraiamento e refluxo. Devido à sua importância para a compreensão da dinâmica dos sedimentos e consequente evolução das praias serão, a seguir, referidos sucintamente.

Refracção das ondas

Uma onda progressiva, cuja crista forma um determinado ângulo com as curvas de nível do fundo do mar (batimétricas), sofre uma deformação porque as extensões da crista que se deslocam em águas

de maior profundidade terão maior celeridade. A linha de crista da onda tenderá, então, a deformar-se e a alinhar-se com as curvas de nível do fundo, visto que a celeridade das ondas depende da profundidade. A este fenómeno chama-se *refracção das ondas* (Fig. 22). A sua importância decorre sobretudo do facto de que a refracção, juntamente com outros fenómenos de deformação das ondas, determina a altura das ondas e o seu rumo num local em estudo a partir das características das ondas ao largo. Estes valores locais influenciam o projecto de quebramares e de obras acostáveis. A refracção pode também afectar a batimetria dos fundos.

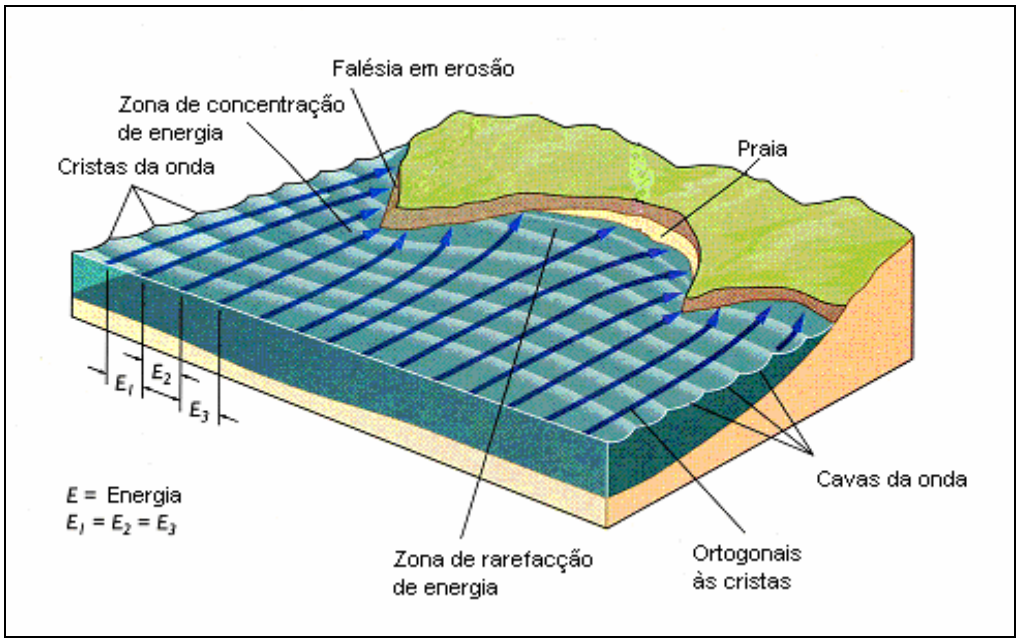


Figura 22 – A refracção das ondas na aproximação à costa. As perpendiculares às linhas das cristas das ondas são denominadas ortogonais. Adaptado de (Pinet, 1998).

A refracção das ondas determina a existência de zonas de convergência da energia (concentração de energia), ou seja, zonas de elevados coeficientes de refracção e de zonas de divergência da energia (rarefacção de energia), ou seja, zonas de reduzidos coeficientes de refracção.

As zonas de concentração de energia correspondem a um estreitamento das ortogonais sobre as curvas de nível e as zonas de rarefacção de energia correspondem a um espaçamento entre essas mesmas ortogonais (Fig. 22) (Pinet, 1998; Berkhoff, 1976).

Difracção

A difracção das ondas é um fenómeno ao qual está associado uma transferência lateral de energia ao longo da crista quando a propagação desta é interrompida por um obstáculo (Fig. 23 – A).

Quando um conjunto de ondas que se propaga na direcção 1 – 2 é interrompido por um obstáculo (quebramar) na zona I as ondas propagam-se normalmente. Na zona II as ondas, por difracção, sofrem uma expansão lateral e as suas cristas assumem uma configuração próxima de arcos de círculo. Na zona III as ondas sofrem reflexão pelo quebramar formando-se um esquema complexo de

ondas de interferência. Outra situação (Fig. 23 – B) corresponde à incidência de um conjunto de ondas num quebramar com uma abertura que funciona como um centro de difracção para a zona delimitada pelo quebramar (Veloso Gomes, 1995).

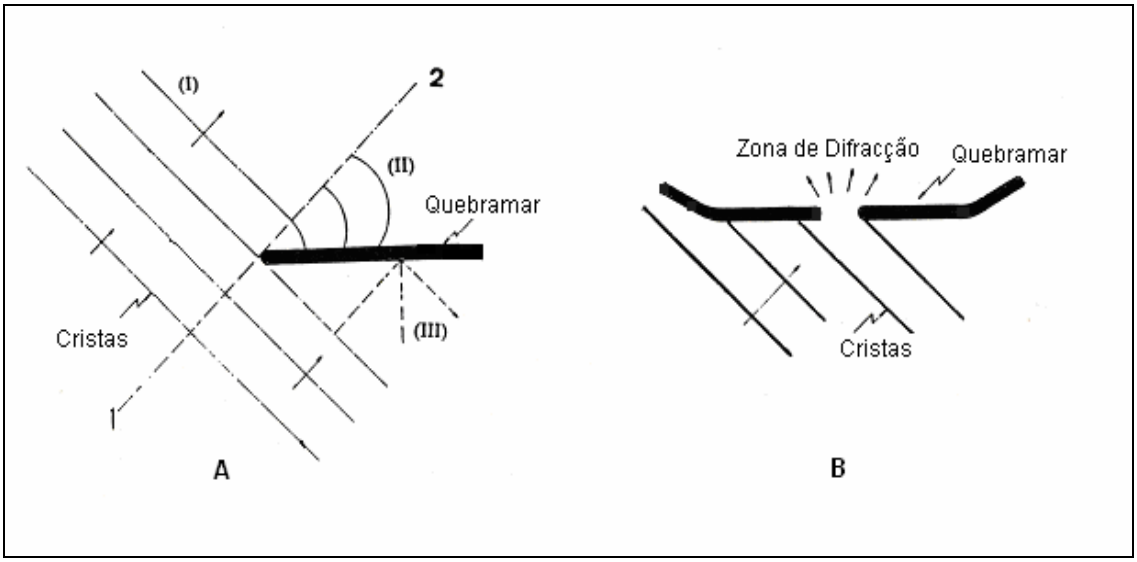


Figura 23 – Esquema do fenómeno da difracção das ondas (Veloso Gomes, 1995).

Reflexão

A reflexão das ondas de superfície em meio fluido obedece às mesmas leis gerais da reflexão das ondas em outros meios contínuos. O angulo de reflexão deverá ser igual ao ângulo de incidência (Fig.24). As ondas reflectidas poderão interferir com as ondas incidentes, gerando um esquema bidimensional de interferência.

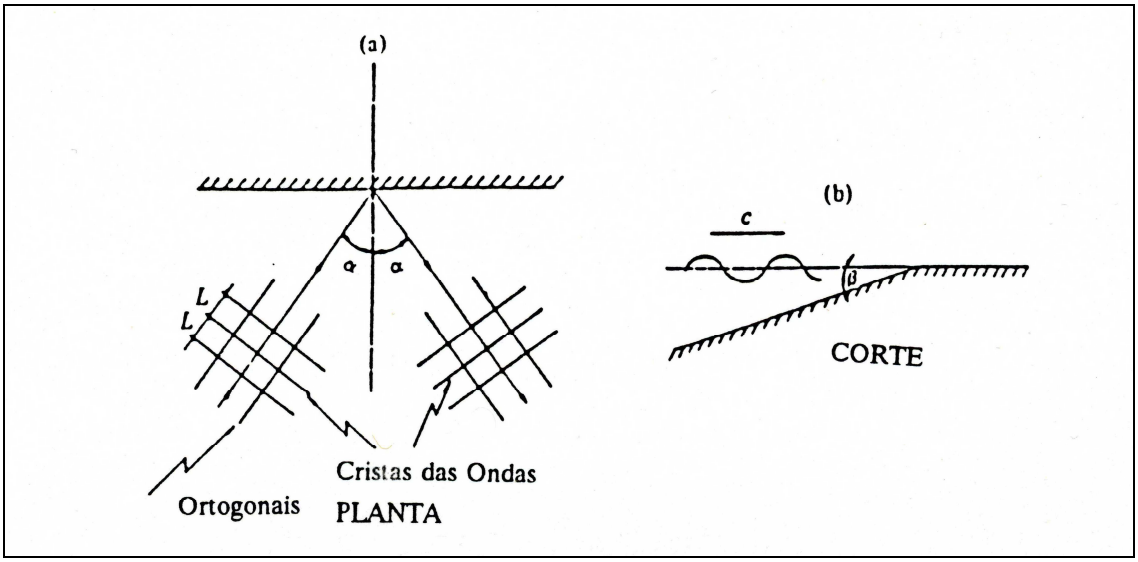


Figura 24 – Esquema de reflexão de ondas, (a) – planta, (b) - corte (Veloso Gomes, 1995).

Se as ondas incidirem num plano inclinado com ângulo de inclinação ***d*** com a horizontal (Fig. 24 b) teremos uma reflexão parcial da onda. A reflexão parcial da onda pode ser caracterizada pelo coeficiente de reflexão definido por,

$$K_r = H_r / H$$

Em que *H* representa a altura da onda incidente e H_r a altura da onda reflectida.

Quando a incidência é normal ($\alpha = 0$) e o obstáculo é constituído por uma parede vertical formam-se ondas estacionárias ou *clapotis* (Veloso Gomes, 1995).

A reflexão das ondas é um fenómeno facilmente observável junto à costa (Fig. 25).

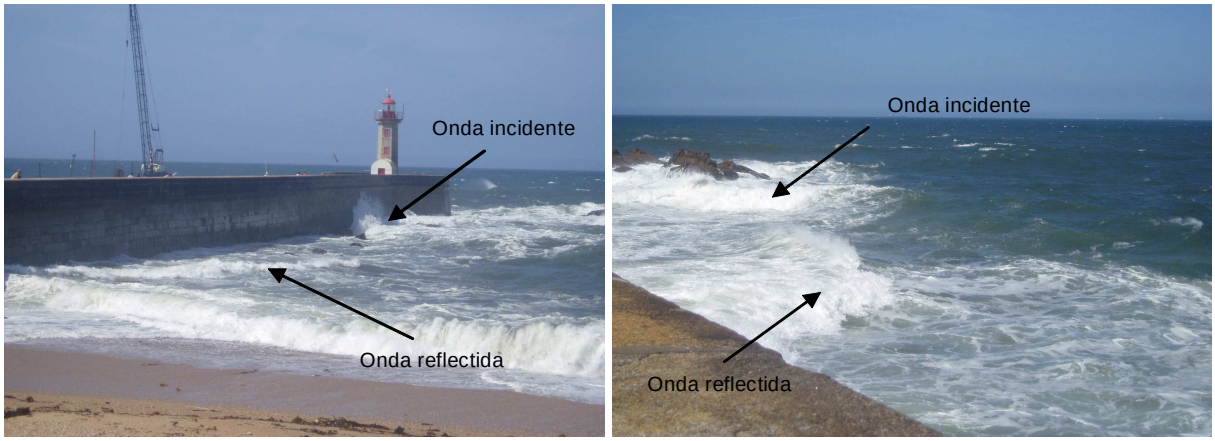


Figura 25 – Ondas a reflectir no molhe de Felgueiras (Foz do Douro).

Empolamento e Rebentação

À medida que uma onda se aproxima do continente e em que simultaneamente vai ocorrendo um aumento na inclinação do fundo e uma diminuição da profundidade do leito marinho, a altura da mesma vai aumentando. Este fenómeno, a que se dá o nome de *empolamento*, ocorre antes da rebentação (Veloso Gomes, 1995).

Durante a aproximação da onda à costa, devido ao atrito produzido pelo contacto com o leito marinho, ocorre um desfasamento entre a maior velocidade superficial da onda e a velocidade da mesma junto ao fundo, pelo que, a sua crista se deforma acabando por colapsar. O início da rebentação ocorre quando a órbita circular começa a interferir com o fundo, o que ocorre para profundidades menores do que a altura de onda e duma forma significativa para profundidades iguais ou menores do que metade da altura de onda. Nesta altura a configuração da superfície livre aproxima-se de uma ciclóide e a zona frontal da crista assume uma posição próxima da vertical.

É habitual considerar-se três casos típicos de rebentação (Fig. 26):

Rebentação progressiva (*spilling breaker*);

Rebentação mergulhante, basculante ou em voluta (*plunging breaker*);

Rebentação oscilatória ou oscilante (*surging breaker*).

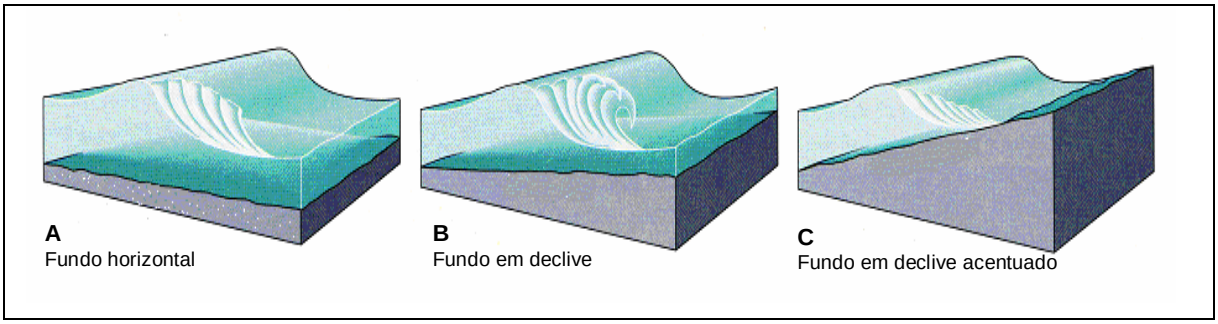


Figura 26 – A – rebentação progressiva (*spilling breaker*), B – Rebentação mergulhante (*plunging breaker*), C – rebentação oscilatória (*surging breaker*). Adaptado de (Pinet, 1998).

A rebentação progressiva (*spilling breaker*) ocorre em fundos quase horizontais e é caracterizada pelo aparecimento e progressivo desenvolvimento de uma emulsão ar-água (espuma) na zona da crista, mantendo-se esta com uma configuração aproximadamente simétrica. A energia é dissipada por turbulência. A onda, nos momentos que antecedem a rebentação, tem características semelhantes às de uma onda solitária.

A rebentação mergulhante (*plunging breaker*) ocorre com uma acentuada e característica deformação da crista (voluta), instantes após a zona frontal da crista se tornar praticamente vertical. Essa deformação é tal que se verifica o envolvimento de uma bolsa de ar, até que há uma projecção frontal da respectiva massa fluida e rápido emulsionamento de ar à superfície e em profundidade. Os fenómenos de turbulência são muito intensos, bem como as solicitações dinâmicas que provoca. A intumescência resultante em nada se assemelha à configuração da onda inicial.

A rebentação oscilatória (*surging breaker*) ocorre em áreas com taludes muito íngremes. Assemelha-se, nas suas fases iniciais, à rebentação mergulhante, mas então há um adiantamento da zona inferior da onda que conduz ao colapso da crista. Os fenómenos de reflexão adquirem bastante importância neste tipo de rebentação. Noutras situações o colapso referido não é notório, existindo apenas um movimento de "vai e vem" (Veloso Gomes, 1995).

Os fenómenos de empolamento e rebentação são facilmente observáveis junto da costa (Fig. 27).



Figura 27 – Fenómenos de empolamento e rebentação.

Espraiamento e refluxo

Designa-se por espraiamento a cota máxima atingida por uma onda marítima, ao interagir com uma praia ou estrutura costeira. A cota é medida na vertical e tem por referência o nível de repouso.

As diversas fases do complexo fenómeno hidrodinâmico que, iniciando-se na vizinhança da estrutura ou praia culmina com o espraiamento, são genericamente designadas por espraiamento (*run up*). Os fenómenos de espraiamento são intercalados por fenómenos de refluxo (*run down*), correspondendo ao refluxo máximo a cota mais baixa atingida na referida interacção. O refluxo máximo poderá ser positivo ou negativo em relação ao nível de repouso inicial. O estudo do espraiamento, bem como do galgamento, reveste-se de grande importância no planeamento e projecto de obras costeiras já que condiciona a cota máxima do coroamento das estruturas. A dimensão do espraiamento depende de muitas variáveis, das quais se destacam o declive do talude, com o qual varia directamente, a rugosidade da superfície e o grau de impermeabilidade, com os quais varia indirectamente (Veloso Gomes, 1995; Short 1999; Ferreira, 1998; Soares de Carvalho, 1985).

Os fenómenos de espraiamento e refluxo são de fácil observação numa praia arenosa (Fig. 28).



Figura 28 – A – espraiamento. B – Refluxo. As setas indicam o sentido do fluxo.

1.3.3 Correntes

As correntes que se desenvolvem no oceano global podem ser de vários tipos, desempenhando um papel fundamental no estabelecimento do clima, na redistribuição do calor, no transporte de material sólido e na manutenção dos ecossistemas. Podem considerar-se as correntes oceânicas de âmbito global e de génese eólica, as correntes de âmbito mais local como as correntes oblíquas ou de deriva, as correntes de maré, as correntes de densidade e as correntes fluviais e estuarinas.

Correntes oceânicas globais

No oceano aberto as principais correntes são as geradas pelos ventos, cuja acção, conjugada com o movimento de rotação da Terra, as irregularidades dos fundos marinhos e a forma dos continentes conduz a um padrão de correntes típico, representado na figura 29.

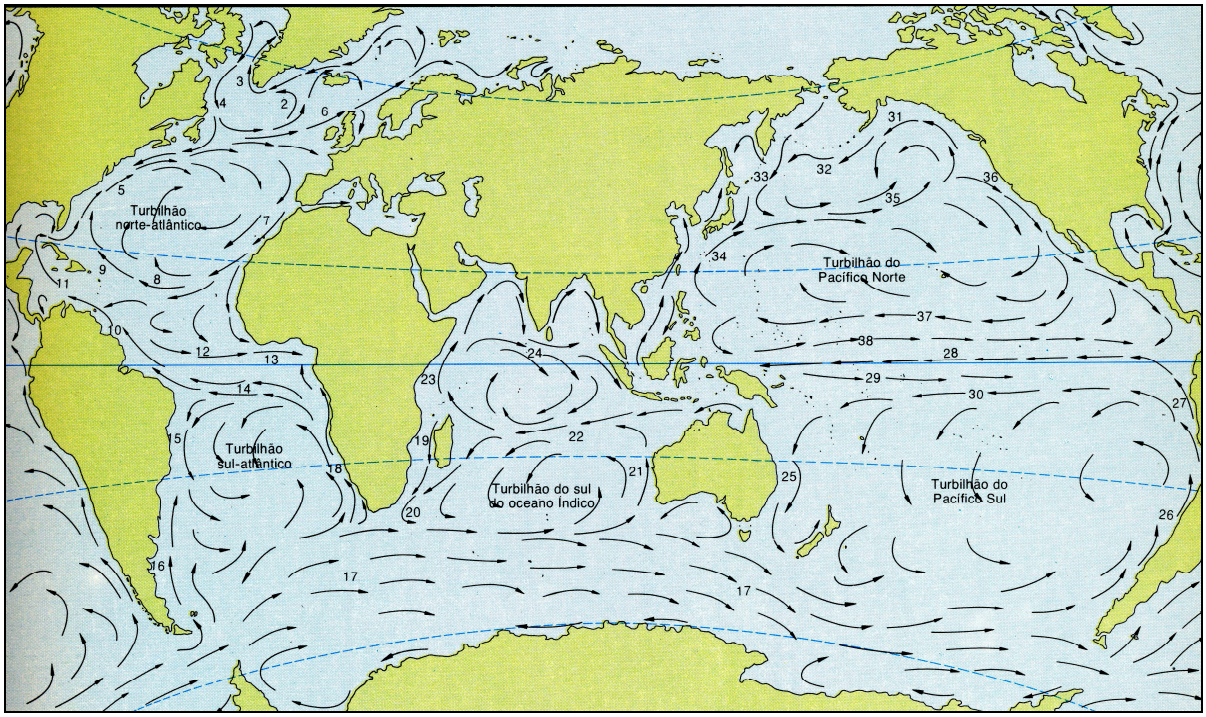


Figura 29 – Principais sistemas de correntes a nível global. Adaptado de (Beazley, 1977).

Os ventos, em cada um dos hemisférios, dividem-se em dois grandes sistemas. Próximo do equador, os alíseos, conduzem as águas superficiais para ocidente e, próximo dos pólos, imprimem-lhes o sentido inverso. Os efeitos conjugados destes ventos dão origem a um sistema de correntes circulares conhecidas como turbilhões. O que afecta directamente a costa portuguesa é o turbilhão do Atlântico Norte, constituído pelas correntes das Canárias, do Norte do Equador, do Golfo e da Deriva Norte-Atlântica. Estas correntes têm, geralmente, velocidades médias da ordem dos 10 km por dia, excepto junto às margens ocidentais do oceano, onde são mais estreitas e mais rápidas, podendo

atingir por exemplo nos casos da corrente do Golfo e da corrente de Kuroshio velocidades entre 100 e 250 km por dia (Tab. 5) (Pinto, 1993; Beazley, 1977).

Tabela 5 – Velocidades e débitos das principais correntes globais. Adaptado de (Beazley, 1977).

Corrente	**Vel. máx. (ms^{-1})**	**Vel. méd. (ms^{-1})**	**Débito ($10^6 x m^3 x s^{-1}$)**
Golfo	3	1	80
Kuroshio	3	0,9	50
Florida	2,5	0,35	25
Humboldt	1	-	20
Deriva Ocidental Antárctica	0,5	-	200
Deriva Oriental Antárctica	1,5	-	-
Norte e Sul Equatoriais	1,25	0,35	45
Contra-corrente Equatorial do Pacífico	1,5	-	40

A circulação das massas de ar apresenta uma coincidência quase perfeita com a trajectória das correntes superficiais por elas criadas. A rotação dos ventos no sentido dos ponteiros do relógio em torno das zonas de alta pressão do hemisfério norte, correspondem aos turbilhões dextrógiros do Atlântico e do Pacífico Norte enquanto a rotação no sentido contrário ao dos ponteiros, dos ventos do hemisfério sul, corresponde aos turbilhões levógiros dos oceanos austrais.

A costa norte de Portugal é influenciada pela corrente de Portugal, de direcção norte-sul, considerada uma ramificação da corrente do Atlântico Norte que por sua vez é um ramo da corrente do Golfo. Por vezes, no Inverno, ao largo da costa ocidental portuguesa ocorre uma inversão da circulação costeira que passa a ter o sentido sul-norte, provocada pelos ventos do quadrante sul. No litoral de Vila Nova de Gaia, para além das correntes derivadas da circulação geral, temos ainda a considerar correntes de maré e a corrente de deriva (Beazley, 1977; Weber, 2005).

Correntes de maré

Apresentam intensidade crescente para a diminuição das profundidades e para as marés com maior intensidade. Nas grandes bacias, em mar aberto e nas baías, as correntes de maré são rotativas (giratórias). No hemisfério Norte a elipse por elas descrita é percorrida no sentido dos ponteiros do relógio. A configuração da elipse é deformada pela batimetria dos fundos e pela forma da linha da costa. Nos estuários estreitos, o sentido das correntes de vazante é oposto ao das correntes de enchente (IHRH, 1993).

Correntes de densidade

As diferenças de densidade entre massas de água, devidas a diferenças de salinidade, de temperatura ou concentração de materiais em suspensão, originam gradientes de pressão responsáveis pela geração de correntes de densidade. Estas correntes podem ser particularmente significativas em estuários (IHRH, 1993).

Correntes de deriva e de retorno

As correntes longitudinais ou correntes de deriva (Fig. 30) têm origem na obliquidade da agitação em relação à praia e na compensação das diferentes sobreelevações do nível médio da água, que se estabelecem entre zonas de concentração de energia e zonas de rarefacção de energia. A velocidade destas correntes é relacionável com a capacidade de transporte de sedimentos.

A corrente de deriva litoral é induzida pela aproximação oblíqua das ondas relativamente à praia. Aquando da rebentação, parte da energia das ondas vai alimentar um movimento paralelo à linha de praia - a corrente de deriva litoral - cujas características dependem da forma do fundo na região próxima da praia e da agitação marítima.

Uma vez que a corrente está associada à área onde as ondas sofrem modificação até rebentarem, a sua largura é relativamente pequena, em geral não ultrapassando meio quilómetro. Pode, no entanto, ser muito intensa no interior de uma faixa estreita em torno da zona de rebentação, onde atinge facilmente valores da ordem de 5 km/h.

Algumas vezes produz-se na zona de ressaca uma corrente forte (1 m/s ou mais) dirigida para fora da zona de rebentação. Esta corrente, que resulta de uma convergência de correntes longilitorais produzidas pela configuração da própria praia emersa aliada à presença de sulcos escavados no leito da referida zona de ressaca, denomina-se corrente de retorno (*rip current*) (Fig. 30).

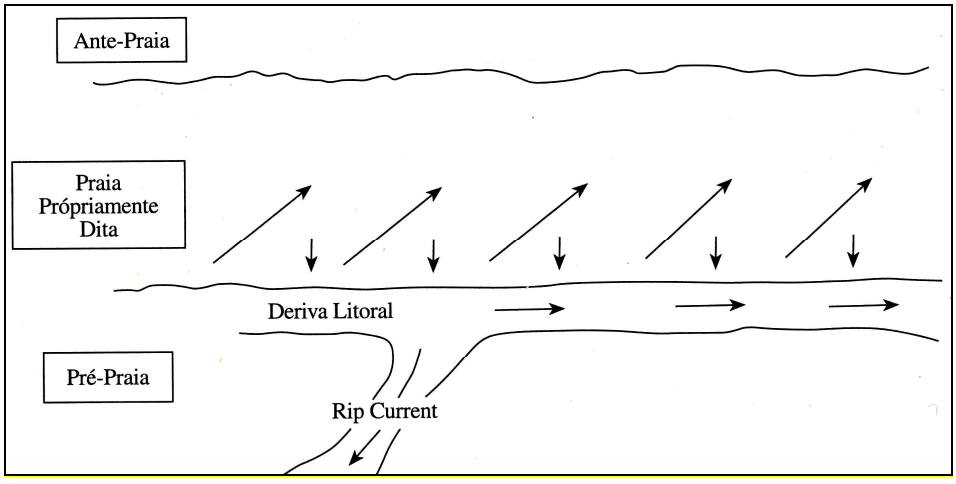


Figura 30 – Correntes de deriva e retorno. Adaptado de (Reis, 2002).

Compreende-se, assim, que a corrente de deriva litoral desempenhe um papel muito importante no transporte de areias, poluentes e objectos flutuantes ao longo da faixa litoral (Pinto, 1993; Beazley, 1977; Weber, 2005, IHRH, 1993).

O Instituto Hidrográfico (I.H.) desenvolveu um projecto para conhecer melhor a velocidade da corrente de deriva na costa ocidental portuguesa, denominado *Experiência Piloto de Medição da Corrente de Deriva Litoral.* Este projecto usou marcas flutuantes suficientemente conspícuas para

avaliar a velocidade da corrente de deriva através do tratamento de imagens de fotografia aérea. O trabalho de campo teve início a 6 de Outubro de 2003 e realizou-se na zona centro do país, nomeadamente entre as praias de Vieira de Leiria (Fig. 31) e a Praia Velha (Fig. 32).

No primeiro dia da experiência, as condições de agitação marítima (altura significativa = 2 m) não permitiram a aproximação das equipas de mergulhadores à "raiz da rebentação". As marcas acabaram por ser lançadas em posições demasiado exteriores, tendo derivado para o largo sob influência do transporte induzido pelo vento.

Os lançamentos realizados em 7 de Outubro às 08:55h foram, em ambas as posições, claramente exteriores à rebentação. Por essa razão, e ao mesmo tempo que se dispersavam, as marcas foram-se afastando da praia a uma velocidade média da ordem de 10 cm/s (cores damasco e branco nas imagens). Esta velocidade é compatível com os valores observados no perfilador fundeado no bordo externo da área da experiência.



Figura 31 – Trajectória das marcas na zona norte da experiência (praia de Vieira de Leiria). Fonte: I.H..

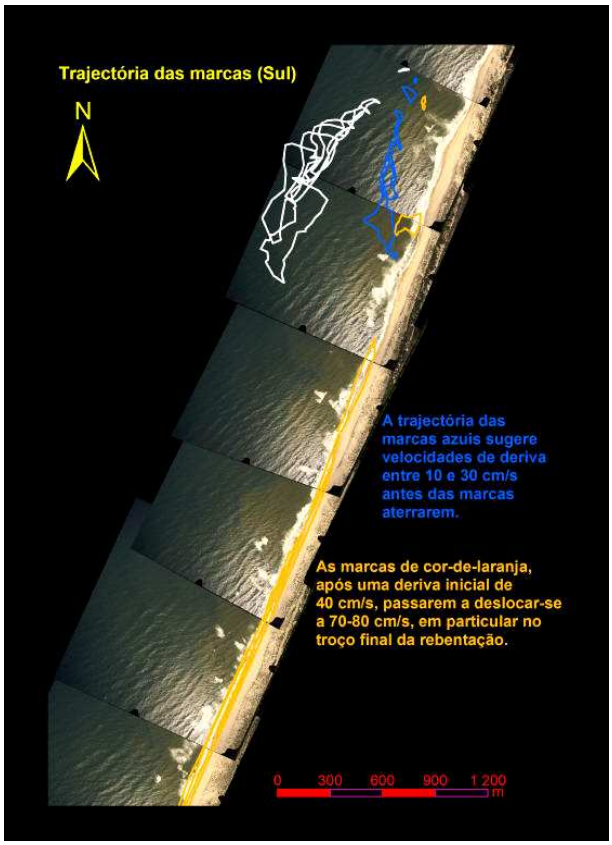


Figura 32 – Trajectória seguida pelas marcas na zona sul da experiência (Praia de Velha). Fonte: I.H..

Os lançamentos seguintes já foram realizados junto à "raiz" da rebentação (marcas verdes e amarelas a norte e azuis e laranja a sul). As sequências de envolventes das marcas revelam derivas em direcção à praia, com velocidades compatíveis com uma corrente de deriva litoral. As marcas que ficaram visíveis na praia foram recolhidas e posicionadas nesse dia e no seguinte por uma equipa da

Brigada Hidrográfica. A respectiva taxa de recuperação foi de 67%. As marcas aterradas distribuíram-se por toda a praia para sul dos pontos de lançamento.

No troço em estudo da costa ocidental portuguesa as velocidades das correntes de deriva oscilam entre os 10 cm/s e os 90 cm/s, sendo o valor médio da ordem dos 60 cm/s.

Durante o ciclo de maré, a subida do nível do mar provoca a diminuição da largura da zona com corrente de deriva significativa (>10 cm/s) e aumenta a sua intensidade dentro desta zona. (Silva, Silva, Rusu, Oliveira, Larangeiro & Taborda, 2004).

Um dos impactos previstos das alterações climáticas é provocar, até 2100, alterações no rumo das ondas e consequentemente na corrente de deriva. Prevê-se uma rotação dextrógira do rumo médio da onda, junto da costa, de 2º a 3º, mais pronunciada nos meses de Verão, diminuindo o ângulo de incidência da ondulação com a costa e consequentemente modificando a corrente de deriva. É sabido que uma rotação angular da ordem de 1º a 2º poderá trazer consequências dramáticas nos caudais sólidos transportados ao longo da costa. No estado actual dos conhecimentos, esta modificação poderá originar um agravamento de 15 a 25% no ritmo da erosão costeira (Andrade, Pires, Silva, Taborda & Freitas, 2006).

1.3.4 Marés

A maré é um fenómeno cósmico que se manifesta em todos os oceanos por uma oscilação rítmica do nível das águas acompanhada por correntes variáveis, em grandeza e direcção, particularmente evidentes em passagens apertadas como embocaduras ou canais. Designa-se maré astronómica ou simplesmente maré, a oscilação periódica do nível das águas, devida às acções atractivas da Lua e do Sol. À maré sobrepõem-se outras alterações do nível das águas provocadas por influência do vento ou pelas variações de pressão atmosférica, a que se chama usual e impropriamente maré meteorológica. O estudo das marés interessa para a elaboração de cartas de navegação, para a previsão da altura das águas e para a concepção, cálculo e programação de obras marítimas e estuarinas. Nas marés semi-diurnas o seu período é de 12,42 horas solares que equivalem a meio-dia lunar, ocorrendo duas preia-mares e duas baixa-mares por cada dia lunar. Em certos locais existe uma única preia-mar por um dia lunar, chamando-se as marés com estas características de tipo diurno. A amplitude das marés é muito variável podendo ser quase imperceptível em alguns lugares ou atingir valores muito elevados como, por exemplo, na baía de Fundy no Canadá (19,6m) ou em Granville na França (16,8 m) (Fernandes, 1967).

A diferença entre o nível do mar observado e o nível do mar previsto (maré prevista) é denominada *sobreelevação* quando essa diferença é positiva (*positive surge*) e por *sub-elevação* quando é negativa (*negative surge*) (Gama, Taborda & Dias, 1997).

A sobreelevação do nível do mar de origem meteorológica, na literatura anglo-saxónica, é genericamente designada por *storm surge*, sendo este termo utilizado para designar sobreelevações positivas extremas associadas a períodos de tempestade (Pugh, 1987; Carter, 1991).

Morais & Abecassis (1978) quantificam pela primeira vez em Portugal o *storm surge*, referindo a ocorrência de uma sobreelevação de 53 cm, registada no marégrafo de Leixões, durante uma tempestade ocorrida em 1973.

O nível máximo de sobreelevação meteorológica atingiu 1 m em Viana do Castelo, em Fevereiro de 1973 e 1,17 m em Aveiro em Dezembro de 1991 (Taborda & Dias, 1992).

Gama, Taborda & Dias (1997) analisaram os dados dos marégrafos de dois anos consecutivos, caracterizados pela ocorrência de vários temporais, confirmando a importância do fenómeno da sobreelevação do nível do mar de origem meteorológica como factor amplificador da acção dos temporais na costa portuguesa. Os mesmos autores concluíram que os níveis de sobreelevação podem ser superiores a 1 m e que os níveis extremos, para um período de retorno de 10 anos, são 461 cm em Viana do Castelo, 415 cm em Cascais, 417 cm em Sines e 423 cm em Lagos, correspondendo respectivamente a 54 cm, 28 cm, 27 cm e 41 cm acima do nível máximo atingido pela maré prevista.

Altura das marés



Figura 33 – Marégrafos na costa portuguesa. Fonte: I.H..

As cotas de água nos levantamentos topo-hidrográficos são sempre referidas ao Zero Hidrográfico (Z.H.), nível de referência calculado pela mais baixa baixa-mar conhecida (por vezes com uma folga de 1 pé) e que se situa cerca de 2 m abaixo do "nível médio das águas".

Em Leixões o Z.H. fica 1,77m abaixo deste nível.

Os dados de campo sobre as marés são obtidos nos marégrafos distribuídos ao longo da costa portuguesa conforme a figura 33.

A maré na costa oeste de Portugal é semi-diurna, com amplitudes oscilando entre valores próximos dos 4 m, em águas vivas e 1,2 m em águas mortas (Tab. 6). A amplitude das marés na zona que abrange a Praia da Aguda não ultrapassa os 4 m.

Tabela 6 - Valores das marés em Leixões. Fonte: I.H.R.H (1988).

≈Marés	Águas Vivas			Média	Águas-Mortas		
	Máx.	Méd.	Mín.		Máx.	Méd.	Mín.
Preia-mar	4,04	3,42	2,92	2,96	2,92	2,50	2,00
Baixa-mar	0,80	0,50	-0,20	0,9	2,00	1,30	0,85

Como já foi referido as marés podem ser influenciadas por fenómenos meteorológicos (marés meteorológicas) que suscitam correcções nos valores esperados para as marés que, normalmente, não ultrapassam 0,3 a 0,4 m, mas quando conjugados com épocas de marés vivas e elevada agitação marítima, podem ocasionar danos elevados na costa, nas obras de defesa costeira e no interior de instalações portuárias.

1.3.5 Temperatura da água do mar

A temperatura da água do mar na costa ocidental portuguesa oscila entre os 10ºC e os 20ºC, a média ronda os 15ºC e apresenta uma tendência para ir aumentando de norte para sul. O gráfico da figura 34 apresenta registos das temperaturas ao largo de Leixões durante um ano. A temperatura máxima observada foi de cerca de 22ºC e a mínima rondou os 12,5ºC. Pode também verificar-se que os valores de temperaturas que apresentam maiores frequências se encontram no intervalo entre os 14ºC e os 16ºC.

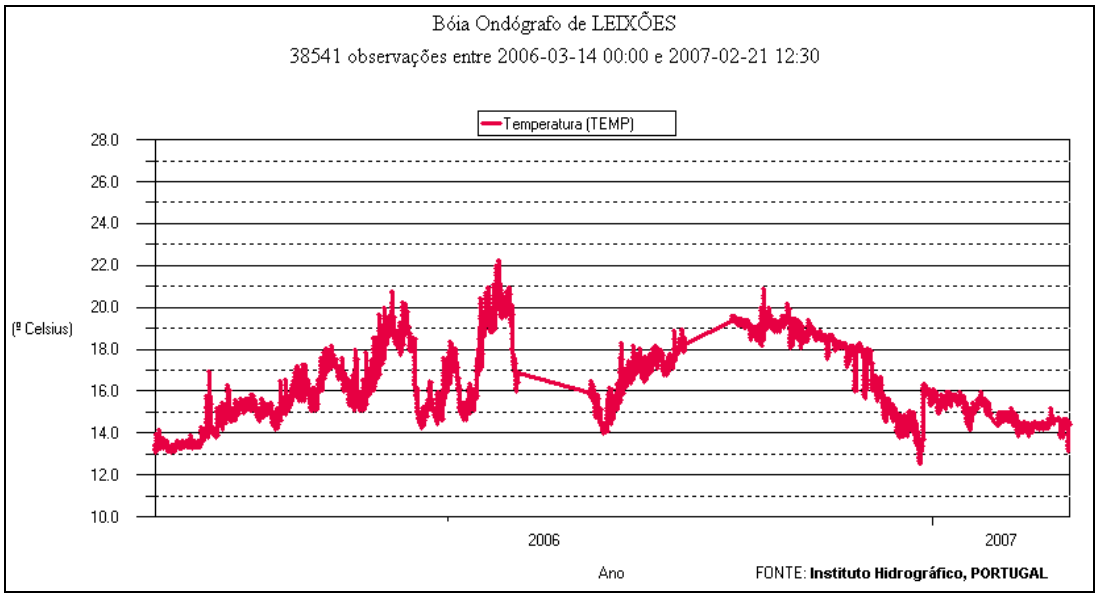


Figura 34 - Temperatura da água do mar ao largo de Leixões.

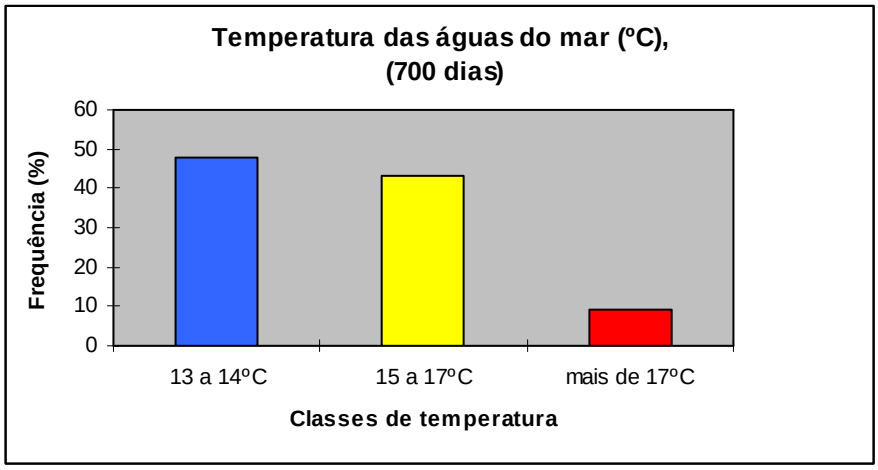


Figura 35 - Frequência das classes de temperatura mais significativas (Dias Santos, 2000).

O gráfico da figura 35 refere as frequências das classes de temperatura ocorridas na zona durante um período de 700 dias ao longo de 1998 e 1999. As temperaturas apresentaram-se muito homogéneas, com uma amplitude de apenas 6º C. As classes de temperaturas de 13ºC - 14ºC e de 15ºC - 17ºC juntas representaram 91% da frequência, o que dá ainda uma ideia mais nítida dessa homogeneidade. Temperaturas acima dos 17º C ocorreram apenas em 9% dos dias. (Dias Santos, 2000).

Existem actualmente mais de duas décadas de dados obtidos por detecção remota que podem ser usados para estudar as alterações de longo prazo nos gelos polares. As análises mais recentes destes dados sugerem que tem havido uma redução na espessura e área dos gelos do Árctico desde 1980, que correspondem ao aumento da temperatura à superfície medidos pelos sensores de infra-vermelhos instalados a bordo de satélites (Comiso, 2002, 2003). No Antárctico, porém, as tendências são menos evidentes, havendo alguns anos em que existe significativamente menos gelo e outros anos em que existe significativamente mais (Parkinson, 2002).

1.3.6 Alterações climáticas

O aquecimento global da Terra é uma consequência da acumulação de gases com efeito de estufa (Dióxido de Carbono, Metano, Óxido de Nitrogénio) na atmosfera. É consensual que a velocidade a que este fenómeno evolui actualmente tem na sua origem a actividade humana da era pós revolução industrial e está a conduzir o planeta para novas realidades climáticas com cujas consequências as gerações futuras terão de lidar.

A atmosfera tem mudado continuamente nos últimos 4,6 biliões de anos, mas actualmente está a mudar duma forma muito mais rápida e perceptível como resultado da actividade humana. O incremento do CO_2 na atmosfera constitui uma das maiores preocupações do presente pois este gás, entre outros, é totalmente permeável à radiação solar incidente de pequeno comprimento de onda mas absorve a radiação de longo comprimento de onda proveniente da superfície terrestre (efeito de

estufa). O aumento da concentração atmosférica de CO_2 também provoca o aumento da absorção, pela atmosfera, de radiação infra-vermelha incidente reduzindo a quantidade desta radiação que atinge a superfície da Terra. O aumento da concentração de CO_2 na atmosfera reduz a transferência de energia de longo comprimento de onda, da Terra para o espaço, incrementando essa transferência para a atmosfera. O balanço final é o aquecimento da atmosfera.

Amostras de ar primitivo contido em bolhas nos gelos polares e nos glaciares permitiram o estudo da composição da atmosfera nos últimos 160.000 anos. A seguir à revolução industrial nota-se um aumento significativo na concentração de CO_2 na atmosfera. Desde 1850, a concentração deste gás passou de 280 ppm para 350 ppm. Mais recentemente a taxa média de incremento tem sido de 1,3 ppm por ano. Se nada for feito para inverter esta tendência, a concentração de CO_2 atingirá, em 2050, cerca do dobro dos níveis históricos. O aquecimento global previsto como resposta para estes níveis de concentração de gases com efeito de estufa é de 2 a 4º C, comparável com o que aconteceu no planeta desde o fim da última idade do gelo, ou seja, num período superior a 10.000 anos (Houghton & Woodwell, 1989; Jones & Wigley, 1990).

A revisão mais completa e actualizada sobre a questão das alterações climáticas é, porventura, a que consta do IV Relatório do *Painel Intergovernamental para as Alterações Climáticas* (IPCC na sigla inglesa) um grupo científico criado pelas Nações Unidas em 1988. O IV relatório do IPCC foi aprovado em 5 de Fevereiro de 2007, em Paris, e actualiza o Terceiro Relatório (2001) com os dados e o conhecimento científico acumulados durante o período, de seis anos, que medeia entre os dois. Supõe um mínimo denominador comum científico sobre o aquecimento global e as alterações climáticas previstas bem como sobre as suas consequências.

O relatório das bases científicas do aquecimento, o primeiro e o mais importante (existem outros dois, sobre o impacto no planeta e tecnologias de mitigação) destaca que 1998 e 2005 foram os anos mais quentes desde que existem registos e que seis dos sete anos mais quentes de sempre ocorreram desde 2001. A temperatura média da superfície aumentou desde 1850 (Fig. 36). As observações do oceano, da atmosfera, da neve e do gelo mostram dados consentâneos com o aquecimento global. A temperatura do ar nas zonas terrestres aumentou o dobro da do oceano desde 1979. A temperatura do oceano a grandes profundidades também aumentou desde 1955, refere ainda o relatório.

Embora o aumento de temperatura do oceano seja muito pequeno, a sua importância advém da imensa quantidade de calor necessária para elevar a temperatura do mar. É muito improvável que o aquecimento observado se deva à variabilidade do clima, sublinha o documento, assumindo pela primeira vez, num relatório oficial e de forma inequívoca, a responsabilidade das actividades humanas nas alterações climáticas.

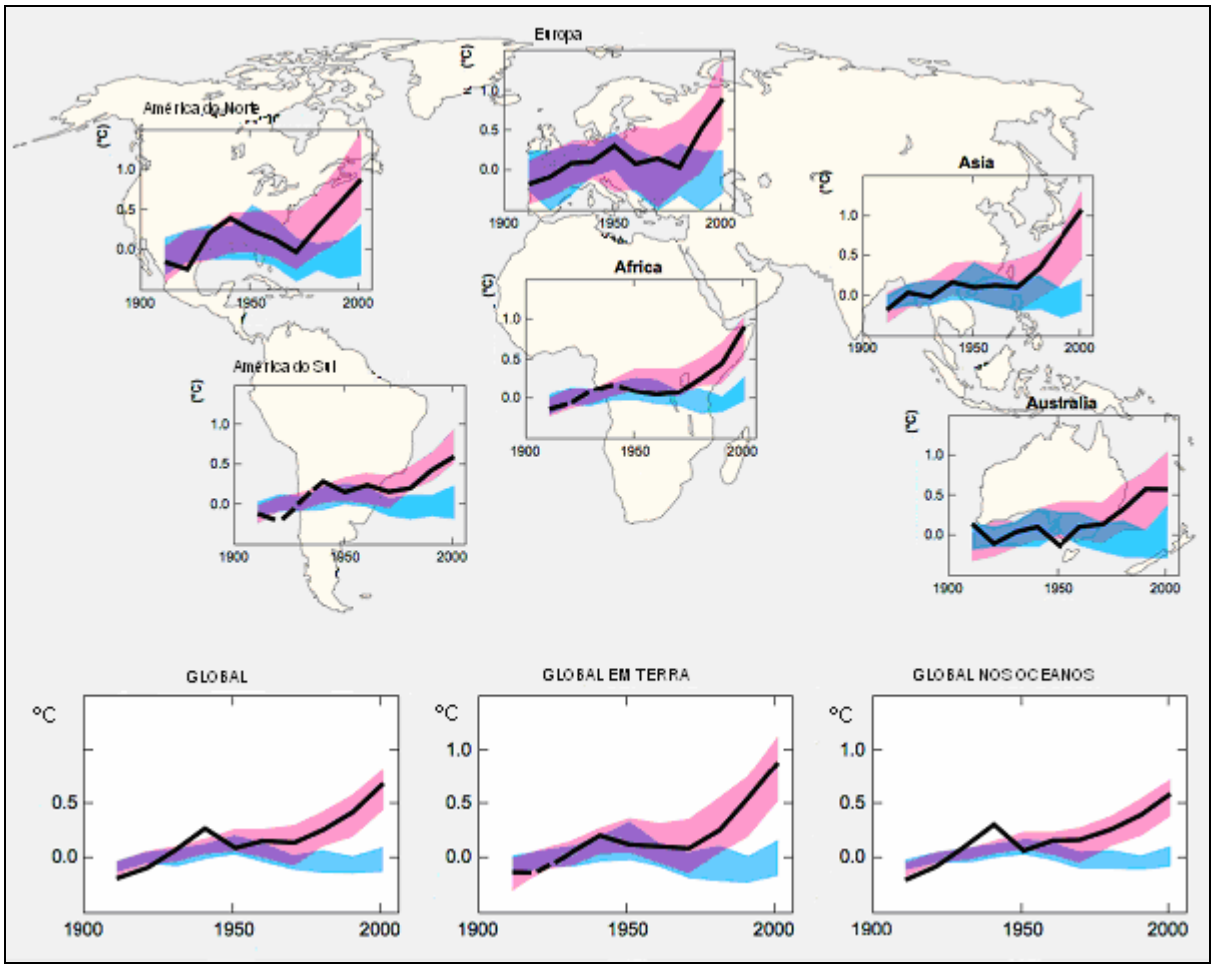


Figura 36 – Comparação entre as alterações nas temperaturas de superfície (globais, continentais e no oceano) observadas com os resultados simulados por modelos climáticos, entre 1900 e 2005. A linha negra representa as médias observadas para as décadas. As bandas azuis representam os resultados de 5 modelos considerando apenas os factores naturais. As bandas a cor-de-rosa representam os resultados de 58 simulações de 14 modelos climáticos considerando os factores naturais e antropogénicos. Adaptado de (IPCC, 2007).

O estudo apresenta também dados sobre a redução de neve no mundo: o derretimento dos glaciares fez subir o nível do mar cerca de 0,5 milímetros ao ano entre 1961 e 2003 e 0,8 entre 1993 e 2003. O Árctico perde em cada década, desde 1978, 7,4% da sua superfície gelada no Verão. Uma vez que existe a certeza do aquecimento, os cientistas passam pela difícil tarefa de atribuir as causas. Por isso, o IPCC define causas como "muito provável" (o que significa que o grau de atribuição é superior a 90%), provável (mais de 66%) ou tão provável como não (entre 33% e 66%).

A principal causa são os Gases com Efeito de Estufa (GEE), sobretudo o Dióxido de Carbono (CO_2), responsável por 80% das emissões totais de GEE, mas também o Metano (CH_4), o Óxido de Nitrogénio (N_2O), os Hidrofluorocarbonos (HFC), os Perfluorocarbonos (PFC) e o Hexafluoreto de Enxofre (SF_6) que se libertam durante a queima de carvão, petróleo ou gás e em outras actividades humanas. Estes gases acumulam-se durante séculos na atmosfera. Embora deixem passar a radiação solar para a Terra, travam a saída de calor que a superfície terrestre emite aquecendo o planeta.

A este efeito há que acrescentar o das partículas em suspensão, também procedentes das fábricas e dos automóveis que travam a chegada da radiação solar ao planeta e arrefecem-no. Tendo em conta os factores que incidem no balanço energético, predomina o aquecimento provocado pelos GEE. É muito provável que os GEE sejam a causa dominante do aquecimento observado nos últimos 50 anos no mundo. A concentração actual de GEE na atmosfera é a maior em 650 mil anos. Os modelos prevêem um aumento da temperatura de três graus em apenas um século, sem excluir subidas de mais de 4,5ºC.

O aquecimento do clima global é inequívoco, consideradas as actuais evidências de observações de incrementos nas temperaturas médias do ar e dos oceanos, degelo generalizado e subida global do nível médio das águas do mar.

Onze dos últimos doze anos (1995-2006) encontram-se entre os doze anos mais quentes desde que há registos instrumentais da temperatura atmosférica (desde 1850). A tendência actualizada dos últimos 100 anos (1906-2005) de 0,74ºC contrasta com os 0,6ºC apresentada no último relatório para o período 1906-2000. A tendência linear de crescimento da temperatura nos últimos 50 anos (0.13 [0.10 a 0.16]℃ por década) é cerca do dobro da obtida para os últimos 100 anos. O incremento total da temperatura para o intervalo 1850–1899 a 2001–2005 é 0.76 [0.57 a 0.95]℃.

Considerando vários cenários possíveis para a evolução da emissão de GEE no futuro, o relatório projecta para as próximas duas décadas um aumento de 0,2ºC por década. Mesmo se as concentrações de GEE e aerossóis se mantivessem constantes ao nível do ano 2000, seria de esperar um aumento de 0,1ºC por década.

Desde o primeiro relatório do IPCC, em 1990, as projecções têm sugerido um incremento médio das temperaturas globais de 0.15 a 0.3℃ por década entre 1990 e 2005, o que pode agora ser comparado com os valores observados de cerca de 0,2ºC por década, fortalecendo o grau de confiança nas projecções de curto prazo.

As projecções para 2030 e décadas seguintes mostram-se bastante semelhantes, seja qual for o cenário considerado, e prenunciam, no mínimo, um aquecimento duas vezes superior àquele que seria esperado se apenas estivessem em causa factores naturais.

A emissão de GEE aos níveis actuais, causará um aquecimento ainda superior induzindo várias mudanças no clima mundial durante o séc. XXI, que serão muito mais graves do que as verificadas no séc. XX.

É possível então prever com bastante segurança:

uma contracção da área de neves perpétuas, bem como uma redução generalizada do *permafrost;*

uma diminuição da área de gelo sobre os oceanos Árctico e Antárctico, sendo possível antever, em algumas projecções, o total desaparecimento de todo o gelo Árctico, no Verão, durante a segunda metade do séc. XXI;

um aumento do número e da intensidade dos extremos climáticos como ondas de calor, secas e cheias;

um muito provável aumento da intensidade dos ciclones tropicais, com maiores velocidades de vento e quantidades de precipitação associados;

grandes alterações no regime e distribuição da precipitação;
a acidificação do oceano, devida ao aumento da concentração de dióxido de carbono na atmosfera, com uma diminuição do pH médio dos oceanos entre 0,14 e 0,35 unidades durante o séc.XXI.

1.3.7 Subida do nível médio das águas do mar

Uma das várias consequências do "aquecimento global" é a subida generalizada do nível do mar. O nível do mar subiu cerca de 15 cm durante o último século, mas a taxa de elevação sofreu um incremento recentemente. Pensa-se que o nível do mar subirá cerca de 30 cm mais, nos próximos 50 anos, devido ao degelo de grandes massas de gelo continentais e vários glaciares e à expansão volumétrica da água do mar provocada pelo seu aquecimento. Embora parte da subida verificada nos últimos cem anos possa ser atribuída ao facto do planeta se encontrar numa era interglacial, caracterizada pela transgressão marinha, já o incremento sofrido nas últimas décadas deve ser atribuído ao aquecimento global da Terra com origem em causas antrópicas, sobretudo a queima de combustíveis fósseis, a partir da segunda metade do século XX. Se a concentração de CO_2 na atmosfera, durante os próximos 100 anos, atingir o dobro da que existia na década de 1980, estima-se que a temperatura média da superfície dos oceanos sofra um aumento de 4ºC. Nestas circunstâncias a subida do nível do mar directamente relacionada com o degelo está estimada entre 31 cm e 110 cm. A esta elevação terão de ser acrescentados cerca de 60 cm por cada grau Celsius de incremento na temperatura do mar, devido à expansão da água em aquecimento (Lowenstein, 1985; Milliman, 1989).
Se a temperatura subir entre 8ºC e 10ºC nos próximos 100 anos nas regiões polares, como determinam grande parte dos modelos climáticos, as camadas de gelo continentais na Antárctida e na Gronelândia, sofrerão um degelo acentuado e causarão um aumento global do nível do mar. O resultado será a progressiva submersão de extensas zonas costeiras por todo o planeta. Devido ao aquecimento global, provocado pela queima de combustíveis fósseis e desflorestação, a subida do nível do mar que tem ocorrido a um ritmo de 0,1 cm por ano nos últimos 100 anos, pode passar a ser de 1 a 2 cm por ano nas próximas décadas (Gornitz *et al*, 1981) *in* (Pinet, 1998).
O nível médio do mar subiu cerca de 15 cm no séc. XX depois de 2000 anos a subir a uma taxa inferior. Esta variação resultou, sobretudo, da expansão térmica do oceano originada pelo aquecimento global de origem antropogénica. Com base no III relatório do IPCC o projecto SIAM II adoptou o valor de 1 m para a subida do nível do mar até 2100 para prever os impactos na costa portuguesa e aconselhar as medidas de adaptação adequadas (Santos & Miranda, 2006).
Observações efectuadas desde 1961 mostram que a temperatura do oceano global tem sofrido um incremento, até profundidades de, pelo menos, 3000 m, e que o oceano tem absorvido mais de 80% do calor adicionado ao sistema climático. Esse aquecimento provoca a expansão térmica da água do oceano, contribuindo para a subida do nível do mar (Tab. 7).

Tabela 7 – Subida do nível do mar entre 1961 e 2003 e estimação do contributo das várias fontes. Adaptado de (IPCC, 2007).

	Subida do nível do mar (mm por ano)	
Causa da subida do nível do mar	**1961 - 2003**	**1993 - 2003**
Expansão térmica	0,42+- 0,12	1,6+-0,5
Degelo de glaciares e camadas de gelo continentais	0,50+-0,18	0,77+-0,22
Degelo das placas de gelo da Gronelândia	0,05+-0,12	0,21+-0,07
Degelo das placas de gelo da Antárctica	0,14+-0,41	0,21+-0,35
Somatório das contribuições individuais do clima para a subida do nível do mar	1,1+-0,5	2,8+-0,7
Subida total do nível médio do mar observada	1,8+-0,5a	3,1+-0,7a

a – os dados anteriores a 2003 foram obtidos em marégrafos e os posteriores por altimetria de detecção remota.

Se as acções forçadoras estabilizarem, em 2100, ao nível do cenário A1B, a expansão termal, só por si, levará a uma subida do nível do mar entre 0,3 e 0,8 m em 2300 (relativamente ao período 1980-1999). A expansão térmica continuará por muitos séculos, de acordo com o tempo requerido para transportar o calor para o oceano profundo (Tab. 8).

Tabela 8 – Projecção da subida média do nível do mar até ao final do Séc. XXI. Adaptado de (IPCC, 2007).

Cenários	**Subida do nível do mar** (m em 2090-2099 relativamente a 1980-1999)
Cenário A1	0,18 – 0,38
Cenário A1T	0,20 - 0,45
Cenário B2	0,20 - 0,43
Cenário A1B	0,21 - 0,48
Cenário A2	0,23 - 0,51
Cenário A1F1	0,26 - 0,59

Notas à tabela 8 - Os 6 cenários (A1, A1T, B2, A1B, A2, A1F1) considerados, constituem o resultado de seis famílias de modelos usados, pelo IPCC, para as projecções e designam-se por SRES (Special Report on Emission Scenarios). Estão hierarquizados em ordem decrescente de optimismo e levam em conta as várias combinações possíveis no que diz respeito à maior ou menor contenção das emissões de GEE, às diferentes dimensões assumidas por fenómenos em cadeia previstos (diminuição da área vegetada, diminuição da área com gelo e consequente diminuição da reflexão dos raios solares, emissão para a atmosfera do metano aprisionado no *permafrost)* e às diferentes possibilidades de desenvolvimento das políticas ambientais e das políticas seguidas pelos governos mundiais, como por exemplo o grau de cumprimento do protocolo de Quioto.

A contracção das placas de gelo da Gronelândia, continuará a contribuir para a subida do nível do mar para lá de 2100. Os modelos actuais sugerem que, com o aumento da temperatura, a perda de massas de gelo será superior aos ganhos com a precipitação e que o balanço de massas será negativo, num cenário de aquecimento global médio (relativamente aos valores da época pré-industrial) de 1,9 a 4,6℃.

Se o balanço de massas se mantiver negativo até ao fim do milénio, conduzirá à perda total das camadas de gelo da Gronelândia correspondendo a uma subida do nível do mar de cerca de 7 m.

As temperaturas projectadas para a Gronelândia, no futuro, são comparáveis aquelas do último período interglacial de há cerca de 125.000 anos atrás, para o qual a informação paleoclimática sugere grandes reduções das áreas de gelo polares e cerca de 4 a 6 m de subida do nível do mar.

As emissões passadas e futuras de dióxido de carbono de origem antropogénica continuarão, de acordo com o tempo necessário para a remoção deste gás da atmosfera, a contribuir para o aquecimento global e subida do nível do mar por mais de um milénio (IPCC, 2007).

CAPÍTULO 2

ESTRUTURAS DE DEFESA COSTEIRA
- O QUEBRAMAR DA AGUDA



Se vi mais longe foi por ter ficado aos ombros de gigantes

Isaac Newton

2. Estruturas de defesa costeira – o quebramar da Aguda

2.1 Estruturas de defesa costeira

As obras de defesa costeira destinam-se a proteger a costa da erosão provocada pela agitação marítima e a atrasar o avanço do mar sobre a costa com a consequente destruição dos bens materiais aí presentes. A protecção da costa, vista duma forma abrangente, envolve três níveis distintos: uma nova gestão do uso do solo; redução de acções antrópicas específicas e manutenção da linha litoral média. É precisamente no terceiro desses níveis que tomam parte as obras de defesa costeira. Normalmente são construídas com a utilização de pedra natural e betão ou combinações dos dois materiais. Em alguns países é também comum construírem-se em paliçadas de madeira (Fig. 38).



Figura 38 – Quebramares transversais (esporões) construídos em traves de madeira. Aberdeen, Escócia, 2004.

Paralelamente têm sido concebidas, e postas em prática, soluções mais suaves para lidar com estes problemas. Tais soluções passam por opções de trabalho em harmonia com a natureza, reabilitando e reconstruindo sistemas dunares e também pela utilização de novas tecnologias na construção de obras, usando sacos e telas de material geotêxtil.

As estruturas de defesa costeira constituem recifes artificiais, sendo, no entanto, esta designação mais utilizada para as estruturas submersas construídas e implantadas pelo homem com o intuito de proteger certos habitates e criar novos ecossistemas.

As estruturas de defesa costeira podem classificar-se em obras transversais, também chamadas esporões, obras longitudinais aderentes ou destacadas e soluções mistas. Os tipos de obras de defesa citados e o seu funcionamento encontram-se resumidos esquematicamente na figura 39.

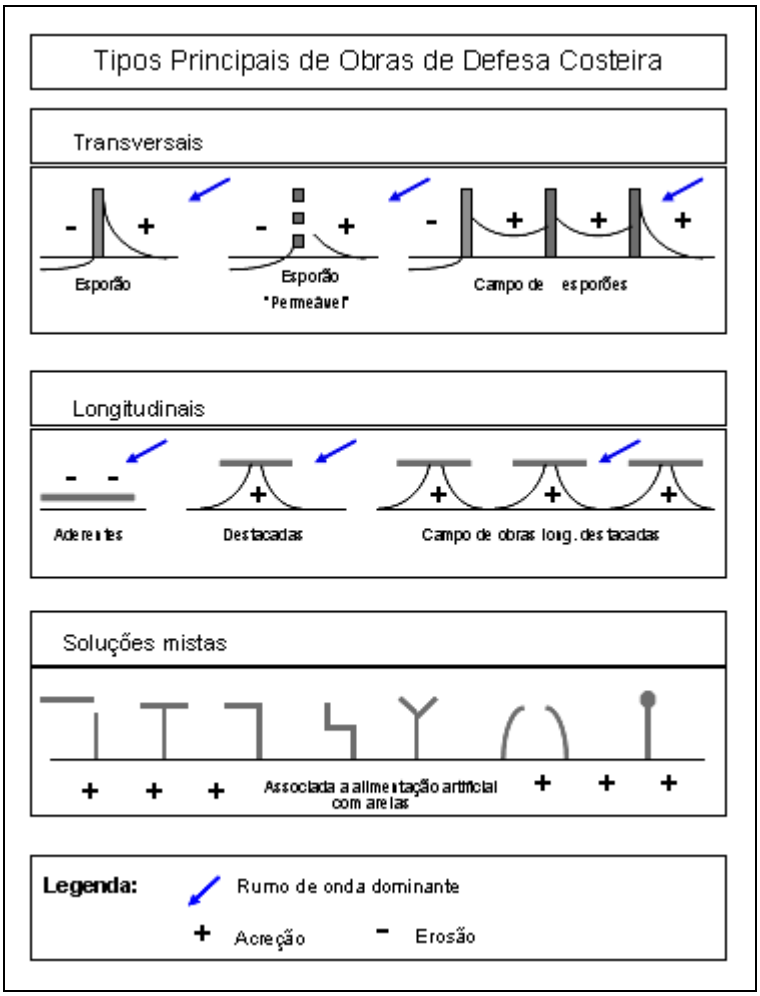


Figura 39 – Principais tipos de obras de defesa costeira e suas consequências a nível sedimentar (Veloso Gomes, 1991).

2.1.1 Estruturas transversais - esporões

Os esporões são estruturas, perpendiculares à linha de costa, que são implantados em troços da faixa costeira, onde existe transporte sedimentar, com o objectivo de, ao interromper esse transporte, provocar o enchimento de uma zona de costa em erosão. Para serem eficientes os esporões devem ter um comprimento suficiente para atingir a zona de transporte máximo (zona de rebentação). Para que após o enchimento não se verifique uma excessiva acumulação de areia, os esporões não devem ser muito altos e devem acompanhar o declive da praia (esporão mergulhante). Assim as areias poderão transpô-lo evitando-se erosões acentuadas a sotamar.

Os esporões podem ser aplicados isoladamente ou em grupo (campos de esporões). Quando se instalam campos de esporões estes devem ser construídos de sotamar para barlamar e só deve ser construído o seguinte quando o anterior já provocou uma acumulação de areias próxima da saturação.
Os esporões têm como principal inconveniente a interrupção da deriva de sedimentos provocando, assim, acreção a barlamar e erosão nas praias a sotamar da estrutura como se observa na figura 40.

2.1.2 Estruturas longitudinais

2.1.2.1 Estruturas longitudinais aderentes

São estruturas de defesa costeira implantadas paralelamente à costa com um alinhamento que se pretende fixar. São normalmente utilizadas em situações de emergência em zonas seriamente atacadas pelo mar ou na delimitação de arruamentos e aterros marginais (Fig.40). Estas estruturas podem ter as funções de retenção de solos e/ou de resistência às ondas. Podem apresentar paramentos verticais, inclinados, compostos ou em degraus.



Figura 40 – Obra transversal (A) e obra longitudinal aderente (B). Cortegaça, 2004.

2.1.2.2 Estruturas longitudinais destacadas

São estruturas sensivelmente paralelas à costa mas dela desligadas fisicamente. Podem ter como funções a protecção de uma praia por efeito de abrigo da ondulação, o desvio da zona de deposição

de areias da entrada de um canal de navegação ou a criação de uma zona calma para abrigo de embarcações.

A dupla difracção das ondas que estas estruturas provocam pode originar uma deposição de areia, entre estas e a costa, segundo uma configuração triangular típica cujo vértice aponta na direcção da estrutura e que se denomina por tômbolo. Os tômbolos também se formam junto a afloramentos naturais situados numa posição relativamente à costa capaz de provocar o fenómeno de dupla difracção das ondas (Fig. 41 A).

Em vários países (Espanha, Grã-Bretanha, Japão) têm sido utilizados campos de quebramares destacados com afastamentos, entre si e em relação à costa, estudados no sentido de cumprirem um determinado objectivo que normalmente é o de enchimento de praias e sua estabilização. Em Portugal existem também alguns destes exemplos (Fig. 41 B).



Figura 41 – **A** - Tômbolo induzido por afloramento rochoso natural. Praia de Miramar, 2004. **B** - Quebramar destacado, já bastante degradado, e respectivo tômbolo. Praia de Caxinas, Vila do Conde, 2000.

Uma versão um pouco diferente é constituída pelos quebramares submersos. Estes são estruturas longitudinais destacadas cuja cota de coroamento fica abaixo do Z.H. ou, pelo menos, são francamente galgáveis pela agitação marítima. Possuem como características principais ter uma menor eficiência na formação de tômbolos, ter menores impactos visuais e provocar dissipação de energia por pré-rebentação.

2.1.3 Soluções mistas

Têm sido estudadas formas excêntricas de esporões que são combinações de estruturas transversais com estruturas longitudinais que, ao provocarem interrupção da deriva litoral e ao mesmo tempo fenómenos de difracção, permitem alguma acumulação de areia a jusante (sotamar) do seu enraizamento. Estas soluções podem, em certos casos, minimizar os fenómenos erosivos a sotamar normalmente causados pelos esporões (Veloso Gomes, 1991, 1996; Veloso Gomes & Taveira Pinto, 1997).

2.2 O quebramar destacado da Aguda

2.2.1 Historial

Um quebramar, molhe, pequeno porto ou uma outra estrutura de abrigo para a actividade piscatória na Praia da Aguda era uma reivindicação antiga por parte dos pescadores. Efectivamente, já em 1935, o Comandante Aragão e Melo procedeu às primeiras sondagens para a construção do "Portinho da Aguda".

Pelo menos desde 1934 existem estudos para a implantação de uma obra de engenharia costeira capaz de dar alguma protecção às embarcações de pesca quando se faziam ao mar ou quando regressavam à praia, evitando assim a intermitência desta actividade (Pinho Nunes, 1954).

Ao longo de cerca de 75 anos foram pensadas e projectadas várias estruturas com carácter diferente, no entanto nenhuma foi executada. Mais recentemente, a partir de 1987, foram efectuados vários trabalhos conducentes à construção de quebramares nesta localidade.

Tendo por base estudos realizados em 1988, e considerando agora o previsto, para este local, no Plano de Ordenamento da Orla Costeira (POOC) Caminha/Espinho, foi projectado um quebramar destacado, paralelo à costa, com convergência na parte norte. A obra, da responsabilidade do Instituto Nacional da Água (INAG), tutelado pelo Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território, foi adjudicada à empresa "Irmãos Cavaco S.A." pelo custo de 4,77 M€ e com um prazo de execução de 12 meses. As obras iniciaram-se a 2 de Outubro de 2001 tendo ficado concluídas a 31 de Julho de 2002 (Fig. 42).



Figura 42 – Placa informativa e início da construção do acesso junto ao posto médico, Outubro de 2001.

2.2.2 Aspectos construtivos

2.2.2.1 Localização e forma do quebramar

Em 1988 tinham sido apresentadas várias soluções alternativas a um estudo elaborado pelo IHRH (IHRH, 1988) para a construção de um quebramar para a praia da Aguda. No entanto, apenas em 1999, com a apresentação do Estudo Prévio, foram analisadas e discutidas, pelas entidades envolvidas no processo, as diferentes propostas e hipóteses de intervenção patentes na figura 43.

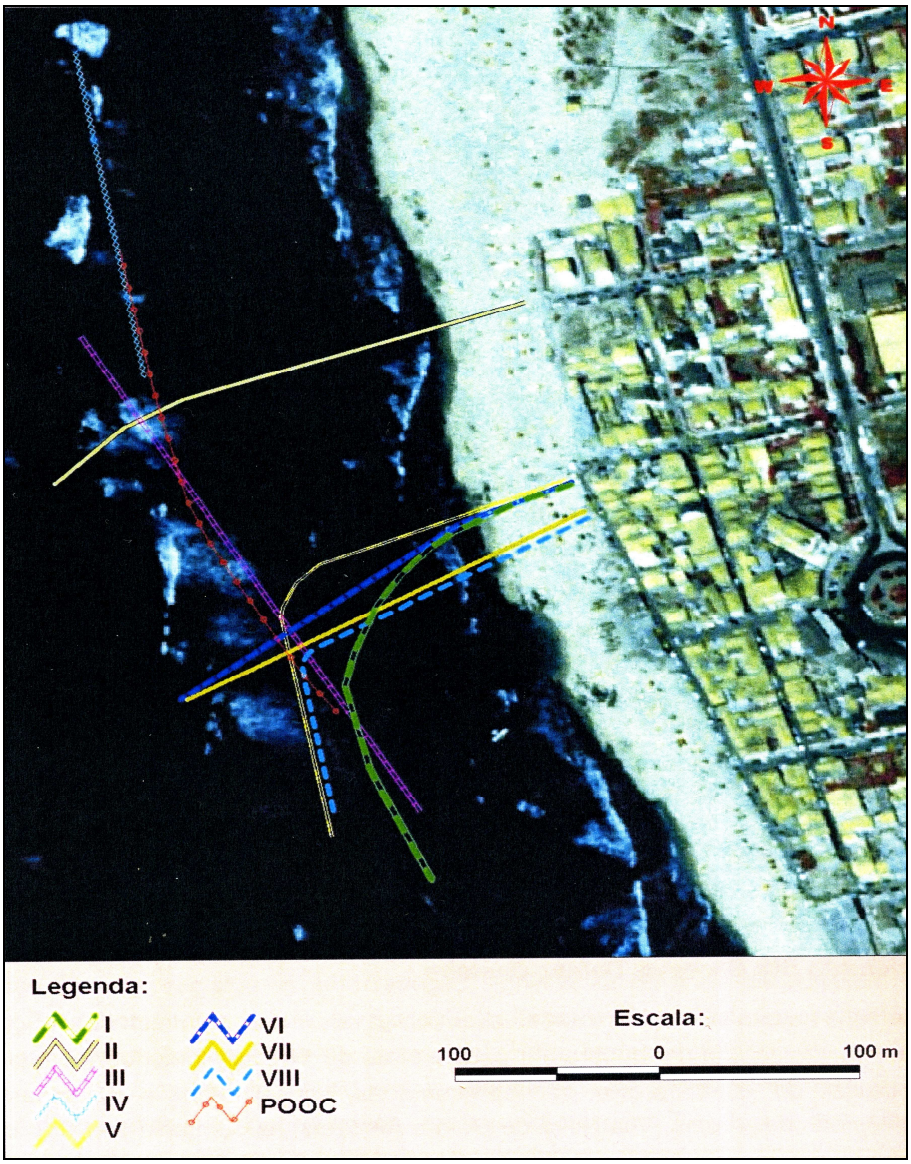


Figura 43 – As várias hipóteses em discussão para a localização do quebramar da Aguda. Adaptado de (IHRH, 1999).

As nove hipóteses representadas na figura 43 foram propostas por diferentes entidades e correspondiam ao seguinte:

I. Esporão inicialmente indicado pelos pescadores e considerado pelo Gabinete de Planeamento Urbanístico da Câmara Municipal de V.N. de Gaia, (Março de 1987);

II. Esporões considerados no Plano de Obras do Estudo *Problemas Litorais Leixões/Cabo Mondego*, elaborado pela Hidrotécnica Portuguesa para a Direcção Geral de Portos, Junho de 1981. Para a zona da Aguda era previsto um esporão curvilíneo, com um comprimento de 280 m e cotas de coroamento de + 7 m e + 5 m;

III. No mesmo estudo considerava-se também uma alternativa do tipo *Quebramar Destacado*, com 340 m de comprimento;

IV. Outra alternativa patente no estudo anterior considerava uma solução do tipo *Quebramar Destacado*, com apenas 220 m de comprimento;

V. Esporão em forma de "L", considerado pelo IHRH, com traçado melhorado em relação à hipótese I e apresentando a possibilidade de posterior prolongamento, 330 m de comprimento e cotas de coroamento de + 7 m e + 9 m;

VI. Esporão curvilíneo, também considerado pelo IHRH, idêntico ao da hipótese II mas com enraizamento favorável à protecção do Portinho da Aguda, com 320 m de comprimento e cotas de coroamento de + 7 m e + 9 m;

VII. Esporão rectilíneo, proposto pelo IHRH, com enraizamento mais próximo do caneiro norte, menos exposto à agitação, com 310 m de comprimento e cotas de coroamento de + 7 m e + 9 m;

VIII. Esporão em "L", igualmente proposto pelo IHRH, com traçado idêntico à hipótese V, também com possibilidade de posterior prolongamento, com enraizamento mais próximo do caneiro norte, com um comprimento de 310 m e cotas de coroamento de + 7 m e + 9 m.

A nona hipótese resultava do estabelecido pelo Plano de Ordenamento da Orla Costeira (POOC) Caminha-Espinho que, no seu *Programa de Execução* e *Plano de Intervenção*, estabelece para a Unidade Operativa de Gestão (UOPG) nº 14 do "Núcleo Antigo da Aguda", entre outros objectivos de intervenção, a construção de um pequeno quebramar de abrigo. O quebramar destacado proposto por este documento tinha uma localização e forma próximas das hipóteses III e IV, uma extensão de 340 m e uma cota de coroamento de + 5 m.

O projecto de concepção do quebramar (IHRH, 2000), tal como previsto no POOC, preconizava uma estrutura destacada da costa de forma a minimizar retenções de sedimentos a barlamar com consequente interrupção do transporte litoral e agravamento da erosão a sul. Desenvolvia-se, em cerca de metade do seu comprimento, paralelamente à costa convergindo depois para a praia a norte e tinha uma cota de coroamento de + 5,5 m.

No sentido de auscultar a opinião dos pescadores e tornar o processo participado pelos interessados foi-lhes solicitado que colocassem umas bóias com a localização que, segundo eles, seria a ideal para a construção do quebramar. Esta localização foi tida em consideração no projecto final (Figs. 44 e 45).

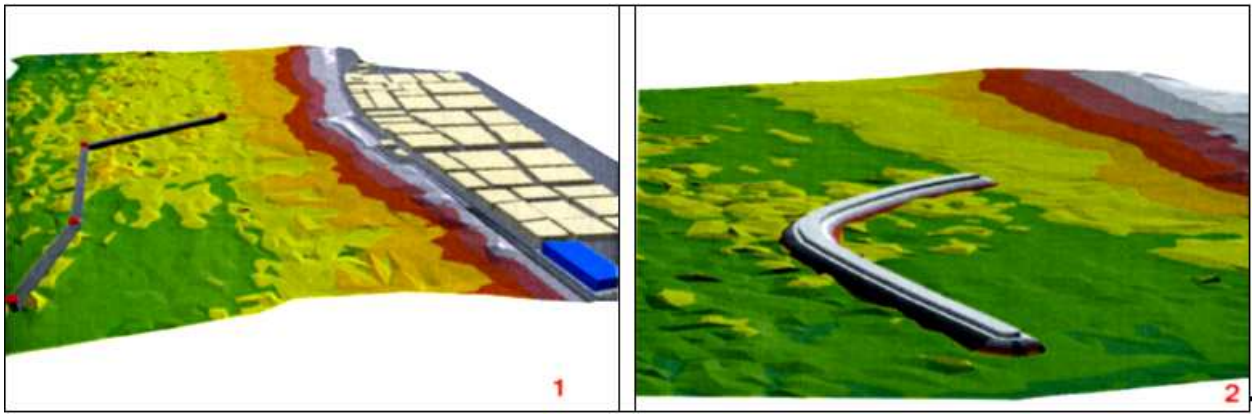


Figura 44 – **1** – Proposta de localização idealizada pelos pescadores; **2** – Localização e forma finais do quebramar (IHRH, 1999).

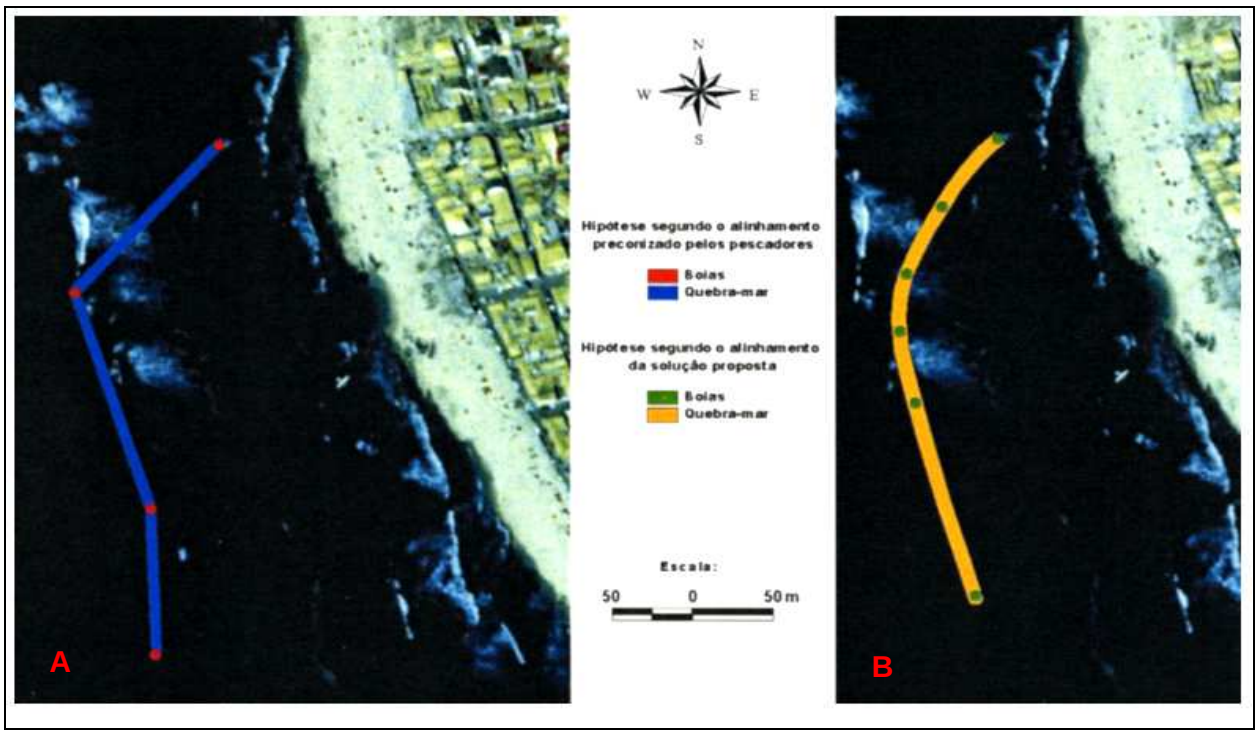


Figura 45 – Localização proposta pelos pescadores e materializada pela colocação de bóias (A) e localização final do quebramar (B) (IHRH, 1999).

A localização do quebramar (Figs. 44 (2) e 45 (B)), aliás bastante próxima da preconizada pelos pescadores, aproveitou vários afloramentos rochosos naturais, sendo um compromisso entre a pretensa urgência da obra e necessária contenção de custos e os seus objectivos.

A localização final, um pouco mais próxima da costa, usufrui de alguma protecção natural proporcionada pelas rochas a oeste, (IHRH, 1999; 2000).

2.2.2.2 A obra e as suas particularidades

O quebramar tem 330 m de comprimento. O núcleo, construído em betão ciclópico, apresenta uma cota de coroamento de + 5,5 m e uma largura de 6 m.
O betão ciclópico tem a vantagem de reduzir os fenómenos de retracção do betão durante a construção. O núcleo encontra-se protegido a toda a volta por um enrocamento de pedra natural até à cota de + 3,5 m. Desta forma o quebramar seria suficientemente robusto para suportar as elevadas solicitações mecânicas e o desgaste erosivo a que iria estar sujeito (Fig. 46).



Figura 46 – O embate das ondas contra o quebramar é, por vezes, muito violento.

O enrocamento (Fig. 47) do lado exterior (barlamar) serve para dissipar a energia das ondas e, assim, amortecer o impacto da agitação marítima enquanto o do lado interior (sotamar) serve para diminuir o impacto visual do quebramar favorecendo de ambos os lados a colonização biológica.
Para a construção da estrutura, com o perfil patente na (Fig. 47), foi utilizado um volume de 15 000 m^3 de betão no núcleo, cerca de 6 200 m^3 de pedra no enrocamento externo (18 000 tf) e cerca de 5.500 m^3 de pedra no enrocamento interno (16 000 tf) (IHRH, 2000).

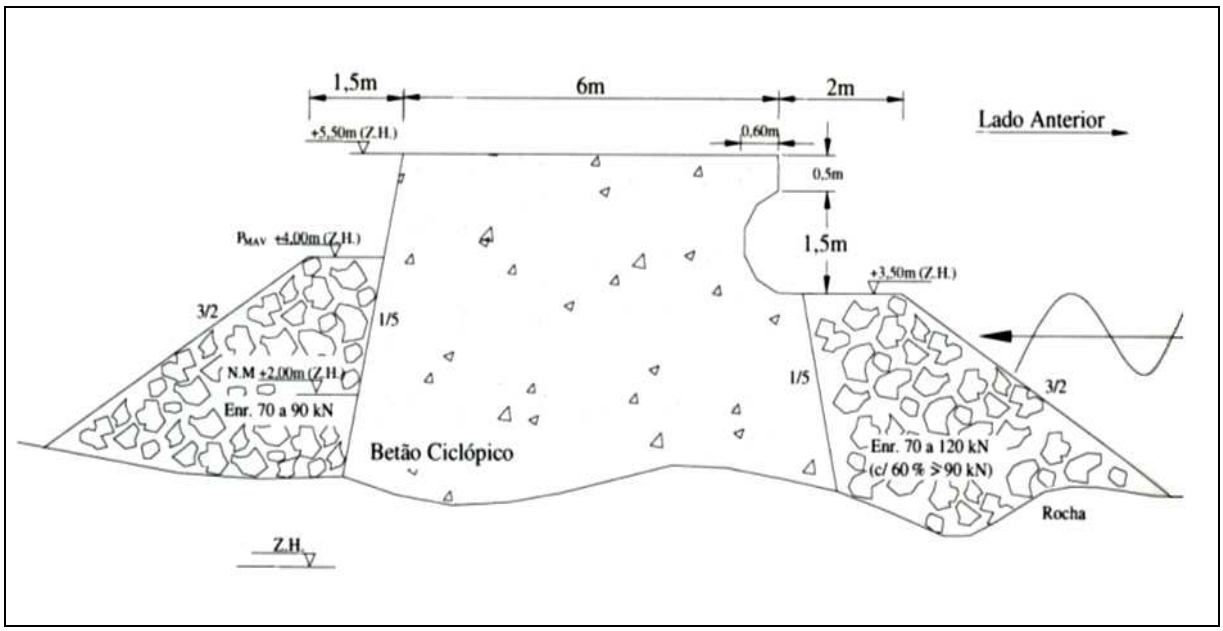


Figura 47 – Perfil transversal do quebramar da Aguda (IHRH, 1999).

Em relação à segurança da navegação o quebramar foi equipado com dois farolins, um em cada extremidade, pintados com faixas paralelas pretas e amarelas no da ponta norte e vermelhas e brancas no da ponta sul, equipados com luz para sinalização nocturna. Entre o quebramar e a praia foram implantadas duas colunas de navegação a estibordo e uma a bombordo para guiar as embarcações no melhor percurso rumo à praia. Estas colunas, como mandam as regras, estavam pintadas e iluminadas de vermelho a bombordo e de verde a estibordo para quem vem do mar para terra (Fig. 48).



Figura 48 – Da esquerda para a direita: Fase final da construção do farolete norte; o mesmo depois de concluído; farolete sul e colunas de sinalização de bombordo e de estibordo.

A altura média da onda e a amplitude das marés permitiu não elevar a cota do coroamento acima dos 5,5 m sem perda de eficácia, tirando o melhor partido da colonização natural da estrutura que, face ao que era conhecido para a zona em causa, se previa rápida e eficiente.

O elemento côncavo inserido no terço superior do paramento exterior, com o objectivo de deflectir a vaga, mostra-se bastante eficaz (Fig. 49) diminuindo o volume e a frequência dos galgamentos.



Figura 49 – Aspecto da deflecção da vaga no quebramar.

2.2.2.3 Execução da obra

A obra iniciou-se com a construção de um esporão construtivo a partir da rua do Mar na zona fronteira ao Centro de Saúde da Aguda (Fig. 50). Este acesso permitiria a movimentação dos camiões e das máquinas para a construção do quebramar e foi montado em pedra e aterro que por sua vez eram protegidos do mar por enrocamento de pedra natural.



Figura 50 – Início da obra e construção do acesso ao longo da praia.



Figura 51 – A construção avança mar adentro num ritmo condicionado pelas marés e pelo estado do mar.

A montagem da estrutura prosseguiu pelo mar dentro (Fig. 51) desenvolvendo-se desde a extremidade norte até atingir o comprimento pretendido. Na montagem do quebramar as máquinas mais utilizadas foram os camiões, que transportaram a pedra desde a pedreira até ao local da sua deposição e as gruas que movimentavam e ajudavam à colocação da cofragem do núcleo e realizaram todo o trabalho de colocação das pedras de enrocamento.



Figura 52 – Máquinas a circular sobre o núcleo.



Figura 53 – Cofragem a ser colocada em posição.

Foram também utilizadas escavadoras de braço hidráulico para a regularização dos fundos e "bulldozers", sobretudo, para a movimentação de areias (Figs. 50 a 53).

O núcleo foi sendo construído por betonagem sucessiva de módulos, utilizando-se uma cofragem com nove metros de comprimento e seis de largura e altura variável. A cofragem (Fig. 53) era montada directamente na pedra natural, quando esta se encontrava a uma cota adequada ou, então, nas zonas de maior profundidade, era montada sobre uma estrutura em sacos de fibra geotêxtil, cheios com betão (Fig. 54), que permitiam regularizar o fundo e alcançar a cota à qual era suposto ser betonado o núcleo (Fig. 55).



Figura 54 – Enchimento dos sacos, de fibra Geotêxtil, com betão.





Figura 55 – Colocação dos sacos com betão com auxílio de um mergulhador (à esquerda) e pormenor dos sacos servindo de "cama" ao núcleo (à direita).



Figura 56 – Colocação de pedras no interior da cofragem antes da betonagem (betão ciclópico).

A rocha natural era previamente escarificada para aumentar a adesão do betão. Uma vez preparado o fundo, que servia de base ao núcleo, a cofragem era colocada em posição com o auxílio de uma grua (Fig.53).

Ao betão, que continha aditivos para tornar a presa mais rápida, eram adicionadas pedras naturais que eram colocadas no interior da cofragem (betão ciclópico) (Fig. 56).

Durante a betonagem e acabamento de cada um dos módulos do núcleo, a estrutura era protegida por um enrocamento provisório colocado do lado onde incidia a agitação marítima (Fig. 57). A betonagem era efectuada directamente a partir de camiões-betoneiras, procedendo-se seguidamente à vibração do betão (Fig. 58).



Figura 57 – Enrocamento de protecção da cofragem.



Figura 58 – Betonagem e vibração do Betão.

O enrocamento do lado interno foi montado na parte final da obra (Fig. 59). Os últimos trabalhos consistiram na remoção do esporão construtivo e na retirada da areia (Fig. 60) entretanto acumulada junto à extremidade norte do quebramar por acção conjunta da interrupção da deriva de sedimentos levada a cabo pela presença do acesso e pelo efeito da difracção das ondas (tômbolo).
A obra ficou concluída a 31 de Julho de 2002, cerca de dez meses após o seu início (Fig. 61).



Figura 59 – Montagem do enrocamento no lado interno.



Figura 60 – Remoção da areia acumulada junto ao topo norte do quebramar. Julho de 2002.



Figura 61 – Quebramar depois de concluído. Agosto de 2002.

2.2.2.4 Sinais de degradação e necessidade de manutenção da obra

Passados quatro anos sobre a conclusão da obra eram já visíveis alguns sinais de degradação no betão do núcleo. As juntas entre os módulos de betão denunciavam o desgaste provocado pela água e areia que é ejectada através delas a cada embate das ondas (Fig. 62 A e B) e mostravam-se mais largas e de arestas arredondadas (Fig. 62 B e C). Em alguns locais grandes pedaços de betão próximo do coroamento tinham sido arrancados (Fig. 62 D). Algumas pedras de enrocamento foram deslocadas do seu local original (Fig. 62 E e F).
Também nos faroletes e nas colunas de navegação se nota alguma degradação quer ao nível da pintura quer na sinalização nocturna pois, das luzes incorporadas nestas estruturas, apenas duas funcionam.



Figura 62 – A – Água e areia são ejectadas através das juntas entre os módulos de betão provocando uma forte abrasão. B – Pormenor da situação anterior. C - Junta entre os módulos já bastante alterada. D – Local donde saiu um fragmento de betão. E e F – Bloco de pedra, do enrocamento interior, deslocado (setas).

Como, após poucos dias do final da construção, o quebramar ficou ligado a terra por um tômbolo de areia, também em termos de segurança a situação não é a melhor. Com o acesso facilitado, e na ausência de qualquer tipo de vigilância, é utilizado para inúmeros fins e, sobretudo no Verão, por centenas de pessoas, tendo já ocorrido acidentes. As próprias placas que informavam da proibição

de acesso ao quebramar (nunca respeitada) já não se encontram no seu lugar o que, por si só, é demonstrativo de algum alheamento das questões de segurança por parte da entidade dona da obra.
Estas evidências vêm corroborar o que se conhece sobre a manutenção de obras de defesa costeira que aponta o período de cinco anos como a altura ideal para se efectuarem as primeiras obras de manutenção de modo a não onerar demasiado essas obras no futuro e não permitir que se entre numa situação de irreversibilidade (Veloso Gomes & Taveira Pinto, 1999).

2.3 Conclusões

Numa zona urbana e turística, como aquela em que se insere a praia da Aguda, qualquer intervenção de defesa costeira teria, e terá no futuro, necessariamente que ser pensada não só em termos de eficácia mas necessariamente também em termos estéticos e de impacto paisagístico. Também a grande e rica biodiversidade deve ser considerada e protegida. O resultado final deverá ser, portanto, o melhor compromisso entre estas variáveis.
A opção de construir um quebramar destacado foi provavelmente a mais correcta face às opções existentes, de modo a interferir menos com a corrente de deriva e com o transporte de sedimentos, evitando-se assim alterações fisiográficas graves a sul.
Este último objectivo parece não ter sido alcançado, talvez porque o local de implantação e o afastamento em relação a terra não tenham sido os ideais, existindo actualmente indícios de que se a construção tivesse sido implantada numa localização mais afastada da costa e fosse um pouco mais curta, ter-se-iam evitado algumas das consequências negativas que são hoje bastante evidentes.
O tipo de construção e a logística utilizada foram bastante adequadas o que permitiu concluir a estrutura dois meses antes do final do prazo de execução, facto que é de realçar.
Se o objectivo para o futuro for manter a obra íntegra do ponto de vista estrutural e não houver a intenção de a alterar de modo a minorar as consequências a nível fisiográfico que ela acarreta, será este o momento ideal para se iniciarem obras de manutenção ao nível do núcleo, nomeadamente nas juntas entre os módulos, e ao nível das luzes de sinalização.

CAPÍTULO 3

COLONIZAÇÃO E SUCESSÃO BIOLÓGICAS NO QUEBRAMAR



O sábio não é aquele que proporciona as verdadeiras respostas mas sim o que sabe colocar as verdadeiras perguntas

Claude Lévi-strauss

3. Colonização e Sucessão Biológicas no Quebramar

3.1. Introdução

3.1.1 Colonização biológica de superfícies submersas

O processo de colonização biológica de substratos submersos inicia-se invariavelmente pela formação de um biofilme.

Biofilmes são associações de microrganismos que colonizam superfícies duras submersas. Cobrem as rochas na zona intertidal e também a superfície externa de algumas plantas e animais marinhos. Estes biofilmes são fundamentais para a ecologia das costas rochosas pois influenciam a fixação dos invertebrados e das algas e constituem um importante recurso alimentar para os animais que se alimentam por raspagem do substrato (grazers). Os biofilmes começam a desenvolver-se rapidamente após a submersão de um objecto segundo uma sequência característica (Fig. 64). Os estados iniciais do desenvolvimento de um biofilme são previsíveis e dependem das propriedades físico-químicas da superfície que influenciam a adsorsão das substâncias orgânicas e inorgânicas da água circundante. Com o passar do tempo os factores biológicos vão-se tornando progressivamente mais importantes, à medida que as superfícies vão sendo colonizadas por bactérias, diatomáceas, protozoários, leveduras e estados iniciais de plantas e animais marinhos mais complexos (Thompson, Norton & Hawkins, 2004).

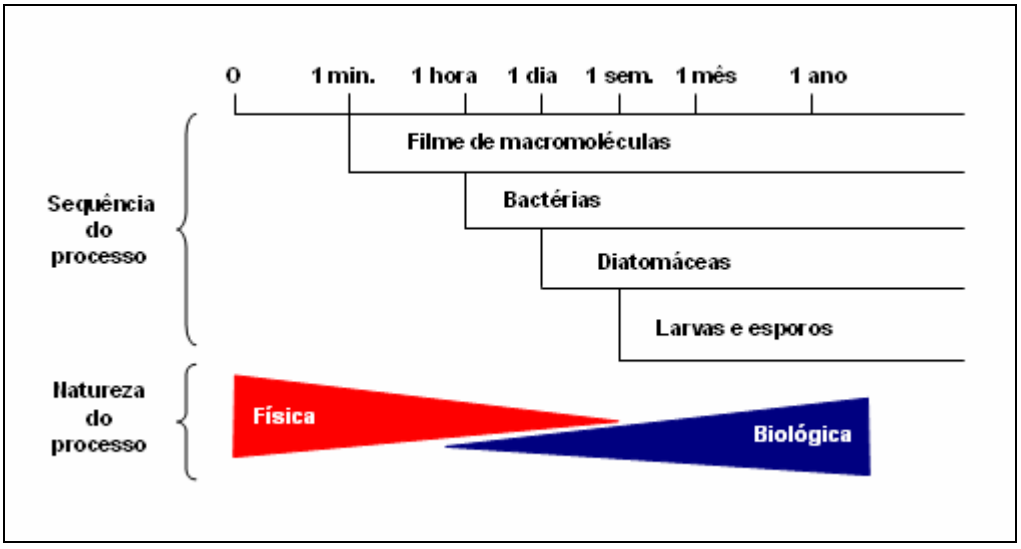


Figura 64 – Diagrama esquemático da sucessão biológica que conduz à formação dos biofilmes num substrato duro imerso em água. Adaptado de (Wahl, 1989).

Já em 1935, Zobell e Allen sugeriram que as bactérias marinhas estavam envolvidas na ocupação dos substratos sólidos pelas larvas dos invertebrados. Desde então tornou-se óbvio que os

microorganismos exercem uma grande influência na fixação das larvas, imediatamente antes da metamorfose (Scheltema, 1974). O mecanismo desta fixação preferencial parece estar relacionado com a produção de certos compostos pelos microorganismos. Assim, Neumann (1979) observou a influência de ultrafiltrados de *Vibrio* sp, na indução da fixação de larvas do cnidário *Cassiopea andromeda.*

Os polissacarídeos ou glicoproteínas na superfície dos biofilmes, produzidos por *Pseudomonas marina*, induzem a fixação e a metamorfose de larvas do poliqueta *Janua brasiliensis,* (Kirchman, Graham, Reish & Mitchell 1982a e b). No exemplo anterior, o estímulo para a ocorrência da metamorfose parece estar relacionado com a ligação das lectinas larvares com o exo-polímero das bactérias. Do mesmo modo, polissacarídeos bacterianos foram relacionados com a fixação de larvas de ostra (Weiner & Colwell, 1982).

Outro indutor da fixação parece ser a estimulação do transporte activo de catiões na larva, nomeadamente Na^+/K^+-ATPase (Müller & Buchall, 1973).

Os biofilmes da zona intertidal são compostos predominantemente por organismos fotossintéticos, sobretudo diatomáceas e cianobactérias filamentosas com menos de 20 µm de diâmetro. Este biofilme, embora não visível sem a utilização de um microscópio, pode dar uma tonalidade verde-escuro às rochas por causa da clorofila e de outros pigmentos fotossintéticos que contém. Os organismos que compõem este filme produzem muco e outras substâncias poliméricas extracelulares que mantêm a integridade do filme e tornam as superfícies escorregadias. Os biofilmes existem desde os pólos, onde ficam cobertos de gelo durante o Inverno, até aos trópicos onde as rochas podem apresentar temperaturas superiores a 50ºC quando expostas durante a baixa-mar. Os biofilmes podem influenciar a fixação de larvas e a colonização por organismos mais complexos, muitos dos quais tem uma fase planctónica no início do seu ciclo de vida. O biofilme é o primeiro ponto de contacto entre estas formas juvenis e o substrato rochoso, estimulando e optimizando a fixação das larvas. O biofilme constitui também um importante recurso alimentar para organismos herbívoros e raspadores como lapas e outros gastrópodes, ouriços-do-mar e mesmo algumas espécies de peixes (Thompson, Moschella, Jenkins, Norton & Hawkins, 2005).

3.1.2 Colonização e Sucessão Biológicas na zona costeira

A correcta avaliação dos impactos humanos nas zonas costeiras passa necessariamente por um conhecimento aprofundado de vários parâmetros, nomeadamente a composição faunística e florística, a dinâmica populacional de espécies – chave e os mecanismos que estruturam e regulam localmente as comunidades (Paine, 1969; Power, Tilman, Estes, Menge, Bond, Mills, Daily, Castilla, Lubchenco & Paine, 1996).

Existe um conhecimento acumulado bastante completo sobre a colonização biológica de substratos duros e sobre os padrões de zonação biológica na zona intertidal.

As rochas da zona intertidal constituem um ambiente heterogéneo que suporta uma variada biodiversidade. Nestes locais os organismos distribuem-se duma forma particular, ocorrendo a níveis

específicos ao longo de um eixo vertical, desde as zonas inferiores até às zonas superiores (Underwood, 1981;Thompson, Crowe & Hawkins, 2002).

A biodiversidade é a variedade de organismos considerados a todos os níveis, desde as variantes genéticas da mesma espécie até agrupamentos de espécies, géneros, famílias e mesmo níveis taxonómicos superiores, incluindo a variedade dos ecossistemas (Wilson, 1992).

Cada particularização deste conceito implica, também, a fixação de uma escala espacial e de uma escala temporal (Angermeier & Karr, 1994).

Vários autores propõem para o litoral uma zonação assente em faixas paralelas entre o mar e a terra (Lewis, 1964; Hawkins & Jones, 1992; Seoane-Camba, 1969). Outros autores consideram estes esquemas gerais de zonação demasiado simplistas, dado que a elevação acima do Zero Hidrográfico, por si só, não explica completamente toda a variabilidade encontrada nos padrões de distribuição e abundância dos organismos bênticos (Underwood, 1981; Boaventura, Ré, Cancela da Fonseca & Hawkins, 2002).

Não só a topografia de grande escala, mas também a de pequena escala, tem influência no modo como as espécies se distribuem e na sua abundância (Archambault & Bourget, 1996; Lapoint & Bourget, 1999).

A distribuição das espécies no intertidal pode mudar em escalas espaciais muito pequenas se a complexidade do habitat for grande (Benedetti-Cecchi & Cinelli, 1997).

Uma característica óbvia dos habitates intertidais, sobretudo nas zonas mais baixas, é os diferentes mosaicos de organismos (Menge, Farrel, Olson, van Tamelen & Turner, 1993).

A ocorrência de alguns organismos do intertidal exibe uma forte sazonalidade (Hawkins & Jones, 1992; Saldanha, 1974).

De acordo com a literatura a praia da Aguda pode considerar-se uma praia exposta.

As praias expostas apresentam padrões de zonação típicos com a presença de cinturas de mexilhões bem desenvolvidas, a zona eulitoral dominada por mexilhões e/ou cracas e ausência de fucáceas (Ballantine, 1961; Lewis, 1964). Numa praia exposta o eulitoral inferior caracteriza-se pela presença abundante de algas calcárias e pela existência de cinturas de *Pterosiphonia complanata* e *Gelidium sesquipedale* enquanto que no sublitoral dominam a *Laminaria ochroleuca, Laminaria hyperborea* e *Saccorhiza polyschides* (Barbara & Cremades, 1993).

Existem já resultados de caracterização biológica desta zona, anteriores à construção do quebramar e durante a sua construção (Serra, 1996; Dias Santos, 1996; Weber, 1998; Dias Santos, 2000; Múrias dos Santos, 2000; Santos, Cunha & Weber, 2002).

Na zona eulitoral média das praias rochosas do norte de Portugal, dominada por mexilhões *Mytilus galloprovincialis* e cracas *Chthamalus spp*., coexistem com as espécies do género *Patella,* muitos outros organismos, entre os quais se incluem os moluscos herbívoros dos géneros *Gibbula* e *Littorina* que se alimentam principalmente das frondes de algas adultas (Hawkins & Hartnoll, 1983).

Apesar destas espécies também desempenharem um papel significativo na estruturação das comunidades (Menge, 1976; Lubchenco, 1978; Underwood, 1979; Petraitis, 1983), Os gastrópodes do género *Patella* parecem exercer uma influência proporcionalmente maior (Branch, 1981).

Para uma dada escala temporal de observação existe um grande número de factores que podem influenciar os padrões de sucessão. Fenómenos físicos (perturbação, condições ambientais, dispersão larvar e o recrutamento) e as interacções biológicas tais como a facilitação ou inibição, a predação, a herbivoria e a competição nos estados iniciais da sucessão (Berlow, 1997).

Embora alguns estudos indiquem que a herbivoria pode retardar os mecanismos da sucessão (Farrel, 1991; Sousa & Connell, 1992), outros concluem que a actividade dos herbívoros não tem qualquer influência sobre os mecanismos da sucessão (Sousa, 1979a; Turner, 1983).

O resultado final das relações inter-específicas varia de acordo com as condições locais, exercendo os acontecimentos passados uma forte influência sobre os processos correntes ao definir o contexto em que estes decorrem. Dada a potencial importância das interacções entre eventos passados e processos contemporâneos, os padrões e mecanismos segundo os quais as comunidades se modificam durante a sucessão podem ser muito variáveis, complexos e dependentes do contexto em que se verificam (Connell & Slatyer, 1977; Paine & Levin, 1981; Sousa, 1984a).

A sucessão depende, em grande parte, da capacidade de recolonização das espécies envolvidas e, particularmente, da eficiência do recrutamento e da disponibilidade de propágulos (Sousa, 1984b; Underwood & Fairweather, 1989).

As lapas são herbívoros generalistas, uma vez que se alimentam da microflora e de detritos raspando indiscriminadamente o substrato e inibindo, por este processo a fixação de propágulos vegetais (Menge, 1976; Hawkins, 1983) (Fig. 65). Assim, as lapas desempenham um papel fundamental na manutenção dos padrões de distribuição de várias espécies de algas, regulando os mecanismos de sucessão das comunidades intertidais (Branch, 1981; Hawkins & Hartnoll, 1983; Hawkins & Jones, 1992).



Figura 65 – Efeito da actividade herbívora das lapas *Patella* spp. sobre as algas verdes. Na foto da esquerda não são visíveis lapas pois nesta zona (coroamento do quebramar), muito elevada em relação ao Z.H. (5,5 m), durante os períodos mais quentes e secos do dia, as lapas abrigam-se na frescura das juntas ente os módulos de betão saindo apenas de noite ou durante a preia-mar quando o espraio das ondas molha abundantemente esta área.

Na região Norte Atlântica a primeira fase da sucessão nos ecossistemas intertidais caracteriza-se normalmente pelo crescimento de algas verdes que monopolizam o espaço livre (Southward &

Southward, 1978; Sousa 1979b; Benedetti-Cecchi & Cinelli, 1994). A acção das lapas impede a dominância das algas verdes nos estados iniciais de sucessão e indirectamente permite a ocupação de parte do substrato por outras espécies, acelerando assim o decurso da sucessão (Sousa & Connell, 1992).

A partir de experiências de exclusão de *Patella* é possível demonstrar que esta espécie exerce uma influência directa sobre as populações de algas na zona intertidal. Numa primeira fase assiste-se à proliferação de algas verdes (*Ulva* spp.), sendo este fenómeno mais acentuado em experiências iniciadas em Maio, facto que estará provavelmente relacionado com o ciclo anual destas espécies (Múrias dos Santos, 2000).

A emissão de zoóides por parte da maioria das algas verdes acontece durante todo o ano sendo, no entanto, mais intensa na Primavera e no Outono (Ardré, 1971).

Tanto as algas efémeras como as perenes que se desenvolvem em áreas experimentais fixam-se sobre cracas ou em substrato livre, à excepção de *Porphyra* spp., que normalmente cresce sobre os aglomerados de mexilhões formando coberturas densas, parecendo, contudo, não haver um efeito negativo nas populações de mexilhões, visto não ser observado um decréscimo nas densidades destes organismos (Múrias dos Santos, 2000). Não é, todavia, de excluir a hipótese de, a longo prazo, a cobertura de algas interferir com o processo de alimentação e consequentemente no crescimento dos mexilhões, causando uma mortalidade significativa (Dittman & Robles, 1991).

É provável que as lapas favoreçam indirectamente o desenvolvimento dos aglomerados de *Mytilus* facilitando a fixação das cracas. Em densidades normais, as populações de *Patella* evitam a monopolização do substrato por parte das algas efémeras durante a Primavera, período que coincide com a fixação das larvas de *Chthamalus* (Hawkins, 1983; Petraitis, 1983; Underwood, Denley & Moran, 1983).

A biodiversidade média dos macrobentos é pelo menos dez vezes mais alta nos substratos duros do que nos substratos moles (Zintzen, Massin, Norro & Mallefet, 2006).

Na zona da praia da Aguda é evidente a diferença de produtividade entre as bancadas rochosas e as zonas de fundos de areia, apresentando as primeiras uma profusão notável de formas de vida (Dias Santos, 1996).

Para a macrofauna, pelo menos para animais com tamanho superior a 1 mm em comprimento ou largura, a diversidade de espécies é substancialmente maior no substrato rochoso do que em substratos constituídos por areia ou lama (Hayard, 2004).

No intertidal da praia da Aguda foram identificadas cerca de 110 espécies de animais e 36 espécies de algas (Múrias dos Santos, 1994; Weber, 1998).

Pereira (1998), em estudo efectuado na zona intertidal desta praia, encontrou 143 espécies de fauna associada aos recifes de barroeira, *Sabellaria alveolata* (L.), e Linhares (2006), estudando a mesma espécie encontrou 121 espécies de fauna associada.

Usando métodos não destrutivos foi possível identificar 38 espécies de algas pertencentes a 22 famílias e 43 espécies de animais pertencentes a 29 famílias (Dias Santos, 1996), o que só por si dá uma ideia da grande diversidade biológica do substrato rochoso e leva facilmente à conclusão de que

grande parte das cadeias tróficas se iniciam em formas de vida que tem aí o seu habitate (Dias Santos, 2000). Mais recentemente, dois estudos sobre os aglomerados de mexilhões e a biodiversidade aí existente indicaram, respectivamente, a presença de 42 taxa da fauna associada (Santos, 2002) e 37 taxa da fauna associada (Santos, 2003).

3.1.3 Condicionantes à produtividade primária

As plantas requerem luz solar, nutrientes, água e dióxido de carbono para a realização da função fotossintética. A luz e a quantidade de nutrientes são os principais factores limitantes já que os outros dois requisitos são abundantes no oceano. A intensidade da luz decai rapidamente com a profundidade como resultado da absorção e dispersão. Só existe produtividade primária até à chamada *profundidade de compensação* na qual o balanço, entre a quantidade de carbono fixado e a requerida pela respiração, é nulo. Abaixo deste nível não existe produtividade primária positiva. A profundidade de compensação ocorre quando o nível de luminosidade é reduzido a cerca de 1% do seu valor à superfície. Sendo assim, varia directamente com a transparência da água atingindo os 110/120 m nas águas muito transparentes e não ultrapassando os 15 m nas águas muito turvas. As condições meteorológicas e a quantidade de poeiras e partículas finas em suspensão no ar também influenciam a produtividade primária ao reduzir a intensidade de luz que atinge a superfície do oceano (Clarke & Denton, 1962).

Em determinados locais, tais como a foz de rios caudalosos, a turvação da água pode reduzir a sua transparência a menos de 25 cm. Neste caso a produtividade primária pode ficar reduzida a zero não obstante as grandes quantidades de nutrientes disponíveis (Chisholm, 1992).

O início do andar circalitoral, a partir do qual se pode assumir que já não penetra luz em quantidade suficiente para permitir uma fotossíntese positiva, situa-se a uma profundidade entre os 20 e os 24 metros (Saldanha, 1974).

A turvação da água do mar normalmente existente na costa norte de Portugal, deve-se fundamentalmente ao forte clima de agitação marítimo existente que ressuspende os sedimentos do fundo e também aos sedimentos finos transportados pelos rios. A presença de grandes quantidades de nutrientes, associados a estes sedimentos ou transportados para a superfície pelo fenómeno de *upwelling,* promovem grandes florescimentos de microalgas e zooplâncton. A transparência da água é baixa, variando entre os 30 cm e os 5 m, pelo que a penetração da luz fica limitada.

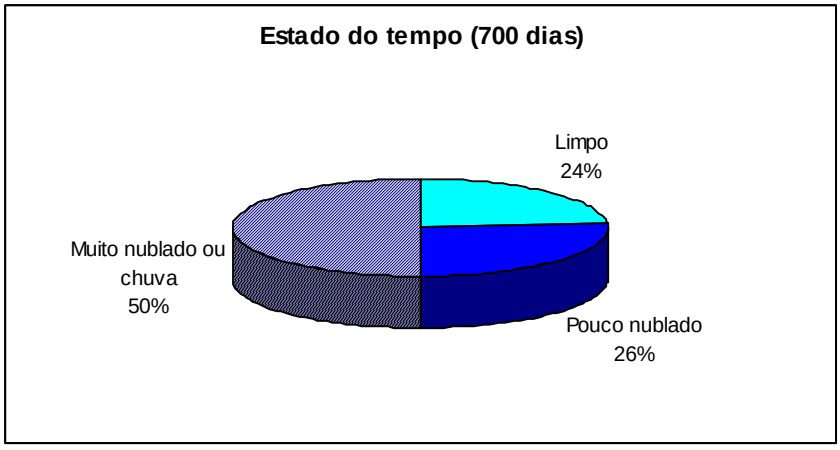


Figura 66 – Resumo do estado do tempo durante 700 dias (Dias Santos, 2000).

No seu conjunto estes factores têm como consequência que a luminosidade óptima para o crescimento de macroalgas, alguns metros abaixo da superfície, só existe em dias de céu limpo, sendo ainda suficiente em dias pouco nublados. Em dias muito nublados ou de chuva pode considerar-se não haver condições favoráveis para a realização de fotossíntese não se verificando então crescimento significativo das macroalgas.

Da análise do gráfico da figura 66, construído a partir de dados locais, pode então retirar-se que existiram boas condições para o crescimento das macroalgas em apenas 50% do tempo total em análise (Dias Santos, 2000).

3.2 Materiais e métodos

3.2.1 Materiais

No decorrer do estudo aqui descrito utilizaram-se os seguintes materiais e equipamentos:

- Laboratório com equipamento básico para estudos de biologia marinha (estufa, forno mufla, balança digital, paquímetro digital, excicador, material de vidro, lupas binoculares, microscópios, frascos de amostras, reagentes);
- Compressor de mergulho;
- Bote semi-rígido;
- Equipamento de mergulho;
- Caixilhos de amostragem;
- Equipamento de escalada para andar nas pedras;
- Escada de alumínio;
- Máquinas fotográficas para serviços fora e dentro de água.

3.2.2 Métodos

Para avaliar o processo da colonização biológica foi realizada uma monitorização mensal da mesma na face externa (exposta) e na face interna (abrigada) do quebramar ao longo de 29 meses em oito estações de amostragem (Fig. 67).

A localização das estações de amostragem foi a seguinte:

F1=baixo-exterior, F2=cima-exterior e 1=baixo-interior, 2=cima-interior na parte sul e F3=baixo-exterior, F4=cima-exterior, 3=baixo-interior, 4=cima-interior na parte norte do quebramar.

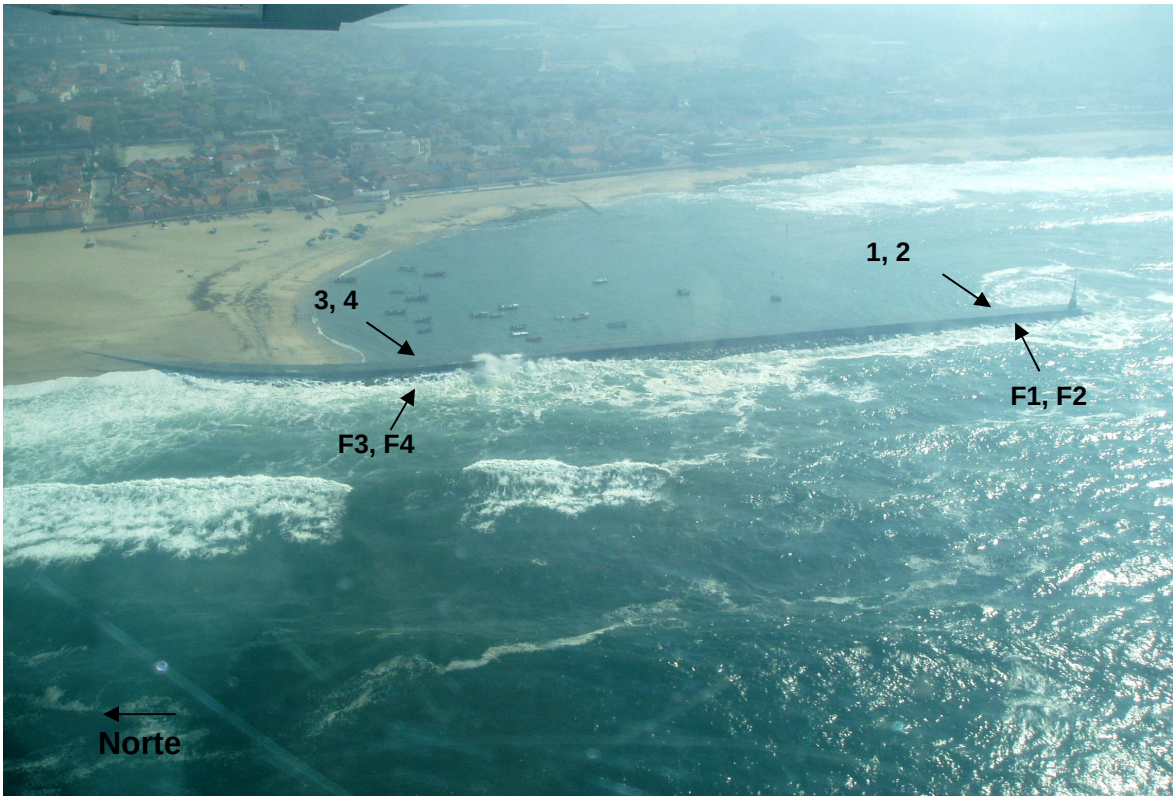


Figura 67 – Localização das estações de amostragem: F1-baixo-exterior, F2-cima-exterior, F3-baixo-exterior, F4 – cima-exterior, 1-baixo-interior, 2-cima-interior, 3-baixo-interior, 4-cima-interior.

A colonização e sucessão biológicas do quebramar foram estudadas entre Agosto de 2002 (logo após a conclusão das obras) e Dezembro de 2004, segundo a calendarização patente na tabela 9.

Tabela 9 – Datas das amostragens.

Amostragens	**A**	**B**	**C**	**D**	**E**	**F**	**G**	**H**	**I**	**J**	**L**
Data	26.8.02	26.9.02	23.10.02	21.11.02	22.1.03	19.3.03	17.4.03	16.5.03	12.6.03	15.7.03	10.9.03
Amostragens	**M**	**N**	**O**	**P**	**Q**	**R**	**S**	**T**	**U**	**V**	**--------**
Data	10.11.03	26.12.03	24.1.04	7.4.04	2.6.04	3.7.04	3.8.04	30.9.04	16.11.04	16.12.04	--------

Durante estes 29 meses, foram efectuadas 21 amostragens das oito diferentes zonas do quebramar usando seis réplicas em cada uma delas. Foi recolhido um total de 1008 amostras individuais, representando uma área total de 40,32 m^2.

A amostragem teve lugar nos elementos (rocha natural) do enrocamento de protecção do quebramar dispostos dos dois lados (lado externo = lado exposto e lado interno = lado abrigado) e a dois níveis diferentes a saber: MLWS = “mean low water spring”, (nível médio da maré baixa de águas vivas) e a cerca de dois metros acima no E(L)HWN = “extremely low high water neap” (nível máximo da maré alta de marés mortas solsticiais) conforme classificação de Lewis (1964).O material necessário era transportado num carrinho até próximo do quebramar sendo depois levado à mão até aos locais de amostragem. O acesso às rochas do enrocamento, em cada estação de amostragem, era efectuado a partir do coroamento usando uma escada de alumínio (Fig. 68).

As amostragens foram realizadas de uma forma não destrutiva, durante a baixa-mar, utilizando um quadrado de amostragem de 20 cm de lado que era colocado aleatoriamente em cada uma das estações de amostragem. Foi efectuado um inventário *de-visu* e foram tiradas fotografias digitais para memória futura e confirmação dos dados das contagens (Fig. 69).



Figura 68 – Transporte do material necessário para as amostragens (esquerda) (fot. de Mike Weber) e escada colocada entre o coroamento e as rochas de enrocamento para aceder às estações de amostragem (direita).



Figura 69 – Colocação do caixilho de amostragem (esquerda) (fot. de Mike Weber) e exemplo das fotografias tiradas para avaliação posterior (direita).

A técnica dos quadrados de amostragem revela-se eficaz na quantificação das espécies de macroinvertebrados e macroalgas presentes sendo muito utilizada em estudos de padrões de distribuição espacial e/ou evolução temporal de populações (Pronzato, 1997).

A escolha da unidade de amostragem influencia a percepção da realidade ecológica a ser examinada (Gambi & Dappiano, 2004). A procura da área mínima de amostragem para comunidades animais pode levar a resultados diferentes (Weinberg, 1978), no entanto, é usualmente considerada como sendo de 400 cm^2 (Bellan-Santini, 1963; True, 1970; Boudouresque, 1971; Henderson, 2003).

As espécies presentes foram quantificadas por contagem do número de indivíduos, quando se tratava de espécies em que os espécimens são facilmente individualizáveis ou, quando essa premissa não se verificava, por avaliação directa da área ocupada. Para tornar possível o tratamento conjunto dos dados os valores correspondentes às espécies cujo número de indivíduos fora contado, converteram-se em área de ocupação percentual pela atribuição de um valor próprio a cada indivíduo de acordo com a tabela 10.

Tabela 10 – Percentagem de área ocupada atribuída aos indivíduos das espécies cuja abundância foi aferida por contagem de espécimens.

Espécie	Valor atribuído (%)
Actinia equina	3,125
Eulalia viridis	1,25
Patella sp.	3,125
Gibbula umbilicalis	0,625
Monodonta lineata	1,25
Melaraphe neritoides	0,3125
Nucella lapillus	1,25
Balanus sp.	0,625
Pollicipes pollicipes	1,25
Paracentrotus lividus	3,125

Foram calculados, para cada local, a percentagem de cobertura biológica (Anexo 1) e 4 índices ecológicos (Número de espécies (S), Equitabilidade de Pielou (J'), Diversidade de Shannon (H') e Diversidade de Simpson) (Anexo 2).

Índice de diversidade de Shannon: $H' = -\sum (Pi * \ln(Pi))$ em que;

$Pi = Ni/N$

Ni – número de indivíduos de cada espécie

N – número total de indivíduos de todas as espécies

Índice de diversidade de Simpson: $1-\lambda' = 1-\sum(Ni * (Ni-1)/(N * (N-1))$

Índice de Equitabilidade de Pielou: $J' = H'/Log(S)$

A riqueza em espécies e a equitabilidade de um conjunto de dados podem ser resumidos através de um único valor chamado índice de diversidade (Henderson, 2003).

Têm sido desenvolvidos numerosos operadores matemáticos com o objectivo de descrever quantitativamente a composição de populações e comunidades biológicas. Tais índices podem ser simples, medindo apenas o número de espécies ou de indivíduos, ou compostos, medindo quer a riqueza em espécies quer a distribuição do número de indivíduos pelas espécies presentes. A diversidade tem duas componentes: riqueza em espécies, que é o número de espécies presente e uniformidade ou equitabilidade que é uma medida da distribuição dos indivíduos pelas espécies presentes. A equitabilidade apresenta o valor máximo quando cada espécie detém o mesmo número de indivíduos (Haefner, 1996).

Neste trabalho avaliou-se a diversidade atendendo à riqueza de espécies (S) e a equitabilidade pelo índice de Pielou. Usaram-se também os índices compostos de Shannon-Wiener e de Simpson. O índice de Shannon-Wiener dá um maior ênfase à riqueza em espécies e por isso o seu valor tende a subir proporcionalmente ao número de espécies presente. O índice de Simpson mede a probabilidade de ao retirar-se dois indivíduos de uma população o segundo ser da mesma espécie do primeiro, dando, portanto, maior ênfase à equitabilidade e varia de 0 a 1 (Henderson, 2003).

Análise de dados

A grande quantidade de dados recolhidos levou a que se recorresse a técnicas de análise multivariada para verificar as afinidades entre as várias estações de amostragem. Estas técnicas facilitam a interpretação dos resultados e permitem uma melhor compreensão da estrutura das comunidades e da sua relação com as variáveis ambientais (Jackson, 1993).

Os dados obtidos foram tratados e analisados com técnicas de ordenação multivariadas não-paramétricas, nMDS (Non-metric Multi-Dimensional Scaling), usando o software PRIMER (Clarke & Gorley, 2001). Foi usada a ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para produzir diagramas de ordenação bidimensionais.

A similaridade das amostras, no caso da taxa de cobertura, foi calculada através do coeficiente de Bray-Curtis depois dos dados terem sido transformados pela raíz-quadrada.

Também para a biodiversidade os dados foram analisados com técnicas multivariadas não-paramétricas. Neste caso a similaridade das amostras foi calculada através da distância Euclidiana normalisada (Normalised Euclidean Distance), dado que os valores dos índices têm diferentes escalas de medida. Os dados não foram transformados.

A análise de similaridade foi efectuada através do teste *One-way* ANOSIM. Testou-se a hipótese nula da não existência de diferenças significativas entre os locais de amostragem para a taxa de cobertura biológica e para a biodiversidade.

O objectivo da análise nMDS é representar as amostras como pontos no espaço de uma forma em que a distância relativa entre eles seja proporcional às similaridades relativas das amostras sendo o ponto de partida a matriz de similaridade entre as amostras.

Como não é possível dispor no espaço um conjunto de pontos de forma a satisfazer exactamente a ordenação real da similaridade das amostras, existe sempre uma certa dose de distorção entre a

ordenação das similaridades e a sua correspondente representação, em distâncias, no gráfico da ordenação nMDS.

Esta distorção é denominada por *stress* e o seu valor determina o grau de fidelidade da representação da relação entre as amostras. Quando o *stress* < 0,05 a representação é óptima sem hipótese de interpretações erróneas. Para valores de *stress* < 0,1 temos ainda uma boa ordenação não sendo necessário recorrer a outra técnica. Quando se obtêm valores de *stress* < 0,2, embora a ordenação ainda possa ser útil, deve-se recorrer a outra técnica antes de retirar conclusões. Para *stress* > 0,3 conclui-se que os pontos estão quase colocados ao acaso, não sendo, portanto, legítimo retirar conclusões a partir dos gráficos de ordenação nestas condições (Clarke & Warwick, 2001).

A nMDS foi usada para produzir gráficos de ordenação bidimensionais para todas as 21 amostragens no caso da taxa de cobertura biológica e para cinco grupos de amostragens (aproximadamente cinco meses) no caso da biodiversidade.

Para concluir sobre a significância estatística dos resultados obtidos usou-se o teste de análise de similaridades "one-way ANOSIM" (Clarke & Warwick, 2001). Esta ferramenta foi usada para testar a hipótese nula de que não existiam diferenças significativas entre os oito locais em questão (F1, F2, F3, F4, 1, 2, 3, e 4).

O teste "one–way ANOSIM" produz uma estatística (*R*) que varia entre -1 e 1. Valores de *R* = 1 são obtidos apenas quando todas as réplicas dentro dos grupos são mais idênticas (similares) entre si do que qualquer réplica proveniente de grupos diferentes. Valores de *R* = -1 só podem ser obtidos quando as similaridades de Bray-Curtis dentro dos grupos de réplicas são todas menores do que as similaridades entre réplicas de grupos diferentes. Valores de *R* negativos são pouco comuns e podem resultar de erros nas amostragens. Para a hipótese nula, de não existirem diferenças significativas entre os grupos, ser verdadeira o valor de *R* será próximo de zero. Este valor torna-se mais próximo de 1 há medida que a similaridade entre as réplicas dos grupos se torna maior do que as similaridades entre réplicas de grupos distintos (Clarke & Warwick, 2001).

3.3 Resultados e discussão

3.3.1 Espécies encontradas e sua abundância

Tal como consta na lista abaixo, foi possível identificar um total de 44 taxa de organismos marinhos, sendo 24 espécies de algas e 20 espécies de animais. Embora considerando que foram usados métodos não destrutivos estes valores são baixos em relação aos referidos por outros autores, para esta zona, obtidos nos afloramentos rochosos naturais do intertidal.

A ocorrência de aglomerados de mexilhões (*Mytilus galloprovincialis*) e de recifes do anelídeo poliqueta *Sabellaria alveolata* (barroeira) leva à conclusão de que se tivesse sido usado um método de amostragem destrutivo, o número de espécies encontrado seria significantemente maior à custa do elevado número de espécies associadas a estas duas estruturas.

Nestes resultados deve, também, ter-se em conta que não é lícito comparar directamente a biodiversidade encontrada em biótopos estabelecidos há muitas dezenas de anos, caso das rochas naturais, com outros, muito recentes, como é o caso das rochas de enrocamento do quebramar.

Lista das espécies encontradas

Reino PLANTAE

- Filo PHYCOPHYTA
  - Classe CHLOROPHYTA
    - Família Codiaceae
      - *Codium tomentosum* (Hudson) Stackhouse
    - Família Ulvaceae
      - *Blidingia minima* (Nägeli ex Kützing) Kylin
      - *Ulva compressa* Linnaeus
      - *Ulva lactuca* Linnaeus
      - *Ulva linza* Linnaeus
      - *Ulva rigida* C. Agardh
  - Classe OCHROPHYTA
    - Família Fucaceae
      - *Fucus spiralis* Linnaeus
    - Família Phyllariaceae
      - *Sacchoriza polischides* (Lightfoot) Batters
    - Família Sargassaceae
      - *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt
  - Classe RHODOPHYTA
    - Família Bangiaceae
      - *Porphyra linearis* Greville
      - *Porphyra umbilicalis* (L.) Agardh
    - Família Corallinaceae
      - *Corallina elongata* J. Ellis & Solander
      - *Lithophyllum incrustans* Philippi
    - Família Cystocloniaceae
      - *Calliblepharis ciliata* (Hudson) kützing
      - *Calliblepharis jubata* (Goodenough & Woodward) Kützing
    - Família Dumontiaceae
      - *Dilsea carnosa* (Schmidel) Kuntze
    - Família Gelidiaceae
      - *Gelidium pulchellum* (Turner) kützing
      - *Gelidium sesquipedale* (Clemente) Thuret
    - Família Gigartinaceae
      - *Chondrus crispus* Stackhouse
      - *Mastocarpus stellatus* (Stackouse) Guiry
      - *Chondracantus acicularis* (Roth) Fredericq
    - Família Gracilariaceae
      - *Gracilaria multipartita* (Clemente) Harvey
    - Família Rhodomelaceae
      - *Chondria coerulescens* (J. Agardh) Falkenberg
      - *Osmundea pinnatifida* (Hudson) Stackhouse

Reino ANIMALIA

- Filo CNIDARIA
  - Classe ANTHOZOA
    - Família Actinidae
      - *Actinia equina* (L.)
      - *Anemonia sulcata* (Pennant)
- Filo ANNELIDA
  - Classe POLYCHAETA
    - Família Nereidae
      - *Nereis pelagica* (L.)
    - Família Phyllodocidae
      - *Eulalia viridis* (O. F. Muller)
    - Família Sabellariidae
      - *Sabellaria alveolata* (L.)
    - Família Serpulidae
      - *Pomatoceros triqueter* (L.)
- Filo MOLLUSCA
  - Classe GASTROPODA
  - Subclasse Prosobranchia
    - Familia Patellidae
      - *Patella ulyssiponensis (P. aspera)*Lamarck
      - *Patella intermédia* Jeffreys
      - *Patella vulgata* (L.)
    - Família Trochidae
      - *Gibbula umbilicalis* (da Costa)
      - *Monodonta lineata* (da Costa)
    - Familia Littorinidae
      - *Melaraphe neritoides* (L.)
    - Família Thaidae
      - *Nucella lapillus* (L.)
  - Classe LAMELLIBRANCHIATA
  - Subclasse Prionodesmacea
    - Família Mytilidae
      - *Mytilus galloprovincialis* Lamarck
- Filo CRUSTACEA
  - Classe CIRRIPEDIA
  - Ordem Thoracica
    - Família Balanidae
      - *Balanus perforatus* Bruguière
    - Família Chthamalidae
      - *Chthamalus montagui* (Southward)
      - *Chthamalus stellatus* (Poli)
    - Família Scalpellidae
      - *Pollicipes pollicipes* Gmelin
  - Classe MALACOSTRATA
  - Ordem Decapoda
    - Família Grapsidae
      - *Pachygrapsus marmoratus* (Fabricius)
- Filo ECHINODERMATA
- Subfilo ELEUTHEROZOA
  - Classe ECHINOIDEA
    - Família Echinidae
      - *Paracentrotus lividus* (Lamarck)

Lista de espécies utilizadas nas estatísticas

Reino Plantae

Codium tomentosum
Blidingia minima
Ulva sp.
Sacchoriza polischides
Sargassum muticum
Porphyra sp.
Corallina elongata
Lithophyllum incrustans
Calliblepharis sp.
Gelidium pulchellum
Gelidium sesquipedale
Chondrus crispus
Mastocarpus stellatus
Chondracantus acicularis
Gracilaria multipartita
Osmundea pinnatifida

Reino Animalia

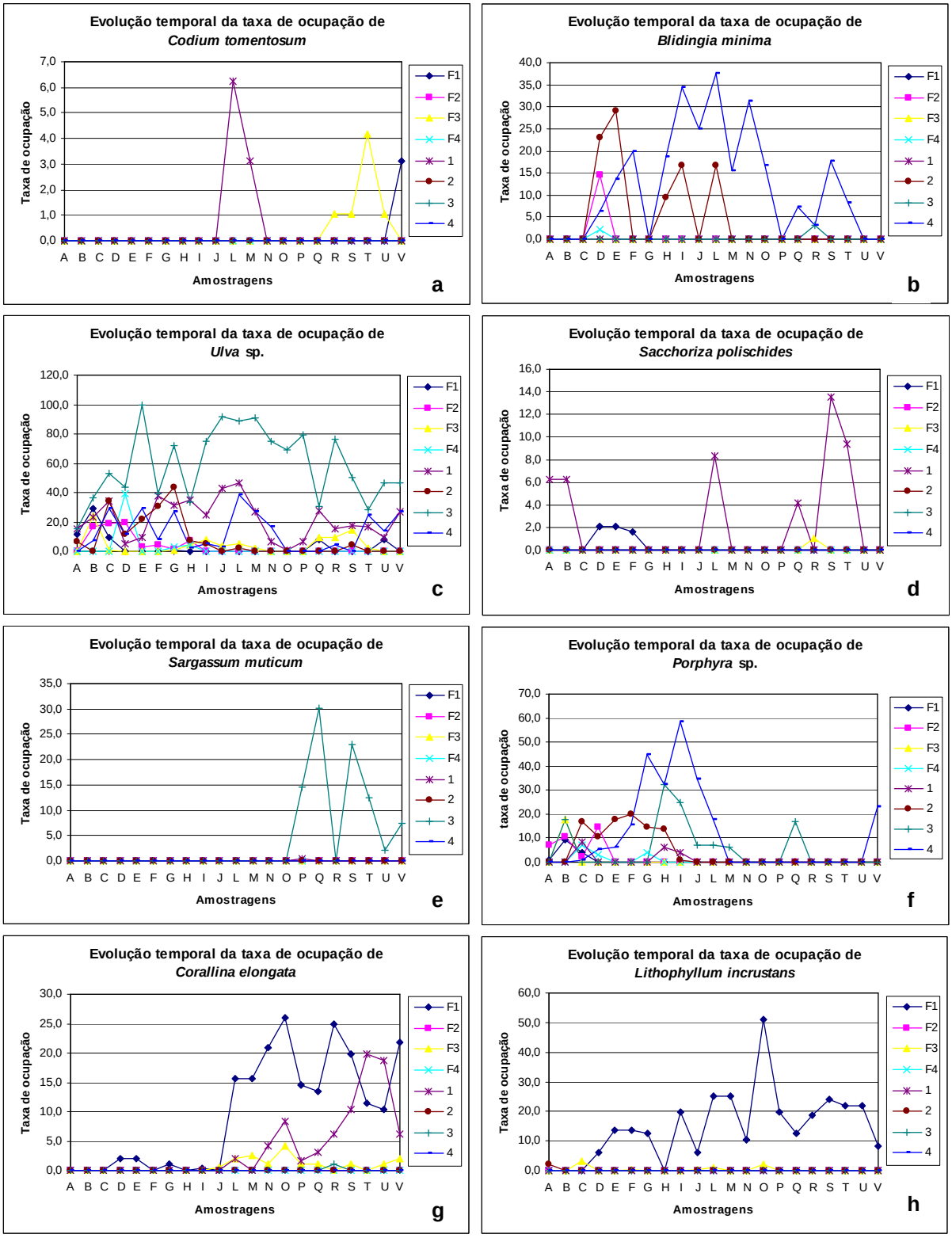
Actinia equina
Eulalia viridis
Sabellaria alveolata
Patella sp.
Gibbula umbilicalis
Monodonta lineata
Melaraphe neritoides
Nucella lapillus
Mytilus galloprovincialis
Balanus perforatus
Chthamalus sp.
Pollicipes pollicipes
Paracentrotus lividus

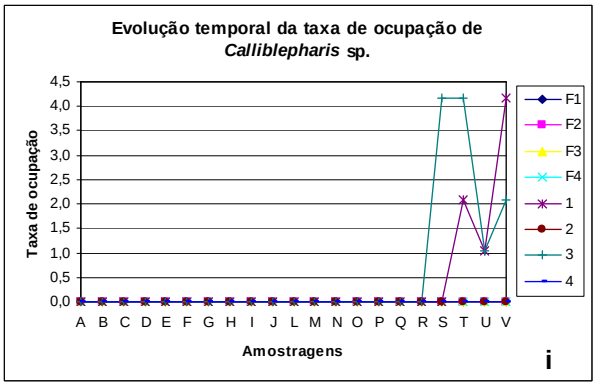
Os gráficos que se seguem (Fig.70) representam a abundância através da percentagem de área ocupada (taxa de ocupação biológica) pelas espécies de algas e de animais que colonizaram o quebramar bem como a evolução temporal dessa ocupação. A totalidade dos dados recolhidos nas 21 amostragens pode ser consultada no anexo 1.

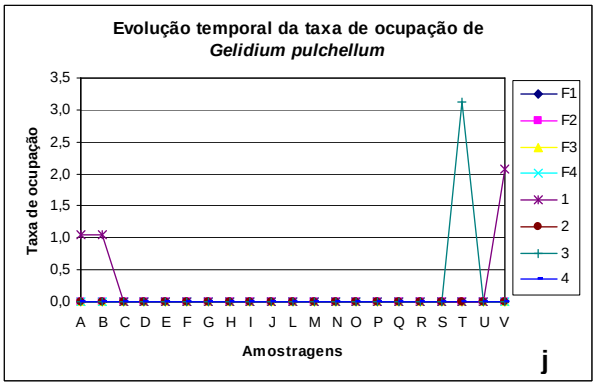
A alga *Codium tomentosum* (Fig. 70a) foi referenciada apenas para 3 das estações de amostragem, nomeadamente as estações 1, F1 e F3, que são estações da zona inferior do quebramar, sempre no período de Primavera/Verão. Esta espécie surgiu primeiro na estação 1, ao fim de cerca de 12 meses, e só no Verão seguinte apareceu nas outras estações onde foi referenciada.

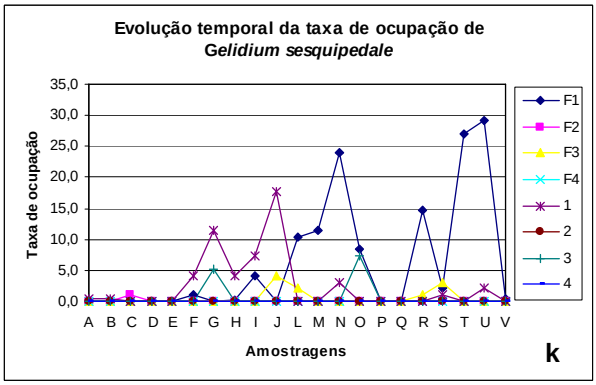
A espécie *Blidingia minima* (Fig. 70b) foi identificada nas estações 2, F2, 4 e F4, após três meses da conclusão da obra, mas só permaneceu até ao fim do período de monitorização (Dezembro de 2004) nas estações 2 e 4 sendo também aí onde atingiu maior abundância. De notar que esta espécie apareceu apenas nas estações à cota alta.

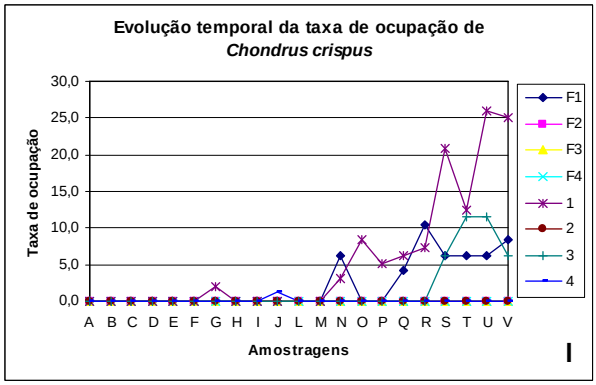
As primeiras algas a colonizar o substrato foram, como não poderia deixar de ser dado o seu carácter pioneiro e oportunista, as ulváceas (Ulva sp.) (Fig. 70c) que normalmente surgem logo após o estabelecimento do biofilme sobre o novo substrato. Estas algas foram identificadas logo na primeira amostragem e em todas as estações de amostragem, tendo aumentado a sua taxa de ocupação ao longo da Primavera e Verão. Obteve maiores taxas de ocupação nas estações de amostragem 1, 3 e 4 e foi também na 1 e 3 que não desapareceu no Inverno, demonstrando assim uma melhor adaptação ao lado interno do quebramar. Na Primavera seguinte voltaram a aparecer nas estações 2, 4 e F3 mas sem grande expressão. Nas outras estações desapareceu provavelmente devido à ocupação do substrato por outras espécies.

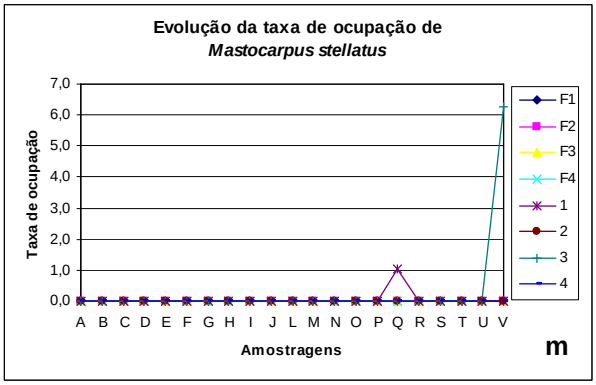

Evolução temporal da taxa de ocupação de
Codium tomentosum
Taxa de ocupação
Amostragens
a
Evolução temporal da taxa de ocupação de
Blidingia minima
Taxa de ocupação
Amostragens
b
Evolução temporal da taxa de ocupação de
Ulva sp.
Taxa de ocupação
Amostragens
c
Evolução temporal da taxa de ocupação de
Sacchoriza polischides
Taxa de ocupação
Amostragens
d
Evolução temporal da taxa de ocupação de
Sargassum muticum
Taxa de ocupação
Amostragens
e
Evolução temporal da taxa de ocupação de
Porphyra sp.
taxa de ocupação
Amostragens
f
Evolução temporal da taxa de ocupação de
Corallina elongata
Taxa de ocupação
Amostragens
g
Evolução temporal da taxa de ocupação de
Lithophyllum incrustans
Taxa de ocupação
Amostragens
h
F1
F2
F3
F4
1
2
3
4

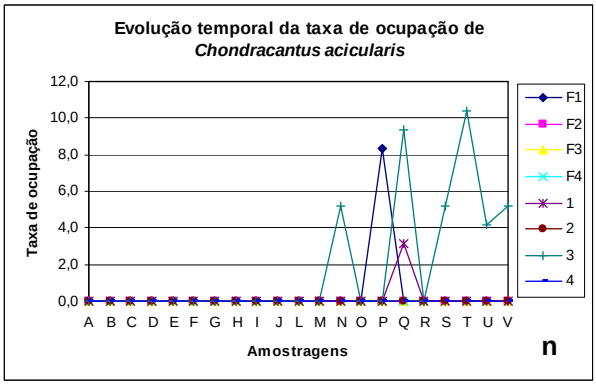

Evolução temporal da taxa de ocupação de
Calliblepharis sp.
Taxa de ocupação
Amostragens
F1
F2
F3
F4
1
2
3
4
i

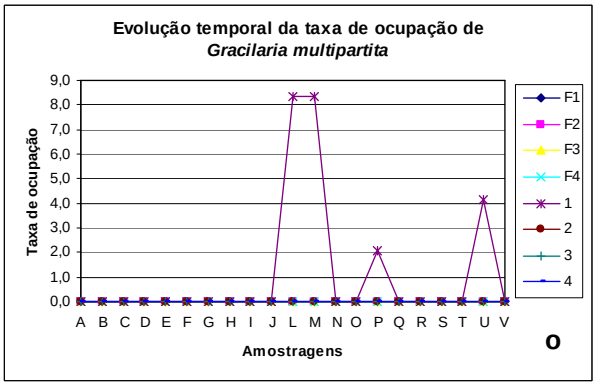

Evolução temporal da taxa de ocupação de
Gelidium pulchellum
Taxa de ocupação
Amostragens
F1
F2
F3
F4
1
2
3
4
j

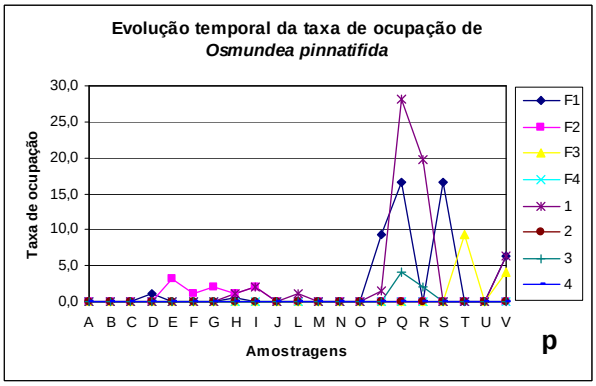

Evolução temporal da taxa de ocupação de
Gelidium sesquipedale
Taxa de ocupação
Amostragens
F1
F2
F3
F4
1
2
3
4
k

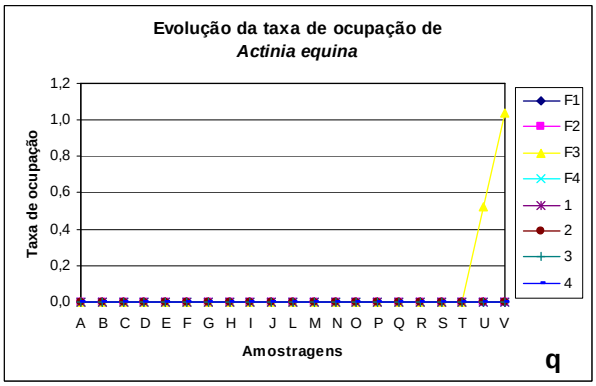

Evolução temporal da taxa de ocupação de
Chondrus crispus
Taxa de ocupação
Amostragens
F1
F2
F3
F4
1
2
3
4
l

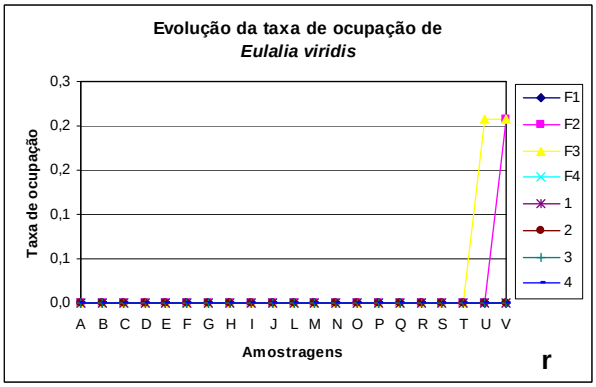

Evolução da taxa de ocupação de
Mastocarpus stellatus
Taxa de ocupação
Amostragens
F1
F2
F3
F4
1
2
3
4
m

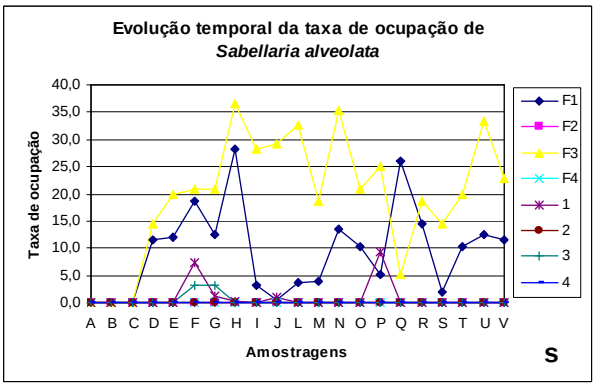

Evolução temporal da taxa de ocupação de
Chondracantus acicularis
Taxa de ocupação
Amostragens
F1
F2
F3
F4
1
2
3
4
n

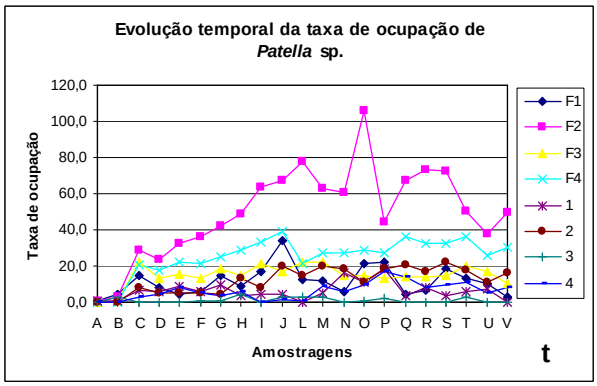

Evolução temporal da taxa de ocupação de
Gracilaria multipartita
Taxa de ocupação
Amostragens
F1
F2
F3
F4
1
2
3
4
o

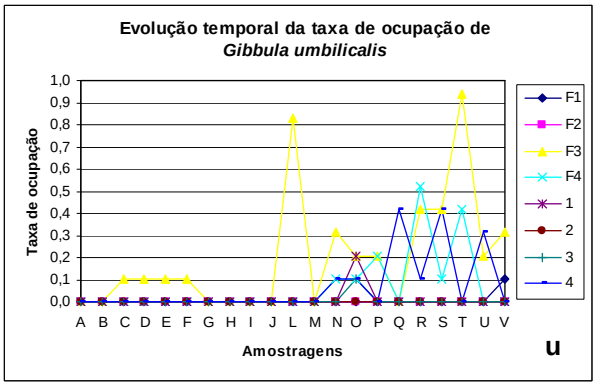

Evolução temporal da taxa de ocupação de
Osmundea pinnatifida
Taxa de ocupação
Amostragens
F1
F2
F3
F4
1
2
3
4
p

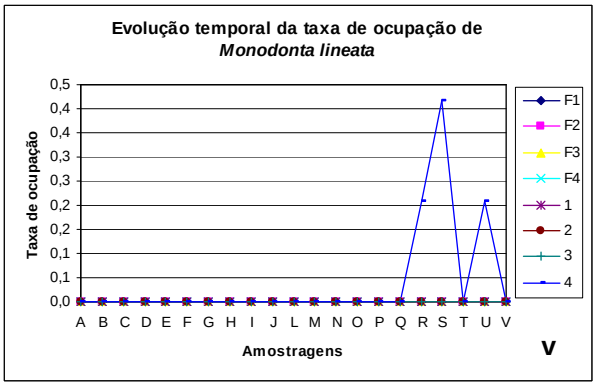

Evolução da taxa de ocupação de
Actinia equina
Taxa de ocupação
1,2
1,0
0,8
0,6
0,4
0,2
0,0
A B C D E F G H I J L M N O P Q R S T U V
Amostragens
F1
F2
F3
F4
1
2
3
4
q

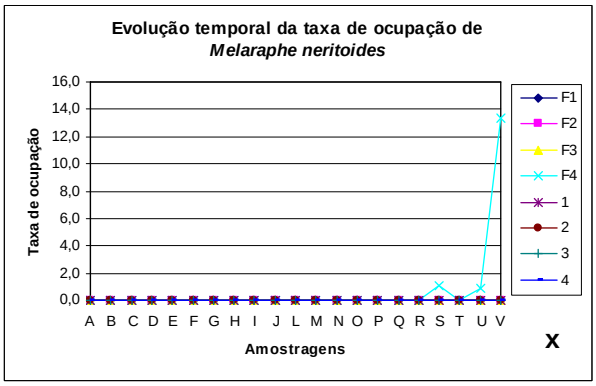

Evolução da taxa de ocupação de
Eulalia viridis
Taxa de ocupação
0,3
0,2
0,2
0,1
0,1
0,0
A B C D E F G H I J L M N O P Q R S T U V
Amostragens
F1
F2
F3
F4
1
2
3
4
r

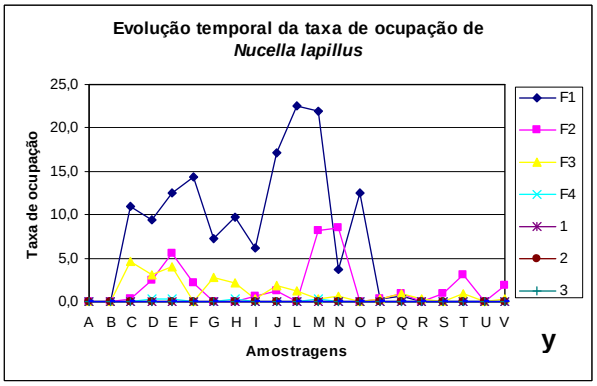

Evolução temporal da taxa de ocupação de
Sabellaria alveolata
Taxa de ocupação
40,0
35,0
30,0
25,0
20,0
15,0
10,0
5,0
0,0
A B C D E F G H I J L M N O P Q R S T U V
Amostragens
F1
F2
F3
F4
1
2
3
4
s


Evolução temporal da taxa de ocupação de
Patella sp.
Taxa de ocupação
120,0
100,0
80,0
60,0
40,0
20,0
0,0
A B C D E F G H I J L M N O P Q R S T U V
Amostragens
F1
F2
F3
F4
1
2
3
4
t


Evolução temporal da taxa de ocupação de
Gibbula umbilicalis
Taxa de ocupação
1,0
0,9
0,8
0,7
0,6
0,5
0,4
0,3
0,2
0,1
0,0
A B C D E F G H I J L M N O P Q R S T U V
Amostragens
F1
F2
F3
F4
1
2
3
4
u


Evolução temporal da taxa de ocupação de
Monodonta lineata
Taxa de ocupação
0,5
0,4
0,4
0,3
0,3
0,2
0,2
0,1
0,1
0,0
A B C D E F G H I J L M N O P Q R S T U V
Amostragens
F1
F2
F3
F4
1
2
3
4
v


Evolução temporal da taxa de ocupação de
Melaraphe neritoides
Taxa de ocupação
16,0
14,0
12,0
10,0
8,0
6,0
4,0
2,0
0,0
A B C D E F G H I J L M N O P Q R S T U V
Amostragens
F1
F2
F3
F4
1
2
3
4
x


Evolução temporal da taxa de ocupação de
Nucella lapillus
Taxa de ocupação
25,0
20,0
15,0
10,0
5,0
0,0
A B C D E F G H I J L M N O P Q R S T U V
Amostragens
F1
F2
F3
F4
1
2
3
y

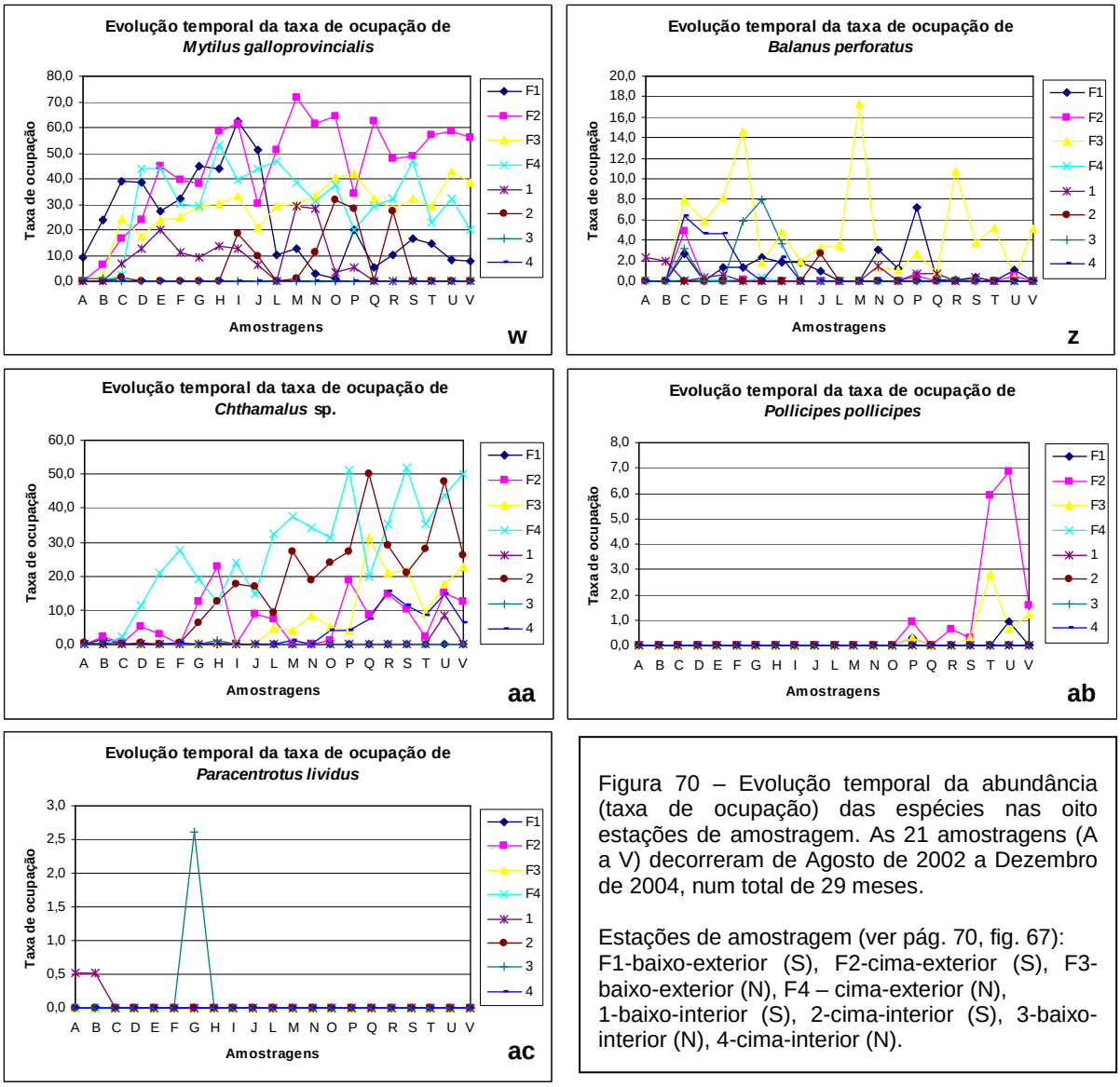


Figura 70 – Evolução temporal da abundância (taxa de ocupação) das espécies nas oito estações de amostragem. As 21 amostragens (A a V) decorreram de Agosto de 2002 a Dezembro de 2004, num total de 29 meses.

Estações de amostragem (ver pág. 70, fig. 67): F1-baixo-exterior (S), F2-cima-exterior (S), F3-baixo-exterior (N), F4 – cima-exterior (N), 1-baixo-interior (S), 2-cima-interior (S), 3-baixo-interior (N), 4-cima-interior (N).

A alga *Sacchoriza polischides* (Fig. 70d) teve expressão apenas na estação 1 onde surgiu logo na primeira amostragem e onde foi sendo referenciada ao longo de todo o tempo da experiência. Surgiu também pontualmente nas estações F1 e F3. De notar que apenas apareceu nas estações de cota inferior, não mostrando grande capacidade de suportar o elevado hidrodinamismo da face externa do quebramar.

Cerca de 19 meses após o final das obras apareceu na estação 3 a espécie exótica *Sargassum muticum*, (Fig. 70e) que foi sempre aumentando a sua taxa de ocupação na zona desta estação de amostragem e ao longo de toda a cota inferior da parte interna do quebramar. Não atingiu, no entanto, a estação 1 provavelmente devido a esta se situar próxima do término sul do quebramar e já não satisfazer as condições de águas calmas que esta espécie requer.

A espécie *Porphyra* sp. (Fig. 70f) característica do eulitoral superior foi identificada logo na primeira amostragem na estação F2 e na segunda nas estações F1, F3 e 3, evidenciando o seu carácter

oportunista, visto que as estações F1, F3 e 3 ficam a uma cota onde geralmente esta alga não ocorre. Passados quatro meses tinha já desaparecido destas estações. Ao fim de respectivamente três e quatro meses foi identificada nas estações 2 e 4, reaparecendo na estação 3 ao cabo de oito meses. Foi nas estações 2, 3 e 4 que esta alga se manteve durante mais tempo e foi na estação 4 que atingiu uma maior taxa de ocupação. A partir da segunda metade do período em análise a ocorrência desta alga teve uma expressão reduzida.

A espécie *Corallina elongata* (Fig. 70g) começou a ter significado, em termos de taxa de ocupação, só a partir do 12º mês e apenas nas estações F1, F3 e 1, como aliás era de esperar visto tratar-se de uma alga característica do eulitoral inferior. Atingiu a maior taxa de ocupação na estação F1. Não foi referenciada na estação 3 provavelmente devido ao facto desta estação, embora à cota baixa, se situar numa zona em contacto com as águas paradas e físico-quimicamente alteradas da zona interna do quebramar.

A alga calcária incrustante *Lithophyllum incrustans* (Fig. 70h) foi referenciada de uma forma significativa apenas na estação F1. Tendo surgido ao fim de 4 meses, manteve-se até ao fim do tempo da experiência, apresentando um pico de ocupação no segundo Verão.

A espécie de alga vermelha *Calliblepharis* sp. (Fig. 70i) surgiu numa fase já tardia da colonização sendo referenciada apenas nos últimos seis meses da experiência. Foi identificada nas estações 1 e 3, estações da cota inferior e da zona abrigada do quebramar.

A alga *Gelidium pulchellum*. (Fig. 70j) foi referenciada logo na primeira e segunda amostragem na estação 1 mas depois só voltou a ser identificada novamente no final do tempo da experiência, no 26º mês na estação 3 e no 29º mês na estação 1.

Outra alga do género *Gelidium*, o *Gelidium sesquipedale* (Fig. 70k), mais comum, começou a aparecer ao fim de 8 meses com alguma expressão nas estações 1, 3, F1 e F3, todas estações situadas no eulitoral inferior. A estação onde apareceu com mais frequência e onde atingiu maiores abundâncias foi a F1.

A espécie *Chondrus crispus* (Fig. 70l) só após 16 meses apareceu de forma significativa e só nas estações 1, 3 e F1, todas estações de cota baixa (eulitoral inferior). Foi na estação 1 que atingiu maiores percentagens de ocupação.

A alga *Mastocarpus stellatus* (Fig. 70m) teve pequena expressão, surgindo apenas pontualmente a sete meses do final da experiência na estação 1 e na última amostragem na estação 3

A espécie *Chondracantus acicularis* (Fig. 70n) apareceu cerca do 14º mês na estação 3, no 16º mês na estação F1 e ao fim de 18 meses na estação 1. Foi na estação 3 que atingiu maiores frequências e maior taxa de ocupação. Esta alga também surgiu apenas nas estações de cota baixa.

Gracilaria multipartita (Fig. 70o) foi identificada apenas a partir de meados do tempo da experiência e só na estação de amostragem 1.

A espécie *Osmundea pinnatifida* (Fig. 70p) apareceu ao fim de 4 e de 5 meses nas estações F1 e F2 respectivamente embora com pequenas taxas de ocupação. Deixou de ser referenciada durante alguns meses para reaparecer na parte final da experiência. Aos 20 meses voltou a aparecer em F1, aos 21 meses apareceu em 1 e em 3 e aos 25 meses apareceu em F3. esta alga à excepção de uma

fugaz referência em F2, apareceu somente em estações à cota baixa e obteve maior taxa de ocupação na estação 1.

Praticamente sem expressão, a anémona *Actinia equina* (Fig. 70q) foi identificada apenas nos dois últimos meses da experiência e só na estação F3. A estação F3 era a que estava em contacto mais estreito com a rocha natural e talvez isso explique o aparecimento, nessa estação, de algumas espécies animais que não apareceram, ou apareceram com menos expressão, nas outras.

O anelídeo Eulalia viridis (Fig. 70r) foi identificado apenas nas estações F3 e F2 na amostragem U (28º mês) e V (29º mês) respectivamente.

O anelídeo *Sabellaria alveolata* (Fig. 70s) foi referenciado ao fim de quatro meses nas estações F1 e F3 onde esteve sempre presente até ao fim do tempo da experiência. Surgiu também, embora sem grande expressão, nas estações 1 e 3, duma forma pontual. Na parte final da experiência existia apenas nas estações F1 e F3 como seria de esperar de acordo com as preferências de habitat desta espécie.

As lapas *Patella* sp. (Fig. 70t) estavam já presentes em todas as estações ao segundo mês e tiveram uma presença constante durante todo o tempo da experiência. Mostraram maior taxa de ocupação nas estações F2 e F4, estações situadas na parte exposta do quebramar e à cota alta. As estações 1 e 3 obtiveram a menor taxa de ocupação por parte das lapas.

O gastrópode *Gibbula umbilicalis* (Fig. 70u) surgiu ao fim de três meses na estação F3 e só começou a aparecer em outras estações (4, F4, 1 e F1) ao fim de 14 meses. Foi na estação F3 que apareceu com maior frequência e onde atingiu uma taxa de ocupação mais elevada, provavelmente devido ao facto de ser esta a estação com maior contacto com a rocha natural.

Outro gastrópode, *Monodonta lineata* (Fig. 70v), típico do eulitoral superior, foi referenciado apenas na amostragem R, 24 meses depois da obra concluída e só na estação 4.

A espécie *Melaraphe neritoides* (Fig. 70x) foi identificada ao 26º mês (amostragem S) e apenas na estação F4 o que seria de esperar pois esta espécie é típica do eulitoral superior e da franja litoral.

O gastrópode *Nucella lapillus* (Fig. 70y) surgiu na amostragem C (3 meses) nas estações F1, F2 e F3 e foi na F1 que teve maior frequência e atingiu maior taxa de ocupação. Nos meses finais da experiência começou a rarear mantendo-se presente apenas na estação F2.

O mexilhão *Mytilus galloprovincialis* (Fig. 70w), espécie dominante e omnipresente neste tipo de praia, surgiu logo ao fim de um mês na estação F1, ao fim de dois meses em F2, ao fim de três meses em F3 e 1 e ao fim de quatro meses em F4. Passados nove meses surgiu também na estação 2. Nas estações 3 e 4 nunca chegou a existir mexilhão e nas estações 1 e 2, esta espécie veio a desaparecer ao fim de respectivamente 21 e 24 meses, provavelmente por não encontrar nestes locais boas condições ao nível de hidrodinamismo e alimentação, embora tenham sido locais adequados à fixação das larvas.

Os crustáceos cirripedes *Balanus perforatus* (Fig. 70z) apareceram ao primeiro mês na estação 1 e ao terceiro mês nas estações F1, F2, F3, 3 e 4. Tiveram uma presença bastante discreta ao longo de todo o tempo da experiência com excepção para a estação F3 onde atingiram as maiores taxas de ocupação.

As cracas *Chthamalus* sp. (Fig. 70aa), começaram a surgir, timidamente, ao 2º mês nas estações F2 e F4 onde se mantiveram presentes até ao fim do período experimental. Ao 9º mês apareceram na estação 2, ao 13º mês na F3 e ao 17º mês na 4. Os locais onde atingiram maiores taxas de ocupação foram as estações F4 e 2, seguida das estações F2, F3 e 4.

As percebes *Pollicipes pollicipes* (Fig. 70ab), começaram a colonizar uma zona da extremidade sul do quebramar na face exposta cerca de nove meses após a conclusão da obra (17 de Abril de 2003), no entanto, só foram referenciadas nas estações de amostragem (F2 e F3) ao fim de 21 meses, portanto já numa fase tardia da colonização. Aos 28 meses da experiência surgiram igualmente na estação F1. Foi na estação F2 que as percebes atingiram maior abundância.

O ouriço-do-mar *Paracentrotus lividus* (Fig. 70ac) surgiu apenas pontualmente nas amostragens A e B na estação 1 e na amostragem G na estação 3. Este facto deve-se, provavelmente, a este animal, na zona intertidal, ter preferência pelas poças, não tendo por hábito ocupar superfícies com declive acentuado.



Figura 71 – Algas verdes do género *Ulva.*



Figura 72 - *Sargassum muticum.*



Figura 73 – *Fucus spiralis*, na face interna do quebramar.



Figura 74 – *Melaraphe neritoides.*

As primeiras algas a colonizar este novo substrato foram as ulváceas (*Ulva* spp.) (Fig. 71), que surgiram logo após a conclusão dos trabalhos, enquanto que as últimas a aparecer, *Sargassum muticum*. (Fig. 72), só foram referenciadas em Maio de 2004. Esta última, uma espécie exótica e com carácter infestante originária do oriente, bem como a bodelha *Fucus spiralis* (Fig.73), detectada em 28 de Outubro de 2003, são algas características de zonas abrigadas e o seu surgimento nesta zona após a construção do quebramar, era previsível e vem corroborar o facto de, na zona de influência desta estrutura, a praia da Aguda se ter transformado numa "praia abrigada".

Os mexilhões *Mytilus galloprovincialis* começaram a colonizar a estrutura pouco mais de um mês após a conclusão das obras, sendo referenciados logo na primeira amostragem.

Enquanto que na face externa do quebramar os mexilhões continuaram a aumentar em número e em tamanho, na face interna desapareceram completamente entre Junho e Julho de 2004 o que veio confirmar as deficientes condições ecológicas deste local.

Os primeiros exemplares de lapas (*Patella intermedia*, *P. ulyssiponensis*) foram detectados em 26 de Setembro de 2002 apenas cerca de dois meses após o final da obra.

Outros gastrópodes colonizaram o quebramar a partir das rochas naturais adjacentes, processo moroso, e por isso só começaram a surgir mais tarde. *Gibbula umbilicalis* e *Nucella lapillus surgiram* no final do Verão de 2002 e o gastrópode *Monodonta lineata* apenas apareceu na Primavera de 2004. *Melaraphe neritoides*, (Fig.74) uma espécie típica do eulitoral superior de praias expostas, há alguns anos não detectada na praia da Aguda devido ao eulitoral superior corresponder a uma zona de areia, foi encontrada em 29 de Junho de 2004 na parte superior (coroamento) do quebramar.

Algumas espécies apareceram unicamente na face abrigada do quebramar como foi o caso das algas *Sargassum muticum*, *Calliblepharis* sp., *Gelidium pulchellum, Mastocarpus stellatus* e *Gracilaria multipartita* e o molusco gastrópode *Monodonta lineata*. Outras espécies surgiram exclusivamente na face exposta tais como a alga *Lithophyllum incrustans*, a anémona *Actinia equina*, o anelídeo *Eulalia viridis*, os gastrópodes *Melaraphe neritoides* e *Nucella lapillus* e os crustáceos cirrípedes *Balanus perforatus* e *Pollicipes pollicipes.*

Tendo em conta as espécies que apareceram exclusivamente de um dos lados do quebramar e aquelas que, embora aparecendo dos dois lados, apresentam uma preferência nítida por um deles, pode afirmar-se que os animais preferem o lado exposto do quebramar enquanto que as algas preferem o lado abrigado com excepção das algas calcárias incrustantes *Lithophyllum incrustans* e *Corallina elongata.*

3.3.2 Taxa de ocupação biológica

A taxa de cobertura biológica representa a percentagem de substrato recoberto por seres vivos. O tipo de seres vivos que contribuem para essa taxa e a dimensão e evolução temporal desta, dão uma noção bastante aproximada da aceitação daquele substrato por parte das algas e dos animais e também da capacidade do meio envolvente em fornecer juvenis capazes de colonizar eficazmente

novas superfícies. Indirectamente, a evolução temporal da taxa de cobertura biológica dum substrato virgem, fornece pistas sobre a saúde do ecossistema.

Nos gráficos da figura 75 fazem-se 6 tipos de comparações, aquelas que se revelaram mais eficazes na interpretação da cobertura biológica e da sua evolução. Em qualquer das comparações verifica-se que após um período inicial em que não se manifesta nenhuma tendência e que se prolonga até cerca dos 100 dias da experiência (3 meses) ou até aos 300 dias (9 meses), começa a notar-se uma individualização entre os grupos de estações comparadas.

A figura 75A compara a cobertura biológica no lado externo (exposto) do quebramar entre a zona sul (estações F1 e F2) e a zona norte (estações F3 e F4). Verifica-se que, embora sem grande expressão, a cobertura biológica foi mais intensa na zona exterior sul do que na zona exterior norte.

A figura 75B compara, do lado interno (abrigado) do quebramar, a zona sul (estações 1 e 2) com a zona norte (estações 3 e 4). Neste caso não é possível estabelecer um padrão de supremacia de um dos lados sobre o outro.

A figura 75C compara, no lado externo do quebramar, as estações à cota inferior (F1 e F3) com as estações à cota superior (F2 e F4). Também não existe uma diferença nítida, embora a cota superior apresente valores mais elevados em quase todas as amostragens.

A figura 75D compara ainda as estações da cota inferior (1 e 3) com as da cota superior (2 e 4) mas desta vez no lado interno do quebramar. A comparação conduz a uma interpretação semelhante, embora neste caso seja a cota inferior que apresenta maior cobertura biológica, a partir de meados do tempo da experiência.

A figura 75E compara as estações à cota superior do lado externo (F2 e F4) com as estações à cota superior do lado interno (2 e 4). É aqui que se nota uma diferença mais nítida, podendo afirmar-se que, sensivelmente a partir dos 75 dias da experiência, a cota superior no lado externo apresenta uma cobertura biológica francamente superior à cota superior no lado interno.

Por último são comparadas, na figura 75F, as estações à cota inferior do lado externo (F1 e F3) com as estações à cota inferior do lado interno (1 e 3). Neste caso, embora não tão evidentes como no caso anterior, também à cota baixa, o lado externo mostra valores de cobertura biológica bastante maiores do que o lado interno, pelo menos a partir dos 150 dias da experiência.

A taxa de cobertura biológica mostrou uma tendência média para aumentar durante os oito primeiros meses, tendendo a partir daí para a estabilização, embora mantendo sempre pequenas oscilações ao longo do tempo.

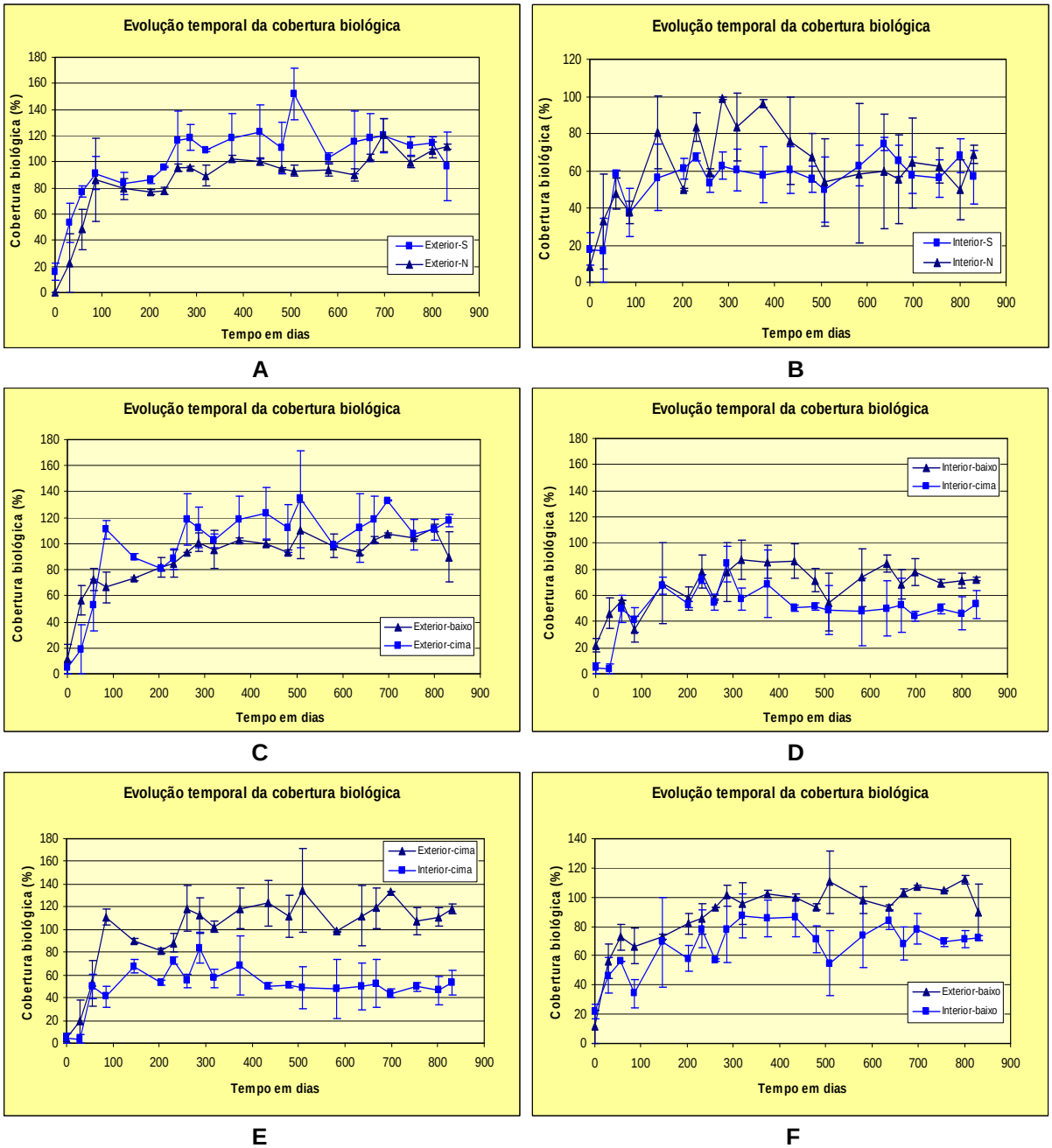


Figura 75 – Evolução temporal da cobertura biológica nas diferentes zonas do quebramar. Média (± erro padrão). A – lado exposto, Sul *versus* Norte. B – Lado abrigado, Sul *versus* Norte. C – lado exposto, cota superior *versus* cota inferior. D – Lado abrigado, cota superior *versus* cota inferior. E – Lado exposto versus lado abrigado à cota superior. F – Lado exposto versus lado abrigado à cota inferior.

Na figura 76 estabelece-se uma comparação das médias das séries temporais de todas as estações do lado externo (exposto) com as médias das séries temporais de todas as estações do lado interno (abrigado).

O valor da cobertura biológica média do lado externo (exposto) começou a destacar-se do valor do lado interno (abrigado) a partir dos 57 dias da experiência e a partir daí manteve-se sempre superior, chegando essa diferença a ser duas vezes superior em grande parte do tempo

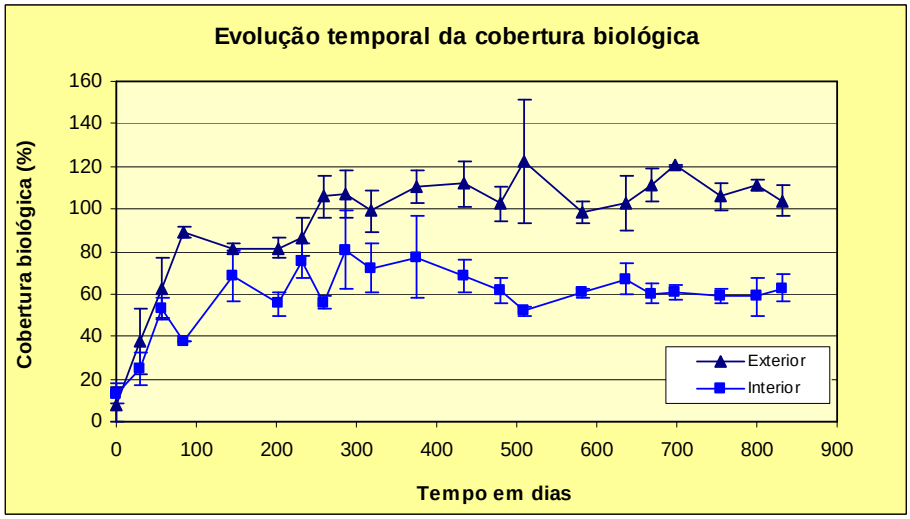


Figura 76 – Evolução temporal da cobertura biológica nas diferentes zonas do quebramar. Lado exposto versus lado abrigado. Média (± erro padrão).

No gráfico da figura 77 podem observar-se as diferenças e a evolução dos valores médios da cobertura biológica para as oito estações de amostragem. As que se apresentam com valores superiores ao longo de todo o tempo da experiência são as estações do lado externo (F1,F2, F3 e F4). O valor máximo para a taxa de cobertura biológica foi obtido para a estação de amostragem F2 (Exterior-Sul-cima) e ocorreu a cerca de 500 dias do ponto zero da experiência.

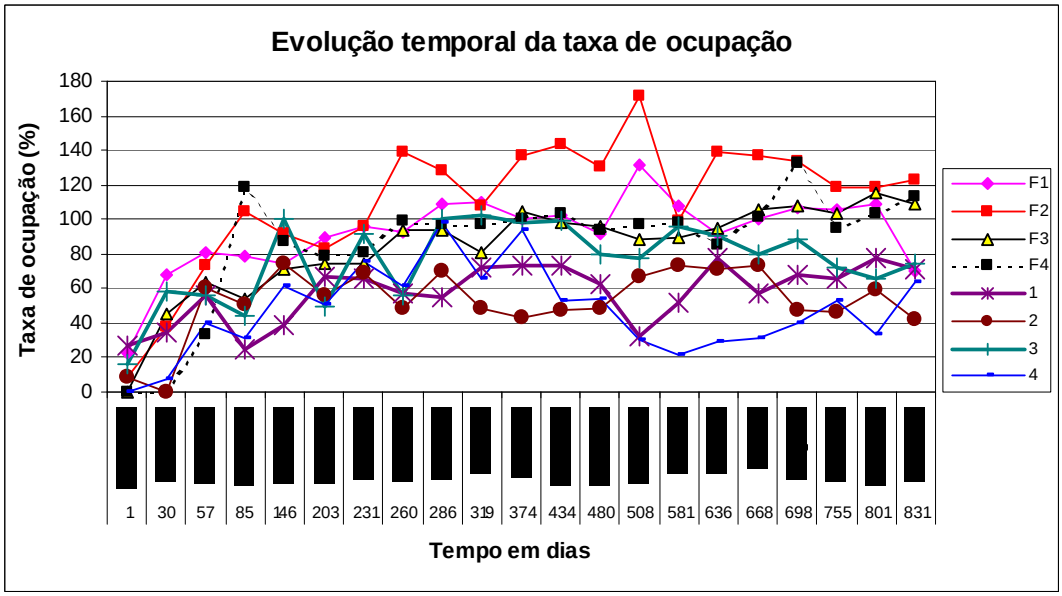
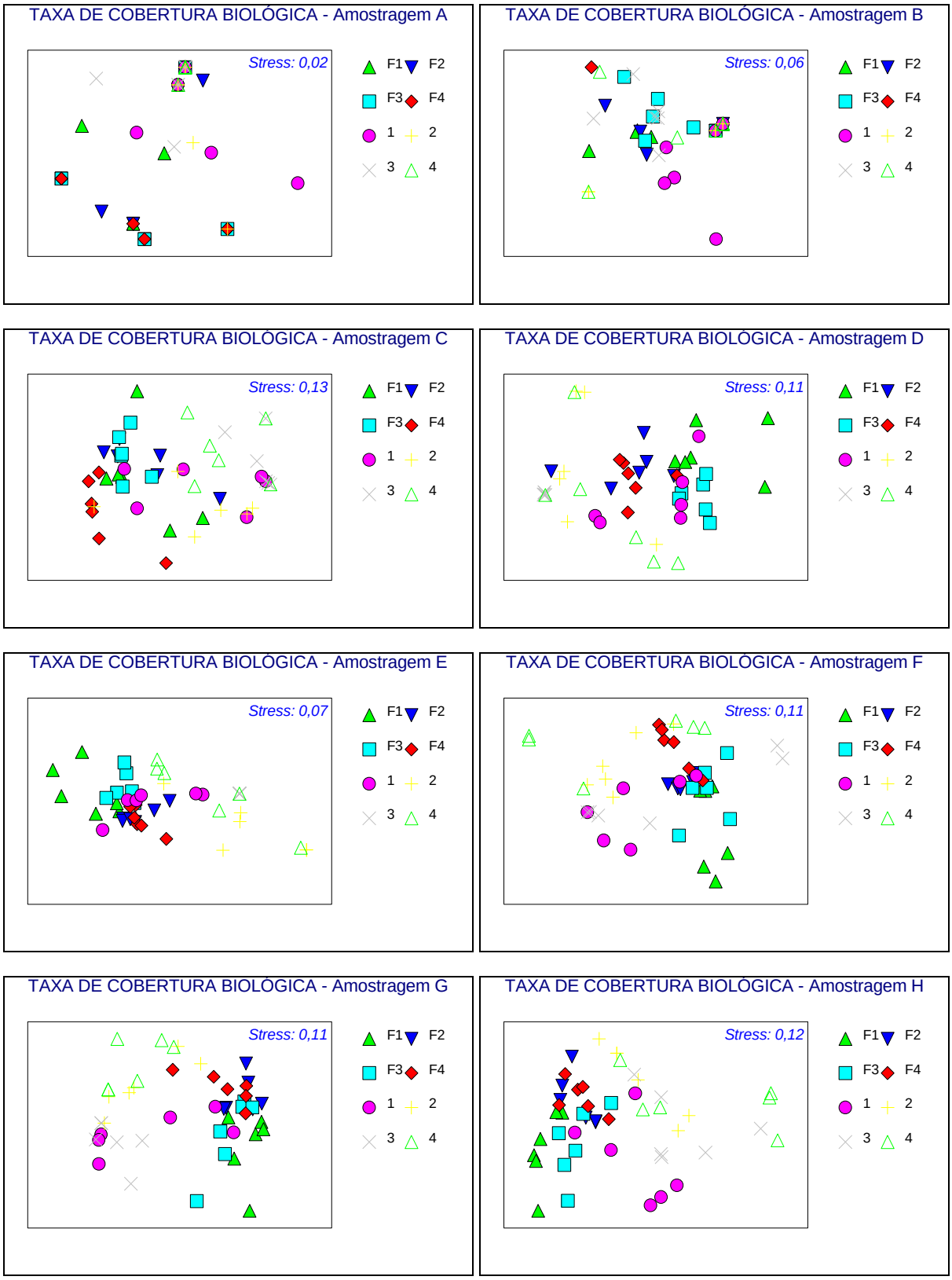


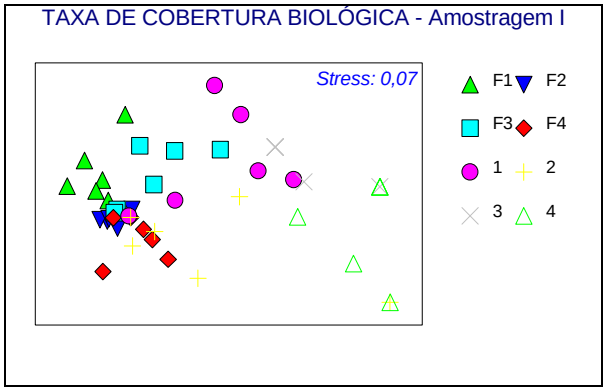
Figura 77 – Evolução temporal da taxa de ocupação biológica em todos os locais e ao longo das 21 Amostragens (29 meses).

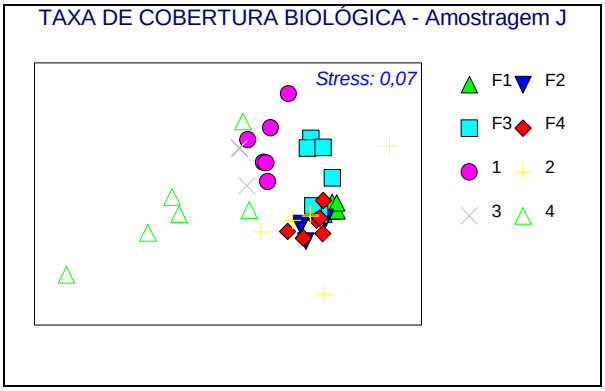
Análise dos dados

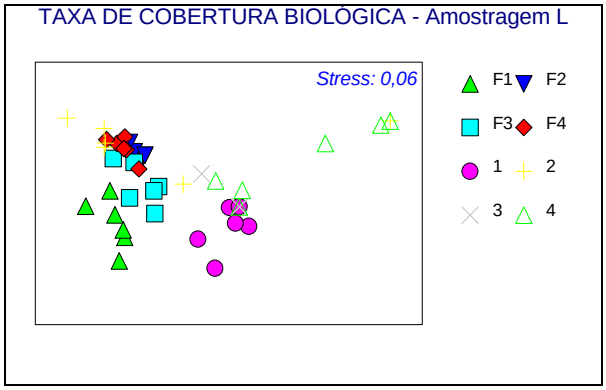
Os dados foram analisados com técnicas multivariadas não-paramétricas. A similaridade das amostras foi calculada através do coeficiente de Bray-Curtis depois dos dados terem sido

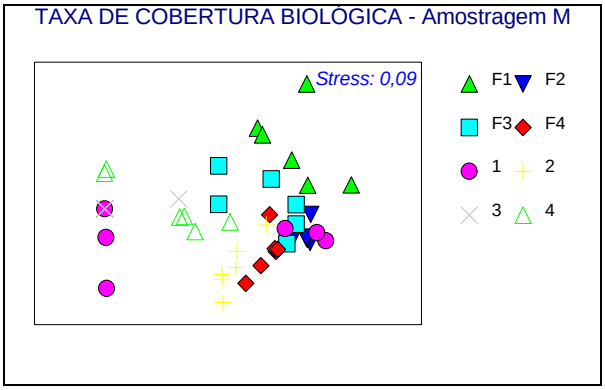
transformados pela raíz-quadrada. Foi usada a ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para produzir diagramas de ordenação bidimensionais.

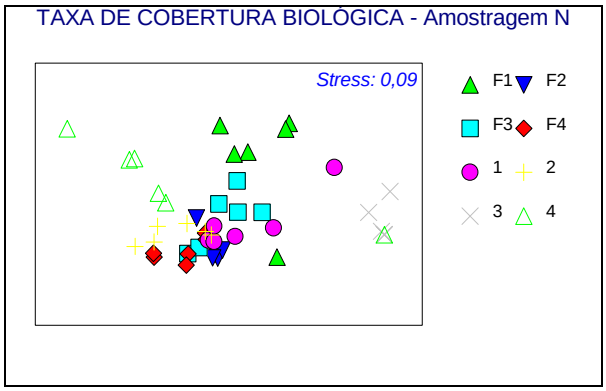


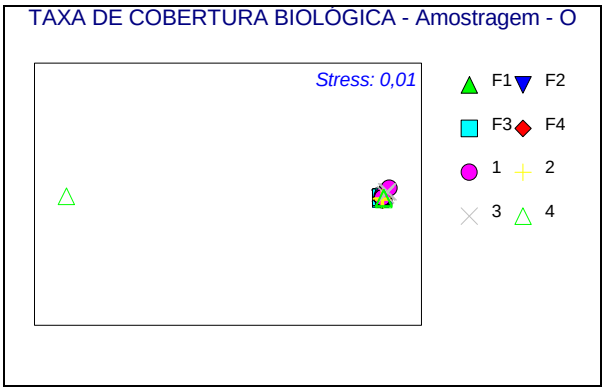

TAXA DE COBERTURA BIOLÓGICA - Amostragem I
Stress: 0,07
F1 F2
F3 F4
1 2
3 4

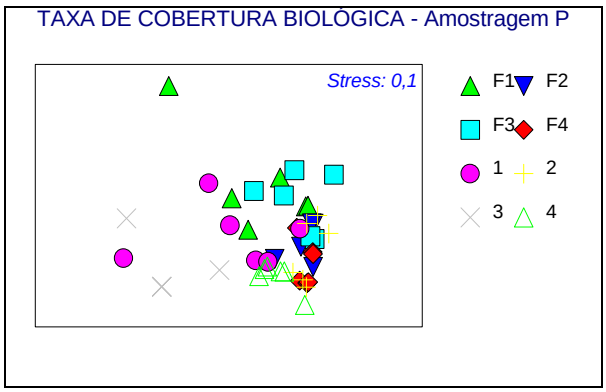

TAXA DE COBERTURA BIOLÓGICA - Amostragem J
Stress: 0,07
F1 F2
F3 F4
1 2
3 4

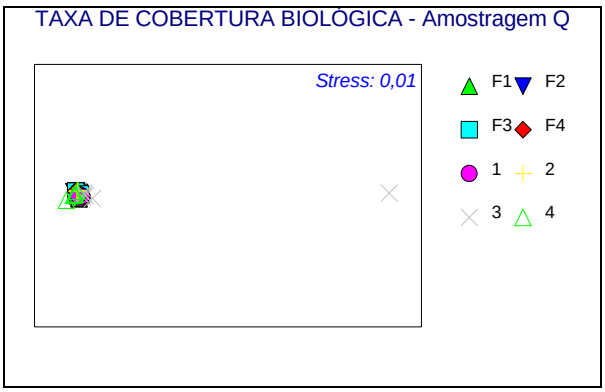

TAXA DE COBERTURA BIOLÓGICA - Amostragem L
Stress: 0,06
F1 F2
F3 F4
1 2
3 4


TAXA DE COBERTURA BIOLÓGICA - Amostragem M
Stress: 0,09
F1 F2
F3 F4
1 2
3 4


TAXA DE COBERTURA BIOLÓGICA - Amostragem N
Stress: 0,09
F1 F2
F3 F4
1 2
3 4


TAXA DE COBERTURA BIOLÓGICA - Amostragem - O
Stress: 0,01
F1 F2
F3 F4
1 2
3 4


TAXA DE COBERTURA BIOLÓGICA - Amostragem P
Stress: 0,1
F1 F2
F3 F4
1 2
3 4


TAXA DE COBERTURA BIOLÓGICA - Amostragem Q
Stress: 0,01
F1 F2
F3 F4
1 2
3 4

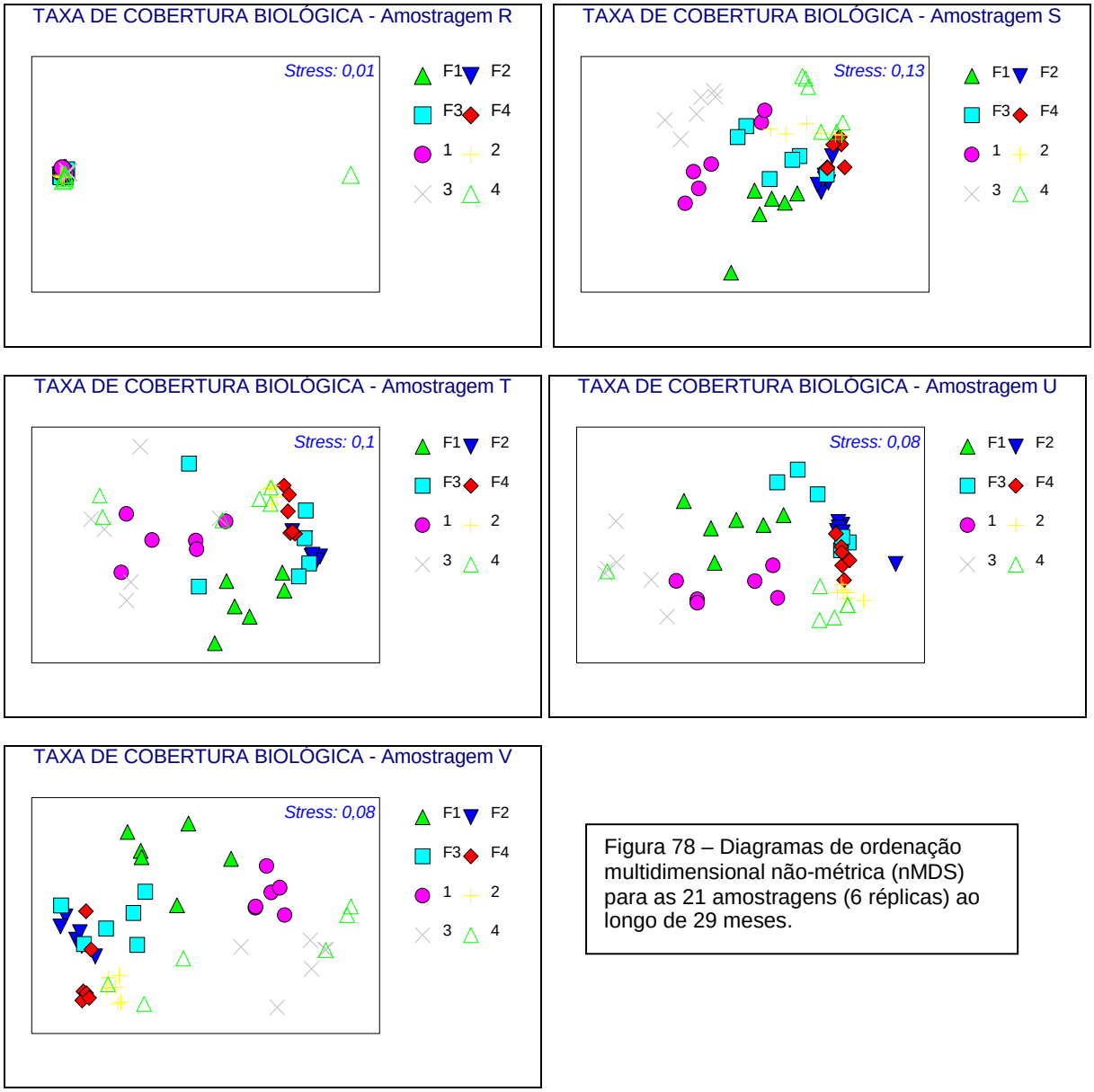


Figura 78 – Diagramas de ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para as 21 amostragens (6 réplicas) ao longo de 29 meses.

A análise de similaridade foi efectuada através do teste *One-way* ANOSIM (Tab. 11). Testou-se a hipótese nula da não existência de diferenças significativas entre os locais de amostragem para a taxa de cobertura biológica.

A figura 78 mostra os diagramas de ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para as 21 amostragens e seis réplicas em cada estação de amostragem. Note-se que o valor do *stress* é igual ou inferior a 0,1 para as amostragens A, B, E, I, J, L, M, N, O, P, Q, R, T, U e V mostrando-se superior nas outras. Podemos, então, servir-nos dos diagramas de ordenação com valor de *stress* igual ou inferior a 0,1 para verificar as similaridades ou diferenças significativas entre os grupos nessa amostragem pois valores de *stress* iguais ou inferiores a 0,1 correspondem a uma boa ordenação com uma representação sem hipótese de interpretações erróneas. Pode então referir-se que nas amostragens A e B não existiam diferenças significativas entre estações. Os valores de *R* (Tab. 11),

muito baixos, confirmam que nestas amostragens as estações não eram significativamente diferentes.

Na amostragem C, o valor de *R* permite inferir que já existem diferenças significativas entre os grupos e a análise do diagrama nMDS mostra um afastamento entre as estações situadas do lado externo do quebramar e as do lado interno, sendo o maior afastamento o que existe entre a estação F4 em relação às estações 3 e 4, não existindo nenhum elemento destes grupos mais próximo de um elemento do outro grupo do que dos elementos do seu próprio grupo.

Na amostragem D a situação é semelhante ao caso anterior sendo as maiores diferenças protagonizadas pelas estações F1 e 4 e também pelo grupo das estações do lado externo com a estação 3. Na Amostragem E o maior afastamento é entre a estação F1 e as estações 2, 3 e 4. Na amostragem F não existem diferenças significativas entre as estações de amostragem, o que é confirmado pelo valor baixo de *R*. Na amostragem G as estações voltam a ter diferenças significativas entre elas sendo as maiores diferenças entre as estações F1, F2 e F3 e as estações 3 e 4. Na amostragem H volta a não haver diferenças significativas entre as estações.

Nas amostragens seguintes existem sempre diferenças entre as estações (confirmadas pelo valor de *R*) e de um modo geral essas diferenças são maiores entre as estações do lado interno e as do lado externo, sobretudo entre as estações 3 e 4 e as estações do lado externo. As estações situadas no lado externo são também significativamente diferentes entre si, na maioria dos casos, acontecendo o mesmo entre as estações situadas do lado interno.

Tabela 11. *One-way* ANOSIM. *R* Global e probabilidade associada.
não-significativo; *R* demasiado pequeno.

AMOSTRAS	***R* GLOBAL**	***P***
A	#0,222	0,001
B	#0,091	0,001
C	0,465	0,001
D	0,47	0,001
E	0,515	0,001
F	0,427	0,001
G	0,554	0,001
H	0,428	0,001
I	0,496	0,001
J	0,53	0,001
L	0,646	0,001
M	0,599	0,001
N	0,584	0,001
O	0,644	0,001
P	0,465	0,001
Q	0,607	0,001
R	0,551	0,001
S	0,641	0,001
T	0,509	0,001
U	0,60	0,001
V	0,67	0,001

A figura 79 mostra o diagrama de ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para as médias das 6 réplicas para cada estação de amostragem e para o total das 21 amostragens. Note-se que o valor do *stress* é maior que 0,1 mas como é inferior a 0,2 podem ainda tirar-se conclusões através da análise do diagrama.

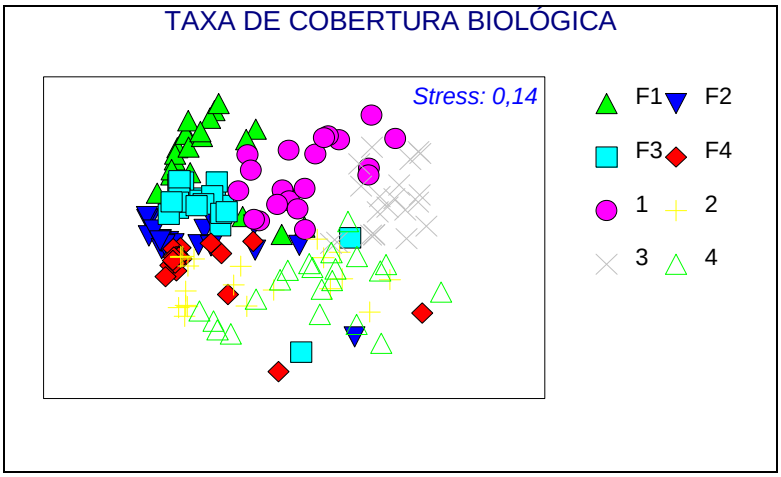


Figura 79 - Diagrama de ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para as 21 amostras (médias) em cada uma das estações de amostragem.

Fazendo uma análise conjunta para os 29 meses da experiência as diferenças atenuam-se e são menos evidentes do que quando se faz uma análise amostragem a amostragem. Observando o diagrama da figura 79 verifica-se que as amostragens que formam grupos mais distantes são as do lado externo do quebramar em relação às do lado interno. Pode observar-se também que as estações do lado interno do quebramar são mais diferentes entre si do que as do lado externo. Com a ajuda dos valores de *R* patentes na tabela 12 é possível hierarquizar as diferenças entre estações e afirmar para quais existem diferenças significativas para o período total da experiência.

As maiores diferenças existem entre as estações F4 e 3, F2 e 3, F1 e 3, F3 e 3 e ainda para 2 e 3, por esta ordem. A seguir, embora com diferenças menos significativas, mas ainda assim de considerar, encontram-se as estações F1 e 4, F4 e 1, F1 e 2, F2 e 1, F2 e 4 e ainda F1 e F4. Note-se que nos casos anteriores, com excepção do par de estações 2 e 3, as grandes diferenças se encontram sempre entre estações do lado interno quando comparadas com estações do lado externo.

No caso dos restantes pares de estações não existem diferenças significativas. As estações mais semelhantes entre si são as F1 e F3, F2 e F3, F2 e F4, F3 e F4, F4 e 2, 1 e 3, 1 e 4 e ainda 2 e 4. Note-se que as estações mais similares, à excepção do par (F4 e 2) são sempre estações do mesmo lado do quebramar.

Nota: Localização das estações de amostragem (ver pág. 70, fig. 67):
F1-baixo-exterior (Sul), F2-cima-exterior (Sul), F3-baixo-exterior (Norte), F4 – cima-exterior (Norte), 1-baixo-interior (Sul), 2-cima-interior (Sul), 3-baixo-interior (Norte), 4-cima-interior (Norte).

Tabela 12 - *One-way* ANOSIM para todos os pares (médias) de locais de amostragem e probabilidade associada. # não-significativo; *R* demasiado pequeno. ? – significativo com reservas. *R* Global = 0,362, *p* = 0,001.

GRUPOS	*R*	*P*
F1, F2	# 0,328	0,001
F1, F3	# 0,191	0,001
F1, F4	? 0,408	0,001
F1, 1	# 0,355	0,001
F1, 2	? 0,415	0,001
F1, 3	0,736	0,001
F1, 4	? 0,437	0,001
F2, F3	# 0,205	0,001
F2, F4	# 0,179	0,001
F2, 1	? 0,411	0,001
F2, 2	# 0,288	0,001
F2, 3	0,788	0,001
F2, 4	? 0,4	0,001
F3, F4	# 0,216	0,001
F3, 1	# 0,329	0,001
F3, 2	# 0,261	0,001
F3, 3	0,721	0,001
F3, 4	# 0,349	0,001
F4, 1	? 0,423	0,001
F4, 2	# 0,11	0,001
F4, 3	0,801	0,001
F4, 4	# 0,323	0,001
1, 2	# 0,246	0,001
1, 3	# 0,2	0,001
2, 3	0,525	0,001
1, 4	# 0,172	0,001
2, 4	# 0,077	0,001
3, 4	# 0,337	0,001

Os gráficos da figura 80, embora de leitura complexa, permitem conhecer como evoluiu a estatística *R* ao longo de todo o tempo da experiência para todos os pares de locais e, assim, perceber como variaram as diferenças entre as estações de amostragem, a partir de que altura se tornaram mais dissemelhantes e quais os locais em que essas diferenças foram maiores, mais ou menos homogéneas ao longo do tempo, se houve alterações sazonais etc.

Verifica-se que logo na primeira amostragem havia diferenças para a estatística *R* entre as várias estações embora fossem pouco significativas. Pode verificar-se também que os pares de estações de lados opostos do quebramar são os que apresentam valores de *R* mais altos.

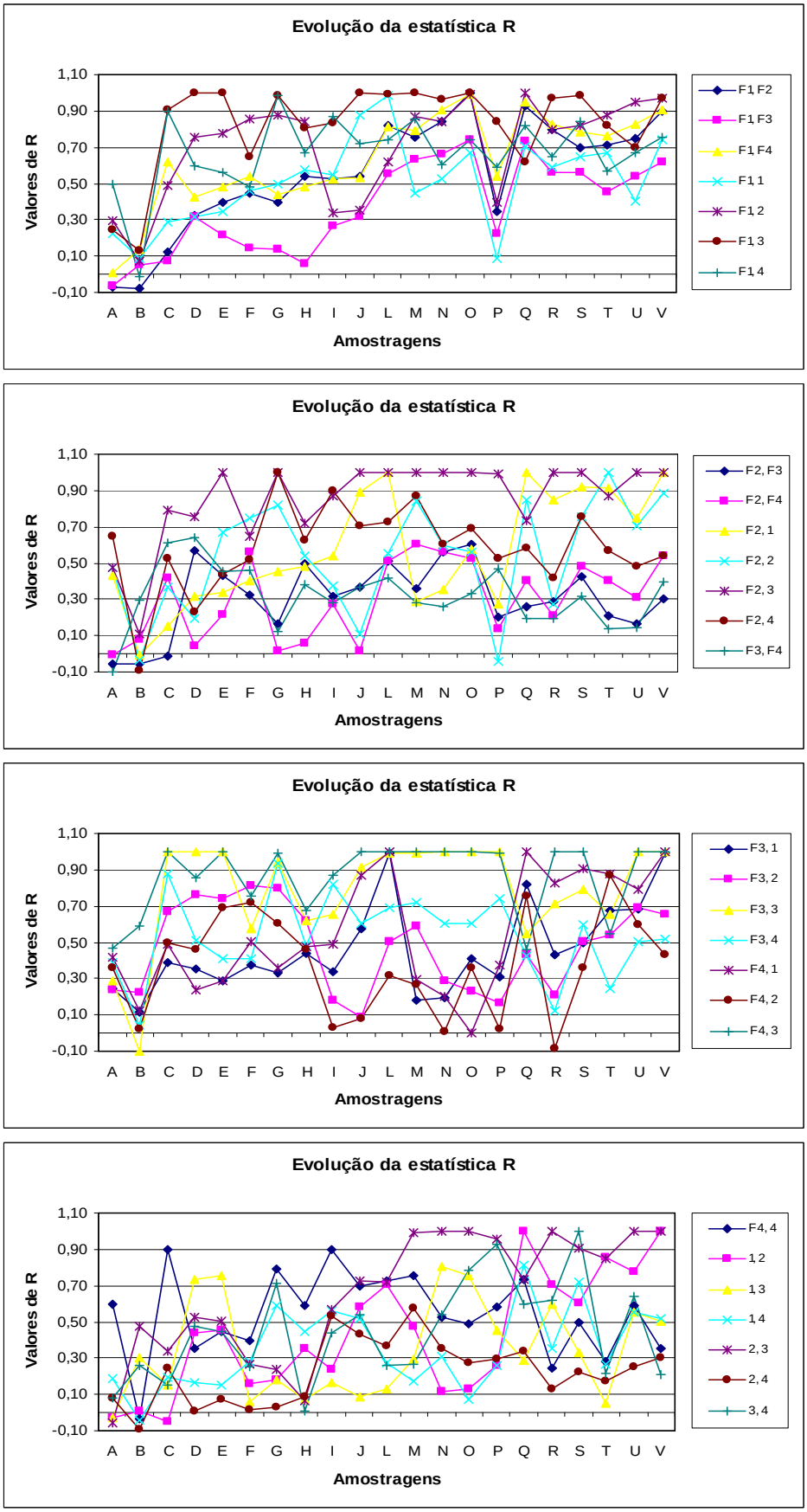


Figura 80 – Evolução da estatística *R* entre os vários locais ao longo das 21 amostragens.

Na grande maioria dos casos observa-se um aumento considerável de *R* da segunda para a terceira amostragem. Verifica-se que ao longo dos 29 meses da experiência, sem excepção, as diferenças entre as estações de amostragem, no que à taxa de cobertura biológica concerne, são muito variáveis, não havendo nenhum caso em que o valor de *R* se mantenha relativamente constante. Provavelmente este facto deve-se à sazonalidade de grande parte das espécies de algas que dominam e ocupam grandes superfícies em certas épocas do ano, rareando ou mesmo desaparecendo noutras.
Mais uma vez se verifica que os pares de estações que atingiram maiores diferenças, com valores de *R* superiores a 0,9, foram os que continham estações de lados opostos do quebramar.

3.3.3 Diversidade biológica

Os quatro índices ecológicos calculados e mostrados graficamente na figura 81 traduzem a dimensão da biodiversidade embora o façam de maneira diferente. O índice "riqueza em espécies" (S) representa uma medida da biodiversidade assente apenas no número de espécies presente, enquanto que o índice de Pielou traduz a biodiversidade através da equidade da distribuição do número de indivíduos pelas espécies presentes. São índices simples. Os outros dois índices (Shannon-Wiener e Simpson) são índices compostos, atendendo quer ao número de espécies quer à sua equitabilidade. No índice de Shanon-Wiener tem mais peso a riqueza em espécies e por isso o seu valor tende a subir proporcionalmente ao número de espécies presente. No índice de Simpson tem mais peso a equitabilidade e varia de 0 a 1.
Da observação dos gráficos da figura 81 retira-se que, no que concerne à biodiversidade, as rochas de enrocamento do quebramar apresentam uma grande variabilidade quer entre as estações de amostragem quer a nível temporal dentro da mesma estação.
As estações com maior riqueza em espécies foram as estações F1, F3 e 1 e as com menor riqueza foram as estações 2 e 4. O número máximo de espécies atingido numa estação foi 12 e ocorreu na estação F3 na última amostragem. O número mínimo de espécies (1 espécie) ocorreu nas estações 3 e 4 e ocorreu nas primeiras 5 amostragens. De uma maneira geral a riqueza em espécies foi aumentando em todas as estações, ao longo do tempo, com excepção da estação 2.
A equitabilidade, traduzida pelo índice de Pielou, mostra valores relativamente elevados, ou seja, existe uma boa distribuição dos indivíduos pelas espécies, em quase todas as estações. Pela positiva destacam-se as estações F4 e F1 e pela negativa a estação 3. Quanto à estação 2, embora revele um valor alto para este índice, este valor não pode ser considerado pois esta estação contou, grande parte do tempo, com apenas uma espécie como se pode ver no gráfico do número de espécies.
A análise dos gráficos dos índices compostos (Shannon-Wiener e Simpson) revela inequivocamente que as estações com maior biodiversidade foram as estações F1, F2 e 1 e as que apresentaram menor biodiversidade foram as estações 2 e 3.

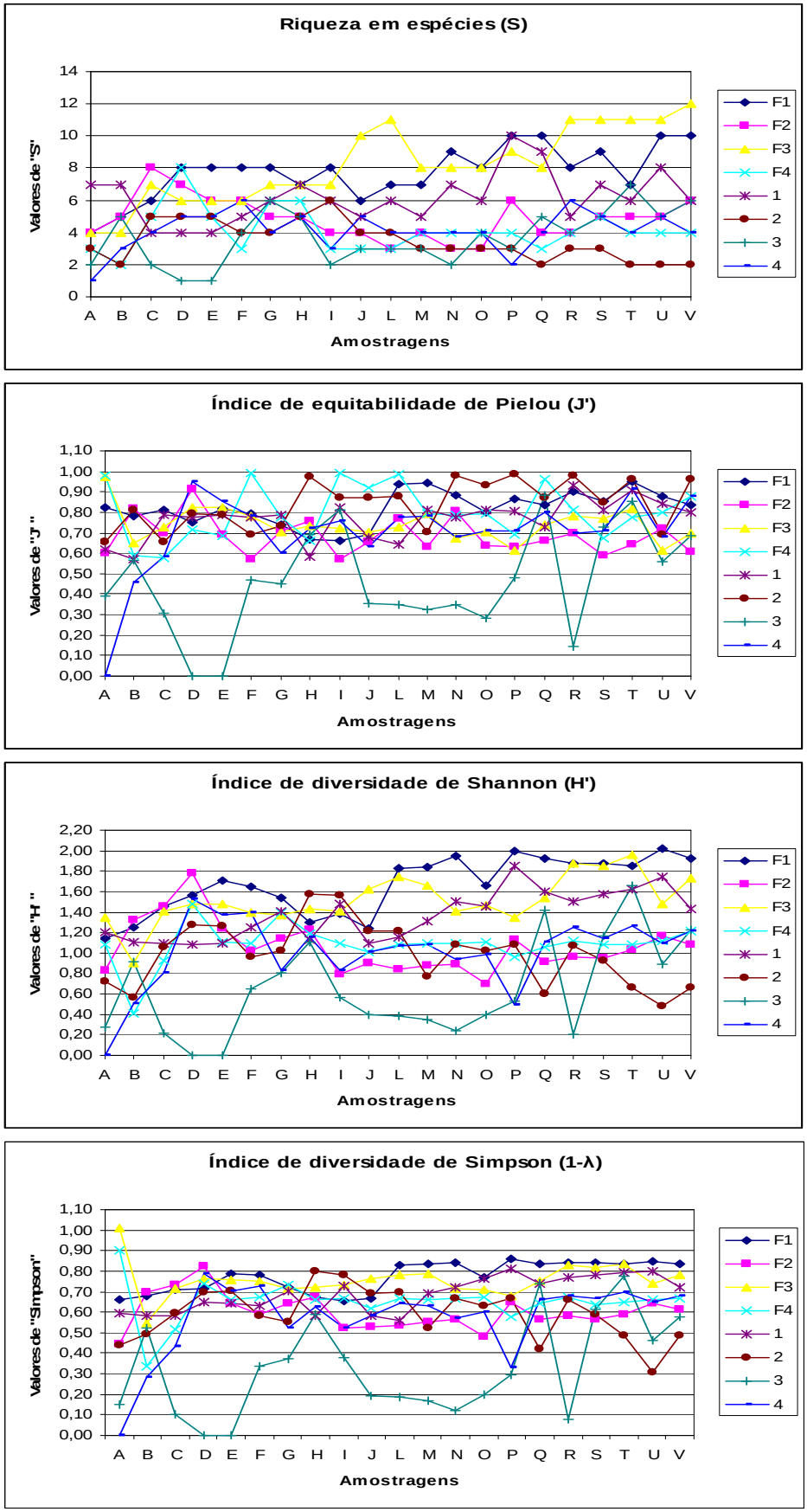


Figura 81 – Evolução dos índices de diversidade ao longo das 21 amostragens em todas as estações.

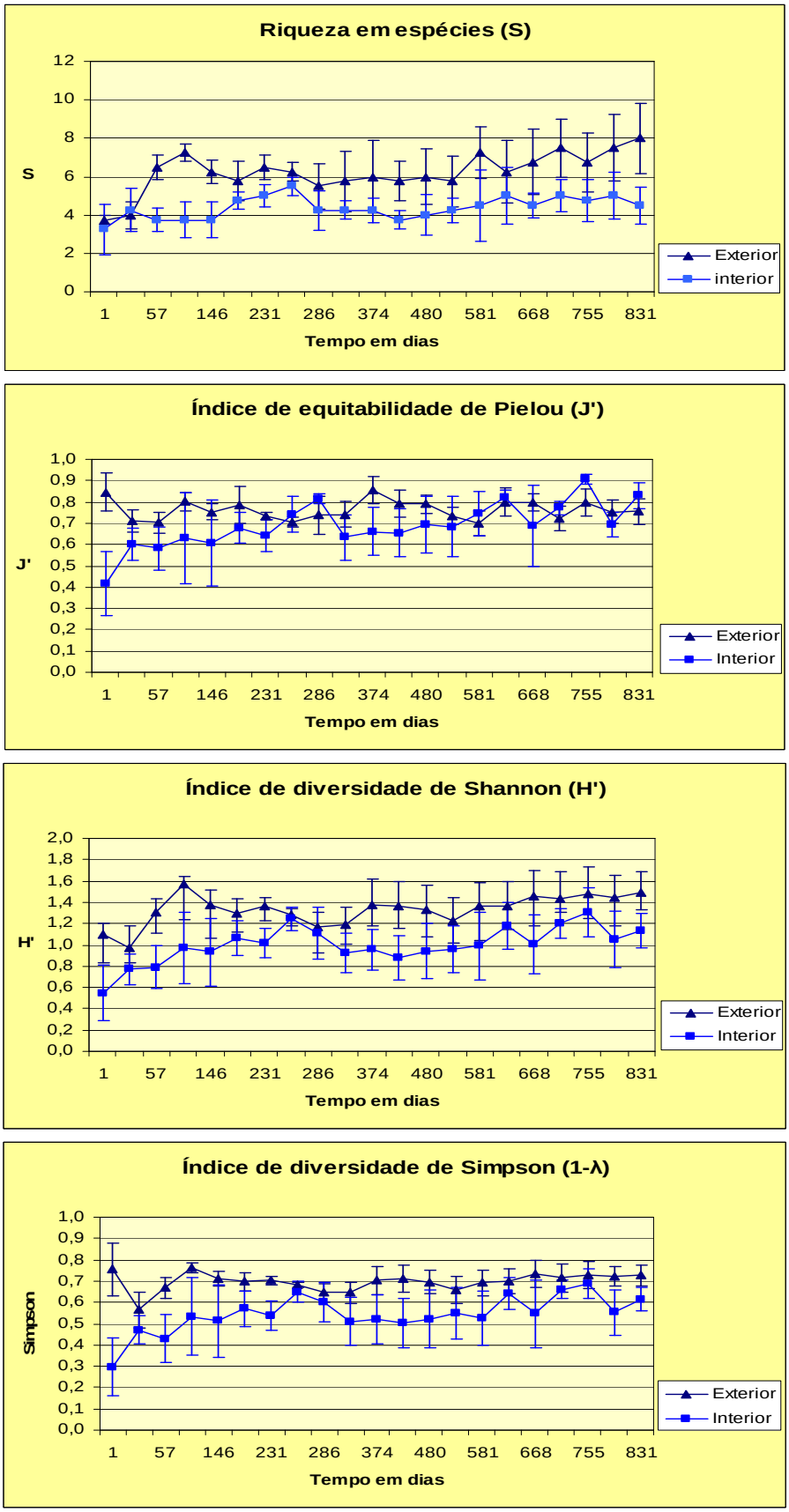


Figura 82 – Evolução temporal da diversidade e equitabilidade. Média ± erro padrão. Lado externo (exposto) *versus* lado interno (abrigado).

Quando se compara, através dos índices já referidos, a biodiversidade média das estações do lado externo do quebramar (face exposta) com a biodiversidade média do lado interno (face abrigada) (Fig. 82) observa-se que tanto o número de espécies como a diversidade medida pelos índices de Shannon-Wiener e Simpson são superiores no lado externo ao longo de todo o tempo da experiência. Apenas no índice de equitabilidade de Pielou se nota uma troca de posições, ao longo do tempo, apresentando, em algumas amostragens, o lado exposto valores mais elevados e nas outras o lado abrigado. No entanto a equitabilidade é maior do lado exposto durante mais tempo.

Nas fotografias das figuras 83 e 84 podem observar-se directamente essas diferenças na biodiversidade.



Figura 83 – Paramento externo do quebramar apresentando grande biodiversidade.



Figura 84 – Paramento interno do quebramar com fraca biodiversidade.

Análise de dados

Para facilitar a interpretação dos dados, as 21 amostragens foram divididas em 5 grupos, correspondendo cada um a um período de cerca de 5 meses.

Tal como se procedeu na análise dos dados para a taxa de cobertura biológica, também para a biodiversidade os dados foram analisados com técnicas multivariadas não-paramétricas. A similaridade das amostras foi calculada através da distância Euclidiana normalizada (Normalised Euclidean Distance), dado que os valores dos índices têm diferentes escalas de medida. Neste caso os dados não sofreram transformações. Foi usada a ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para produzir diagramas de ordenação bidimensionais (Fig. 85).

A análise de similaridade foi efectuada através do teste *One-way* ANOSIM. Testou-se a hipótese nula da não existência de diferenças significativas entre os locais de amostragem para a biodiversidade (Tab. 13).

Os 4 índices ecológicos foram analisados em conjunto de modo a permitir uma análise multivariada.

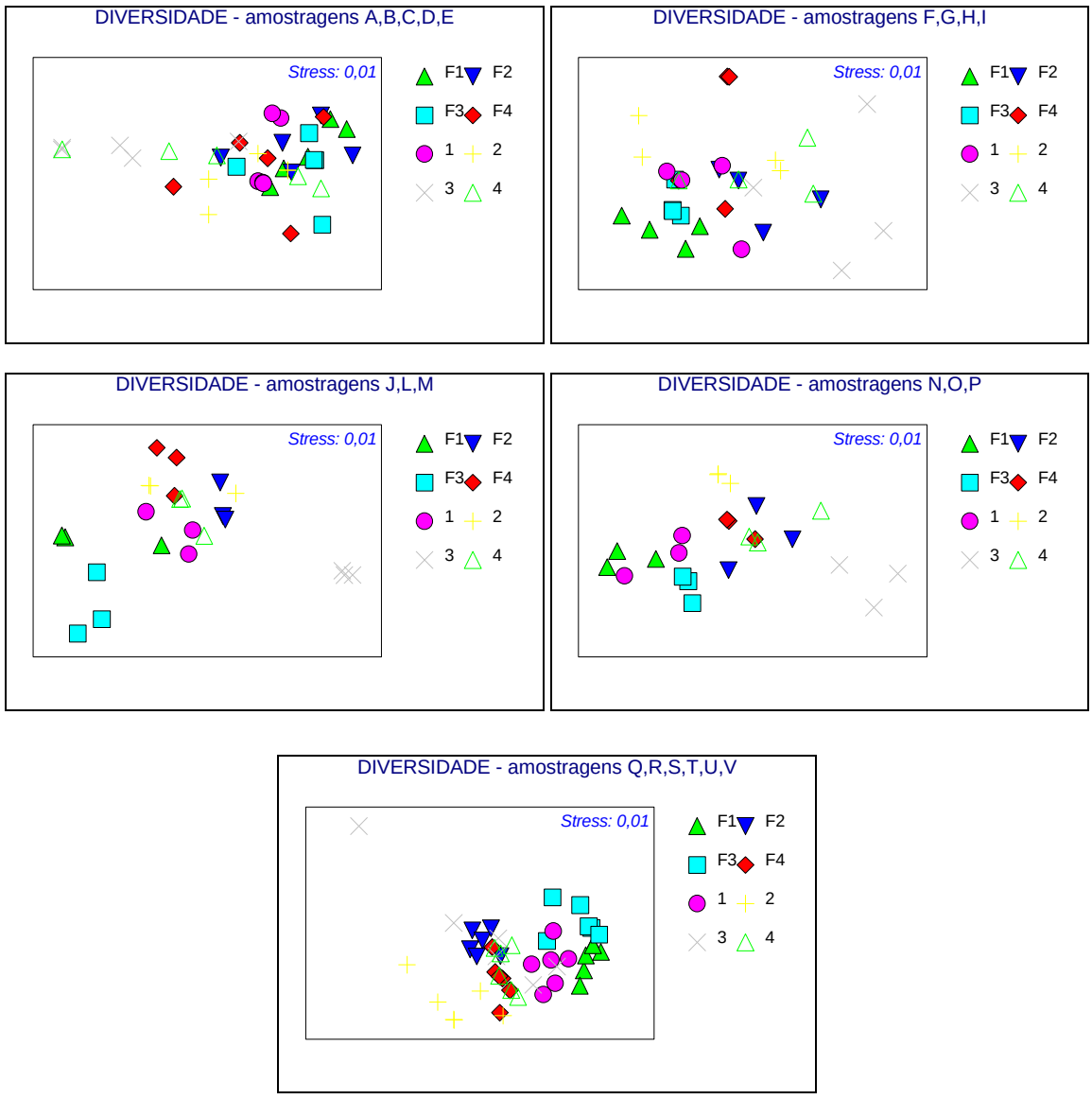


Figura 85 - Diagramas de ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para a diversidade em cada um dos locais de amostragem para os 5 grupos de amostras.

Tabela 13. *One-way* ANOSIM. *R* Global e probabilidade associada.
não-significativo.

AMOSTRAS	*R* GLOBAL	*P*
A,B,C,D,E #	0,140	0,009
F,G,H,I #	0,278	0,002
J,L,M	0,706	0,001
N,O,P	0,770	0,001
Q,R,S,T,U,V	0,616	0,001

Para os primeiros 10 meses (amostragens A,B,C,D,E e F,G,H,I) a hipótese nula de não existência de diferenças significativas não pode ser rejeitada. Ao contrário, para os três últimos grupos de amostragens (15 meses) as diferenças foram estatisticamente significativas (Tab. 13). As maiores diferenças foram encontradas entre o lado externo e o lado interno.

3.4 Estudo de Casos

3.4.1 Colonização do quebramar pelos mexilhões *Mytilus galloprovincialis*

3.4.1.1 Introdução

O mexilhão é uma espécie omnipresente na zona intertidal, sendo característico do intertidal médio onde atinge elevadas abundâncias. É uma espécie com um elevado teor proteico largamente utilizada para consumo humano. Por ser um animal filtrador, acumulando as substâncias em suspensão na água, o seu estudo assume dupla importância quer no que respeita ao seu papel como bioindicador ambiental quer por questões de saúde pública relacionadas com o seu consumo.
Pelas razões citadas foi objecto duma atenção especial no sentido de averiguar a sua adaptação e crescimento nas rochas de enrocamento do quebramar.
Os mexilhões presentes neste troço da costa ocidental portuguesa pertencem à espécie *Mytilus galloprovincialis*. Mais a Norte predomina a espécie *Mytilus edulis* que é a mais cultivada a nível europeu.

Taxonomia

Nome científico: *Mytilus galloprovincialis* Lamarck
Nome vulgar: Mexilhão
Filo - Mollusca
Classe - Lamellibranchiata (Bivalvia)
Subclasse - Prionodesmacea
Família - Mytilidae
Género - *Mytilus*
Espécie - *Mytilus galloprovincialis*

Morfologia

Molusco bivalve (concha dividida em duas valvas) que se alimenta por filtração da água. Prende-se ao substrato duro, rocha preferencialmente, através de uns filamentos orgânicos chamados "bisso". Habita a zona intertidal das praias expostas e moderadamente expostas, formando grandes aglomerados (Fig. 86), na zona do intertidal médio. Na figura 87 podem ver-se os órgãos principais que constituem a sua anatomia.



Figura 86 - Mexilhões nas rochas de enrocamento do quebramar.

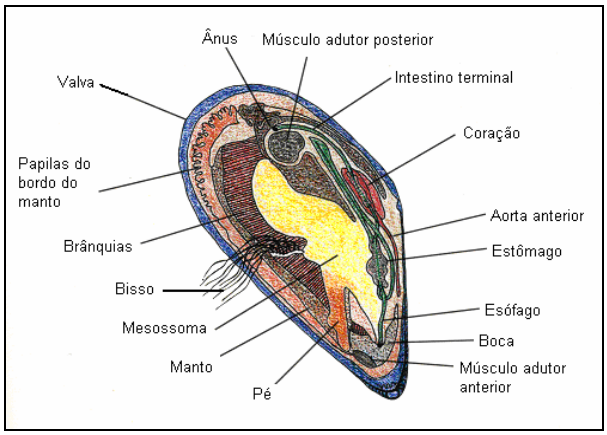


Figura 87 - Anatomia do mexilhão. Adaptado de Motta, Prata & Weber, 2002.

Habitat

Vive sobre pedras e rochas, ou outros substratos duros, no intertidal médio e inferior e no sublitoral até aos oito metros de profundidade. Os jovens localizam-se preferencialmente na zona de maior hidrodinamismo onde formam povoamentos muito densos. Podem viver em águas poluídas como, por exemplo, nas áreas portuárias (Saldanha, 1974; Campbell & Nicholls, 1994).

Reprodução

Na costa ocidental da Península Ibérica os mexilhões têm duas épocas de desova: uma no início da Primavera e outra no Outono. Têm sexos separados, possuem gônadas pares, não apresentam dimorfismo sexual nem órgãos copuladores e podem libertar até um milhão de gâmetas.
O ciclo de desenvolvimento dos moluscos compreende uma série de etapas ou fases denominadas estado perizigótico, estado embrionário, estado pós-larvário, estado juvenil e adulto. Durante o estado perizigótico os espermatozóides são atraídos por quimiotactismo até aos ovócitos que permanecem na cavidade paleal da fêmea onde se dá a fecundação. São larvíparos, ou seja, os novos seres saem dos ovos e abandonam o corpo da mãe sob a forma de larva sendo, portanto, o seu desenvolvimento indirecto. A larva, denominada *veliger,* passa por uma primeira fase de vida pelágica tornando-se depois bentónica (Parejo, 1989; Grassé, Poisson & Tuzer, 1970).

Distribuição geográfica e cultivo

A espécie *Mytilus galloprovincialis* é originária do Mediterrâneo, tendo tradicionalmente o seu limite setentrional de distribuição no centro/norte da costa portuguesa. Nas últimas décadas, provavelmente devido ao aquecimento das águas, tem alargado a sua distribuição sendo já dominante em toda a costa norte de Portugal. O cultivo desta espécie é realizado apenas em Itália.

A espécie *Mytilus edulis*, característica do Atlântico europeu, é cultivada em França, Espanha, Holanda Bélgica, Alemanha, Suécia e Noruega (Milne, 1972; Figueras, 1976; Edebo, Haamer, Lindahl, Loo & Piriz, 2000). A produção anual de mexilhão (*Mytilus edulis*) na Europa atinge 500.000 ton., sendo a Espanha, com 250.000 ton, o maior produtor, seguindo-se-lhe a Holanda com 100.000 ton. e a França com 60.000 ton. (FAO, 2004).

O cultivo de mexilhões pode ser realizado, com êxito, longe da costa, aproveitando e tornando multifuncionais as instalações de produção de energia eólica em *offshore* (Buck, Krause & Rosenthal, 2004). Na Alemanha os mexilhões são recolhidos para venda com um tamanho entre 50 e 70 mm de comprimento da concha, tamanho que é atingido entre 12 e 24 meses (Buck, Walter, Rosenthal & Neudecker, 2006).

Na costa oeste da Suécia são produzidos anualmente 1500 ton de mexilhões resultando na remoção de cerca de 15 ton de Azoto (SCB, 2003), considerando que o Azoto representa 1% da matéria seca (Lutz, 1980). Um abundante fornecimento de alimento permite um rápido crescimento dos mexilhões. Um comprimento de concha de 30 mm 5 meses após a fixação e 70 mm ao segundo ano é considerado um bom crescimento. A partir daí o crescimento diminui e os mexilhões atingem uma média de 80 mm durante o 3º ano (Ardizzone, Gravina, Belluscio & Somaschini, 1996).

A produção e colecta de organismos filtradores como os mexilhões pode representar um processo sustentável para produzir alimento de alto valor nutricional e simultaneamente reciclar nutrientes do mar para a terra, reduzindo a eutrofização (Ryther, Dunstan, Tenore & Huguenin, 1972; Edebo *et al.*, 2000).

A desova do mexilhão ocorre entre o início do Inverno e o fim da Primavera e o pico da fixação entre o final da Primavera e o início do Verão (Fabi, Fiorentini & Gianini, 1989). Pelo Outono a média do comprimento das conchas anda pelos 35-40 mm e a taxa de crescimento decresce durante o Inverno por causa das baixas temperaturas (Fabi *et al*., 1989; Fabi & Fiorentini, 1990). Na Primavera seguinte, com cerca de um ano, os mexilhões atingem uma média de 50 mm e aos três anos 70 mm (Fabi & Fiorentini, 1990).

Na Holanda os mexilhões necessitam de três anos para atingir 6,3 cm (2,5 polegadas) desde a semente. Na Sardenha atingem o mesmo tamanho em um ano e na Itália necessitam de 1,5 anos. Estas diferenças no crescimento parecem estar relacionadas com a temperatura da água (óptimo=16ºC) e com a disponibilidade de alimento (Iversen, 1966).

Na Galiza (Espanha) os mexilhões atingem 80 mm em um ano, enquanto na França demoram dois anos para alcançar 50 mm. Na Holanda e em Inglaterra levam três anos para atingirem os 70 mm e os 55 mm respectivamente (Bardach, Ryther, & McLarney, 1972).

3.4.1.2 Material e métodos

Foi efectuada a recolha de um número significativo de indivíduos da espécie *Mytilus galloprovincialis,* nas estações de amostragem onde existia e realizou-se o trabalho laboratorial necessário para avaliação do seu crescimento (medição do comprimento da concha) e do seu peso corporal fresco, seco e cinzas e posterior cálculo da respectiva matéria orgânica.

O índice biológico de relação peso seco de carne/peso seco de concha é utilizado frequentemente. Um valor baixo deste índice indica que foi realizado um maior esforço biológico para a manutenção energética, devido a más condições ambientais, a doenças ou por coincidência com a emissão de gâmetas (Parejo, 1989).

As amostras foram recolhidas junto de todas as estações de amostragem onde se procedia à contagem de espécies para avaliação da taxa de ocupação biológica e diversidade, exceptuando as denominadas por “3” e “4” onde não existiam mexilhões. Era retirada uma quantidade de mexilhões que assegurasse um número de 50 indivíduos depois de retirados os exemplares mortos ou danificados. Realizou-se um total de 17 amostragens entre Novembro de 2002 e Setembro de 2004 (24 meses).

No laboratório era avaliado o crescimento dos mexilhões por medição do comprimento máximo da concha usando um paquímetro digital. Procedia-se igualmente à determinação do peso fresco, por pesagem numa balança digital “Exacta P500” com precisão até 0,1 grama, seguidamente procedia-se à sua desidratação em estufa a 110ºC durante 24 horas e após 30 minutos de arrefecimento em excicador, determinava-se o peso seco. Finalmente eram incinerados em mufla a 450º durante 4 horas e após repouso para arrefecimento no excicador durante 60 min. Determinava-se o peso das cinzas o que por diferença do peso seco permitia calcular o peso da matéria orgânica.

3.4.1.3 Resultados

Nos gráficos das figuras 88 a 93 mostra-se o crescimento dos mexilhões das várias formas consagradas na literatura para avaliação do crescimento de moluscos bivalves.

O gráfico da figura 88 mostra a evolução do tamanho dos mexilhões avaliado pelo máximo comprimento da concha

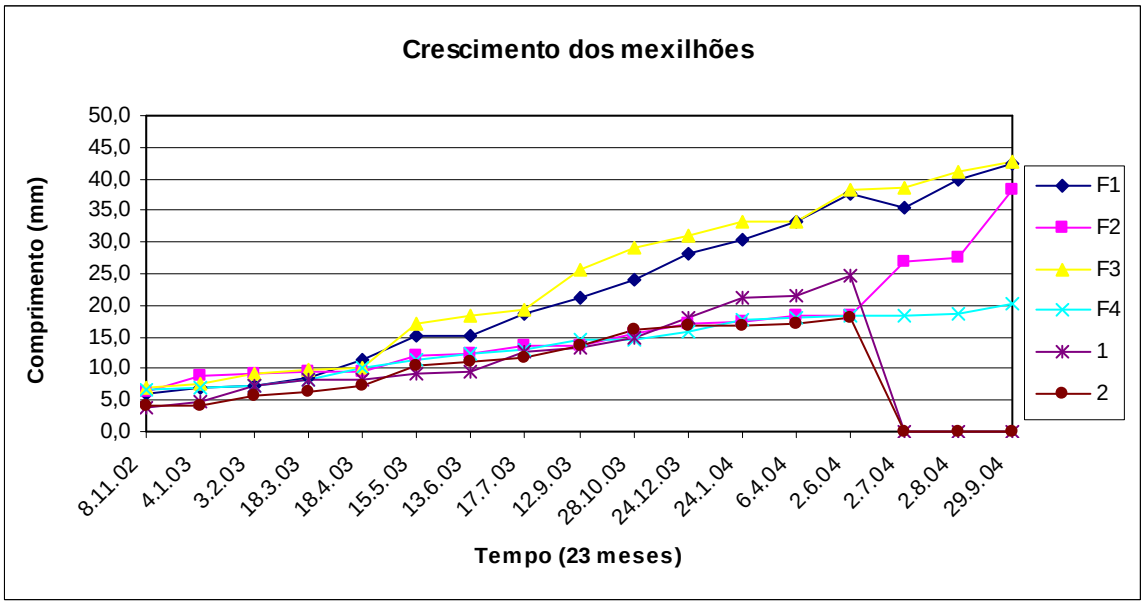


Figura 88 – Evolução do tamanho dos mexilhões ao longo de 23 meses nas seis estações de amostragem.

Os gráficos das figuras 89, 90 e 91 mostram a evolução do peso da matéria orgânica. Devido à grande diferença de escala entre os primeiros 14 meses e os 9 meses seguintes optou-se por desdobrar o gráfico da figura 89 em dois (Figs. 90 e 91) de modo a facilitar a sua interpretação.

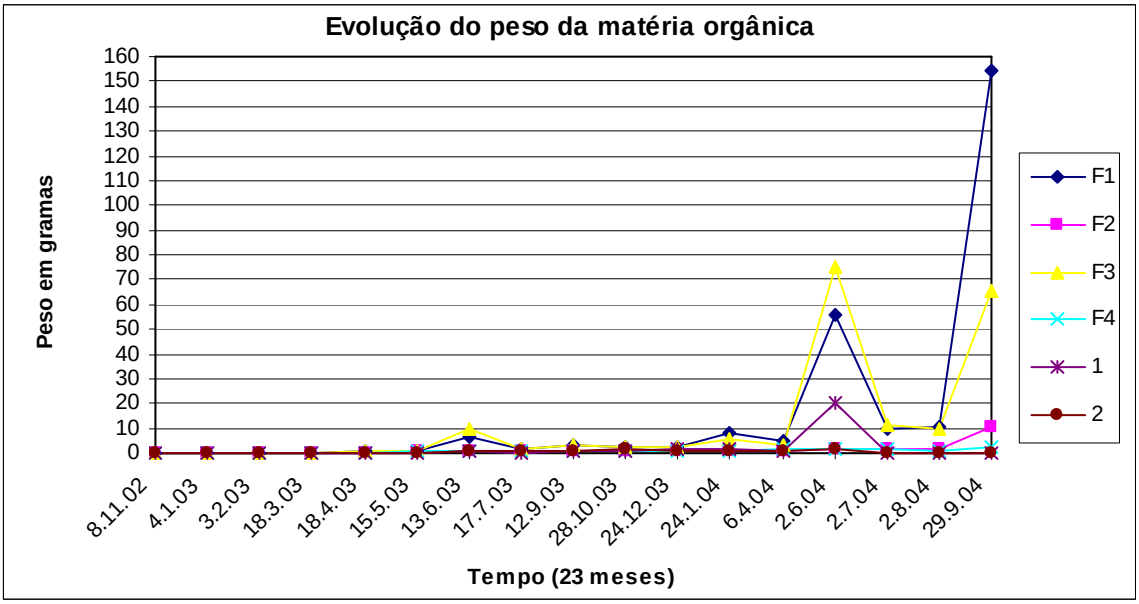


Figura 89 – Evolução do peso da matéria orgânica dos mexilhões ao longo de 23 meses nas seis estações de amostragem.

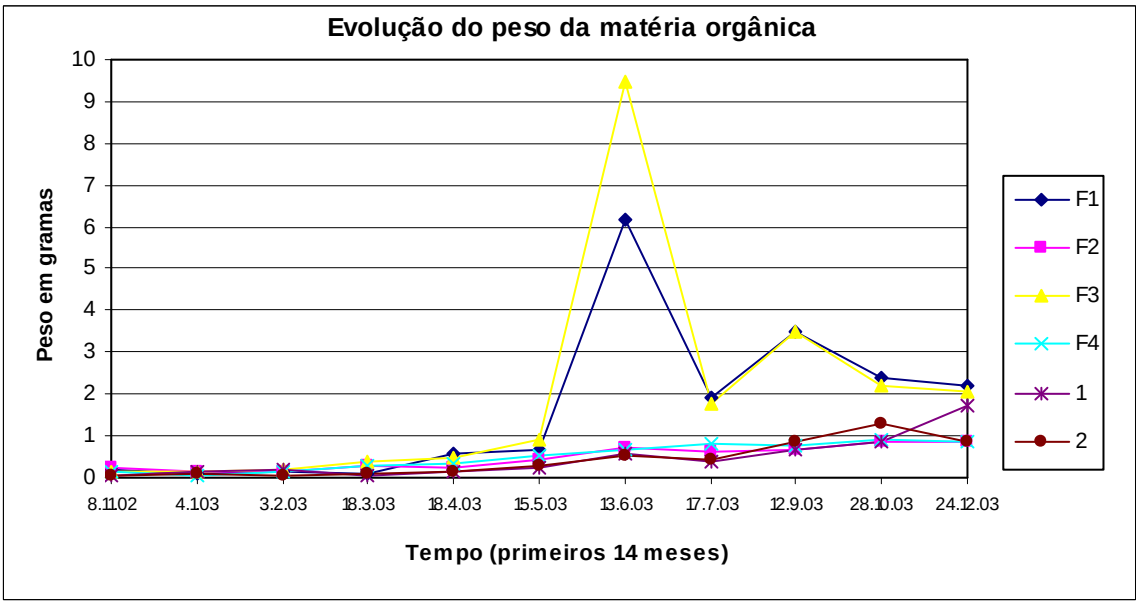


Figura 90 – Evolução do peso da matéria orgânica dos mexilhões nos primeiros 14 meses nas seis estações de amostragem.

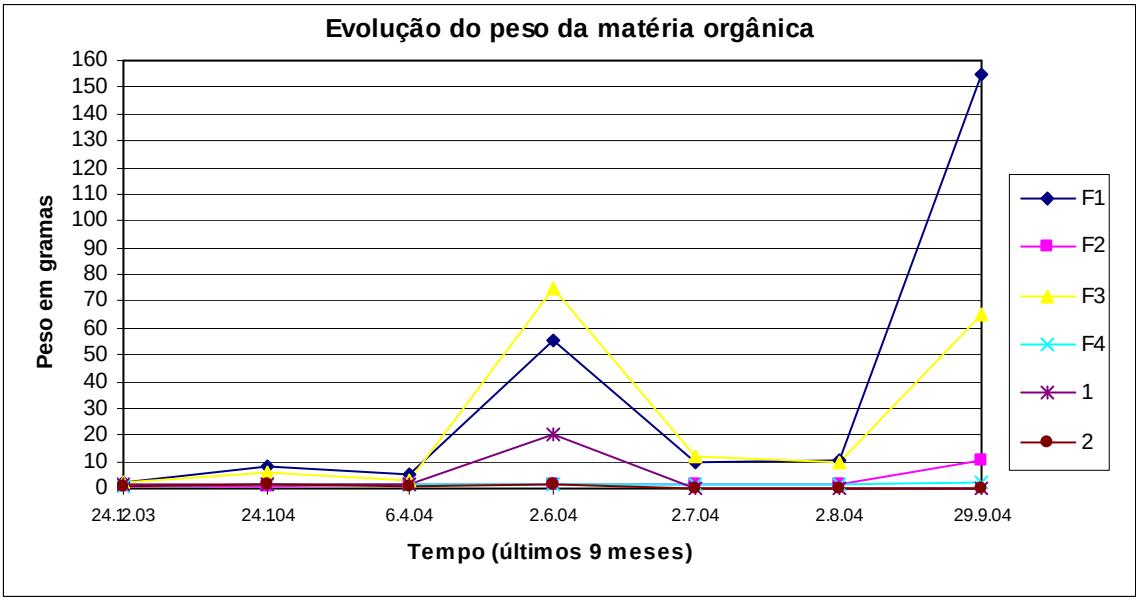


Figura 91 – Evolução do peso da matéria orgânica seca dos mexilhões nos últimos 9 meses nas seis estações de amostragem.

O gráfico da figura 92 revela a evolução da percentagem de matéria orgânica no peso seco. Este indicador tem um interesse sobretudo comercial pois fornece informação em relação à quantidade de material edível existente por unidade de peso seco de mexilhão inteiro.

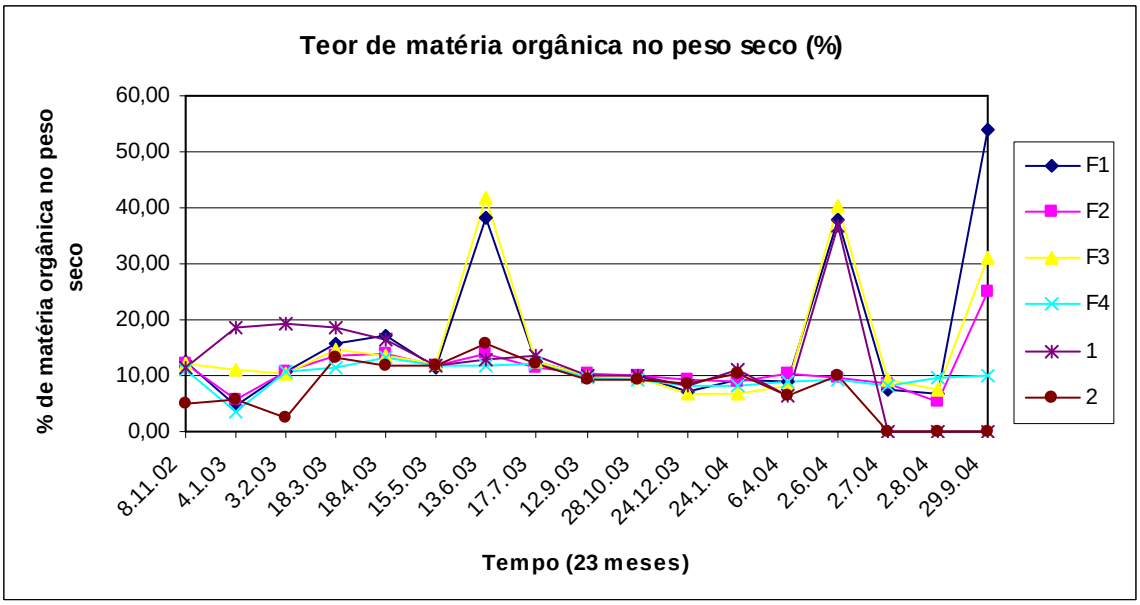


Figura 92 – Evolução do teor em matéria orgânica no peso seco dos mexilhões nas seis estações de amostragem ao longo de 23 meses.

O gráfico da figura 93 ilustra o índice de relação peso da carne/peso da concha. Este índice permite tirar conclusões sobre o desenvolvimento, estado sanitário e situação nutricional do animal. Em certos casos permite também tirar ilações sobre as condições ambientais do meio envolvente pois os bivalves tendem a induzir o espessamento da concha em resposta à existência de poluentes na água.

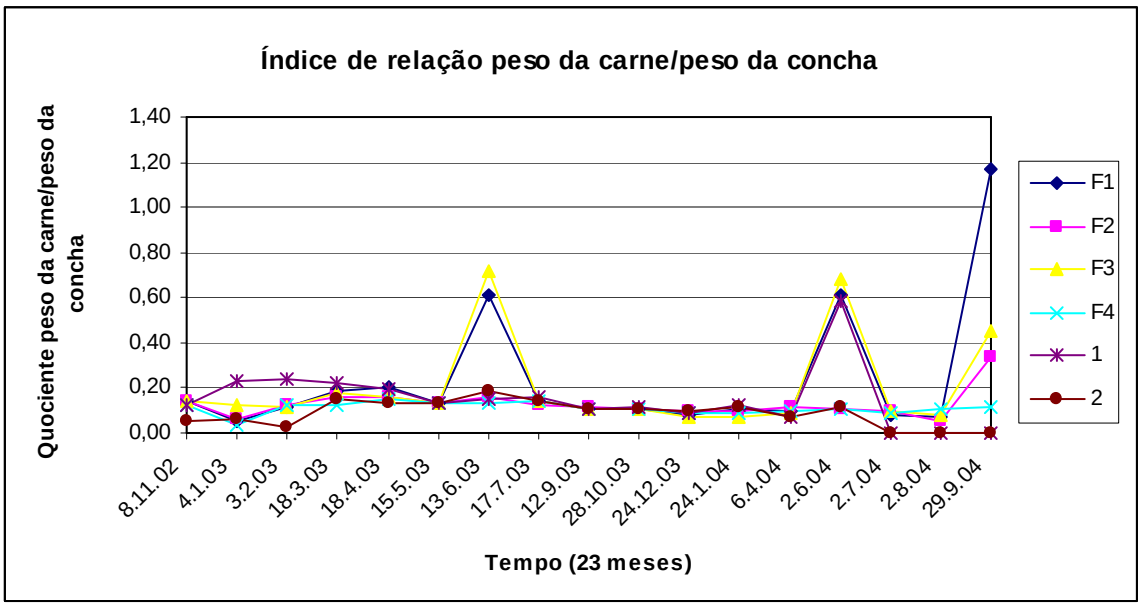


Figura 93 – Evolução do índice de relação peso da carne/peso da concha dos mexilhões nas seis estações de amostragem ao longo de 23 meses.

3.4.1.4 Discussão dos resultados e conclusões

Os mexilhões colonizaram intensamente as rochas de enrocamento do quebramar, aparecendo em todas as estações de amostragem à excepção da 3 e da 4, onde nunca surgiram (ver pág. 70, fig. 67

para a localização das estações de amostragem). Como já referido o crescimento dos mexilhões é muito variável de região para região de acordo com as condições ambientais. O maior crescimento verifica-se em Espanha nas rias galegas onde os mexilhões atingem em um ano o comprimento de 80 mm desde a "semente". Os menores índices de crescimento são observados nas costas britânicas e holandesas para onde são apontados valores entre os 55 e os 65 mm para o primeiro ano de crescimento. È necessário ter em conta que a espécie referida é *Mytilus edulis*, enquanto que a espécie que cresce no quebramar da Aguda é *Mytilus galloprovincialis*, a qual só é cultivada em Itália e para a qual se apontam valores de crescimento da ordem de 30 mm para os primeiros cinco meses após a fixação, 70 mm ao fim de dois anos e 80 mm aos três anos de crescimento.

3.4.2 Colonização do quebramar pelas percebes *Pollicipes pollicipes*

3.4.2.1 Introdução

Em 17 de Abril de 2003 (cerca de nove meses após a conclusão das obras) foram observadas as primeiras percebes (*Pollicipes pollicipes*). Estes crustáceos cirrípedes, com elevado valor económico, realizaram uma colonização acentuada das rochas de enrocamento do lado externo do quebramar.
Por ser uma espécie utilizada para consumo humano e com elevado valor comercial (o seu preço varia entre os 10 € / kg numa tasca do litoral alentejano e uns 35 € / kg numa cervejaria do Porto ou de Lisboa) a percebe *Pollicipes pollicipes*, tal como aconteceu com o mexilhão, foi objecto dum estudo mais aprofundado no sentido de conhecer melhor a sua adaptação e crescimento nas rochas de enrocamento do quebramar.

Taxonomia:

Nome científico: *Pollicipes pollicipes* (Gmelin 1790)
Nome vulgar: percebe ou perceve

Filo - Crustacea
Classe - Cirripedia
Ordem - Thoracica
Família - Scalpellidae
Género - *Pollicipes*
Espécie - *Pollicipes pollicipes*

Morfologia

Crustáceo com o corpo dividido em duas partes distintas: A carapaça ou capítulo (unha) e o pedúnculo. O pedúnculo apresenta uma cor castanho-escuro, é coberto por pequenas escamas imbricadas e pode atingir até 12 cm de comprimento. O pedúnculo é a parte edível do animal.
A carapaça, formada por uma série de placas calcárias de cor branca acinzentada em número variável, encerra seis pares de apêndices torácicos ou cirros, com funções respiratórias e de captura de alimento (Fig. 94).

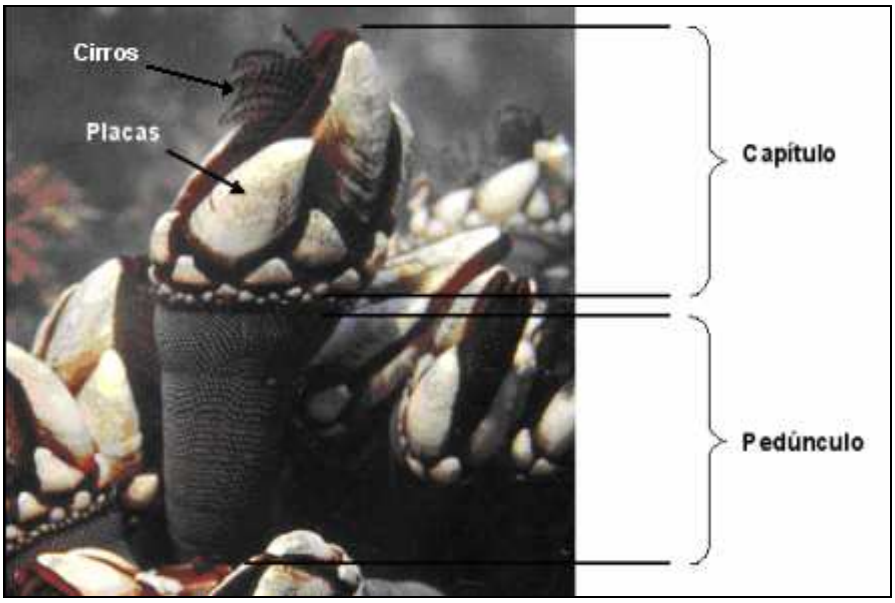


Figura 94 – Principais componentes da morfologia externa da percebe.

Habitat

Vivem sobretudo na zona do intertidal médio e inferior de substrato duro, onde, em locais de grande hidrodinamismo, podem atingir elevadas densidades. Fixam-se ao substrato em densas agregações, muitas vezes em associação com mexilhões e algas calcárias.

Reprodução

São animais hermafroditas e como muitos outros crustáceos passam por estados larvares característicos designados por nauplius e cypris. O macho possui um pénis que se encontra no interior do capítulo. Os ovários situam-se no pedúnculo. Nunca foi observada a cópula nesta espécie mas pensa-se que, à semelhança das cracas, um percebe macho introduza o pénis no interior do capítulo dum percebe fêmea e aí deposite os espermatozóides após o que os óvulos do percebe fêmea são transportados do pedúnculo para a cavidade interna do capítulo. É nesta cavidade que os óvulos são fecundados, permanecendo aí durante umas semanas, desenvolvendo-se até eclodirem

as larvas nauplius. Estas larvas abandonam a mãe e passam a fazer parte do plâncton marinho. Passam depois por seis estados larvares nauplius e um cypris, que é o último estado larvar, antes do regresso às rochas e da fixação. O substrato preferencial para a fixação das cypris são os próprios percebes adultos, embora também possam fixar-se noutros locais.

Distribuição geográfica e situação em Portugal

A espécie *Pollicipes pollicipes* encontra-se desde a Bretanha (França) até ao Senegal, sendo rara no mar mediterrâneo.

Em Portugal continental tem uma distribuição comum em toda a costa ocidental. É abundante em determinados pontos localizados, tais como o Sudoeste Alentejano, a Costa Vicentina e as Berlengas, que constituem verdadeiros "santuários" da espécie.

Não se conhece com rigor a dinâmica populacional actual da espécie mas existem indicadores que apontam para uma acentuada regressão devido sobretudo a uma falta de regulamentação da apanha que conduz a níveis insustentáveis de capturas.

Apesar da sua importância económica a nível nacional e da tradição da sua apanha, só muito recentemente a espécie beneficia de um regulamento para a sua exploração, na Reserva Natural das Berlengas e no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV).

No que aos tamanhos se refere, a sua escolha no acto da apanha é realizada tendo por base a grossura e a altura dos pedúnculos recaindo sobre indivíduos cuja distância máxima entre as placas Rostrum e Carina (RC), é superior a 15 mm ou cujo comprimento máximo do capítulo (CC) é superior a 10 mm. Foi observada uma correlação positiva entre RC e CC, sugerindo que ambas as variáveis podem ser utilizadas na definição do tamanho do percebe. Com base nestes resultados foi elaborada uma proposta de regulamentação para a apanha do percebe no PNSACV que engloba tanto a apanha comercial como a apanha lúdica, cujos principais pontos são: Estabelecimento de um tamanho mínimo de apanha do percebe definido pelo comprimento máximo da base do capítulo (CC) de 15 mm; Estabelecimento de um montante máximo de captura por apanhador e por dia de 20 kg para apanha comercial e de 5 kg para a apanha lúdica. A 19 de Abril, a portaria n.º 385/2006, emanada conjuntamente pelos Ministérios do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional e da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas, estabeleceu um máximo de capturas de 20 kg por apanhador e por dia e 20 mm de comprimento RC como tamanho mínimo de captura tendo de 75% das capturas apresentar este tamanho antes da escolha. Foi também estabelecido um período de defeso entre 15 de Setembro e 15 de Dezembro (Anderson, 1994; Cruz, 1991; Cruz, 1993; Cruz, 2000; Cruz & Hawkins, 1998; Jesus, 2003).

3.4.2.2 Material e métodos

Foram efectuadas 15 amostragens ao longo de cerca de 24 meses na área onde as percebes foram inicialmente detectadas. Era retirada, ao acaso, uma quantidade de percebes que assegurasse um número de 30 indivíduos depois de retirados os exemplares danificados.
No laboratório procedia-se à avaliação do tamanho dos indivíduos, medindo-se o comprimento máximo do capítulo, com um paquímetro digital, calculando-se, posteriormente, o tamanho médio dos indivíduos para cada amostra.

3.4.2.3 Resultados

Os resultados obtidos podem visualizar-se na tabela 14 e na figura 95. Os primeiros exemplares detectados atingiram, em cerca de seis meses, o tamanho comercial praticado (15 mm) e precisaram de cerca de 19 meses para atingirem o tamanho mínimo de 20 mm, previsto pelo regulamento em vigor no PNSACV (o único existente). Na costa alentejana os percebes atingem o tamanho comercial em cerca de seis meses (15 mm) e o tamanho legal (2 cm de comprimento da "unha") em cerca de 1 ano.

Tabela 14 – Evolução do tamanho médio de *Pollicipes pollicipes*. Evolução do comprimento rostral ao longo de 20 meses.

Data	17-Abr-03	14-Mai-03	12-Jun 03	15-Jul-03	12-Set-03	10-Nov-03	26-Dez-03	24-Jan-04	06-Abr-04	02-Jun-04	02-Jul-04	02-Ago-04	29-Set-04	16-Nov-04	14-Dez-04
Compr. médio	1,32	4,91	10,67	15,20	15,25	15,35	15,81	15,92	16,24	16,50	17,68	18,27	18,74	19,45	19,95
Desvio padrão	0,29	19,85	5,09	2,40	2,03	1,45	3,15	1,87	1,97	2,28	1,80	1,34	1,62	1,83	3,69
Erro padrão	0,05	3,62	0,93	0,44	0,37	0,26	0,57	0,34	0,36	0,42	0,33	0,24	0,30	0,33	0,67

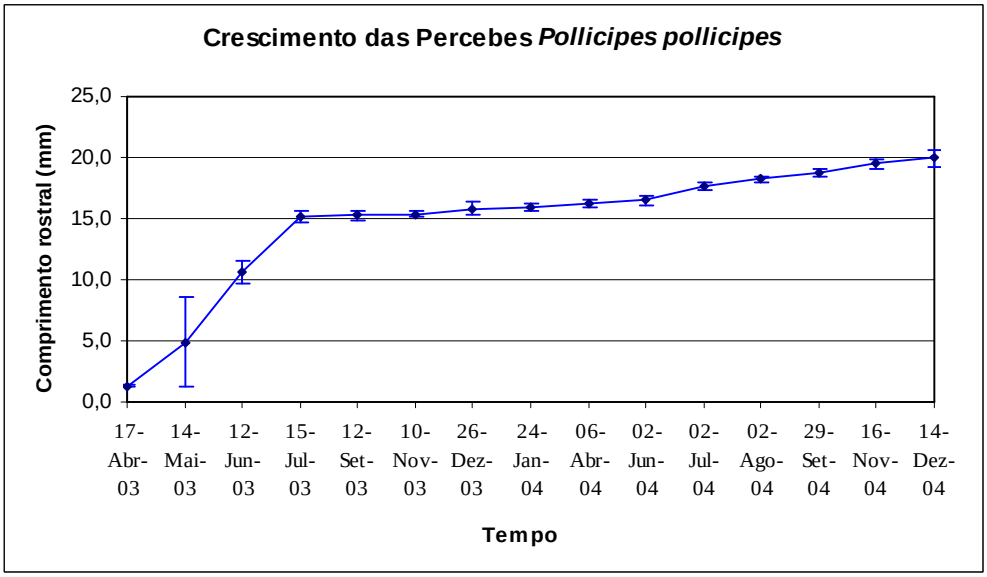


Figura 95 - Crescimento das percebes *Pollicipes pollicipes*, avaliado pelo comprimento do rostro, ao longo de cerca de 20 meses. Médias ± erro padrão.

3.4.2.4 Discussão dos resultados e conclusões

Observou-se que as rochas de enrocamento do quebramar foram rapidamente colonizadas por percebes. Os primeiros exemplares foram detectados 9 meses após a conclusão das obras e exibiam já um tamanho médio de 1,32 mm de comprimento rostral, evidenciando já algum tempo de crescimento pós-fixação. Os resultados obtidos para o crescimento da espécie nesse mesmo local indicam um desenvolvimento que, embora mais lento do que na costa alentejana (zona de referência para esta espécie, onde ela encontra o seu ponto óptimo de desenvolvimento), é bastante eficiente.
Pode concluir-se que um recife artificial desta natureza constitui um substrato passível de ser colonizado com sucesso pela espécie e que, desde que gerido duma forma apropriada, pode ser explorado comercialmente para a produção de percebes.

3.5 Conclusões

Qualquer estrutura completa ou parcialmente submersa construída pelo Homem com objectivos diferentes, nomeadamente quebramares ou outras estruturas de defesa costeira, irá desempenhar mais cedo ou mais tarde, melhor ou pior, as funções dos recifes naturais. Constituem um substrato rígido, oferecido às comunidades marinhas intertidais e sublitorais, que vai ser colonizado segundo padrões semelhantes aos da colonização dos substratos naturais.
O quebramar da Aguda deu origem a dois habitates diferentes: um habitat de rochas expostas ao mar aberto e à acção das ondas e um habitat interno de rochas abrigadas em contacto com águas calmas e de baixa profundidade.
A estrutura de defesa costeira com os seus 5,5 m de altura em relação ao Z.H., construído em pedra natural e betão, constituiu uma superfície passível de ser colonizada pelos organismos que normalmente vivem na zona intertidal. Embora a altura das marés nesta zona raramente atinja os 4m, o embate das ondas no quebramar e o seu espraio molham toda a superfície do quebramar permitindo a colonização biológica até uma cota superior à altura máxima da maré. Nas pedras de enrocamento do lado externo desenvolveu-se uma zonação biológica característica da zona eulitoral com as algas vermelhas a ocupar as cotas mais baixas, os mexilhões dispostos numa zona intermédia e as cracas e lapas a ocupar preferencialmente as cotas superiores. Nas pedras de enrocamento do lado interno, este padrão não foi tão evidente devido à fraca presença de mexilhões e domínio das algas verdes.
As águas agitadas e mais transparentes da zona externa mostraram-se mais favoráveis ao desenvolvimento da fauna e da flora, permitindo uma colonização biológica mais intensa e maior biodiversidade do que as águas mais calmas e turvas da zona interna, com origem no efeito de difracção das ondas que arrasta suspensões e sólidos para a baía formada pelo quebramar.
Algumas espécies apareceram apenas na zona abrigada enquanto outras surgiram apenas na zona exposta.

A análise dos dados indica que quer a biodiversidade quer a taxa de ocupação biológica é significativamente superior na face externa e na zona inferior do quebramar do que na face interna e na zona superior.

A face interna, para além de apresentar uma colonização biológica diferente da face externa, é banhada por água com características físico-químicas diferentes que se traduzem sobretudo em valores mais elevados para a salinidade, a turvação e a temperatura. Estas diferenças nas características físico-químicas e também no que respeita ao clima de agitação marítimo, originaram um habitat marinho abrigado e de águas baixas que teve, como efeito negativo, permitir a instalação de duas espécies exóticas e prejudiciais (infestantes) de algas (*Sargassum muticum* e *Grateloupia turuturu*) o que pode contribuir para a sua dispersão ao longo da costa.

Os estudos efectuados no quebramar sobre os mexilhões e as percebes, duas espécies típicas da costa portuguesa com valor comercial, sugerem que as estruturas de defesa costeira poderiam ser exploradas comercialmente para o cultivo e colecta destas espécies. Para que isso fosse possível teriam de ser evitados alguns constrangimentos físicos como o assoreamento das estruturas e acauteladas as questões de segurança.

A implantação de uma estrutura de defesa costeira, com estas características, contribui para um aumento quer da biodiversidade quer da biomassa devido à grande área de superfície rígida, passível de ser colonizada pelos seres vivos, que oferece e aos abrigos que proporciona a várias espécies.

A colonização biológica só é eficaz e abundante até uma determinada cota. Só é possível contar com este factor na integração paisagística duma estrutura de defesa costeira se a sua cota de coroamento não ultrapassar os 3,5 m ao Z.H. Com cotas de coroamento superiores, uma estrutura de defesa costeira, será sempre um elemento esteticamente agressivo na paisagem litoral, suscitando sempre, nas populações, reacções e opiniões antagónicas de acordo com a existência ou não de benefícios directos para essas populações.

CAPÍTULO 4

RECIFES ARTIFICIAIS



A descoberta consiste em ver o que todos vêem e pensar
o que ninguém pensa
Albert Sze

4. Recifes Artificiais

4.1 Introdução à tecnologia dos Recifes Artificiais

Embora os oceanos ocupem cerca de 70% do globo, as zonas verdadeiramente produtivas representam uma ínfima parte desta imensa área. As zonas profundas, afastadas dos continentes e das ilhas, são essencialmente desertos biológicos. Existe uma produtividade significativa apenas nos locais onde a zona eufótica é ao mesmo tempo rica em nutrientes. Só aí é que se podem estabelecer cadeias alimentares planta-herbívoro-carnívoro (Ross, 1989).

Assim, cerca de metade das pescarias comerciais são efectuadas nas regiões costeiras e nas zonas de “upwelling” (correntes ascensionais que trazem para a superfície as águas profundas ricas em nutrientes e que ocorrem entre as costas e as principais correntes oceânicas), que representam apenas uma pequena fracção (cerca de 0,1%) da área total dos oceanos (Glantz & Thompson, 1981).

Para além das limitações impostas pela existência de nutrientes e pela penetração da luz, outro factor que influencia a produtividade dessas zonas é a existência de um substrato duro primário de natureza rochosa, ou secundário de origem animal. De facto, só esse tipo de substrato permite a fixação de organismos sésseis e hemi-sésseis (que muitas vezes ocupam os andares iniciais de cadeias tróficas importantes), dá abrigo a numerosas formas larvares de peixes, crustáceos e moluscos e serve de habitat a espécies com comportamentos territoriais.

Em Portugal as zonas com essas características correspondem essencialmente às plataformas continentais que são de pequena dimensão, oscilando entre as 12 e as 24 milhas náuticas de extensão (Araújo, 1987).

Assim, estando portanto a produção pesqueira quase totalmente concentrada nas plataformas continentais e sobretudo nas suas orlas costeiras, as potencialidades haliêuticas dos oceanos (tf de peixe) distribuem-se da seguinte forma (Ryther, 1969):

- nas plataformas continentais (9,9% da superfície dos oceanos) - 120 000 000;
- nas áreas de ”Upwelling” (0,1% da superfície dos oceanos) - 120 000 000;
- nas regiões pelágicas dos oceanos (90% da sua superfície) - 1 600 000.

As populações de animais marinhos estão sujeitas a uma tremenda pressão de estação para estação e de ano para ano. Os predadores são muitos: outros animais, o Homem e mais recentemente a poluição e as alterações climáticas (Cushing, 1982).

É neste contexto que a tecnologia dos Recifes Artificiais (R.A.’s) tem um grande futuro, podendo contribuir de forma decisiva para uma reviravolta no actual estado das pescas, bem como para a preservação dos recursos e sua exploração duma forma rentável e sustentada.

Esta tecnologia, praticada desde a antiguidade, quando alguém se apercebeu que os peixes eram mais abundantes nas proximidades de objectos flutuantes ou submersos, não mais parou de se desenvolver. A princípio, esse desenvolvimento deu-se duma forma incipiente, ao sabor da iniciativa

individual de pescadores, mas nos últimos 50 anos tem conhecido uma grande evolução, baseada em estudos científicos e apoiada em programas oficiais de dimensões consideráveis.

O Japão e os E.U.A. são os países que utilizam tecnologia mais evoluída neste domínio. O primeiro é considerado pioneiro a efectuar registos do uso de recifes artificiais, o que faz desde o séc. XVIII. Actualmente, cerca de 10% do fundo da zona costeira japonesa encontra-se ocupado por estruturas em betão, aço ou outros materiais, especialmente criadas para esse fim. Nos E.U.A., os R.A.'s são usados de uma forma mais aleatória face a um leque mais alargado de interesses tais como a pesca artesanal, desportiva e industrial, caça submarina, mergulho desportivo, destino final de desperdícios e preservação do ambiente (Seaman & Sprague, 1991).

Os recifes artificiais podem ser construídos a partir de módulos fabricados propositadamente para esse efeito, geralmente figuras geométricas de betão, aço, madeira ou combinações destes materiais. São também, no entanto, usados materiais de oportunidade, como cascos de navios obsoletos, materiais de desperdício da construção civil, pneus velhos e diversos tipos de rochas (Mcgurrin, Stone & Sousa, 1989).

Os objectivos dos recifes artificiais são, sobretudo, a protecção dos recursos haliêuticos, criando um espaço de reserva e servindo como instrumento de gestão pesqueira, o aumento do rendimento da pesca e também o turismo (pesca desportiva e mergulho recreativo).

O arrasto ilegal, alterando as características do substrato e ressuspendendo os sedimentos tem como consequência a sobreexploração dos recursos e a diminuição da qualidade da água, o que se têm revelado um sério problema em certos habitates mais sensíveis. Os recifes artificiais têm vindo a ser cada vez mais utilizados como outra forma de resolver este problema (Moreno, Roca, Reñones, Coll & Salamanca, 1994; Guillen, Ramos, Martínez, & Lizaso, 1994; Bombace, 1989).

Em termos de gestão, o Japão e os E.U.A. desenvolveram recifes artificiais como locais de reprodução e protecção de juvenis (nursery), como por exemplo locais de desova para o polvo em Washington, e de refúgio para lagostas na Florida (Seaman, Buckley & Polovina, 1989).

Na Costa Rica os recifes artificiais estão a surgir como alternativa rápida aos métodos tradicionais de conservação dos stocks (controlo do esforço de pesca, acesso limitado, zonas fechadas e quotas de pesca), (Campos & Gamboa, 1989). Enquanto que as opiniões sobre a eficácia dos recifes artificiais como instrumento de gestão variam, a reprodução, a presença de elevado número de juvenis de elevado valor comercial e a evidência revelada na utilização dos recifes como zona de alimento dão indícios do seu potencial (Pickering & Whitmarsh, 1996).

4.2 Objectivos dos Recifes Artificiais

Desde que o Homem começou a capturar peixes e outros animais aquáticos para a sua alimentação se apercebeu que a maioria das espécies são mais abundantes na proximidade de estruturas imersas ou flutuantes (Seaman & Sprague, 1991). O desenvolvimento da tecnologia dos R.A.'s tem por base este conhecimento, bem como a constatação da maior abundância de organismos aquáticos junto dos recifes naturais em relação às zonas de fundo plano e arenoso adjacentes. Os recifes artificiais

surgem como um “oásis” no meio das grandes massas pelágicas de água ou das grandes extensões de fundos de areia. Os objectivos gerais destas estruturas são fundamentalmente dois:

- Promover a agregação de espécimens e dos animais aquáticos pelágicos facilitando a sua captura e diminuindo o esforço de pesca.

- Aumentar a área de substrato duro disponível para a colonização por parte dos organismos sésseis e hemi-sésseis, servir de local de reprodução, de alimentação e de abrigo para juvenis (nursery).

A estes dois objectivos principais, junta-se actualmente, o de constituírem um instrumento de gestão ambiental. A sua presença é por si só uma medida desincentivadora da utilização de arrasto de fundo e de outras técnicas de pesca pesadas e destrutivas em determinadas zonas (Bell, 1997).

Nas zonas costeiras de certos países, como na Costa Rica, os R.A.’s constituem hoje uma alternativa ao modo de gestão tradicional da pesca artesanal, permitindo o estabelecimento de cotas de pesca, regulação de dragagens, controlo do esforço de pesca, limitação de zonas, conservação dos stocks e redução da crescente pressão sobre os ecossistemas (Campos & Gamboa, 1989).

Se a eficácia dos R.A.’s como elementos de gestão levanta algumas dúvidas a autores como Pickering & Whitmarsh (1996), já que consideram que estas estruturas podem apenas funcionar como agregadores de biomassa e portanto apenas redistribuir os recursos duma determinada zona, a sua importância como zonas de alimentação, reprodução e protecção de juvenis reúne hoje consenso geral. Um recife artificial, seja qual for a sua estrutura pode funcionar distribuindo a biomassa explorável, aumentando-a pela agregação de biomassa não explorável previamente e contribuindo para um aumento de produção por incremento da sobrevivência e crescimento (Polovina, 1991).

Os recifes artificiais são muito populares no Japão, entre os pescadores artesanais pois diminuem o esforço de pesca e aumentam as pescarias (Yamane, 1989).

Estudos levados a cabo em Itália, em recifes artificiais de betão permitiram concluir que as capturas de peixe e de mexilhão (*Mytilus* sp.) aumentaram substancialmente (Bombace, 1989).

Estudos comparativos entre R.A.’s e recifes naturais levados a cabo por Bohnsack (1994) demonstraram que as densidades de peixe e de biomassa total eram maiores nos R.A.’s. Este facto é justificável pela maior complexidade estrutural aí obtida (Ogawa, 1982). Também autores como Chang, Lee, & Shao (1977) referem que quanto maior for o grau de complexidade maior será a eficácia dos recifes.

Na Europa, segundo Bombace, Fabi & Firrentini (1993), a investigação em recifes artificiais começou no Mónaco nos anos sessenta. Hoje em dia os objectivos da implantação de R.A.’s por países europeus são muito variados, como são diferentes os mares que banham costas europeias.

Para promover o intercâmbio e uma melhor dispersão dos conhecimentos adquiridos isoladamente por diferentes investigadores, os participantes europeus da conferência Internacional sobre Recifes Artificiais que teve lugar em Long Beach Califórnia, em 1991, resolveram propor à Comissão Europeia o financiamento do “European Artificial Reef Research Network” (EARRN), a começar em 1995. Os membros do EARRN eram inicialmente 51 cientistas pertencentes a 36 centros de

investigação em Itália, França, Espanha, Portugal, Reino Unido, Holanda, Finlândia e Alemanha (Jensen, Collins & Lockwood, 2000a).

Segundo estes autores, hoje em dia os recifes artificiais cumprem objectivos muito diversos como protecção de habitates da destruição pelo arrasto (Espanha, Itália e França), conservação da natureza (Mónaco, Itália e França), aumentar o rendimento das pescarias (Itália, Espanha, Portugal e França), investigação e promoção de novos habitates para crustáceos decápodes (Reino Unido, Itália e Israel), Aquacultura (Itália), locais experimentais onde os parâmetros ambientais são conhecidos (Reino Unido, Holanda e Itália), biofiltração (Finlândia, Rússia, Polónia, Ucrânia e Roménia) e ainda como estruturas de protecção costeira (Reino Unido).

4.2.1 Recifes artificiais como estruturas biofiltrantes

Na Finlândia

O golfo da Finlândia é uma área do Báltico onde estruturas recifais implantadas pelo homem estão a ser estudadas com o objectivo principal de testar a sua eficácia em melhorar a qualidade da água, pela sua capacidade de promover o crescimento de grandes biomassas de organismos filtradores.

A aquacultura é uma actividade em crescimento, nesta zona do Báltico norte, e os nutrientes lançados à água por esta indústria constituem um sério problema de poluição causando eutrofização das águas do Arquipélago de Finnish (Antsulevich, Laihonen & Vuorinen, 2000).

Para estes autores a colocação de recifes artificiais com este objectivo depende em grande parte da existência de animais filtradores (algas filamentosas, hidróides coloniais, cracas da espécie *Balanus improvisus*, bivalves como *Dreissena polymorpha*) no ecossistema e do facto de o substrato duro ser um factor limitante. Efectivamente, se a existência de substrato duro na área escassear, então os R.A.'s podem incrementar a biomassa de filtradores e a captura de nutrientes pelos organismos epibióticos.

Os primeiros R.A.'s foram colocados em 1992 por um grupo de investigação russo e consistiam em armações de aço com dimensões 3 x 1,5 x 1 m, revestido com painéis de vários materiais, cerâmica, PVC, betão, e ferro, para estudar as preferências dos organismos bênticos colonizadores.

Numa segunda fase recifes experimentais foram colocados em três locais diferentes próximos da cidade de Turku. O recife A foi usado como controlo, numa área sem nenhuma fonte específica de nutrientes. O recife C foi implantado próximo a uma aquacultura e o recife B num local intermédio entre estas duas localizações. A biomassa dos recifes foi removida e calculado o seu peso seco, por duas vezes durante o período experimental.

O emprego de R.A.'s para servir propósitos de gestão ambiental pode ser encarada como uma nova técnica de biomanipulação (Antsulevich & Busgrov, 1991). A intensidade da biofiltração depende da composição taxonómica da comunidade e da sua abundância, das condições fisiológicas dos organismos, dos factores abióticos e da forma e composição dos R.A.'s. (Antsulevich & Bugrova,

1989; Baynes & Szmant, 1989; Bohnsack & Sutherland, 1985; Damman, 1974; Khailov, Zavalko & Kamenir, 1987).

Cálculos efectuados com base nestes trabalhos demonstraram que seriam necessários 345 000 m^2 de superfície de recife para remover 750 kg de Azoto e os 10 kg de Fósforo produzidos por uma aquacultura de trutas que produz 10 tf/ano. Este rendimento pode ser consideravelmente aumentado quando os recifes estão colonizados por moluscos bivalves filtradores (*Dreissena polymorpha* e *Mytilus edulis*) e crustáceos cirrípedes (*Balanus improvisus*), capazes de retirar da massa de água partículas com 1-3 μm de tamanho.

Na Suécia

A colheita de animais filtradores como os mexilhões pode ser um método sustentável de produzir alimento e simultaneamente reciclar nutrientes do mar para terra.

O efeito do cultivo de mexilhões na reciclagem do Azoto foi modelado para o fiorde de Gullmar na Suécia. O estudo concluiu que se for entendido de uma forma integrada, o cultivo de mexilhões beneficia a sociedade também pela remoção de nitrogénio das águas costeiras. A remoção de nitrogénio representa um benefício marginal das aquaculturas de mexilhão e um argumento válido a adicionar à mais-valia de produção de proteína destas empresas tornando-as, assim, mais sustentáveis.

Unidades de produção com 2 000 m^2 de superfície filtram a biomassa de fitoplâncton produzido por uma superfície de oceano de cerca de 50 000 m^2. O modelo sugeriu que quando foram introduzidas 25 unidades de produção de mexilhão no fiorde, e os mexilhões foram colhidos, a sedimentação de Nitrogénio Orgânico Particulado (PON) foi reduzido em 4% e o nitrogénio dissolvido foi reduzido em 20% (Lindahl, Hart, Hernroth, Kollberg, Loo, Olrog, Rehnstam-Holm, Svensson, Svensson & Syversen, 2005)

O efeito de depuração das águas costeiras conseguido através da instalação de recifes artificiais colonizados por bivalves filtradores pode ser importante desde que a biomassa seja removida do sistema periodicamente.

Na Polónia

A degradação dos ecossistemas costeiros do Mar Báltico esteve na origem da instalação de recifes artificiais cujo objectivo principal é o de aumentar os processos naturais de bio-depuração. A implantação de recifes artificiais no sul do Báltico foi planeada para criar substratos duros nos fundos arenosos desta zona. Pretendia-se que tais superfícies providenciassem um substrato que induzisse a fixação de organismos sésseis autóctones que utilizassem como alimento matéria em suspensão. Estudos anteriores em recifes tinham demonstrado que a produção biológica seria fomentada e que a biofiltração por micro e macro-organismos potenciaria significativamente a auto-depuração natural (Chojnacki, 1989, 1993; Relini & Cormagi, 1990; Luther, 1990; Piesik, 1992).

Segundo Chojnacki (2000), os dois recifes artificiais implantados na baía da Pomerânia a partir de 1990, ocupam uma área total de 20 000 m^2. O recife 1 está a uma distância de 0,5 km da costa de Wolin e o recife 2 a cerca de 11 km a Norte da foz do rio Dziwna. Os módulos recifais são constituídos por tubos de betão com dimensões de 0,8x1 m e 1,8x2,5 m e pneus usados. Estes elementos foram dispostos no local em arranjos variáveis, tais como pirâmides, estrelas e túneis. A profundidade varia entre os 9 e os 13 metros.

Ainda segundo o mesmo autor estes recifes foram incorporados pelo ecossistema local como é evidenciado pela alta taxa de fixação de organismos sésseis.

Maior turbulência e correntes de fundo mais fortes no local do recife 1, situado mais perto da costa, conduziram a uma maior biodiversidade e densidade das comunidades de organismos colonizadores do que no recife 2.

As espécies de macrobentos dominante e subdominante em ambos os locais são mexilhões (*Mytilus edulis*) e cracas (*Balanus improvisus*).

Os recifes artificiais no báltico, para além dos papéis já internacionalmente reconhecidos destas estruturas, cumprem o objectivo de intensificar os processos de auto-depuração do mar, propósito principal da sua instalação (Chojnacki & Ceronik, 1997).

4.3 Características dos Recifes Artificiais

4.3.1 Materiais usados

Os primeiros recifes artificiais tinham apenas a função de agregar e facilitar a captura dos animais aquáticos. Estes dispositivos flutuantes assemelhavam-se a jangadas e são designados na literatura por “FAD’s” (Fish Aggregating Devices).

Tais estruturas são usadas desde há muitos anos no oriente e eram, no início, fabricadas de madeira, canas de bambu, caules de milho etc., tendo evoluído depois para dispositivos flutuantes, mais sofisticados, fabricados em aço, fibra de vidro e outros materiais modernos (Grove & Sonu, 1983).

Estudos posteriores demonstraram que embora conduzindo a melhores resultados na pesca, estes dispositivos, atraindo os cardumes facilitam, por exemplo, a pesca do atum (Aprieto, 1988), mas por outro lado provocam um aumento da taxa de mortalidade (Bohnsack, 1991), porque promovem o canibalismo em algumas comunidades (Aprieto, 1991).

Em países do oriente e Caraíbas com águas calmas e também em águas doces continuam a usar-se estruturas de materiais perecíveis e leves cujo exemplo mais marcante são as estruturas de bambu e madeira muito usadas nas Filipinas, designadas por “payao” (Malig, de Jesus & Dickson, 1991)

No Ocidente foram desde o início usadas estruturas mais sólidas, nomeadamente pneus velhos com vários arranjos estruturais, e outros materiais de oportunidade, (plataformas petrolíferas, cascos de navios, materiais de desperdício da construção civil, carcaças de automóveis etc.). Estes materiais obtidos a baixo custo e colocados sem grandes modificações a não ser a remoção de materiais

potencialmente nocivos para o ambiente (Woodhead & Jacobson, 1985), constituem hoje em dia 80% das estruturaras de R.A.'s nos Estados Unidos (McGurrin *et al*., 1989).

Os produtos de oportunidade de maiores dimensões são as plataformas petrolíferas que em alguns locais onde são abundantes (Golfo do México), podem ter grande influência no desenvolvimento de sistemas de recifes artificiais (Reggio & Compiler, 1989).

Actualmente é evitada ou mesmo proibida, por alguns estados, a deposição no mar deste tipo de estruturas bem como de pneus velhos devido à poluição que invariavelmente causam nas águas onde são afundados.

Até aos anos oitenta nos Estados Unidos a maioria dos R.A.´s foram fabricados de metal ou fibra de vidro e nos anos mais recentes de betão e plástico (Grove & Sonu, 1983).

Há uma enorme quantidade e diversidade de materiais susceptíveis de serem utilizados na construção de R.A.´s, nomeadamente betão, ferro, aço, betão armado, plástico, betão plastificado (misturado com polietileno, polipropileno etc.), material cerâmico, entre outros, (Grove & Sonu, 1985).

Segundo Hixon & Brostoff (1985), Um substrato de plástico polivinil-clorado não tóxico apresenta colonização semelhante, em termos de abundância de invertebrados, biomassa de algas, taxa de ocupação, diversidade e representatividade de espécies à do coral morto, no Havai

No entanto, estes mesmos autores, constataram algumas diferenças, quando o número de organismos raspadores do substrato era elevado, talvez relacionadas com diferenças na textura de superfície dos dois materiais.

4.3.1.1 O betão nos recifes artificiais

Actualmente o material mais utilizado para a montagem de recifes artificiais é o betão, pois além da sua durabilidade e resistência à água do mar, permite ser moldado na forma pretendida e tem conduzido a bons resultados no que diz respeito à sua colonização por organismos marinhos. Por outro lado, materiais como a fibra de vidro, o PVC e o plástico tem demonstrado problemas de estabilidade (Pickering, 1996a).

Na construção de módulos recifais os cimentos utilizados devem ser aqueles usados como ligantes nas obras marítimas, como os cimentos pobres em alumina (cimento portland), o cimento pozolânico e o cimento de alto forno. Como água de amassadura para estruturas em betão imerso, pode recorrer-se por questões logísticas e económicas à água do mar desde que a relação A/C (água/cimento) seja inferior a 0,7 (LNEC, 1996a).

A durabilidade dos betões é analisada consoante o tipo de obra. Em obras marítimas que permaneçam imersas, dois tipos de acções sobre o betão terão de ser acauteladas: a carbonatação e a acção dos cloretos. A especificação E 378 (LNEC, 1996b) considera para a carbonatação e no caso em estudo a classe de exposição ambiental EC4 (betão exposto à humidade permanentemente ou a ciclos de molhagem/secagem).

Em relação aos cloretos, em betões imersos em água do mar em que o transporte dos iões se faz preferencialmente por difusão e por diferença de pressão deve ser considerada a classe de

exposição ambiental EC11 da mesma especificação. Estas acções vão determinar a corrosão das armaduras, que no caso de existirem devem ser protegidas com produtos inibidores da corrosão, seguindo-se as especificações da NP ENV 206 (1998).

No entanto estas especificações visam estruturas em betão em que a função estrutural é primordial. No caso dos R.A.'s essa função não é prioritária, podendo aceitar-se uma menor resistência do betão e alguma degradabilidade das superfícies, o que poderá favorecer a colonização por aumento da rugosidade. Essa menor resistência não poderá no entanto comprometer o manuseamento e transporte dos módulos.

(Chua & Chou, 1994) levaram a cabo estudos comparativos entre R.A.'s feitos com pneus e R.A.'s construídos em betão e concluíram que os módulos em betão eram mais eficientes do que os pneus em termos de abundância de peixe por volume e que tais estruturas podiam incrementar os recursos biológicos em áreas relativamente improdutivas. Chojnacki (2000) demonstrou experimentalmente em trabalhos desenvolvidos no Sul do Báltico que a superfície áspera das construções em betão era o melhor substrato duro que se pode oferecer para a fixação de organismos sésseis, o que está de acordo com conclusões de outros investigadores, nomeadamente Kung-Hsiung (1985), Relini & Cormagi (1990) e Collins, Jensen & Lockwood (1992).

Com o aumento dos conhecimentos sobre o formato, dimensões e tipo de orifícios óptimos para os R.A.'s, o betão mostra-se o material mais adequado a satisfazer esses requisitos.

Na zona sublitoral da praia da Aguda a colonização dos recifes de betão é bastante eficiente. Nas fotografias da figura 97 é possível observar quatro fases dessa colonização com um intervalo de cerca de um mês entre si.

Na imagem A o módulo tinha sido colocado apenas um dia antes mas várias dezenas de gastrópodes (*Gibbula* sp.) já se deslocavam sobre ele o que indicia a presença de um biofilme susceptível de fornecer alimento a estes animais.

Na imagem B está ocupado por vários ouriços-do-mar *Paracentrotus lividus* e navalheiras *Necora puber*. Notam-se também pequenos aglomerados de algas verdes *Ulva* sp.

Na imagem C apresenta-se intensamente colonizado por várias espécies de algas e animais destacando-se na fotografia as anémonas *Anemonia sulcata.*

Na imagem D o recife apresenta uma colonização diferente, menos intensa, provavelmente devido à abrasão da areia, mas está colonizado pelo poliqueta *Pomatoceros triqueter* denunciando já algum tempo de permanência do mar.

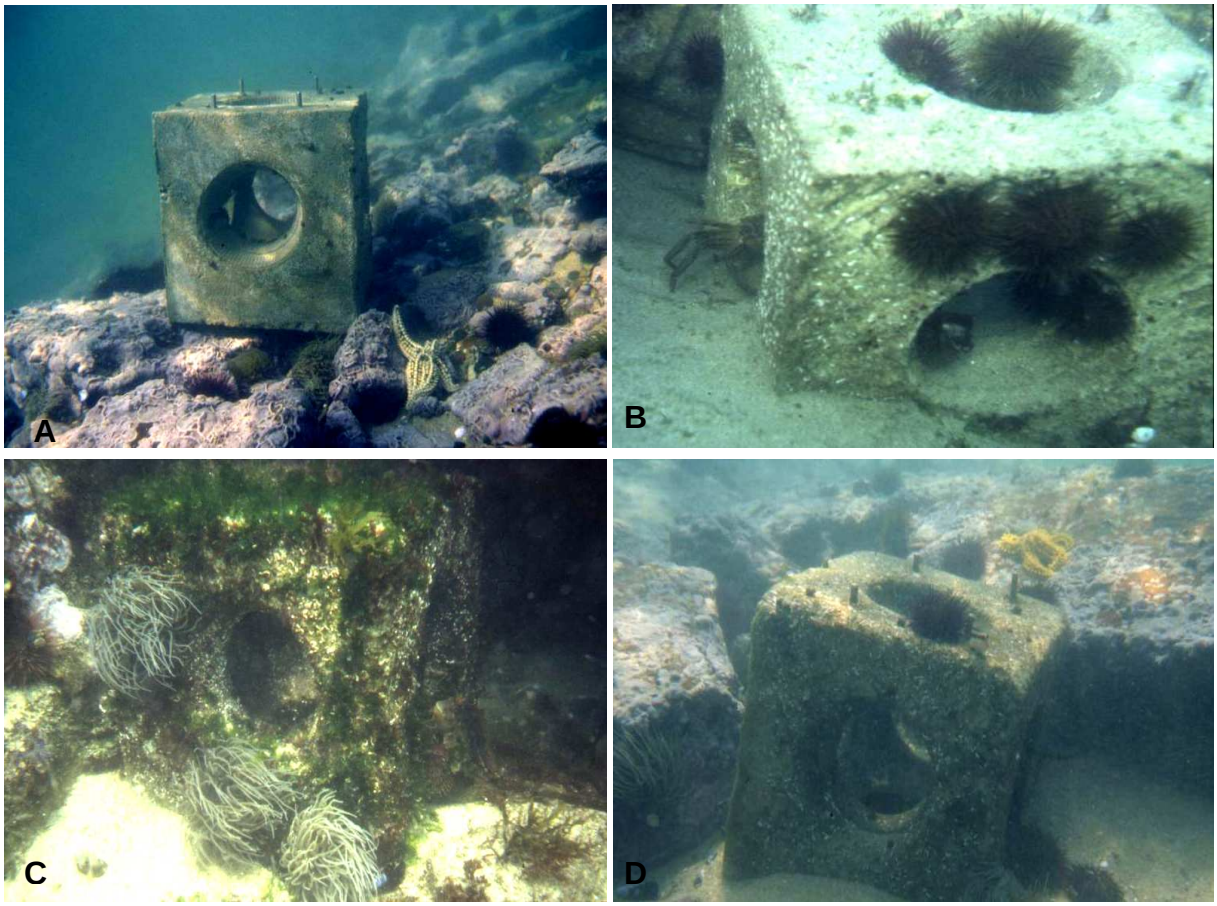


Figura 97 – Sequência de colonização biológica de um módulo de betão na zona do “Poço da Mourela”.

4.3.1.2 Betões especiais

Em 1985, Woodhead, Parker & Duedall referiam-se a estudos, ainda em fase experimental, sobre a utilização nos R.A.´s de módulos de betão que incluíam na sua composição uma mistura de betão com resíduos da combustão de minérios.

Para minorar os custos de produção de R.A.´s têm sido testados vários materiais residuais tais como cinzas volantes pulverizadas, cinzas de incineradoras e cinzas de centrais de produção de energia. Embora a resistência física dos módulos construídos com estes materiais não seja a mesma daqueles construídos só com betão, existem evidências a favor da integridade física e ambiental dos módulos construídos com base nestes materiais.

Diferentes espécies de seres vivos têm preferências diferentes em relação a recifes construídos com betão ou com produtos residuais da combustão de minérios, embora os grupos colonizadores sejam os mesmos (Woodhead & Jacobson, 1985).

Em 1989 um recife artificial experimental feito com cinzas de carvão provenientes duma central térmica foi instalado em Poole Bay na costa do Sul de Inglaterra. Foi observado que muito rapidamente foi colonizado por lavagantes *Homarus gammarus*, não obstante ter sido colocado num

fundo de areia e a uma distância de 3 km dos recifes naturais mais próximos (Jensen, Collins, Free & Bannister, 1994).

Também as cinzas de incineração de óleos foram avaliadas como possíveis materiais residuais a incorporar em módulos de recifes artificiais. O desenvolvimento de colonização biológica foi semelhante à dos blocos de betão. Observou-se no entanto uma área significativamente maior de espaço não ocupado, o que se deve a uma maior facilidade com que as cracas *Balanus* sp. são arrancadas devido, provavelmente, à sua menor aderência a este substrato (Nelson, Savercool, Neth & Rodda, 1994).

A interacção química entre os blocos feitos a partir de cinzas de óleos incinerados e a água do mar, durante um período de dois anos e meio, confina-se à camada superficial do bloco (1 cm). Monitorização química sobre elementos como Al, Ca, Cu, Mg, Pb, Si, V e Zn demonstrou que os metais se mantêm estáveis e não são retirados dos módulos feitos a partir de cinzas de óleos (Shieh & Duedall, 1994).

Outras substâncias têm sido testadas para serem incorporadas nos R.A.´s, com o intuito de atrair os organismos marinhos e aumentar o ritmo de colonização por parte destes. É o caso das lamas de Estações de Tratamento de Águas Residuais (E.T.A.R.´s), cuja incorporação em módulos a implantar no meio marinho, não pretende ser uma alternativa a nenhum dos processos de eliminação utilizados, mas antes um contributo para a reutilização de materiais de forma segura e controlada (Serra, 1996).

A utilização de substâncias que enriquecem em matéria orgânica o bloco recifal permite o desenvolvimento mais rápido de um biofilme composto por microrganismos que por sua vez induzem a colonização por outros organismos (Crisp, 1974). O conhecimento sobre a colonização inicial de substratos submersos e formação de biofilmes está bastante desenvolvido (ver ponto 3.1.1 do capítulo 3). Devido a estas evidências, a incorporação de matéria orgânica no betão dos R.A.'s parece justificar-se plenamente.

Estudos levados a cabo na zona intertidal da praia da Aguda em que foram comparados os graus de colonização de cubos de betão simples, betão com incorporação de cinzas e betão com lamas de E.T.A.R.´s (matéria orgânica), concluíram que a composição que incluía lamas e não incluía cinzas foi a que evidenciou uma colonização mais rica quer em termos de diversidade quer em termos de abundância de indivíduos (Serra, 1996).

4.3.2 Configuração

4.3.2.1 Configuração do módulo

O módulo recifal, entendido como elemento que quando associado em grupo poderá formar as mais diversas estruturas e criar um recife artificial, deve apresentar uma textura superficial e um número e tipo de orifícios que o torne adequado para a fixação de organismos sésseis e atractivo para os organismos a que se destina a sua colocação.

Os orifícios existentes nos módulos permitem o abrigo de algumas espécies à predação o que aumenta a sobrevivência de juvenis, o número de espécies e a densidade total de peixes (Shulman, 1984).

O tamanho das aberturas do módulo afecta a biodiversidade e a representatividade das espécies, uma vez que grandes aberturas resultam em abrigos menos eficazes, os peixes menores estão mais sujeitos aos predadores, o que diminui a abundância e o número de espécies, (Shulman, 1984; Hixon & Beets, 1989).

Eggleston, Lipcius, Miller & Coba-Cetina em 1990, constataram que quando a altura de abrigos para lagostas *Palinurus argus* era reduzida de 6 para 3,8 e 1,9 cm, havia menor mortalidade dos indivíduos de pequeno e médio tamanho.

Módulos recifais com orifícios de diâmetro igual ou superior a 2 m não são frequentados por peixes, devendo estas aberturas apresentar diâmetros compreendidos entre 0,15 e 1,5 m quando o objectivo for aumentar o rendimento da pesca (Ogawa, 1982).

Estudos comparativos entre R.A.'s com aberturas e sem aberturas permitiram a Shulman (1984) concluir que os primeiros apresentavam maior densidade total de peixes, maior recrutamento juvenil e maior diversidade de espécies. Segundo a mesma autora, a maior complexidade dos habitates fazia aumentar em média a riqueza em espécies e o número de indivíduos para peixes pequenos de recife.

Para Molles (1978), a variação do tamanho da abertura não apresenta correlação com a riqueza em espécies nem com a composição do grupo de espécies que habitam o recife. Também Walsh (1985) afirma que a configuração da abertura parece não ter efeito sobre a composição de espécies que procuram determinado recife durante o dia, tendo no entanto importância durante a noite.

A configuração dos R.A.'s pode ser orientada no sentido de promover o aumento e protecção dos stocks de espécies com valor elevado. Apresentam-se a seguir alguns casos já estudados.

Crustáceos decápodes

Foi já demonstrado que os R.A.'s podem suportar populações de quatro espécies de crustáceos com significativo valor comercial (duas de lavagantes, lavagante europeu *Homarus gammarus* e lavagante americano *H. americanus*, o cavaco *Scyllarides latus* e a lagosta *Palinurus vulgaris*) (Spanier, 1991; Spanier, Tom, Pisanty & Almog, 1988).

Vários estudos têm sido feitos no sentido de tornar os recifes artificiais atractivos e capazes de fomentar o recrutamento de juvenis destes crustáceos decápodes de alto valor. Cientistas canadianos construíram o primeiro recife artificial específico para lavagantes em 1965. Usaram pedra de construção depositada a cerca de 400 m de um habitat de lavagantes de pequena expressão e a uma distância de 2,5 km de um local com grandes concentrações destes animais (Scarratt, 1968, 1973). Este recife foi monitorizado durante oito anos e cedo se percebeu que o mais importante para uma eficaz colonização por uma estável população de lavagantes era o diâmetro dos buracos e fendas lá existentes (Scarratt, 1973). Nos E.U.A. foi investigada a eficiência de abrigos artificiais como habitat

para lavagantes *H. americanus* (Sheehy, 1976). O número de lavagantes que ocuparam os abrigos simples e os de três câmaras excedeu aquele dos que habitavam abrigos naturais.

A abundância por unidade de área era função do espaçamento entre os abrigos e do número de compartimentos por abrigo. A importância da distância entre abrigos na determinação da abundância de animais, sugere que a distância ao vizinho mais próximo é um factor relevante para maximizar a capacidade de carga de um habitat artificial (Sheehy, 1976).

Um pequeno recife artificial (30 x 10 m), localizado em Poole Bay, na parte central da costa Sul de Inglaterra, tornou-se a partir de 1989 o centro dos estudos sobre comportamento e preferências de habitat de lagostas e lavagantes (Jensen & Collins, 1995). Passadas três semanas sobre a sua implantação, numa zona plana e arenosa, lavagantes (*H. gammarus*) podiam ser já aí encontrados (Collins, Jensen & Turnpenny, 1991). As marcações iniciadas em 1990 e os dados de recaptura que se estenderam até finais de 1997 demonstraram que os lavagantes tinham encontrado no R.A. um adequado habitat de longo termo. O maior período de residência sem interrupções estendeu-se por 1050 dias (Jensen *et al*., 1994). No recife, uma inovadora tecnologia de telemetria electromagnética foi usada para estudar os movimentos dos animais revelando que eram mais frequentes à noite, principalmente durante o crepúsculo e a alvorada, havendo no entanto troca de refúgios durante o dia (Smith, Collins & Jensen, 1998). A concepção dos R.A.'s deve providenciar orifícios ou fendas de tamanho adequado suficientemente próximos uns dos outros para propiciar abrigo após as mudas sem os lavagantes terem de se expor por largos períodos (Jensen, Collins & Lockwood, 2000b).

Segundo estudos desenvolvidos em populações selvagens de lavagantes e depois confirmados em tanques (12 x 6 m) onde os animais podiam escolher vários tipos de abrigos, existe uma significativa correlação positiva entre o tamanho do lavagante (*H. gammarus*), a entrada do abrigo, o volume desse mesmo abrigo e com menor expressão com a largura da entrada. Estes mesmos autores consideram que 70% dos orifícios ocupados tem uma entrada baixa com uma relação altura/largura menor que 1 (Robinson, Turner & Wickins, *in* Jensen, Wickins & Bannister, 2000).

As preferências dos lavagantes em relação à distância mínima ao animal mais próximo têm também de ser respeitadas. Em relação a lavagantes adultos (+- 120 mm de comprimento da carapaça) a densidade varia muito, sendo indicados valores desde 0,03 m^{-2} (Hanford citado em Howard, 1988) até 0,27 lavagantes m^{-2} (Jensen *et al*., 1994). Na Irlanda encontraram-se valores próximos de 0,03 lavagantes m^{-2} (Robinson *et al*., *in* Jensen, Wickins & Bannister, 2000) e na Escócia, numa rocha natural fissurada, Comely & Ansell, (comunicação pessoal, citados em Jensen, Wickins & Bannister, 2000), encontrou distâncias entre abrigos ocupados entre 0,4 e 5 m (média = 1,5 m), o que corresponde a densidades médias de 0,75 lavagantes m^{-2}.

Outros estudos revelaram que o incremento da complexidade do habitat permite aumentar a densidade pois diminui a probabilidade de encontros entre eles (Knock, 1996).

Outro crustáceo decápode, o cavaco *Scyllarides latus*, com importância económica em vários países incluindo Portugal, foi estudado em Israel. Estes animais foram encontrados em recifes artificiais construídos com pneus. Pesquisas permitiram concluir que os cavacos preferem abrigos horizontais com 2 pequenas entradas (Spanier *et al*., 1988). Spanier (1991) sugere que populações deste

sobreexplorado crustáceo podem ser preservadas construindo R.A's desenhados especificamente e colocados em áreas protegidas subaquáticas.

Faneca (*Trisopterus luscus*)

Outra espécie economicamente importante em Portugal, cujos stocks podem beneficiar com a implantação de R.A.'s é a faneca, (*Trisopterus luscus*). Com efeito cardumes destes peixes foram observados nos R.A.'s de Poole Bay, poucos dias após a implantação, sendo confirmado posteriormente que se abrigavam e alimentavam nesses recifes (Collins, Jensen & Mallison 1996). Foi também observado que as fanecas se aproximavam dos recifes procurando a sua protecção para velocidades da corrente superiores a 0,3 ms^{-1}, afastando-se destes com velocidades de corrente inferiores a 0,1ms^{-1}. Estas evidências tornam claro que os R.A.'s permitem a existência desta espécie em locais onde não se encontrava antes (Fowler, Jensen & Collins, 1999).

4.3.2.2 Configuração do recife

Segundo Hagino (1991), os peixes podem ser divididos em três grupos (Fig. 98) quanto à sua relação espacial com um recife:
1 - Peixes com preferência pelo fundo nas proximidades do recife ou por se instalarem dentro dele;
2 - Peixes que nadam junto ao recife mantendo uma certa distância deste e cuja presença não é permanente;
3 - Peixes de vida pelágica, que sentindo-se atraídos pelo recife se aproximam deste mantendo no entanto alguma distância.

O recife deve ser estruturado para favorecer os três tipos de peixes. Para peixes do tipo 1 deve ter aberturas proporcionais ao tamanho do seu corpo de modo a permitir a livre circulação destes e da água. Para peixes do tipo 2 a estrutura deve criar estímulos físicos tais como sombra, nuances de luz e correntes. Para o tipo 3, o recife deve ser alto o suficiente para transmitir estímulos para a coluna de água, como cheiros e sons das turbulências criadas no recife.
A existência, entre os recifes, de espaços abertos de 15 a 18 m de diâmetro melhora o efeito de atracção dos peixes (Turner, Ebert & Given, 1969). Em estudos efectuados na costa leste dos E.U.A, Walton, (1979), observou que recifes em forma de ferradura eram muito atractivos para peixes da ordem dos *pleuronectiformes* (peixes chatos como a solha, linguado, rodovalho etc.).
A maior parte dos peixes demersais mantêm-se junto ao fundo a distâncias não superiores a 3 m, portanto, recifes com altura superior não influenciam estas espécies (Grove & Sonu, 1985). Para peixes bênticos, verifica-se que os recifes são mais eficientes quando não ultrapassam 1m de altura (Molles, 1978; Patton, Grove & Harman, 1985).

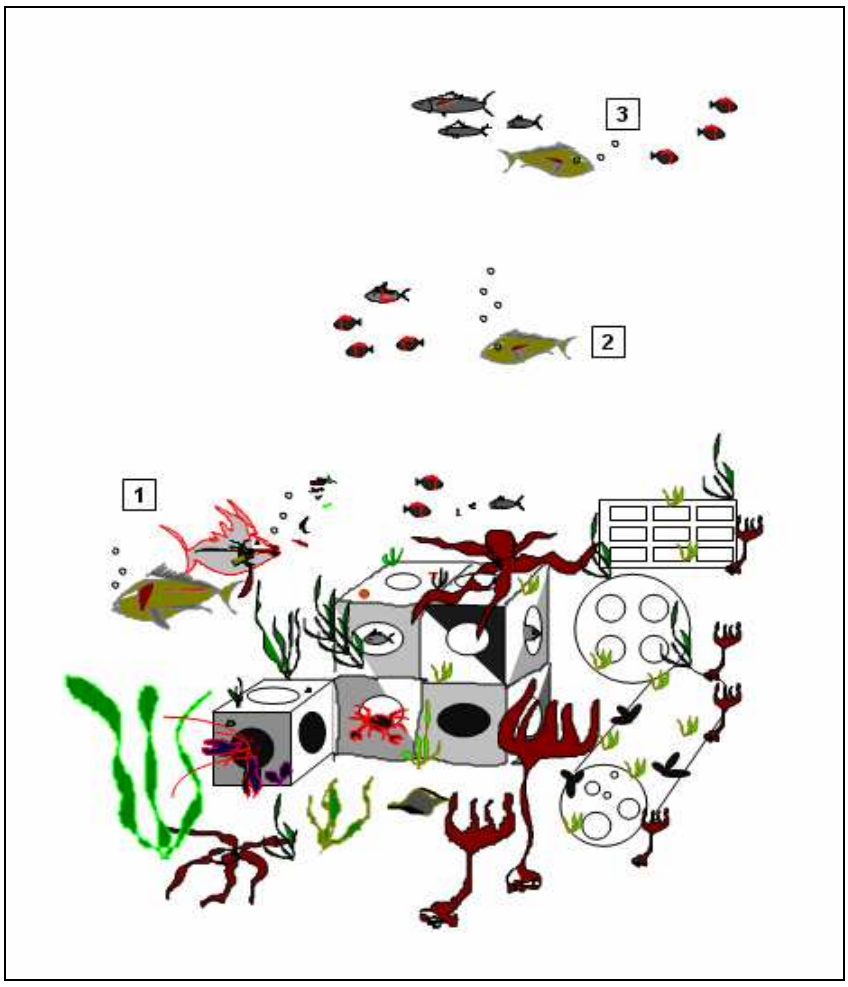


Figura 98 – Relação espacial dos peixes com o recife.

A extensão horizontal dos R.A.'s tem mais importância para as espécies demersais, enquanto a altura só influencia as espécies pelágicas (Stephan & Linquist, 1989).

Recifes mais pequenos apresentam uma maior razão superfície/volume o que favorece o aumento da biomassa e da densidade de ocupação (Ambrose & Swarbrick, 1989).

Bohnsack (1994) verificou experimentalmente que recifes de menor dimensão apresentavam maiores densidades de peixes, enquanto que os de maior dimensão apresentavam maior biomassa de indivíduos de maior tamanho.

Ambrose & Anderson (1990), sugerem que a maneira como os módulos são agrupados também afecta as espécies colonizadoras e que blocos muito concentrados podem conduzir à redução do plâncton e à sobreexploração dos fundos circundantes.

Como dimensão aconselhável para recifes artificiais de exploração Sato (1985), propõe 400 a 3000 m^3/km^2.

4.3.3 Estabilidade

Os módulos que constituem os recifes artificiais bem como todo o conjunto recifal devem ter características que lhes confiram uma boa estabilidade, para que não sejam arrastados do local para onde foram projectados e não causem destruições em recifes naturais das proximidades.
Para isso devem ser montados fora da zona de rebentação e a uma profundidade onde já não se faça sentir o efeito das ondas.
R.A.'s construídos com uma base larga e pesada que faz baixar o centro de gravidade tornam-se mais estáveis. Actualmente encontram-se no mercado módulos recifais projectados para terem grande estabilidade (Fig. 99).



Figura 99 – Módulos recifais com uma base capaz de conferir grande estabilidade (Reef Ball Foundation).

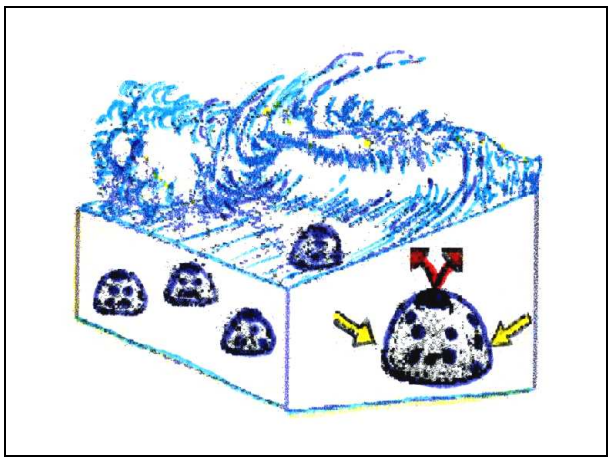


Figura 100 – Sentido do fluxo de água e das forças de impulsão num módulo recifal (Reef Ball Foundation).

Foram já testados em condições de tempestades tropicais, tendo-se mantido no lugar mesmo colocados a pequenas profundidades (6m), e sem serem ancorados. Tais estruturas são muito estáveis pois apresentam um orifício no topo que reduz as forças de impulsão hidrostática e hidrodinâmica, comum aos objectos com forma de cúpula. Os orifícios laterais são mais largos na periferia do que no centro, o que cria pequenos vórtices que contribuem para reduzir as forças de impulsão e trazem nutrientes para dentro do módulo (Reef Ball Foundation, 2007), (Fig. 100).

4.3.4 Textura

A textura superficial do material que constitui os R.A.'s tem influência directa sobre a colonização destes por organismos sésseis, sendo a rugosidade, medida à escala dos milímetros e dos centímetros, directamente proporcional à eficiência da fixação por parte de algas e de crustáceos cirrípedes (Bohnsack & Sutherland, 1985).

É consensual entre vários autores que o tipo de material utilizado e a sua textura superficial podem influenciar o desenvolvimento da comunidade colonizadora e a disponibilidade de alimento (Hixon & Brostoff, 1985; Bohnsack & Sutherland, 1985; Bailey-Brock, 1989).

Hixon & Brostoff (1985), demonstraram experimentalmente que a textura superficial rugosa, incentiva a fixação de organismos bênticos, servindo-lhes de refúgio e suporta maior diversidade de espécies colonizadoras e maior intensidade de predação. Chojnacki (2000), no Báltico, testou tubos de betão com superfície macia, observando que a fixação era francamente reduzida, ficando mesmo algumas superfícies completamente livres de organismos após várias épocas de fixação larvar.

4.4 Ecologia dos Recifes Artificiais

O estudo da ecologia dos R.A.'s reveste-se de grande importância para a concepção e gestão dos mesmos numa perspectiva de exploração racional e sustentável dos recursos que eles podem proporcionar.

Pickering (1996b) considera os R.A.'s como o melhor instrumento para a investigação dos efeitos do grau de complexidade dos habitates em peixes. As várias espécies de peixes ocupam vários nichos ecológicos e dentro destes desempenham papéis diferentes, são muito móveis e apresentam uma resposta rápida a alterações ambientais e a manipulações.

Sempre que se estabelece uma primeira colonização dum recife recém-criado ou a seguir a uma qualquer manipulação, surge um padrão de excesso de número de espécies ou de indivíduos recrutados, até que se estabeleça um novo equilíbrio (Prince & Maugham, 1979; Grant, Wilson, Grover & Togstad, 1982).

O recurso alimento assume menor importância que o abrigo, pelo menos no início, já que os peixes colonizam os R.A.'s num espaço de tempo muito curto, horas ou dias, antes que estes lhes possam proporcionar alimento (Sale, 1980; Bohnsack & Sutherland, 1985; Bohnsack, 1989).

Os recifes não têm necessariamente que produzir alimento para atrair os peixes, embora seja imprescindível a disponibilidade de áreas de alimentação próximas (Mottet, 1981). No entanto, no Japão e nos E.U.A. é frequente alimentar os recifes artificiais com algas e ouriços-do-mar, ao que parece com resultados animadores (Carlisle, Turner & Ebert, 1964; North & Hubbs, 1968; Grant *et al*., 1982; Mottet, 1981; Grove & Sonu, 1985).

Shulman (1984) afirma que manipulando as populações de algas e de invertebrados os efeitos observados no recrutamento de peixes é insignificante, concluindo que o abrigo aos predadores é mais importante ao recrutamento piscícola do que a abundância de alimento.

Os R.A.´s ao contrário dos recifes naturais podem ser fabricados de várias formas e colocados em locais onde a monitorização e o controlo das variáveis ecológicas podem ser facilmente acompanhadas por meios visuais.

A atracção de alguns peixes para os R.A.'s pode ser devida a preferências comportamentais que podem ou não estar relacionadas com a limitação de um recurso (Bohnsack, 1989). Apesar dos R.A.'s provocarem um aumento dos recursos limitantes os quais atraem e beneficiam os peixes,

algumas populações e espécies podem não ser limitadas pela disponibilidade de alimento e abrigo, mas sim pela falta de recrutamento larvar, mortalidade após desova (independente da estrutura do habitat), e mortalidade (Shulman & Ogden, 1987; Richard & Lindeman, 1987; Dotherty & Williams, 1988).

Uma grande variedade de factores tomam parte na atracção dos peixes aos R.A.'s: físicos (côr, sombra, pressão, sons, forma e luz), comportamentais (relações interespecíficas, reprodução, predação, comportamento territorial), (Ogawa & Aoyama, 1966; Ogawa & Takemura 1966a, 1966b; Helfman, 1979; Mottet, 1981; Vik, 1982; Kuroki, 1982; Grove & Sonu, 1983).

A área de influência de um R.A. é da ordem de 200 a 300 m para peixes de superfície e pelágicos e entre 1 e 100 m para peixes bênticos (Mottet, 1981, 1985). Shimizu (1981) considera o raio efectivo de atracção para peixes de 300 m.

Continua, porém, a ser controversa a razão fundamental para a atracção dos peixes. Enquanto autores como Prince & Gotshall (1976) afirmam, baseados em observações, que peixes de grande e médio porte se alimentavam de outros peixes fora do R.A. e os de pequeno porte não abandonavam o recife para se alimentarem, Hueckel & Slayton (1982) reportam o padrão oposto de comportamento. Spanier (1994) analisou os resultados de inúmeras experiências com habitates artificiais para caracterizar os melhores R.A.'s para lavagantes (*H. gammarus*). Destes estudos, direccionados no sentido de saber quais seriam os tipos de abrigo preferidos pelos crustáceos, concluiu que os abrigos horizontais com cobertura opaca e múltiplas aberturas laterais eram os preferidos, naquilo que considera serem adaptações anti-predador. O mesmo autor sugere ainda que o facto de em apenas alguns R.A.'s, monitorizados na última década, serem encontrados lavagantes deriva de grande parte destes não serem concebidos de forma a satisfazer as preferências ecológicas e comportamentais destes animais.

4.5 A monitorização dos Recifes Artificiais

Existem vários tipos de métodos para efectuar a monitorização de recifes artificiais. Entre os métodos de recolha de dados podem distinguir-se os destrutivos e os não destrutivos. São exemplo dos primeiros a utilização de explosivos, venenos, redes e armadilhas e dos segundos as técnicas de marcação e recaptura e os métodos visuais (Eira do Souto, 1993). Se a utilização de métodos destrutivos é contra indicada em áreas protegidas e sensíveis (Jones & Thompson, 1978) e os métodos de marcação e recaptura se afiguram pouco fiáveis para autores como Thresher & Gunn (1986), restam os métodos visuais, que têm conhecido um grande desenvolvimento e disseminação nos últimos anos e são considerados seguros, independentes da pesca e conducentes a bons resultados por não interferirem com a ecologia do recife (Sale & Douglas, 1981; Brock, 1982; Sale & Sharp, 1983; Harmelin-Vivien, Harmelin, Chauvet, Duval, Galzin, Lejeune, Barnabé, Blanc, Chevalier, Duclerc & Lasserre, 1985; Kimmel, 1985; Bohnsack & Bannerot, 1986; Bortone, Hastings & Oglesby, 1986; Sanderson & Solonsky, 1986; Bortone, Kimmel & Bundrick, 1989; Bortone, Martin & Bundrick, 1991).

Existem três metodologias principais de avaliação visual: percursos aleatórios, transeptos e pontos fixos.

Percursos aleatórios – como o nome indica, neste método os percursos não são escolhidos previamente, sendo apenas definidos os tempos dos percursos, que variam de acordo com a riqueza biológica do local. O método dos percursos aleatórios é aquele que permite ao mergulhador registar mais informação em termos de estrutura e distribuição das populações ictiológicas, não sendo no entanto o mais recomendado para a estimação de abundâncias, uma vez que não se consegue calcular a área de contagem (Harmelin-Vivien *et al*., 1985; Bortone *et al*., 1989).

Transeptos – chama-se transepto a uma banda longa e estreita de área conhecida ao longo da qual o mergulhador nada, contando todos os indivíduos de cada espécie ou grupo de espécies que avista nessa banda e acima dela até uma dada altura (Helfman, 1983; Kimmel, 1985; Bortone *et al*., 1986, 1989). A normalização dos tempos de contagem é fundamental para obter bons resultados, desta forma o mergulhador deve nadar lentamente a uma velocidade constante, anotando os tempos inicial e final do transepto. Este método é claramente o mais utilizado sendo geralmente aceite como a melhor técnica visual de avaliação quantitativa (DeMartini, Roberts & Anderson, 1989; Bortone *et al*., 1989).

Pontos fixos – este tipo de técnicas de contagem foi dividido por Thresher & Gunn (1986) em contagens com um determinado tempo fixo e contagens instantâneas. As contagens instantâneas são aquelas que registam todos os indivíduos que estão naquele momento dentro de uma área imaginária pré-estabelecida. Nas contagens com intervalo de tempo existem três metodologias diferentes:

Método estacionário – o observador permanece no mesmo local durante todo o tempo da observação e conta todos os animais dentro de um cilindro imaginário com uma certa secção. Este método é eficaz para o estudo de estruturas isoladas e complexas ou estruturas com grandes dimensões (Thresher & Gunn, 1986).

Método dos “Quadrats” – delimitam-se cubos com 1, 2 ou 3 m de lado dentro dos quais se contabilizam os animais que permanecem ou passam pelo cubo imaginário, durante 10 minutos (Slobodkin & Fishelson, 1974). No último minuto o observador aproxima-se do referido cubo, procurando peixes escondidos ou de pequeno tamanho (Bortone *et al*., 1986).

Método circum-estacionário – nesta técnica o observador roda sobre si mesmo e conta os animais que consegue observar à sua volta dentro de uma zona cilíndrica com um determinado raio, durante um dado intervalo de tempo (Bohnsack & Bannerot, 1986; Bortone *et al*., 1989 e Bortone *et al*., 1991).

Técnicas de observação

Existem várias técnicas para a observação *in situ* de estruturas como os recifes artificiais. Para a aproximação pode ser usado o mergulho em apneia (mergulho livre), um submersível dotado de câmara de vídeo e o escafandro autónomo. A observação propriamente dita pode ser realizada apenas a olho nu ou com o auxílio de câmaras fotográficas ou de vídeo. O registo dos dados pode ser feito numa prancha de fórmica ou com um gravador. Apesar do gravador ser mais eficiente do

que a prancha de fórmica, uma vez que a contagem nunca é interrompida para registo na prancha (Alevizon, Richardson, Pitts & Serviss, 1985), a diferença entre estas duas técnicas, relativamente ao número médio de espécies e à diversidade não é significativa (Bortone *et al*., 1991). Além disso, a análise de dados recolhidos por gravação, torna-se bastante trabalhosa e consome muito tempo (Helfman, 1983).

4.6 Recifes Artificiais em Portugal

4.6.1 O sistema de Recifes Artificiais da costa algarvia

Em Portugal, ao longo da última década foram instalados vários recifes artificiais na costa algarvia. Os primeiros R.A.'s foram instalados no segundo semestre de 1990, pelo IPIMAR, através do seu centro de investigação marinha do sul. Constituíram um projecto-piloto, suportado pelo Plano Integrado para o Desenvolvimento Regional (PIDR). Na sequência deste projecto-piloto, o IPIMAR, desenvolveu um programa, visando a criação de um complexo recifal na costa algarvia (ver Fig.101) constituído por sete recifes artificiais cuja instalação terminou em 2002. O terceiro e o quarto recife foram implantados em 1998 e foram co-suportados pelo Instrumento Financeiro de Orientação das Pescas (IFOP). Existem actualmente sete sistemas de R.A.'s que no seu conjunto ocupam, embora de forma descontínua, uma área total de implantação superior a 30 km^2, o que faz dele o maior complexo recifal da Europa.

Monteiro & Carvalho (1989), justificam a implantação desses recifes com razões de ordem biológica e socio-económica, destacando:

- Existência de acidentes naturais como a Ria Formosa, que favorecem a ocorrência de grande número de juvenis de peixes na faixa litoral adjacente;
- O escasso número de formações rochosas existentes, particularmente no sotavento algarvio;
- A evidência de que os recursos que suportam a pesca artesanal se encontram intensamente explorados, situação agravada pela circunstância desta exploração incidir, em grande parte, sobre as populações de juvenis.

Objectivos

O objectivo principal dos R.A.'s na costa algarvia é o incremento das capturas da pesca, no entanto a implantação destes recifes tem como outros objectivos:

-testar três tipos diferentes de módulos e de organização estrutural dos recifes;
-avaliar o impacto dos R.A.'s tanto ao nível ambiental como das pescas;
-estabelecer estratégias através das quais os R.A.'s possam ser usados como instrumentos de gestão da pesca costeira;
-desenvolver conhecimentos multi-disciplinares num domínio com um crescente interesse público.

Localização

A localização dos recifes obedeceu, segundo Monteiro & Carvalho (1989) aos seguintes critérios:

- Proximidade das barras de S.Luís e Barra Grande, beneficiando o mais possível as populações de juvenis provenientes da laguna;
- Fundos entre 20 e 30 m, pois profundidades menores afectariam outras artes de pesca, como o arrasto com ganchorra, e maiores profundidades diminuiriam o efeito dos recifes e dificultariam a sua colocação e monitorização;
- Declive pouco acentuado para evitar o deslocamento dos módulos pelo efeito das correntes;
- Existência de correntes essenciais ao funcionamento do recife;
- Proximidade de portos, fácil acesso e comunicação.

Os Recifes Artificiais que constituíam o projecto piloto foram colocados no litoral adjacente à Ria Formosa, em frente da Ilha de Faro e da Ilha da Armona, respectivamente a 36º 58´ 65´´ N - 8º 0´ 91´´ W e 37º 0´ 55´´ N - 7º 44´ 54´´ W.

Na figura 101 pode visualizar-se a localização de todo o complexo algarvio de recifes artificiais.

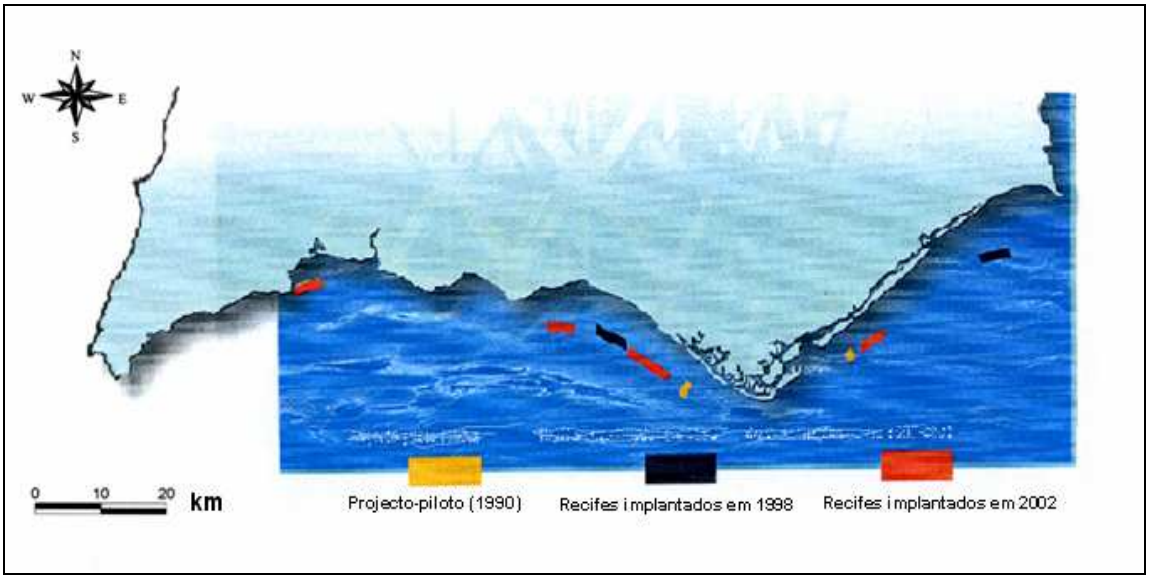


Figura 101 – Complexo de recifes artificiais do Algarve. Adaptado de (Monteiro & Santos, 2000).

Configuração

Em cada um dos sistemas de recifes existem dois grupos distintos na composição e no objectivo: Recifes de protecção e recifes de exploração.

Os recifes de protecção são constituídos por conjuntos de módulos cúbicos organizados em grupos de três. Da associação dos grupos, distanciados 300 m resulta o sistema de recifes de protecção que se destina a fornecer abrigo e alimento aos juvenis provenientes da laguna e não é permitida a actividade piscatória nas suas imediações.

Os recifes de exploração destinam-se a ser explorados por uma pesca selectiva e foram colocados mais ao largo. São constituídos por dois tipos de módulos de grandes dimensões agrupados de forma distinta, formando três diferentes tipos de recifes unitários de exploração.
O sistema de recifes de exploração resulta do agrupamento de 5 recifes unitários inscritos num quadrado de 400 m de lado.

Resultados

Os primeiros resultados surgiram num estudo de avaliação realizado por Eira do Souto em 1993 onde foram identificadas nestes recifes um total de 33 espécies de peixes pertencentes a 16 famílias, sendo a *Sparidae* (douradas, sargos e afins) a mais representativa com 11 espécies.
A avaliação destes recifes, embora ainda se encontrem numa fase jovem e a sua colonização ainda não tenha atingido o estado clímax, veio pôr em evidência o seu bom funcionamento, traduzido num aumento da produção biológica na sua zona de influência (Falcão, Vale & Santos, 1999), numa elevada capacidade de acolhimento de populações juvenis (Santos, Monteiro & Erzini, 1995), em boas taxas de colonização nomeadamente de peixes (Santos, Monteiro & Lasserre, 1996) e no aumento dos rendimentos da pesca (Santos & Monteiro, 1997, 1998).
A proximidade da laguna acelerou a colonização dos recifes por micro e macrobentos, permitiu o crescimento de macroalgas devido ao fornecimento de nutrientes e foi determinante na rápida colonização por várias espécies de peixes, devido à produção de juvenis nas suas águas (Monteiro & Santos, 2000).
Estudos posteriores incidiram sobre a colonização biológica por parte dos macrobentos no sistema recifal do Ancão (4º recife a contar de W para E na Fig. 101) e revelaram que ao fim de três meses de imersão mais de metade da área de superfície estava colonizada por espécies de macrobentos e após seis meses, toda a superfície se encontrava recoberta. Nos primeiros meses as cracas, os briozoários e serpulídeos dominaram a colonização mas ao fim de seis meses as populações destas espécies decresceram dando lugar a uma colonização mais variada onde predominavam outros grupos de invertebrados como os porífera, antozoa, diferentes políquetas sésseis, crustáceos decápodes e moluscos gastrópodes e bivalves (Boaventura, Moura, Leitão, Carvalho, Cúrdia, Pereira, Fonseca, Santos & Monteiro, 2006).

4.6.2 – Recifes Artificiais na ilha da Madeira

Mais recentemente foi projectado para a ilha da Madeira um complexo de recifes artificiais, instalado na Zona Oeste da ilha da Madeira, designado Recife Artificial da Ponta Pequena, no concelho da Calheta. Orçada em 3,5 milhões de euros, a obra, da responsabilidade da Direcção Regional de Pescas da Secretaria Regional do Ambiente e dos Recursos Naturais do Governo Regional da Madeira, decorreu durante o primeiro semestre de 2006. O objectivo deste investimento visa o

repovoamento pesqueiro em zonas abrigadas da costa, a protecção dos peixes juvenis e o aumento da produtividade de certos *stocks*, nomeadamente de espécies demersais.

O recife artificial é constituído por 2500 blocos cúbicos em betão com 1,40 m de aresta. Cada unidade pesa cerca de três toneladas. Estes blocos foram pré-fabricados em terra e posteriormente transportados e depositados ao largo da costa madeirense, nas proximidades da Ponta Pequena, a uma profundidade entre 18 e 35 metros. A colocação foi realizada através de uma grua flutuante com apoio de mergulhadores. Em 2004 tinham já sido instalados outros dois sistemas recifais de menor dimensão, ao largo do Paul do Mar e na Ponta da Galé, também na Madeira.

4.7 Aspectos legais da instalação de Recifes Artificiais

4.7.1 Na União Europeia

Segundo Pickering (2000), a instalação, exploração e desactivação de recifes artificiais tem de ser enquadrada tanto num regime legal internacional (Direito Marítimo), como também nacional. A questão internacional é facilmente ultrapassável visto os R.A.'s serem instalados no mar territorial que se estende até às 12 milhas náuticas (mn) ou então dentro da Zona Económica Exclusiva (ZEE) de cada país (200 mn). Como este regime é actualmente aceite por todos os estados membros da U.E., a instalação de R.A.'s não é susceptível de criar conflitos entre países.

No plano nacional de cada estado membro existem inúmeras questões legais relacionadas com os R.A.'s, algumas comuns a vários estados, outras que variam significativamente de estado para estado de acordo com leis internas e práticas correntes.

A questão fundamental parece ser, no entanto, a definição de direitos de propriedade sobre o fundo marinho, que é propriedade do estado e, portanto, de domínio público. Alguns pressupostos estabelecidos em leis base, como a proibição de efectuar deposição de materiais no mar seja qual for a sua origem, e a observância de princípios como o da precaução têm também de ser considerados.

Cumpridas as regras legais que regulamentam a deposição de materiais no mar (Convenção de Londres para a prevenção da poluição marinha pela deposição de materiais feitos pelo Homem "London Dumping Convention") de 1975, e (Convenção das Nações Unidas sobre a Lei do Mar), estabelecida a zona de implantação do recife de acordo com as entidades gestoras do domínio público marítimo, o regime regulatório passa para as entidades que tutelam as pescas que terão de definir um regime de exploração do recife.

Existem quatro tipos de regime de direito de propriedade sobre um recife: acesso livre, propriedade privada, propriedade comum ou direitos de propriedade regionais (Bromley, 1989, 1991).

A Convenção das Nações Unidas Sobre a Lei do Mar estabelece no seu artigo 60(3) que "qualquer estrutura ou instalação abandonada ou em desuso deve ser removida para garantir a segurança da navegação", embora esta determinação tenha sido criada a pensar nas plataformas petrolíferas não é específica, devendo então, ser também aplicada aos R.A.'s. Os países não estão, no entanto, a ter

em consideração este artigo da Convenção no que concerne aos R.A.'s, pois consideram que um R.A. uma vez instalado e a produzir não pode mais ser considerado uma estrutura abandonada ou em desuso pois ele produzirá sempre até ao desaparecimento total da estrutura que o originou.

4.7.2 Em Portugal

Como membro de pleno direito da U.E. e das Nações Unidas, Portugal, está obrigado a respeitar as convenções e directivas aprovadas por estas organizações internacionais, anteriormente referidas.
Portugal reconhece as 12 mn como sendo mar territorial e à semelhança de outros países adoptou as 200 mn como Z.E.E., estando a decorrer actualmente estudos multidisciplinares no sentido de solicitar às autoridades internacionais competentes o alargamento da Z.E.E. nacional para as 300 mn. Qualquer projecto de implantação de R.A.'s fica então numa zona de jurisdição exclusivamente nacional.
A autorização para a implantação de R.A.'s no mar português tem de ser emanada pelas autoridades competentes, nomeadamente, o Instituto Portuário e dos Transportes Marítimos (I.P.T.M.) e pelo Instituto Nacional da Água (INAG) tutelado pelo Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território.

4.8 Projecto Piloto de Recifes Artificiais - Caso de estudo

4.8.1 Introdução

A tecnologia dos recifes artificiais é ainda muito incipiente no nosso país, existindo apenas dois complexos de recifes artificiais, criados propositadamente e monitorizados. Estes recifes estão instalados na costa algarvia e no arquipélago da Madeira, logo, em condições climáticas e biofísicas diferentes das que se encontram na costa noroeste de Portugal.
Encontrando-se a actividade pesqueira em crise devido à sobrepesca, à poluição e à pressão humana sobre as zonas húmidas que servem de maternidade às espécies, entre outros factores, é de todo o interesse o estudo e desenvolvimento de tecnologias que contrariem esta situação e permitam a continuação do consumo de peixe e outros animais aquáticos aos níveis actuais, por parte das populações.
Destas tecnologias, as mais eficazes serão a aquacultura e a instalação de recifes artificiais, sendo a última aquela que permite a manutenção da pesca artesanal e portanto dos postos de trabalho, tendo uma função social importante para além da função económica. É então tempo, de se iniciarem estudos piloto de concepção, instalação e monitorização de recifes artificiais na costa norte, pois só assim será possível acumular os conhecimentos necessários à instalação destas estruturas numa escala industrial quando a sua necessidade se fizer sentir duma forma mais acentuada.

O desenvolvimento do projecto que aqui se apresenta teve pois, uma justificação técnico-científica, mas também social e económica já que os conhecimentos obtidos representam um contributo importante para a instalação futura de recifes de maiores dimensões.

Os objectivos gerais foram a aquisição de conhecimentos e de experiência na área dos recifes artificiais, através da concepção, construção e implantação de módulos recifais e a posterior monitorização do recife artificial com eles criado.

O desenvolvimento deste trabalho permitiu também o contacto com técnicas de monitorização de estruturas submersas no mar, através de mergulho com escafandro autónomo, e aquisição de dados sobre a fauna e flora da zona sublitoral.

Os conhecimentos adquiridos neste projecto-piloto poderão ser aplicados, no futuro, na implantação de recifes artificiais de exploração, com fins económicos.

Foi também objectivo deste trabalho estudar a incorporação de substâncias orgânicas no betão, no que respeita à variação das características do mesmo quando submerso em ambiente marinho e ao papel atractivo e potenciador da colonização por parte dessas substâncias.

Os objectivos específicos deste projecto foram:

- desenvolver formas e composições adequadas de módulos recifais;
- instalar conjuntos desses módulos com composições diferentes de betão;
- monitorizar a colonização desses recifes por parte de organismos sésseis e também de espécies com vida livre;
- concluir sobre a importância prática da incorporação de matéria orgânica no betão;
- estudar a produtividade dum sistema de recifes artificiais na costa norte de Portugal e,
- definir um conjunto de práticas para a sua correcta utilização.

4.8.2 Descrição geral

Este projecto-piloto constou da concepção e construção de dois grupos de módulos recifais cúbicos (28 x 28 x 28 cm), com os quais se montaram dois recifes com forma cúbica, numa zona a cerca de 150 metros da costa numa profundidade de 2 m ao Z.H.. Este sítio, conhecido localmente por “Poço da Mourela” (ver figura 106), encontra-se actualmente por baixo do quebramar e era um local óptimo para desenvolver trabalhos de investigação pois durante as horas na proximidade da baixa-mar ficava protegido da rebentação pelos afloramentos rochosos situados a oeste, apresentando uma água relativamente límpida. Os fundos desta zona possuíam uma colonização biológica bastante rica e diversificada (Fig. 102).

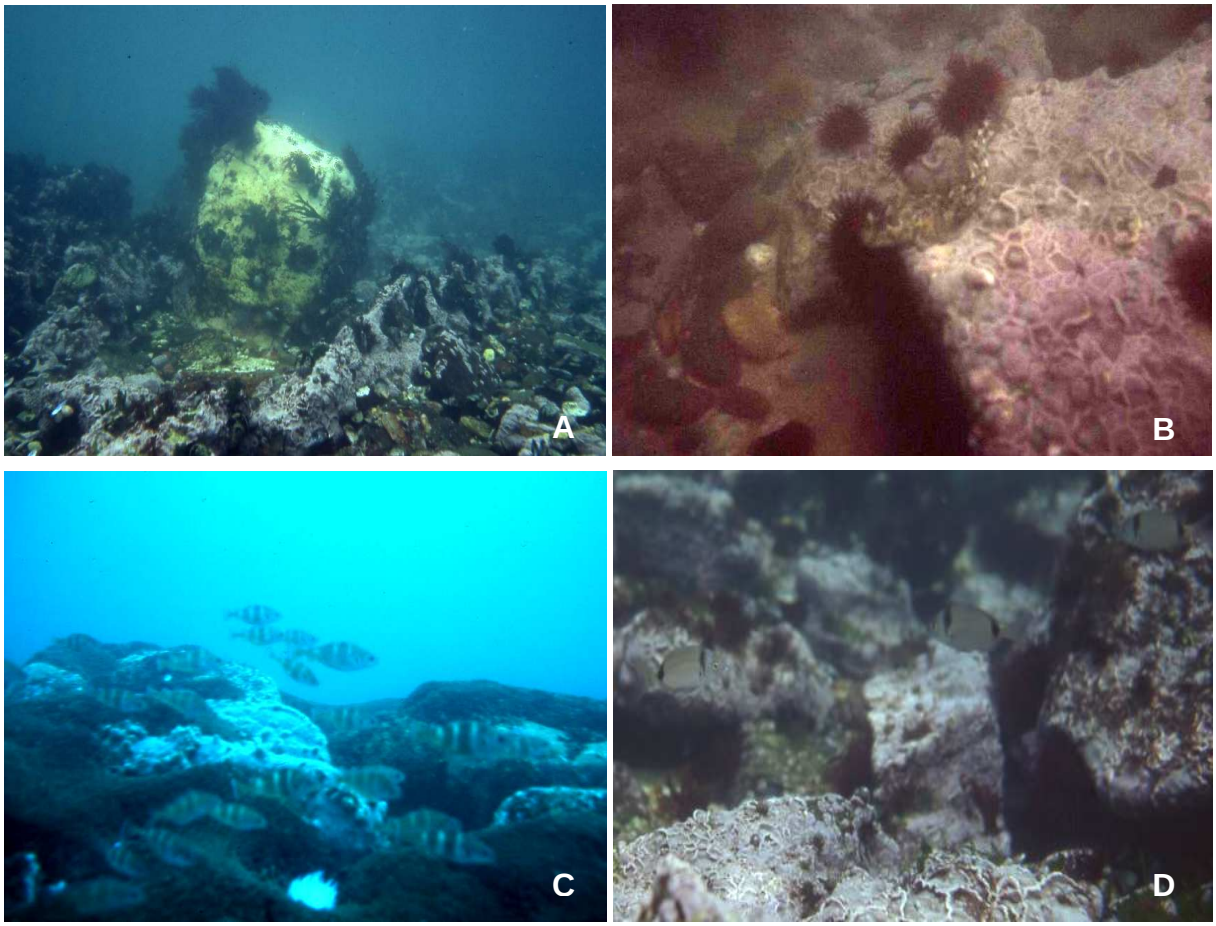


Figura 102 – A – Fragmento de quartzito rodeado por formações bem desenvolvidas da alga calcária incrustante *Lithophyllum incrustans*. B – *L. Incrustans*, ouriços-do-mar *Paracentrotus lividus* e blenídeos *Parablennius gattorugine*. C – Cardume de fanecas *Trisopterus luscus*. D - Sargos *Diplodus vulgaris*.

Testaram-se duas composições diferentes, sendo um dos recifes composto por módulos de betão simples e o outro por módulos de betão com lamas de ETAR. O recife montado com módulos de betão simples será aqui designado como recife B e o recife montado com módulos de betão enriquecido com lamas de ETAR será aqui designado como recife L.

Com estes módulos criaram-se dois pequenos recifes, constituídos por 8 módulos cada um, que foram implantados no “Poço da Mourela” (Fig. 106).

4.8.3 Material e métodos

4.8.3.1 Material

Para além do material destinado à construção dos módulos recifais (cimento, areia, lama de depuração de esgotos domésticos, cofragem em ferro, ferramentas várias, argolas de plástico, bolas de papel, etc.), foram necessários e utilizados vários outros equipamentos e materiais:

- Equipamentos completos de mergulho (escafandro autónomo);
- Embarcação a motor;
- Compressor para enchimento de garrafas de mergulho;
- Câmara fotográfica subaquática “Nikonos”;
- Diverso material de laboratório.

4.8.3.2 Concepção e construção dos módulos

A concepção dos módulos obedeceu a um compromisso entre aquilo que se conhece quanto à forma mais eficiente para estas estruturas e os meios que estiveram à disposição para a realização deste trabalho. Sendo assim optou-se por fabricar módulos com as medidas de 28 x 28 x 28 cm para os tornar relativamente fáceis de transportar e permitir fazer vários tipos de arranjos espaciais.
A sua configuração era a de um cubo com orifícios em todas as faces, ligados a uma cavidade central.
A cofragem foi construída em chapa de aço de 3 mm, sendo constituída por uma estrutura em “U” com 0,28 m de altura, à qual se aparafusa uma placa rectangular com 0,28 m de altura e 0,57 m de comprimento. Obtém-se assim uma estrutura quadrangular que é depois subdividida em quatro por uma chapa de aço com 0,28 m x 0,57 m e duas outras com 0,28 m x 0,28 m (Fig.103 A).



Figura 103 – A – cofragem em chapa de ferro usada para a construção dos módulos. B – cofragem completa e pronta a ser betonada.

A cavidade central de cada módulo foi criada por uma bola de papel à qual eram presas seis argolas de plástico com o diâmetro exterior maior que o diâmetro interior criando-se assim as aberturas laterais. Esta cofragem, montada num estrado de aglomerado de madeira permitia fazer quatro módulos recifais de cada vez (Fig.103 B).
A cofragem descrita foi utilizada seis vezes, e para que a sua recuperação fosse possível era untada com gordura (banha de porco) para permitir a fácil libertação dos módulos depois do betão ganhar presa. O amolecimento com água da bola de papel permitia retirar toda a estrutura que moldava a cavidade interior do módulo. Foram construídos dois grupos de oito módulos, cada grupo com betão de composição diferente.
A cofragem revelou-se bastante prática e de fácil manutenção. Por ser construída em aço não apresentou problemas de deterioração pela água. Os módulos resultantes apresentavam um peso médio de 30 kgf.

O betão

Na construção destes módulos usou-se cimento "Portland" misturado com inertes (areia fina) na proporção de 1:3 (25% de cimento e 75% de areia) e água.
Nos módulos recifais em cuja composição entraram as lamas de ETAR, a quantidade destas traduziu-se sempre numa diminuição da percentagem do inerte (areia) e nunca do ligante (cimento).

Incorporação de substâncias no betão

A incorporação, no betão, de lamas de ETAR destinou-se a introduzir neste substâncias capazes de fornecer nutrientes ao meio. A quantidade destas lamas a utilizar foi alvo dum estudo para ver até que ponto se poderia aumentar a sua proporção, sem comprometer demasiado a resistência do betão.
A proporção de lama a incluir foi sempre calculada em função da matéria seca e não do produto integral. As lamas provenientes da ETAR de Parada, na Maia, tinham um teor médio de matéria seca de 34,76%, com uma variabilidade muito grande, conforme consta do respectivo boletim de análise (Fig. 104).
Constatou-se, porém, que devido ao lapso de tempo entre essa análise (realizada à saída do filtro de banda) e a altura em que as lamas eram utilizadas o teor em humidade variava bastante pelo que se optou por calcular, através de análise laboratorial o teor em matéria seca das lamas imediatamente antes da sua utilização.
A determinação foi feita por secagem de uma amostra em estufa à temperatura de 105º C. A perda de peso corresponde ao teor de humidade da amostra.
As primeiras análises realizadas conduziram a um valor de matéria seca de 82,5% (média de 3 ensaios). Análises realizadas duas semanas mais tarde indicaram um teor de matéria seca de 67,7% (média de 3 ensaios).

Determinações analíticas		Resultados
pH 1:5		5,50
Humidade a 100 ºC	%	65,24
Matéria seca	%	34,76
Matéria orgânica (Tinsley)	%	21,55
Carbono Orgânico	%	12,50
Azoto Total (Kjeldhal)	%	0,48
Azoto Amoniacal	%	0,00
Azoto Nítrico (método Devarda)	%	0,03
Cloretos (NaCl)	%	0,04
Fósforo Total (P_2O_5)	%	0,68
Cálcio Total (CaO)	%	0,86
Magnésio Total (MgO)	%	0,06
Potássio Total (K_2O)	%	0,04
Sódio Total (Na)	%	0,02
Fósforo Solúvel em H_2O (P_2O_5)	%	0,01
Cálcio Solúvel em H_2O (Ca)	%	0,14
Magnésio Solúvel em H_2O (Mg)	%	0,02
Potássio Solúvel em H_2O (K2O)	%	0,02
Sódio Solúvel em H_2O (Na)	%	0,01
Enxofre (S)	%	0,25
Razão Carbono /Azoto		26
Cobre (Cu)	mg/Kg	184
Zinco (Zn)	mg/Kg	616
Ferro (Fe)	mg/Kg	1974
Manganês (Mn)	mg/Kg	144
Crómio (Cr)	mg/Kg	63
Cobalto (Co)	mg/Kg	Vestígios
Chumbo (Pb)	mg/Kg	43
Cádmio (Cd)	mg/Kg	Não detectável
Níquel (Ni)	mg/Kg	21
Condt. Eléctrica 1:5	mmhos/cm	3,053

Ministério da Agricultura
Direcção Regional de Entre-Douro e Minho
Divisão de laboratórios
Rua da Restauração, 336
4050 Porto

Nome: ETAR de Parada (Luságua S.A.)

Endereço: Rua Rodrigo Gonçalves Lage
Águas Santas 4470 Maia

Produto: Lama (composto final)

Acondicionamento: saco plástico

Nº de Laboratório: 260



Obs.: Os valores referem-se à substância original

Figura 104 – Lamas utilizadas na construção dos módulos e sua composição química.

Para se optimizar a quantidade de lama usada no betão foram realizados testes de resistência. Construíram-se paralelepípedos com dimensões de 20 x 10 x 3 cm, usando-se uma cofragem de cartão (Fig. 105), com composições em que a percentagem de lama variava de 0 a 16% (Tab. 15). Criou-se um dispositivo que permitia pela queda livre, de várias alturas, de um corpo com a massa de 0,25 kg, verificar a força para a qual se dava a quebra do paralelepípedo. Nestes testes foi considerado o valor de 82,5% de matéria seca.



Figura 105 – Paralelepípedos de betão com lamas usados nos testes de resistência.

Tabela 15 – Composição dos paralelepípedos usados nos testes de quebra.

Paralelepípedos	**Composição** (proporção cimento/inerte = 1:3) **Cimento**	**Areia**	**Lama**	**Percentagem de lama no produto final**
Nº 1	25 %	75,0 %	0,0 %	0,0 %
Nº 2	25 %	70,2 %	4,8 %	4,0 %
Nº 3	25 %	65,3 %	9,7 %	8,0 %
Nº 4	25 %	62,9 %	12,1 %	10,0 %
Nº 5	25 %	60,5 %	14.5 %	12,0 %
Nº 6	25 %	55,7 %	19,3 %	16,0 %

Na construção dos módulos que se utilizaram na montagem dos dois recifes e mediante o resultado destes testes optou-se por usar 12% de lama.

Neste caso, a análise à matéria seca da lama efectuada antes da sua incorporação no betão conduziu ao valor de 67,7 %. Assim a incorporação de 12 % de lama, referido ao teor de matéria seca correspondeu à utilização de 17,7 % de lama fresca. Foram construídos dois grupos de módulos recifais com oito módulos cada um, com a composição apresentada na tabela 16.

Tabela 16 – Composição dos dois grupos de módulos.

Componente	**Grupo B (betão simples)**	**Grupo L (betão + lama)**
Areia	75%	63%
Cimento	25%	25%
Lama	0,0%	12%

A incorporação de 12% (matéria seca) de lama no betão dos módulos do recife L, não criou nenhum problema de resistência, não se tendo partido nenhum no momento da descofragem, nem no

transporte e afundamento. No mar e durante o período de monitorização, mostraram-se adequados aos objectivos do trabalho.

4.8.3.3 Transporte

Os módulos recifais foram transportados da Estação Litoral da Aguda, onde foram construídos, primeiro pela estrada numa viatura e depois à mão pela praia até à borda de água.
Junto da água os 16 módulos foram embarcados no "S. Pedro", barco de pesca da frota da Aguda, e transportados até ao local de afundamento.

4.8.3.4 Afundamento e configuração do recife

O local de afundamento, designado "Poço da Mourela" (Fig. 106) dista cerca de 150 m da praia. Neste local a profundidade é de cerca de 2 m em relação ao Z.H., sendo uma zona mais profunda do que os fundos que a rodeiam. Está protegido da ondulação, na baixa-mar, pela existência de rochas emersas a barlamar. A maior altura da coluna de água (+- 6 m) e a configuração do próprio poço confere uma certa estabilidade ao local durante a preia-mar.

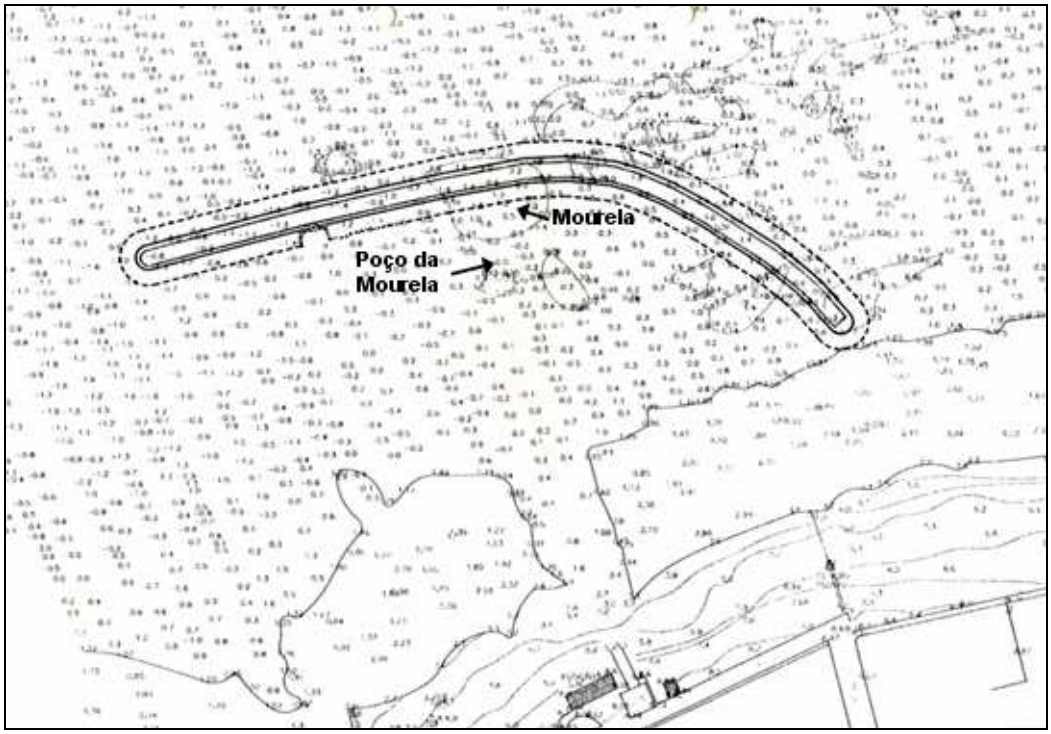


Figura 106 - Afloramento rochoso conhecido como "Mourela" e o "Poço da Mourela" onde foram colocados os módulos. Adaptado de (IHRH, 2000).

O afundamento foi efectuado a partir da embarcação posicionada por cima do "Poço da Mourela", os módulos foram descidos do barco até ao fundo com um cabo e seguidamente dois mergulhadores montaram os dois recifes experimentais, um com módulos de betão simples (recife B) e outro com módulos em cuja composição entraram lamas de ETAR (recife L). Cada recife era constituído por oito módulos, empilhados quatro a quatro, formando estruturas cúbicas com 0,6 m de lado, distanciadas três metros entre si.

Para que os módulos não sofressem deslocamentos, foram todos presos uns aos outros com abraçadeiras plásticas, formando assim blocos coesos com o peso de 240 kgf. Esta medida revelou-se prática e eficaz. Com efeito, mesmo estando colocados numa zona de rebentação das ondas durante a preia-mar, nenhum módulo sofreu deslocamentos nem foi arrastado do local, mantendo-se no seu lugar até ao fim do trabalho, tendo ocorrido apenas deslocamentos mínimos (Fig.107).



Figura107 – Recife artificial depois de montado no fundo. Os oito módulos que o constituem estão presos uns aos outros com abraçadeiras de plástico (esquerda). Pormenor da ligação entre os módulos (direita).

4.8.3.5 Acompanhamento e monitorização

Depois de atentamente estudados os métodos de monitorização de recifes (ver ponto 4.5), chegou-se à conclusão que nenhum deles se adaptava completamente ao trabalho em curso, já que a pequena dimensão dos recifes em causa permitia a sua observação e quantificação dos seres vivos na totalidade. Assim, elaborou-se um procedimento de compromisso entre os métodos consagrados e anteriormente expostos.

Procedimento adoptado: o mergulhador/observador, imediatamente a seguir à sua chegada junto do recife faz uma observação a uma distância de cerca de um metro (dependendo da visibilidade), durante cinco minutos. Em seguida aproxima-se do recife e faz uma contagem dos animais escondidos bem como daqueles que não era possível ver do local da primeira observação. Faz ainda uma quantificação dos organismos sésseis e das algas. Este procedimento é repetido para cada um dos dois recifes, sendo a ordem das observações alterada em cada mergulho, minimizando-se assim

o efeito na quantificação da fuga dos peixes entre os recifes e para outras áreas devido à presença do mergulhador. Com esta técnica era possível efectuar uma monitorização completa dos dois recifes em cerca de 30 minutos, o que era perfeitamente compatível com o tempo total de mergulho disponível.

O plano de monitorização teve que ser flexibilizado de acordo com o estado do mar e o cumprimento de princípios básicos de segurança, bem como com a disponibilidade dos companheiros de mergulho, obedecendo no entanto a uma calendarização que permitiu efectuar pelo menos dois mergulhos mensais com o objectivo de recolha de dados e um outro de observação geral e destinado à cobertura fotográfica dos recifes (Fig. 108). Foram efectuados um total de 16 mergulhos neste local e efectuadas sete amostragens com intervalos médios de quinze dias entre elas.

Os animais e as algas presentes nos recifes eram quantificados e os dados eram registados no local numa placa de fórmica para posterior tratamento. A monitorização, efectuada directamente por contagem integral dos organismos macroscópicos presentes em cada recife em cada mergulho/amostragem, revelou-se eficiente. Apenas o estado do mar e a má visibilidade na zona constituíram por vezes um obstáculo, ultrapassado sem problemas de maior pelo conhecimento do local e experiência dos mergulhadores envolvidos.

A utilização de placa de fórmica e lápis de carvão para o registo dos dados é um método simples e que conduz a bons resultados. A cobertura fotográfica dos recifes revelou-se problemática, pois a fraca visibilidade subaquática não possibilita, grande parte das vezes, a captação de boas imagens. Este facto impede que estudos subaquáticos, realizados na costa norte do país, desenvolvam o plano de monitorização baseado principalmente em métodos fotográficos.



Figura 108 – Monitorização dos recifes artificiais. Poço da Mourela.

4.8.4 Resultados e discussão

4.8.4.1 Testes de resistência ao betão com lamas

Os resultados dos testes de resistência que conduziram à opção de usar a proporção de 12% de lama (matéria seca) encontram-se na tabela 17.

A Energia Mecânica Total (E_t) é igual à Energia Potencial (E_p = m g h) mais a Energia Cinética ($Ec = ½ m v^2$).

Neste caso ocorre uma situação conservativa, isto é, a Energia Mecânica Total mantém-se constante durante a queda. No início da queda a $E_t = E_p + 0$ e no momento do impacto a $E_t = 0 + E_c$. Desconhecendo-se o valor da velocidade e sendo esta variável, adopta-se o valor da E_p no início do movimento como o valor da energia no momento do impacto.

Tabela 17 -Resistência das várias composições de betão relativamente à proporção de lama incluída.

Nº	Proporção de lamas	Altura (m) da queda do corpo (0,25kg)	Energia aplicada no momento do impacto (Joules) E=massa (kg) x 9,8 (m/s^2) x altura (m)	Rotura
1	0%	0,2	0,49	-
2	4%	0,25	0,61	-
3	8%	0,30	0,74	nº6
4	10%	0,35	0,86	-
5	12%	0,40	0,98	-
6	16%	0,45	1,10	nº4 e nº5
		0,50	1,23	nº3
		0,55	1,35	-
		0,60	1,47	nº2
		0,65	1,59	-
		0,70	1,72	nº1

O paralelepípedo nº 1, construído com betão simples, partiu para uma energia no momento do impacto de 1,72 J. Em face destes resultados optou-se por usar a proporção de 12% (matéria seca) de lama pois embora sendo a segunda composição com maior proporção de lamas mostrou ter uma resistência inferior à do betão simples de apenas cerca de 35%.

O material e os métodos usados para a realização destes testes de quebra não correspondem aos métodos consagrados e homologados para testar a resistência de materiais. No entanto, dada a impossibilidade prática de realizar esse tipo de testes, ao material em estudo, a tempo de obter resultados aplicáveis neste trabalho, optou-se por realizar este teste expedito. O que se pretendia era ter uma ideia aproximada da resistência relativa dos betões com diferentes proporções de lamas de modo a obter-se um valor de compromisso entre resistência e quantidade de lama incluída. Tendo em conta este objectivo, o método usado mostrou-se bastante eficaz e os módulos, construídos com a proporção de lama escolhida com base nos seus resultados, revelaram-se suficientemente resistentes à manipulação, ao transporte e à imersão no mar.

4.8.4.2 Estudo comparado dos recifes

Tabela 18 – Espécies e indivíduos observados no recife B (módulos de betão simples).

Recife B	**Amostragens**							
Espécies observadas	A 19 Jun	B 28 Jun	C 8 Jul	D 19 Jul	E 2 Ago	F 13 Ago	G 1 Set	Total
ouriço-do-mar (*Paracentrotus lividus*)		25	20	55	45	35	-	180
estrela-do-mar (*Asterias rubens*)							-	
estrela-do-mar (*Marthasterias glacialis*)								
anémona (*Anemonia sulcata*)				2	4	4	-	10
navalheira (*Necora puber*)	1	2	1				-	4
gastrópode (*Gibbula umbilicalis*)		1		1			-	2
gastrópode (*Calliostoma zizyphinum*)							-	
choco (*Sepia officinalis*)							-	
maragota (*Parablennius gattorugine*)				2	1	2	-	5
maragota (*Coryphoblennius galerita*)							-	
caboz (*Gobius* sp.)					1		-	1
bodião (*Symphodus melops*)					1		-	1
sargo (*Diplodus* sp.)							-	
Total de espécies	1	3	2	4	5	4	-	7
Total de indivíduos	1	28	21	60	52	41	-	203
algas verdes (taxa de ocupação e comprimento)	0%	10% 1 cm	30% 2 cm	60% 4 cm	60% 5 cm	25% 5 cm	-	
algas vermelhas (taxa de ocupação e comprimento)	0%	0%	0%	0%	0%	0%		

A colonização biológica dos dois recifes foi monitorizada durante 90 dias. Ao longo deste período foram efectuados sete mergulhos de monitorização, cujos resultados se resumem nas tabelas 18 e 19 e nos gráficos das figuras 109, 110, 111 e 112.

Com os dados recolhidos nas seis observações (na sétima observação os recifes encontravam-se assoreados) foi possível calcular a abundância, traduzida em número de indivíduos e a biodiversidade pelo cálculo da riqueza em espécies (S), índice de Shannon (H'), índice de equitabilidade de Pielou (J') e índice de Simpson.

Para estes cálculos usaram-se apenas os dados referentes aos animais pois não foi possível identificar as algas, em fase inicial de crescimento. No caso das algas apenas se contabilizou a área ocupada por algas verdes e por algas vermelhas.

Tabela 19 – Espécies e indivíduos observados no recife L (módulos de betão com lamas).

Recife L	**Amostragens**							
Espécies observadas	A 19 Jun	B 28 Jun	C 8 Jul	D 19 Jul	E 2 Ago	F 13 Ago	G 1 Set	Total
ouriço-do-mar (*Paracentrotus lividus*)	3	16	17	23	30	35	-	124
estrela-do-mar (*Asterias rubens*)					1	1	-	2
estrela-do-mar (*Marthasterias glacialis*)	1			1	1		-	3
anémona (*Anemonia sulcata*)	1		2	4	10	10	-	27
navalheira (*Necora puber*)		2	2	2	2	3	-	11
gastrópode (*Gibbula umbilicalis*)				2		2	-	4
gastrópode (*Calliostoma zizyphinum*)		2				2	-	4
choco (*Sepia officinalis*)					1		-	1
maragota (*Parablennius gattorugine*)	1	3	4	2	2	3	-	15
maragota (*Coryphoblennius galerita*)				2	1	4	-	7
caboz (*Gobius* sp.)				1		1	-	2
bodião (*Symphodus melops*)				1	2	2	-	5
sargo (*Diplodus* sp.)				2	1	6	-	9
Total de espécies	4	4	4	10	10	11		13
Total de indivíduos	6	23	25	40	51	69		214
algas verdes (taxa de ocupação e comprimento)	0%	50% 2 cm	60% 4 cm	60% 7 cm	70% 10 cm	70% 15 cm	-	
algas vermelhas (taxa de ocupação e comprimento)	0%	0%	0%	30% 1 cm	30% 2 cm	30% 3 cm	-	

A quantificação das algas foi efectuada por percentagem de cobertura da superfície livre da face superior dos recifes. A evolução temporal da respectiva taxa de cobertura e do comprimento das macroalgas está representada nos gráficos das figuras 109 e 110.

As macroalgas verdes pertencem ao género *Ulva* e foram quantificadas em conjunto pois nos primeiros estádios de desenvolvimento a identificação é muito difícil.

As algas vermelhas também não puderam ser identificadas devido ao seu incipiente estádio de desenvolvimento.

O recife B não chegou a ser colonizado por algas vermelhas durante o período de monitorização.

A rápida ocupação pelas algas da superfície dos recifes e o seu crescimento acentuado é um factor importante na naturalização dos recifes artificiais, contribuindo para um eficaz desenvolvimento do ecossistema. Com efeito a presença das algas atrai os herbívoros que por sua vez atraem os predadores atingindo-se rapidamente altos níveis de produção.

A maior área de ocupação das algas no recife com módulos de betão enriquecido com lamas (recife L) é muito evidente (Fig. 109) e deve-se provavelmente ao facto dos esporos encontrarem aí melhores condições de nidificação e desenvolvimento.

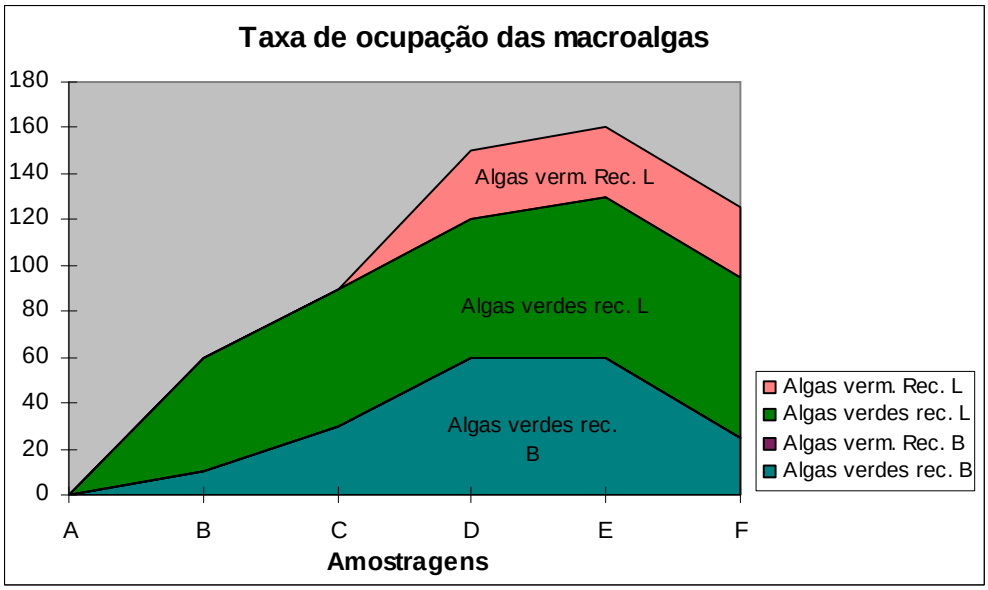


Figura 109 – Taxa de ocupação das macroalgas representada em áreas relativas. A área ocupada pelas macroalgas verdes foi sempre maior no recife L do que no recife B. As algas vermelhas colonizaram o recife L sensivelmente a meio do período de monitorização, nunca chegando a crescer no recife B.

O crescimento das algas foi substancialmente maior no recife L do que no recife B (Fig. 110), aproximando-se mesmo de um crescimento exponencial no caso das algas verdes. Esta diferença no crescimento poderá ser explicada pela libertação de nutrientes a partir do betão enriquecido com lamas. As algas são organismos que absorvem nutrientes da água directamente através da fronde pois não possuem raízes. Sendo assim, em face destes resultados, poder-se-á colocar a hipótese de que o ligeiro aumento da concentração de nutrientes em solução na água na proximidade do recife L foi responsável por estas diferenças de crescimento.

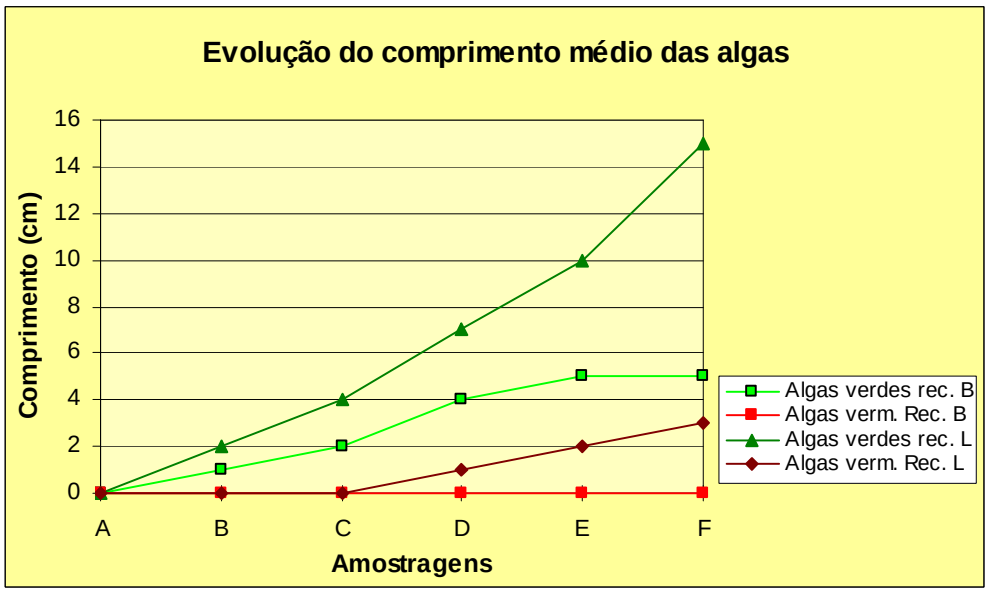


Figura 110 – Evolução do comprimento médio das macroalgas nos recifes B e L. As algas verdes apareceram primeiro e cresceram mais no recife L do que no recife B. As algas vermelhas não chegaram a crescer no recife B.

Em relação aos animais o número de indivíduos presentes no recife L foi superior ao apresentado pelo recife B em três das seis amostragens, atingindo um valor quase duas vezes superior na última amostragem. O aumento constante do número de indivíduos no recife L contrasta com a oscilação desse número no recife B, o que pode ser indício de uma maior permanência e menor mobilidade dos indivíduos que colonizaram o recife L (Fig. 111).

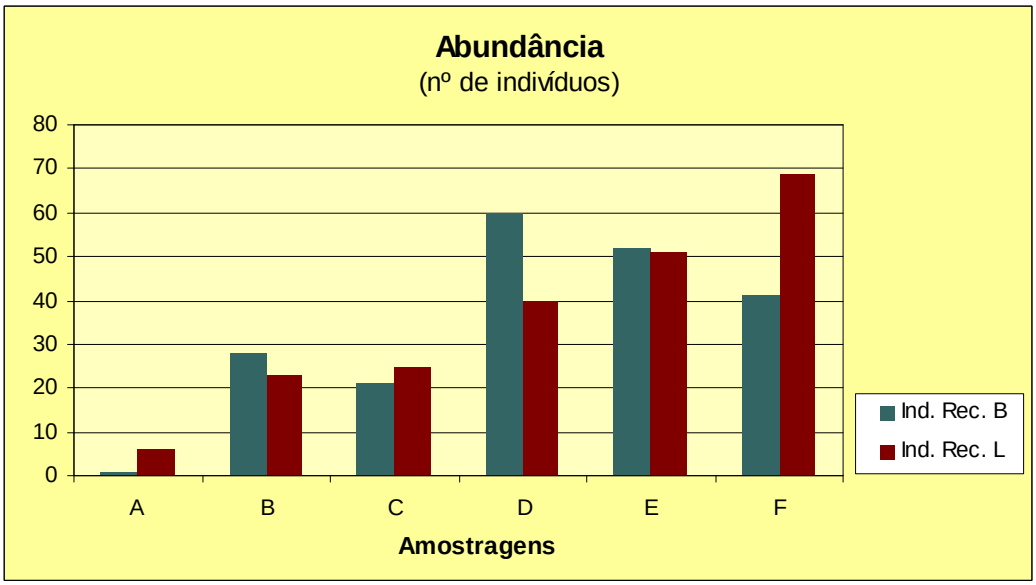


Figura 111 – Evolução temporal da abundância (número de indivíduos) nos recifes B e L.

As oscilações da abundância nas primeiras três amostragens poderão estar relacionadas com o padrão de excesso do número de espécies ou de indivíduos recrutados que surge na primeira colonização dum recife recém-criado de que falam autores como Prince & Maugham (1979) e Grant *et al* (1982).

Quanto à diversidade verificou-se que o número de espécies (S), foi sempre superior no recife L do que no recife B. Esta maior diversidade em espécies deve-se provavelmente à maior riqueza e abundância da cobertura de algas (Fig. 112 A).

A equitabilidade, ou seja, a distribuição do número de indivíduos pelas espécies presentes, apresentou sempre valores significativamente mais elevados para o recife de betão com lamas (recife L) (Fig. 112 B).

A diversidade medida pelo índice de Shannon (H') apresentou valores significativamente maiores no recife L do que no recife B, em todas as amostragens (Fig. 112 C).

Também o índice de diversidade de Simpson teve sempre valores superiores no recife L do que no recife B (Fig. 112 C).

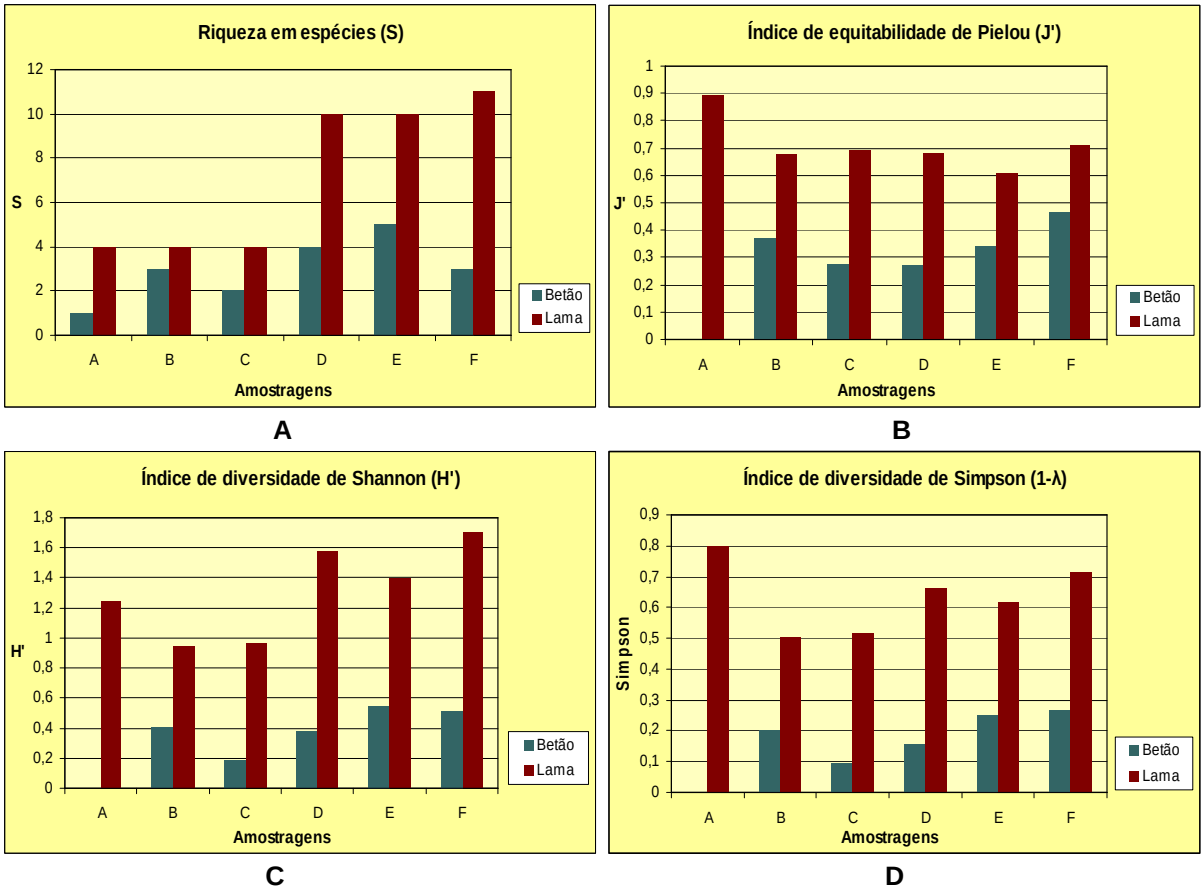


Figura 112 – Evolução temporal da diversidade e equitabilidade. Recife de betão simples *versus* recife de betão com lama de ETAR.

Na atracção dos animais marinhos pelos recifes, o recurso alimento assume uma menor importância do que o abrigo, pelo menos no início da colonização, já que os peixes colonizam os R.A.´s num espaço de tempo muito curto, quando estes ainda não lhes podem fornecer alimento (Sale, 1980).

Mottet (1981) afirma que os recifes artificiais ou naturais não têm necessariamente que produzir alimento para atrair os peixes.

Neste trabalho verificou-se que os animais marinhos apresentam uma apetência e curiosidade inatas por estruturas susceptíveis de lhes proporcionar abrigo, observando-se que alguns segundos após a colocação dos módulos recifais no "Poço da Mourela", os mesmos foram rodeados por peixes curiosos (blenídeos e sargos). A 19 de Junho, quatro dias após a sua implantação, era já possível encontrar nos recifes, para além dos peixes, alguns crustáceos como as navalheiras (*Necora puber*) (Fig.113).

Nas figuras 114 e 115 pode observar-se o estado de colonização biológica em que se encontravam os recifes no dia 15 de Julho, um mês após a sua implantação. O domínio dos ouriços (*Paracentrotus lividus*) no recife B (Fig. 114), indicando baixa diversidade, contrasta com o maior desenvolvimento das algas e a maior diversidade encontrada no recife L (Fig. 115).

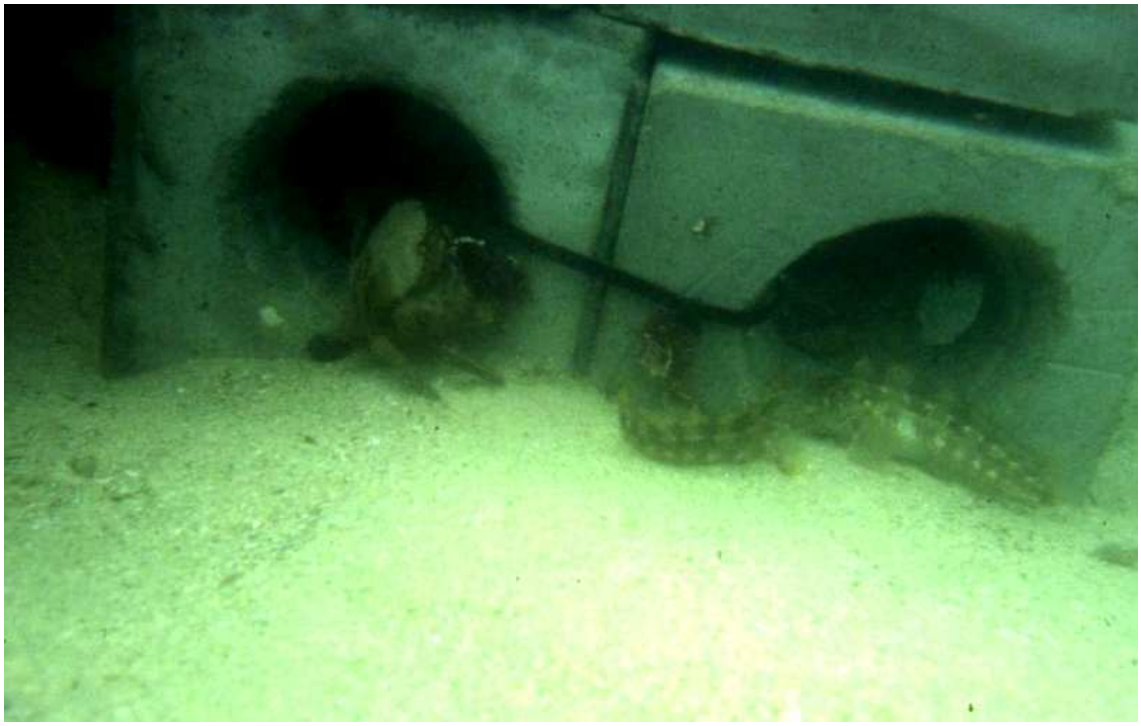


Figura 113 - Maragotas (*Parablennius gattorugine*) e uma navalheira (*Necora puber*) no recife artificial, quatro dias após a sua implantação.



Figura 114 - Recife B no dia 15 de Julho. As algas verdes estão ainda no início do seu desenvolvimento. Os ouriços-do-mar (*Paracentrotus lividus*) são a espécie dominante.



Figura 115 - Recife L no dia 15 de Julho. As algas verdes apresentam-se já bem desenvolvidas. Observa-se um maior equilíbrio nas espécies presentes.



Figura 116 – Recife completamente assoreado. Apenas é possível observar as extremidades das abraçadeiras de plástico que uniam entre si os módulos recifais.

No mergulho efectuado em 1 de Setembro verificou-se que os recifes estavam assoreados. O recife L encontrava-se assoreado em 50% e o recife B estava completamente assoreado (Fig. 116). Este facto impediu a recolha de dados nesse dia, que seria a última amostragem. Tendo em conta este facto pode considerar-se que, ultrapassadas as questões logísticas, o assoreamento constitui o principal obstáculo ao estudo da colonização biológica de recifes artificiais e ao pleno desempenho destas estruturas na costa norte.

4.8.4.3 Análise dos dados

Abundância

Os dados foram analisados com técnicas multivariadas não-paramétricas. A similaridade das amostras foi calculada através do coeficiente de Bray-Curtis depois dos dados terem sido transformados pela raíz-quadrada. Foi usada a ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para produzir diagramas de ordenação bidimensionais (Fig. 117).

A análise de similaridade foi efectuada através do teste *One-way* ANOSIM. Testou-se a hipótese nula da não existência de diferenças significativas entre os locais de amostragem para a abundância traduzida pelo número de indivíduos.

As amostragens foram tratadas em dois conjuntos pois, se analisadas globalmente, a variabilidade dentro dos grupos era maior que a variabilidade entre grupos diferentes e assim mascarava as diferenças entre os grupos em estudo.

Para que fosse possível tratar os dados referentes às algas em conjunto com os dados referentes aos animais, estabeleceu-se uma correspondência entre a taxa de cobertura e o número de indivíduos atribuindo-se 25 indivíduos a cada 10% de taxa de cobertura.

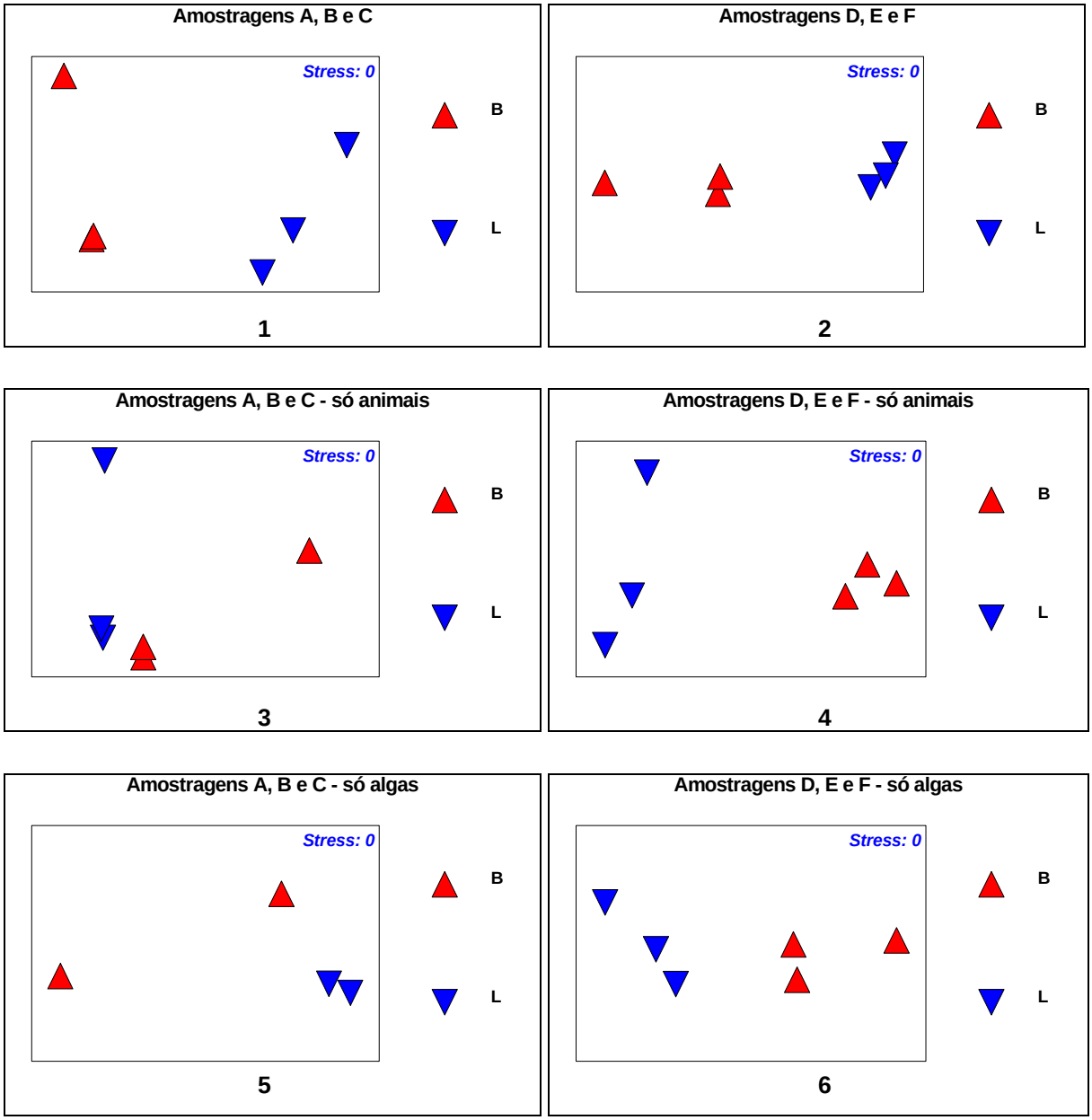


Figura 117 – Diagramas de ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para os dois conjuntos de amostragens A, B, C e D, E, F. Os diagramas 1 e 2 consideram a totalidade dos organismos, enquanto que os diagramas seguintes separam os animais das algas.

A figura 117 mostra os diagramas de ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para as 6 amostragens, agrupadas em dois conjuntos, que englobam as três primeiras amostragens (A, B e C) e as três seguintes (D, E e F). Note-se que o valor do *stress* é sempre inferior a 0,1 o que significa que os diagramas constituem uma boa ordenação servindo para verificar as similaridades ou diferenças significativas entre os grupos nessa amostragem. Pode então referir-se que, em relação à abundância, no conjunto das três primeiras amostragens, um período de aproximadamente 40 dias, as diferenças entre o recife de betão simples e o recife de betão com incorporação de lama eram estatisticamente significativas para a fauna e a flora em conjunto e para as algas isoladamente. Em

relação à abundância faunística, embora o número de indivíduos seja superior no recife L (com lama) do que no recife B (betão simples) as diferenças não se mostram estatisticamente significativas.
Para o conjunto das três amostragens seguintes, também um período de cerca de 40 dias, a hipótese nula de não existência de diferenças entre os dois tipos de recife é sempre rejeitada, sendo as diferenças entre o recife de betão simples e o recife de betão com incorporação de lama estatisticamente significativas quer seja considerada a fauna e a flora isoladamente ou em conjunto. Os valores de *R* (Tab. 20), confirmam a análise efectuada com base nos diagramas nMDS.

Tabela 20 – *One-way* ANOSIM. *R* Global e probabilidade associada.
não-significativo: *R* demasiado pequeno; $p>0,05$.

AMOSTRAS	***R* GLOBAL**	***P***
A, B, C	1	0,001
A, B, C – só animais	# 0,296	0,001
A, B, C – só algas	0,5	# 0,333
D, E, F	1	0,001
D, E, F – só animais	1	0,001
D, E, F – só algas	1	0,001

Diversidade

Tal como se procedeu na análise dos dados para a abundância, também para a biodiversidade os dados foram analisados com técnicas multivariadas não-paramétricas. A similaridade das amostras foi calculada através da distância Euclidiana normalizada (Normalised Euclidean Distance), dado que os valores dos índices têm diferentes escalas de medida. Neste caso os dados não sofreram transformações. Foi usada a ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para produzir diagramas de ordenação bidimensionais (Figs. 118, 119 e 120).
A análise de similaridade foi efectuada através do teste *One-way* ANOSIM. Testou-se a hipótese nula da não existência de diferenças significativas entre os locais de amostragem para a biodiversidade (Tab. 21).

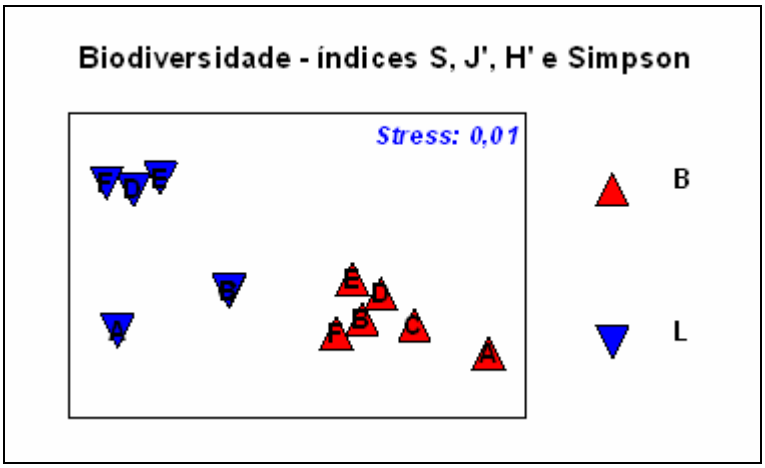


Figura 118 – Diagrama de ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para os quatro índices ecológicos analisados em conjunto.

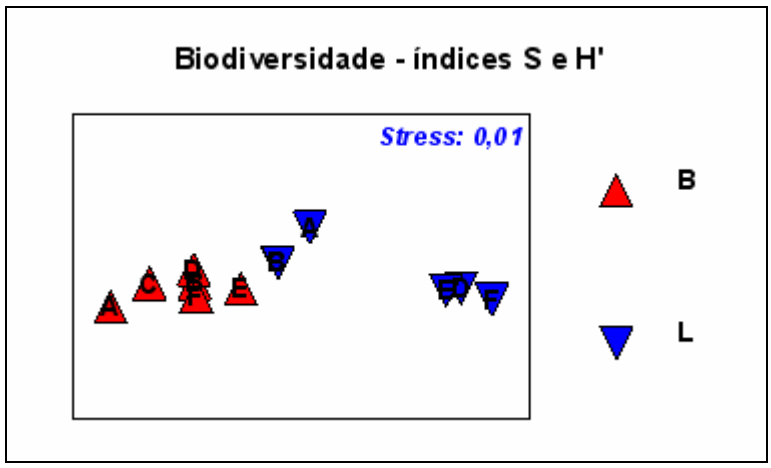


Figura 119 - Diagrama de ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para a riqueza em espécies (S) e índice de diversidade de Shannon (H').

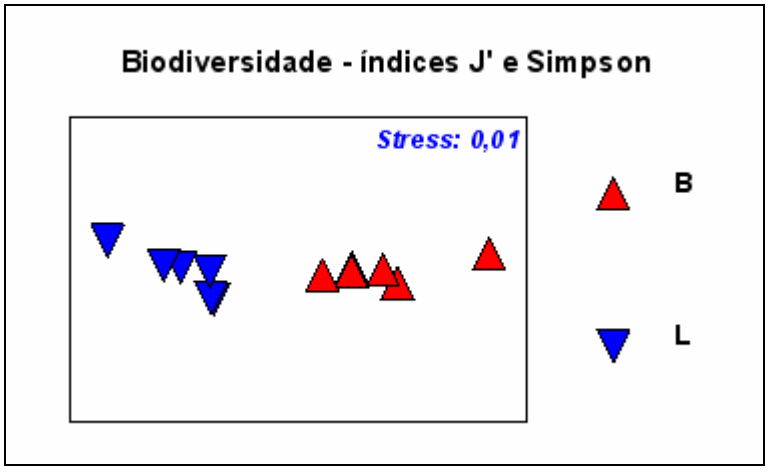


Figura 120 - Diagrama de ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) para o índice de equitabilidade de Pielou (J') e índice de diversidade de Simpson.

Os índices ecológicos foram tratados em conjunto de modo a permitir a análise multivariada. Numa primeira fase analisaram-se os quatro índices em conjunto (Fig. 118) e depois realizou-se uma análise dois a dois, agrupando-se os índices que dão mais ênfase à quantidade de espécies presente (S e H') (Fig. 119) e os que atribuem maior importância à equitabilidade (J' e Simpson) (Fig. 120).

Tabela 21 - *One-way* ANOSIM. *R* Global e probabilidade associada.

ÍNDICES	*R* GLOBAL	*P*
S, J', H' e Simpson	0,85	0,002
S e H'	0,64	0,002
J' e Simpson	0,95	0,002

Desta análise pode retirar-se que no que respeita à biodiversidade o recife de betão simples (B) e o recife de betão com lamas (L) apresentam diferenças estatisticamente significativas. A biodiversidade do recife L é sempre superior à do recife B quer do ponto de vista do número de espécies quer da equitabilidade. Outra ilação que se pode obter da análise dos diagramas de ordenação das figuras 118 e 120 é que as amostragens no recife L formam dois grupos distintos, sendo um deles constituído pelas três primeiras amostragens (A, B, e C) e o outro pelas três restantes (D, E e F). As amostragens no recife B não evidenciam grupos distinguíveis entre si. Este facto significa que do início para o fim da experiência, houve um aumento estatisticamente significativo da diversidade no recife L, não acontecendo o mesmo no recife B. Este aumento de diversidade no recife L relacionou-se com o número de espécies, já que na equitabilidade, como se pode ver no diagrama da figura 120, não existe uma separação de grupos no recife L.

4.8.5 Conclusões

As águas costeiras portuguesas possuem características hidrológicas e físico-químicas que lhes conferem uma alta produtividade, nomeadamente nas zonas e alturas do ano em que ocorrem fenómenos de "upwelling" e nas proximidades de estuários. Os nutrientes, devido ao grande número de cursos de água que desaguam na costa, também nunca foram um factor limitante. Estas condições permitiram sempre boas pescarias e fomentaram o desenvolvimento de inúmeras localidades piscatórias e portos que alcançaram notoriedade. Também no que respeita aos recursos humanos Portugal se salientou, sendo os pescadores portugueses reconhecidos em todo o mundo como óptimos profissionais, destacando-se na pesca ao bacalhau, na pesca do atum e na arte do cerco à sardinha. A grande tradição piscatória dos portugueses levou-os a pescar por todo o mundo, estando mesmo na base do progresso conhecido por portos de pesca na Califórnia, em África, na América do Sul e na Terra Nova.

Todavia as pescas atravessam, no país, um período de crise com várias causas, das quais a má gestão dos stocks, a falta de fiscalização eficaz e o abandono do sector pelas camadas mais jovens são as principais e as mais vezes citadas.

Com uma costa bastante extensa e uma Zona Económica Exclusiva (Z.E.E.) das maiores entre os países europeus, tem de ser feito um esforço para inverter tal situação.

A tecnologia dos recifes artificiais tem assim uma grande aplicabilidade no nosso país pois todos papéis reconhecidamente desempenhados por estas estruturas teriam o seu lugar numa gestão integrada e sustentável do mar português.

Os recifes artificiais podem ser usados em Portugal como forma de fomentar as pescarias criando novos habitates em locais pouco produtivos e também para proteger espécies economicamente importantes que se encontram em declínio. Podem ser utilizados como forma de prevenir a penetração do arrasto ilegal em zonas interditas a esta arte de pesca, transformando-se assim em instrumentos de gestão das pescas. Servir como estruturas para a defesa costeira é outra das vocações dos R.A.'s que também pode ser posta em prática na costa ocidental portuguesa.

A natureza do material não é o mais importante nos R.A.'s mas sim a textura e rugosidade das superfícies. O betão, tido como melhor material para fabricar módulos recifais por vários autores devido à facilidade com que pode ser moldado em formas estruturais complexas, viu neste trabalho confirmada essa excelência pois só um material com as características do betão permite a incorporação de substâncias que forneçam nutrientes ao meio, propósito principal deste trabalho.

A colonização dos módulos de betão é eficiente e rápida e a incorporação de lamas de ETAR´s no betão mostrou ser fundamental na aceleração dessa colonização. O recife construído com módulos em cuja composição entraram lamas na proporção de 12% (matéria seca) foi o que apresentou um crescimento mais precoce e acentuado da camada secundária de colonização biológica. Os animais mostraram ter preferência por este recife, que apresentou valores significativamente mais elevados para a abundância e para a diversidade.

A incorporação de lamas de ETAR no betão é fácil e não prejudica acentuadamente a sua resistência constituindo uma tecnologia a ser usada no futuro.

Hoje em dia as lamas de ETAR´s têm múltiplos aproveitamentos, já não sendo um produto de desperdício como há alguns anos atrás. No entanto, como as quantidades utilizadas são pequenas, será sempre possível, no futuro, estabelecer protocolos com câmaras municipais no sentido de se obterem lamas com custos reduzidos.

A costa ocidental portuguesa e a economia nacional teriam muito a ganhar com a instalação de vários pequenos recifes nas zonas menos produtivas que poderiam ser geridos e explorados por comunidades de pescadores da sua área de influência, supervisionadas pelo respectivo ministério através dos institutos ligados às pescas e ao mar.

Como dificuldades à implementação destas políticas podem referir-se as dificuldades de associação e as divisões patentes na classe piscatória e o excesso de entidades ligadas à gestão do litoral com a consequente e nefasta dispersão e indefinição de competências.

Uma melhor definição dessas competências e uma maior capacidade associativa dos pescadores são então necessárias para o êxito de projectos de instalação de recifes artificiais no nosso país.

A par das questões técnicas, as quais são já bem dominadas nos nossos dias, colocam-se as questões logísticas, sendo essencial para o sucesso destes projectos a existência de meios adequados e de um bom planeamento.

4.9 Montagem de módulos recifais no quebramar da Aguda – caso de estudo

4.9.1 Introdução

O quebramar, por si só, constitui um recife artificial passível de ser colonizado, pelos organismos sésseis e hémi-sésseis característicos da zona intertidal, pois oferece às comunidades um conjunto de superfícies duras e rugosas, implantadas na zona entre-marés, onde uma das condicionantes ecológicas é, precisamente, a competição pelo espaço. Acima dos 3,5 m (Z.H.), não existe colonização biológica de relevo, à excepção de algumas cracas (*Chthamallus* sp.) e lapas (*Patella* sp.) e de algas dos géneros *Porphyra* e *Ulva.*

Acima do Z.H. poder-se-ia esperar uma eficiente colonização pela maioria das espécies típicas das zonas rochosas entre o sub-litoral e o intertidal superior (3-3,5m Z.H.).

A zona sempre imersa do quebramar, ou seja, o espaço compreendido entre o fundo e o Z.H é susceptível de ser colonizada biologicamente quer por espécies do intertidal quer por espécies de animais de vida livre, muitas delas com interesse económico. É nesse intervalo que se devem, então, colocar estruturas modulares que potenciem a colonização por parte das espécies alvo ao proporcionar-lhes abrigo, já que o alimento será fornecido pelas algas e microalgas, plâncton, espécies sésseis e hémi-sésseis que ocuparão as estrutura e pelos organismos errantes e visitantes ocasionais.

A sobreposição das pedras de enrocamento gera vazios que podem ser aproveitados pelos animais marinhos como abrigo. No entanto, estes abrigos, pobres em complexidade de formas e em variedade de dimensões, não se adaptam eficazmente às preferências e necessidades da fauna marinha já exaustivamente referidas neste capítulo. É, por isso, importante proporcionar aos animais marinhos abrigos diferentes e melhor adaptados às suas exigências no sentido de aumentar a biodiversidade neste tipo de estruturas.

Objectivos do projecto

Este trabalho pretendeu aproveitar as facilidades logísticas, inerentes ao facto da construção do quebramar estar a decorrer, e as sinergias entre investigadores e a empresa construtora para, num esforço comum, realizar um estudo que envolveu a construção e colocação de diferentes módulos recifais em betão e que de outra forma seria bastante oneroso e complexo de implantar. Conseguiu-se assim optimizar custos, pela utilização dos meios existentes no terreno.

Este estudo tinha como objectivo pôr em prática os conhecimentos acumulados sobre a tecnologia dos recifes artificiais na sua vertente potenciadora da colonização biológica, no seguimento de estudos já efectuados pelo autor (Dias Santos, 2000).

Para isso aproveitou-se a fase de construção para montar 3 conjuntos de módulos de forma e tamanho variados que permitissem:

- colocar à disposição dos animais, abrigos diferentes dos formados pela sobreposição das pedras do enrocamento e adaptados às espécies alvo;
- inferir sobre a significância das diferenças da utilização e ocupação deste espaço quando comparado com as zonas adjacentes de enrocamento do quebramar;
- criar uma zona onde poderiam ser desenvolvidos futuros trabalhos de investigação científica, no âmbito da zoologia e ecologia marinhas e
- potenciar o desenvolvimento das espécies com interesse económico beneficiando, indirectamente, a pesca local.

Espécies alvo

O principal alvo foram as espécies bênticas que ao mesmo tempo fossem importantes economicamente. Duma forma geral os módulos foram pensados e concebidos para atender às necessidades e preferências dos seguintes organismos:

Invertebrados – polvos, chocos, lavagantes, santolas, sapateiras e navalheiras.

Peixes – bodiões, fanecas, sargos, douradas, moreias e congros.

4.9.2 Material e métodos

4.9.2.1 Concepção e construção dos módulos

Só fazia sentido introduzir, na estrutura do quebramar, abrigos com uma configuração diferente daquela gerada pelos intervalos entre as pedras do enrocamento. De acordo com os conhecimentos patentes na literatura, privilegiaram-se as estruturas tubulares e em meia-cana em que a entrada apresentasse uma relação altura/largura inferior a 1 e os abrigos de pequenas dimensões e com o fundo na horizontal. Tais abrigos deviam, também, ter uma forma e volume de acordo com as preferências das espécies alvo.

Tendo em conta estes pressupostos e também a facilidade de construção dos módulos, pela utilização de artefactos de betão já existentes no mercado, optou-se pela utilização de manilhas de betão, destinadas a condutas de água, e blocos de construção aos quais foram dados diferentes arranjos.

Tipologia dos abrigos

Para a construção dos três grupos de módulos recifais usaram-se as seguintes peças de betão pré-fabricado:

- 6 manilhas de betão com o diâmetro de 1 metro
- 36 blocos de construção de 0,45 x 0,20 x 0,15 m
- 6 manilhas com 0,5 m de diâmetro
- 6 manilhas com 0,3 m de diâmetro
- 6 manilhas com 0,2 m de diâmetro
- 6 manilhas com 0,2 m de diâmetro com três tubos de PVC no seu interior

Foram projectados 3 conjuntos de módulos recifais a implantar em grupo que proporcionariam vários tipos de abrigos com dimensões muito variáveis (desde 0,05 m de diâmetro nos tubos de pvc até 1 m de diâmetro nas manilhas maiores) e dispostos lado a lado num arranjo crescente desde as dimensões mais pequenas até às maiores. Este tipo de arranjo é importante para os crustáceos (lavagantes por exemplo) que assim, por altura da muda, encontram facilmente um abrigo próximo para onde se podem transferir sem percorrer grandes distâncias ficando menos vulneráveis à predação.

Cada conjunto era formado por duas manilhas de betão de 0,2 m de diâmetro, onde foram colocados tubos de PVC de 0,05 m envolvidos em betão (Fig. 121 A), outras duas com o mesmo diâmetro, outras duas com 0,3 m de diâmetro, outras duas com 50 cm de diâmetro e outras duas com um metro de diâmetro colocadas topo a topo de modo a formar uma espécie de gruta artificial e por fim uma estrutura paralelipipédica com as dimensões de 1,64 x 0,64 x 0,60 m composta por 12 blocos de construção envolvidos por uma cinta de betão armado Fig. 121 B). A parte funcional desta estrutura era constituída pelos alvéolos dos blocos de construção que ficavam voltados para fora Fig. 128).

Algumas destas estruturas foram construídas no estaleiro da obra do quebramar Fig. 121).

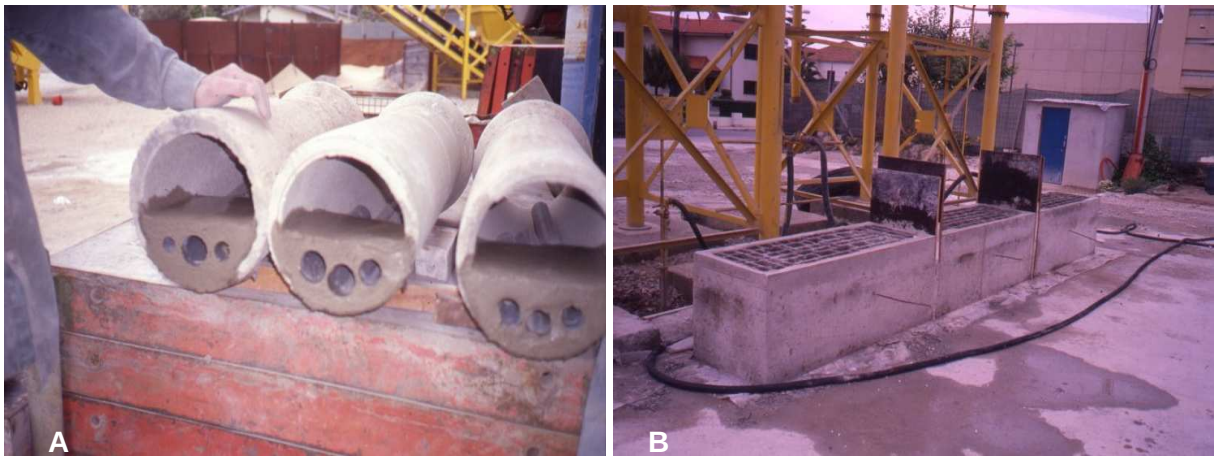


Figura 121 – A - Manilhas de Ø = 0,2 m onde foram incorporados os tubos de pvc de Ø = 0,05 m. B – Construção das estruturas com blocos de betão incorporados numa caixa de betão armado.

4.9.2.2 Implantação dos módulos

Local e cota de implantação

Um dos aspectos mais importantes foi a definição da cota a que estas estruturas foram colocadas. Se por um lado tinham de ficar sempre submersas, por outro, devia tentar evitar-se o seu assoreamento. Só tinha interesse, portanto, a sua colocação em locais situados pelo menos a um metro do fundo e abaixo do Z.H.. Foi necessário definir e encontrar locais em que entre estes dois referenciais existisse pelo menos um metro de intervalo (altura dos módulos de maiores dimensões).

Toda a estrutura de módulos teria de ser instalada na face interna do quebramar para permitir a sua monitorização. O local escolhido, que reunia estas condições, situa-se no terço sul do quebramar junto da reentrância desprovida de enrocamento, criada para a eventual colocação de equipamento técnico (Figs. 122, 123 e 124).

Este local com o fundo a mais de -2 m do Z.H. e de fácil acesso afigurava-se óptimo para o desenvolvimento deste projecto, o que mais tarde não se veio a verificar.

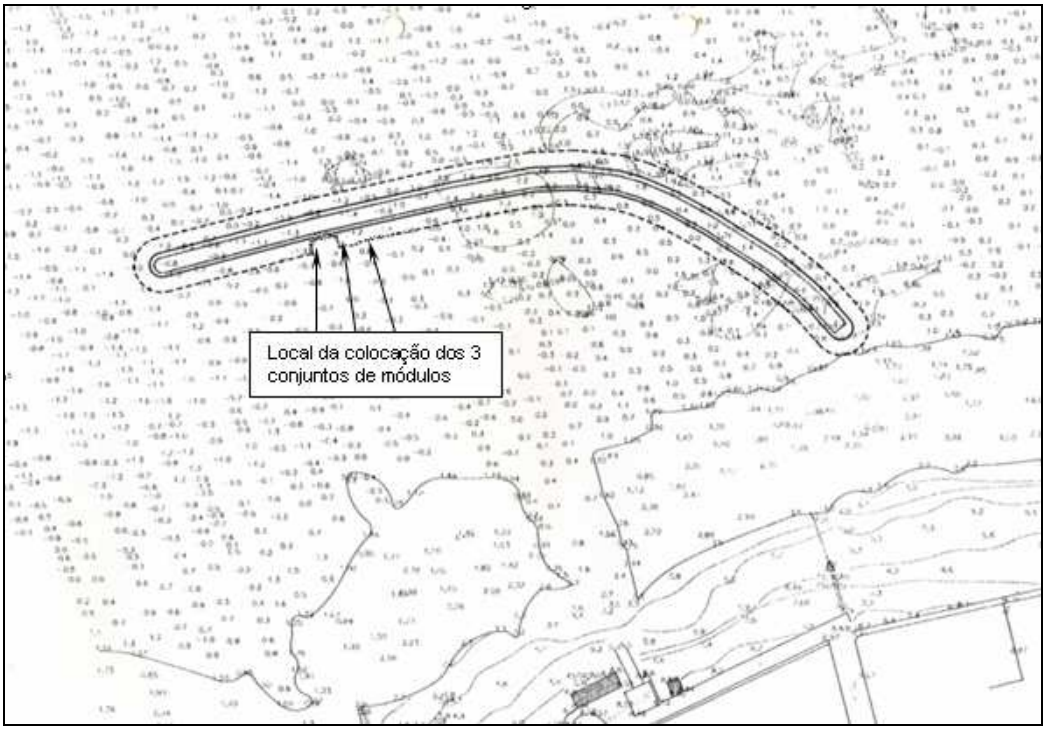


Figura 122 – Planta do quebramar e local onde foram colocados os módulos.
Adaptado de (IHRH, 1999).

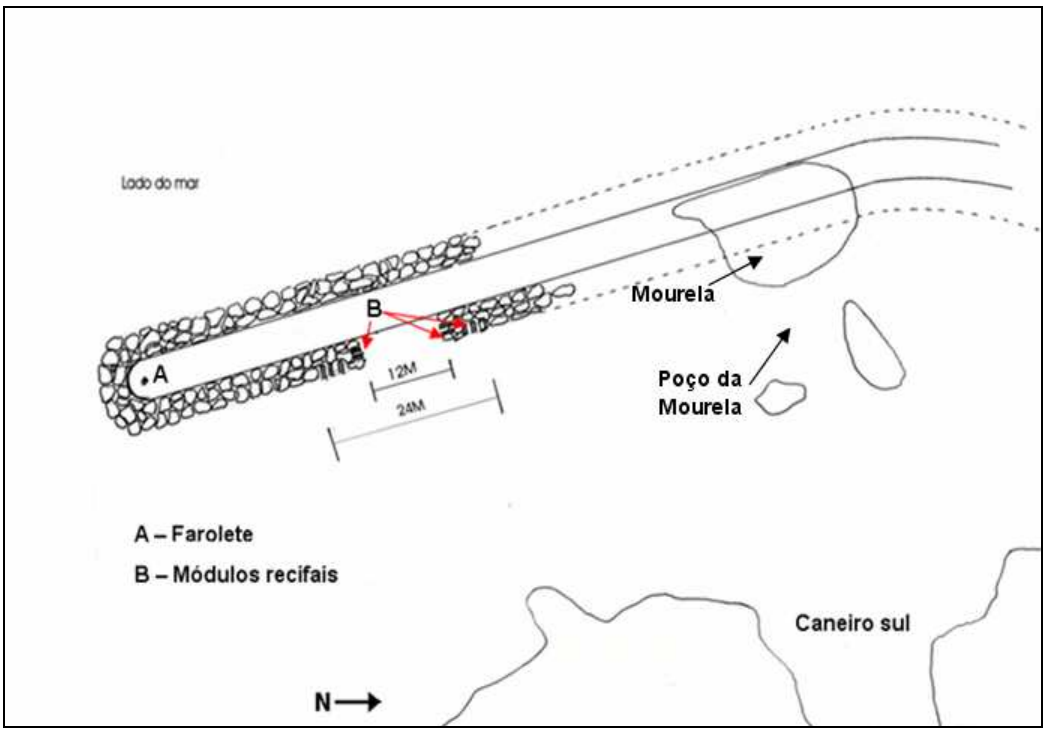


Figura 123 – Pormenor do terço sul do quebramar e local onde foram implantados os módulos.



Figura 124 – A –local da implantação dos módulos. B –Para regularizar o fundo usaram-se “geobags” com betão.

Transporte e colocação

Os módulos foram transportados em camião (Fig. 125) desde o estaleiro até ao local de implantação onde eram descarregados para a plataforma superior do quebramar (Fig. 126 e 127) sendo depois afundados com o auxílio de uma grua e colocados no lugar pelos mergulhadores (Fig. 128 e 129).



Figura 125 – transporte dos módulos para o quebramar.



Figura 126 – Os módulos antes do afundamento.



Figura 127 – Módulos de menor dimensão.



Figura 128 – Preparação para içar o módulo construído com blocos.





Figura 129 – Os módulos eram içados, afundados e colocados no lugar num trabalho conjunto do operador de grua e dos mergulhadores.

Depois de montado, o sistema de módulos recifais ficou constituído por 3 grupos idênticos, cada um com o arranjo espacial da figura 130, encaixado no enrocamento do quebramar e com as aberturas viradas para a massa de água como se pode ver na figura 131.

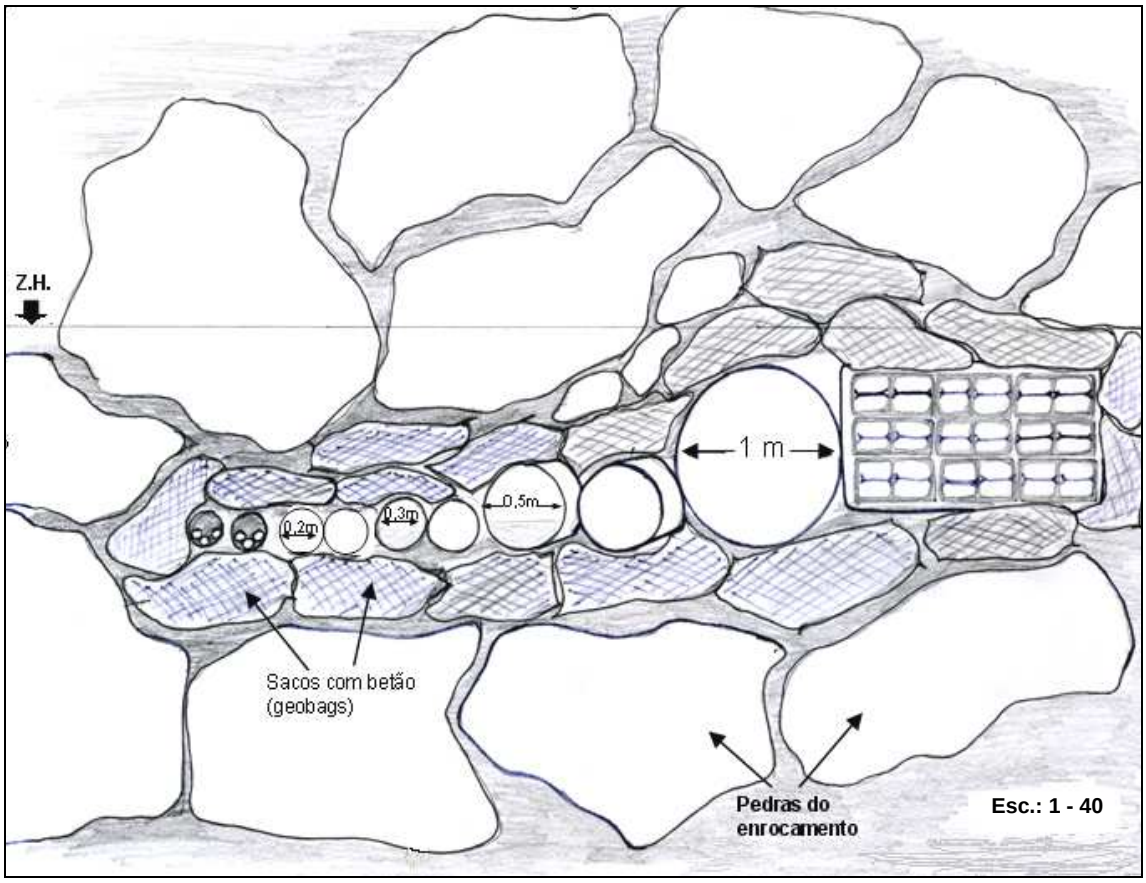


Figura 130 – Arranjo final do conjunto de módulos depois de montado no local pré-definido.

A montagem deste conjunto de recifes realizou-se nos dias 19 e 20 de Junho de 2002 da parte da tarde evitando as horas da preia-mar pois nessa altura os galgamentos das ondas dificultavam o acesso e os trabalhos em cima do quebramar.

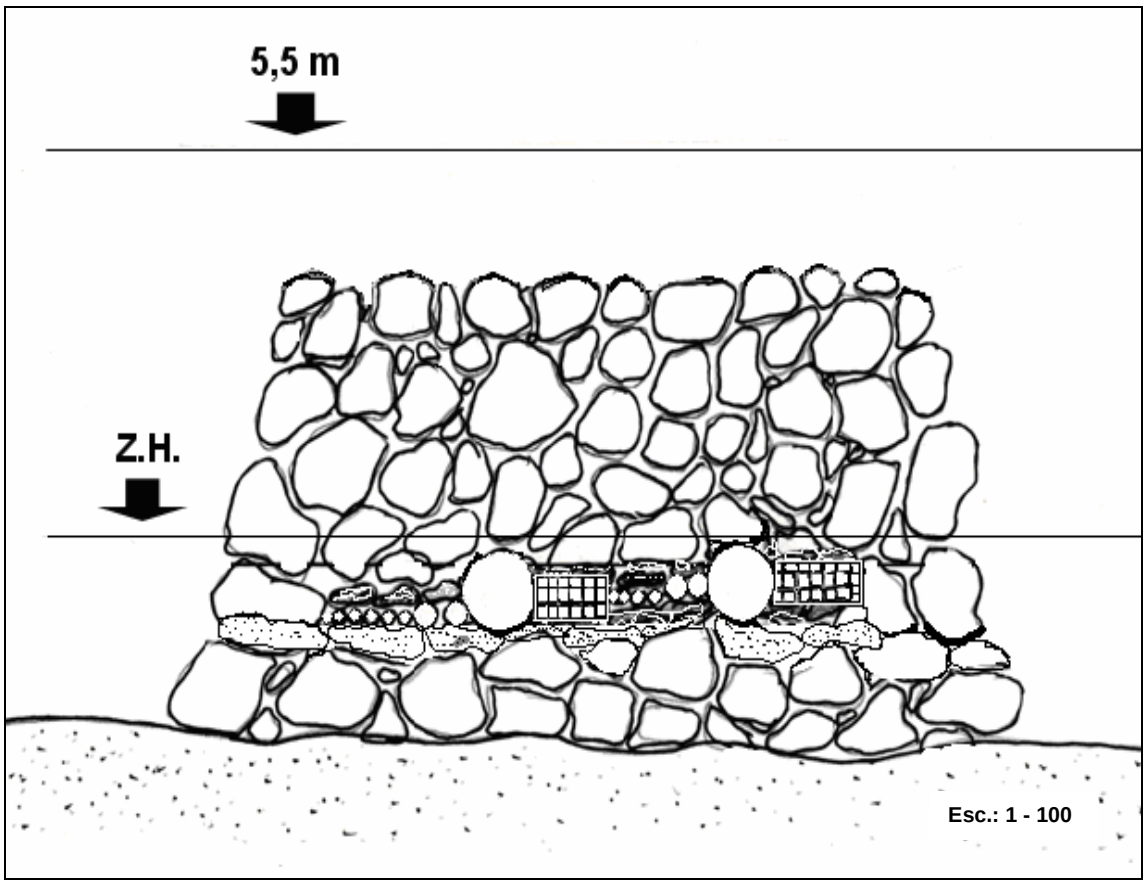


Figura 131 – Posição relativa dos módulos no enrocamento.

4.9.3 Resultados e discussão

Após a implantação deste sistema de recifes seguir-se-ia um período de monitorização da colonização biológica por observação, contagem e identificação das espécies. Este trabalho, que seria realizado através de mergulho com escafandro autónomo, não foi possível dadas as más condições de mergulho no local que inviabilizaram qualquer tentativa de monitorização eficiente e com carácter periódico.

Foram realizados vários mergulhos na zona de implantação dos módulos recifais tendo-se concluído da impossibilidade de monitorização destas estruturas em virtude da visibilidade quase nula que aí se verificava.

A difracção das ondas tem como consequência o arrastamento de suspensões, partículas de maiores dimensões e resíduos de várias origens, para o interior da baía criada pelo quebramar, permanecendo a água com uma turvação muito elevada durante todo o tempo.

As fotografias subaquáticas patentes no presente estudo, embora de fraca qualidade, registam o ambiente existente no local e foram seleccionadas entre centenas o que, por si só, ilustra as deficientes condições de visibilidade aí existentes.

O não cumprimento das disposições legais por parte da população e a inexistência de fiscalização, torna o acesso a esta zona ainda mais difícil visto que no Verão se encontrava, grande parte das vezes, a ser utilizada por banhistas e pescadores e na parte submersa abundavam as linhas, anzóis, armadilhas e mesmo fragmentos de redes tornando o mergulho difícil e perigoso.

Em alguns dos mergulhos foi possível verificar que alguns dos módulos mais pequenos se encontravam partidos e outros tapados por pedras do enrocamento entretanto deslocadas.

Através de relatos de pescadores desportivos e profissionais soube-se que na zona dos módulos existia camarão *Palaemon serratus,* em abundância e de grandes dimensões, que era capturado com pequenas armadilhas nas quais também se capturavam muitas navalheiras *Necora puber* e santolas *Maia Squinado*.

Toda a zona do enrocamento do lado interno foi colonizada pela alga castanha exótica *Sargassum muticum* (Fig. 132), por laminárias da espécie *Sacchoriza polyschides* Fig.133), por muitas outras espécies de algas verdes do género *Ulva* e também por várias espécies de algas vermelhas (Figs. 133 e 138).

Em mergulhos em que a visibilidade era menos má foi possível observar, a utilizar a estrutura, camarões e pequenos crustáceos da ordem Mysidacea bem como Maragotas (Blenídeos) (Fig.134), sargos *Diplodus vulgaris*, Peixes-rei *Atherina presbyter* (Fig.140), Bodiões *Symphodus melops* (Fig.141), navalheiras e santolas. No último mergulho efectuado no local, antes da zona ser completamente assoreada, que teve lugar em 15 de Julho de 2006, foi possível observar 24 santolas sendo uma delas de tamanho invulgar (80 cm de largura) Fig. 135).

As estruturas construídas em blocos de betão (Fig.136) e as manilhas de betão (Fig. 137), talvez por estarem mais próximas do fundo e cobertas por depósitos finos, apresentavam uma colonização biológica deficiente e inferior às pedras que se encontravam mais junto da superfície.

Os “geobags” usados como base ao núcleo do quebramar foram colonizados pelas ulváceas e um ano após a obra apresentavam-se já bastante danificados e rasgados (Figs. 138 e 139).

Por vezes, em ocasiões raras, era possível fotografar alguns peixes que frequentavam o local (Figs. 140 e 141).

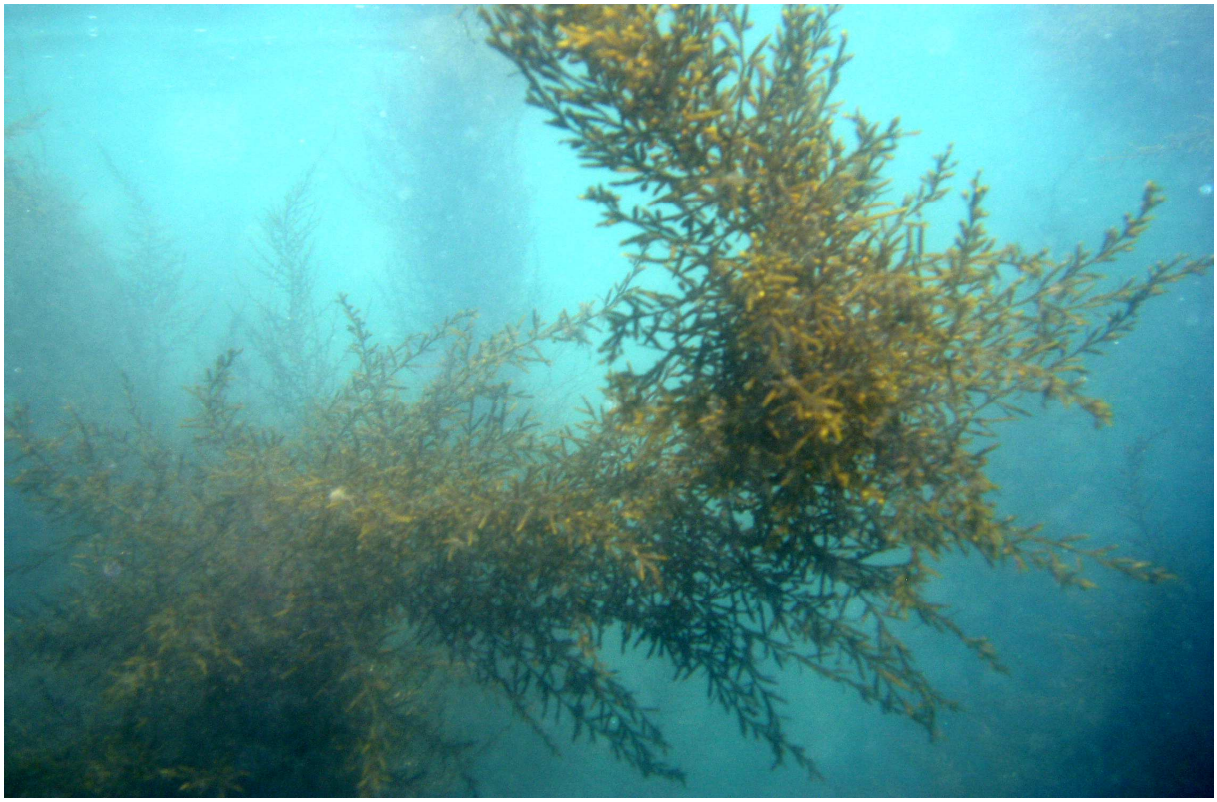


Figura 132 - *Sargassum muticum,* alga castanha infestante originária do oriente. Neste local alguns exemplares ultrapassavam os três metros de comprimento.

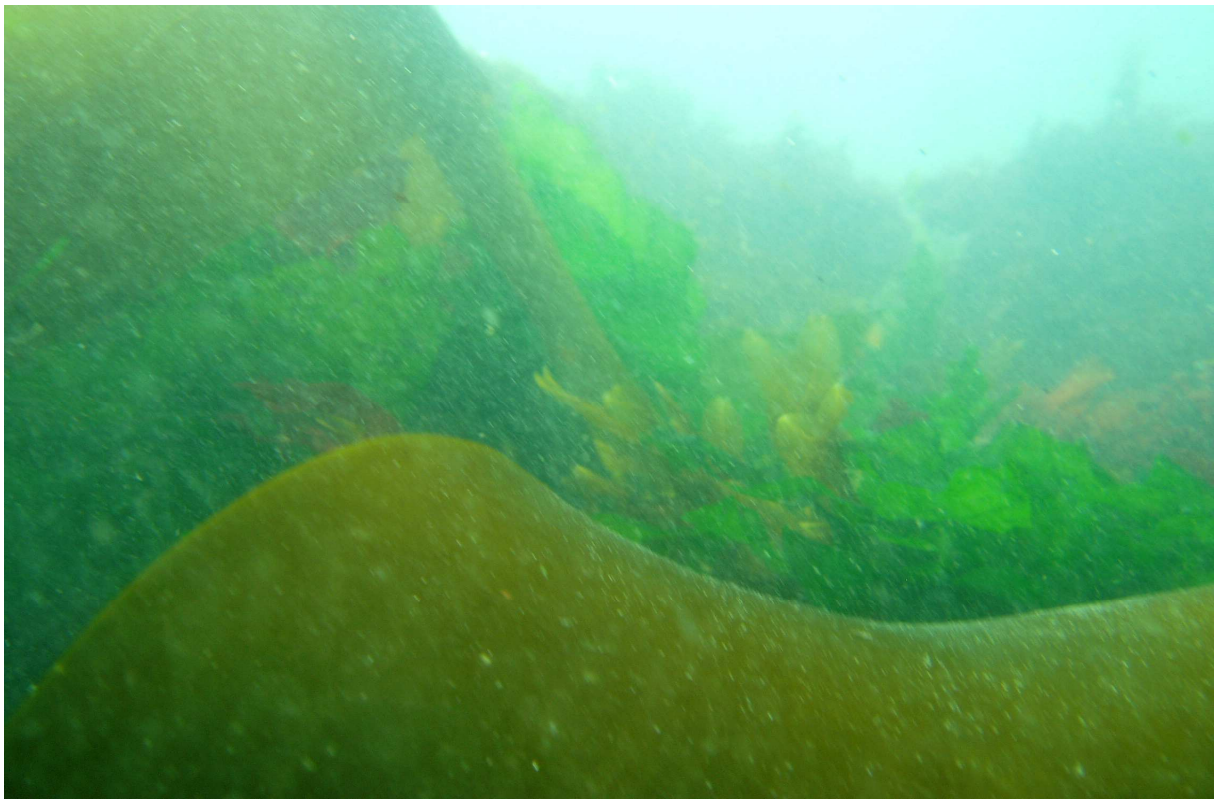


Figura 133 – Várias espécies de algas coexistindo nas rochas do enrocamento situadas mais próximo da superfície. Em primeiro plano a fronde de uma laminária *Sacchoriza polyschides* de grande porte.

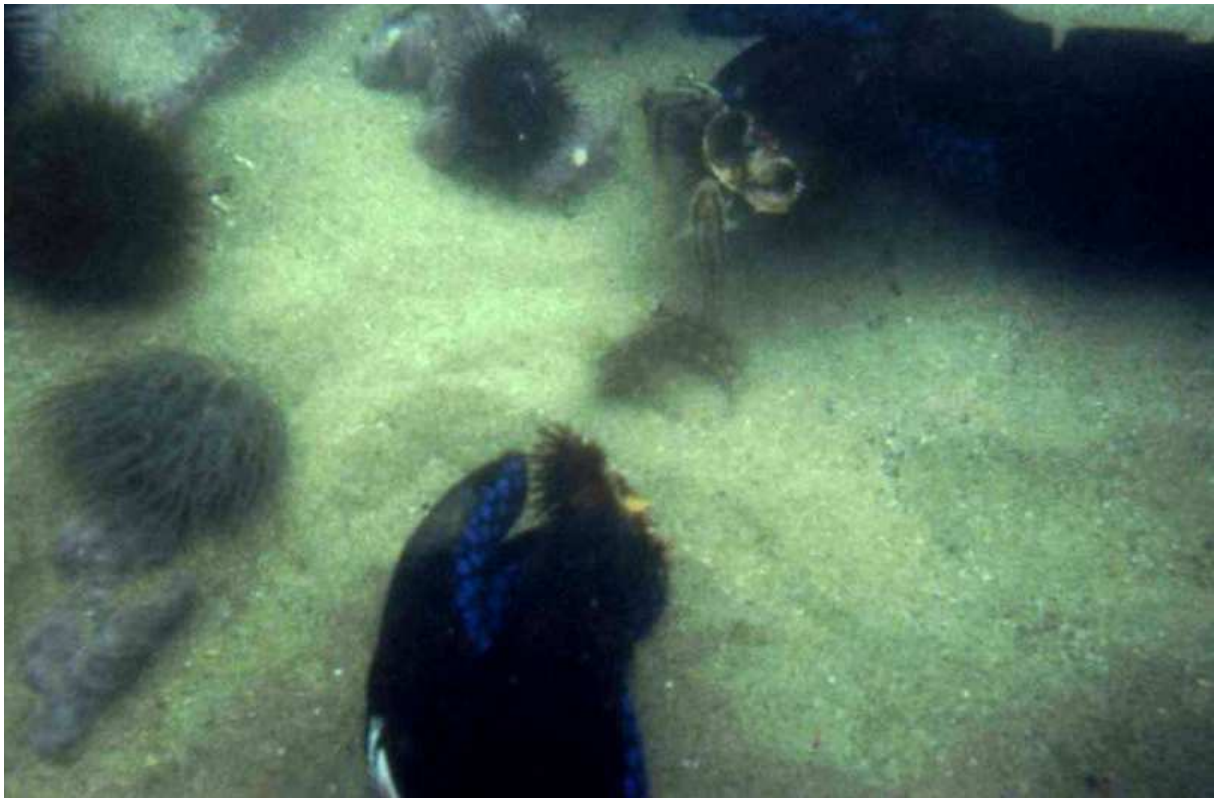


Figura 134 – O autor alimentando à mão os blenídeos (fot. de Filipe Areia).

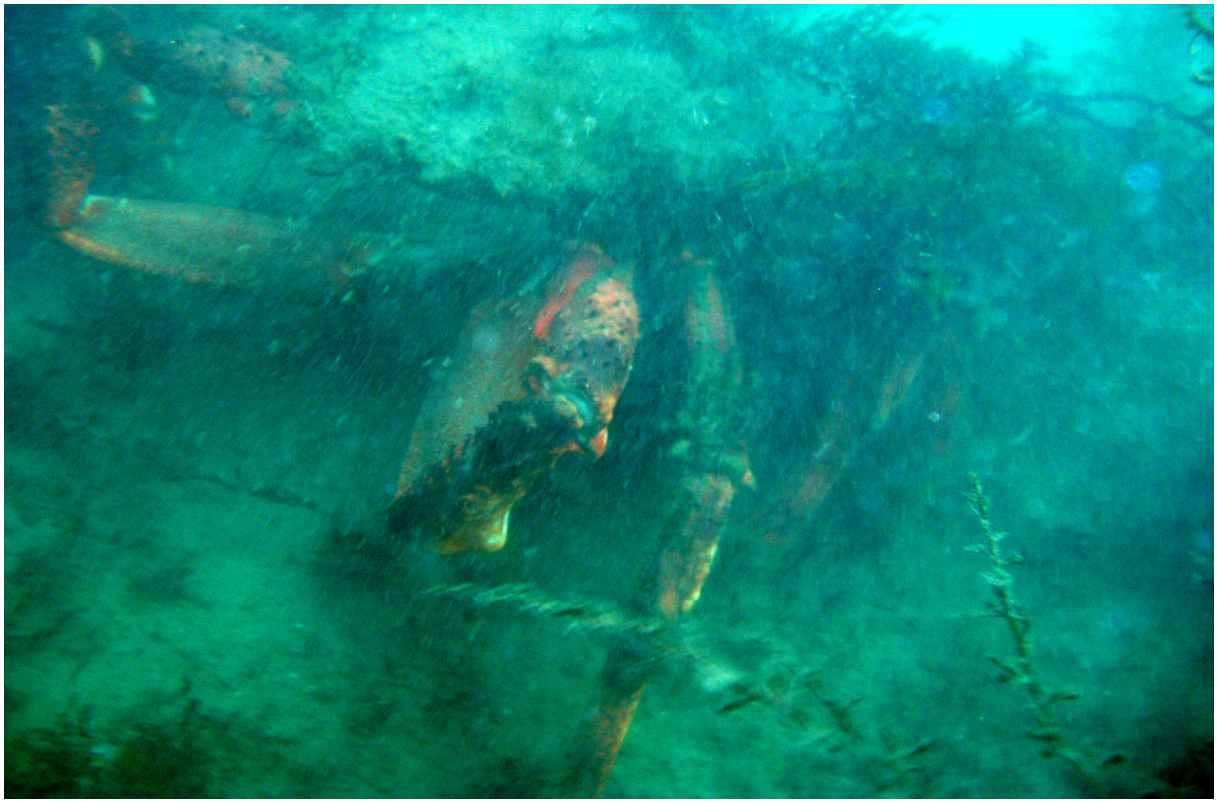


Figura 135 – Santola *Maia Squinado*, com um tamanho fora do vulgar, cerca de 80 cm de largura.

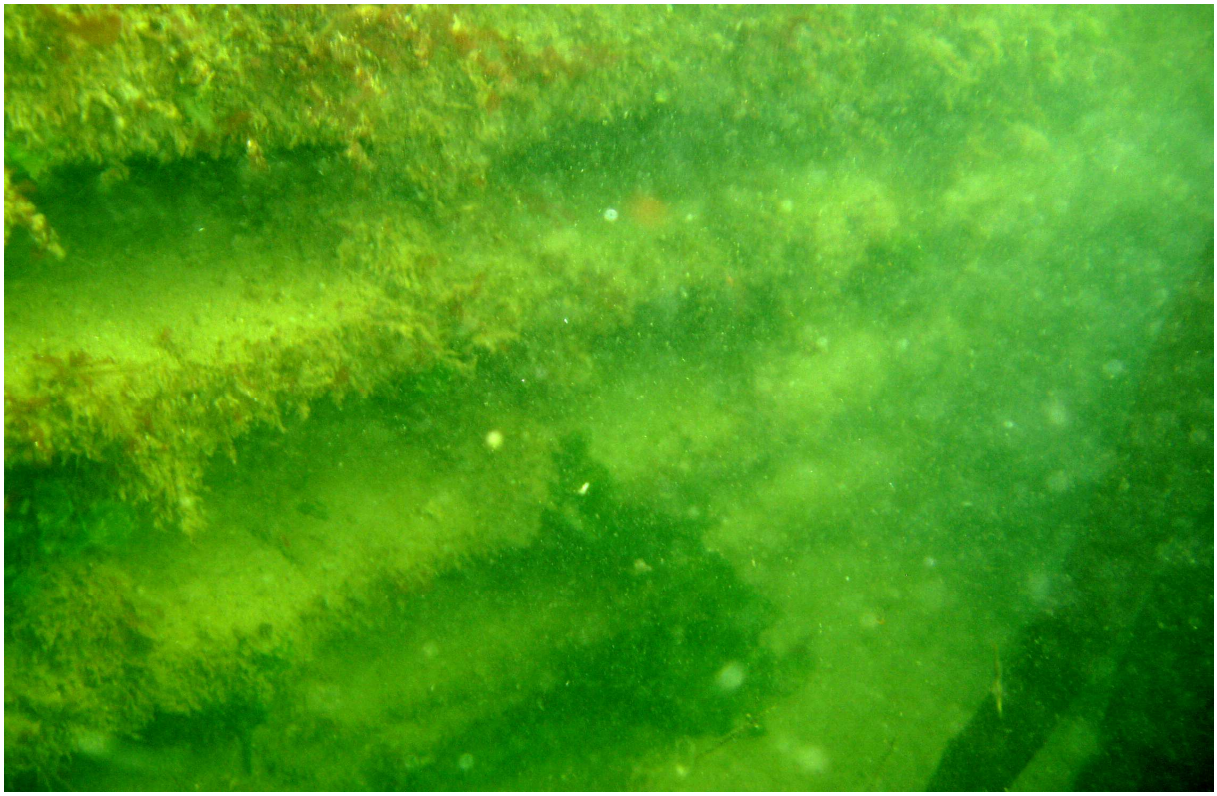


Figura 136 – Aspecto de um dos módulos construídos com blocos de betão quatro anos após o afundamento. Julho de 2006.

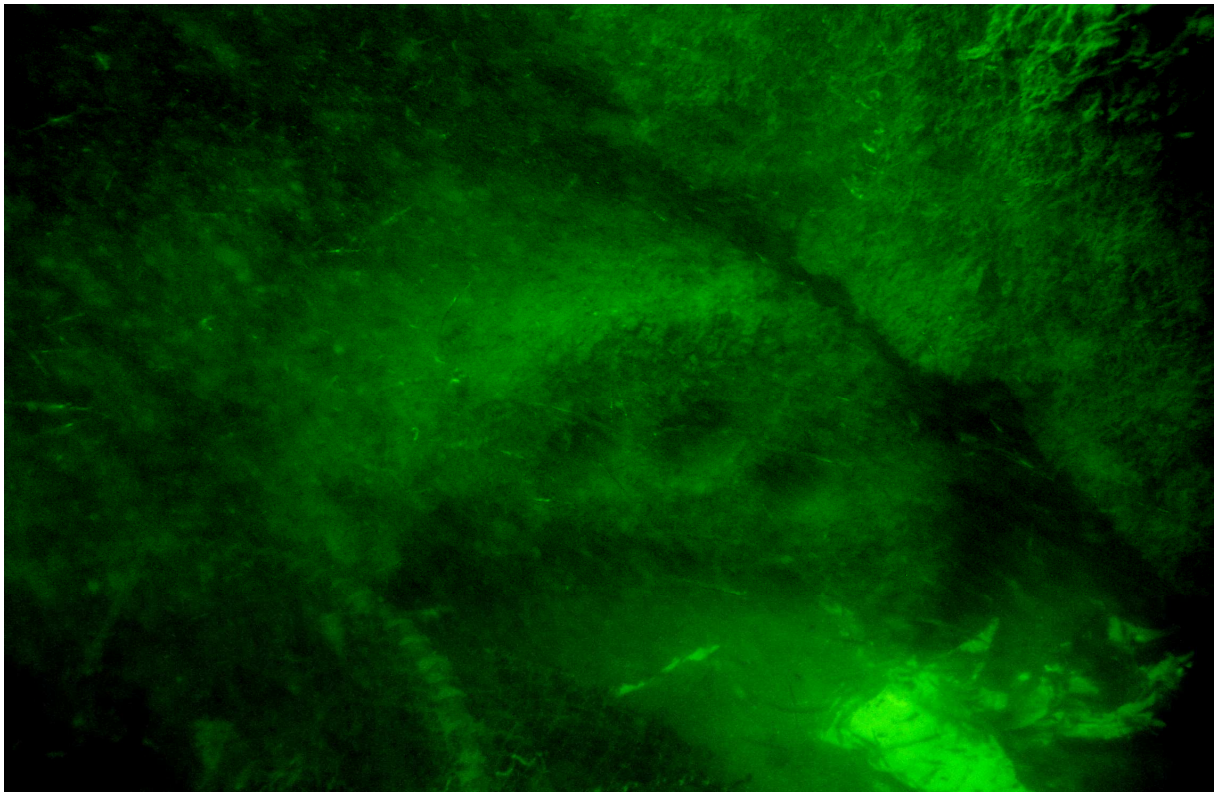


Figura 137 – Uma das manilhas de betão com inclusão dos tubos de pvc. Apresenta-se invertida e parcialmente enterrada. As partículas que surgem em primeiro plano são pequenos crustáceos misidáceos. Em baixo pode ver-se uma armadilha de rede, usada para a captura de crustáceos a partir da plataforma superior do quebramar, que ficou presa nas pedras. Julho de 2006.

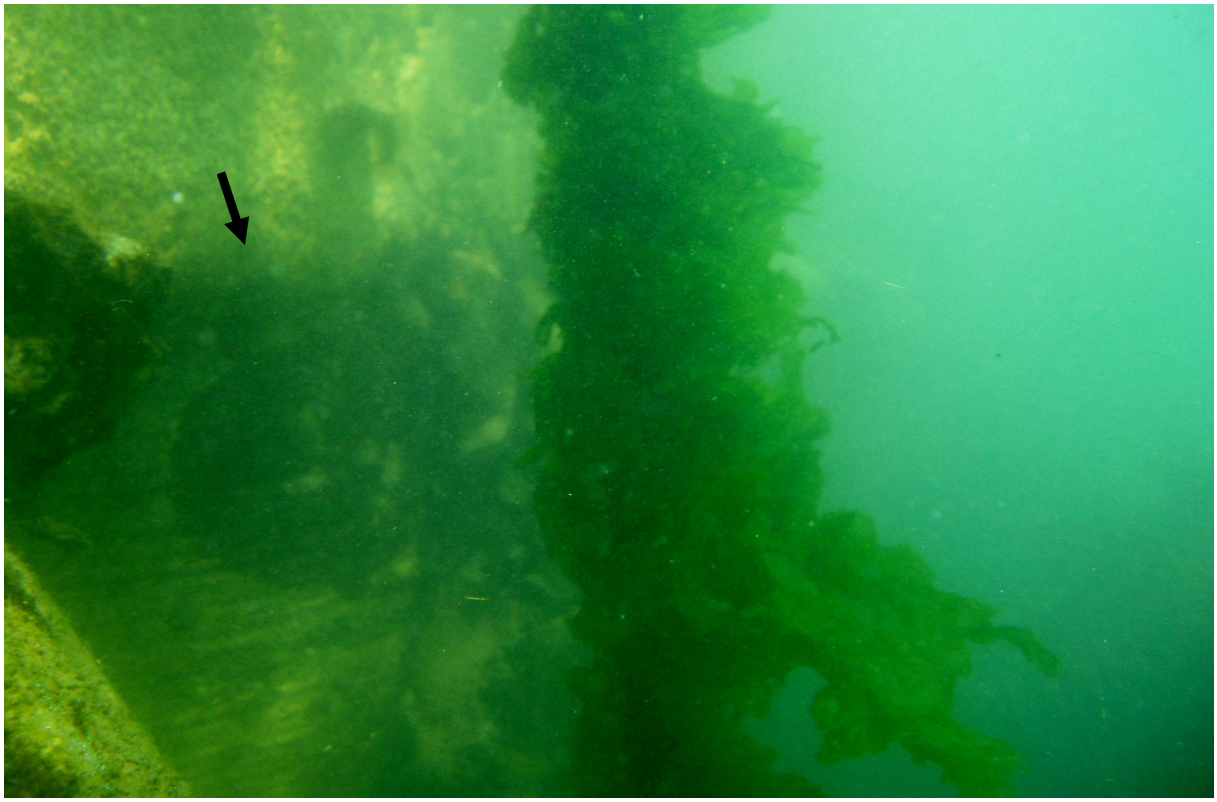


Figura 138 – A seta indica a zona de transição entre a base de “geobags” com betão e o núcleo do quebramar. Em primeiro plano vê-se um cabo completamente colonizado por algas do género *Ulva.* Alguns mexilhões crescem sobre os “geobags”. A não existência de algas na parede deve-se provavelmente à deposição de sedimentos finos o que não acontece no cabo devido ao movimento.



Figura 139 – Outro aspecto dos “geobags”, aqui já bastante deteriorados.



Figura 140 – exemplar de Peixe-rei *Atherina presbyter*, fotografado na zona dos módulos. Julho de 2006.

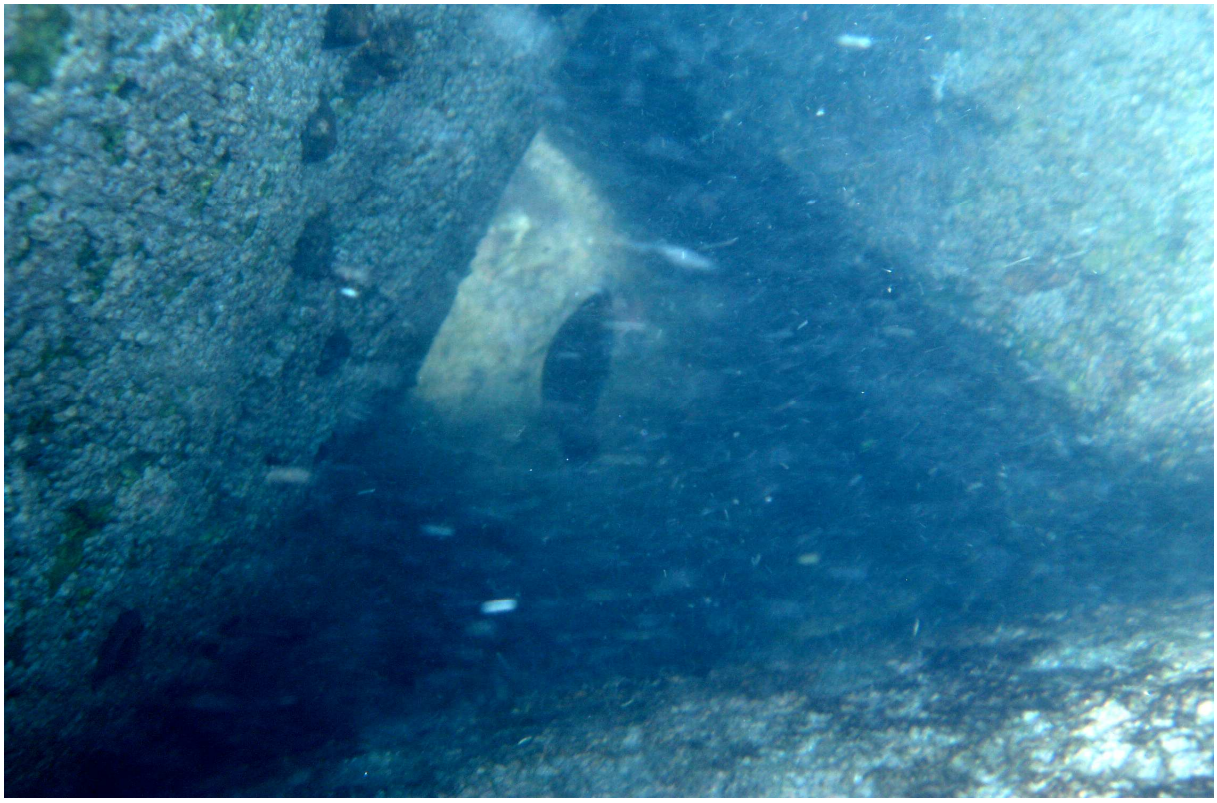


Figura 141 – Bodião *Symphodus melops*, fotografado junto dos módulos. Julho de 2006.

CAPÍTULO 5

IMPACTOS GEOMORFOLÓGICOS E BIOFÍSICOS



Não se descobrem novos oceanos se não se tiver a coragem de perder a terra de vista

André Gide (1869-1951)

5. Impactos Geomorfológicos e Biofísicos

5.1 Introdução

Todas as obras marítimas como quebramares, obras aderentes, molhes etc., construídas na zona costeira implicam sempre impactos de vários tipos. As alterações na morfologia da faixa costeira, na dinâmica dos sedimentos e na agitação marítima local constituem impactos directos que por sua vez induzem impactos indirectos sobre a fauna e flora. Tais impactos traduzem-se em distúrbios na dinâmica e na biologia das populações e em redistribuições espaciais de algumas espécies.
Da mesma forma, a construção do quebramar destacado da Aguda, provocou impactos de vários tipos, em toda a sua área de influência, nomeadamente: mudanças nos estados locais de agitação marítima (a nível de altura e rumos das ondas), alterações morfológicas e fisiográficas e influências na fauna e flora da zona.

5.1.1 Alterações morfológicas e fisiográficas da faixa costeira

Reveste-se de grande importância o estudo da hidrodinâmica marítima quando o objectivo é compreender a dinâmica dos sedimentos e as alterações físicas da costa. O mar é essencialmente um agente de transporte de sedimentos, embora a sua acção erosiva sobre as rochas da costa também contribua para a formação de uma certa quantidade de rocha sedimentar. A estas duas fontes de sedimentos é necessário acrescentar aqueles que têm origem biológica, constituídos por fragmentos de conchas, carapaças e outros tecidos de origem animal. Os sedimentos são originados sobretudo por erosão, nas bacias hidrográficas, e transportados para o mar pelos rios. Para uma melhor compreensão deste tema dever-se-á ter em conta os diversos processos que mobilizam, transportam e depositam sedimentos, desde os mecanismos da erosão hídrica ao longo de toda a extensão das bacias hidrográficas e, depois, já no mar, as correntes de origem eólica e principalmente as correntes de deriva, a agitação marítima e a actividade antrópica no litoral.

5.1.2 Alteração na dinâmica de sedimentos e erosão costeira

A faixa costeira é uma região dotada de mobilidade sedimentar e morfológica, com expressão mensurável a qualquer escala temporal de observação. Essa mobilidade encontra-se descrita em literatura de âmbito variado que tende a agrupar-se em duas categorias essenciais: a de micro-escala temporal, sazonal, ou de ordem escassamente superior, típica da Engenharia Costeira, e a de macro-escala temporal, compreendendo períodos longos, característica das Ciências da Terra.
A transfiguração do litoral é um fenómeno contínuo e continuado no tempo e a evolução costeira, a uma escala temporal longa, resulta da acumulação de respostas sucessivas de menor dimensão e duração temporal. Qualquer tipo de modelo preditivo sobre evolução costeira actualmente em uso

assume que o sistema litoral se encontra em equilíbrio dinâmico e se adapta à actividade ou à variação dos factores forçadores (naturais ou antrópicos) que se sucedem no tempo. No sistema litoral ocorrem equilíbrios não estáticos, quer estáveis quer dinâmicos. As perturbações reconhecidas no registo geológico agrupam-se em duas categorias essenciais: as que se associam a eventos extremos de inundação da faixa costeira (eventos singulares de alta energia) e as que resultam de acumulação de respostas e adaptações dinâmicas a solicitações sucessivas de pequena intensidade, actualmente muitas vezes originadas pelas actividades económicas do Homem.

Os eventos singulares de alta energia que produziram transformações rápidas e irreversíveis quer no aspecto morfológico quer do balanço sedimentar no último milénio no litoral português relacionam-se com a actividade sísmica nos fundos oceânicos. Em particular o maremoto associado ao terramoto de 1755, que afectou a totalidade da fachada ocidental e meridional da Península Ibérica até Gibraltar (Andrade & Freitas, 2001).

Actualmente o fornecimento de sedimentos às praias tem vindo a diminuir. Este facto deve-se a algumas causas que importam estudar. Uma das primeiras causas que podemos apontar para este facto é de origem natural e é a subida do nível do mar. Este facto impede que os rios forneçam a mesma quantidade de sedimentos para a plataforma continental, acumulando-se estes nos estuários, (Dias, 1990).

Outra das causas, não menos importante, resulta da intervenção antrópica. Com efeito, a existência de barragens na bacia internacional do rio Douro (36 só em Portugal), dificulta o fornecimento de sedimentos para a zona litoral norte, ao reter mais de 80% do volume de areia que anteriormente à sua construção eram transportados pelos rios da bacia hidrográfica do Douro (Dias, 1990).

No presente o volume anual de sedimentos transportados na bacia do Douro varia entre 0 e 0,2 milhões de metros cúbicos por ano (Veloso-Gomes, Taveira Pinto, Barbosa, Neves & Coelho, 2002).



Figura 143 – Estuário e foz do rio Douro na zona das cidades do Porto e Gaia.

O rio Douro (Fig. 143) até finais do séc. XIX, anteriormente à existência de barragens, fornecia um volume médio anual de sedimentos de cerca de 0,75 a 1 milhão de m^3 (Reis, 2002). Desta forma, a acreção de novos sedimentos compensaria a falta daqueles que eram levados pela corrente de deriva mantendo-se assim as praias numa situação de equilíbrio dinâmico.

A costa arenosa sofre erosão porque a capacidade potencial de transporte da corrente de deriva (entre 1 e 2 milhões de m^3 de sedimentos por ano) excede largamente o volume de sedimentos fornecido pelos rios (no presente entre 0 e 0,2 milhões de m^3 por ano) (Veloso Gomes *et al*, 2002).

A subida do nível médio do mar potencia a erosão ao elevar a cota a que se faz sentir o efeito mecânico das ondas e à qual se verifica o máximo transporte por via da corrente de deriva.

A diminuição da carga sedimentar transportada pelos rios, relacionada com a existência de barragens, a extracção de areias, nas albufeiras, destinadas à construção civil e também a presença, na zona costeira, de obstáculos à corrente de deriva, são factores de perturbação do equilíbrio dos sedimentos nas praias (Fig. 144).



Figura 144 – Praia rectilínea sem interrupções da deriva litoral, S.Jacinto 26.10.03 (à esquerda). Interrupção da Corrente de Deriva por um quebramar transversal resulta na acreção a barlamar do obstáculo e erosão a sotamar, Cortegaça 26.10.03.



Figura 145 - Exutor da ETAR da Madalena e respectivo enrocamento de protecção (seta) (esquerda). Quebramar da Aguda (direita). A barlamar destas estruturas verifica-se uma grande acumulação de sedimentos provocada pela interrupção da corrente de deriva e pela difracção das ondas. Adaptado de www.googleart.com (2008).

No litoral de V. N. de Gaia encontram-se como exemplos principais de intervenção antrópica na costa, o esporão transversal de protecção ao exutor submarino da ETAR da Madalena na praia de Canide Sul e o quebramar destacado da Aguda (Fig. 145). Os novos molhes na embocadura do rio Douro (Fig. 143), em fase final de construção, irão também influenciar, duma forma não muito previsível, a dinâmica de sedimentos a sul da foz do Douro.

5.1.3 A erosão na costa ocidental norte de Portugal

A costa ocidental norte, sobretudo entre as cidades do Porto e de Aveiro tem um longo historial de erosão e de recuo da linha de costa que remonta a meados do séc. XIX. Os troços de costa que, actualmente, se encontram numa situação de erosão mais severa, localizam-se na zona centro, a

norte e a sul da cidade de Aveiro, nomeadamente entre Esmoriz e o Furadouro e entre a Costa Nova e a praia da Vagueira. Tem sido reportado, para estes locais, um recuo da linha de costa de cerca de dez metros por ano nos últimos 50 anos (Veloso Gomes *et al*, 2002).

A cidade de Espinho, localizada a cerca de 5 km a sul da Aguda, tem vindo a sofrer sucessivas invasões do mar desde 1869 e a sua parte ocidental foi destruída em 1909 (Ferreira Diniz, 1909).

Segundo o Padre Lima citado por Quinta (1999), em 1866 a distância entre a linha do Caminho de Ferro e a praia era de 450 m, em 1875 era de 350 m e em 1912 era já só de 140 m.

Efectivamente, entre 1869 e 1874 houve tantas invasões do mar que a população foi obrigada a recuar cerca de 95 metros. Nos anos seguintes, várias incursões do mar, tiveram como consequência a destruição de casas e outras instalações de que a mais mediática foi, concerteza, a derrocada da igreja de N.ª Sr.ª da Ajuda, em 1904, que está bem documentada em notícias da época (Fig. 146).

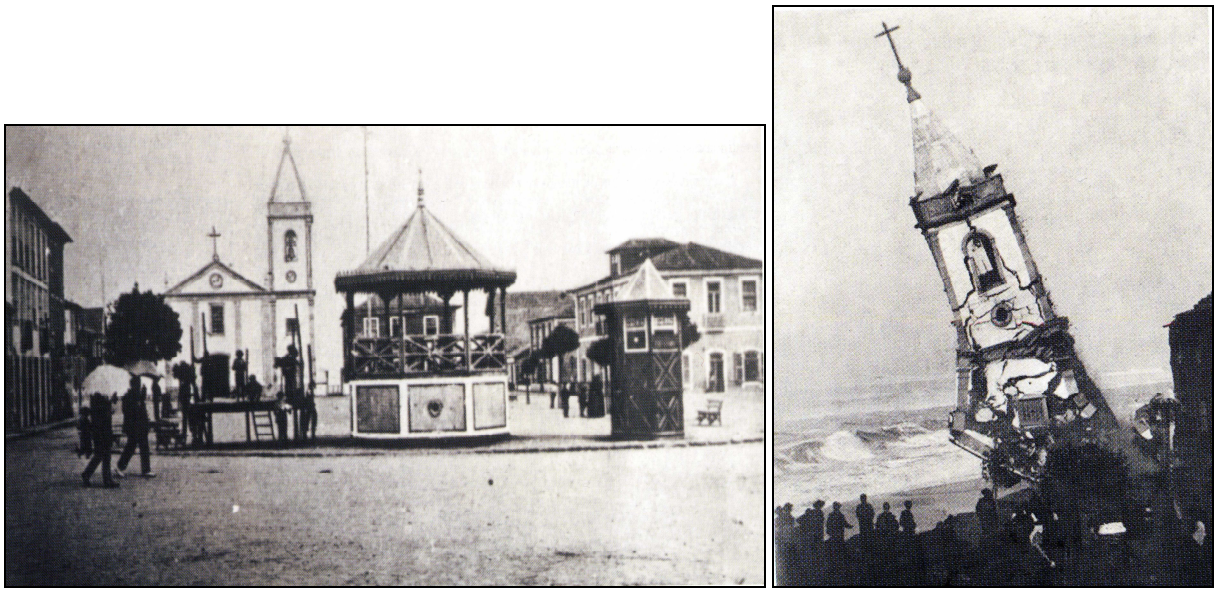


Figura 146 – A Praça Velha (à esquerda) onde se situava a Igreja Matriz, segunda capela de N.ª Sr.ª da Ajuda, foi parcialmente destruída pelo mar em 1897 e em 1898 a Igreja foi também destruída. Em 1904 deu-se a derrocada da torre (à direita). Arquivo da Biblioteca Municipal de Espinho.

Em 1908 uma comissão, apoiada pelos meios de comunicação, pressionou o poder político no sentido de construir uma defesa sólida que protegesse as edificações situadas em frente ao mar.

Em 1909 foi erguida uma grande muralha longitudinal com 3,5 m de altura e uma extensão de 354 m (Fig. 147) (Quinta, 1999).

Nos anos seguintes esta muralha foi parcialmente destruída pelo mar e reconstruída de novo até que, em 1911, se abandonou a sua reconstrução iniciando-se um período em que a defesa costeira se tem caracterizado pela implantação de esporões transversais, primeiro construídos em madeira e depois em pedra e betão, estratégia essa que, entre sucessos e insucessos, se tem mantido até aos dias de hoje.

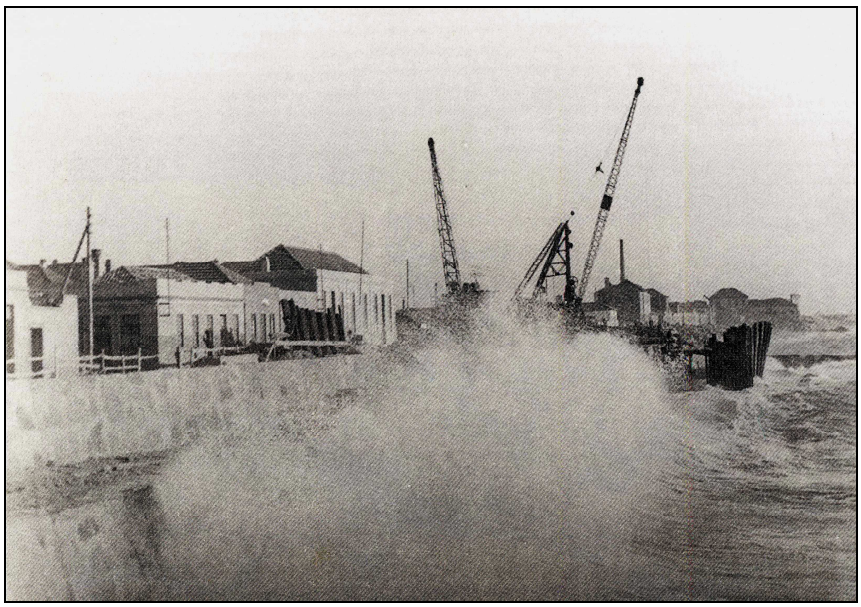


Figura 147 – O mar a bater forte na muralha, Rua 2, 1949. Arquivo da Biblioteca Municipal de Espinho.

Nos anos sessenta e setenta do séc. XX, mesmo depois da construção do esporão norte, o mar invadiu por várias vezes a zona das piscinas e a marginal (Fig. 148).



Figura 148 – Escadaria de acesso à praia em frente à rua 19 invadida pelas ondas (esquerda) e prejuízos causados na Avenida 8 (direita) durante as tempestades de 1979. Arquivo da Biblioteca Municipal de Espinho.

A história de Espinho tem sido escrita ao ritmo dos avanços do mar, tendo a linha de costa sofrido vários recuos (Fig. 149).

A frente edificada mantém-se estável desde 1912, mas só foi possível estabilizar a praia a partir de 1997, ano em que todos os esporões foram reconstruídos e reforçados. É, no entanto, lamentável que os responsáveis políticos não apreendam as lições do passado recente, que neste caso estão até muito bem documentadas, e insistam em construir estruturas e equipamentos numa área que

mais tarde ou mais cedo o mar irá reclamar. Os episódios mais antigos de erosão e recuo da linha da costa nesta zona não podem ser relacionados directamente nem com a existência de barragens nem com a construção do porto de Leixões (finalizado em 1895) pois tiveram o seu início muitos anos antes da construção desses empreendimentos.

Nessas épocas passadas, como na actualidade, a razão para esses acontecimentos deve ser procurada na urbanização e artificialização de zonas de risco, demasiado próximas ao mar, com a consequente destruição dos cordões dunares aí existentes, entrando em conflito directo com um mar que, desde a última glaciação, se encontra em transgressão.

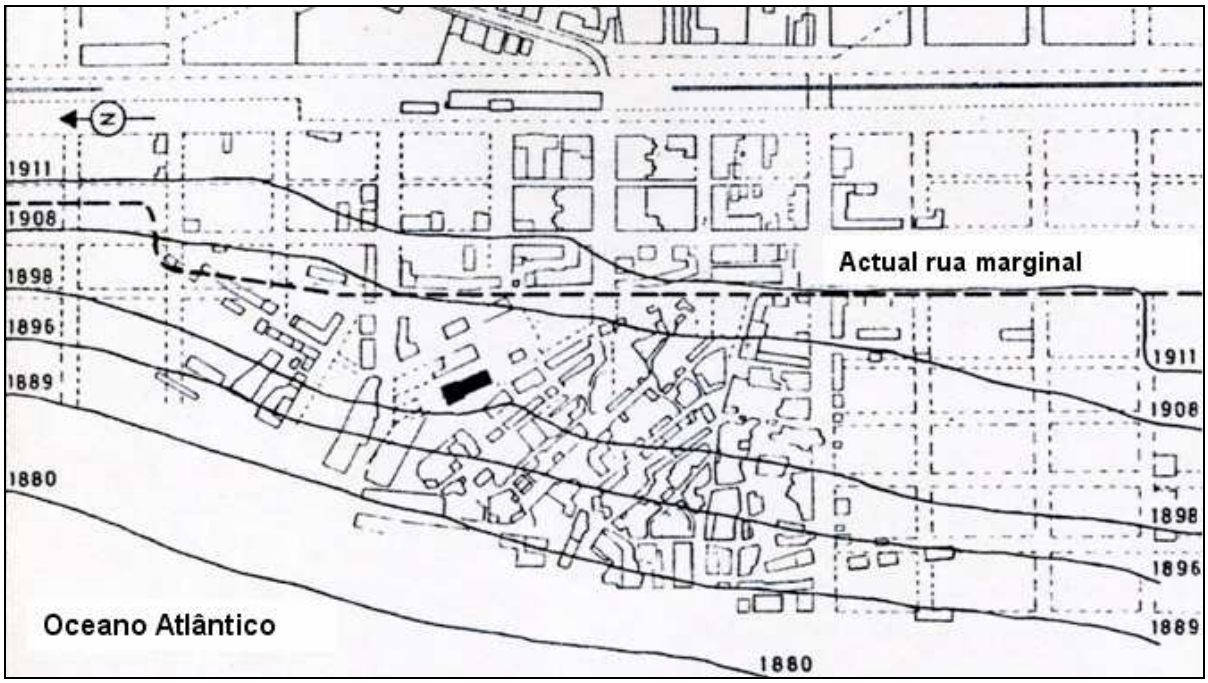


Figura 149 – Recuo da frente urbana de Espinho entre 1880 e a actualidade. Adaptado de Mota Oliveira & Martins, (1991).

Na Praia da Aguda eram também frequentes as invasões do mar em dias de tempestade, de marés vivas ou quando estes dois fenómenos, por coincidência, surgiam associados. Nessas ocasiões, na década de 1940 o mar invadia ruas e embatia contra as casas da primeira linha (Fig.150).

Também neste caso as construções foram edificadas demasiado próximo do mar e em zona de duna primária, o que tornava as casas muito vulneráveis. Estas situações aconteciam, sobretudo, por causa da praia apresentar um declive suave que terminava à cota do edificado marginal, o que permitia que as ondas, no seu espraiamento, alcançassem os arruamentos e as casas (Fig.150).

Com a construção do arruamento marginal, assente num enrocamento, estes problemas foram minimizados. No entanto, até ao ano 2000, altura em que foi erguido um pequeno muro deflector (0,5 m de altura) entre a praia e a rua do Mar, era frequente, em dias de marés vivas, o mar invadir esta rua e parte da rua dos Pescadores.



Figura 150 – A. O mar a invadir a zona marginal da Praia da Aguda. B. O mar na Rua Alfredo Dias e Rua dos Pescadores. C. Espraiamento das ondas na Rua Alfredo Dias. D. As ondas a bater na fachada de uma casa da Rua Alfredo Dias. Anos 40 do Séc. XX (Weber, Jesus & Santos, 2002).

5.2 Impactos fisiográficos e geomorfológicos do quebramar da Aguda

5.2.1 Alterações nas condições locais da agitação marítima

A construção do quebramar provocou alterações no clima de agitação marítimo na sua zona de influência. Numa costa caracterizada pelo elevado hidrodinamismo a construção do quebramar veio introduzir um elemento novo protagonizado pela criação de uma zona praticamente isenta de ondulação.

Entre o quebramar e terra, principalmente depois da formação do tômbolo, criou-se uma baía de águas calmas (Figs. 151 e 152) e assim uma grande parte da praia da Aguda tornou-se um ecossistema diferente, uma “praia abrigada”.



Figura 151 – Baía interior ao quebramar. Situação de preia–mar, 2003.



Figura 152 – Baía interior ao quebramar. Situação de baixa-mar, 2003.

5.2.2 Alterações na direcção e rumo das ondas

O fenómeno de difracção das ondas, facilmente observável na figura 153, faz com que, num sector limitado, a ondulação mude de rumo. Como a ondulação dominante neste trecho da costa portuguesa é de noroeste, no referido sector passa a ser de sudoeste. Este facto embora com pequena expressão geográfica pode provocar, localmente, uma redistribuição de certas espécies conforme as suas preferências pelo grau de exposição à acção mecânica das ondas.



Figura 153 – Quebramar e sua zona de influência em 2005. Observe-se a difracção das ondas.

5.2.3 Alterações na dinâmica dos sedimentos

5.2.3.1 Considerações gerais

O quebramar, que foi projectado e construído como um quebramar destacado para não provocar significativa interrupção na deriva litoral, cedo demonstrou ir constituir-se como um importante elemento de transformação de toda a praia. Assim, e provavelmente pela excessiva proximidade a terra, a difracção das ondas provocou a formação de um tômbolo de areia cujo vértice encosta ao terço norte do quebramar (ver cap. 1 para uma revisão do significado destes conceitos).
A deriva litoral foi interrompida, comportando-se a estrutura como uma obra enraizada em terra, com uma componente transversal a essa mesma deriva, tendendo a acumular areia a barlamar. Como consequência deste processo verificou-se o assoreamento de uma área significativa de rochas da zona intertidal com a inevitável morte dos organismos que a ocupavam. Por oposição, na zona influenciada pela difracção das ondas bem como na zona mais a sul, em que houve erosão, assistiu-se a um descobrimento de uma grande área rochosa, até então coberta por areia, que começou a ser colonizada pelos organismos marinhos e onde se assiste agora aos fenómenos normais de sucessão ecológica. Por outro lado poderá verificar-se uma transferência local dos organismos típicos da areia para as zonas onde esta se acumulou recentemente.
Desde 2003 que são retirados, antes da época balnear, alguns milhares de metros cúbicos de areia da zona do tômbolo para realimentar artificialmente a praia da Aguda sul e a praia da Granja. Não obstante, o volume do tômbolo aumentou sempre quer em altura quer em área, assemelhando-se agora a uma colina que já soterrou o topo norte do quebramar e a base do farolim respectivo (Fig. 154), ultrapassando os 6 m de altura (Z.H.).



Figura 154 – Soterramento do topo norte do quebramar. Da esquerda para a direita, vista de nascente, vista de sul, vista de poente. 13 de Maio de 2005.

5.2.3.2 O desenvolvimento do tômbolo na praia da Aguda e a acumulação de areias

Segundo Larson & Kraus (1995) um tômbolo é um tipo de morfologia litoral de 1ª ordem composta por um corpo arenoso que liga um ilhéu a terra.

Os tômbolos são formados pela acção da dupla difracção das ondas, sobre os sedimentos, gerada quando estas encontram um obstáculo. Possuem uma forma triangular característica, cujo vértice aponta para o obstáculo que lhe deu origem podendo mesmo alcançá-lo se este estiver suficientemente perto de terra (Fig. 155).



Figura 155 – Tômbolo formado pela presença de afloramento rochoso natural. As setas indicam o movimento induzido nos sedimentos pela dupla difracção das ondas. Praia de Miramar, 26.10.03.

Um quebramar destacado assume-se como um obstáculo à livre progressão das ondas e por isso dá origem à formação de um tômbolo.

As alterações morfológicas que ocorrem num determinado segmento costeiro na sequência da construção de um quebramar destacado dependem da disponibilidade sedimentar, das características do sedimento, da topografia da praia submersa e da configuração do quebramar (Ming & Chiew, 2000).

O critério para a formação de tômbolos depende sobretudo da razão entre a distância do quebramar à praia (J) e o comprimento do quebramar (I). Segundo Dally & Pope (1986) e Ming & Chiew (2000) estas duas variáveis permitem prever se o litoral responde à implantação de um quebramar destacado com a formação de uma praia em ponta ou de um tômbolo. Com base na razão J/I, estes autores consideram que se $J/I \geq 0{,}8$ forma-se uma praia em ponta e que para valores de $J/I < 0{,}8$ forma-se um tômbolo.

Este critério teórico não tem um carácter universal, existindo situações reais, como a que se pode observar na figura 155, em que não se verifica.

No entanto, aplicando este critério às condições da praia da Aguda, para um quebramar com 330 m de comprimento, obtém-se o valor de 0,48 se for considerada a maior distância à linha de praia (160 m) e o valor de 0,24 se for considerada a distância da ponta norte à linha de praia (80 m). Em qualquer dos casos obtém-se um valor bastante inferior a 0,8 e daí a inevitabilidade da formação de um tômbolo. Para se ter formado não um tômbolo mas uma praia em ponta, no caso da Aguda, O quebramar teria de ter sido construído a uma distância da praia duas vezes superior ou teria de ter cerca de metade do comprimento, o que poderia comprometer o seu objectivo.

A grande e rápida acumulação de areias na praia da Aguda, consequência da implantação do quebramar, deu-se devido ao efeito combinado da dupla difracção das ondas, que provoca a formação de tômbolos, e da interrupção da corrente de deriva litoral.

Após a conclusão das obras, rapidamente se estabeleceu um tômbolo cujo vértice encostava no topo norte do quebramar. Embora, nos primeiros dias, este tômbolo fosse de pequena dimensão e galgável na preia-mar (Fig. 156) não demorou duas semanas para que se desenvolvesse o suficiente de modo a interromper a corrente de deriva. Para este facto contribuiu a deposição de areias numa zona da praia (em frente à Estação Litoral da Aguda) onde devido à difracção das ondas, no topo sul do quebramar, existe uma inversão localizada da corrente de deriva que aí se efectua de sul para norte e, também, a incompleta retirada das areias acumuladas a barlamar do esporão provisório de acesso ao quebramar, após a sua desmontagem, por falta de condições de segurança. Com efeito, devido ao início da época balnear e à total falta de disciplina dos veraneantes associada à incapacidade de os controlar, por parte do dono da obra e das autoridades, o prosseguimento dos trabalhos tornou-se inconciliável com a aplicação das mais elementares regras de segurança, o que provocou a sua interrupção (Fig.157).



Figura 156 – Imediatamente a seguir ao fim das obras estabeleceu-se um pequeno tômbolo de areia que durante duas a três semanas foi galgável na preia-mar. Julho de 2002.



Figura 157 – Veraneantes e máquinas pesadas conviviam numa promiscuidade perigosa. Julho de 2002.

A partir da altura em que se estabeleceu o tômbolo, a acreção de areias não parou mais, acumulando-se a norte (barlamar) os sedimentos trazidos até aí pela corrente de deriva, enquanto que na sua face sul, o tômbolo ia crescendo alimentado pelas areias empurradas para norte pela onda difractada. Medições periódicas do acréscimo de areia no hemi-tômbolo sul conduziram aos resultados patentes na figura 158. Pode verificar-se que num período de 8 meses a acumulação de areia foi de 19 690 m^3 o que correspondeu a cerca de 2 462 m^3 mensais.

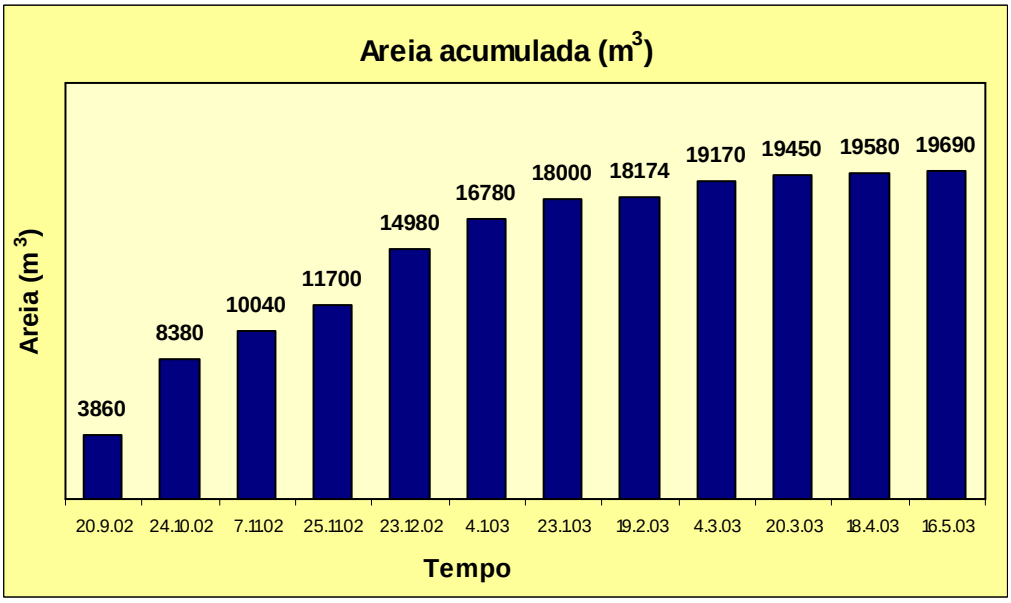


Figura 158 – Crescimento do hemi-tômbolo do lado sul ao longo dos primeiros oito meses após a conclusão da obra.

Em Junho de 2003 foi efectuada a primeira transposição de areias desde o tômbolo para a praia da Granja, acção que se viria a repetir nos anos seguintes, pelo que o aumento de volume do tômbolo passou a ter pouco significado até ao mês de Julho de 2006, altura em que a praia entretanto formada no lado poente do quebramar atingiu o topo sul do mesmo e a areia começou a entrar em grandes quantidades na baía interna.

A acreção de sedimentos verificada a barlamar da estrutura e o volume do tômbolo foram estimados em 20 000 m^3/ano desde o início da obra até ao final de 2004 (Baptista, 2006).

Baptista, Bastos & Veloso Gomes (2004) utilizando uma metodologia de GPS diferencial (DGPS) monitorizaram a zona de influência do quebramar desde Fevereiro de 2001 (oito meses antes do início da obra) até Janeiro de 2003 (seis meses depois do fim da obra). Dividiram a zona em quatro sectores (A, B, C e D), o sector A situava-se a barlamar e era o mais afastado do quebramar, o sector B situava-se também a barlamar, imediatamente a norte do quebramar, o sector C incluía a metade sul do tômbolo e o sector D estava a sotamar do quebramar. Concluíram que em três destes sectores houve acreção (A, B e C) e que houve erosão no sector D (Tab. 22).

Tabela 22 – Variação dos volumes absolutos de sedimentos entre Fevereiro de 2001 e Janeiro de 2003. Estes valores incluem os volumes correspondentes às transferências artificiais de areias (Baptista *et al*, 2004).

	Sector A (m^3/m)	Sector B (m^3/m)	Sector C (m^3/m)	Sector D (m^3/m)
Antes da obra	250	200	50 a 100	50 a 100
Durante a obra	300	300	100	50
Após a obra	300	400	300	50

Toda a geomorfologia da zona se alterou bastante nos anos subsequentes à implantação do quebramar. As figuras 159 e 160 dão conta, duma forma inequívoca, dessas transformações.



Figura 159 – A – Praia da Aguda em 2003, 1 ano após a construção do quebramar. B – Praia da Aguda em 2005, 3 anos após a construção do quebramar.



Figura 160 – A – Praia da Aguda em 1998, antes do início da obra do quebramar. Adaptado de www.it-geo.pt. B – Praia da Aguda em 2005, 3 anos após a construção do quebramar. Adaptado de www.googlearth.com.

Quando o tômbolo atingiu a saturação foi-se desenvolvendo uma praia em declive do lado poente do quebramar e encostada a este (Fig. 161). A corrente de deriva e o consequente transporte de sedimentos restabeleceu-se aí e a praia assim formada atingiu o topo sul do quebramar no Verão de 2006 (Julho), (Fig.162 A). A partir desta altura a areia começou a entrar para dentro da baía em grandes quantidades, empurrada pelas ondas difractadas (Fig.162 B), assoreando os fundos da baía que, no Inverno de 2008, estava já completamente assoreada (Fig. 163).



Figura 161 – A – Início da formação de uma praia pelo lado poente do quebramar, 6-4-2004. B – O avanço da areia soterrou importantes comunidades animais como as colónias de barroeira e de mexilhões.



Figura 162 – A – Em Julho de 2006 já a praia se estendia até ao topo sul do quebramar. B – Como resultado da difracção da onda a areia foi entrando na baía.



Figura 163 – Em Setembro de 2007 a baía encontrava-se quase completamente assoreada e o canal de navegação era já muito estreito na baixa-mar.

O assoreamento da baía foi um processo bastante rápido que as imagens que se seguem documentam duma forma bastante elucidativa (Figs. 164 a 173).



Figura 164 – A areia começou a entrar na baía sendo visível uma pequena praia junto do topo sul do lado interno, 31-7-2006.



Figura 165 – A quantidade de areia ia aumentando e progredindo de sul para norte, 10-8-2006.



Figura 166 – A areia ia entrando, aproximando-se do tômbolo, 27-8-2006.



Figura 167 – A baía ia ficando progressivamente mais assoreada, 12-9-2006.



Figura 168 – A “língua” de areia ia progredindo para norte, 10-10-2006.



Figura 169 – A “língua” de areia encostou ao tômbolo, 21-2-2007.



Figura 170 – A areia ocupava todo o lado interno do quebramar, 17-4-2007.



Figura 171 – No Verão seguinte notou-se a entrada de maiores quantidades de areia, 31-8-2007.



Figura 172 – A baía interna ao quebramar estava já muito assoreada, 28-9-2007.



Figura 173 – A baía completamente assoreada, 27-12-2007.

A areia acumulada ocupa uma área de cerca de três hectares com uma altura média de 3 metros, totalizando um volume superior a 90 000 m^3 na zona sempre emersa. Na área da baía que permanece submersa na preia-mar a areia acumulada encheu praticamente toda a baía que tinha uma profundidade média de –2 m (Z.H.) e, portanto, existem actualmente aí cerca de 20 000 m^3. Do lado de fora (poente) do quebramar formou-se uma praia que foi crescendo de norte para sul, em

função do restabelecimento da deriva pelo lado externo do quebramar, onde existe uma quantidade de areia acumulada difícil de calcular mas que pelas dimensões que apresenta (cerca de dois metros de altura média, seis metros de largura e 300 m de comprimento) será da ordem dos 3 600 m^3. Somando estes valores poderá então afirmar-se que a areia acumulada variará entre os 110 000 m^3 e os 150 000 m^3.

A norte da estrutura a praia tornou-se consideravelmente mais larga, por via da areia acumulada, aumentando também a disponibilidade de areia para reforço das dunas existentes neste local.

5.2.3.3 A erosão

Na zona de influência do quebramar deu-se uma alteração importante na dinâmica de sedimentos, ocorrendo nuns locais acreção, conforme descrito no ponto anterior, e erosão noutros. Tal como se pode verificar na figura 160 B (pág. 190), foi num espaço situado entre a Estação Litoral da Aguda e a Praia da Granja que a erosão se tornou mais grave. Em alguns locais a areia foi completamente removida (Fig. 174).



Figura 174 – Erosão a sotamar. Dezembro de 2003.

O sistema dunar entre a Aguda e a Granja, já fragilizado pela instalação das condutas do saneamento, em plena duna primária, no final da década de noventa, tem sido severamente erodido nestes últimos anos.

O recuo sofrido pela duna na zona das piscinas da Granja foi de cerca de dez metros, ou seja, dois terços da sua largura aquando da construção das novas piscinas da Granja (Fig. 175) no final da década de noventa.

As figuras 176, 177 e 178 mostram alguns aspectos da erosão na zona entre a Aguda e a Granja.



Figura 175 – A seta vermelha indica a largura da duna em 2005 e a linha branca a sua posição actual. Adaptado de www.googlearth.com.



Figura 176 – Em Dezembro de 2003 a duna tinha já recuado vários metros e junto da ribeira da Granja (à esquerda) a tubagem do saneamento ficou exposta.



Figura 177 – O mesmo local da duna entre a Aguda e a Granja. A fotografia da esquerda é de Agosto de 2004 e a da direita é de Fevereiro de 2008. Nestes três anos e meio a duna recuou cerca de quatro metros, de nada valendo a realimentação artificial de areias efectuada neste local antes de cada Verão.



Figura 178 – A – Caixa de visita e tubagem do saneamento expostos aos elementos. B – Complexo de piscinas da Granja em risco. Fevereiro de 2008.

Em níveis inferiores aqueles ocupados actualmente pelos sedimentos da praia moderna apareceram, na zona da praia da Aguda /Granja, depósitos marinhos datados de entre 150 000 a 120 000 anos (Fig. 179) e que correspondem a uma praia antiga que aqui, por ser uma zona de abatimento se encontram a uma cota inferior aos da praia actual.

Encontram-se também depósitos sedimentares do que seriam fundos de lagoas de água doce (Fig. 180), ricas em matéria orgânica e onde esta sofreu decomposição na ausência de oxigénio. Nestas lagoas, de água parada, com um ambiente ácido e anaeróbio os sedimentos, muito finos, adquiriram cores desde o verde-escuro ao negro. Tais sedimentos lagunares também já foram datados, sabendo-se que apresentam idades compreendidas entre os nove e os oito mil anos (Fig.180).



Figura 179 - Arqueólogo observando pedra talhada ainda inserida no depósito marinho com cerca de 120 000 anos. Praia da Granja 11-2-2005.



Figura 180 – Depósitos lagunares ricos em matéria orgânica datados de há 9000 anos.

A datação destes depósitos faz-se pelo método da termoluminiscência (T.L.) dos grãos de quartzo e feldspato, que se baseia na medição da luminiscência emitida pelo objecto em questão e que foi adquirida por absorção de radiação cósmica até ao momento do seu enterramento.

A datação pelo método do carbono 14 só é possível se existir matéria orgânica e só é valida até a um máximo de 40 000 anos.

A plataforma de abrasão marinha onde assentam estes sedimentos é constituída por rochas metamórficas, sobretudo gneisses e micaxistos. Encaixados nestas, surgem filões e batólitos de quartzo e de quartzito.

Antes, muito antes, da modernidade a praia da Aguda foi ocupada por povos pré-históricos dos quais foram, recentemente, encontrados vestígios incorporados em depósitos marinhos antigos (Fig. 179).

Nos séculos anteriores à ocupação por pescadores, em finais do Séc.XIX, esta zona terá permanecido sem ocupação humana o que explica a escassez de vestígios arqueológicos, pelo menos nos territórios mais próximos ao mar. Mas nem sempre foi assim.

Nos últimos anos e devido à erosão em determinados locais da praia, têm sido encontrados vestígios de ocupação humana e outros que podem ajudar a entender a evolução geológica desta zona bem como aspectos da sua ocupação antropológica, desde há alguns milhares de anos atrás.

Enquanto a humanidade evoluía e ocupava os vários continentes, sucediam-se os períodos glaciares influenciando a evolução dos seres vivos e provocando avanços e recuos dos oceanos. O penúltimo período glaciar, o Wiss terminou há cerca de 150 000 anos e a última glaciação, o Würm, deu-se desde há 95 000 anos até 10 000 anos. Há cerca de 20 000 anos ocorreu o pico mais frio da última glaciação, correspondendo à altura em que o mar estaria mais afastado da actual costa.

No final da glaciação de Wiss o Homem de Neandertal estabeleceu-se em toda a Europa e também na Península Ibérica, vivendo aí durante o período inter-glacial. O *Homo sapiens* surgiu em África cerca do início da última glaciação e chegou à Europa há cerca de 40 000 anos.

A Península Ibérica por ser o ponto mais distante da rota de migração foi a região que manteve até mais recentemente as populações de Neandertais aparecendo os registos mais recentes de *Homo Neandertalensis* datados de 27 M.A. e os mais antigos de *Homo sapiens* de 35 M.A, havendo portanto uma coexistência dos dois grupos durante alguns milhares de anos.

Nos sedimentos destas praias os investigadores tem encontrado inúmeros artefactos de quartzo e quartzito produzidos pelos primeiros habitantes desta zona: pedras bifaces (Fig.181), machados de mão (Fig. 182), núcleos (peças de quartzo donde extraíam as lascas) (Fig.183), e mós (Fig.184).

As pedras lascadas designam-se por raspadores e poderiam ter várias utilizações no quotidiano destes povos como arrancar moluscos das rochas, retirar restos de carne dos despojos deixados pelos grandes predadores, cortar peles etc. (Jordan, 2004).



Figura 181 – Pedra talhada.



Figura 182 – Machado de mão.



Figura 183 – Núcleo de quartzo.

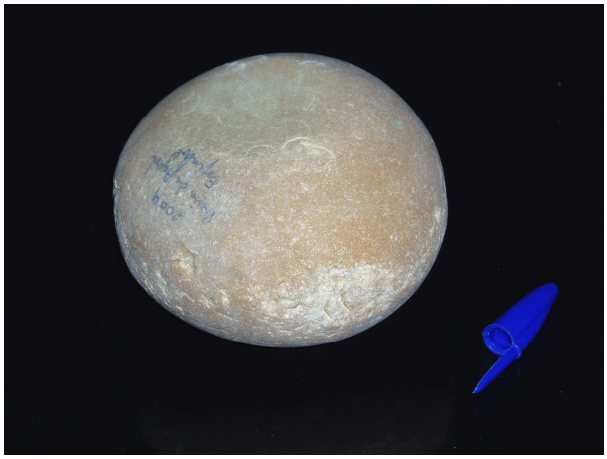


Figura 184 – Mó para esmagar sementes.

Para além destas peças soltas (que não são passíveis de datação) foi já possível aos arqueólogos desenterrar dos depósitos marinhos já datados, alguns destes artefactos o que corrobora a sua contemporaneidade (Fig. 179).

5.2.4 A transferência de areias

Dragagens, aterros e escavações, operações cada vez mais realizadas em obras de renovação da orla costeira, alteram as relativamente estáveis condições existentes nos fundos. A ressuspensão de materiais finos leva-os para outros locais onde destroem habitates por siltação (cobertura de organismos por siltes e argilas). As dragagens libertam sulfuretos, que causam odores desagradáveis e baixam os teores em oxigénio, pondo em perigo as espécies. A ressuspensão de metais pesados e de hidrocarbonetos pode incrementar a toxicidade das águas costeiras (Nemerow, 1991).

Na praia da Aguda a transferência de areia, desde o tômbolo para outros locais, iniciou-se logo no ano seguinte ao da conclusão do quebramar de modo a compensar a perda de sedimentos a sul da estrutura devido à interrupção da deriva litoral. No ano de 2003, antes da época balnear, foram levadas a cabo transferências de areia desde o tômbolo para a praia da Aguda sul, preenchendo-se uma faixa de praia de cerca de 20 metros de largo até à praia da Granja cujo areal foi reposto integralmente. Nos anos seguintes, 2004, 2005 e 2006, não foram feitas transferências de areia para a zona entre o quebramar e a praia da Granja, pois concluiu-se que devido ao pouco tempo (cerca de 2 meses) que a areia permanecia nestes locais não valia a pena fazê-lo. Continuou, no entanto, a fazer-se transferências de areia mas directamente para a praia da Granja de modo a garantir um espaço mínimo para a prática balnear nesta localidade e a minimizar situações de erosão grave, sobretudo junto da foz da ribeira da Granja e das piscinas da Granja.

No ano de 2003 e 2004 a alimentação artificial das praias foi da responsabilidade do INAG enquanto que em 2005 e 2006 as empreitadas foram da responsabilidade da Câmara de Gaia através da Empresa Municipal Águas de Gaia. Ainda em 2006, mas já depois da época balnear, esta mesma

empresa municipal procedeu à transferência de 3 000 m^3 de areia para um local nas dunas de S. Félix da Marinha, junto à ribeira do Pêgo.

A quantidade de areias transferida foi estimada com base nos camiões que efectuaram o transporte, no volume transportado por camião e no número de viagens/hora e horas/dia de trabalho.

No ano de 2004 todas estas variáveis foram contabilizadas no terreno (Tab. 23) permitindo calcular médias que serviram de base às estimativas dos outros anos em que apenas se contabilizaram o número de camiões, horas de trabalho diário e dias de duração das empreitadas.

Tabela 23 – Dados recolhidos em 2004 referentes ao processo de transferência de areias.

Data	Cargas/hora	Nº de horas	Cargas/dia	m^3/carga	Vol. Total (m^3)
5.5.04	24	7	168	13,5	2268
6.5.04	20	7	140	13,5	1890
7.5.04	24	7	168	13,5	2268
10.5.04	19	7	133	13,5	1796
11.5.04	23	7	161	13,5	2174
12.5.04	18	7	126	13,5	1701
13.5.04	11	7	77	13,5	1040
14.5.04	11	7	77	13,5	1040
17.5.04	11	7	77	13,5	1040
Total			1127		15217
Média diária			125,2	13,5	1690,8

Tabela 24 – Total da areia retirada artificialmente do tômbolo formado pelo quebramar na praia da Aguda norte desde a sua construção. * Areia retirada aquando da 2ª intervenção de 2006 e levada por estrada para S. Félix da Marinha.

Ano	Dias de trabalho	Número de cargas	Volume de areia (m^3)
2003	10	1199	16187
2004	9	1127	15217
2005	3	360	4860
2006	16	1568	21168
2006 *	20 *	222	2997
2007	8	768	10368
Total	66	5244	70797

Da análise dos dados da tabela 23 verifica-se que os valores que não sofrem variações diárias são o das horas de trabalho e o do volume de areia transportada em cada viagem variando o número de cargas efectuadas por hora e o número de camiões envolvidos. Com base nestes valores pode então calcular-se o volume de areia transferida nos outros anos (Tab. 24).

O volume total de areia transferida da praia da Aguda sul, sobretudo da zona do tômbolo, foi de 70 797 m^3.

Impõe-se nesta altura fazer um balanço de massas e tentar perceber o que aconteceu aos sedimentos que entraram no sistema marinho nesta zona da costa nos últimos seis anos. Considerando um valor médio anual de 100 000 m^3 de caudal sólido debitado pelo rio Douro, em seis anos deveriam existir cerca de 600 000 m^3. Considerando o valor da areia transferida adicionado ao volume de 150 000 m^3 que se calcula existir actualmente no tômbolo e áreas adjacentes, chega-se a um volume de 220 797 m^3 de sedimentos. Existe então um volume de cerca de 379 203 m^3 de areia

que não ficou retida nesta zona e, provavelmente, também não ficou nos outros obstáculos existentes ao longo da costa entre o rio Douro e a praia da Aguda, visto estarem já saturados há alguns anos. Este volume de areia ou seguiu o seu caminho para sul pela corrente de deriva ou então depositou-se ao largo fora da influência desta corrente.

5.3 Impactos biofísicos

Os impactos biofísicos que ocorreram na zona derivam directamente dos fenómenos de acreção e erosão e também das alterações na agitação marítima na zona de influência do quebramar. A deposição de areia sobre zonas rochosas conduziu à morte por soterramento de todas as formas de vida superior que viviam nessas rochas, à excepção das espécies com grande mobilidade.

As alterações nas condições locais de agitação marítima referidas, permitem prever, o desaparecimento gradual de espécies características de praias expostas como por exemplo o mexilhão *Mytilus galloprovincialis* e a barroeira *Sabellaria alveolata* e o surgimento ou aumento de outras, cujas preferências ecológicas tendem para as praias mais abrigadas como as algas do género *fucus* (bodelhas), já identificadas no quebramar, e os gastrópodes da espécie *monodonta lineata*.

Recentemente, foram realizados dois estudos sobre a fauna associada aos aglomerados de mexilhões *Mytilus galloprovincialis*. Os resultados indicaram a existência de 37 e 42 *taxa* respectivamente e concluíram da existência de impacto, estatisticamente significativo, na biomassa dos aglomerados de mexilhões *M. galloprovincialis* residentes na zona de influência do quebramar, provando-se a diminuição da sua biomassa após a construção do quebramar.

Em relação à alteração da fauna associada aos aglomerados de mexilhões, embora notando-se algumas alterações respeitantes à abundância de algumas espécies, não foi possível, no entanto, afirmar que houve impacto estatisticamente significativo (Santos, Cunha, & Weber, 2002; Santos, Santos & Weber, 2003).

Uma estrutura de defesa costeira como a que foi objecto deste estudo, cria dois habitates diferentes entre si: um habitat rochoso, exposto ao hidrodinamismo e enfrentando a acção das ondas e um outro habitat de rochas abrigadas em contacto com águas calmas e de pequena profundidade.

A água na zona abrigada apresentou-se com uma salinidade superior, mais turva, com uma temperatura superior e menos oxigenada do que a água que banha a zona exposta idêntica ao mar aberto.

A água mais agitada e transparente da zona externa parece ser mais favorável à fixação e desenvolvimento das espécies da fauna e da flora, permitindo uma colonização mais intensa e superior biodiversidade do que a água calma e turva da zona interna. O fenómeno que se verifica em zonas em que as ondas são quebradas por uma formação rochosa natural, ficando as águas interiores a essa formação mais calmas e mais límpidas, que se observava na Aguda por influência da formação rochosa designada por Mourela, não acontece na baía actual que permanece turva grande parte do tempo devido ao efeito de difracção das ondas que arrasta as suspensões para o seu interior tornando-a pouco adequada à vida dos animais marinhos.

Como foi referido no capítulo 3 algumas espécies apareceram unicamente na zona abrigada do quebramar (as algas *Sargassum muticum* e *Grateloupia turuturu*) enquanto outras espécies surgiram apenas na face exposta (o gastrópode *Nucella lapillus* e o crustáceo *Pollicipes pollicipes*).

O ambiente marinho abrigado criado pelo quebramar entre este e a linha da costa teve, como efeito negativo, a instalação na área de duas espécies exóticas e prejudiciais ao ecossistema, *Sargassum muticum* (Fig.185) e *Grateloupia turuturu*, (Fig. 186) o que pode promover a sua dispersão ao longo da costa ao diminuir a distância a percorrer pelos esporos ou fragmentos entre duas áreas favoráveis ao seu desenvolvimento.



Figura 185 – *Sargassum muticum.*

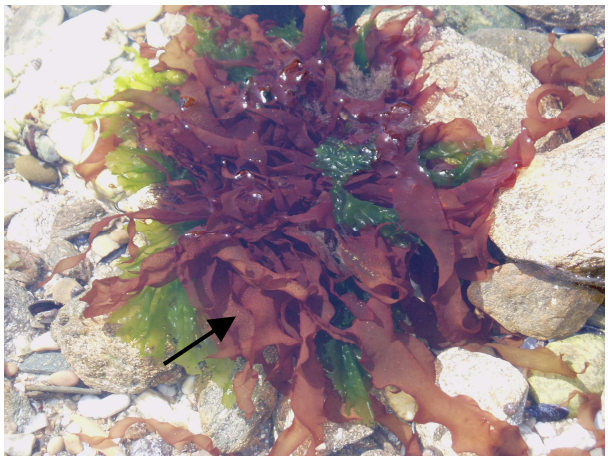


Figura 186 – *Grateloupia turuturu.*

Este facto constitui um impacto preocupante pois de acordo com Carlton (1993), nenhum organismo marinho uma vez estabelecido, foi removido ou controlado com sucesso.

As estruturas de origem antrópica introduzidas no litoral, além de criarem novos habitates, podem alterar os padrões normais de distribuição dos animais marinhos (Glasby & Connell, 1999).

Novos substratos artificiais construídos e implantados pelo Homem, podem efectivamente servir de pontos de apoio permitindo que larvas de invertebrados marinhos e propágulos de algas, que dispersam apenas para pequenas distâncias, colonizem áreas longínquas e fora da sua área de distribuição (Jackson, 1986; Santelices, 1990).

A história das invasões biológicas transcontinentais (contaminação) começou há mais de 400 anos com as grandes viagens de colonizadores e comerciantes entre a Europa e a Ásia e entre a Europa e a América. Nessas épocas recuadas, os organismos transportados, não intencionalmente, eram praticamente só organismos incrustantes que faziam as viagens na madeira dos cascos dos navios. Hoje em dia, as embarcações já não transportam tais organismos pois os seus cascos são de aço e estão protegidos por pinturas repelentes especiais (antifouling). A velocidade a que navegam também não permite a vida de organismos incrustantes nos seus cascos. Porém, os navios actuais usam água de lastro que é carregada e descarregada para manter a sua estabilidade à medida que carregam ou descarregam mercadorias (Duxbury & Duxbury, 1996).

Água de lastro, amostrada de 159 navios de carga, continha membros de todos os grupos de animais flutuantes ou plânctonicos: copépodes, anelídeos, cirrípedes ou suas larvas, moluscos gastrópodes e bivalves e também cnidários. A densidade dos copépodes foi estimada em 1500/m^3 e as larvas de anelídeos, cirrípedes e cnidários em mais de 200/m^3 (Carlton & Geller 1993).

A invasão dos habitates marinhos do noroeste da Europa por robustas espécies exóticas tem conduzido regularmente a previsões de desastres ecológicos, sendo as projecções mais alarmantes aquelas relacionadas com a alga japonesa *Sargassum muticum* da qual se receia vir a desalojar as espécies nativas de grandes algas castanhas (Lobban & Harisson, 1997).

Sargassum muticum surgiu inicialmente nas costas atlânticas europeias no princípio dos anos 70 do séc. XX, ao que se sabe acidentalmente introduzido com ostras do Pacífico importadas por produtores franceses. Dispersou-se rapidamente ao longo das costas e chegou ao norte da Irlanda por volta de 1995 e à Escócia em 2004. *S. muticum* possui os atributos necessários ao sucesso de um organismo invasor. Cresce rapidamente, auto-fertiliza-se e os seus fragmentos destacados permanecem férteis. Também proporciona um novo meio de dispersão para as algas e invertebrados que colonizam a sua fronde. *S. muticum* é potencialmente um inimigo para as populações nativas de algas castanhas e outras algas e plantas marinhas. O seu rápido crescimento conduz à formação de um espesso dossel que ensombra os competidores que acabam por ser desalojados (Hayward 2004).

O assoreamento, que ocorreu numa área superior a cinco hectares, destruiu uma zona de fundos rochosos com uma grande biodiversidade (Fig. 187) e zonas do intertidal com colónias de Barroeira e aglomerados de mexilhões, espécies ecologicamente muito importantes. A zona actualmente assoreada tinha também importância logística para a pesca local não só para a navegação mas também para a guarda de artes de pesca em jangadas (Fig.188 A) e para a manutenção de isco vivo (caranguejo pilado) (Fig. 188 B), actividades impossíveis de realizar na situação actual.



Figura 187 – A biodiversidade dos fundos era bastante grande. Nestas fotografias é possível observar-se sargos *Diplodus vulgaris*, ouriços–do–mar *Paracentrotus lividus*, algas calcárias *Lithophyllum incrustans*, além de várias espécies de algas verdes e algas vermelhas.

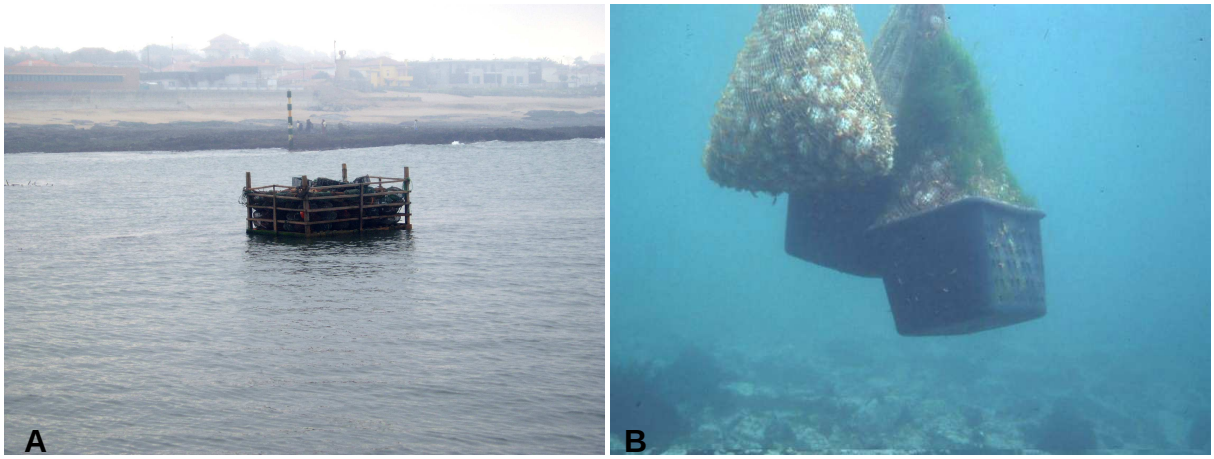


Figura 188 – A – Jangada usada para guardar artes de pesca. B – Viveiros com caranguejo pilado vivo para servir de isco.

5.4 Conclusões

Ao longo deste capítulo foram referidos e explicados, duma forma abrangente, os dois maiores impactos causados pela construção do quebramar: o impacto na geomorfologia da costa e o impacto biológico. Embora possa parecer à primeira vista, nada terem em comum, verifica-se que estão relacionados e são em certa medida dependentes. Ao nível da geomorfologia costeira, o quebramar transformou toda a sua zona de influência alterando a linha de costa, que era relativamente homogénea e rectilínea, e redefiniu a forma e as cotas da praia. Assistiu-se a uma grande acumulação de areias na zona onde se formou o tômbolo e para norte deste e verificou-se uma grave erosão nas áreas situadas a sotamar (sul). Estes factos acarretaram consequências, com vários níveis de importância, nos ecossistemas quer marinhos quer terrestres e provocaram impactos ao nível da segurança de pessoas e bens sobretudo na zona da praia da Granja. Existem também consequências sócio-económicas para o turismo e actividades de lazer, de sinal contrário, conforme se considera a zona que sofreu erosão ou a zona que sofreu acreção.

Pode referir-se como exemplo de dano grave e irreversível a destruição da duna primária entre a Aguda e a Granja, a possível inviabilização, num futuro próximo, do complexo de piscinas da Granja e a possibilidade de ruptura do sistema de saneamento com consequências gravíssimas para o ambiente e saúde pública.

Na zona da Aguda norte assistiu-se a um crescimento da praia, em largura e em altura, existindo actualmente uma área consideravelmente maior, passível de ser explorada turisticamente.

Estes factos vem chamar a atenção para uma lacuna grave existente no acto de decisão da construção de obras públicas que é a ausência de uma Avaliação de Impacto Ambiental (AIA), multidisciplinar e capaz de ver para além do que é mais óbvio, antecipando as consequências da intervenção nos vários níveis em que estas se manifestam. Um maior cuidado a este nível evitaria

situações em que investimentos públicos recentes são postos em causa por outros investimentos públicos posteriores com prejuízos evidentes para o erário público.
A análise da relação custo/benefício só estaria completa e seria útil se nela entrassem não só os custos da construção da obra mas também aqueles derivados das medidas de mitigação das consequências da sua implantação e obviamente os custos sociais e ambientais. Desta forma seria possível decidir da forma mais justa e equitativa para a sociedade como um todo, não defraudando as expectativas de uns em função da satisfação dos desejos de outros, gerindo bem os recursos económicos do país.

5.5 Impacto do soterramento nas poças de maré - Estudo de caso

5.5.1 Introdução

A movimentação de areias na praia da Aguda, para minimizar os efeitos da acreção e erosão verificados localmente por influência do quebramar, tem como resultado a constante interrupção dos ciclos naturais de colonização e recolonização dos substratos que entretanto vão ficando disponíveis. A areia nas praias distribui-se segundo um gradiente de granulometria que se desenvolve em ordem decrescente do mar para terra ao longo dos planos inclinados a que geralmente se chama praia. As comunidades animais que vivem na areia vão-se estabelecendo, segundo as suas preferências, ao longo de períodos de tempo mais ou menos dilatados, mas em nada condizentes com o ritmo e os calendários a que o homem decide alterar a composição granulométrica das areias e a sua localização no terreno através da alimentação artificial das praias em que intervenções antrópicas anteriores conduziram a processos erosivos.
Neste contexto as comunidades animais além de serem espezinhadas pela acção das máquinas são também prejudicadas pela remistura constante que assim se faz da areia, obrigando a natureza a um reiniciar constante de actividade com perdas de energia consideráveis. Por outro lado, o soterramento e posterior decomposição de uma grande quantidade de algas e organismos incrustantes e outros de mobilidade reduzida que entretanto se tinham desenvolvido nas rochas, vai deteriorar a qualidade da água, localmente, prejudicando assim outras espécies.
Para estudar estes fenómenos, as poças de maré são um cenário privilegiado pois podem ser manipuladas durante a baixa-mar recriando situações que ocorrem em todo o intertidal aquando da gestão artificial dos sedimentos das praias, ou mesmo de fenómenos naturais que alterem significativamente a dinâmica dos sedimentos e o substrato. Aí podem ser simulados fenómenos de assoreamento/desassoreamento, colonização a partir do ponto zero, efeitos da poluição e aumento da turvação etc.
Neste sentido foi elaborado um protocolo de trabalho que pressupôs a escolha de 15 poças de maré semelhantes, situadas na zona do intertidal médio, quantificar todos os seres vivos lá existentes e seguidamente recriar artificialmente as consequências do processo de soterramento. Este

procedimento iria permitir conhecer o que acontece com a vida animal destes ecossistemas quando as praias são alimentadas artificialmente com areia e também conhecer mais sobre o tempo de permanência da areia em determinado local depois de aí colocada.

Embora constituindo micro-ecossistemas bastante comuns, nas costas rochosas, as poças de maré têm sido pouco estudadas (Van Tamelen, 1996). Nestes habitates, os organismos experienciam condições de vida únicas, sofrendo grandes flutuações dos valores do pH, salinidade e temperatura, principalmente nas poças localizadas nas zonas mais altas do intertidal (Metaxas & Scheibling, 1993).

A influência da localização da poça em relação à maré no que respeita à variação da dominância das algas é referida em vários trabalhos (Wolfe & Harlin, 1988a; Kooistra, Joosten & van den Hoek, 1989).

Não existe concordância entre os diversos autores sobre a real importância de determinados factores físicos sobre a estrutura das comunidades biológicas. A posição em relação à altura da maré, a área, a profundidade e a exposição às ondas foram considerados factores de grande importância (Sze, 1982; Wolfe & Harlin, 1988b; Metaxas, Hunt & Scheibling, 1994). No entanto, Underwood & Skilleter (1996), afirmam que o diâmetro das poças não tem influência significativa na composição das suas comunidades no local que estudaram (Nova Gales do Sul).

O tamanho da poça é importante, nomeadamente porque as poças maiores apresentam maior estabilidade das condições físicas, o que determina maior biodiversidade (Femino & Mathieson, 1980).

Para além das características físicas das poças, também as interacções bióticas desempenham um papel importante na composição em espécies nestas comunidades biológicas (Chapman, 1990). Os factores bióticos como o herbivorismo e a competição são mais pronunciados nestes habitates do que nos substratos emergentes que os rodeiam, permitindo uma maior variedade de espécies (Femino & Mathieson, 1980).

Em relação aos padrões de zonação global dos grupos taxonómicos de macroalgas (Rhodophyta, Chlorophyta e Ochrophyta) existe discordância entre autores. Estudos de Femino & Mathieson (1980), Wolfe & Harlin (1988a) e Kooistra, Joosten & van den Hoek (1989) sugeriam que as poças a uma cota mais baixa no intertidal eram dominadas por algas vermelhas e castanhas enquanto aquelas situadas em cotas superiores eram dominadas por comunidades monoespecíficas de algas verdes. Estudos recentes realizados na costa portuguesa encontraram uma diferente realidade, indicando que as algas vermelhas dominavam em todos os níveis, mesmo nas poças situadas em níveis elevados no intertidal, sobretudo devido à dominância das algas incrustantes (*Lithophyllum incrustans* e *Corallina elongata*) (Araújo, Bárbara, Sousa Pinto & Quintino, 2006).

As espécies incrustantes predominam em áreas sujeitas a altos níveis de distúrbio ou stresse (Dethier, 1994). As algas incrustantes podem sobreviver em poças onde algas erectas e animais coloniais estão ausentes. Esta dominância é alcançada por uma maior tolerância ao stresse ou por inibição da fixação de epífitos (Kooistra *et al*., 1989).

As poças de maré, ainda que situadas à mesma cota em relação à maré, apresentam grande variabilidade em termos da comunidade de macroalgas presente. Estas evidências podem ser explicadas pela variabilidade no recrutamento das espécies ou pela variabilidade das características

físicas das poças (Metaxas *et al*., 1994). Para a costa portuguesa, embora a variabilidade nas comunidades de macroalgas nas poças esteja também presente, a relação desta variabilidade com os factores ambientais é bastante fraca (Araújo, Bárbara, Sousa-Pinto & Quintino, 2006).

Femino & Mathieson (1980) e Wolfe & Harlin (1988b) consideram que a configuração física das poças, bem como a sua localização em relação à altura da maré, o seu volume e área de superfície apresentam uma relação positiva com a diversidade em espécies.

A altura em relação à maré desempenha um importante papel nas comunidades biológicas que vivem nas rochas emergentes, nas poças de maré, no entanto, este factor não assume a mesma importância porque os organismos não estão sujeitos ao stresse de dessecação durante a baixa-mar. Embora alguns trabalhos mencionem a importância da posição da poça em relação à altura da maré no que respeita à composição das comunidades biológicas das poças de maré (Sze, 1982), outros referem que essa posição não é um factor importante para a estrutura da comunidade

Cada poça de maré apresenta uma combinação única de características físicas tais como altura em relação à maré, topografia, profundidade, volume e exposição à vaga, factores que, em conjunto, determinam o tipo de comunidade que aí se desenvolve (Metaxas *et al*., 1994). No entanto, em algumas situações, não serão os factores físicos os mais determinantes na estruturação das comunidades biológicas das poças. Trabalhos recentes sugerem que tanto o historial da colonização da poça bem como a estação do ano em que se dá um determinado distúrbio podem desempenhar um papel central na estruturação das comunidades nas costas rochosas. Em Hong Kong, Kaehler & Williams (1998) demostraram que nas rochas emergentes do intertidal a estação do ano em que o substrato ficava livre para colonização era determinante no que respeita à comunidade que aí se desenvolvia. Na costa Oeste de Itália, nas poças de maré do intertidal rochoso, foi demonstrado que a estação do ano em que ocorria o distúrbio, podia alterar a relação de competição entre as espécies de algas, dependente da sua época de recrutamento e fixação e da abundância de herbívoros (Benedetti-Cecchi & Cinelli, 1996; Benedetti-Cecchi, 2000).

Tipos diferentes de algas (incrustantes, tufos e erectas) respondem de forma diferente à época de ocorrência do distúrbio em relação às taxas e tipo de recrutamento (Airoldi, 2000).

Factores casuísticos e outros relacionados com a oportunidade da colonização podem ser o mais importante agente na determinação da composição de comunidades de algas nas poças quando comparados com as características físicas do ambiente. Este facto pode explicar as diferenças significativas encontradas em poças do mesmo tamanho e forma, com uma localização muito próxima umas das outras (Araújo, Bárbara, Sousa-Pinto & Quintino, 2006).

A ocorrência de distúrbios nos ambientes naturais desenvolve-se num elevado número de escalas temporais e espaciais (Sousa, 1984; Pickett & White, 1985), tendo-se já demonstrado que a sua frequência e intensidade exercem um efeito muito importante na distribuição e dinâmica das espécies (Dayton, 1971; Paine & Levin, 1981; Kennely, 1987, Dayton, Tegner, Parnell & Edwards, 1992). Muitas comunidades são afectadas por eventos causadores de distúrbios, os quais, embora reduzidos relativamente à área do seu habitat causam, porém, a remoção total ou parcial dos seus

organismos criando espaços vazios que são imediatamente colonizados (Palumbi & Jackson, 1982; Hawkins & Hartnoll, 1983; Dye, 1993; Benedetti-Cecchi & Cinelli, 1994).

A colonização de áreas desocupadas é, largamente, controlada por características ambientais locais, pela altura do ano em que acontece o fenómeno causador do distúrbio e por características próprias das espécies individuais (Connel & Slatyer, 1977; Sousa, 1980; Hawkins, 1981; Keough, 1984; Breitburg, 1985; Reed, 1990; Menge, Farrel, Olson, van Tamelen & Turner, 1993).

Numa época em que o meio natural (particularmente, as zonas costeiras e litorais) está cada vez mais sujeito a pressões e agressões de todo o tipo, tanto por fenómenos desencadeados pela própria natureza, como por acções decorrentes da intervenção humana, reveste-se de especial importância a percepção da capacidade regenerativa dos ecossistemas presentes nestas zonas, assim que os distúrbios cessam, bem como a percepção do tempo que demoram a recuperar e das variáveis que influenciam estes processos.

O objectivo deste trabalho foi tentar verificar, se após um fenómeno causador de distúrbios, naturais ou antrópicos, nas populações intertidais, estas têm a suficiente capacidade de recuperação que as conduza de novo ao estado inicial no que concerne quer à abundância quer à diversidade. O distúrbio estudado foi o soterramento das poças de maré por assoreamento, fenómeno que pode ocorrer de forma natural através da dinâmica costeira dos sedimentos ou por acção antropogénica aquando da construção de quebramares que interferem com o transporte sólido litoral ou na reposição artificial de areias nas praias. Foram testados dois tipos diferentes de assoreamento no que diz respeito à duração do fenómeno, um mais suave e outro mais agressivo, em poças de maré do intertidal médio. A posterior observação, ao longo do tempo, da evolução da Taxa de Cobertura Biológica e da Diversidade, permitiu inferir sobre a possibilidade da sua recuperação e sobre o tempo necessário a essa recuperação. Foram feitas e validadas análises multidimensionais e calculados vários índices de diversidade em tempos diferentes que, quando comparados com os estados iniciais (antes de serem provocados os distúrbios) permitiram conhecer o grau de recuperação das comunidades.

5.5.2 Material e métodos

5.5.2.1 Material

Para a realização do estudo aqui descrito foi usado o seguinte material:

- Maçarico a gás
- Espátulas e outras ferramentas raspadoras
- Mangueira de plástico (3 metros)
- Esponjas
- Tintas em spray
- Quadrado de amostragem de 30 cm x 30 cm
- Frascos para colheita de amostras
- Máquina fotográfica Olympus μ (mju) 4.0 digital

5.5.2.2 Métodos

Local do estudo

Este trabalho desenvolveu-se no sul da Praia da Aguda, numa zona que se encontra já fora da área de influência do quebramar. Foram escolhidas 15 poças, na zona do eulitoral médio, com áreas semelhantes e volumes dentro da mesma ordem de grandeza (Anexo 3) e com uma cobertura animal e vegetal o mais semelhante possível. Teve-se, ainda, o cuidado de escolher poças sensivelmente à mesma cota, de modo a que esta não induzisse diferenças relativamente às condições de submersão e de emersão a cada maré e consequentemente nos parâmetros abióticos, nomeadamente na temperatura, salinidade, pH, exposição à luz, oxigénio dissolvido etc.
Para que as variações ambientais locais não influenciassem o resultado da experiência tentou-se, na medida do possível, não dispersar demasiado as poças. A distância entre as poças mais afastadas era cerca de 40 metros.

Desenho experimental e amostragem

As 15 poças de maré utilizadas foram divididas em três grupos usando-se, portanto, cinco réplicas para cada um dos tratamentos (raspagem e esterilização) e outras tantas como controlo. O tratamento "raspagem" pretendeu simular um distúrbio suave correspondente ao atrito e consequente destruição da fauna e flora da poça provocado por um episódio de soterramento de curta duração. Com o tratamento "esterilização" pretendeu-se provocar um distúrbio equivalente ao soterramento de uma poça de maré por um período longo de tempo. Estas simulações da situação real foram realizadas após se ter tentado, em vão, simular o assoreamento de uma forma mais directa enchendo as poças, primeiro, com areia e numa segunda fase com areão e cascalho. Verificou-se não ser possível conduzir a experiência desta forma pois devido à agitação marítima os inertes só se mantinham nas poças entre um a dois dias.
Antes da aplicação dos tratamentos as poças foram esvaziadas, com o auxílio de uma mangueira de plástico e de esponjas, e todos os animais macroscópicos foram retirados para outras poças de modo a não serem mortos neste processo. As poças que sofreram o tratamento mais suave (E1, E2, E3, E4 e E5) foram raspadas com o auxílio de espátulas e escopros metálicos ou outros objectos que permitissem a remoção, o mais completa possível, de todos os organismos incrustantes presentes no seu interior. Outras cinco poças (E6, E7, E8, E9, E10) foram esterilizadas com recurso ao fogo e as restantes (C1, C2, C3, C4 e C5) não sofreram alteração nenhuma, servindo de controlo a toda a experiência.
Foram realizadas 11 amostragens, com frequência mensal, entre Julho de 2005 e Junho de 2006, tirando-se sempre fotografias de cada poça. A primeira destas amostragens (amostra A) foi executada antes da aplicação dos tratamentos servindo de ponto de partida e de caracterização da biodiversidade média das poças de maré neste local.

De modo a obter-se o máximo de precisão possível, foi utilizado um método de estimação visual, associado a fotografias digitais pois, segundo Meese & Tomich (1992), este método parece particularmente eficaz para estudos intertidais, permitindo a avaliação de um grande número de locais, enquanto maximiza tanto a sua cobertura, como a confiança nos resultados. A estimação visual pode conduzir a resultados mais precisos da percentagem de cobertura de organismos sésseis (Dethier, Megan, Graham, Elizabeth, Cohen, Sarah & Tear, 1993).

Em todas as amostragens foi utilizado um quadrado de amostragem, com 0,3 m de lado, dividido em nove quadrados com 0,1 m de lado, de modo a facilitar a estimativa da percentagem de cobertura dos organismos presentes nas poças. Para se determinar a Taxa de Ocupação das espécies animais procedeu-se a uma contagem do número de indivíduos de cada espécie. Posteriormente, para tornar possível o tratamento conjunto dos dados, os valores correspondentes às espécies cujo número de indivíduos fora contado, converteram-se em área de ocupação percentual pela atribuição de um valor próprio a cada indivíduo (Anexo 4). A Taxa de Ocupação das algas foi medida directamente no local.

A identificação das espécies foi realizada *in loco*, sendo removidas apenas quando tal não era possível. Os dados obtidos nestas amostragens foram depois dispostos em tabelas (Anexo 5), de forma a tornar a operação de análise dos dados mais simples.

Análise de dados

Foi criada uma matriz de similaridade para cada amostragem, para o total das amostragens e para o total das amostragens menos a amostragem inicial (antes de aplicados os tratamentos), utilizando o Coeficiente de Similaridade de Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957) uma vez que este é suficientemente robusto para tratar dados provenientes da monitorização de ecossistemas intertidais (Field, Clarke & Warwick, 1982).

Para cada uma destas matrizes foi realizada uma análise por "*Multidimensional scalling*" (MDS), de modo a obter-se uma representação gráfica das relações nestas comunidades (Clarke, 1993), utilizando uma transformação com a raiz quadrada para diminuir o peso das espécies mais dominantes nos resultados finais. Para validar a interpretação do MDS foi realizado um teste de análise de similaridades (one-way ANOSIM), que permite aferir a significância das diferenças existentes nas percentagens das coberturas biológicas (Clarke, 1993).

Foi ainda calculado o Número de espécies (S), o Índice de diversidade de Shannon (H'), o Índice de diversidade de Simpson (1-λ') e o Índice de equitabilidade de Pielou (J'), mais uma vez para cada amostragem, para o total de amostragens e para o total de amostragens menos a amostragem A.

Índice de diversidade de Shannon: $H' = -\sum (Pi * \ln(Pi))$ em que;

$Pi = Ni/N$

Ni – número de indivíduos de cada espécie

N – número total de indivíduos de todas as espécies

Índice de diversidade de Simpson: $1-\lambda' = 1-\sum(Ni * (Ni-1)/(N * (N-1))$

Índice de Equitabilidade de Pielou: $J' = H'/Log(S)$

Com os resultados destes índices foram realizados testes de análise de variância (ANOVA) e de comparações múltiplas (Tukey), precedidos de testes Levene, para determinar a homogeneidade de variâncias e, ainda, do teste de Kolmogorov-Smirnov para verificar a normalidade dos dados (Landau & Everitt, 2004).

Todas as análises multidimensionais e cálculos de índices de diversidade foram realizados com o software Primer V5 (Clarke & Gorley, 2001), enquanto que para as análises de variâncias, testes de homogeneidade de variâncias e de normalidade e testes de comparações múltiplas foi utilizado o SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) v14.0 da SPSS.inc.

5.5.3 Resultados

Lista de espécies encontradas

Reino PLANTAE

- Filo PHYCOPHYTA
  - Classe CHLOROPHYTA
    - Família Ulvaceae
      - *Ulva* sp.
  - Classe OCHROPHYTA
    - Família Fucaceae
      - *Fucus spiralis* Linnaeus
    - Família Phyllariaceae
      - *Sachoriza polischides* (Lightfoot) Batters
    - Família Sargassaceae
      - *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt
  - Classe Rhodophyta
    - Família Corallinaceae
      - *Corallina elongata* J. Ellis & Solander
      - *Lithophyllum incrustans* Philippi
    - Família Cystocloniaceae
      - *Calliblepharis ciliata* (Hudson) kützing
      - *Calliblepharis jubata* (Goodenough & Woodward) Kützing
    - Família Gelidiaceae
      - *Gelidium sesquipedale* (Clemente) Thuret
    - Família Gigartinaceae
      - *Chondrus crispus* Stackhouse
      - *Chondracantus Teedei* (Mertens ex Roth) Kützing
    - Família Halymeniaceae
      - *Grateloupia turuturu* Yamada
    - Família *Kallymeniaceae*
      - *Kallymenia reniformis* (Turner) J. Agardh
    - Família Rhodomelaceae
      - *Osmundea pinnatifida* (Hudson) Stackhouse
      - *Polysiphonia brodiei* (Dillwyn) Sprengel
      - *Leptosiphonia schousboei* (Thuret) Kylin

Reino ANIMALIA

- Filo CNIDARIA
  - Classe ANTHOZOA
    - Família Actinidae
      - *Actinia equina* (L.)
      - *Anemonia sulcata* (Pennant)
- Filo ANNELIDA
  - Classe POLYCHAETA
    - Família Nereidae
      - *Nereis Pelagica* (L.)
    - Família Phyllodocidae
      - *Eulalia viridis* (O.F. Muller)
- Filo MOLLUSCA
  - Classe GASTROPODA
  - Subclasse Prosobranchia
    - Família Patellidae
      - *Patella* sp.
    - Família Trochidae
      - *Gibbula umbilicalis* (da Costa)
      - *Monodonta lineata* (da Costa)
    - Família Thaidae
      - *Nucella lapillus* (L.)
  - Subclasse Opisthobranchia
    - Família Aplysiidae
      - *Aplysia depilans* (Gmelin)
  - Classe LAMELLIBRANCHIATA
  - Subclasse Prionodesmacea
    - Família Mytilidae
      - *Mytilus galloprovincialis* Lamarck
- Filo CRUSTACEA
  - Classe MALACOSTRATA
  - Ordem Decapoda
    - Família Grapsidae
      - *Pachygrapsus marmoratus* (Fabricius)
- Filo ECHINODERMATA
  - Subfilo ELEUTHEROZOA
  - Classe ECHINOIDEA
    - Família Echinidae
      - *Paracentrotus lividus* (Lamarck)
- Filo CHORDATA
  - Subfilo VERTEBRATA
  - Classe OSTEICHTHYES
  - Subclasse Actinopterygii
  - Infraclasse Teleostei
    - Família Blenniidae

5.5.3.1 Evolução das Taxas de Cobertura Biológica das espécies encontradas

Os gráficos que se seguem (Fig. 189 e 190) representam a evolução, ao longo do tempo, da abundância das espécies animais e vegetais mais representativas, encontradas nas várias poças estudadas. A selecção das espécies foi feita tendo em conta a frequência com que apareceram (representaram-se graficamente as que surgiam em pelo menos 6 das amostragens), assim como a

quantidade em que existiam (seleccionaram-se as que representavam uma Taxa de Cobertura de, pelo menos, 0,5% da área da poça).

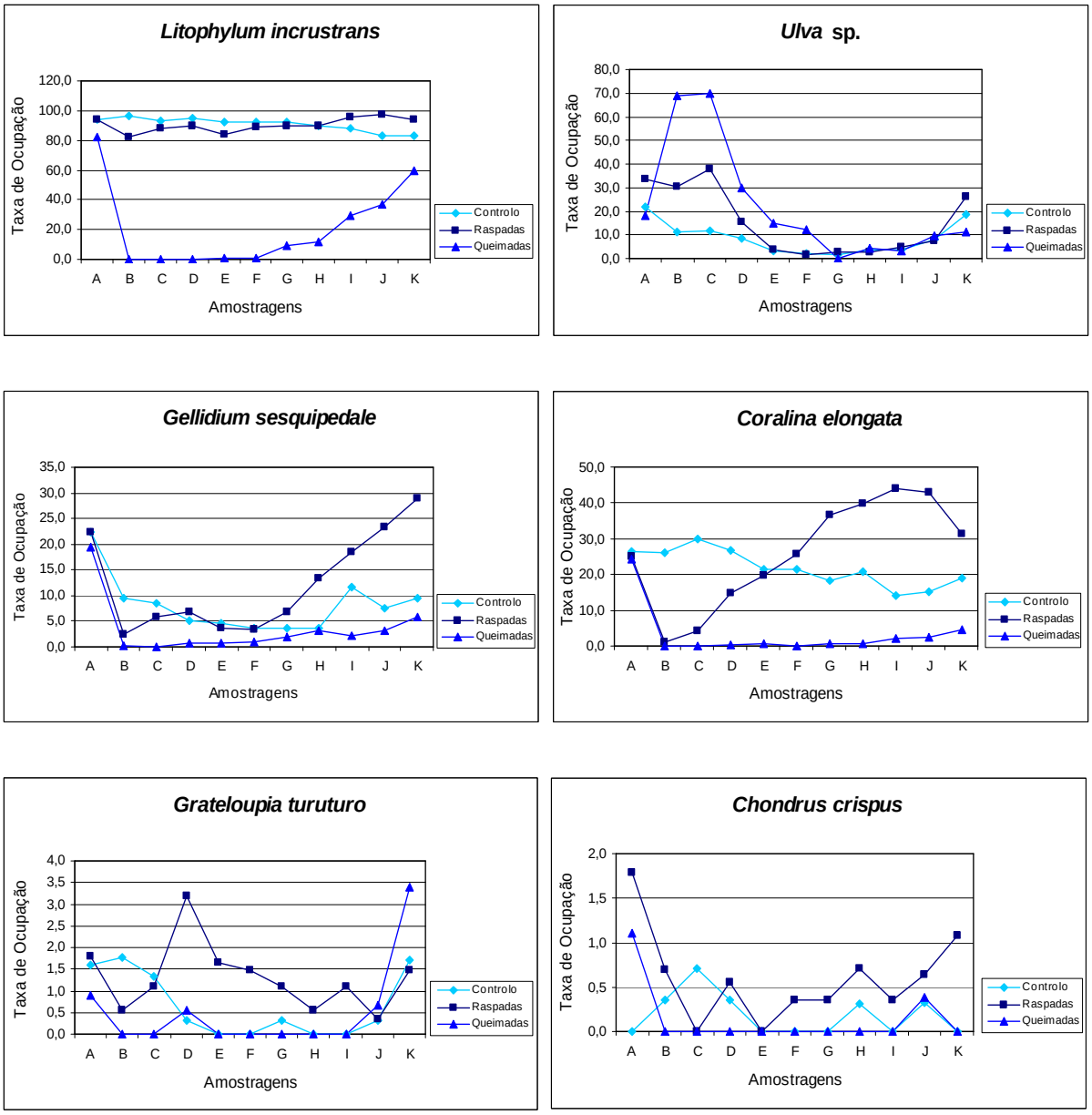


Figura 189 – Evolução temporal da Taxa de Cobertura das espécies de algas mais representativas encontradas no decurso do estudo.

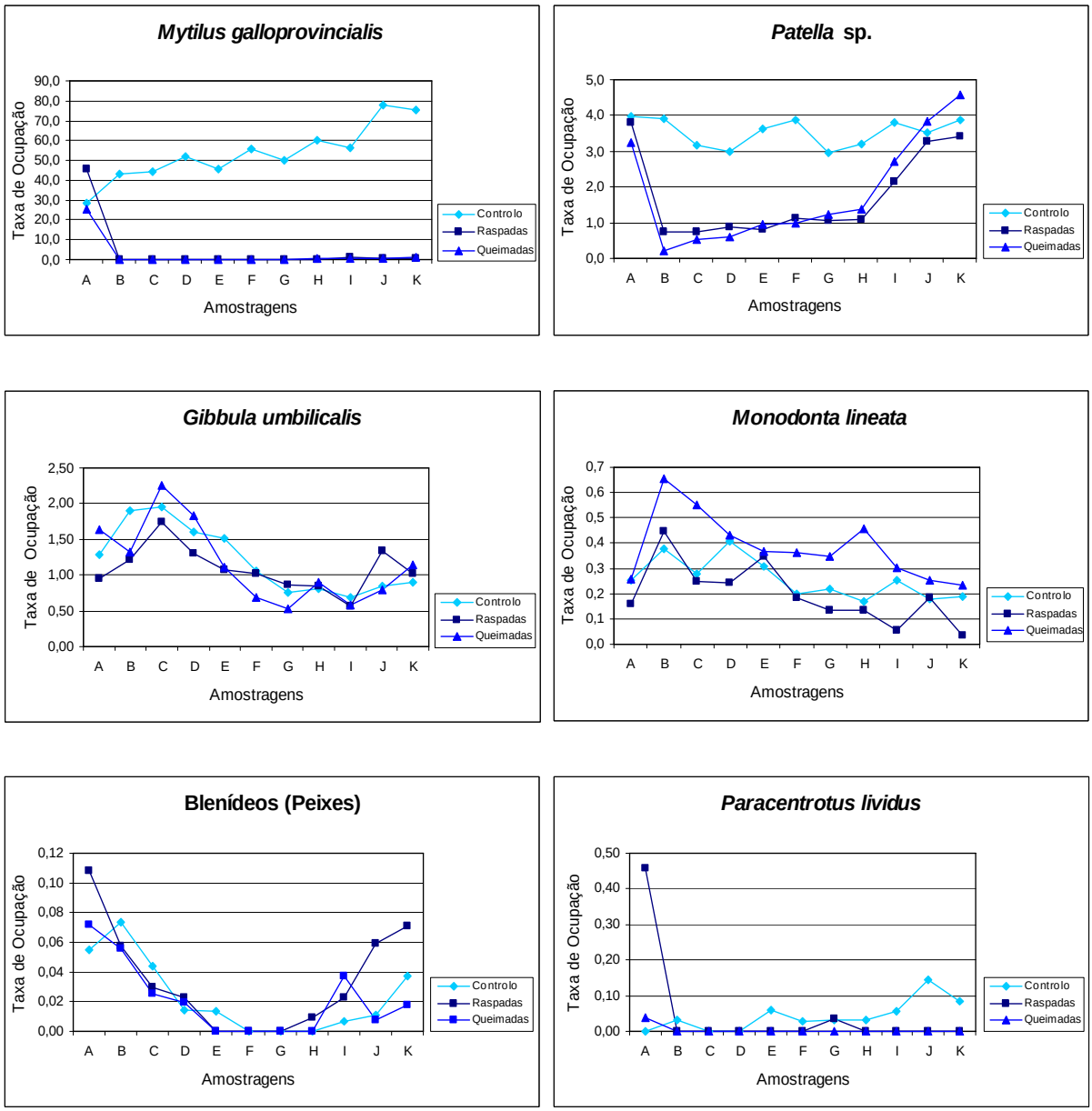


Figura 190 – Evolução da Taxa de Cobertura para as espécies de animais mais representativas encontradas no decurso do estudo.

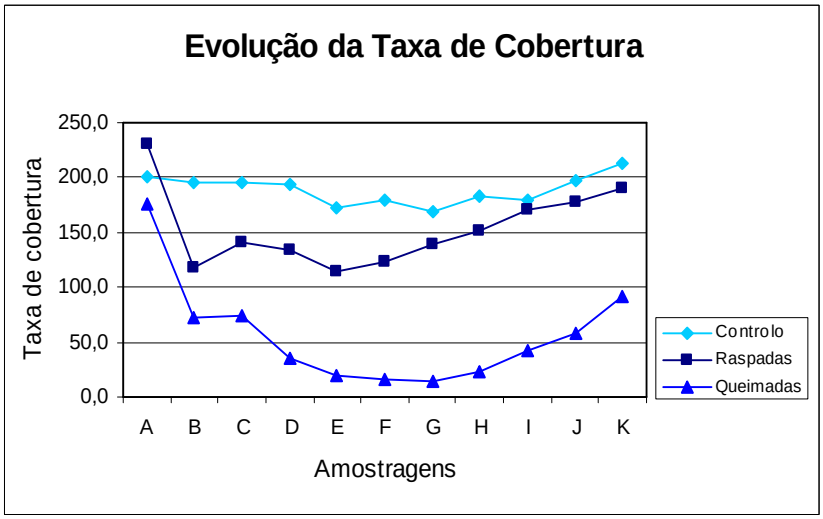


Figura 191 – Evolução da Taxa de Cobertura Biológica Total.

Quanto à evolução da Taxa de Cobertura Biológica (Fig. 191), observou-se que as poças controlo e raspadas começam a apresentar valores similares para este factor na amostragem I (8º mês) registando-se até aí, nas poças raspadas, uma Taxa de Cobertura Biológica menor do que nas poças controlo. No caso das poças esterilizadas (queimadas), observa-se uma diminuição bastante acentuada, decorrente da aplicação deste tratamento, atingindo o seu mínimo na amostragem G e recuperando um pouco a partir dessa altura. Deve referir-se, no entanto, que apesar desta ligeira subida da Taxa de Cobertura Biológica nestas poças, esta manteve-se sempre inferior a metade da que foi verificada nas poças controlo.

De uma forma geral, no que respeita aos *taxa* de algas que foram encontrados, podemos identificar alguns padrões na evolução da sua abundância. Assim, apesar de uma diminuição pronunciada na sua quantidade, visível até à segunda amostragem e decorrente da aplicação dos tratamentos de raspagem e esterilização, verificou-se que, a partir daí, quase todas as algas, iniciam a sua recuperação. Isto não acontece, no entanto, no caso da alga *Chondrus crispus*, cuja recuperação demora mais um mês a iniciar-se e no género *Ulva* que, nas poças tratadas, chega a aumentar no período seguinte à aplicação dos tratamentos. Facilmente se verifica que existe uma grande diferença na evolução destas algas em função do tratamento que lhes foi aplicado. As poças que haviam sido raspadas apresentam uma Taxa de Cobertura Biológica superior à que se encontrou nas poças esterilizadas, com a excepção da alga *Grateloupia turuturo*, uma vez que nas amostragens 10 e 11 apresentou uma Taxa de Cobertura superior nas poças esterilizadas, mas que, durante o resto do ano, teve um comportamento semelhante a todas as outras espécies e, mais uma vez, do género *Ulva* que, apesar de um elevadíssimo crescimento inicial acabou com valores semelhantes em todas as poças observadas.

A alga *Litophylum incrustrans* foi a que revelou uma diferença mais acentuada entre o efeito causado pela raspagem e pela esterilização. Enquanto que nas poças raspadas a maior diminuição verificada foi de cerca de 20%, nas poças esterilizadas a diminuição foi de 100%. Isto acontece devido à elevada resistência que esta alga apresentou ao distúrbio moderado que foi a acção de raspagem.

No entanto, a partir da 6ª amostragem, a Taxa de Cobertura Biológica nas poças esterilizadas começou a recuperar, encontrando-se, no fim do estudo, a aproximadamente 20% das poças controlo e 40% das raspadas que, por esta altura, apresentavam uma Taxa de Cobertura superior à que existia nas poças em que não foi aplicado tratamento nenhum. É possível que o processo de raspagem tenha facilitado a expansão desta espécie para locais, dentro das poças, onde sem a influência humana não existiria até porque estavam ocupados por outras espécies.

O género *Ulva* foi o que revelou, no campo, durante os primeiros meses, maiores diferenças entre as poças tratadas e as poças controlo. Enquanto que nestas últimas a sua cobertura nunca ultrapassou os 20%, verificou-se que nas poças raspadas chegou a atingir os 40% e, nas queimadas, os 100% (Fig. 192). Estes valores regrediram posteriormente, aproximando-se dos encontrados nas poças controlo, entre a amostragem E e a G respectivamente.



Figura 192 – Uma das poças esterilizadas, na qual é bem visível a elevada quantidade de *Ulva* em Novembro (amostragem D).

No que se refere às algas *Coralina elongata* e *Gelidium sesquipedale* a variação é quase idêntica. Após a aplicação dos tratamentos atingem o seu mínimo de cobertura no fim do primeiro mês (amostragem B), sendo que a partir do quarto mês (amostragem F) este valor torna-se mais elevado nas poças raspadas do que nas poças controlo, sendo as poças esterilizadas aquelas em que estas espécies têm menor representatividade.

A espécie *Grateloupia turuturo* exibiu, nos 2 meses seguintes à aplicação dos tratamentos, nas poças controlo, uma maior Taxa de Cobertura do que nas poças tratadas como, aliás, era de prever. A partir deste momento foi nas poças que sofreram o tratamento mais suave que apareceu em maior quantidade. Nestas atingiu o seu pico máximo na amostragem D (3º mês) diminuindo quase ininterruptamente até à amostragem J (9º mês) em que os valores de cobertura mais elevados acontecem nas poças esterilizadas, ficando mais baixos e próximos entre si nos outros dois tipos de poças.

A última alga representada, *Chondrus crispus*, apresentou uma evolução muito parecida entre os três tipos de poças (excluindo a diminuição causada pela raspagem e esterilização que se estendem até 2 meses (amostragem C) e 1 mês (amostragem B) respectivamente. Esta alga tem valores de cobertura ligeiramente superiores nas poças raspadas e, a partir do 4º mês (amostragem E), apresenta os valores máximos e mínimos de cobertura para os três tipos de poças nos mesmos meses.

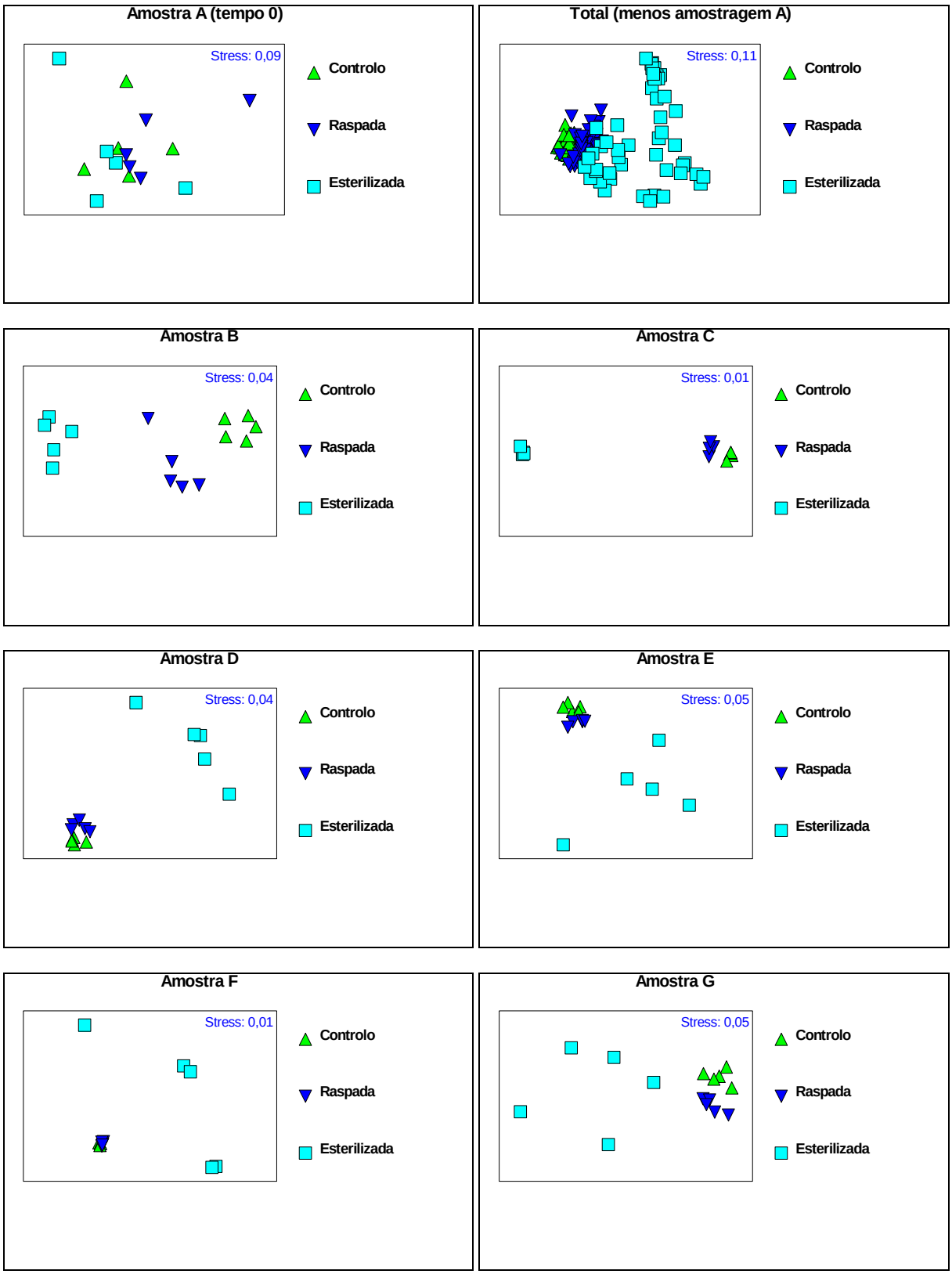
No que diz respeito aos animais verifica-se que o mexilhão (*Mytilus galloprovincialis*) é a espécie mais afectada pela aplicação dos tratamentos. Observa-se na figura 190 que nunca voltaram a ter uma cobertura semelhante à verificada nas poças controlo, apresentando uma recuperação muito tímida.

A quantidade da espécie *Patella sp.* presente nas poças foi, também, bastante afectada tanto pelas raspagens como pelas esterilizações. No entanto, a partir da amostragem J, já se encontravam com valores semelhantes aos encontrados nas poças de controlo tendo, inclusivamente, na última amostragem apresentado um valor de ocupação superior nas poças esterilizadas em relação ao encontrado nos controlos.

Em relação às outras espécies (Fig. 190) a evolução das diferentes Taxas de Cobertura são bastante semelhantes, com valores muito próximos nos três tipos de poças, existindo apenas uma pequena diferença, no caso da espécie *Monodonta lineata* que apresenta valores ligeiramente mais elevados nas poças esterilizadas.

5.5.3.2 Análise por “Multidimensional scalling” MDS e de Similaridade “One-way ANOSIM”.

As imagens obtidas na análise MDS permitem ter uma ideia da evolução da Taxa de Cobertura Biológica, ao longo das diversas amostragens, para cada poça e em função do tratamento a que foi sujeita. Este tipo de análise produz uma representação gráfica (bidimensional neste caso), na qual as amostras aparecem representadas no espaço de forma a que as distâncias relativas variam proporcionalmente com as similaridades relativas entre elas. Assim, podemos verificar que os tratamentos aplicados causaram uma diferença na cobertura das poças analisadas (Fig.193 – B), encontrando-se estas claramente separadas, mas agrupadas em função do tratamento que lhes foi aplicado. A partir desta situação, observou-se uma aproximação entre os grupos de pontos representativos das poças (Fig. 193 – C, D, E e F), principalmente, das raspadas às de controlo, até às amostragens E e F (4º e 5º mês) (em que, segundo a análise MDS, as poças se encontrariam no estado de maior semelhança em termos de Taxa de Cobertura Biológica). A partir da amostragem G os grupos voltam a apresentar-se bem separados demonstrando diferenças significativas até à última amostragem (Fig. 193 – G, H, I, J e K).


Amostra A (tempo 0)
Stress: 0,09
Controlo
Raspada
Esterilizada
Total (menos amostragem A)
Stress: 0,11
Controlo
Raspada
Esterilizada
Amostra B
Stress: 0,04
Controlo
Raspada
Esterilizada
Amostra C
Stress: 0,01
Controlo
Raspada
Esterilizada
Amostra D
Stress: 0,04
Controlo
Raspada
Esterilizada
Amostra E
Stress: 0,05
Controlo
Raspada
Esterilizada
Amostra F
Stress: 0,01
Controlo
Raspada
Esterilizada
Amostra G
Stress: 0,05
Controlo
Raspada
Esterilizada

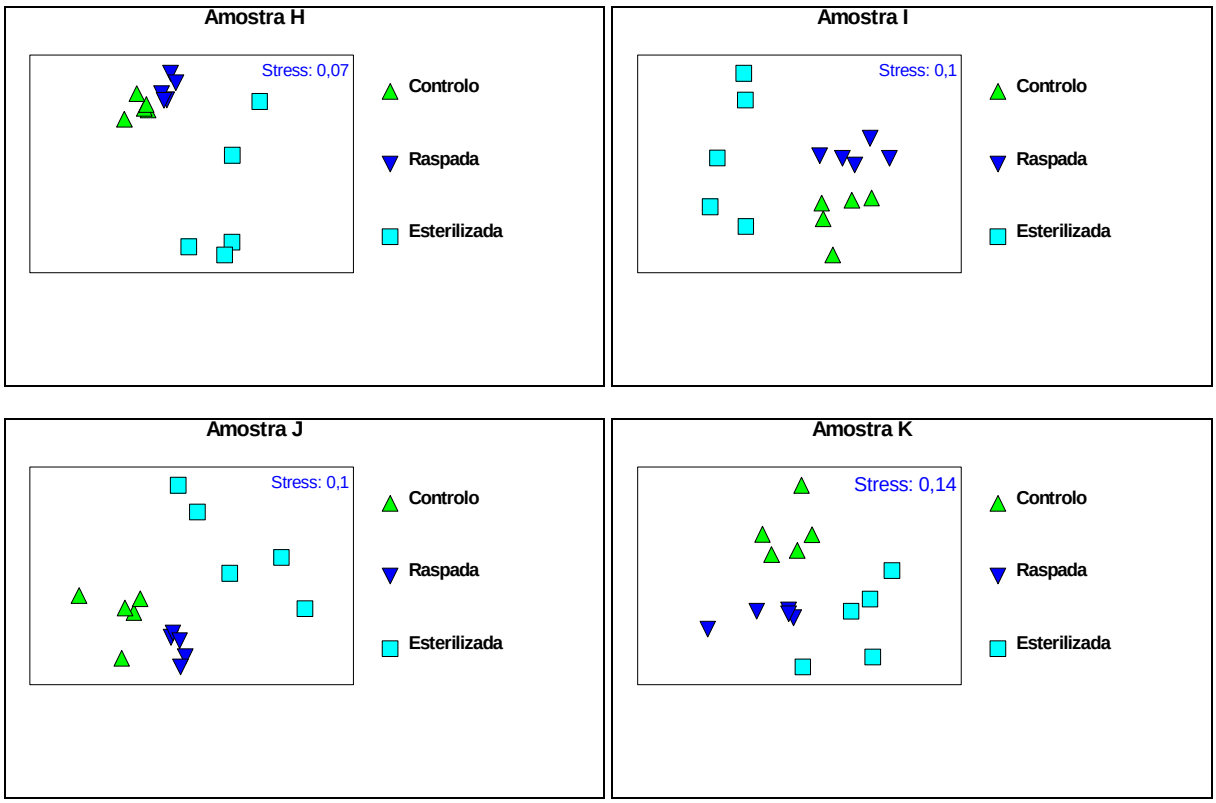


Figura 193 – MDS's da Taxa de Ocupação Biológica para o total das amostras e para cada uma isoladamente.

Apesar destas variações na distância dos grupos é, contudo, necessário referir que nunca deixou de se verificar um agrupamento em função do tratamento a que foram submetidas, parecendo cada conjunto de poças reagir de forma semelhante entre si. Este facto pode, facilmente, ser confirmado pela observação da figura 193 – Imagem Total-A, na qual é muito clara a formação destes grupos, havendo, no entanto, uma aproximação maior das poças raspadas às de controlo, do que das que foram esterilizadas por fogo que, por sua vez, se mantiveram relativamente afastadas das que sofreram um dos outros tratamentos (sendo esta uma interpretação que é confirmada pela observação dos MDS parciais). Observando a imagem que se obteve antes de se tratar as poças (Fig. 193 - A), e comparando com todas as restantes, pode verificar-se que em nenhuma delas se voltou a encontrar um estado em que houvesse uma distribuição heterogénea dos pontos representativos das várias poças, estando estes em grupos (obtidos em função do tratamento que lhes foi aplicado) mais ou menos compactos e com distâncias variáveis entre si.

Os resultados obtidos com a aplicação do teste ANOSIM (Tab. 25) mostram, muito claramente, que existem diferenças muito significativas entre qualquer dos tratamentos (o *R* mais baixo foi obtido na amostragem E, com um valor de R = 0,638 para um *p* = 0,001), situado bem acima do valor de *R* > 0,5, considerado como o limiar do valor de *R* para poder ainda existir alguma probabilidade de sobreposição entre os factores (Clarke & Gorley, 2001). Em alguns casos obtiveram-se valores de *R* superiores a 0,75 o que indica factores bem separados. Pode observar-se, no entanto, a aproximação

e afastamento que já se havia encontrado na análise dos gráficos MDS, existindo uma redução progressiva do valor de *R* até à amostragem E (4º mês) seguindo-se um aumento até à última amostragem (K).

Tabela 25 – Resultados obtidos no teste ANOSIM, para cada amostragem e em função do tratamento. Nível de significância estatística *p* = 0,001 em todas as amostragens.

R	**Total-A**	**B**	**C**	**D**	**E**	**F**	**G**	**H**	**I**	**J**	**K**
R Total	0,542	0,985	0,997	0,762	0,638	0,652	0,655	0,682	0,701	0,719	0,757
Controlo *versus* Raspadas	0,712	0,940	0,988	0,796	0,824	0,976	0,912	0,916	0,792	0,988	0,82
Controlo *versus* Esterilizadas	0,607	1	1	0,992	0,792	0,72	0,78	0,756	0,804	0,752	0,828
Raspadas *versus* Esterilizadas	0,498	1	1	0,964	0,724	0,7	0,732	0,72	0,768	0,672	0,612

Os resultados obtidos no teste *One-way* ANOSIM não confirmam, no entanto, a informação obtida na análise MDS, na qual as poças raspadas se encontrariam mais próximas das controlo do que das queimadas. Pode verificar-se que esta situação apenas se registou até à amostragem D (4º mês), sendo que para as seguintes se observa uma maior proximidade entre as raspadas e as esterilizadas, seguidas das de controlo e esterilizadas (excluídas as amostragens I e K, por valores que diferem muito ligeiramente) e, finalmente, as de controlo e as raspadas, que são as mais diferentes.

O nível de dissimilaridade ou de significância estatística das diferenças é feita, tendo em conta os resultados do teste ANOSIM. Estes mostram diferenças estatisticamente significativas entre os três tratamentos.

Comparou-se, seguidamente, para cada um dos tratamentos, cada amostragem com a amostragem A, com o intuito de tentar verificar-se em que mês teriam deixado de existir diferenças estatisticamente significativas. Estão representadas apenas as comparações da amostra A com as duas últimas pois foi apenas aí que houve alterações passíveis de discussão. No caso das poças raspadas, a observação dos gráficos obtidos da análise MDS para a comparação entre a primeira e as duas últimas amostragens (Fig. 194) revelou-se, neste aspecto, pouco conclusiva pois apesar de, aparentemente, existir uma menor separação entre a amostra K e a amostra A do que entre esta e a amostra J, a separação dos grupos não é muito evidente.

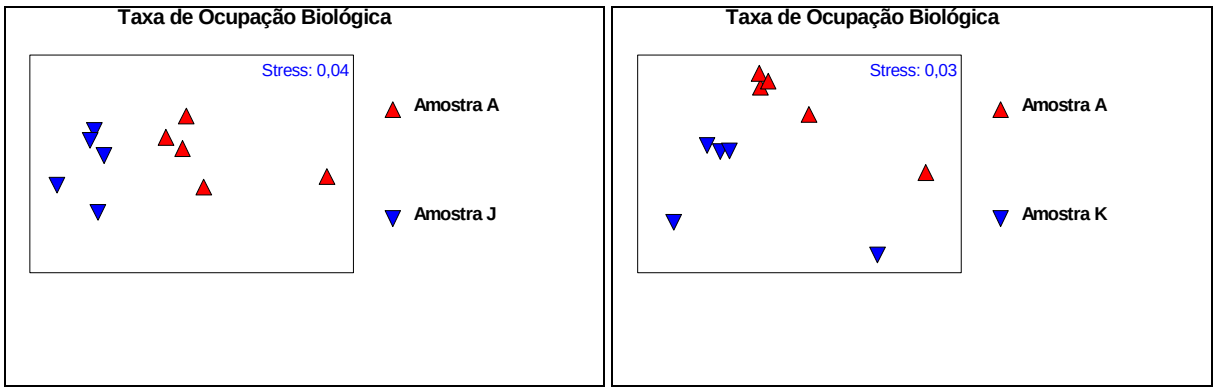


Figura 194 – Comparação da amostragem A (antes do tratamento) com a amostragem J (10 meses após) e com a amostragem K (11 meses após), nas poças raspadas.

Isto poderia indicar que as conclusões extraídas para uma das amostragens se reflectiriam nas restantes, encontrando-se em qualquer uma delas, grupos bastante nítidos, constituídos por poças pertencentes às mesmas amostragens. Se assim fosse, no decurso da evolução das poças raspadas, a Taxa de Cobertura Biológica destas nunca teria recuperado para valores semelhantes aos encontrados como resultado da primeira amostragem, ou seja, antes de se aplicar este tratamento.
A realização do teste *One-way* ANOSIM a este tipo de comparação (tab.26) veio, no entanto, alterar consideravelmente a percepção sobre a evolução das poças raspadas.

Tabela 26 – Resultados do teste One-way ANOSIM das comparações entre a primeira amostragem (A) com as duas últimas (J e K) nas poças raspadas.

One way ANOSIM	**Poças raspadas** **A *versus* J**	**Poças raspadas** **A *versus* K**
R Global	0,644	0,336
Nível de Significância Estatística(*p*)	0,008	0,016

Utilizando esta ferramenta estatística verifica-se que, apesar de na amostragem J ainda existirem diferenças estatisticamente significativas (R = 0,644 e p = 0,008) com a amostragem A (ponto zero da experiência), quando comparadas a amostragem A com a última (K) estas diferenças já não estavam presentes (R = 0,336 e p = 0,016), podendo considerar-se que, após um interregno de 11 meses, as poças raspadas já haviam recuperado para um estado de cobertura biológica semelhante ao encontrado originalmente.
O mesmo procedimento aplicado às poças esterilizadas por fogo resultou em dados mais simples de interpretar. Seguindo o raciocínio aplicado na análise anterior, pode observar-se que para as poças esterilizadas a amostragem A e a J formam grupos distintos entre si, não ocorrendo o mesmo entre a amostragem A e a K (Fig. 195), em que algumas das réplicas da amostragem K estão mais afastadas entre si do que de réplicas da amostragem A.

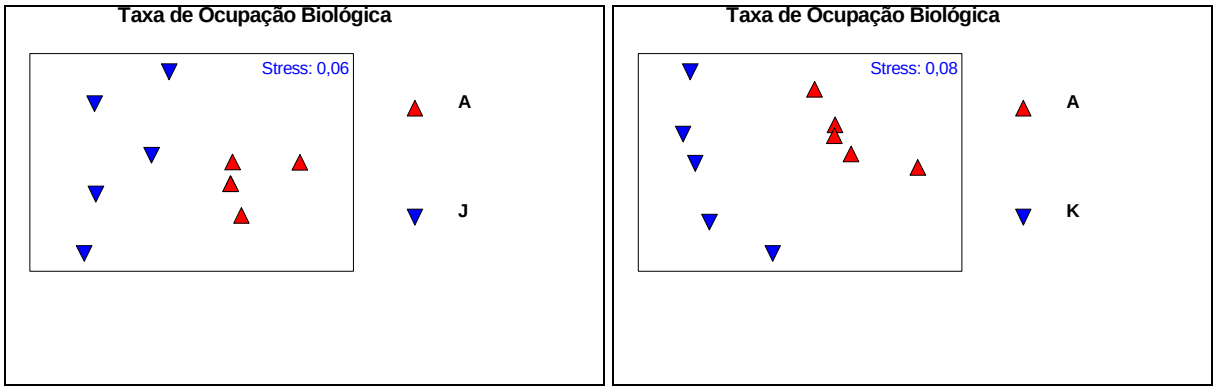


Figura 195 – Comparação da amostragem A (antes do tratamento) com a amostragem J (10 meses após) e com a amostragem K (11 meses após), nas poças esterilizadas.

Os resultados obtidos no teste "One-way ANOSIM" clarificam a situação pois tanto no caso da comparação da amostragem A com a J como na comparação entre a amostragem A e a amostragem K existem ainda diferenças estatisticamente significativas com R = 0,7 e R = 0,732 respectivamente e p = 0,008 nos dois casos. Pode considerar-se que ao fim de 11 meses as poças ainda não tinham recuperado para um estado de Cobertura Biológica semelhante ao que existia no tempo zero da experiência (Tab. 27).

Tabela 27 – Resultados do teste One-way ANOSIM das comparações entre a primeira amostragem (A) com as duas últimas (J e K) nas poças raspadas.

One way ANOSIM	**Poças esterilizadas A versus J**	**Poças esterilizadas A versus K**
R Global	0,7	0,732
Nível de Significância Estatística (*p*)	0,008	0,008

Estes resultados revelam que existem diferenças significativas na evolução da Taxa de Cobertura Biológica entre as poças, em função do tratamento (ou da intensidade do fenómeno causador do distúrbio) a que foram submetidas.

5.5.3.3 Evolução da diversidade biológica

Têm sido desenvolvidos numerosos operadores matemáticos com o objectivo de descrever quantitativamente a composição de populações e comunidades biológicas. Tais índices podem ser simples medindo apenas o número de espécies ou de indivíduos ou compostos, medindo quer a riqueza em espécies quer a distribuição do número de indivíduos pelas espécies presentes.

A diversidade tem duas componentes: riqueza em espécies, que é o número de espécies presente e uniformidade ou equitabilidade que é uma medida da distribuição dos indivíduos pelas espécies presentes. A equitabilidade apresenta o valor máximo quando cada espécie detém o mesmo número de indivíduos (Haefner, 1996). Neste trabalho avaliou-se a diversidade atendendo à riqueza de

espécies (S) e à equitabilidade pelo índice de Pielou. Usaram-se também os índices compostos de Shannon-Wiener e de Simpson. O índice de Shanon-Wiener dá um maior ênfase à riqueza em espécies e por isso o seu valor tende a subir proporcionalmente ao número de espécies presente. O índice de Simpson mede a probabilidade de ao retirar-se dois indivíduos de uma população o segundo ser da mesma espécie do primeiro, dando, portanto, maior ênfase à equitabilidade e varia de 0 a 1 (Henderson, 2003).

A tabela 28 resume os valores médios dos vários índices, do número de espécies e da Taxa de Cobertura Biológica encontrados para os três grupos de poças sujeitas a diferentes tratamentos, nos onze meses de duração deste estudo.

Tabela 28 – Valores médios da variação temporal dos índices biológicos e Taxa de Cobertura Biológica. As letras (de A a K) após a identificação do grupo de poças referem-se à respectiva amostragem.

Amostra	S	Pielou	Shannon	Simpson	Taxa de Cobertura (%)
C-A	9,600	0,657	1,484	0,697	200,72
C-B	10,800	0,586	1,377	0,653	194,92
C-C	10,200	0,602	1,389	0,666	194,96
C-D	8,800	0,578	1,257	0,629	193,32
C-E	8,600	0,543	1,168	0,587	172,62
C-F	8,000	0,553	1,145	0,602	179,75
C-G	8,400	0,515	1,095	0,570	169,83
C-H	8,800	0,542	1,178	0,608	183,30
C-I	9,400	0,545	1,224	0,621	180,31
C-J	9,800	0,561	1,277	0,640	197,21
C-K	9,800	0,603	1,374	0,683	212,57
E(1-5)A	11,400	0,636	1,542	0,720	230,29
E(1-5)B	7,800	0,375	0,772	0,398	118,75
E(1-5)C	7,800	0,443	0,912	0,466	140,16
E(1-5)D	8,600	0,446	0,966	0,468	133,46
E(1-5)E	8,000	0,389	0,812	0,396	115,05
E(1-5)F	7,800	0,398	0,820	0,419	123,46
E(1-5)G	8,000	0,433	0,902	0,474	139,72
E(1-5)H	8,600	0,482	1,027	0,536	150,82
E(1-59I	9,200	0,507	1,124	0,565	170,18
E(1-5)J	9,400	0,540	1,210	0,610	177,40
E(1-5)K	9,600	0,571	1,284	0,631	189,29
E(6-10)A	10,200	0,642	1,482	0,703	176,78
E(6-10)B	4,400	0,140	0,209	0,084	71,62
E(6-10)C	4,400	0,157	0,229	0,094	73,30
E(6-10)D	5,200	0,448	0,774	0,392	34,43
E(6-10)E	4,600	0,689	1,066	0,580	20,08
E(6-10Ff	4,400	0,711	1,100	0,762	16,37
E(6-10)G	4,800	0,671	1,020	0,731	14,11
E(6-10)H	5,600	0,649	1,135	0,593	22,59
E(6-10)I	7,000	0,554	1,104	0,533	41,77
E(6-10)J	7,200	0,581	1,156	0,558	58,57
E(6-10)K	8,400	0,514	1,098	0,501	92,05

Para se estudar a recuperação das poças, além de se determinar a Taxa de Cobertura Biológica, tentou-se verificar se a biodiversidade presente nestas seria semelhante à original. Para se atingir este objectivo procedeu-se ao cálculo de diversos índices ecológicos (Pielou, Shannon e Simpson), assim como à contabilização do número de espécies (S) que existiam, em cada amostragem, para cada poça em estudo. Os resultados destes cálculos (Tab. 28), realizados utilizando o software Primer V5, foram, posteriormente, transferidos para o software SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) v14.0 da SPSS.inc, de modo a ser possível realizar uma análise de variância (ANOVA), bem como testes de comparações múltiplas (Tukey), cujos resultados se encontram resumidos na tabela 29.

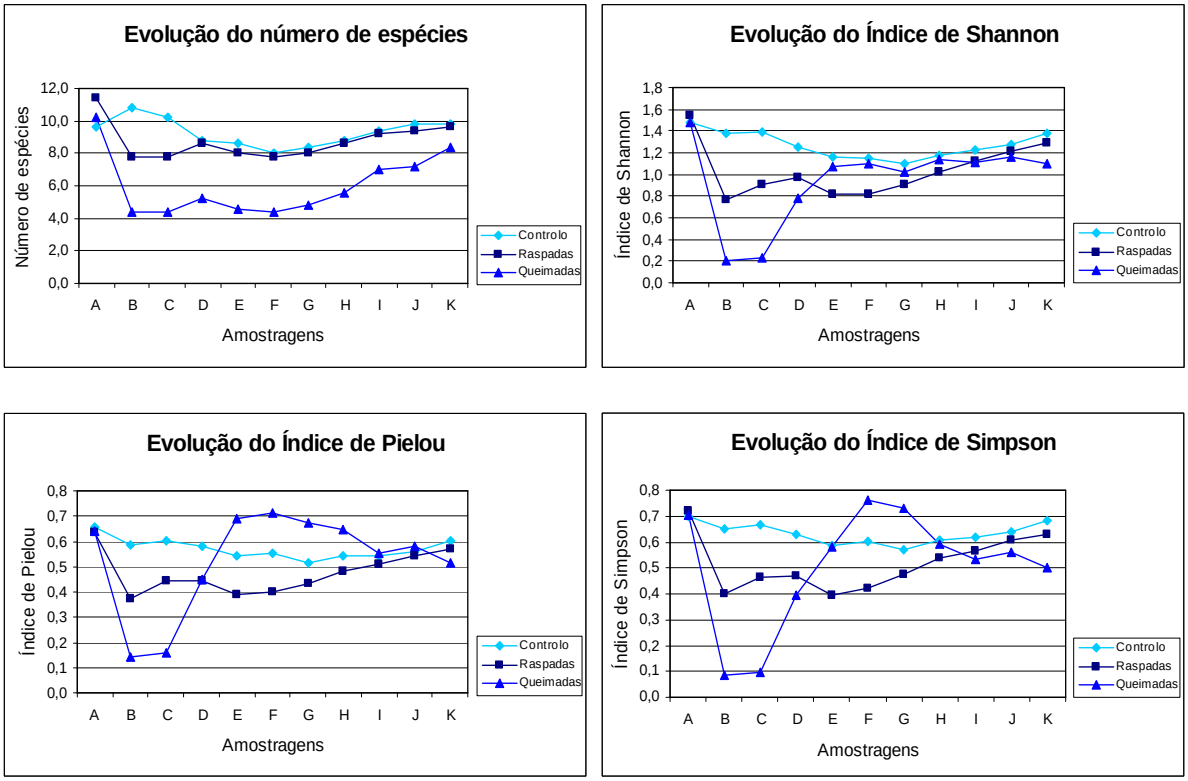


Figura 196 – Evolução dos vários índices ecológicos.

Os gráficos da figura 196 mostram a evolução dos índices utilizados, ao longo das várias amostragens deste estudo. Analisando-se a evolução do número de espécies (S), no respectivo gráfico da figura 196, pode perceber-se que, no que diz respeito à riqueza em espécies, o tratamento que mais afectou as poças foi o da esterilização por fogo. A linha correspondente a este tratamento parte de uma origem comum às duas outras linhas mas, desde que foi aplicado o tratamento e até ao fim do estudo, mantém-se sempre com valores inferiores aos que foram encontrados nas poças raspadas e controlo. Parece, no entanto tender para subir, encontrando-se, na última amostragem, mais próxima das duas outras linhas do que em qualquer outra amostragem. Relativamente às poças raspadas pode afirmar-se que após um ligeiro período em que a sua riqueza foi menor, a partir da amostragem de Novembro (amostragem D), o valor do número de espécies foi sempre coincidente

com o verificado nas poças controlo.

Nos restantes índices (Fig. 196), pode observar-se uma evolução bastante similar, principalmente nos dois índices que dão mais relevo à equitabilidade (Pielou e Simpson). Analisando-se os três índices em conjunto verifica-se que a diversidade nas poças raspadas vai aumentando até à amostragem I (8º mês), altura a partir da qual as diferenças em relação às poças controlo deixam de ser significativas. Nas poças esterilizadas pode observar-se uma acentuada redução dos índices calculados para as amostragens B e C (1º e 2º mês), seguida de uma subida bastante acentuada até às amostragens E e F (4º 5º mês). Estas variações são opostas à que se verificou na quantidade da alga *Ulva sp.* (Fig. 190), espécie que foi claramente dominante durante esses meses, nos quais também se verificou, nestas poças, o menor número de espécies registado (Tab. 28).

Tabela 29 – Resultados do teste de comparação múltipla de Tukey (p = 0,05). Legenda: **Negrito** – Existem diferenças estatisticamente significativas.

Comparações Múltiplas												
Tukey			**Amostragem**									
			A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Variável Dependente	Tratamento	Tratamento	Significância										
Espécies	Controlo	Raspado	0,103	**0,041**	**0,013**	0,956	0,422	0,964	0,725	0,976	0,964	0,839	0,969
		Queimado	0,739	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,002**	**0,001**	**0,015**	**0,023**	**0,008**	0,258
	Raspado	Queimado	0,325	**0,021**	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,002**	**0,001**	**0,021**	**0,037**	**0,022**	0,358
Pielou	Controlo	Raspado	0,776	**0,001**	**0,007**	0,480	0,485	0,440	0,619	0,762	0,897	0,964	0,890
		Queimado	0,885	**0,001**	**0,001**	0,492	0,519	0,427	0,204	0,443	0,993	0,965	0,427
	Raspado	Queimado	0,975	**0,001**	**0,001**	1,000	0,094	0,061	0,041	0,162	0,845	0,867	0,694
Shannon	Controlo	Raspado	0,611	**0,001**	**0,001**	0,463	0,272	0,326	0,405	0,695	0,888	0,928	0,856
		Queimado	1,000	**0,001**	**0,001**	0,148	0,889	0,977	0,863	0,970	0,845	0,786	0,267
	Raspado	Queimado	0,599	**0,001**	**0,001**	0,707	0,496	0,427	0,703	0,828	0,995	0,952	0,528
Simpson	Controlo	Raspado	0,726	**0,001**	**0,007**	0,450	0,403	0,425	0,610	0,765	0,863	0,937	0,795
		Queimado	0,980	**0,001**	**0,001**	0,201	0,989	0,955	0,959	0,988	0,697	0,621	0,094
	Raspado	Queimado	0,831	**0,001**	**0,001**	0,831	0,371	0,322	0,483	0,845	0,951	0,820	0,264

Utilizando os valores dos índices calculados anteriormente procedeu-se a uma análise de variância e a várias comparações múltiplas (utilizando para isso o teste de Tukey) para se verificar quando é que deixaram de existir diferenças estatisticamente significativas entre as poças sujeitas aos diferentes tratamentos e, por outro lado, tentar descobrir, para cada tratamento, em que momento essas diferenças deixaram de existir em relação à amostragem inicial, anterior à aplicação dos tratamentos.

A Análise de Variância é uma técnica estatística que possibilita a comparação de médias de parâmetros de duas ou mais populações. A partir da análise da dispersão total presente no conjunto dos dados, a análise de variância permite identificar os factores que deram origem a essa dispersão e avaliar a contribuição de cada uma deles (Landau & Everitt, 2004). O objectivo deste teste foi determinar se as diferenças encontradas entre as médias amostrais (seja em relação aos tratamentos ou às amostragens) poderiam ser atribuídas ao acaso ou se seriam indicativas de diferenças reais existentes entre as médias das populações correspondentes. A partir desta análise, procedeu-se a

comparações entre pares de médias utilizando o método das comparações múltiplas, que permitem fazer este tipo de comparações sem inflacionar os erros de Tipo I (rejeição da hipótese nula, sendo esta verdadeira (Christensen, 1996)). Para realizar este tipo de análise escolheu-se o teste de Tukey, que, de acordo com Christensen, 1996, é um dos testes mais conservadores (por conservador entenda-se maior probabilidade de não indicar diferenças quando elas não existem).

As tabelas 29, 30 e 31 resumem os resultados obtidos pelas operações estatísticas descritas anteriormente. Na primeira destas tabelas encontram-se as comparações múltiplas entre os três tipos de tratamentos (controlo, raspagem e esterilização) ao longo das várias amostragens. Para facilitar a leitura destes dados colocou-se os resultados que indicavam diferenças estatisticamente significativas a negrito. Verifica-se, então, que, no que diz respeito ao número de espécies, e para a comparação poças controlo com poças raspadas, apenas existem diferenças significativas até à amostragem C (2º mês), enquanto que na comparação com as queimadas as diferenças estendem-se até à amostragem J (9º mês). Relativamente à comparação restante (poças raspadas com poças queimadas), para o número de espécies, registaram-se diferenças até à amostragem I (8º mês). Pode concluir-se que, no que diz respeito à evolução deste parâmetro existe uma gradação de efeitos negativos que aumentam em função da agressividade do tratamento aplicado.

Os restantes índices (Pielou, Shannon e Simpson) mostraram oscilações similares que resultaram em diferenças estatisticamente significativas, entre os três tipos de poças, logo no mês seguinte à esterilização e raspagem (amostragem 2), mantendo-se estas apenas durante a amostragem seguinte. A partir desta altura não voltaram a existir diferenças entre os três tratamentos em mais nenhuma amostragem. Segundo estes índices não existiriam diferenças entre os três tratamentos aplicados no que diz respeito à recuperação da biodiversidade demonstrada nas poças controlo.

Para os índices biológicos calculados compararam-se, para cada tratamento, as sucessivas amostragens com a primeira (amostragem A – antes da aplicação dos tratamentos). As tabelas seguintes (Tabela 30 e 31) revelam, para cada um dos índices, a altura em que cada poça deixa de apresentar diferenças significativas ($p = 0,05$) em relação ao estado inicial.

Relativamente ao tratamento menos agressivo, raspagem (Tab. 30), pode constatar-se que praticamente todos os índices tiveram comportamentos diferentes nesta análise. O número de espécies apresentou diferenças estatisticamente significativas até à amostragem H (7º mês) de acordo com o demonstrado pelo índice de Shannon-Wiener. Pode observar-se uma constância bastante alta nos índices que valorizam mais a componente “riqueza” na avaliação da biodiversidade. No caso dos dois índices que privilegiam a componente da equitabilidade (Pielou e Simpson) constatou-se que deixaram de apresentar diferenças estatisticamente significativas, em relação aos valores obtidos na primeira amostragem, na amostragem G (6º mês), um mês antes dos índices descritos anteriormente. É, então, a partir da amostragem I (8º mês), que ambos os componentes da biodiversidade (riqueza e equitabilidade) atingem valores semelhantes aos originais, devendo, segundo estes dados, considerar-se que foi neste momento que a biodiversidade, nas poças que sofreram este tratamento, foi restabelecida.

Da análise da tabela 31 podem extrair-se conclusões algo semelhantes às que foram obtidas na tabela 30. O índice que mais demora a deixar de apresentar diferenças, em relação à primeira amostragem, é o do número de espécies, que deixa de apresentar diferenças estatisticamente significativas na amostragem J (10º mês). Os três índices restantes, incluindo o de Shannon-Wiener que no caso das poças raspadas tinha apresentado uma evolução semelhante à do número de espécies, deixam de mostrar diferenças significativas na amostragem D (4º mês). No entanto, e tendo em consideração os dois componentes, já referidos, da biodiversidade, deve concluir-se que, no caso das poças esterilizadas, a biodiversidade, no seu total, só atinge valores estatisticamente semelhantes com os obtidos na primeira amostragem, na última amostragem (K) (11º mês).

Tabela 30 – Resultados do teste de comparação múltipla de Tukey (p = 0,05) para a comparação entre a amostragem A e as seguintes, nas poças raspadas; **Negrito** – Existem diferenças estatisticamente significativas.

Poças Raspadas										
Índices	Significância (p)									
	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Espécies (S)	**0,003**	**0,003**	**0,045**	**0,006**	**0,003**	**0,006**	**0,045**	0,234	0,359	0,513
Pielou	**0,001**	**0,011**	**0,013**	**0,001**	**0,001**	**0,006**	0,087	0,256	0,674	0,958
Shannon	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,006**	0,054	0,245	0,600
Simpson	**0,002**	**0,030**	**0,032**	**0,002**	**0,005**	**0,041**	0,281	0,526	0,895	0,972

Tabela 31 - Resultados do teste de comparação múltipla de Tukey (p = 0,05) para a comparação entre a amostragem A e as seguintes, nas poças esterilizadas; **Negrito** – Existem diferenças estatisticamente significativas.

Poças Esterilizadas										
Índices	Significância (p)									
	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Espécies (S)	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,007**	**0,014**	0,441
Pielou	**0,024**	**0,033**	0,936	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	0,997
Shannon	**0,001**	**0,001**	0,222	0,873	0,921	0,785	0,957	0,927	0,972	0,920
Simpson	**0,009**	**0,011**	0,635	1,000	1,000	1,000	1,000	0,988	0,997	0,961

5.5.4 Conclusões

A interpretação dos dados obtidos neste trabalho permitiu concluir sobre a recuperação biológica das poças de maré depois de terem sido sujeitas a distúrbios de dois níveis de grandeza. Os distúrbios provocados experimentalmente, raspagem e esterilização pelo fogo, pretenderam simular, respectivamente, o soterramento das poças por pouco tempo e por um tempo mais alargado. A recuperação das poças foi avaliada no que respeita à Taxa de Cobertura Biológica e à Biodiversidade, o que permitiu retirar conclusões sobre se as poças, dependendo do distúrbio que

lhes era imposto, conseguiriam ou não e em quanto tempo, voltar a apresentar uma ocupação biológica semelhante à que se verificava previamente e uma biodiversidade equivalente à original, tanto na riqueza em espécies como na equitabilidade da sua distribuição.

Numa época em que cada vez mais se fazem sentir as influências antrópicas (nomeadamente pelas alterações na dinâmica do transporte de sedimentos) sobre o litoral, muitas vezes com consequências imprevistas ou mal calculadas, tentou-se perceber se o ecossistema das poças de maré, da zona média do eulitoral, conseguiria ou não recuperar após os distúrbios a que foram sujeitos que simularam a destruição por soterramento. Pode concluir-se que embora o período de um ano seja quase suficiente para recuperar a cobertura biológica, esta recuperação dá-se há custa de um menor número de espécies, perdendo-se bastante em biodiversidade. É importante ressalvar que o facto desta experiência ter sido iniciada no mês de Julho e terminada em Junho do ano seguinte pode ter condicionado os resultados obtidos, já que a aplicação dos distúrbios foi realizada após o período de maior crescimento da maioria das espécies presentes, que reiniciaram o seu desenvolvimento numa época pouco propícia. Por outro lado, ao ter-se terminado o estudo no início de Junho a informação não abrangeu a totalidade do pico de crescimento da Primavera.

Apesar do que foi referido podem retirar-se algumas conclusões importantes no que diz respeito ao impacto na biodiversidade das poças e no ecossistema em que se inserem. Observou-se que as espécies *Grateloupia turuturu* e *Chondrus crispus*, a primeira das quais uma exótica infestante, apareceram com quase o triplo da frequência nas poças que foram intervencionadas. Por outro lado espécies que eram raras (*Kallymenia reniformes e Chondracanthus teedei*) desapareceram por completo. Em relação às espécies animais, houve alterações na quantidade dos gastrópodes *Nucella lappilus* que não voltou a aparecer nas poças esterilizadas, nos ouriços-do-mar *Paracentrotus lividus* que diminuiu nas poças raspadas e ainda mais nas esterilizadas e também na espécie *Anemonia sulcata* que viu os seus efectivos aumentados nas poças raspadas mas não voltou a surgir nas poças esterilizadas. Parece claro que terão ocorrido alterações na biodiversidade e nas relações quantitativas entre espécies nas poças que foram intervencionadas e que ao fim de um ano, estas ainda não tinham regressado ao estado basal. Por esta razão, deve ter-se em conta que, distúrbios nesta zona do litoral podem conduzir a novos equilíbrios, nem sempre favoráveis, sobretudo porque abrem caminho à instalação de espécies oportunistas e muitas vezes a exóticas infestantes. Levam também ao desaparecimento de algumas espécies instaladas nesses locais e à alteração da quantidade de outras o que pode ter consequências imprevisíveis e desconhecidas. Estes distúrbios (sejam por alterações na dinâmica das areias ou por outro tipo de intervenções humanas) interferem com os mecanismos competitivos, favorecendo as espécies que na época em que ocorre o distúrbio se encontrem num período mais favorável à sua fixação e crescimento, não permitindo um correcto desenvolvimento das outras espécies.

Embora os resultados permitam inferir que, de um modo geral, os ecossistemas recuperaram ao fim de cerca de um ano, essa recuperação não foi total, tendo permanecido algumas diferenças. Também o tempo decorrido carece de algumas considerações pois se, na escala temporal humana, 11 meses não é um período longo, na escala da maioria das espécies em questão este período

corresponde praticamente a uma geração que, ao desaparecer, pode condicionar todo o desenvolvimento futuro com consequências ecológicas de gravidade desconhecida.

As intervenções no litoral deveriam ter estes factores em consideração e não avaliar os impactos das obras apenas sob o ponto de vista dos humanos e dos interesses económicos imediatos dos agentes que operam na zona costeira. Ter uma visão mais alargada e compreender que os impactos sobre os processos ecológicos do litoral irão necessariamente ter impactos na espécie humana, seria um passo importante na salvaguarda dos interesses futuros da sociedade.

CAPÍTULO 6

IMPACTO DO QUEBRAMAR NA QUALIDADE DA ÁGUA



Mudam-se os tempos, mudam-se as vontades,
Muda-se o ser, muda-se a confiança;
Todo o mundo é composto de mudança,
Tomando sempre novas qualidades.

Luís Vaz de Camões

6. Impacto do Quebramar na Qualidade da Água

6.1 Introdução

Um dos impactos do quebramar, facilmente observável, era a notória diferença entre a água do mar a norte e a sul desta estrutura e a água do mar contida na baía por ela formada que se apresentava invariavelmente mais turva, com mais detritos e obviamente mais calma. No sentido de aquilatar sobre as reais diferenças em termos físico-químicos entre estes locais, foi montado um plano de análises de amostras colhidas ao longo de um período de tempo alargado, abrangendo todas as épocas do ano.

Características da água do mar

A água está em todo o lado e a sua presença é crucial para a existência de vida. A biologia é húmida e dinâmica (Berg, 1983). A água não é apenas água. É uma substância vital, o sangue da Terra, algo de rica e infinita variedade (Watson, 1988).
Existe cerca de 2700 vezes mais água do mar do que água doce. As propriedades da água do mar são diferentes das da água doce porque variam com a temperatura, a pressão e a concentração de sais (Nemerow, 1991). A água tem uma grande capacidade calorífica, grandeza definida como a quantidade de calor necessária para elevar de 1ºC a temperatura de 1 gr de uma substância. Este facto explica o papel regulador do clima que os oceanos desempenham. Outra característica importante da água é a sua capacidade como solvente. Os químicos referem-se à água como o "solvente universal", querendo com isso dizer que praticamente todas as substâncias conhecidas são, até certo ponto, solúveis em água. Isto explica que todas as substâncias conhecidas existam, em solução, na água do mar em menor ou maior quantidade (Pinet, 1998).

6.2 Parâmetros físico-químicos analisados e seu significado

6.2.1 Temperatura

A temperatura à superfície, da água do Atlântico, varia entre os 5ºC e os 25ºC. Na zona da costa portuguesa o intervalo de variação é mais estreito situando-se entre os 10ºC e os 20ºC. A actividade, distribuição e comportamento dos organismos marinhos ectotérmicos é controlada pela distribuição das temperaturas (Haefner, 1996).
A latitude exerce um forte controlo sobre a temperatura da superfície dos oceanos que decresce do equador para os pólos. Analisando os mapas de isotérmicas globais em Agosto (Sverdrup, Johnson & Fleming, 1942) e em Fevereiro (Reid, 1965) verifica-se que no Inverno a costa portuguesa se situa entre as isotérmicas de 15ºC e 25ºC, encontrando-se a isotérmica de 20ºC sensivelmente a meio

desta costa. No inverno, por outro lado, a costa portuguesa encontra-se entre a isotérmica de 10ºC e a de 15ºC.

Na zona onde decorreu o presente trabalho, uma monitorização da temperatura da água do mar ao longo de 700 dias, concluiu que a amplitude térmica era de 6ºC, a temperatura mínima medida foi de 13ºC e a máxima de 19ºC. As classes de temperatura 13ºC-14ºC e de 15ºC-17ºC juntas representavam 91%. Temperaturas acima de 17ºC ocorreram apenas em 9% dos dias (Dias Santos, 2000).

Com as alterações climáticas em curso e segundo os resultados dos modelos de circulação gerais e regionais do UK Hadley Centre for Climate Prediction and Research, a temperatura do mar à superfície subirá 2ºC até ao final do séc.XXI (McAvaney, Covey, Joussaume, Kattsov, Kitoh, Ogana, Pitman, Weaver, Wood & Zhao, 2001).

A temperatura exerce uma profunda influência sobre a vida aquática desempenhando um papel preponderante na reprodução, respiração e nutrição dos organismos aquáticos. A temperatura é de capital importância no desenvolvimento dos micro e macrorganismos aquáticos, nomeadamente no crescimento dos peixes. Cada espécie de ser vivo poiquilotérmico (incapaz de regular a temperatura corporal) tem um óptimo de temperatura, para o qual apresenta a melhor taxa de crescimento conseguindo, porém, viver num intervalo de temperaturas de maior ou menor amplitude. A temperatura tem grande influência sobre o teor de oxigénio dissolvido na água, sendo estas duas grandezas indirectamente proporcionais (Odum, 1971).

6.2.2 Salinidade

A salinidade da água do mar é, sobretudo, da responsabilidade dos iões Na^+ e Cl^- mas também dos aniões Br^-, SO_4^{2-}, HCO_3, F^- e H_3BO_3 e dos catiões Mg^{2+}, Ca^{2+}, Sr^{2+} e K^+. Foi definida como a quantidade total de material sólido, medida em gramas, contida num quilograma de água do mar quando todo o carbonato foi convertido em óxido, o brometo e o iodeto substituído pelo cloreto e a matéria orgânica completamente oxidada (Forsch, Knudson & Sorensen, 1902).

O valor médio para a salinidade do mar é de 35‰. Cerca de 27‰ é cloreto de sódio. Como a proporção dos radicais se conserva praticamente constante, a salinidade total pode ser calculada pela determinação do teor em cloretos. Assim 19‰ de ião cloreto equivalem aproximadamente a 35‰ de salinidade (Weyl, 1970).

O primeiro método que permitiu medir com precisão o ião cloreto na água do mar foi a titulação de Knudsen-Mohr que apresentava uma precisão de ± 0,02‰ de salinidade. Este foi o método de referência até ao início dos anos sessenta do séc. XX, sendo então substituído pelo método de indução, passando a salinidade a ser medida por aparelhos denominados conductivímetros que medem a conductividade eléctrica da água do mar que tem uma estreita relação com a salinidade (Haefner, 1996).

A variação da salinidade da água do mar também mostra uma clara dependência da latitude, ocorrendo os valores mais altos entre os 20º e os 30º norte e sul e os valores mais baixos junto do

equador e dos pólos. A salinidade dos oceanos depende do balanço entre as moléculas de água que saem (evaporação e formação de gelo) e as que entram (precipitação, fusão de gelo e entrada de água dos rios), factores dependentes em larga escala do clima. Para cada região e ano a taxa de evaporação pode ser subtraída da taxa de precipitação e se o valor assim obtido for positivo a salinidade será superior ao normal, sendo inferior se esse valor for negativo. A água oceânica que se encontra a grandes profundidades apresenta valores muito estáveis para a salinidade, ao contrário da água superficial que se encontra em contacto com a atmosfera e sujeita às condicionantes do clima. A acrescentar a estes factores de perturbação, junto dos continentes, o afluxo dos rios vai provocar a diluição da água do mar e consequentemente uma diminuição da salinidade. A costa portuguesa encontra-se na haloclina de 36‰, no entanto, junto da costa e perto da superfície os valores de salinidade encontrados são, pelas razões anteriormente apontadas, mais baixos (Pinet, 1998).
Não obstante a existência desta variabilidade a salinidade, nos 5 grandes oceanos e em mar aberto, apresenta uma amplitude de apenas 5‰, com um mínimo de 32‰ e um máximo de 37‰.
A maioria dos organismos marinhos contém um teor de sais idêntico ao da água em que vivem (são isotónicos com a água do mar) e por isso não se põem problemas de regulação osmótica, excepto quando a salinidade está sujeita a variações. Os animais marinhos podem ser classificados como estenoalinos (não tolerantes a variações de salinidade) e eurialinos (tolerantes a variações de salinidade). Os organismos do mar alto são, em geral, estenoalinos, enquanto que os organismos do litoral e dos estuários são em geral eurialinos. Os peixes com esqueleto ósseo tem uma concentração de sais inferior à do mar (são hipotónicos) e por isso tem de fazer uma osmoregulação activa por ingestão de água e excreção de sais através das brânquias e do rim (Schmidt-Nielsen, 1963).
De qualquer forma a osmoregulação é sempre um processo com custos energéticos (Potts & Parry, 1964).

6.2.3 pH

O grau em que a água do mar fornece, ou não, um habitat adequado para os organismos é em parte determinado pela concentração dos iões de hidrogénio (H^+) em solução, um parâmetro denominado por pH da água. Os iões de hidrogénio livres são o que determina a acidez da água. A definição formal de pH é: $pH = -\log_{10} (H^+)$ (Pinet, 1998).
A força de dissociação dos catiões excede a dos aniões (em cerca de 2,4 miliequivalentes) o que explica o carácter alcalino da água do mar, normalmente com um pH de 8,2. A água do mar é fortemente tamponizada, ou seja, resistente à variação do pH (Weyl, 1970).
O pH da água está directamente ligado ao sistema químico do CO_2 e à maneira como este composto reage com a água. Os organismos são muito sensíveis às variações do pH. Felizmente as várias reacções dentro do sistema do CO_2 são muito rápidas e eficientes prevenindo grandes variações do pH nos oceanos. A água do mar é essencialmente uma solução estável com um pH a variar no intervalo 7,5-8,5 (Pinet, 1998).

6.2.4 Os nutrientes

O carbono, o azoto e o fósforo são considerados macronutrientes, ou seja, elementos de que as plantas necessitam em grandes quantidades e que numa escala regional limitam a produção biológica. Muitos estudos já efectuados estabeleceram que as plantas extraem carbono, nitrogénio e fósforo da água do mar na proporção de 116:16:1. Embora possa parecer que por ser necessário em tão grandes quantidades o carbono seria o macronutriente limitante, isso não é verdade. O bicarbonato (HCO_3^-), a fonte do carbono, abunda na água do mar, em concentrações mais do que suficientes para sustentar mesmo os maiores "blooms" de fitoplâncton. O azoto e o fósforo são os macronutrientes que normalmente limitam a produtividade primária (Pinet, 1998).
A adição ao mar de nutrientes, especialmente nitratos e fosfatos tem efeitos consideráveis na qualidade das águas costeiras. Estes nutrientes são provenientes principalmente de esgotos domésticos e de lixiviados de fertilizantes agrícolas. O grande impacto destes nutrientes nas zonas costeiras é promover o crescimento exagerado de plantas antes pouco comuns ou mesmo de exóticas. Este crescimento excessivo de plantas significa normalmente uma redução na diversidade de espécies e resulta num desequilíbrio da cadeia alimentar. Além disso, a degradação biológica destas plantas conduz a um incremento dos valores da Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO) e a um aumento da turvação da água (Nemerow, 1991).

O ciclo do azoto

O azoto ou nitrogénio (símbolo químico N) existe no nosso planeta sob a forma molecular de N_2, mas também combinado em vários compostos orgânicos e inorgânicos. O azoto é um macronutriente, que juntamente com o fósforo, é essencial para a produção primária (crescimento dos vegetais), quer em terra quer nos ecossistemas aquáticos. O ciclo do azoto é um ciclo de tipo gasoso muito complexo e é representativo do papel fundamental dos microrganismos na reciclagem dos nutrientes.
O azoto no protoplasma (conjunto de toda a matéria constituída por células), passa de uma forma orgânica a inorgânica por acção de uma série de bactérias decompositoras, cada uma delas especializada numa parte particular da tarefa. Uma fracção desse azoto termina em nitrato NO_3, a forma mais prontamente utilizável pelas plantas verdes. O ar, que contém 80% de azoto, é o maior depósito e a válvula de segurança do sistema. O azoto penetra continuamente no ar por acção das bactérias desnitrificantes e retorna continuamente ao ciclo por acção de bactérias fixadoras do Azoto ou por acção das bactérias nitrificantes e também por acção dos relâmpagos. Em termos de balanço de energia, os passos que ocorrem desde as proteínas até aos nitratos facultam energia para os organismos que levam a efeito a decomposição, enquanto que os passos de regresso requerem energia proveniente de outras fontes.
Existem, então, três tipos principais das chamadas bactérias do azoto:
- As nitrificantes ou quimiossintéticas, que obtém a energia directamente dos processos em que intervêm e que transformam a amónia NH_4^+ e o amoníaco NH_3 em nitrito NO_2 (*Nitrosomonas*) e o

nitrito em nitrato NO_3 (*Nitrobacter*).

- As desnitrificantes que necessitam de energia de outras fontes e que convertem o NO_3 em NO_2 e o NO_2 em N_2 (azoto atmosférico).

- As bactérias fixadoras do azoto que vivem em simbiose com os vegetais principalmente nos chamados nódulos de Azoto das plantas leguminosas e que fixam directamente o azoto atmosférico convertendo-o em azoto utilizável pelos vegetais (Odum, 1971).

O azoto sob a forma de amónia NH_4^+ ou de amoníaco NH_3 é prejudicial nas águas superficiais, pois é tóxico para os peixes mesmo em pequenas concentrações. A forma NH_3 é apreciavelmente mais tóxica do que a forma NH_4^+. A prevalência de uma ou outra forma depende valor do pH e da temperatura. O amoníaco prevalece a pH mais baixo e a amónia a pH mais alto, existindo uma pronunciada passagem de NH_3 a NH_4^+ quando o pH sobe de 7,0 para 8,0 (Ellis, 1993).

A toxicidade relativa destas duas formas foi evidenciada através de experiências realizadas com o peixe-mosquito (*Gambusia affinus*) que demonstraram que esta espécie tolera concentrações de 18 mg/l de amónia mas sucumbe quando exposto a concentrações de apenas 1,1 mg/l de amoníaco (Hemens, 1966).

Nitritos e nitratos podem ser responsáveis por uma patologia fatal para as crianças denominada metahemoglobinemia ou cianose infantil. Podem também combinar-se com outras substâncias presentes na água originando compostos potencialmente cancerígenos como as nitrosaminas (Ellis, 1993).

O ciclo do fósforo

O fósforo, normalmente presente na forma de fosfato, é um elemento importante na avaliação da qualidade da água de superfície. Todos os polifosfatos presentes na água, revertem, com o passar do tempo para ortofosfato. Esta reversão é acelerada pelo calor, particularmente à temperatura próxima do ponto de ebulição e em condições ácidas. Os fosfatos presentes na água podem ser determinados analiticamente quer sobre a forma de ortofosfato, quer de fósforo total. Quando todo o fósforo disponível está sob a forma de ortofosfato, a sua quantidade pode ser determinada colorimetricamente num processo em que o ortofosfato reage com o molibdato de amónia formando fosfomolibdato de amónio que é reduzido pelo cloreto de estanho ou pelo ácido ascórbico, formando um composto de cor azul. A intensidade da cor pode, então, ser medida espectrofotometricamente (Sawyer, McCarty & Parkin, 1994).

O fósforo (símbolo químico P) é um elemento raro quando comparado com o Azoto. Nas águas naturais a proporção entre estes dois elementos é de 1 de fósforo para 23 de azoto. Existe no nosso planeta combinado em vários compostos orgânicos e inorgânicos, em rochas fosfatadas de origem fóssil e também em certas rochas vulcânicas. Tal como o azoto, o fósforo é um macronutriente, que é essencial para a produção primária (crescimento dos vegetais), quer em terra quer nos ecossistemas aquáticos. Devido à sua relativa escassez, o fósforo, nos ecossistemas naturais, é sempre um factor limitante, isto é, a quantidade existente limita a produção primária pois geralmente esgota-se antes

dos outros nutrientes, nomeadamente o azoto. O ciclo do fósforo é um ciclo de tipo sedimentar relativamente simples.

No ciclo do fósforo, os compostos orgânicos fosfatados são decompostos pelos microrganismos até à forma de fosfato "…PO_4", forma esta utilizável pelas plantas. Os grandes reservatórios de fosfato são as rochas vulcânicas (apatitas vulcânicas), as rochas sedimentares de origem orgânica (ossos e dentes de animais) e os depósitos de guano (excrementos de aves aquáticas). Outra fonte de fosfatos são as acumulações actuais de guano em pequenas ilhas oceânicas que é recolhido pelas populações e utilizado ou vendido como fertilizante.

Durante muitos anos a exploração de guano fóssil constituiu para países da América latina nomeadamente para o Chile uma importante fonte de receita.

As aves marinhas têm grande importância na reciclagem do fósforo dissolvido nos Oceanos de volta a terra. Hoje em dia existe um desequilíbrio no ciclo do fósforo a favor do Oceano. Grande parte do fósforo retirado das rochas pela erosão natural e também pelo homem que depois o utiliza como fertilizante acaba no Oceano e só de lá sai novamente através das cadeias alimentares em cujo topo se encontram as aves marinhas. A sua acção, no entanto, não é suficiente para compensar as grandes quantidades de fósforo que todos os dias vão parar aos ecossistemas aquáticos por acção humana (adubos, esgotos, detergentes etc.) A escassez de fósforo nuns locais contrasta assim com o seu excesso noutros onde em certos ecossistemas aquáticos, juntamente com o azoto, é responsável pela eutrofização (Margalef, 1968).

Eutrofização

Os termos oligotrófico e eutrófico são utilizados para classificar os ecossistemas aquáticos de acordo com a quantidade de nutrientes que possuem; assim, dizem-se oligotróficos os sistemas pobres em nutrientes e eutróficos os que são ricos em nutrientes.

Por eutrofização entende-se o progressivo e excessivo enriquecimento das águas em nutrientes. Os nutrientes principais são o azoto (nitrogénio), sob a forma de amónia, nitratos e nitritos, o fósforo (fosfatos) e também o potássio, o cálcio, o magnésio, o manganês e o ferro, entre outros.

As plantas aquáticas e as algas, que numa situação normal têm o seu crescimento limitado pela disponibilidade de nutrientes, num meio eutrofizado apresentam um crescimento excessivo causando graves prejuízos ao ecossistema quer pela ocupação física do espaço quer pela deficiência em oxigénio dissolvido que provocam durante a noite (Odum, 1971).

6.2.5 Turvação

A turvação da água advém da existência de matéria em suspensão que interfere com a passagem da luz, provocando uma diminuição da profundidade visual.

A turvação pode ser provocada por materiais de tamanho muito variável, desde os coloidais até sólidos de tamanho considerável, mantidos em suspensão pelo hidrodinamismo. Pode ter origem

orgânica ou inorgânica (Sawyer, McCarty & Parkin, 1994).
Uma das consequências directas da turvação da água é a redução acentuada da produção primária originada pela baixa penetração de luz na coluna de água (Clarke & Denton, 1962).
Outra consequência é a de provocar uma diminuição da eficiência respiratória dos animais aquáticos pois, há medida que a água flui através das brânquias estas tendem a reter as partículas sólidas em suspensão. Para desalojar estes materiais e recuperar a plena capacidade respiratória o animal tem de provocar uma súbita inversão do fluxo da água, operação dispendiosa em termos energéticos (Dejours, 1981).
A frequência destes movimentos bruscos de reversão do fluxo pode variar entre uma vez por cada dez minutos e uma vez por minuto (Hughes, Knights & Scammell 1969).

6.2.6 CBO_5 (Carência Bioquímica de Oxigénio)

O teste de Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO) foi considerado durante muito tempo como um parâmetro básico para determinar o grau de poluição das águas. Embora com algumas desvantagens, o facto de retratar, até certo ponto, a demanda de oxigénio criada pela biodegradação da matéria orgânica na água, faz com que este parâmetro continue a ser largamente usado para descrever os afluentes a ETAR'S, a qualidade de efluentes a serem descarregados em bacias de recepção naturais e a qualidade de águas superficiais. O conceito actual de CBO foi desenvolvido por Dupre em 1884 que demonstrou que a depleção de oxigénio numa amostra de água, moderadamente poluída e incubada durante alguns dias era devida à acção metabólica dos microrganismos presentes. De início adaptado às condições ecológicas dos rios ingleses, foi o *Standard Methods Committee* da Associação Americana de Saúde Pública que fixou o método tal como ele é realizado hoje, com uma temperatura de incubação de 20ºC, durante 5 dias e na ausência de luz.
Basicamente o teste CBO é uma medida do oxigénio usado pelos microrganismos aeróbios no processo de metabolização das moléculas complexas e instáveis existentes na poluição orgânica tais como proteínas, carbohidratos e lípidos (Ellis, 1993).
Em massas de água relativamente fechadas, valores mais altos para a CBO_5 indicam uma maior eutrofização e uma consequente deterioração da qualidade da água (Gamito, 1997).

6.2.7 CQO (Carência Química de Oxigénio)

Outro processo de avaliar a quantidade de matéria orgânica presente numa amostra de água é o teste de Carência Química de Oxigénio (CQO) que usa dicromato de potássio como agente oxidante actuando num ambiente de ácido sulfúrico concentrado, a quente, num condensador de fluxo durante 2 horas. Neste teste o grau de oxidação aproxima-se dos 100% da matéria orgânica presente (Ellis, 1993).
O teste de CQO pode ser realizado através de métodos que usam 50 ml de amostra, 5 ml ou mesmo 2,5 ml, no entanto, existe concordância nos resultados alcançados. As técnicas que usam semi-micro

tubos selados parecem conseguir uma maior percentagem na fractura dos compostos orgânicos refractários. As vantagens do teste CQO são a sua simplicidade, rapidez e o facto de conseguir oxidar uma muito grande percentagem da matéria orgânica presente. A principal desvantagem é a de oxidar indiscriminadamente a matéria orgânica biodegradável e a não biodegradável. Quer a altamente biodegradável glicose quer a lenhina que é quase inerte biologicamente, são igualmente decompostas (Best & de Casseres, 1978).

6.3 Material e métodos

6.3.1 Material

- Frascos de amostragem em PVC com 1 litro de capacidade.
- Diverso material de vidro de laboratório.
- Estufa de laboratório.

  Marca – selecta
  Gama de temperaturas – 0ºC – 250ºC
  Capacidade – 52 L
  Distribuição de calor interno - convecção natural
  Homogeneidade - ± 4K
  Estabilidade - ± 1K

- Espectrofotómetro

  Marca - Lovibond
  Modelo - PC spectro
  Gama de comprimentos de onda - 320 nm a 900 nm.
  Precisão do comprimento de onda – ± 0,02
  Reprodutibilidade do comprimento de onda - ± 1 nm
  Fonte de luz – Lâmpada de Tungsténio Halogéneo pré-ajustada.

- Conductivímetro

  Marca- WTW
  Modelo - 315i equipado com sonda modelo Tetracon 325, sensor térmico integrado e compensador de temperatura.
  Precisão - ± 0,2%.

- Aparelho de medição de pH

  Marca WTW
  Modelo - pHmeter 197 equipado com um eléctrodo SenTix 97T.
  Precisão - ± 1%

- Aparelho de medição de Oxigénio dissolvido (oxímetro).

  Marca WTW.
  Modelo - Oxi 197 equipado com sonda de membrana celOx 325.
  Precisão - ± 0,5%.

6.3.2 Métodos

O protocolo de análises estabelecido foi posto em prática entre 10.6.2003 e 4.8.2005 e durante estes 26 meses foram realizadas 20 campanhas de amostragem da água do mar que abrangeram todos os meses e estações do ano. As amostras eram recolhidas a um nível de maré sensivelmente

equidistante entre a baixa-mar e a preia-mar. Foi analisada a água a norte (N) e a sul (S) do quebramar e a água contida na baía por este formada (Q). Os parâmetros analisados foram a temperatura, a salinidade, o pH, a turvação, a amónia, os nitratos, os fosfatos, a Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO_5) e a Carência Química de Oxigénio (CQO).

As amostras foram recolhidas segundo os pressupostos da Norma Portuguesa NP EN 25 667-2, parte 2, 1996 e da norma internacional ISO 5667-3, parte 3.

Os procedimentos e métodos analíticos foram os aprovados pelo *Standard Methods Commitee*, de acordo com a 19ª edição (1995) da publicação *Standard Methods for the Examination of Water and WasteWater*.

Os valores da Temperatura, Salinidade e pH, parâmetros medidos através de métodos electroquímicos, eram obtidos *in loco*, pela introdução das respectivas sondas directamente na água do mar a cerca de 30 cm da superfície e num local com cerca de 1 m de profundidade.

Para os outros parâmetros foram recolhidas amostras de água em frascos de plástico com 1 litro de capacidade previamente enxaguados com a mesma água. A colheita era efectuada a cerca de 30 cm da superfície numa zona em que a profundidade rondava 1 metro.

6.3.2.1 Procedimentos analíticos

Temperatura

Medida *in loco* usando o sensor de temperatura incorporado no condutivímetro atrás referenciado e usado também para a medição da salinidade.

Salinidade

A salinidade nas três estações de amostragem foi sempre medida *in loco* pelo método da condutividade, usando o aparelho atrás referenciado. A qualidade do valor obtido foi assegurada pela prévia calibração do condutivímetro com um padrão de KCl. A precisão esperada é de ± 0,01 unidades de salinidade.

pH

O pH foi igualmente medido *in loco* nas três estações e em todas as amostragens pelo método electroquímico usando um eléctrodo de vidro e o aparelho atrás referido. A qualidade dos resultados obtidos foi assegurada pela prévia calibração do eléctrodo com padrões de pH = 7,0 e pH = 10. A precisão é de ± 0,01.

Turvação

A turvação foi medida no laboratório pelo método espectrométrico, a 860 nm, por comparação com padrão de Formazina. Este método, denominado "método da radiação atenuada" mede a turvação em Unidades de Atenuação de Formazina (Formazin Attenuation Units, FAU).

Amónia

A amónia foi medida no laboratório pelo método espectrométrico do indofenol. A reacção da amónia, hipoclorito e fenol origina um composto, indofenol, de intensa cor azul. A leitura espectrométrica efectuou-se a um comprimento de onda de 640 nm.

Nitratos

A concentração dos nitratos foi determinada no laboratório pelo método espectrométrico do 2,6 - dimetilfenol de acordo com a norma portuguesa NP 4338-1 de 1996 que é correspondente à norma ISO 7890-1, 1986 harmonizada. Os nitratos reagem com o 2,6 - dimetilfenol em presença dos ácidos sulfúrico e fosfórico, formando 4-nitro-2,6-dimetilfenol. O tempo de reacção é de 5 minutos. A leitura espectrométrica da absorvância do produto da reacção é efectuada a um comprimento de onda de 320 nm. Ensaios experimentais permitiram verificar que o desvio padrão da reprodutibilidade diminui com o aumento do teor de nitratos da amostra.

Fosfatos

Os fosfatos foram determinados pelo método colorimétrico do ácido ascórbico. O molibdato de amónio e o tartarato de potássio e antimónio reagem em meio ácido com o ortofosfato para formar um ácido fosfomolibdático que é reduzido pelo ácido ascórbico a molibdénio de intensa cor azul. A precisão é de ± 0,03. Usou-se um comprimento de onda de 880 nm.

CBO_5

A Carência Bioquímica de Oxigénio foi determinada medindo o Oxigénio Dissolvido (O.D.) da amostra, acondicionada em frascos de Winkler de 250 ml, no tempo 0 e após 5 dias de incubação realizada em estufa à temperatura constante de 20ºC ± 1ºC e na ausência de luz.
O O.D. foi medido pelo método electroquímico, usando um eléctrodo de membrana e o aparelho referenciado atrás. A precisão esperada é de ± 0,15.

CQO

A Carência Química de Oxigénio é uma medida do oxigénio consumido na oxidação química da matéria orgânica presente numa amostra de água. A taxa da oxidação atinge 95% a 100% do valor teórico. O método utilizado foi o método de refluxo aberto em que a matéria orgânica é oxidada por uma mistura ácida em ebulição na presença de um excesso conhecido de dicromato de potássio. Após a digestão o dicromato de potássio não reduzido é titulado com sulfato de amónio ferroso para determinar a quantidade de dicromato consumido, sendo a matéria orgânica oxidável calculada em termos de equivalentes de oxigénio. A precisão é de ± 0,09.

6.3.2.2 Análise dos dados

Os dados referentes aos parâmetros físico-químicos obtidos e transcritos na tabela 32 foram tratados e analisados através de técnicas de ordenação multivariada não paramétricas nMDS (Non-metric Multi-Dimensional Scaling), usando o software PRIMER (Clark & Gorley, 2001). O objectivo da análise nMDS é representar as amostras como pontos no espaço de uma forma em que a distância relativa entre eles seja proporcional às similaridades relativas das amostras, neste caso, calculadas pelo coeficiente de Bray-Curtis sobre os dados, sendo o ponto de partida a matriz de similaridade entre as amostras. No caso da análise aos parâmetros em conjunto a similaridade das amostras foi calculada através da distância Euclidiana normalisada (Normalised Euclidean Distance), dado que os valores dos parâmetros têm diferentes escalas de medida. Neste caso os dados não sofreram transformações.

A nMDS foi usada para produzir gráficos de ordenação bidimensionais para o conjunto dos parâmetros físico-químicos e para cada um deles separadamente.

Para concluir sobre a significância estatística dos resultados obtidos usou-se o teste de análise de similaridades “one-way ANOSIM” (Clarke & Warwick, 2001). Esta ferramenta foi usada para testar a hipótese nula de que não existiam diferenças significativas entre os três locais em questão (S, Q e N), no que respeitava aos parâmetros físico-químicos, considerados em conjunto e cada um isoladamente.

O teste ANOSIM produz uma estatística (R) que varia entre -1 e 1. Valores de R = 1 são obtidos apenas quando todas as réplicas dentro dos grupos são mais idênticas (similares) entre si do que qualquer réplica proveniente de grupos diferentes. Valores de R = -1 só podem ser obtidos quando as similaridades de Bray-Curtis dentro dos grupos de réplicas são todas menores do que as similaridades entre réplicas de grupos diferentes. Valores de R negativos são pouco comuns e podem resultar de erros nas amostragens. Para a hipótese nula, de não existirem diferenças significativas entre os grupos, ser verdadeira o valor de R será próximo de zero. Este valor torna-se mais próximo de 1 há medida que a similaridade entre as réplicas dos grupos se torna maior do que as similaridades entre réplicas de grupos distintos (Clarke & Warwick, 2001).

Quando se avaliam os parâmetros em conjunto ou separadamente, os factores são os locais S, Q e N

e as réplicas são as vinte amostragens, o número de variáveis pode ser 1 (apenas um parâmetro) e 9 (todos os parâmetros).

6.4 Resultados

Os resultados obtidos, em vinte amostragens, para os 9 parâmetros analisados, podem ser consultados na tabela 32 e as respectivas médias e erros-padrão, para cada parâmetro, podem ser visualizadas na tabela 33 e nas figuras 198 e 199.

Tabela 32 - Parâmetros físico-químicos da água do mar em três pontos de amostragem distintos: N – norte do quebramar; Q – baía formada pelo quebramar; S – sul do quebramar.

Parâmetros		Temp. ºC	Sal. g/l	pH	Turvação FAU	Amónia mg/l	Nitratos mg/l	Fosfatos mg/l	CBO_5 mg/l	CQO mg/l
Data	**zona**									
10-6-03	N	18,1	33,0	8,3	2	1,6	0,4	0,2	1,5	229
	Q	19,9	33,8	7,9	6	2,8	10,0	0,9	2,9	554
	S	18,1	33,2	8,4	2	1,5	0,5	0,2	1,2	233
19-8-03	N	17,0	34,1	8,2	3	1,6	0,8	0,2	2,1	279
	Q	19,8	35,0	7,8	10	2,7	1,6	0,9	4,5	961
	S	17,1	34,2	8,2	3	1,5	0,5	0,1	1,3	273
9-10-03	N	15,7	34,1	8,5	7	1,5	0,7	0,1	2,9	262
	Q	17,6	34,8	8,0	35	2,8	0,9	1,3	3,5	391
	S	15,8	33,9	8,5	5	1,4	0,5	0,1	1,4	263
3-12-04	N	15,3	34,1	8,3	6	1,1	1,4	0,2	2,1	257
	Q	16,8	35,0	8,0	54	2,6	2,8	0,9	6,5	442
	S	14,9	34,2	8,3	6	1,2	1,8	0,2	3,2	259
7-1-04	N	15,5	34,2	8,6	9	1,1	1,2	0,9	1,1	241
	Q	17,1	34,9	8,0	48	2,5	3,1	1,9	5,1	357
	S	15,7	34,4	8,5	10	1,2	1,1	0,8	1,3	244
6-2-04	N	13,9	33,4	8,4	4	1,3	1,1	3,1	3,3	233
	Q	15,8	33,9	7,8	14	2,9	3,0	9,0	4,9	388
	S	14,1	33,4	8,4	3	1,2	1,2	3,4	2,9	229
2-3-04	N	15,8	32,0	8,3	8	1,3	1,3	0,1	1,3	277
	Q	17,7	33,1	7,5	40	2,9	1,9	0,7	2,9	409
	S	15,7	32,0	8,3	6	1,3	1,2	0,1	1,4	268
23-4-04	N	15,9	33,5	8,3	5	1,2	1,9	3,1	2,3	263
	Q	17,5	34,4	7,6	12	2,9	11,6	9,1	4,0	344
	S	16,0	33,4	8,4	4	1,3	5,2	3,4	1,3	271
21-5-04	N	18,9	32,0	8,2	6	1,3	2,1	0,6	1,2	199
	Q	20,9	32,9	6,9	34	1,8	5,4	0,9	4,0	346
	S	19,5	32,1	8,1	5	1,4	2,1	0,5	1,1	203
8-7-04	N	17,0	33,2	8,4	6	1,1	3,2	0,7	1,8	251
	Q	18,0	34,0	7,8	30	1,7	6,9	1,9	3,5	369
	S	17,0	33,1	8,5	5	1,3	2,5	0,6	1,5	242

Tabela 32 (Cont.) – Parâmetros físico-químicos da água do mar em três pontos de amostragem distintos: N – norte do quebramar; Q – baía formada pelo quebramar; S – sul do quebramar.

Parâmetros		Temp. ºC	Sal. g/l	pH	Turvação NTU	Amónia mg/l	Nitratos mg/l	Fosfatos mg/l	CBO_5	CQO
Data	**zona**									
3-11-04	N	16,8	34,1	8,3	1	2,1	2,0	0,1	1,4	220
	Q	17,9	35,1	7,7	5	8,1	2,4	0,6	2,9	654
	S	17,0	34,1	8,3	1	3,9	1,9	0,1	1,3	223
5-12-04	N	16,8	33,5	8,4	2	3,0	2,1	0,2	2,1	272
	Q	17,8	34,1	7,9	9	6,8	2,5	0,9	3,5	1968
	S	16,9	33,7	8,5	2	3,1	2,0	0,2	1,3	271
22-1-05	N	15,3	34,0	8,5	16	2,9	0,5	0,1	1,9	265
	Q	16,0	34,7	8,0	98	7,4	10,9	1,1	2,5	398
	S	15,2	33,9	8,6	5	3,4	0,5	0,1	0,4	260
6-2-05	N	13,4	35,6	7,9	10	2,4	0,8	0,3	2,0	267
	Q	13,9	35,9	7,9	50	3,9	1,2	0,9	5,5	432
	S	13,0	35,5	8,0	14	2,3	0,6	0,2	3,0	257
19-3-05	N	13,5	33,9	8,2	5	1,4	0,7	0,9	1,1	231
	Q	14,1	34,8	7,8	20	2,7	0,9	1,8	3,1	367
	S	13,5	33,8	8,1	11	1,5	0,6	0,8	1,2	234
20-4-05	N	15,7	32,3	8,3	5	1,3	4,4	3,0	3,1	234
	Q	16,7	33,9	7,9	25	2,4	4,9	17,0	3,9	397
	S	15,6	32,2	8,1	10	1,2	4,3	3,0	3,3	235
10-5-05	N	18,4	34,8	7,9	6	1,3	1,6	0,1	1,3	278
	Q	19,1	35,7	8,0	18	2,5	1,8	0,7	2,8	401
	S	18,5	34,5	7,9	5	1,2	1,6	0,1	1,4	269
7-6-05	N	14,3	34,8	8,4	6	1,4	1,5	3,1	2,2	243
	Q	15,7	35,6	7,7	25	2,5	1,9	15,2	3,6	334
	S	14,7	34,9	8,3	3	1,5	1,4	3,5	1,3	251
3-7-05	N	19,5	34,8	8,0	9	2,1	1,8	0,7	1,2	198
	Q	21,2	35,9	7,3	37	3,1	14,6	0,8	3,0	345
	S	19,5	34,8	8,1	5	1,9	5,1	0,6	1,1	201
4-8-05	N	14,2	34,9	8,0	10	1,3	2,1	0,8	1,8	211
	Q	15,5	35,5	7,6	27	2,4	9,8	1,5	2,5	399
	S	14,4	34,8	8,1	10	1,2	3,1	0,8	1,4	222

Tabela 33 – Médias e respectivos erros-padrão dos parâmetros físico-químicos nos três locais.

Parâmetros	Médias-S	erro padrão-S	Médias-Q	erro padrão-Q	Médias-N	erro padrão-N
Temp. ºC	16,11	1,30	17,45	1,43	16,05	1,25
Sal. g/l	33,86	0,68	34,65	0,62	33,82	0,69
pH	8,28	0,14	7,75	0,19	8,27	0,14
Turvação FAU	5,75	2,46	29,85	15,42	6,30	2,44
Amónia mg/l	1,73	0,57	3,37	1,29	1,62	0,41
Nitratos mg/l	1,89	1,05	4,91	2,98	1,58	0,68
Fosfatos mg/l	0,94	0,89	3,40	3,54	0,93	0,80
CBO_5 mg/l	1,62	0,56	3,76	0,76	1,89	0,46
CQO mg/l	245,40	15,82	512,80	262,96	245,50	18,15

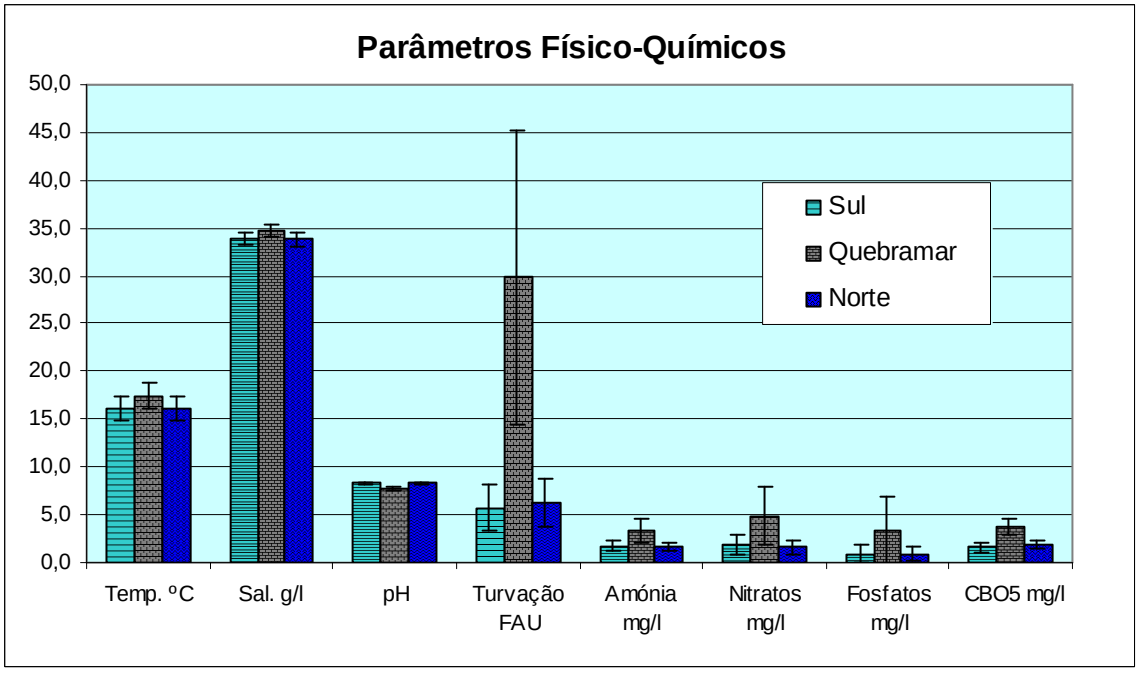


Figura 198 – Parâmetros físico-químicos (sem CQO) nos três locais de amostragem. Médias ± erro-padrão.

Na figura 198 pode observar-se os valores de oito parâmetros dos nove analisados. Devido a uma questão de escala não são mostrados os valores da CQO, que podem ser visualizados na figura 199. Da análise da figura 198 e 199 verifica-se que as diferenças são pouco acentuadas no que diz respeito à temperatura e à salinidade, sendo bastante maiores nos outros parâmetros.

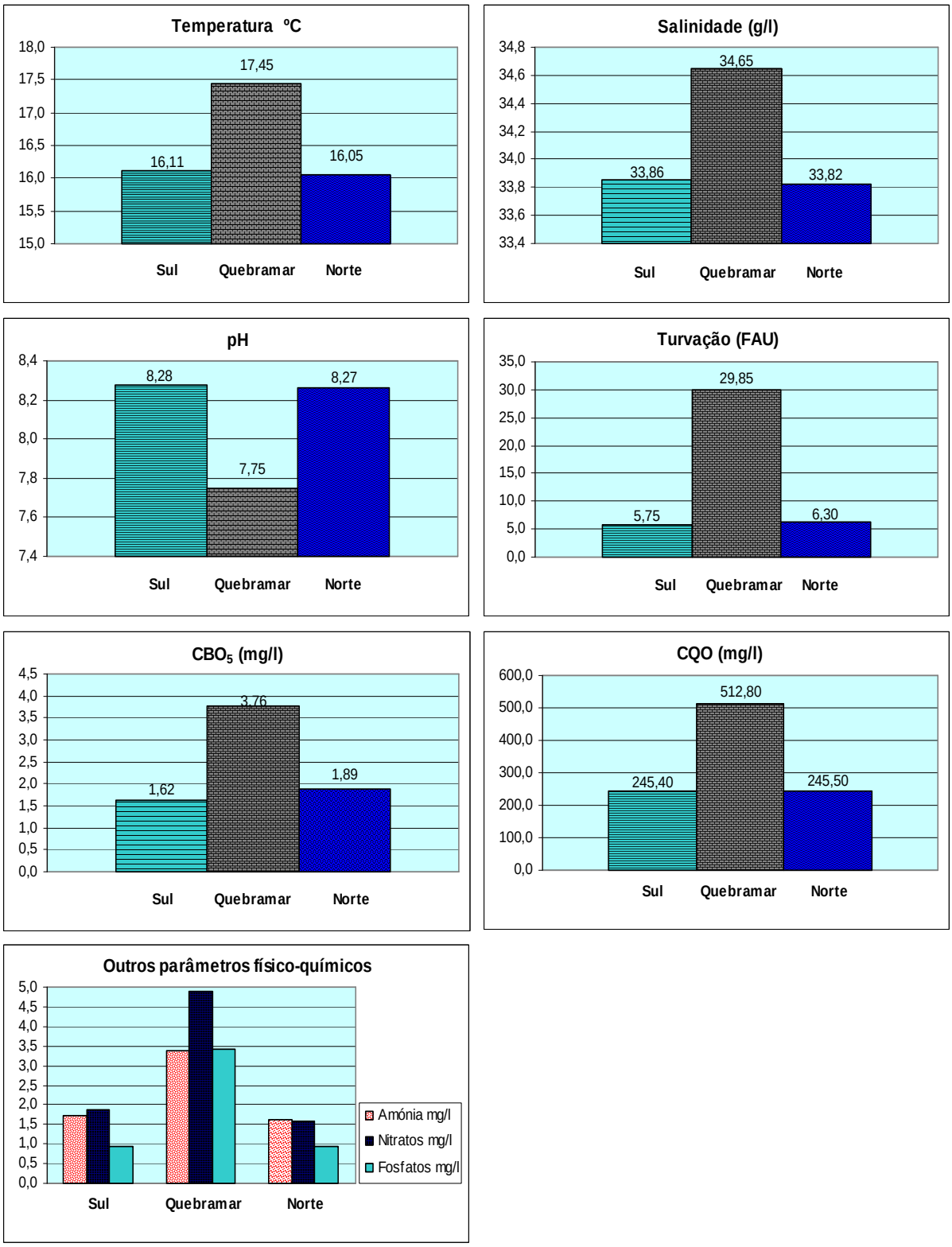
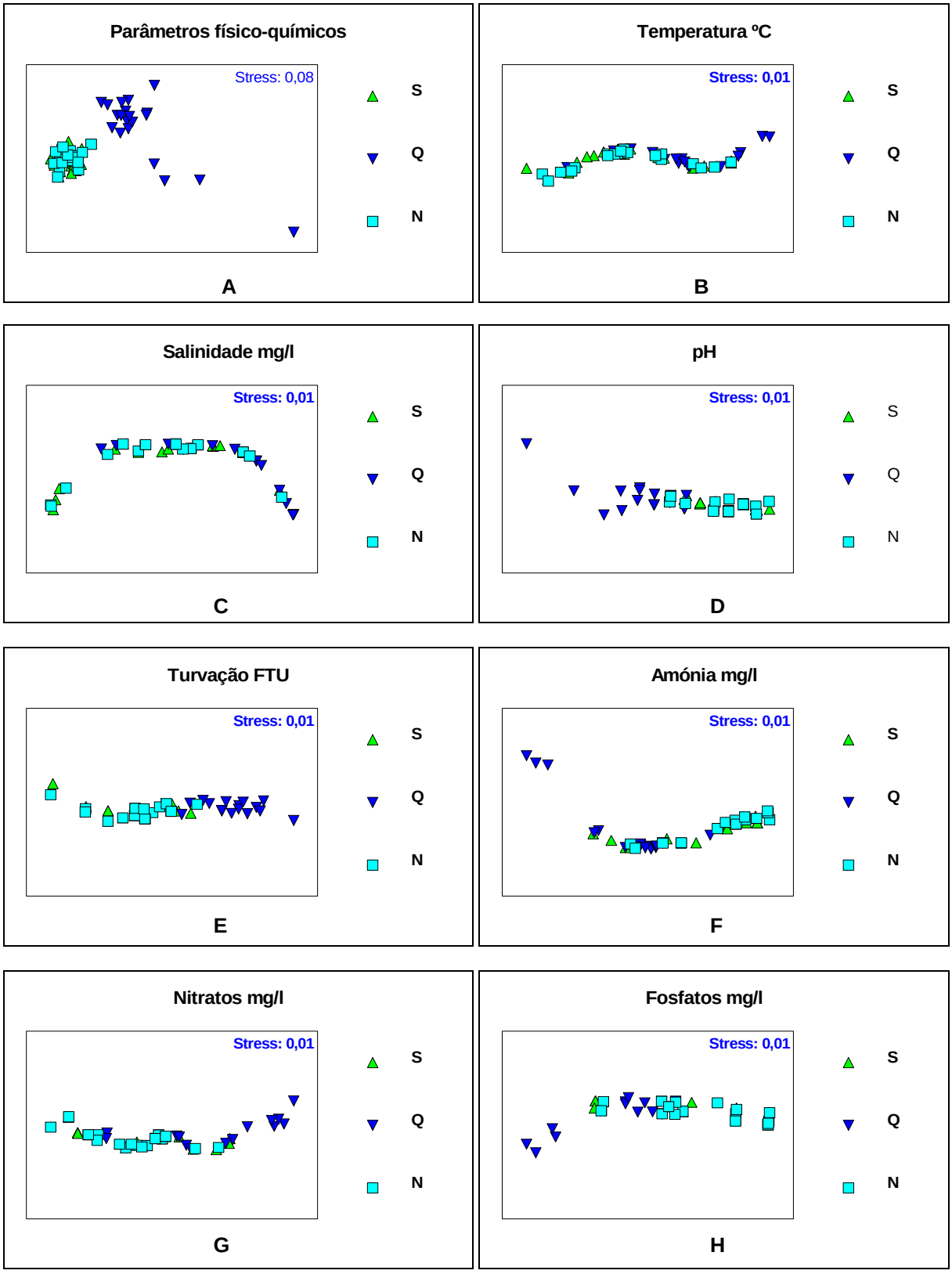


Figura 199 – Valores médios dos parâmetros físico-químicos nos três locais de amostragem (S, Q, e N).

Análise dos dados



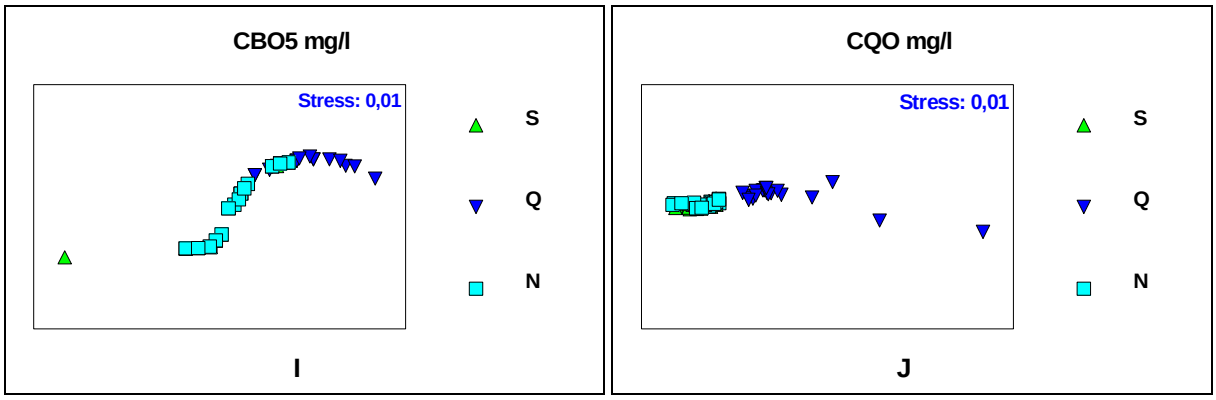


Figura 200 – Ordenações nMDS para os parâmetros físico-químicos, considerados em conjunto (diagrama A) e separadamente (diagramas B, C, D, E, F, G, H, I e J).

Da análise dos gráficos de ordenação nMDS (Fig. 200) verifica-se que para todos eles o *stress* é 0,01, exceptuando o caso de todos os parâmetros em conjunto (*stress* = 0,08). Temos, portanto, uma fiel representação da relação espacial entre as amostras. Verifica-se que exceptuando os casos da temperatura e da salinidade, os locais S e N formam um grupo compacto entre si e distinto do grupo formado pelas amostras do local Q.

O teste "one-way ANOSIM" (Tab. 34) confirma as tendências demonstradas pelos gráficos de ordenação nMDS. Neste teste verifica-se que a hipótese nula (não apresentam diferenças significativas) é sempre aceite quando comparadas as amostras N com S, revelando que estes lugares são idênticos.

Quando confrontadas as amostras do mar aberto (N e S) com as da baía formada pelo quebramar (Q) verifica-se que a hipótese nula é rejeitada, aceitando-se a hipótese alternativa (existem diferenças significativas) para os parâmetros em conjunto e individualmente para o pH, a turvação, a amónia, a CBO_5 e a CQO, e é aceite para os restantes.

Tabela 34 – Análise de similaridade "one-way ANOSIM" e probabilidade associada para os parâmetros físico-químicos, considerados em conjunto (A) e separadamente (B,C,D,E,F,G,H,I e J). Em cada caso comparam-se todos os pares de locais (S, Q, e N). * estatisticamente significativo; ** estatisticamente não significativo.

Todos os parâmetros		
R global = 0,494	Nível de significância = 0,1%	
Grupo (local)	Estatística ***R***	***p***
S vs Q	0,782	0,001 *
S vs N	- 0,034	0,866 **
Q vs N	0,763	0,001 *

A

Temperatura		
R global = 0,018	Nível de significância = 18,8%	
Grupo (local)	Estatística ***R***	***p***
S vs Q	0,046	0,093 **
S vs N	- 0,044	0,998 **
Q vs N	0,053	0,083 **

B

Salinidade		
R global = 0,036	Nível de significância = 6,6%	
Grupo (local)	Estatística ***R***	***p***
S vs Q	0,068	0,037 *
S vs N	- 0,04	0,982 **
Q vs N	0,081	0,027 *

C

pH		
R global = 0,365	Nível de significância = 0,1%	
Grupo (local)	Estatística ***R***	***p***
S vs Q	0,557	0,001 *
S vs N	- 0,009	0,498 **
Q vs N	0,539	0,001 *

D

Turvação		
R global = 0,322	Nível de significância = 0,1%	
Grupo (local)	Estatística ***R***	***p***
S vs Q	0,52	0,001 *
S vs N	- 0,016	0,610 **
Q vs N	0,478	0,001 *

E

Amónia		
R global = 0,318	Nível de significância = 0,1%	
Grupo (local)	Estatística ***R***	***p***
S vs Q	0,468	0,001 *
S vs N	- 0,019	0,696 **
Q vs N	0,484	0,001 *

F

Nitratos		
R global = 0,089	Nível de significância = 0,7%	
Grupo (local)	Estatística ***R***	***p***
S vs Q	0,118	0,012 *
S vs N	- 0,014	0,557 **
Q vs N	0,168	0,001 *

G

Fosfatos		
R global = 0,13	Nível de significância = 0,1%	
Grupo (local)	Estatística ***R***	***p***
S vs Q	0,234	0,001 *
S vs N	- 0,037	0,947 **
Q vs N	0,194	0,003 *

H

CBO_5		
R global = 0,414	Nível de significância = 0,1%	
Grupo (local)	Estatística ***R***	***p***
S vs Q	0,614	0,001 *
S vs N	0,079	0,037 *
Q vs N	0,545	0,001 *

I

CQO		
R global = 0,503	Nível de significância = 0,1%	
Grupo (local)	Estatística ***R***	***p***
S vs Q	0,749	0,001 *
S vs N	- 0,038	0,972 **
Q vs N	0,740	0,001 *

J

6.5 Discussão

A avaliação destes nove parâmetros físico-químicos da água, não tinha por objectivo caracterizar exaustivamente e de uma forma muito precisa a qualidade da água do mar, mas sim efectuar uma análise diferencial entre a qualidade da água na baía criada pelo quebramar e a água do mar adjacente, no mesmo dia e à mesma hora. Esperava-se, assim, poder concluir sobre a capacidade do quebramar para, indirectamente, provocar alterações nas características da água e consequentemente no ecossistema.

A partir de uma simples observação dos resultados fica-se facilmente com a ideia de que a água do mar nos três locais amostrados reflecte a situação física criada naquela área do litoral e que a baía

formada pelo quebramar se transforma numa zona diferente, em termos físico-químicos, em relação ao ambiente que a rodeia.

Da observação das tabelas 32 e 33, bem como das figuras 198 e 199, retira-se que existe uma grande homogeneidade e semelhança entre as amostras recolhidas em mar aberto a Sul (S) e a Norte (N) do quebramar e diferenças mais ou menos acentuadas (conforme o parâmetro) entre estas e as amostras colhidas na baía formada pelo quebramar (Q).

As menores diferenças encontram-se na temperatura, na salinidade e no pH, apresentando-se a água da baía com uma temperatura média superior em cerca de 8,7%, uma salinidade média superior em 2,5% e um pH médio 6,8% inferior em relação à água da envolvente. No que respeita aos outros parâmetros avaliados as diferenças são mais acentuadas. Assim, água da baía formada pelo quebramar apresenta uma turvação superior em 80,7%, um teor de amónia 108,0% superior, um teor de nitratos superior em 210,8%, um teor de fosfatos superior em 265,6%, um teor de CBO_5 superior em 132,1% e um teor de CQO superior em 108,9%.

Da análise dos gráficos de ordenação nMDS verifica-se que, exceptuando os casos da temperatura e da salinidade, os locais S e N formam um único grupo de ordenação, quase indistinguível, e afastado espacialmente do grupo formado pelas amostras do local Q.

No que diz respeito aos resultados do teste de análise de similaridades “one-way ANOSIM”, na comparação entre as amostras Sul e Norte a hipótese nula de não existirem diferenças significativas entre as amostras (p > 0,05) nunca é rejeitada, excepto no caso da $CB0_5$, enquanto que na comparação entre as amostras Sul versus Quebramar e Norte versus Quebramar a hipótese nula é sempre rejeitada, ou seja, as diferenças são sempre estatisticamente significativas exceptuando o caso do parâmetro temperatura. Em relação à estatística R, o seu valor é suficientemente alto, existindo maior similaridade entre as réplicas do mesmo grupo do que entre réplicas de grupos distintos, no caso dos parâmetros analisados em conjunto e no caso do pH, da turvação, da amónia, da CBO_5, e da CQO. No caso da temperatura, da salinidade, dos nitratos e dos fosfatos, o R é suficientemente próximo de zero para que se verifique a hipótese nula e portanto podemos considerar que não existem diferenças significativas entre as amostras.

Situações de instabilidade ambiental com aumento de temperatura em ambientes ricos em matéria orgânica podem conduzir, em situações extremas, durante a noite e em situações de marés mortas (menor renovação das águas) a episódios de grande deplecção de oxigénio com prejuízo para a fauna presente na área (Krom, Neori & van Rijn, 1989; Sorokin, Sorokin & Gnes, 1996; Lardicci, Rossi & Castelli, 1997).

A baía criada pelo quebramar funciona como um sistema semi-fechado com maiores teores de nutrientes e matéria orgânica biodegradável, temperaturas mais altas, maior salinidade, pH mais baixo e turvação mais elevada do que a água da zona marinha adjacente. Estes factores em conjunto determinam um menor teor de oxigénio dissolvido e uma maior carência e consumo deste gás.

A temperatura e a salinidade apresentam sempre valores mais elevados na água da baía do que no mar aberto. Embora não sendo diferenças estatisticamente significativas, agindo sinergicamente podem ser relevantes, pois embora persista ainda o debate sobre qual a forma de carbono

predominantemente usada pelas algas marinhas (Burkhardt, Amoroso, Riebesell & Sultemeyer, 2001), existem evidências de que são o pH, a temperatura e a salinidade que governam as proporções entre as formas do carbono inorgânico dissolvido (dióxido de carbono CO_2, ácido carbónico H_2CO_3, iões bicarbonato HCO_3^- e iões carbonato CO_3^{2-}) (Elzenga, Prins, & Stefels, 2000).

Os elevados teores de matéria orgânica, biodegradável ou não, presentes na baía e reveladas pelos valores obtidos respectivamente para os parâmetros CBO_5 e CQO e também para a turvação são devidos, provavelmente, a um conjunto de factores donde se destacam: a entrada de matéria em suspensão devido ao fenómeno de difracção das ondas o que também explica a elevada turvação quase permanente neste espaço; a saída nesta área de um colector de águas pluviais que normalmente arrasta vários tipos de matéria orgânica presente nas ruas bem como eventualmente resíduos de detergentes; a presença de resíduos provenientes da actividade piscatória.

A presença de amónia em concentrações significativamente superiores pode ser devida a uma diminuição da nitrificação devido à menor disponibilidade de oxigénio.

A temperatura mais elevada e carácter alcalino da água fazem, no entanto, a forma NH_4^+ prevalecer sobre a forma NH_3 o que evita a maior toxicidade deste último composto de azoto (Ellis, 1993).

De referir também, por último, que embora as diferenças médias encontradas para os macronutrientes, nitratos e fosfatos, não sejam significativas, as concentrações destes são sempre mais elevadas nas amostras recolhidas na baía do que naquelas recolhidas no mar aberto. A explicação para este facto pode, eventualmente, estar relacionada com a presença de águas residuais e detergentes nas águas pluviais que são encaminhadas para o mar nesta zona e que, devido à lenta renovação, demoram algum tempo até atingirem uma completa homogeneização.

Numerosos estudos sobre a assimilação de nutrientes pelo fitoplâncton indicam que a relação C-N-P é de 116:16:1. O carbono, muito abundante na água do mar, não constitui nunca um factor limitante da produção primária no oceano, sendo esse papel desempenhado pelo azoto ou pelo fósforo (Pinet, 1998). No caso em análise e embora sem dispor dos teores em nitritos pode-se concluir que sendo a razão nitratos/fosfatos muito inferior a 16 e sendo os nitratos a forma mais facilmente utilizada pelas algas, existe um excesso de fósforo que vai permanecer no ambiente.

6.6 Conclusões

Pelos resultados obtidos e acima transcritos pode concluir-se que estruturas antrópicas como a que foi alvo deste estudo, ao criarem uma área semi-fechada, artificialmente calma e fisicamente diferente do restante da costa, tem outros impactos físicos e químicos para além dos impactos físicos mais evidentes como os que se fazem sentir ao nível do hidrodinamismo e do trânsito de sedimentos. Com efeito, a criação de uma zona protegida, de águas calmas e com menor renovação, numa costa caracterizada por forte hidrodinamismo e elevado nível de mistura das águas, gera efeitos em cadeia que culminam numa diminuição local da qualidade da água.

Embora este estudo não tenha abordado parâmetros microbiológicos, os elevados níveis de matéria orgânica presente na água da baía criada pelo quebramar indiciam a existência de algum risco para a

saúde pública. Tendo em conta que, embora não sendo uma zona balnear, esta baía tem sido sobejamente utilizada pelos banhistas que aí procuram, precisamente, as águas mais quentes e calmas, pelo princípio da precaução e no sentido de minimizar riscos para a saúde pública, deveria ser desencorajada a utilização desta área, para usos balneares, até existirem estudos mais completos que a dessem, ou não, como apta para esse uso.

As diferenças encontradas para os parâmetros físico-químicos monitorizados só não prefiguram um impacto ambiental grave dada a reduzida dimensão espacial do fenómeno. No entanto, e foi também este o propósito desta avaliação, este tipo de impacto deverá ser considerado, no futuro, quando se equacionar a construção de infra-estruturas costeiras que resultem na criação de baías semi-fechadas, sobretudo se forem de dimensões superiores à que aqui foi objecto de estudo.

CAPÍTULO 7

CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS



Não basta conquistar a sabedoria, é preciso usá-la

Cícero

7. Conclusões e considerações finais

7.1 Conclusões finais

Obras marítimas como quebramares, obras aderentes, molhes etc., construídas na zona costeira com objectivos vários, acarretam sempre alterações na morfologia do litoral, na dinâmica dos sedimentos e nas condições de agitação marítima na sua zona de influência. Tais alterações provocam impactos locais directos e indirectos sobre a fauna e flora que se traduzem em distúrbios na dinâmica e na biologia das populações e em redistribuições espaciais de algumas espécies.

O quebramar destacado da praia da Aguda não constituiu excepção a esta regra, provocando impactos, de vários tipos, em toda a sua zona de influência. Os principais impactos detectados foram as alterações nas condições de agitação marítima e rumo das ondas, na geomorfologia da praia, na fauna e flora da área e nas características físico-químicas da água.

Numa zona urbana e turística, como aquela em que se insere a praia da Aguda, qualquer intervenção de defesa costeira teria que ser pensada não só em termos de eficácia mas, necessariamente, também em termos estéticos e de impacto paisagístico. O resultado final deveria ser, portanto, o melhor compromisso entre estas variáveis.

A opção de construir um quebramar destacado foi a mais correcta em termos de menor interferência com a corrente de deriva e com o transporte de sedimentos o que, na prática, não evitou a ocorrência de alterações fisiográficas significativas a sul.

O tipo de construção e a logística utilizada foram bastante adequados o que permitiu concluir a estrutura dois meses antes do final do prazo de execução, facto que é de realçar.

Talvez o local de implantação e o afastamento em relação a terra não tenham sido os ideais existindo, actualmente, fortes indícios de que se a construção tivesse sido implantada numa localização mais afastada da costa e fosse um pouco mais curta se teriam evitado algumas das consequências negativas que são hoje bastante evidentes. Não existe, no entanto, a certeza de que, a ser assim, o quebramar cumprisse o seu principal objectivo que era o de melhorar as condições de segurança das embarcações nas aproximações à praia e nas saídas para o mar.

A implantação do quebramar provocou alterações nas condições de agitação marítima locais de duas formas. O fenómeno de difracção das ondas faz com que, num sector limitado, a ondulação mude de rumo. Como a ondulação dominante neste trecho da costa portuguesa é de noroeste, no referido sector passa a ser de sudoeste. Este facto, embora com pequena expressão geográfica, pode provocar, localmente, uma redistribuição de certas espécies conforme as suas preferências pelo grau de exposição à acção mecânica das ondas.

O quebramar da Aguda deu origem a dois habitates fisicamente diferentes: um habitat de rochas expostas ao mar aberto e à acção das ondas e um habitat interno de rochas abrigadas em contacto com águas calmas e de baixa profundidade.

A colonização biológica do quebramar obedeceu aos padrões de colonização já observados e descritos para substratos duros na zona intertidal.

A estrutura de defesa costeira com os seus 5,5 m de altura em relação ao Z.H., construída em pedra natural e betão, constituiu um substrato passível de ser colonizado pelos organismos que normalmente vivem na zona intertidal, concluindo-se que as águas agitadas e mais transparentes da zona externa são mais favoráveis ao desenvolvimento da fauna e da flora, permitindo uma colonização biológica mais intensa e maior biodiversidade do que as águas mais calmas e turvas da zona interna. A turvação da água na zona interna tem origem, principalmente, no efeito de difracção das ondas que arrasta suspensões e sólidos para a baía formada pelo quebramar.

O quebramar da Aguda assumiu-se como um substrato rígido, oferecido às comunidades marinhas intertidais e sublitorais, sendo colonizado segundo padrões semelhantes aos da colonização dos substratos naturais.

Foi possível identificar um total de 44 *taxa* de organismos marinhos, sendo 24 espécies de algas e 20 espécies de animais.

A ocorrência de aglomerados de mexilhões (*Mytilus galloprovincialis*) e de recifes do anelídeo poliqueta *Sabellaria alveolata* (barroeira) permite concluir que se tivesse sido usado um método de amostragem destrutivo, o número de espécies encontrado seria significantemente maior à custa do elevado número de espécies associadas a estas duas estruturas.

Algumas espécies apareceram unicamente na face abrigada do quebramar como foi o caso das algas *Sargassum muticum*, *Calliblepharis* sp., *Gelidium pulchellum, Mastocarpus stellatus* e *Gracilaria multipartita* e o molusco gastrópode *Monodonta lineata*. Outras espécies, surgiram exclusivamente na face exposta, tais como a alga *Lithophyllum incrustans*, a anémona *Actinia equina*, o anelídeo *Eulalia viridis*, os gastrópodes *Melaraphe neritoides* e *Nucella lapillus* e os crustáceos cirrípedes *Balanus perforatus* (craca) e *Pollicipes pollicipes* (percebe).

Embora a altura das marés nesta zona raramente atinja os 4 m o embate e espraio das ondas, no quebramar, molha toda a sua superfície permitindo a colonização biológica até uma cota superior à altura máxima da maré. Nas pedras de enrocamento do lado externo desenvolveu-se uma zonação biológica característica da zona eulitoral com as algas vermelhas a ocupar as cotas mais baixas, os mexilhões dispostos numa zona intermédia e as cracas e lapas a ocupar preferencialmente as cotas superiores. Nas pedras de enrocamento do lado interno, este padrão não foi tão evidente devido à fraca presença de mexilhões e domínio das algas verdes.

A análise dos dados indica que quer a biodiversidade quer a taxa de ocupação biológica é significativamente superior na face externa e na zona inferior do quebramar do que na face interna e na zona superior.

Na zona entre o quebramar e a linha de costa, formou-se uma baía de águas calmas e, assim, uma grande parte da praia da Aguda sofreu uma transformação de ”praia exposta” para “praia abrigada” assistindo-se, neste troço, à diminuição gradual de espécies típicas de praias expostas como por exemplo o mexilhão e o surgimento ou aumento de outras, cujas preferências ecológicas tendem para as praias mais abrigadas como as algas do género *fucus* e as espécies exóticas e prejudiciais

(infestantes) *Sargassum muticum* e *Grateloupia turuturu*, que rapidamente se instalaram na zona, o que pode contribuir para a sua dispersão ao longo da costa.

Os estudos de caso que incidiram especificamente sobre duas espécies típicas da costa ocidental portuguesa e com valor comercial (os mexilhões e as percebes), sugerem que as estruturas de defesa costeira poderiam ser exploradas comercialmente para o cultivo e colecta destas espécies. Para que isso fosse possível teriam de ser evitados alguns constrangimentos físicos como o assoreamento das estruturas e acauteladas as questões de segurança.

A implantação de uma estrutura de defesa costeira, com estas características, contribui para um aumento quer da biodiversidade quer da biomassa devido à grande área de superfície rígida, passível de ser colonizada pelos seres vivos, que oferece e aos abrigos que proporciona a várias espécies. Durante os raros mergulhos, com alguma visibilidade, que foi possível efectuar na zona, constatou-se que a estrutura do quebramar, na sua parte submersa era utilizada por várias espécies de peixes, crustáceos e moluscos, muitos dos quais com valor comercial. Observaram-se, entre outros, nas zonas de enrocamento submersas, sargos (*Diplodus* sp.), bodiões (*Symphodus melops*), polvos (*Octopus vulgaris*), chocos (*Sepia officinalis*), navalheiras (*Necora puber*) e santolas (*Maia squinado*), estas duas últimas espécies com bastante abundância.

A colonização biológica só é eficaz e abundante até uma determinada cota. Só é possível contar com este factor na integração paisagística duma estrutura de defesa costeira se a sua cota de coroamento não ultrapassar os 3,5 m ao Z.H.

As obras portuárias ou de defesa costeira, para serem eficazes, não podem efectuar grandes cedências a favor da estética ou em prol dos valores naturais, sob pena de não cumprirem os objectivos para os quais são construídas. Há, no entanto, muito a fazer para tornar essas obras menos lesivas dos valores naturais e estéticos sem perderem, contudo, a sua eficácia.

Na zona de influência do quebramar deu-se uma alteração importante na dinâmica de sedimentos, ocorrendo erosão nuns locais e acreção noutros.

O quebramar, que foi projectado e construído como um quebramar destacado, para não provocar uma grande interrupção na deriva litoral, cedo demonstrou ir constituir-se como um importante elemento de transformação de toda a praia. Assim, e provavelmente pela excessiva proximidade a terra, a difracção das ondas rapidamente provocou a formação de um tômbolo de areia cujo vértice encosta ao terço norte do quebramar. A deriva litoral ficou interrompida passando o quebramar a comportar-se como uma obra enraizada em terra, com uma componente transversal à costa, interrompendo assim, de uma forma mais acentuada, a deriva litoral, acumulando-se os sedimentos a barlamar.

Como consequência destes factos ocorreu o assoreamento de uma área significativa de rochas, da zona intertidal e sublitoral, com a inevitável morte dos organismos que a ocupavam. Por oposição, na zona influenciada pela difracção das ondas bem como na zona mais a sul em que houve erosão, assistiu-se a um descobrimento de uma grande área rochosa, até então coberta por areia, que começou a ser colonizada pelos organismos marinhos e onde se assiste agora aos fenómenos

normais de sucessão ecológica. Por outro lado poderá verificar-se uma deslocação espacial, a nível local, dos organismos típicos da areia para as zonas onde esta se acumulou recentemente.

Pelos resultados obtidos no estudo comparativo das características físico-químicas da água, no interior da baía criada pelo quebramar e no mar aberto, pode concluir-se que estruturas antrópicas como a que foi alvo deste trabalho, ao criarem uma área semi-fechada, artificialmente calma e fisicamente diferente do restante da costa, tem outros impactos, físicos e químicos, para além dos impactos físicos mais evidentes como os que se fazem sentir ao nível do hidrodinamismo e do trânsito de sedimentos. Com efeito, a criação de uma zona abrigada, de águas calmas e com menor renovação, numa costa caracterizada por forte hidrodinamismo e elevado nível de mistura das águas, gera efeitos em cadeia que culminam numa diminuição local da qualidade da água.
Embora este estudo não tenha abordado parâmetros microbiológicos, os elevados níveis de matéria orgânica presente na água da baía criada pelo quebramar indiciam a existência de algum risco para a saúde pública. Tendo em conta que, embora não sendo uma zona balnear, esta baía tem sido sobejamente utilizada pelos banhistas que aí procuram, precisamente, as águas mais quentes e calmas, pelo princípio da precaução e no sentido de minimizar riscos para a saúde pública, deveria ser desencorajada a utilização desta área, para usos balneares, até existirem estudos mais completos que a dessem, ou não, como apta para esse fim.
As diferenças encontradas para os parâmetros físico-químicos monitorizados só não prefiguram um impacto ambiental grave dada a reduzida dimensão espacial do fenómeno. No entanto, e foi também este o propósito desta avaliação, este tipo de impacto deverá ser considerado, no futuro, quando se equacionar a construção de infra-estruturas costeiras que resultem na criação de baías semi-fechadas, sobretudo se forem de dimensões superiores à que aqui foi objecto de estudo.
As águas da baía, criada entre o quebramar e a praia, possuem características físico-químicas diferentes que se traduzem, sobretudo, em valores mais elevados para a salinidade, a turvação, a temperatura, a amónia, o teor em nitratos e fosfatos, a Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO_5) e a Carência Química de Oxigénio (CQO).

As obras de defesa costeira devem ter, na base da decisão que conduz ao seu projecto e execução, um objectivo claro, pois torna-se bastante difícil promover uma obra deste tipo com um grau de polivalência capaz de satisfazer vários objectivos ao mesmo tempo. Se o quebramar da Aguda cumpriu, de uma forma satisfatória o seu objectivo primeiro, que era permitir o acesso dos pescadores ao mar em melhores condições de segurança, já o mesmo não pode ser dito em relação ao objectivo de não interferência com o transporte sólido litoral, que determinou o tipo de obra a implantar. Com efeito as consequências fisiográficas a sotamar aparentam ser tão graves quanto o seriam se a opção construtiva tivesse sido uma obra transversal.
A segurança dos pescadores melhorou substancialmente, desde que puderam contar com a protecção do quebramar, não tendo ocorrido mais nenhum acidente, à entrada ou saída da praia, como os que era comum ocorrerem anteriormente e que custaram várias vidas.

Não existem dados que permitam inferir se o número de dias em que os pescadores puderam exercer a sua actividade aumentou, efectivamente, desde a construção do quebramar. Também não existem dados fiáveis sobre o aumento ou diminuição do rendimento da pesca desde essa altura até ao presente. Estes constrangimentos não permitem realizar uma análise custo/benefício real sobre a construção do quebramar.

No futuro estas obras poderão também ser construídas e projectadas de modo a potenciar o seu papel como substrato passível de colonização biológica e zona de abrigo para a fauna, conciliando numa só obra as vantagens da implantação de recifes artificiais ao nível do aumento da produção biológica com as necessidades de defesa costeira.

A utilização de formas geométricas na construção de obras de defesa costeira, quer na pedra natural quer nas cofragens do betão, não favorece o enquadramento destas estruturas na paisagem. Contrastam demasiado com a rocha natural envolvente e não respeitam a orientação dos seus estratos e fissuras.

Seria desejável que nestas obras fossem utilizadas cofragens com formas não geométricas, com altos e baixos relevos e que introduzissem sulcos com orientação paralela à fissuração natural da rocha dessa zona.

A colonização natural pelas algas e outros organismos marinhos incrustantes é uma boa aliada do Homem na naturalização destas estruturas artificiais. Porém essa colonização só é eficiente, constituindo uma mais valia estética, até cerca de 3,5 m acima do zero hidrográfico. A partir desta cota, não se pode contar com a ajuda dos seres vivos para a integração na paisagem dos quebramares, pelo que estruturas com cotas superiores a +3,5 m (Z.H.) permanecerão para sempre em conflito com a paisagem.

Com cotas de coroamento superiores, uma obra de defesa costeira, será sempre um elemento esteticamente agressivo na paisagem litoral suscitando, nas populações, reacções e opiniões antagónicas conforme existam ou não interesses directos na execução da obra por parte dessas populações.

Actualmente, as soluções técnicas e construtivas deste tipo de obras estão perfeitamente estudadas e as suas consequências são suficientemente previsíveis. Assim, parece ser ao nível da tomada de decisão que, terá de existir um aperfeiçoamento futuro de modo a que as intervenções no litoral tenham um efeito geral positivo e proporcional ao peso orçamental que representam para o erário público. A decisão de intervir de uma determinada forma no litoral tem de ser o resultado de uma visão integradora e consensual e não da satisfação de interesses locais e de este ou aquele grupo de pressão.

Estas conclusões permitem recomendar que obras marítimas devam sempre ser acompanhadas por estudos de impacte ambiental que para além dos impactos ao nível da geomorfologia e do clima de agitação marítima devem ter em conta os impactos directos e indirectos ao nível da fauna e da flora. Só na posse destes elementos, obtidos com trabalhos de campo exaustivos e dilatados no tempo, será possível efectuar uma séria e responsável análise custo/benefício e ajuizar da melhor forma sobre as acções a desenvolver para a preservação do litoral.

Relatadas as principais conclusões importa agora adiantar propostas para algumas medidas de minimização dos impactos em função de cenários diferentes.

Qualquer opção de intervenção tem de ter em conta a realidade da actividade piscatória na Praia da Aguda. Actualmente existem na Aguda nove embarcações a motor, de boca aberta, da pesca profissional. O número de embarcações tem vindo a decrescer gradualmente desde o início dos anos 50, do século passado, altura em que existiam 64 embarcações.

Se não for possível comprovar que a actividade piscatória, registada na lota, cresceu significativamente, em relação à verificada antes da construção do quebramar, será muito questionável a utilização de dinheiros públicos para além dos que anualmente têm sido disponibilizados.

Para contrariar os impactos negativos, resultantes da nova dinâmica dos sedimentos provocada pela implantação do quebramar, existem três opções principais, nomeadamente:

- Não intervir;
- Efectuar a reposição da situação existente aquando da finalização do quebramar, por remoção artificial de areias;
- Realizar a transposição periódica de areias de norte para sul como tem sido feito até agora.

Qualquer destas opções carece de um estudo custo/benefício pois trata-se de intervenções dispendiosas, a custear com dinheiros públicos.

Estas opções têm em comum o facto de conseguirem minimizar, pelo menos parcialmente, os problemas de erosão a sul e em simultâneo manter o canal de navegação funcional permitindo, aos pescadores, trabalhar em boas condições.

Presentemente os sedimentos estão a movimentar-se para sotamar (sul), pelo lado externo do quebramar onde se formou uma praia. Atingindo a ponta sul do quebramar entram na baía por este formada, ocupando grande parte do plano de água da zona abrigada e dificultando, assim, o trânsito das embarcações.

Se a opção escolhida for a de não intervir, a baía tenderá a ficar completamente preenchida por sedimentos e será retomado o transporte sedimentar para sul com consequências benéficas ao nível sedimentar, a médio prazo, na praia da Granja, sem que se prejudiquem os impactos positivos conseguidos com a engorda das praias e dunas a norte e com a defesa da frente edificada em relação à acção directa das ondas.

O acesso das embarcações à zona abrigada ficará comprometido e dependente de condições favoráveis a nível do estado da maré e da ondulação. As embarcações terão de utilizar a zona da praia onde existe o “caneiro sul” ficando menos abrigadas e a uma maior distância da lota.

Se a comunidade piscatória continuar a diminuir, tendência que já se verifica há algumas décadas, e que poderá acentuar-se devido ao avançar da idade dos pescadores, poderá extinguir-se dentro de cinco a dez anos. A partir daí, o quebramar da Aguda continuará a defender a frente edificada, a proporcionar boas praias e dunas a norte e o trânsito sedimentar para sul será retomado minimizando-se os impactos negativos (erosão).

Se a opção de intervenção recair na reposição da situação existente aquando da finalização do quebramar, por remoção artificial de areias, o impacto positivo será a melhoria das condições de acesso e o aumento da área do plano de água abrigada onde acostam as embarcações.
Esta intervenção ficará dependente de uma análise custo/benefício que, muito previsivelmente, vai inviabilizar esta opção pois, além de ser muito dispendiosa, existem condições naturais para que em poucos anos (dois a quatro) a acumulação de areias atinja os níveis actuais.
A terceira opção, que será continuar a efectuar a transposição periódica de areias de norte para sul, implica volumes de areia relativamente pequenos, limitando-se a garantir as condições de acesso das embarcações e as condições mínimas para a prática balnear na Granja. Embora esta opção envolva meios financeiros menores e distribuídos ao longo dos anos, ainda assim, necessitará de uma análise custo/benefício que a justifique.
Outra forma de minimizar a erosão na zona da praia da Granja poderá ser a construção de um quebramar destacado submerso, cujo comprimento e distância à costa deverá ser estudado de forma a promover a formação de uma "praia em ponta" reforçando, assim, a praia nesse local e evitando maiores danos provocados pelos fenómenos erosivos em curso.

No sentido de minimizar a degradação da qualidade da água, verificada na baía formada pelo quebramar, recomenda-se o desvio das saídas dos colectores de águas pluviais para fora da baía e de preferência para uma zona, a sul, fora da influência do efeito de difracção das ondas, evitando-se assim um retorno destas águas para dentro da baía.

7.2 Considerações finais

Após a realização da pesquisa bibliográfica e dos trabalhos de campo, que estiveram na base desta dissertação, tornou-se evidente, para o autor, a necessidade de um novo paradigma para a gestão do litoral.
No momento em que o decisor toma a opção de substituir uma parcela do território, que permanece natural, por uma construção fruto do engenho humano, seja ela qual for e tenha o grau de importância que tiver para a sociedade, essa decisão acarreta sempre, sem excepção, um ónus ambiental que só será justificável se for compensado pelos benefícios decorrentes dessa mesma construção.
Demasiadas vezes as opções que conduzem a uma constante transformação e artificialização do território só se entendem num contexto de inversão da hierarquia dos valores, vigente já há muitas décadas, por força de uma lógica antropocentrada e egoísta da qual a sociedade não conseguiu ou não quis fugir nem resguardar-se. Numa sociedade subjugada ao poder económico esta realidade só pode combater-se identificando e quantificando em termos económicos os serviços prestados pelos ecossistemas enquanto intactos.

A Avaliação de Impacte Ambiental, agora designada por Avaliação de Incidências Ambientais, deveria evoluir para uma nova fase, em que houvesse tempo para ampliar as áreas dos Estudos de Impacte Ambiental, de modo a ser possível ter uma noção clara de todas as consequências duma obra, equacionando melhor aquilo que realmente se perde quando se decide implantar determinado projecto. Os processos de avaliação deveriam ir mais longe permitindo aquilatar da necessidade real, para a sociedade, do que se está a decidir construir e efectuar uma abordagem comparativa entre os benefícios da "opção zero" e das opções de intervenção.

O litoral português é um território muito sensível onde a gestão do espaço, devido à forte presença humana e à necessidade de salvaguardar valores naturais e culturais, teria de ser efectuada de um modo cientificamente correcto e decorrente de uma estratégia global e concertada tendente a alcançar objectivos claros e que satisfizessem o interesse comum duma forma abrangente e integrada.

A ocupação crescente do litoral, que se intensificou na década de noventa, conduziu à situação presente em que 80% dos portugueses vivem a menos de 20 km do mar. Esta realidade é incompatível com a actual fase erosiva gerando situações de risco efectivo e comprometendo a segurança de pessoas e bens. A faixa litoral encontra-se em regressão generalizada devido à erosão, à subida do nível do mar e à acção do Homem directamente no litoral e indirectamente nas bacias hidrográficas.

Sendo a erosão costeira um dos problemas mais graves do litoral e sabendo-se que a principal causa dessa erosão é a deficiência no abastecimento sedimentar à costa, devido à existência das barragens das centrais hidroeléctricas, deveriam ser colocadas no litoral, tanto quanto possível, quantidades de areias idênticas às que aí chegavam antes da construção das barragens. Por outro lado, se os prejuízos que ocorrem no litoral decorrem em larga medida das acções antrópicas nas bacias hidrográficas dos principais rios, não se compreende a razão pela qual esses custos não são internalizados na análise custo/benefício das obras de hidráulica fluvial, tornando-as menos atractivas sob o ponto de vista do investimento, mas repondo a equidade na gestão dos dinheiros públicos. Se isto fosse feito e se a extracção de areias deixasse de ser fonte de receitas, dificilmente seria justificável a construção de barragens, dado o seu pequeno (30%) e muito variável (14% a 54%) contributo para a satisfação das necessidades energéticas do país.

As obras de defesa costeira têm sido entendidas de modo a ir ao encontro de um único objectivo e apoiadas em conhecimento unidisciplinar embora, por interferirem com múltiplos aspectos do ambiente físico e biológico, devam ser entendidas de um modo multidisciplinar e projectadas de forma a cumprir mais do que um objectivo ou, pelo menos, a satisfazer um objectivo sem prejudicar outros interesses e actividades.

O processo de tomada de decisão que conduz à construção deste tipo de obras deveria, pois, ter em conta os múltiplos aspectos e impactos decorrentes da sua implantação. O projecto só deveria ser colocado em prática após uma exaustiva Avaliação de Incidências Ambientais e uma ponderação séria sobre os resultados do respectivo Estudo de Impacte Ambiental.

A decisão final deveria ser tomada sem cedências a grupos de pressão e com uma clara

subordinação da decisão política ao conhecimento técnico e não o oposto, como muitas vezes se verifica, o que acarreta consequências graves para o meio ambiente tão subalternizado nestes processos.

Durante séculos o Homem viu na natureza uma fonte de recursos, que julgou ser inesgotável, e teve pelo ambiente, apenas, um sentimento economicista no sentido em que o planeta era para ser explorado até à exaustão. Actualmente desenvolve-se, pelo menos em alguns sectores da população, uma sensibilidade que permite uma nova abordagem onde tem lugar uma crescente preocupação com a conservação dos recursos, da natureza e do planeta em geral.

A mentalidade de uso, e muitas vezes de abuso, da natureza para benefício do Homem, que ainda hoje permanece em largas camadas da população, tem de ser alterada. A formação dos técnicos de todas as áreas deveria ser enriquecida com noções sólidas de gestão ambiental e de ecologia. Só assim as próximas gerações de decisores disporão das ferramentas fundamentais e da consciência ecológica indispensável para não cometerem, no futuro, os erros do passado que, infelizmente, ainda hoje se repetem.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIROLDI, L., 2000. *Responses of algae with different life histories to temporal and spatial variability of disturbance in subtidal reefs*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 195: pp 81-92.

ALEVIZON, W.; RICHARDSON, R.; PITTS, P. & SERVISS, G., 1985 - *Coral zonation and paterns of community structure in Bahamian reef fishes*. Bull. Mar. Sci., 36(2): pp 304-318.

AMBROSE, R.F., & ANDERSON, T.W., 1990*. Influence of an Artificial Reef in the Surrounding Infaunal Community*. Mar. Biol. 107: pp 41-52.

AMBROSE, R.F., & S.L. SWARBRICK, 1989. *Comparison of Fish Assemblages on Artificial and Natural Reefs Off the Coast of Southern California*. Bulletin of Marine Science 44: pp 718-733.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT ASSOCIATION, 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and WasteWater*. ISBN 0-87553-223-3.

ANDERSON, D.T., 1994. *Barnacles. Structure, function, development and evolution*. London: Chapman & Hall, 352 p.

ANDRADE, C., PIRES, H.O., SILVA, P., TABORDA, R. & FREITAS, M.C., 2006. *Alterações Climáticas em Portugal – Cenários, Impactos e Medidas de Adaptação*. Projecto Siam II, Gradiva, Lisboa. Santos, F.D. & Miranda, P. (editores), 506 p.

ANDRADE, C. & FREITAS M. C., 2001. *Transformação litoral e equilíbrios perturbados: exemplos do litoral português*. Homenagem ao Professor Doutor Gaspar Soares de Carvalho. Edição de M.E. Albergaria Moreira, A. Casal Moura, H.M. Granja e F. Noronha. ISBN – 972-95712-5-2: pp 195-212.

ANGERMEIER, P. & KARR, J., 1994. *Biological Integrity versus Biological Diversity as Policy Directives.* BioScience, vol. 4, nº 10: pp 690-697.

ANTSULEVICH, A.E. & BUGROVA, L.A., 1989. *Hydrobiological criterias for design for artificial reefs*. SU Conference for Scientific and Technical Problems of Mariculture in the Country, Vladivostok: pp 220-221.

ANTSULEVICH, A.E. & BUSGROV, L.Y., 1991. *Artificial Reefs project for improvement on water condition in Neva Estuary close by Leningrad Dam*. 5th Int. Conference for Aquatic Habitat Enhancement. Long Beach Califórnia: pp 4-5.

ANTSULEVICH, A.E., LAIHONEN, P. & VUORINEN, I., 2000. *Employment of Artificial Reefs for Environmental Maintenance in the Gulf of Finland. in* A.C. Jensen *et al* (eds), Artificial Reefs in European Seas: pp 319-329.

APRIETO, V.L., 1988. *Aspects of Management of Artificial Habitats for Fisheries: The Philippine Situation in Report of the Workshop on Artificial Reef Development and Management*. Penang, Malaysia, 8: pp 102-110.

APRIETO, V.L., 1991. *Payao, Tuna Aggregating Device in the Philippines in* V.L.C. Pietersz. Symposium on Artificial Reefs and Fish Aggregating Devices as Tools for the Management and the Enhancement of Marine Fishery Resources. Colombo, Sri Lanka, 14-17 May 1990, Bangkok, RAPA REPORT 1991/11: pp 1-15.

ARAÚJO I.A., 1987. *O Essencial Sobre o Litoral Português*. Imprensa Nacional-Casa da Moeda, 62 p.

ARAÚJO, M.A., 1985. *Linhas gerais de uma nova metodologia do estudo do litoral*. Revista da faculdade de Letras – Geografia, I Série, Vol. I, Porto.

ARAÚJO, M.A., 1991. *Evolução geomorfológica da plataforma litoral da região do* Porto. Tese de Doutoramento, Faculdade de Letras da Universidade do Porto, Porto, 534p.

ARAÚJO, M.A., 1997. *A plataforma litoral da região do Porto: Dados adquiridos e perplexidades.* Estudos do Quaternário, nº1, APEQ, Lisboa: pp 3-12.

ARAÚJO, M.A., 2003. *Terraços do litoral: eustatismo versus diastrofismo. O caso da plataforma litoral da região do Porto*. Ed. de autor, 2003. Provas de agregação apresentadas à Fac. de Letras da Univ. do Porto, 9 p.

ARAÚJO, R., SOUSA-PINTO, I., BÁRBARA, I. & QUINTINO, V., 2006. *Macroalgal communities of intertidal rock pools in the northwest coast of Portugal.* Acta Oecologica 30: pp 192-202.

ARCHAMBAULT, P. & BOURGET, E., 1996. *Scales of coastal heterogeneity and benthic intertidal species richness, diversity and abundance.* Mar. Ecol. Prog. Ser. 136: pp 111-121.

ARDIZZONE, G.D., GRAVINA, M.F., BELLUSCIO, A. & SOMASCHINI, A., 1996. *Colonization and disappearance of Mytillus galloprovincialis Lam. on an artificial habitat in the Mediterranean Sea*. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 43(6): pp 665-676.

ARDRÉ F., 1971. *Contribuition à l'étude des algues marines du Portugal II*. Ecologie et Chorologie. Bull. Cent. Etude Rech. Sci. Biarritz, 8(3): pp 359-574.

BAILEY-BROCK, J.H., 1989. *Fouling Community Development on an Artificial Reef in Hawaiian Waters*. Bulletin of Marine Science 44: pp 580-591.

BALLANTINE, W.J., 1961. *A biologically defined exposure scale for the comparative description of rocky shores*. Field Studies, 47: pp 1-68.

BAPTISTA, P., BASTOS, L. & VELOSO GOMES, F., 2004. *Impacte Morfodinâmico de uma Obra de Protecção Costeira: O Quebramar da Aguda*. Actas da 4ª Assembleia Luso-Espanhola de Geodesia e Geofísica. Figueira da Foz: pp 27-28.

BAPTISTA, P., 2006. *O Sistema de Posicionamento Global Aplicado ao Estudo de Litorais Arenosos.* Tese de Doutoramento, Universidade de Aveiro, Departamento de Geociências, 278 p.

BARATA, A.M.G.O, TELES, M.J.B.S., VIEIRA, J.A.R., 1996. *Selecção de Ondas Representativas da Agitação Marítima para Efeito da Avaliação do Transporte Litoral na Costa de Aveiro*. Revista APRH, Lisboa, vol. 17, nº1: pp 43-47.

BÁRBARA I. & CREMADES J., 1993. *Guía de las algas del litoral Gallego..* Ayuntamiento de la Corunã, Casa de las Ciências, La Corunã, 190 p.

BARDACH, J.E., RYTHER, J.H. & MCLARNEY, W.O., 1972. *Culture of Mussels. In:* Aquaculture – The Farming and Husbandry of Freshwater and Marine Organisms: pp 760-776.

BAYNES, T.W. & A.M. SZMANT, 1989. *Effect of current on the sessile benthic community structure of an artificial reef*. Bulletin of Marine Science. 44(2): pp 547-566.

BEAZLEY, M., 1997. *The Atlas of the Oceans,* 207 p.

BELL, M., 1997. *Marine Artificial Reefs*. Office of Fisheries Management: South Carolina Dept. of Natural Resourses, 155 p.

BELLAN-SANTINI D., 1963. *Comparaison sommaire de quelques peuplements rocheux de l'Infralittoral supérieur en Manche et en Méditerrannée.* Rec. Trav. Sta. mar. End., 30 (4-5): pp 43-75.

BENEDETTI-CECCHI, L., 2000. *Priority effects, taxonomic resolution, and the prediction of variable patterns of colonization of algae in littoral rock pools.* Oecologia 123: pp 265-274.

BENEDETTI-CECCHI, L. & CINELLI, F., 1994. *Recovery of patches in an assemblage of geniculate coralline algae: variability at different successional stages.* Mar. Ecol. Prog. Ser. 110(1): pp 9-18.

BENEDETTI-CECCHI, L. & CINELLI, F., 1996. *Patterns of disturbance and recovery in littoral rock pools: nonhierarchical competition and spatial variability in secondary succession*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 135: pp 145-161.

BENEDETTI-CECCHI, L. & CINELLI, F., 1997. *Spatial distribution of algae and invertebrates in the rocky intertidal zone of the Strait of Magellan: are patterns general?* Polar Biology 18: pp 337-343.

BERG, H.C., 1983. *Random Walks in Biology.* Princeton: Princeton University Press, 231 p.

BERLOW E. L., 1997. *From canalization to contingency: Historical effects in a successional rocky intertidal community.* Ecol. Monogr., 67(4): pp 435-460.

BEST, D.G. & DE CASSERES, K.E., 1978. *Determination of COD using a sealed-tube method*. Wat. Pollut. Control, 79 (1): pp 117.

BOAVENTURA, D., MOURA, A., LEITÃO, F., CARVALHO, S., CÚRDIA, J., PEREIRA, P., CANCELA DA FONSECA, L., SANTOS, M.N. & MONTEIRO C.C., 2006. *Macrobenthic colonization of artificial reefs on the southern coast of Portugal (Ancão, Algarve).* Hydrobiologia 555: pp 335-343.

BOAVENTURA, D., RÉ, P., CANCELA DA FONSECA, L. & HAWKINS, S.J., 2002. *Intertidal rocky shore communities of the continental Portuguese coast: analysis of distribution patterns*. Marine Ecology 23: pp 69-90.

BOHNSACK, J.A., 1994. *Effects of Reef Size on Colonization and Assemblage Structure of Fishes at Artificial Reefs of Southearn Florida, U.S.A*. Bull. Mar. Sci. 44: pp 631-645.

BOHNSACK, J.A., 1989. *Are High Densities of Fishes at Artificial Reefs the Result of Habitat Limitation or Behavioral Preference?*. Bull. Mar. Sci. 44: pp 631-645.

BOHNSACK, J.A., 1991. *Habitat Structure and the Design of Artificial Reefs* in S.S. Bell, E D. McCoy and H.R. Mushinsky, eds. Habitat Structure: The Physical Arrangement of Objects in Space". London, Chapman and Hall: pp 412-426.

BOHNSACK, J.A. & BANNEROT, S.P., 1986. *A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes*. NOAA Technical Report NMFS 41: 15 p.

BOHNSACK, J.A., & SUTHERLAND, D.L., 1985. *Artificial Reef Researches: a review with recommendations for future priorities*. Bulletin of Marine Science. 37(1): pp 11-39.

BOMBACE, G., 1989. *Artificial Reefs in the Mediterranean Sea*. Bull. Mar. Sci. 44: pp 1023-1032.

BOMBACE, G., FABI, G. & FIRRENTINI, L. 1993. *Census Results on Artificial Reefs in the Mediterranean Sea*. Bolletino di Oceanologia Teorica e Applicata 11: pp 257-263.

BORTONE, S.A.; HASTINGS, R.W. & OGLESBY, J., 1986. *Quantification of reef fish assemblages: a comparison of several in situ methods*. Northeast Gulf Science. 8(1): pp 503-508.

BORTONE, S. A.; KIMMEL, J. & BUNDRICK, C., 1989. *A comparison of three methods for visually assessing reef fish communities: time and area compensated*. Northeast Gulf Science 10(2): pp 85-96.

BORTONE, S.A.; MARTIN & BUNDRICK, L.M., 1991. *Visual census of reef fish assemblages: a comparison of slate, audio and video recording devices*. Northeast Gulf Science, 12(1): pp 17-23.

BOUDOURESQUE, C.F., 1971. *Méthodes d'etude qualitative et quantitative du benthos (en particulier du phytobenthos).* Téthys, 3, 1: pp 79-104.

BROCK, R., 1982. *A critique of the visual census method for assessing coral reef population*. Bull.Mar. Sci., 32: pp 269-276.

BRANCH G.M., 1981. *The biology of limpets: physical factors, energy flow and ecological interactions*. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 19: pp 235-380.

BRAY, J.R. & CURTIS, J.T., 1957. *An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin.* Ecol. Monogr., 27: pp 325-349.

BREITBURG, D.L., 1985. *Development of a subtidal epibenthic community: factors affecting species composition and the mecanism of succession.* Oecologia 65: pp 173-184.

BRINKMANN, R., 1974. *Geologia geral*. Ed. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 890 p.

BROMLEY, D.W., 1989. *Property relations and economic development: the other land reform*. World development. 17(6): pp 867-877.

BROMLEY, D.W., 1991. *Environment and Economic: Property Rights and Public Policy*. Oxford: Basil Blackwell.

BROWN, A.C. & MCLACHLAN, A., 2000. *Sandy Shore ecossystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025.* Environmental Conservation 29: 62-77.

BUCK, B.H., WALTER, U., ROSENTHAL, H. & NEUDECKER, T., 2006. *The development of Mollusc farming in Germany: Past, Present and Future.* World Aquaculture, 37(2) 6-11.

BUCK, B.H., KRAUSE, G. & ROSENTHAL, H., 2004. *Extensive open ocean aquaculture development within wind farms in Germany: The prospect of offshore co-management and legal constraints.* Ocean & Coastal Management 47(3-4): 95-122.

BURKHARDT, S., AMOROSO, G., RIEBESELL, U. & SULTEMEYER, D. 2001. *CO_2 and HCO_3 uptake in marine diatoms acclimated to different CO_2 concentrations*. Limnol. and Oceanogr. 46: pp 1378-91.

CAMPBELL, A & NICHOLLS, J., 1994. *Fauna e Flora do Litoral de Portugal e Europa*. Ed. Fapas, 321p.

CAMPOS, J.A. & GAMBOA, C., 1989. *An Artificial Tile-Reef in a Tropical Marine System: a Management Tool.* Bull. Mar. Sci., 44(2): pp 757-766.

CARLISLE, J.G., TURNER, C.H. &. EBERT, E.E., 1964. *Artificial Habitat in the Marine Environment*. Calif. Dept. of Fish and Game, Fish. Bull.: pp 124-93.

CARLTON, J.T., 1993. *Exotic invaders*. The world & I 8(12): pp 220-25.

CARLTON, J.T. & GELLER, J.B., 1993. *Ecological Roulette: The Global Transport of Nonindigenous Marine Organisms*. Science 261 (5117): pp 78-82.

Carter, R.W.G., 1991. *Coastal Environments. An introduction to the physical, ecological and cultural systems of coastlines*. Academic Press, Harcourt Brace Jovanovich Publs. London, 2 edition, 611p.

CARVALHO, J. & BARCELÓ, J., 1966. *Agitação marítima na costa oeste de Portugal Metropolitano: contribuição para o seu estudo.* Memória nº 290, LNEC, Lisboa, 34 p.

CHANG, K., LEE, S.C. & SHAO, K.T., 1977. *Evaluation of Artificial Reef Efficiency Based on the Studies of a Model Reef Fish Community Installed in North Taiwan*. Bulletin Inst. Zool. Acad. Sinica: pp 16-23.

CHAPMAN, A.R.O.,1990. *Effects of grazing, canopy cover and substratum type on the abundances of common species of seaweeds inhabiting littoral fringe tide pools*. Bot. Mar. 33: pp 319-326.

CHISHOLM, S.W., 1992. *What limits phytoplankton growth.* Oceanus 35 (3): pp 36-46.

CHOJNACKI, J.C., 1989. *Hydrobionty Zatoki Pomorskiej i estuarium Odry*. Proceedings of Polish-Swedish seminar: Baltic water protection. 27-28 September 1989. AR Szczecin: pp. 21-27.

CHOJNACKI, J.C., 1993. *Man-made reefs. An alternative for recultivation and protection of the Pomeranian Bay*. Aura. 6: pp 11-13.

CHOJNACKI, J.C., 2000. *Environmental Effects of Artificial Reefs in the Southern Baltic (Pomeranian Bay)*. Artificial Reefs in European Seas. Jensen *et al.* (eds), Kluwer Academic Publishers: pp 307-317.

CHOJNACKI, J.C. & CERONIK E.J., 1997. *Artificial reefs in the Pomeranian Bay (Southern Baltic) as biofiltration sites*. Proceedings of the 13th Baltic Marine Biologists Symposium 31st Aug-3rd Sept. 1993, Riga-Jurmala.

CHRISTENSEN, R., 1996. *Analysis of variance, design and regression*. Chapman & Hall/CRC Press LLC, 587 p.

CHUA C.Y.Y. & CHOU L.M., 1994. *The Use of Artificial Reefs in Enhancing Fish Communities in Singapore*. NATL Univ. Singapore, dept zool.,10 Kent. Ridge Crescent, Singapore 0511, Singapore JN: Hydrobiologia, Vol.285, Nº1-3, Pp.177-187 IS: 0018-8158 AB.

CLARKE, G.L. & DENTON, E.J., 1962. *The Sea.* Physical Oceanography, vol. 1, M. M. Hill, ed. New York: pp 456-468.

CLARKE, K.R., 1993. *Non-parametric multivariate analysis on changes in community structure.* Australian Journal of Ecology. 18: pp 117-143.

CLARKE, K.R. & GORLEY R.N., 2001. *User Manual/Tutorial*. PRIMER-E Ltd., 91 p.

CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M., 2001. *Change in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation.* PRIMER-E Ltd., 172 p.

COLLINS, K.J., JENSEN, A.C. &. TURNPENNY, A.W.H., 1991. *The Artificial Reef Project, Poole Bay: A fishery enhancement experiment*. In de Pauw, N. e Joyce (eds). Aquaculture and the environment. European Aquaculture Society special publication No. 14: pp 74-75.

COLLINS, K.J., JENSEN, A.C. & LOCKWOOD, A.P.M., 1992. *Stability of coal waste artificial reef*. Chemistry and Ecology. 6: pp 79-93.

COLLINS, K.J., JENSEN, A.C. & MALLISON, J.J., 1996. *Observations of wrasse on an artificial reef*. *In* Sayer, M.D.J., Treasurer, J.W. & Costelo, M.J. (eds) Wrasse: Biology and Use in Aquaculture. Oxford, Blackwell Scientific Ltd.: pp 47-54.

COMISO, J.C., 2002. *A rapidly declining Arctic perennial ice cover*. Geophysical Research Letters 29, doi:10. 1029/2002GL015650.

COMISO, J.C., 2003. *Warming Trends in the Arctic*. Journal of Climate 16: pp 3498-3510.

CONNELL, J.H. & SLATYER, R.O., 1977. *Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization.* Am. Nat. 111: pp 1119-1144.

COSTA, C., (1994). *Wind wave climatology of the Portuguese Coast*. Final report of sub-project A. Rel. 6/94-A, PO-WAVES, IH-LNEC, 79 p.

CRISP, D.J., 1974. *Factors Influencing the Settlement of Marine Invertebrate Larvae*. *In* Chemoreception in Marine Organisms, P.T. Grant and Macke (eds.). Acad. Press, N. Y.: pp 177-265.
CRUZ, T., 1991. *Percebe: recurso ameaçado*. Actas do IV Congresso sobre o Alentejo, Sines, 31 de Maio a 1 de Junho: pp 21-28.

CRUZ, T., 1993. *Growth of Pollicipes pollicipes (Gmelin,1790) (Cirripedia Lepadomorpha) on the SW coast of Portugal*. Crustaceana, 65 (2): pp 151-158.

CRUZ, T., 2000. *Biologia e Ecologia do percebe Pollicipes pollicipes (Gmelin, 1790) no litoral sudoeste português*. Tese de doutoramento em Biologia Marinha. Universidade de Évora, 306 p.

CRUZ, T. & HAWKINS S.J., 1998. *Reproductive cycle of Pollicipes pollicipes at Cabo de Sines (SW coast of Portugal).* Journal of the Marine Biological Association of the U. K., 78: pp 483-496.

CUSHING, 1982. *Climate and Fisheries*. Academic Press, London.

DALLY, W.R. & POPE, J., 1986. *Detached Breakwaters for Shore Protection*. Technical Report CERC-86-1. U.S. Army Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississipi.

DAMMAN, A.E., 1974. *Some problems that may be faced in the construction of an artificial reef*. *In* Colunga, L. & Stone R. (eds*)* Proc. Int. Conf. Art. Reefs*.* Houston, Texas: pp 19-20.

DAYTON, P.K., 1971. *Competition, disturbance and community organization: The provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community.* Ecol. Monogr., Vol. 54: pp 351-389.

DAYTON, P.K., TEGNER, M.J., PARNELL, P.E. & EDWARDS, P.B., 1992. *Temporal and spatial paterns of disturbance and recovery in a kelp forest community.* Ecol. Monogr. 62: pp 421-445*.*

DEJOURS, P., 1981. *Principles of Comparative Respiratory Physiology*, Amst., North Holland, 255 p.

DeMARTINI, E.; ROBERTS, D., & ANDERSON, T., 1989. *Contrasting patterns of fish density and abundance at an artificial rock reef and a cobble-bottom kelp forest*. Bull. Mar. Sci., 44(2): pp 881-892.

DETHIER, M.N., GRAHAM, E.S., COHEN, S. & TEAR, L.M., 1993. *Visual versus random-point percent cover estimations: "objective" is not always better.* Marine Ecology Progress Series, Vol. 96: pp 93-100.

DETHIER, M.N., 1994. *The ecology of intertidal algal crusts: variation within a functional group*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 177: pp 37-71.

DIAS J.M.A., 2004. *A história da evolução do Litoral português nos últimos vinte milénios.* Geologia História, Arqueologia e Climatologia, Lisboa: pp 157-170.

DIAS J.M.A., 1990. A evolução actual do litoral português. Geonovas, Revista da Associação Portuguesa de Geólogos, Lisboa, III 10: pp 2-15.

DIAS SANTOS, J.P., 1996. *Estudos de Ecologia Marinha Aplicada no litoral da Praia da Aguda*. Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar. Universidade do Porto, 137 p.

DIAS SANTOS, J.P., 2000. *Concepção, construção, implantação e monitorização de um sistema piloto de recifes artificiais*. Dissertação de Mestrado. IHRH, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, 154 p.

DIRECTIVA 2006/7/CE do Parlamento europeu e do Conselho de 15 de Fevereiro de 2006. *Gestão da qualidade das águas balneares.*

DITTMAN D. & ROBLES, C.D., 1991. *Effect of algal epiphytes on the mussel Mytilus californianus.* Ecology, 72(1): pp 286-296.

DOHERTY, P.J. & WILIAMS, D.M., 1988. *The Replenishment of Coral Reef Fish Populations*. Annual Review of Oceanography and Marine Biology 26: pp 487-551.

DUARTE, C.M., 2000. Marine *biodiversity and ecossystem services: an ilusive link*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 250: pp 117-32.

DUXBURY, A.B. & DUXBURY, A.C., 1996*. Fundamentals of Oceanography*. Wm. C. Brown Publishers. ISBN 0-697-26671-0, 233 p.

DYE, A. H., 1993. *Recolonization of intertidal macroalgae in relation to gap size and mollusc herbivory on a rocky shore on the east coast of southern Africa.* Mar. Ecol. Prog. Ser. 95: pp 263-271.

EDEBO, L., HAAMER, J., LINDAHL, O., LOO, L.O. & PIRIZ, L., 2000. *Recycling of macronutrients from sea to land using mussel cultivation.* Environment and Pollution. 13: pp 190-207.

EGGLESTON, D.B., LIPCIUS, R.N., MILLER, D.L. & COBA-CETINA, L., 1990. *Shelter Scaling Regulates Survivel of Juvenile Caribbean Spiny Lobster Palinurus argus*. Marine Ecology Progress Series 63: pp 79-88.

EIRA DO SOUTO, P.J.F., 1993. *Métodos de Avaliação Visual da Ictiofauna - Aplicação ao Estudo de Impacto dos Recifes Artificiais da Costa Algarvia.* Unidade de Ciências e Tecnologias dos Recursos Aquáticos. Universidade do Algarve, 45 p.

ELLIS, K.V., 1993. *Surface Water Pollution and its Control.* The Macmillan Press Ltd. Hampshire RG21 2XS and London. ISBN 0-333-42764-5, 373 p.

ELZENGA, J.T., PRINS, H.B.A. & STEFELS, J., 2000. *the role of extracellular carbonic anhydrase activity in inorganic carbon utilization of Phaeocystis globosa (Prymnesiophyceae): a comparison with other marine algae using the isotopic disequilibrium technique*. Limnol. and Oceanogr. 45: pp 372-88.

FABI, G., FIORENTINI L. & GIANINI S., 1989. *Experimental shellfish culture on artificial reefs in the Adriatic Sea.* Bulletin of Marine Science. 44(2): pp 923-933.

FABI, G. & FIORENTINI, L., 1990. *Shellfish culture associated with artificial reefs*. FAO Fisheries Reports 428: pp 99-107.

FALCÃO, M., VALE C. & SANTOS, M.N., 1999. *An ecological comparison between two artificial reef systems (South Portugal): chemical evolution on water column and sediment*. *Proc*. 7th CARAH, 635 p.

FAO, 2004. FAO – Fisheries Department, Fishery Information. Data and statistics unit. FISHSTAT Plus. Universal software for fishery statistical time series. Version 2.3. Last updated March 2004. Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO), Rome (Italy).

FARREL, T.M., 1991. *Models and mechanisms of succession, an example from a rocky intertidal community*. Ecol. Monogr., 61(1): pp 95-113.

FEMINO, R. & MATHIESON, A., 1980. *Investigations of New England marine algae IV. The ecology and seasonal succession of tide pool algae at Bald Head Cliff, York, Maine. USA*. Bot. Mar. 23: pp 319-332.

FERREIRA DINIZ, 1909. *Praia de Espinho*, "A Construção Moderna", ano IX , nº29: pp 226-228.

FERREIRA, Ó., 1998. *Morfodinâmica de Praias Expostas: Aplicação ao Sector Costeiro Aveiro-Cabo Mondego*. Tese de Doutoramento. Universidade do Algarve, 337 p.

FERNANDES, B., 1967. *Manual de Hidrografia*, Instituto Hidrográfico, 356 p.

FIELD, J.G., CLARCKE, K.R., WARWICK, R.M., 1982. *A pratical strategy for analysing multispecies distribution patterns*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 8: pp 37-52.

FIGUERAS, A., 1976. *Desarrolo actual del cultivo del mejillon (Mytilus edulis L.) y posibilidades de expansión.* FAO, Technical Conference on Aquaculture, Kyoto, R. 7:iii, 20 p.

FORSCH, C., KNUDSON M. & SORENSEN S.O.L., 1902. *K. Dansldevidensk Selsk*, 6(12): pp 151.

FOWLER, A.J., JENSEN., A.C & COLLINS, K.J., 1999. *Age structure and diel activity of pouting on the Poole Bay artificial reef*. Journal of Fish Biology, 54: pp 944-954.

GAMA, C., TABORDA, R. & DIAS, J.M.A., 1997. *Sobreelevação do nível do mar de origem meteorológica (Storm Surge) em Portugal continental*. Colectânea de Ideias Sobre a Zona Costeira de Portugal. Associação Eurocoast-Portugal. Instituto de Hidráulica e Recursos Hídricos. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto: pp 131-149.

GAMBI, M. & DAPPIANO, M., 2004. *Biologia Marina Mediterranea* – Vol. 11 (Suppl. 1.). *Mediterranean Marine Benthos: A manual of methods for it's sampling and study.* Società Italiana di Biologia Marina. ISSN 1123-4245.

GAMITO, S., 1997. *Application of canonical correspondence analysis to environmental and benthic macrofauna data of four sites in the Ria Formosa*. Publicaciones Especiales Instituto Espanõl de Oceanografía 23: pp 41-52.

GLANTZ, M.H. & THOMPSON, 1981. *Resourse Management and Environmental Uncertainty*. Lessons From Coastal Upwelling Fisheries. Wiley Interscience, New York, 34 p.

GLASBY, T.M. & S.D. CONNELL, 1999. *Urban structures as marine habitats*. Ambio 28: pp 595-598.

GRANT, J.J., WILSON, K.C., GROVER, A. & TOGSTAD, H.A., 1982. *Early Development of Pendleton Artificial Reef*. Mar. Fish. Rev. 44 (6-7): pp 53-60.

GRASSÉ, P.P., POISSON, R.A. & TUZER, O., 1970. Zoologie – 1. Invertébrés. Ed. Masson et Lie, 935 p.

GROVE, R.S. & SONU, C.Y., 1983. *Review of Japanese Fishing Technology*. Tech. Rep. 83-RD-137. Southern California Edison Company, Rosemead, California.

GROVE, R.S. & SONU, C.Y., 1985. *Fishing Reef Planning in Japan*, pp 187-251 *in* F.D'Itri ed..Artificial Reefs: Marine and Freshwater Applications. Lewis Publishers, Inc. Chelsea, Michigan.

GUILLÉN, J.E., RAMOS, A.A., MARTÍNEZ, L. & LIZASO J.L.S., 1994. *Anti-Trawling Reefs and the Protection of Posidonia oceanica (L.)*. Delile Meadows in the Western Mediterranean Sea: demands and aims, Bull. Mar. Sci., 55(2-3): pp 645-650.

HAEFNER, P.A., 1996. *Exploring Marine Biology*. D. C. Heath and Company, Lexington, MA 02173. ISBN – 0-669-29778-x, 231 p.

HAGINO, S., 1991. *Planning and Fishing Effects on Artificial Reefs in Japan in V.L.C. Pietersz". Symposium on Artificial Reefs and Fish Aggregating Devices as Tools for the Management and the Enhancement of Marine Fishery Resourses*. Colombo, Sri Lanka, 14-17 May 1990. Bangkok, RAPA REPORT 1991/11: pp 303-313.

HARMELIN-VIVIEN, M.L., HARMELIN, J., CHAUVET, C., DUVAL, C., GALZIN, R., LEJEUNE, P., BARNABÉ, G., BLANC, F., CHEVALIER, R., DUCLERC, J., LASSERRE, G., 1985. *Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: methods et problemes*. Rev. Ecol. (Terre vie), 40: pp 467-539.

HAYWARD, P.J., 2004. *A natural history of the seashore*. Harper Collins publishers, London w6 8JB. ISBN 000 220031 7.

HAWKINS S.J., 1983. *Interactions of Patella and macroalgae with settling Semibalanus balanoides (L.).* J. exp. Mar. Biol. Ecol., 71: pp 55-72.

HAWKINS, S.J., 1981. *The influence of season and barnacles on the algal colonization of Pattela vulgata exclusion areas.* J. Mar. Biol. Assoc. UK 61: pp 1-15.
HAWKINS, S.J., HARTNOLL, R.G., 1983. *Grazing of intertidal algae by marine invertebrates*. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 21: pp 195-282.

HAWKINS, S.J. & JONES, H.D., 1992. *Marine field course guide 1: rocky shores*. Ed. Marine conservation Society. London, 140 p.

HELFMAN, G.S., 1979. *Fish Attraction to Floating Objects in Lakes*. Pp. 49-57 *in* D.L. Johnson and R.A. Stein, eds. Response of Fish to Habitat Structures in Standing Water. North Central Division, American Fisheries Society, Special Publication 6.

HELFMAN, G.S., 1983. *Underwater methods*. *In* L.A. Nielsen and D.L. Johnson (eds.). Fisheries techniques. American fisheries society. Bethesde, Maryland: pp 349-369.

HENDERSON, P.A., 2003. *Practical Methods in Ecology*. Blackwell Publishing, USA. ISBN – 1-4051-0244-6, 176 p.

HIXON, M.A. & BEETS, J.P., 1989. *Shelter Characteristics and Caribbean Fish Assemblages: Experiments With Artificial Reefs*. Bulletin of Marine Science 44: pp 666-668.

HIXON, M.A. & BROSTOFF W.N., 1985. *Substract Characteristics, Fish Grazing and Epibenthic Assemblages Off Hawaii.* Bulletin of Marine Science 44: 37: pp 200-213.

HOUGHTON, R.A., & WOODWELL, G.M., 1989. Global Climate Change. Scientific American 260(4): pp 36-44.

HOWARD, A.E., (1988) - "Lobster behaviour, population structure and enhancement". Symposium of the Zoological Society of London. 59: pp 355-364.

HUECKEL, G.J. & SLAYTON R.L., 1982. *Fish Foraging on an Artificial Reef in Puget Sound, Washington*. Mar. Fish. Rev. 44 (6-7): pp 38-44.

HUGHES, G.M., KNIGHTS, B. & SCAMMELL, C.A., 1969. *The distribution of PO_2 and hydrostatic pressure changes Within the branchial chambers in relation to gill ventilation of the shore crab Carcinus maenas* L. J. Exp. Biol. 51: pp 203-220.

IHRH, 1993. *Plano de Aproveitamento da Zona entre o Molhe Sul e a ponte-Cais nº 3. Estudos de Agitação no Porto de Leixões*, Vol. 1. Instituto de Hidráulica e Recursos Hídricos, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. Porto.

IHRH, 1988. *Estudo Prévio das Obras de Protecção da Praia da Aguda*. Instituto de Hidráulica e Recursos Hídricos, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. Porto.

IHRH, 1999. *Quebramar destacado da Aguda - Estudo Prévio*. Instituto de Hidráulica e Recursos Hídricos, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. Porto, 28 p.

IHRH, 2000. *Quebramar destacado da Aguda - Projecto de Concepção*. Instituto de Hidráulica e Recursos Hídricos, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. Porto.

INTERNATIONAL STANDARD ISO 5667-3. Water Quality Sampling, Part 3. *Guidance on the Preservation and Handling of Water Samples.*

IPCC – INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis.* Secretariat, c/o WMO, 7bis, Avenue de la Paix, C.P. N° 2300, 1211 Geneva 2, Switzerland.

IVERSEN, E.S., 1966. *New Float Brings Hope to Mussel Farmers.* Fishing News Internat. V: pp 10-49.

JACKSON, D.A., 1993. *Multivariate analyses of benthic invertebrate communities: the implication of choosing particular data standardizations, measures of associations and ordination.* Hydrobiologia 268: pp 9-26.
JACKSON, J.B.C., 1986*. Modes of dispersal of clonal benthic invertebrates: consequences for species' distribution and genetic structure of local populations*. Bull. of Marine Science 39: pp 588-606.

JENSEN, A.C. & COLLINS, K.J., 1995. *The Poole Bay artificial reef project 1989 to 1994*. Biologia Marina Méditerranea. 2(1): pp 111-112.

JENSEN, A.C., COLLINS, K.J. & LOCKWOOD, A.P.M. (Eds.), 2000. *Artificial Reefs in European Seas*. Kluwer Academic Publishers, 508 p.

JENSEN, A.C., COLLINS, K.J., FREE, E.K. & BANNISTER, R.C.A., 1994. *Lobster (Homarus gammarus) Movement on an Artificial Reef - The Potencial Use of Artificial Reefs for Stock Enhancement*. Crustaceana. 67(2): pp 198-211.

JENSEN, A.C., COLLINS, K.J. & LOCKWOOD, P., 2000a. *Introduction and background to "Artificial Reefs in European Seas*. Artificial Reefs in European Seas, ix-xii. A.C. Jensen *et al.* (eds), Kluwer Academic Publishers.

JENSEN, A.C., COLLINS, K.J. & LOCKWOOD, P., 2000b. *Artificial Reefs in European Seas*. A.C. Jensen *et al.* (eds), Kluwer Academic Publishers: pp 489-499.

JENSEN, A.C., WICKINS & BANNISTER R.C.A., (2000) - "The Potencial Use of Artificial Reefs to Enhance Lobster Habitat". Artificial Reefs in European Seas. A.C. Jensen *et al.* (eds), Kluwer Academic Publishers: pp 379-401.

JESUS, D.M.C., 2003. *Gestão do Pecebe (Pollicipes pollicipes (Gmelin, 1970)) no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina*. Dissertação de Mestrado. Universidade do Algarve.

JONES, P.D. & WIGLEY, T.M.L., 1990. *Global Warming Trends*. Scientific American 263(2): pp 84-91.

JONES, R. & THOMPSON, J., 1978. *Comparison of Florida reef fish assemblages using rapid visual technique*. Bulletin of Marine Science, 28(1): pp 159-172.

JORDAN, P., 2004. *O Homem Primitivo*. Ed. Temas e Debates, Lisboa, ISBN 972-759-190-6, 79 p.

KAEHLER, S. & WILLIAMS, G.A., 1998. *Early development of algal assemblages under different regimes of physical and biotic factors on a seasonal tropical rocky shore*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 172: pp 61-71.

KENNELY, S.J., 1987. *Physical disturbances in an Australian Kelp community. I. Temporal effects*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 40: pp 145-153.

KENNISH, M., 2002. *Environmental threats and environmental future of estuaries.* Environmental Conservation 29: pp 78-107.

KEOUGH, M.J., 1984. *Effects of patch size on the abundance of sessile marine invertebrates*. Ecology 1984: pp 423-437.

KHAILOV, K.M., ZAVALKO, S.E. & KAMENIR, Y.G., 1987. *Biological and physical parameters of marine fouling and artificial reef design*. Abstracts of SU Conf. (Artificial reefs for fishery), VNIRO, Moscow: pp 35-57.

KIMMEL, J., 1985. *A new species-time method for visual assessment of fishes and its comparison with established methods*. Env. Biol. Fish. Vol. 12, Nº1: pp 23-32.

KING, D.A. 2004. *Climate change science: adapt, mitigate or ignore?* Science 303: pp 176-177.

KIRCHMAN, D.L., GRAHAM, D.S., REISH, D. & MITCHELL, R., 1982a. *Bacteria Induce Settlement and Metamorphosis of Janua (Dexiospira) brasiliensis (Grube)*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 56: pp 153-63.

KIRCHMAN, D.L., GRAHAM, D.S., REISH, D. & MITCHELL, R., 1982b. *Lectins May Mediate in the Settlement and Metamorphosis of Janua (Dexiospira) brasiliensis (Grube).* Marine Biology Letters, 3: pp 131-42.

KNOCK, A.G., 1996. *The effect of habitat complexity and other environmental factors on the behaviour of juvenile European lobsters (Homarus gammarus (L.))*. MSc. Thesis, University of Southampton, 78 p.

KOOISTRA, W.H.C.F., JOOSTEN, A.M.T. & VAN DEN HOEK, C., 1989. *Zonation patterns in intertidal pools and their possible causes: a multivariate approach*. Bot. Mar. 32: pp 9-26.

KROM, M.D., NEORI A. & VAN RIJN J., 1989. *Importance of water flow rate in controlling water quality processes in marine and fresh water fish ponds*. The Israelli Jour. of Aquaculture 41: pp 23-33.

KUNG-HSIUNG, C., 1985. *Review on artificial reefs in Taiwan: emphasising site selection and effectiveness*. Bulletin of Marine Science. 37(1): pp 143-150.

KUROKI, T., 1982. *Sound Production and the Auditory Sense of Fish*. Pp. 282-283 *in* S.F. Vik, ed. Japanese Artificial Reef Technology. Aquabio, Inc., 2957 Sunset Blvd., Bellair Bluffs, Fl. Tech. Rep., 604 p.

LAPOINTE, L. & BOURGET, E., 1999. *Influence of substratum heterogeneity scales and complexity on a temperate epibenthic marine community.* Mar. Ecol. Prog. Ser. 189: pp 159-170.

LARDICCI, C., ROSSI F. & CASTELLI A., 1997. *Analysis of macrozoobenthic community structure after severe dystrofic crises in a Mediterranean coastal lagoon (Orbetello, Italy).* Marine Pollution Bulletin 34: pp 536-547.

LARSON, M. & KRAUS, N.C., 1995. *Prediction of Cross-Shore Sediment Transport at Different Spatial and Temporal Scales.* Marine Geology, 126: pp 111-127.

LANDAU, S. & EVERITT, B.S., 2004. *A handbook of statistical analysis using SPSS*. Chapman & Hall/CRC Press LLC, 368 p.

LEWIS, J. R., 1964. *The ecology of rocky shores*. English University Press Ltd., London. ISBN 0 340 21360 4.

LINDAHL, O., HART, R., HERNROTH, B., KOLLBERG, S., LOO, L., OLROG, L., REHNSTAM-HOLM, A., SVENSSON, J., SVENSSON, S. & SYVERSEN, U., 2005. *Improving Marine Water Quality by Mussel Farming: A Profitable Solution for Swedish Society.* Ambio, Vol. 34, No. 2: pp 131-138.

LINHARES, E.F., 2006. *Avaliação do potencial impacto do quebramar destacado na diversidade faunística associada aos recifes de Sabellaria alveolata (L.) da praia da Aguda.* Tese de Mestrado. ICBAS, Universidade do Porto, 80 p.

LNEC, 1996a. Especificação E 372. *Betões. Guia para a utilização de ligantes hidráulicos*.

LNEC, 1996b. Especificação E 378. *Classes de exposição ambiental relacionadas com a deterioração do betão por corrosão das armaduras.*

LOBBAN, C.S. & HARRISON, P.J. 1997. *Seaweed ecology and physiology*. Cambridge Univ. Press.

LOWENSTEIN, F., 1985. *Beaches or Bedrooms-The Choice as Sea Level Rises*. Oceanus 28 (3): pp 20-29.

LUBCHENCO J., 1978. *Plant species diversity in a marine intertidal community, importance of herbivore food preference and algal competitive abilities*. Am. Nat., 112: pp 23-39.

LUBCHENCO J. & PAINE R.T., 1996. *Challenges in the quest for Keystones*. BioScience, 46: pp 609-620.

LUTHER, G., 1990. *Erhalt von Fauna und Flora in Küstennahen Ostseegewässern durch Verlangern der Übergangszeit*. Ideen des Vereins Ostseesanierung. Nationale Konferenz - Schutz der Meeresumwelt - Ostsee 19.05.1990 Verein Ostsee Sanierung, Rostock, 5p.

Lutz, R.A., 1980. *Mussel Culture and Harvest: a North American Perspective*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam.

MALIG, J.; DE JESUS, A.S. & DICKSON, J.O., 1991. *Deep-Sea Fish Aggregating Devices (FAD's) in the Philippines. In* V.L.C. Pietersz". Symposium on Artificial Reefs and Fish Aggregating Devices as Tools for the Management and the Enhancement of Marine Fishery Resourses. Colombo, Sri Lanka, 14-17 May 1990, Bangkok, RAPA REPORT 1991/11: pp 214-228.

MARGALEF, R. 1968*. Perspectives in Ecological Theory*. Univ. of Chicago Press, Chicago, 112 p.

MCAVANEY, B.J., COVEY C., JOUSSAUME S., KATTSOV V., KITOH A., OGANA W., PITMAN A.J., WEAVER, A.J., WOOD, R.A. & ZHAO Z.-C., 2001. *Model evaluation*. *In: Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K. & Johnson C.A., Eds., Cambridge University Press, Cambridge, England, pp. 471-523.

McGURRIN, J.M., STONE, R.B. & SOUSA, R.J., 1989. *Profiling United States Artificial Reef Development*. Bulletin of Marine Science 44: pp 1004-1013.

MEDEIROS, C.A., 2005. *Geografia de Portugal*. Edições Círculo de Leitores, Lisboa, 495 p.

MEESE, R.J. & TOMICH, P.A., 1992. *Dots on the rocks: a comparison of percent cover estimation methods*. J. Exp. Mar. Ecol., 165: pp 59-73.

MENGE, B.A., FARREL, T.M., OLSON, A.M., VAN TAMELEN, P. & TURNER, T., 1993. *Algal recruitment and the maintenance of a plant mosaic in the low intertidal region of the Oregon coast*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 170: pp 91-116.

MENGE, B.A., 1976*. Organization of the New England rocky intertidal communities: roles of heterogeneity*. Ecol. Monogr., 46: pp 355-393.

METAXAS, A. & SCHEIBLING, R.E., 1993. *Community structure and organization of tidepools*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 98: pp 187-198.

METAXAS, A., HUNT, H.L. & SCHEIBLING, R.E., 1994. *Spatial and temporal variability of macrobenthic communities in tidepools on a rocky shore in Nova Scotia, Canada*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 105: pp 89-103.

MILLIMAN, J., 1989. *Sea Levels: Past, Present and Future*. Oceanus 32 (2): pp 40-43.

MILNE, P.H., 1972. *Fish and Shellfish Farming in Coastal Waters*. Fishing News (Books) Ltd. 110 Fleet Street, London, 208 p.

MING, D. & CHIEW, Y., 2000. *Shoreline Changes Behind Detached Breakwater*. Journal of Waterway, Port, Coastal and Ocean Engineering: pp 63-70.

MOLLES, M.C., 1978. *Fishes Species Diversity on Model and Natural Patch Reefs: Experimental Insular Biogeography*. Ecological Monographs 42: pp 289-305.

MONTEIRO, C.C., & CARVALHO, 1989. *Os Recifes Artificiais Como Contributo Fundamental Para o Ordenamento das Pescarias Litorais Algarvias*. Relatórios Técnicos e Científicos do INIP, Lisboa, Janeiro de 1989.

MONTEIRO, C.C. & SANTOS, M.N., 2000. *Portuguese Artificial Reefs*. *In* A.C. Jensen *et al.* (eds.), Artificial Reefs in European Seas: pp 249-261.
MORAIS, C.C. & ABECASSIS, F., 1978. *Storm Surge Effects at Leixões*. Memória nº503, LNEC, 23 p.

MOREIRA, M.E.S.A. 1984, *Glossário dos termos usados em Geomorfologia litoral.* Centro de Estudos Geográficos, Lisboa. Rel. Nº. 15, 167 p.

MORENO, I., ROCA, I., REÑONES, O., COLL, R. & SALAMANCA, M., 1994. *Artificial Reef Program in Baleric Waters (Western Mediterranean)*. Bull. Mar. Sci., 55(2-3): pp 667-671.

MOTA OLIVEIRA, I.B. & MARTINS, L.M.P., 1991. *Obras de Defesa e de Reconstrução das Praias de Espinho.* Revista Recursos Hídricos, APRH, vol. 12: pp 71-88.

MOTTET, M.G., 1981. *Enhancement of the Marine Environment for Fisheries and Aquaculture in Japan*. Washington Department for Fisheries, Olympia, Tec. Rep. 69.

MOTTET, M.G., 1985. *Enhancement of the Marine Environment for Fisheries and Aquaculture in Japan*: pp 13-112 *in* F. D'Itri, ed. Artificial reefs: Marine and Freshwater Applications. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan.

MÜLLER, W. AND BUCHALL, G., 1973. *Metamorphose-Induktion Bei Planulalarven. II. Induktion Durch Monovalente Kationen: Die Bedeutung des Gibbs-Donnan - Verhaltnisses und der* Na^+/K^+*-ATPase*. Wilhelm Roux's Archiv, 173 pp 122-35.

MÚRIAS DOS SANTOS, A.E.F.A., 1994. *Estudo e Caracterização dos Povoamentos Bentónicos Intertidais (Povoamento Rochoso) do Norte de Portugal*. Tese de Mestrado, Universidade do Porto, 110 p.

MÚRIAS DOS SANTOS, A.E.F.A. 2000*. Intertidal Ecology of Northern Portuguese Rocky Shores.* Tese de Doutoramento, University of Southampton, 166 p.

NELSON W.G., SAVERCOOL, D.M., NETH, T.E. & RODDA, J.R., 1994. *A Comparison of the Fouling Community-Development on Stabilized Oil-Ash and Concrete Reefs.* Florida inst. technol., dept oceanog., ocean. engn. & environment sci., Melbourne, Fl., 32091. Lewis environm. serv., Tampa, Fl., 33622. Aquarium Amer, Dept Husb, New Orleans, LA, 70130 JN: Bulletin of Marine Science, Vol.55, Nº.2-3: pp 1303-1315. IS: 0007-4977 AB.

NEMEROW, N. L., 1991. *Stream, Lake, Estuary and Ocean Pollution.* Published by Van Nostrand Reinhold, 115 Fifth Avenue New York, NY 10003. ISBN 0-442-00 767-1, 472 p.

NEUMANN, R., 1979. *Bacterial Induction of Settlement and Metamorphosis in the Planula Larvae of Cassiopea andromeda (Cnidaria: Scyphosoa, Rhizostomea)*. Mar. Ecol. Progr. Ser., 1: pp 21-28.

NORMA PORTUGUESA NP EN 25 667-2, 1996. *Qualidade da água – Amostragem. Parte 2 – Guia Geral das Técnicas de Amostragem.*

NORMA PORTUGUESA NP 4338-1, 1996. *Qualidade da Água – Determinação de nitratos. Método espectrométrico do 2,6-dimetilfenol.*

NORMA PORTUGUESA NP ENV 206, 1998. *Betão – comportamento, produção, colocação e critérios de conformidade.*

NORTH, W.J. & HUBBS, C.L., 1968. *Utilization of Kelp-Bed Resourses in Southern California*. Calif. Dept. Fish. Game, Fish. Bull. 139, 264 p.

ODUM, E.P., 1971. *Fundamentals of Ecology*. W. B. Saunders Company, Filadelfia, 923 p.

OGAWA, Y., 1982. *The Present Status and Future Prospects of Artificial Reefs: Development Trends of Artificial Reef Units*: pp 23-41 *in* S.F. Vik, editor. Japanese artificial reef technology:Translations of selected recent japanese literature and an evaluation of potencial applications in the U.S.A.. Technical Report 604. Aquabio, Inc., Belleair Bluffs, florida.

OGAWA, Y. & AOYAMA, 1966. *Experiments of the Atractiveness of Artificial Reefs for Marine Fishes. V Atraction on Fish to Imitative Sea-weed*. Bull. Tokai Reg. Fish. Res. Lab. 45: pp 155-163.

OGAWA, Y. & TAKEMURA, Y., 1966a. *Experiments of the Atractiveness of Artificial Reefs for Marine Fishes. I Preliminary Observations on Small Models in the Laboratory*. Bull. Tokai Reg. Fish. Res. Lab. 45: pp 107-113.

OGAWA, Y. & TAKEMURA, Y., 1966b. *Experiments of the Attractiveness of Artificial Reefs for Marine Fishes. III Observations on Stone Bream in the Outdoor Tank*. Bull. Tokai Reg. Fish. Res. Lab. 46: pp 127-135.

PAINE, R.T., & LEVIN, S.A., 1981. *Intertidal landscapes: disturbance and the dynamics of pattern.* Ecol. Monogr. Vol. 51(2): pp 145-178.

PALUMBI, S.R. & JACKSON, J.B.C., 1982. *Ecology of the cryptic coral reef communities. II. Recovery from small disturbance events by encrusting bryozoa: The influence of "host" species and lesion size*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 64: pp 103-115.

PAREJO, C.B., 1989. *Moluscos – Tecnología de cultivo*. Ediciones Mundi-Prensa, Castelló, 37. 28001 Madrid. ISBN: 84-7114-228-7, 167 p.

PARKINSON, C.L., 2002. *Trends in the length of the southern ocean sea-ice season*, 1979-99. Annals of Glaciology 34: pp 435-440.

PATTON, M.L., GROVE, R.S. & HARMAN, R.F., 1985. *What Do Natural Reefs Tell Us About Designing Artificial Reefs in Southern California?*. Bulletin of Marine Science 37: pp 279-298.

PEREIRA, A.S., 1998 - *Morfologia, crescimento e fauna e flora associadas dos "recifes" de Sabellaria alveolata (L.) da praia da Aguda*. Tese de Mestrado. Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar, Universidade do Porto, 49 p.

PETHICK, J., 1984. *An Introduction to Coastal Geomorphology.* Edward Arnold eds.

PETRAITIS P.S., 1983*. Grazing patterns of periwinkles and their effect on sessile intertidal organisms*. Ecology, 64(3): pp 522-533.

PICKERING, H. J., 1996a. *Artificial Reefs of Bulk Waste Materials: A Scientific and Legal Review of the Suitability of Using the Cement Stabilised By-Products of Coal Fired Power Stations*. Marine Policy journal 1996-7.

PICKERING, H.J., 1996b. *Legal Framework Governing Artificial Reefs in the EU*. Artificial Reef Research, ed. A. Sensen, Southampton University UK, 1996-7.

PICKERING, H.J., 2000. *Legal framework governing artificial reefs in the European Union*. A.C. Jensen *et al.* (eds), Artificial Reefs in European Seas: pp 469-487.

PICKERING, H.J. & WHITMARSH, D., 1996. *Artificial Reefs: A Tool for the Exploitation and Conservation of Living Resources*. Poster presented at Litoral'96. Eurocoast, 1996.

PICKETT, S.T.A. & WHITE, P.S., 1985. *Natural disturbance and patch dynamics: a synthesis. In The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. edited by S.T.A. Pickett & P.S. White, Academic Press, Orlando: pp 371-384.

PIESIK, 1992. *Biologia I ekologiczna mia organizmów poróslowych (perifiton) zasiedlajacych sztuczne podloza w róznych typach wód*. Uniw Szczecin, Studio I rozprawy: pp 122-262.

PINET, PAUL R. 1998. *Invitation to Oceanography*. Jones and Bartlett publisher, Inc. London. ISBN 0-7637-0614-0, 508 p.

PINHO NUNES, F., 1954. *Monografia da Praia da Aguda*. Edição de autor, 64 p.
PINTO, FRANCISCO A. T. 1993. *Quebra-mares de Taludes. Dimensionamento Hidráulico*. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, 84 p.

PINTO, FRANCISCO A. T. 1993. *Transporte de sedimentos sob a acção de correntes e ondas*. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, 255 p.

POLOVINA, J., 1991. *A Global Perspective on Artificial Reefs and Fish Aggregating Devices in V.L.C. Pietersz*. Symposium on Artificial Reefs and Fish Aggregating Devices as Tools for The Management and the Enhancement of Marine Fishery Resourses. Colombo, Sri Lanka, 14-17 May 1990, Bangkok, RAPA REPORT 1991/11: pp 251-257.

POWER M.E., TILMAN D., ESTES J.A., MENGE B.A., BOND W.J., MILLS L.S., DAILY G., CASTILLA J.C., LUBCHENCO J. & PAINE R.T., 1996. *Challenges in the quest for keystones*. BioScience, 46: pp 609-620.

PRINCE, E.D. & GOTSHALL, D.W., 1976. *Food of Copper Rock Fish Sebastes caurinus (Richardson) Associated With an Artificial Reef in South Humbdoldt Bay, California*. Calif. Fish and Game 62: pp 274-285.

PRINCE, E.D. & MAUGHAM, O.E., 1979. *Attraction of Fishes to artificial Tire Reefs in Smith Moutain Lake, Virginia*. Pp. 19-25 in D.L. Johnson and R.A. Stein, ed. Response of Fishes to Habitat Structures In Standing Water. North Central Division, American Fisheries Society, Spec. Publ. 6.

POTTS, W.T.W. & PARRY, G. 1964. *Osmotic and Ionic Regulation in Animals*. Oxford, Pergamon Press, 423 p.

PRONZATO, R., 1977. *Underwater photography techniques for field-research in shallow marine environments in* Jensen, A.C. (1997), *European Artificial Reef Research.* Proceedings of the first EARRN conference, Ancona, March 1996. ISBN 0-904175-28-6. Published by Southampton Oceanography Centre, 449 p.

PUGH, T.D.,1987. *Tides, Surges and mean sea-level*. John Wiley & Sons, New York, 472 p.

QUINTA, J., 1999. *Espinho – Monografia.* ISBN – 972 – 98134 – 0 – X.

RAFFAELLI D. & HAWKINS S.J., 1996. *Intertidal Ecology*. Chapman and Hall, London, 356 p.

REED, D.C., 1990. *The effects of variable settlement and early competition on patterns of Kelp recruitment.* Ecology 71: pp 776-787.

REEF BALL FOUNDATION. Reef Ball Development Group, Ltd. Internet brochure, 2007.

REGGIO, V.C., & COMPILER, J.R., 1989. *Petroleum Structures as Artificial Reefs: A Compendium*. Fourth Internacional Conference on Artificial Habitats for Fisheries, Rights-to-Reefs Special Session, November 4, 1987, OCS Study/MMS 89-0021. U.S. Minerals Management Service. New Orleans, Louisiana.

REID, J.L.. 1965. *Intermediate Waters of the Pacific Ocean*. Baltimore: Johns Hopkins Press.

REIS, A.M.M., 2002. *Quando o mar enrola na areia – a dinâmica do litoral arenoso*. Ed. Álvaro Reis ISBN – 176829/02, 119 p.

RELINI, G. & CORMAGI, P., 1990. *Colonisation patterns of hard substrata in the Loano artificial reef (Western Ligurian Sea)*. FAO Fisheries Report of the first session of the working group on artificial reefs and mariculture, Ancona, 27-30 Nov. 1989. 428: pp 108-113.

RIBEIRO, A., ANTUNES, M.T., FERREIRA, M.P., ROCHA, R.B., SOARES, A.F., ZBYSZEWSKI, G., MOITINHO DE ALMEIDA, F., CARVALHO D., MONTEIRO, J.M., 1979. *Introduction à la Géologie Générale du Portugal*. Serviços Geológicos de Portugal, 114 p.

RICHARD, S.W.J. & LINDEMAN, K.C., 1987. *Recruitment Dynamics of Reef Fishes: Planktonic Processes Settlement and Demersal Ecologies and Fisheries Analysis*. Bull. Mar. Sci. 41: pp 392-410.

ROSS, D.A., 1989. *Introduction to Oceanography*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, Woods Hole Oceanographic Institution, New Jersey - 7632.

RYTHER J. H., 1969. *Photosynthesis and Fish Production in the Sea*. Science, 166 (3901): pp 72-76.

RYTHER, J.H., DUNSTAN, W.M., TENORE, K.R. & HUGUENIN, J.E., 1972. *Controlled eutrophication: increased food production from the sea by recycling human wastes*. Bio. Sci. 22: pp 144-152.

SALDANHA, L., 1980. *Fauna Submarina Atlântica - Portugal Continental, Açores e Madeira*. Publicações Europa-América, 369 p.

SALDANHA, L., 1974. *Estudo do Povoamento dos Horizontes Superiores da Rocha Litoral da Costa da Arrábida (Portugal).* Arq. museu Bocage 2º Série.

SALE, P.F., 1980. *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. Annual Review of Oceanography and Marine Biology 18: pp 367-421.

SALE, P. & DOUGLAS, W., 1981. *Precision and accuracy of visual census technique for fish assemblages on coral patch reefs*. Env. Biol. Fish. Vol.6, Nº3/4: pp 333-339.

SALE, P. & SHARP, B., 1983. *Correction for bias in visual transect censuses of coral reef fishes*. Coral Reefs, 2: pp 37-42.

SANDERSON, S.L. & SOLONSKY, A.C., 1986. *Comparison of a rapid visual and a strip transect technique for censusing reef fish assemblages*. Bull. Mar. Sci., 39(1): pp 119-129.

SANTOS, M.N. & MONTEIRO, C.C., 1997. *Olhão artificial reef system (South Portugal): fish assemblages and fishing yeld*. Fisheries research, 30: pp 33-41.

SANTOS, M.N. & MONTEIRO, C.C., 1998. *Comparison of the catch and fishing yeld from an artificial reef system and neighbouring areas off Faro (South Portugal).* Fisheries research, 39: pp 55-65.

SANTOS, M.N., MONTEIRO, C.C. & ERZINI, K., 1995. *Comparison of natural and artificial reef fish assemblages in Algarve waters (South Portugal*". *Proc*. ECOSET'95, vol. I: pp 210-214.

SANTOS, M.N., MONTEIRO, C.C. & LASSERRE, G., 1996. *Faune ichtyologique comparée de deux récifs artificiels du littoral de la Ria Formosa (Lagune, Portugal): resultats preliminaires*. Oceanologica Acta, 19 (1): pp 89-97.

SANTOS, P., SANTOS T. & WEBER, M., 2003. *The impact of the breakwater on the associated fauna of mussel's patches (Mytilus galloprovincialis) at Aguda's beach in the North of Portugal*. 38th. European Marine Biology Symposium, 8-10 Sept., 2003, Aveiro, Portugal. Abstract's book: pp 147.

SANTOS, T., CUNHA, I. & WEBER, M., 2002. *A «Beyond-Baci» Study of Aguda´s Breakwater in the North of Portugal*. Proceedings of the international Congress Littoral 2002, Porto: pp 225-228.

SANTELICES, B., 1990. *Patterns of reproduction, dispersal and recruitment in seaweeds*. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review 28: pp 177-276.

SATO, O., 1985. *Scientific Rationales For Fishing Reef Design*. Bull. of Mar. Science 37: pp 329-335.

SAWYER, C.N., MCCARTY, P.L. & PARKIN, G.F., 1994. Chemistry for Environmental Engineering. McGraw-Hill, Inc.. ISBN 0-07-113908-7, 658 p.

SCARRATT, D.J., 1968. *An artificial reef for lobsters (Homarus americanus)*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 25(12): pp 2683-2690.
SCARRATT, D.J., 1973. *Lobster populations on a man made rocky reef*. ICES CM 1973/K: pp 47.

SCB, Statistiska Centralbyrắn, 2003. *Yearbook of Agricultural Statistics.* Statistics Sweden.

SCHELTEMA, R.S., (1974). *Biological Interactions Determining Larval Settlement of Marine Invertebrates*. Thallasia Jugo, 10: pp 263-96.

SCHMIDT-NIELSEN, K., 1963. *Osmotic regulation in higher vertebrates.* Harvey Lect. 58: pp 53-95.

SEAMAN JR., W. & SPRAGUE L.M., 1991. *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*. Academic Press, inc. Harcourt Brace Jovanovich, Publishers, 285 p.

SEAMAN JR., W. 2000. *Artificial Reef Evaluation–With Aplication to Natural Marine Habitats*, 246 p.

SEAMAN, JR., W., BUCKLEY, R.M. & POLOVINA, J.J., 1989. *Advances in Knowledge And Priorities For Research, Technology And Management Related To Artificial Aquatic Habitats*. Bulletin of Marine Science 44: pp 527-532.

SEOANE-CAMBA, J.A., 1969. *Sobre la zonacíon del sistema litoral y su nomenclatura.* Investigacion Pesqueira 33: pp 261-267.

SERRA, M.A.P., 1996. *Recifes Artificiais*. Tese de mestrado. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, 196 p.

SHEEHY, D.J., 1976. *Utilization of artificial shelters by the american lobster (Homarus americanus)*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 33: pp 1615-1622.

SHIEH C.S. & DUEDALL, I.W., 1994. *Chemical Behavior of Stabilized Oil in Artificial Reef at Sea.* Florida inst. technol., div. marine & environm. syst.,150 w univ. blvd., Melbourne, F.l, 32901 jn: Bulletin of Marine Science, 1994, vol.55, nº 2-3: pp 1295-1302. IS: 0007- 4977 AB.

SHIMIZU, T., 1981. *On the Distribution of Fish Schools at the Artificial fish Reef Ground Off Nagi*. Kanagawa Prefecture. Bull. Kanagawa Prefecture Fish Exp.. Sta. 3: pp 1-7.

SHORT, A.D., 1999. *Handbook of Beach and Shoreface Morphodynamics.* Andrew D. Short (eds). John Wiley & Sons Ltd, England, 379 p.

SHULMAN, M.J., & OGDEN, J.C. 1987. *What Controls Tropical Reef Fish Populations: Recruitment or Benthic Mortality? An Example in the Caribbean Reef Fish Haemulon flavolineatum*. Marine Ecology Progress Series 39: pp 233-242.

SHULMAN, M.J., 1984. *Resourse Limitation and Recruitment Patterns in a Coral Reef Assemblages*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 74: pp 85-109.

SILVA, A.R., SILVA, J., RUSU, E., OLIVEIRA F.S.B.F., LARANGEIRO, S.H.C.D. & TABORDA, R., 2004. *Evaluation of the Longshore Current for a sector of the Portuguese West Coast: Application of different methodologies*. ICCE 2004 – 29th International Conference on Coastal Engineering, 19-24 de Setembro, Lisboa.

SLOBODKIN, L. & FISHELSON, L., 1974. *The effects of the cleanerfish, Labroides dimidiatus, on the point diversity of fishes on the reef front of Eilat*. Amer. Nat., 108: pp 369-376.

SMITH, I.P., COLLINS, K.J. & JENSEN, A.C., 1998. *Movement and activity patterns of the European Lobster, Homarus gammarus (L.), revealed by electromagnetic telemetry*. Marine Biology. 132: pp 611-623.

SOARES DE CARVALHO, G., 1985. *A Evolução do Litoral, Conceito e Aplicações.* Geonovas, 8/9, Lisboa: pp 3-15.

SOARES DE CARVALHO, G. & GRANJA, H., 2002. *Paleogeoformas como suporte da paisagem costeira actual*. Conservação dos sistemas dunares. Ed. Parque Biológico de Gaia: pp 7-50.

SOROKIN, Y. I., P. Y. SOROKIN & A. GNES, 1996. *Structure and functioning of the anthropogenically transformed Commacchio lagoonal ecosystem (Ferrara, Italy).* Mar. Ecol. Progr. Ser. 133: pp 57-71.

SOUSA W.P., 1979a. *Disturbance in marine intertidal boulder fields: the non-equilibrium maintenance of species diversity*. Ecology, 60(6): pp 1225-1239.

SOUSA W.P., 1979b. *Experimental investigations of disturbance and ecological succession in a rocky intertidal algal community*. Ecology, 49(3): pp 227-254.

SOUSA, W.P., 1980. *The response of a community to disturbance: the importance of successional age and species life histories*. Oecologia 45: pp 72-81.

SOUSA, W.P., 1984a. *The role of disturbance in natural communities.* Annu. Rev. Ecol. Syst., Vol. 15: pp 353-391.

SOUSA W.P., 1984b. *Intertidal mosaics: patch size, propagule availability and spatially variable patterns of succession*. Ecology, 65(6): pp 1918-1935.

SOUSA W.P. & CONNELL J.H., 1992*. Grazing and succession in marine algae. In Plant–Animal Interactions in the Marine Benthos* (eds. D. John, S.J. Hawkins & J. Price), Clarendon Press, Oxford.

SOUTHWARD A.J. & SOUTHWARD E.C., 1978*. Recolonization of rocky shores in Cornwall after use of toxic dispersants to clean up the Torrey Canyon spill*. J. Fish. Res. Bd. Canada, 35: pp 682- 706.

SPANIER, E., 1991. Artificial reefs to insure protection of the adult Mediterranean slipper lobster. *Scyllarides latus* (Latreille, 1803). *In* Boudouresque, C.F., M.Avon e V Gravez (eds). "Les Espèces Marines à Protéger en Méditerranée". Pub. GIS Posidonie, France: pp 174-185.

SPANIER, E., 1994. *What Are the Characteristics of a Good Artificial Reef for Lobsters*. Univ. Haifa, Recanati, ctr. maritime studies, mt, Carmel, il-31905 Haifa, Israel Univ. Haifa, dept maritime civilizat., IL-31905 Haifa, Israel JN: Crustaceana, 1994, Vol.67, Nº.Pt2 : pp173-186. IS: 0011-216X AB.

SPANIER, E., TOM, M., PISANTY, S. & ALMOG, G., 1988. *Seasonality and shelter selection by the slipper lobster scyllarides latus in the south-eastern Mediterranean*. Marine Biology Progress Series. 42: pp 247-255.

STEPHAN C.D., & LINDQUIST, D.G., 1989. *A Comparative Analysis of the Fish Assemblages Associated With Old and New Shipwrecks and Fish Aggregating Devices in Onslow Bay, North Carolina*. Bulletin of Marine Science 44: pp 567-579.

SUNAMURA, T. 1992. *Geomorphology of Rocky Coasts.* John *Wiley & Sons*, New York, 302 p.

SVERDRUP, H.U., JOHNSON M.W. & FLEMING R.H.. 1942. *The Oceans*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

SZE, P., 1982. *Distribution of microalgae in tidepools on the New England coast (USA).* Bot. Mar. 25: pp 269-276.

TABORDA, R. & DIAS, J.M.A., 1992. *Análise da sobreelevação do nível do mar de origem meteorológica durante os temporais de Fevereiro/Março de 1978 e Dezembro de 1981*. Geonovas nº1 especial, Geologia e o Ambiente: pp 89-97.

THOMPSON, R.C., CROWE, T.P. & HAWKINS, S.J., 2002. *Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years*. Environmental Conservation 29: pp 168-191.

THOMPSON, R.C., MOSCHELLA, P.S., JENKINS, S.R., NORTON,T.A. & HAWKINS S.J., 2005. *Differences in photosynthetic marine biofilms between sheltered and moderately exposed rocky shores.* Marine Ecology Progress Series 296: pp 53-63.

THOMPSON, R.C., NORTON, T.A. & HAWKINS, S.J., 2004. *Physical stress and Biological control regulate the producer-consumer balance in intertidal biofilms*. Ecology 85: pp 1372-1382.

THRESHER, R. & GUNN, J., 1986. *Comparative analysis of visual census techniques for highly mobile, reef associated piscivores (Carangidae)".* Env. Biol. Fish. 17(2): pp 93-116.

TRUE, M.A. , 1970. *Étude quantitatif de quatre peuplements sciaphiles sur substract rocheaux dans la région marselleise*. Bull. Inst. Oceanogr. Monaco, 69, 1041, 48 p.

TURNER, C.H., EBERT, E.E. & GIVEN, R.R., 1969. *Man-Made Reef Ecology*. California Department Fish and Game. Bull. 146: pp 221.

TURNER T.A., 1983. *Facilitation as a successional mechanism in a rocky intertidal community.* Am. Nat., 121: pp 729-738.

UNDERWOOD, A. J., 1979. *The ecology of intertidal gastropods*. Adv. Mar. Biol., 16: pp 111-210.

UNDERWOOD, A.J., 1981. *Structure of a rocky intertidal community in New South Wales: patterns of vertical distribution and seasonal changes*. Journal of Exp. Marine Biology and Ecology 51: pp 57-85.

UNDERWOOD A.J., DENLEY E.J. & MORAN M.J., 1983. *Experimental analyses of the structure and dynamics of mid-shore rocky intertidal communities in New South Wales*. Oecologia, 56: pp 202-219.

UNDERWOOD A.J. & FAIRWEATHER P.G., 1989. *Supply-side ecology and benthic marine assemblages*. Trends Ecol. Evol., 4: pp 16-20.

UNDERWOOD, A.J. & SKILLETER, G.A., 1996*. Effects of patch-size on the structure of assemblages in rock pools.* J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 197: pp 63-90.

VELOSO GOMES, F., 1991. Algumas reflexões sobre a problemática das obras de protecção costeira. 2º Simp. Protecção e Revalorização da Faixa Costeira do Minho ao Liz. Porto, IHRH/FEUP, actas: pp 128-143.

VELOSO GOMES, F., 1996 – *Intervenções e Estruturas de Protecção Costeira*. Elementos de apoio à docência. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, 284 p.

VELOSO GOMES, F. & TAVEIRA PINTO, F., 1997. *A opção protecção para a costa oeste portuguesa*. Colectânea de ideias sobre a zona costeira de Portugal, Eurocoast-Portugal, Lisboa: pp 163-190.

VELOSO GOMES, F. & TAVEIRA PINTO, F., 1999. *Reconstruction and repair of Portuguese coastal defence structures.* Coastal Structures '99, Ed. Inigo Losada. Balkema, Rotterdam, ISBN 90 5809 092 2: pp 977-984.

VELOSO GOMES, F. & TAVEIRA PINTO, F., 2001. *Portuguese coastal zones and the new coastal management plans*. Proceedings of the 5th International Conf. MEDCOAST 01. Ed. Ozhan. Tunisia.

VELOSO GOMES, F., TAVEIRA PINTO F., BARBOSA J.P., NEVES L. & COELHO C., 2002. *High Risk Situation in the NW Portuguese Coast: Douro River – Cape Mondego*. Internacional Symposium Littoral 2002. Porto, September 22-26, 2002: pp 411-421.

VELOSO GOMES, F., PINTO, F.T., NEVES, L. & BARBOSA J.P., 2003. *EUrosion Project*, vol.1,ENV.B3/SER/2001/0030/(RIKZ-1146). Instituto de Hidráulica e Recursos Hídricos, Fac. Eng. Univ. Porto, 182 p.

VAN TAMELEN, P.G., 1996. *Algal zonation in tidepools: experimental evaluation of the roles of physical disturbance, herbivory and competition*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 201: pp 197-231.

VIK, S.F., 1982. *Japanese Artificial Reef Technology*. Technical Report 604. Aquabio, Inc., Belleair Bluffs, Florida.

YAMANE, T., 1989. *Status and Future Plans of Artificial Reef Projects in Japan*. Bul. Mar. Sci 44: pp 1038-1040.

WAHL, M., 1989. *Marine epibiosis I. Fouling and antifouling: some basic aspects*. Marine Ecology Progress Series 58: pp 1-2.

WALSH, W.J., 1985. *Reef Fish Community Dynamics on Small Artificial Reefs. The Influence of Isolation, Habitat Structure and Biogeography*. Bulletin of Marine Science 36: pp 357-376.

WALTON, J.M., 1979. *The Effects of an Artificial Reef on Resident Flatfish Populations*. Marine Fisheries Review 44: pp 45-48.

WATSON, L., 1988. *The Water Planet*. New York: Crown.

WEYL, P.K., 1970. *Oceanography: An Introduction to the Marine Environment*. John Wiley & Sons, Inc., Nova Iorque, 535 p.

WEBER, M., 1998. *Aguda entre as Marés – Fauna e Flora do Litoral da Praia da Aguda*. Edições Afrontamento, Porto, 237 p.

WEBER, M., 2005. "Aguda, para além das marés". Edições Afrontamento, Porto, 193 p.

WEBER, M., CUNHA, I. & SANTOS, A., 2002. *The Fishing Community of Aguda's Beach in North Portugal.* Internacional Congress Littoral 2002, Porto: pp 105-109.

WEBER, M., JESUS, P. & SANTOS, A., 2002. *Cem Anos na Praia da Aguda.* Edições Afrontamento, Porto. ISBN: 972-36-0567-8, 149 p.

WEBER, M. ; PRATA, J. ; COELHO, A.; BENEVIDES, S., CAMPOS, J. & SANTOS, A., 1999. *Guia de campo do litoral da praia da Aguda*. Fundação ELA, Vila Nova de Gaia, 98 p.

WEBER, M. ; PRATA, J. ; SANTOS, A.; CUNHA, I. & FERREIRA, A., 2001. *Guia da Estação Litoral da Aguda*. Fundação ELA, Vila Nova de Gaia, 102 p.

WEINBERG S., 1978. *The minimal area problem in invertebrate communities of Mediterranean rocky substrata.* Mar. Biol., 49: pp 33-40.

WEINER, R.M. & COLWELL, R.R., 1982. *Induction of Settlement and Metamorphosis in Crassostrea virginica by a Melanin Synthesizing Bacterium*. Technical Report, Maryland Sea Grant, University of Maryland, UMSG-TS-82-05.

WILSON, E.O., 1992. *The diversity of life.* Penguin books, London.

WOLFE, J. & HARLIN, M., 1988a. *Tidepools in Southern Rhode Island, U.S.A. I. Distribution and seasonality of macroalgae*. Bot. Mar. 31: pp 525-536.

WOLFE, J. & HARLIN, M., 1988b. *Tidepools in Southern Rhode Island, U.S.A.II. Species diversity and similarity analysis of macroalgal communities.* Bot. Mar. 31: pp 537-546.

WOODHEAD, P.M.J. & JACOBSON, M.E., 1985. *Epifaunal Settlement, the Process of Community Development and Sucession Over Two Years on an Artificial Reef in the New York Bigth*. Bulletin of Marine Science 37: pp 364-376.

WOODHEAD, P.M.J., PARKER, J.H. & DUEDALL, I.W., 1985. *The Use of By Products From Coal Combustion for Artificial Reef Construction*: pp. 265-292 *in* F.D'Itri, ed. Artificial reefs: Marine and Freshwater Applications. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan.

ZINTZEN, V., MASSIN C., NORRO A. & MALLEFET, J. *Epifaunal inventory of two shipwrecks from the Belgium Continental Shelf*. Hidrobiologia (2006) 555: pp 207-219.

ZOBELL, C.E. & ALLEN, E.C., 1935. *The Significance of Marine Bacteria in the Fouling of Submerged Surfaces*. Journal of Bacteriology, 29: pp 239-51.

Sítios da *internet*

http://www.googlearth.com

http://www.hidrografico.pt (Instituto Hidrográfico)

http://www.inag.pt (Instituto da Água)

http://www.it-geo.pt (Portal Geográfico de Portugal)

http://www.reefball.org (Reef Ball Foundation)

http://www.scb.se (Instituto de Estatística da Suécia)

ANEXOS

ANEXO 1

(Anexo ao capítulo 3)

Dados da abundância biológica (traduzidos em taxa de ocupação) recolhidos em 21 amostragens ao longo de 29 meses.

Localização das estações de amostragem:

F1 - baixo-exterior, F2 - cima-exterior (Sul).

F3 - baixo - exterior, F4 – cima-exterior (Norte).

1 - baixo-interior, 2 - cima-interior (Sul).

3 - baixo-interior, 4 - cima-interior (Norte).

Amostragens – A, B, C, D, E, F, G, H, I, J, L, M, N, O, P, Q, R, S, T, U, V

Anexo 1 - Abundância das espécies (taxa de cobertura)															
Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
F1.1A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.2A	0	0	68,75	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.3A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.4A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.5A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.6A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.1A	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2A	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.3A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.4A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.5A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1A	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0
1.2A	0	0	75	37,5	0	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0
1.3A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2A	0	0	37,5	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0
2.3A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1A	0	0	93,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
F1.1A	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	43,75	0	0	0	0
F1.2A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0
F1.3A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.4A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.5A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.6A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.1A	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.3A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.4A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.5A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1A	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	13,75	0	0
1.2A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0
1.3A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,125	0
2.3A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
3.2A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.2B	0	0	68,75	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.3B	0	0	50	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.4B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.5B	0	0	56,25	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.6B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.1B	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2B	0	0	43,75	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4B	0	0	56,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1B	0	0	62,5	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2B	0	0	62,5	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.3B	0	0	18,75	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.4B	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.5B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1B	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0
1.2B	0	0	75	37,5	0	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0
1.3B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4B	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
3.2A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1B	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	43,75	0	0	0	0
F1.2B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0
F1.3B	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	37,5	0	0	6,25	0
F1.4B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.5B	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	50	0	0	3,125	0
F1.6B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.1B	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2B	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	18,75	0	0	6,25	0
F2.3B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4B	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	18,75	0	0	6,25	0
F2.5B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1B	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	12,5	0	0	0	0
F3.2B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.3B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.4B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.5B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1B	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	11,875	0	0
1.2B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0
1.3B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4B	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
2.3B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1B	0	0	93,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2B	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3B	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4B	0	0	50	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5B	0	0	43,75	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6B	0	0	31,25	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1B	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.2C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.3C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.4C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.5C	0	0	6,25	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.6C	0	0	50	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.1C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2C	0	0	81,25	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3C	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5C	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0
F2.6C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2C	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.3C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.4C	0	0	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0
F3.5C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3C	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1C	0	0	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2C	0	0	56,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3C	0	0	50	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
2.3B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0
3.2B	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,125	0
3.4B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1C	0	0	0	0	0	0	1,875	0	0	9,375	0	16,25	0	0
F1.2C	0	0	0	0	0	37,5	26,25	0	0	12,5	0	0	0	0
F1.3C	0	0	0	0	0	25	1,875	0	0	50	0	0	0	0
F1.4C	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	43,75	0	0	0	0
F1.5C	0	0	0	0	0	0	30	0	0	43,75	0	0	0	0
F1.6C	0	0	0	0	0	0	5,625	0	0	75	0	0	0	0
F2.1C	0	0	0	0	0	40,625	0	0	0	6,25	0	5,625	3,125	0
F2.2C	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	3,125	0	0	0	0
F2.3C	0	0	0	0	0	15,625	1,875	0	0	43,75	0	0	0	0
F2.4C	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	18,75	0	3,125	0	0
F2.5C	0	0	0	0	0	40,625	0	0	0	18,75	0	1,875	0	0
F2.6C	0	0	0	0	0	40,625	0	0	0	9,375	0	18,75	0	0
F3.1C	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	6,25	0	25	0	0
F3.2C	0	0	0	0	0	15,625	1,875	0,625	0	43,75	0	0	0	0
F3.3C	0	0	0	0	0	28,125	26,25	0	0	37,5	0	0	0	0
F3.4C	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	18,75	0	15,625	0	0
F3.5C	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	21,875	0	3,125	0	0
F3.6C	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	18,75	0	3,75	0	0
F4.1C	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	3,125	0	0	6,25	0
F4.2C	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3C	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	1,25	0
F4.4C	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	3,125	0
F4.5C	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	1,875	0
F4.6C	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	12,5	0	0,625	0,625	0
1.1C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
1.4C	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5C	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1C	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2C	0	0	50	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4C	0	0	5	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5C	0	0	75	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6C	0	0	50	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1C	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2C	0	0	87,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3C	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4C	0	0	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5C	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1C	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3C	0	0	12,5	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4C	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5C	0	0	4,375	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6C	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.2D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.3D	0	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0
F1.4D	0	0	0	12,5	0	0	12,5	12,5	0	0	0	0	0	0	0
F1.5D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.6D	0	0	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0
F2.1D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2D	0	87,5	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3D	0	0	93,75	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4D	0	0	12,5	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5D	0	0	6,25	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6D	0	0	6,25	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.3D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.4D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.5D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1D	0	0	87,5	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3D	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4D	0	6,25	87,5	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
1.4C	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	6,25	0	0	0	0
1.5C	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	9,375	0	0	0	0
1.6C	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	25	0	0	0	0
2.1C	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	10	0	0	0	0
2.2C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3C	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4C	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6C	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0,625	0
3.1C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18,75	0	0
3.6C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1C	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	6,25	0	0
4.2C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3C	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	1,875	0	0
4.4C	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	5	0	0
4.5C	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	25	0	0
4.6C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1D	6,25	0	0	0	0	0	9,375	0	0	68,75	0	0	0	0
F1.2D	0	0	0	0	0	31,25	5,625	0	0	62,5	0	0	0	0
F1.3D	0	0	0	0	0	6,25	5,625	0	0	43,75	0	0	0	0
F1.4D	0	0	0	6,25	0	0	22,5	0	0	0	0	0	0	0
F1.5D	0	0	0	0	0	9,375	13,125	0	0	50	0	0	0	0
F1.6D	0	0	0	62,5	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0
F2.1D	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	43,75	0	0	0	0
F2.2D	0	0	0	0	0	15,625	5,625	0	0	31,25	0	0	18,75	0
F2.3D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4D	0	0	0	0	0	28,125	3,75	0	0	0	0	0	0	0
F2.5D	0	0	0	0	0	34,375	5,625	0	0	43,75	0	0	12,5	0
F2.6D	0	0	0	0	0	34,375	0	0	0	25	0	0	0	0
F3.1D	0	0	0	25	0	18,75	0	0	0	6,25	0	0	0	0
F3.2D	0	0	0	18,75	0	9,375	3,75	0,625	0	31,25	0	2,5	0	0
F3.3D	0	0	0	25	0	9,375	0	0	0	6,25	0	21,25	0	0
F3.4D	0	0	0	18,75	0	6,25	11,25	0	0	25	0	0	0	0
F3.5D	0	0	0	0	0	18,75	3,75	0	0	18,75	0	7,5	0	0
F3.6D	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	18,75	0	4	0	0
F4.1D	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	50	0	0	18,75	0
F4.2D	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	43,75	0	0	0	0
F4.3D	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	50	0	0	0	0
F4.4D	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	25	0	0	31,25	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
F4.5D	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6D	0	6,25	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5D	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6D	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2D	0	87,5	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3D	0	50	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4D	0	0	37,5	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5D	0	0	6,25	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6D	0	0	25	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1D	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2D	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3D	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4D	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5D	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6D	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1D	0	37,5	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2D	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4D	0	0	31,25	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5D	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.2E	0	0	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	0
F1.3E	0	0	0	12,5	0	0	12,5	12,5	0	0	0	0	0	0	0
F1.4E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.5E	0	0	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0
F1.6E	0	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0
F2.1E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4E	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6E	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.3E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.4E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.5E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
F4.5D	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	25	0	0	18,75	0
F4.6D	0	0	0	0	0	15,625	1,875	0	0	68,75	0	0,625	0	0
1.1D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	0
1.2D	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	25	0	0	0	0
1.3D	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	12,5	0	0,625	0	0
1.4D	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	6,25	0	1,25	0	0
1.5D	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6D	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1D	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,25	0
2.6D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3D	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4D	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5D	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	8,75	0	0
4.6D	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	18,75	0	0
F1.1E	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	37,5	0	3,125	0	0
F1.2E	0	0	0	0	0	0	31,875	0	0	6,25	0	0	0	0
F1.3E	0	0	0	6,25	0	0	22,5	0	0	0	0	0	0	0
F1.4E	0	0	0	0	0	9,375	13,125	0	0	50	0	0	0	0
F1.5E	0	0	0	62,5	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0
F1.6E	0	0	0	0	0	15,625	7,5	0	0	62,5	0	5	0	0
F2.1E	6,25	0	0	0	0	28,125	9,375	0	0	68,75	0	0	0	0
F2.2E	12,5	0	0	0	0	31,25	9,375	0	0	62,5	0	0	0	0
F2.3E	0	0	0	0	0	50	3,75	0	0	31,25	0	0	12,5	0
F2.4E	0	0	0	0	0	25	5,625	0	0	0	0	0	0	0
F2.5E	0	0	0	0	0	21,875	5,625	0	0	62,5	0	0	6,25	0
F2.6E	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	43,75	0	0	0	0
F3.1E	0	0	0	31,25	0	18,75	0	0	0	6,25	0	0	0	0
F3.2E	0	0	0	31,25	0	15,625	3,75	0,625	0	37,5	0	0	0	0
F3.3E	0	0	0	37,5	0	12,5	0	0	0	6,25	0	33,75	0	0
F3.4E	0	0	0	18,75	0	6,25	16,875	0	0	43,75	0	0	0	0
F3.5E	0	0	0	0	0	18,75	3,75	0	0	18,75	0	12,5	0	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
F3.6E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5E	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6E	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2E	0	87,5	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3E	0	87,5	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4E	0	0	75	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5E	0	0	6,25	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6E	0	0	50	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1E	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2E	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3E	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4E	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5E	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6E	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1E	0	81,25	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2E	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4E	0	0	75	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.2F	0	0	0	0	0	0	0	43,75	0	0	6,25	0	0	0	0
F1.3F	0	0	0	9,375	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0
F1.4F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.5F	0	0	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0
F1.6F	0	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0
F2.1F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4F	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5F	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6F	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
F3.6E	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	31,25	0	2,5	0	0
F4.1E	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	50	0	0	25	0
F4.2E	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	62,5	0	0	0	0
F4.3E	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	50	0	0	0	0
F4.4E	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	31,25	0	0	37,5	0
F4.5E	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	25	0	0	50	0
F4.6E	0	0	0	0	0	25	1,875	0	0	43,75	0	0,625	12,5	0
1.1E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0	0
1.2E	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	37,5	0	3,75	0	0
1.3E	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	25	0	0	0	0
1.4E	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	12,5	0	0	0	0
1.5E	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6E	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1E	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,625	0
2.6E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2E	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3E	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4E	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5E	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	8,75	0	0
4.6E	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	18,75	0	0
F1.1F	0	0	0	6,25	0	12,5	0	0	0	75	0	3,125	0	0
F1.2F	0	0	0	0	0	0	39,375	0	0	6,25	0	0	0	0
F1.3F	0	0	0	37,5	0	0	26,25	0	0	0	0	0	0	0
F1.4F	0	0	0	0	0	9,375	13,125	0	0	50	0	0	0	0
F1.5F	0	0	0	68,75	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0
F1.6F	0	0	0	0	0	15,625	7,5	0	0	56,25	0	5	0	0
F2.1F	0	0	0	0	0	50	3,75	0	0	43,75	0	0	0	0
F2.2F	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0	31,25	0	0,625	0	0
F2.3F	0	0	0	0	0	18,75	5,625	0	0	37,5	0	0	0	0
F2.4F	0	0	0	0	0	34,375	0	0	0	25	0	0	0	0
F2.5F	6,25	0	0	0	0	31,25	0	0	0	50	0	0	0	0
F2.6F	0	0	0	0	0	37,5	3,75	0	0	50	0	0	0	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
F3.1F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2F	0	0	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0
F3.3F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.4F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.5F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2F	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0
1.3F	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4F	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5F	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0
1.6F	0	0	68,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1F	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2F	0	0	56,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3F	0	0	50	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4F	0	0	56,25	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6F	0	0	18,75	0	0	62,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1F	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2F	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3F	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5F	0	0	87,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1F	0	56,25	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2F	0	0	50	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5F	0	62,5	0	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1G	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0
F1.2G	0	0	0	0	0	0	0	40,625	0	0	0	0	0	0	0
F1.3G	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.4G	0	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0
F1.5G	0	0	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	0
F1.6G	0	0	0	0	0	0	6,25	6,25	0	0	0	0	0	0	0
F2.1G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
F3.1F	0	0	0	6,25	0	31,25	0	0	0	37,5	0	0	0	0
F3.2F	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	31,25	0	5,625	0	0
F3.3F	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	37,5	0	0,625	0	0
F3.4F	0	0	0	50	0	6,25	0	0,625	0	0	0	0,625	0	0
F3.5F	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	6,25	0	71,875	0	0
F3.6F	0	0	0	68,75	0	0	0	0	0	37,5	0	9,375	0	0
F4.1F	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	25	0	0	75	0
F4.2F	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	25	0	0	31,25	0
F4.3F	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	37,5	0	0	3,125	0
F4.4F	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	87,5	0	0	0	0
F4.5F	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	12,5	0
F4.6F	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	6,25	0	0	43,75	0
1.1F	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	37,5	0	0	0	0
1.2F	0	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3F	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	31,25	0	0	0	0
1.4F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6F	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1F	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2F	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3F	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	1,25	0
2.4F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,625	0
2.5F	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0,625	0
2.6F	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2F	0	0	0	18,75	0	3,125	0	0	0	0	0	1,25	0	0
3.3F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0
3.5F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8,75	0	0
4.1F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3F	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	3,75	0	0
4.4F	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	0,625	0
4.5F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6F	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	4,375	1,875	0
F1.1G	0	0	0	0	0	25	13,125	0	0	50	0	2,5	0	0
F1.2G	0	0	0	18,75	0	0	20,625	0	0	6,25	0	11,25	0	0
F1.3G	0	0	0	0	0	21,875	1,875	0	0	68,75	0	0	0	0
F1.4G	0	0	0	56,25	0	12,5	3,75	0	0	18,75	0	0	0	0
F1.5G	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	75	0	0	0	0
F1.6G	0	0	0	0	0	15,625	3,75	0	0	50	0	0	0	0
F2.1G	12,5	0	0	0	0	31,25	0	0	0	50	0	0	0	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
F2.2G	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4G	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.3G	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.4G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.5G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2G	0	0	6,25	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3G	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4G	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1G	0	0	68,75	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0
1.2G	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4G	0	0	56,25	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0
1.5G	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	31,25	12,5	0	0	0
1.6G	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1G	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2G	0	0	75	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3G	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4G	0	0	62,5	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5G	0	0	81,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6G	0	0	37,5	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1G	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2G	0	0	68,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3G	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4G	0	0	68,75	0	0	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	0
3.5G	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6G	0	0	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1G	0	0	62,5	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2G	0	0	31,25	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3G	0	0	62,5	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4G	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5G	0	0	6,25	0	0	93,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6G	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.2H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
F2.2G	0	0	0	0	0	56,25	0	0	0	37,5	0	0	0	0
F2.3G	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	68,75	0	0	0	0
F2.4G	0	0	0	0	0	46,875	0	0	0	43,75	0	0	0	0
F2.5G	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0	25	0	0	31,25	0
F2.6G	0	0	0	0	0	46,875	0	0	0	3,125	0	0	43,75	0
F3.1G	0	0	0	50	0	9,375	0	0	0	18,75	0	0	0	0
F3.2G	0	0	0	0	0	34,375	0	0	0	25	0	6,25	1,5625	0
F3.3G	0	0	0	6,25	0	18,75	16,875	0	0	50	0	0	0	0
F3.4G	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	25	0	1,875	0,625	0
F3.5G	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	56,25	0	0	0	0
F3.6G	0	0	0	68,75	0	3,125	0	0	0	0	0	3,125	0	0
F4.1G	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	31,25	0	0	25	0
F4.2G	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	6,25	0	0	0,9375	0
F4.3G	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	25	0	0	43,75	0
F4.4G	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	25	0	0	43,75	0
F4.5G	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0	50	0	0	0,3125	0
F4.6G	0	0	0	0	0	25	0	0	0	37,5	0	2,5	0	0
1.1G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2G	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	25	0	0	0	0
1.3G	0	0	0	6,25	0	9,375	0	0	0	31,25	0	0	0	0
1.4G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6G	0	0	0	1,25	0	31,25	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1G	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3G	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	37,5	0
2.4G	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6G	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2G	0	0	0	18,75	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15,625	33,125	0	0
3.4G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14,375	0	0
4.1G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2G	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4G	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6G	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	0,5	0
F1.1H	0	0	0	6,25	0	3,125	31,875	0	0	43,75	0	0	0	0
F1.2H	0	0	0	25	0	0	3,75	0	0	56,25	0	0	0	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
F1.3H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.4H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.5H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,25	0	0	0	0
F1.6H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.1H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2H	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3H	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5H	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1H	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2H	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.3H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.4H	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.5H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6H	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3H	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5H	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1H	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0
1.2H	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3H	0	0	1,5625	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4H	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5H	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0
1.6H	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2H	0	56,25	18,75	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4H	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6H	0	0	18,75	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1H	0	0	81,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2H	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3H	0	0	1,5625	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4H	0	0	62,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5H	0	0	50	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6H	0	0	6,25	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2H	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3H	0	62,5	0	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
F1.3H	3,125	0	0	1,25	0	21,875	0	0	0	62,5	0	0	0	0
F1.4H	0	0	0	0	0	28,125	18,75	0	0	50	0	8,75	0	0
F1.5H	0	0	0	93,75	0	0	1,875	0	0	0	0	2,5	0	0
F1.6H	0	0	0	43,75	0	0	1,875	0	0	50	0	0	0	0
F2.1H	0	0	0	0	0	59,375	0	0	0	68,75	0	0	0	0
F2.2H	0	0	0	0	0	53,125	0	0	0	68,75	0	0	0	0
F2.3H	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0	68,75	0	0	0	0
F2.4H	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0	50	0	0	50	0
F2.5H	6,25	0	0	0	0	40,625	0	0	0	87,5	0	0	0	0
F2.6H	0	0	0	0	0	53,125	0	0	0	6,25	0	0	87,5	0
F3.1H	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	6,25	0	6,875	0	0
F3.2H	0	0	0	0	0	31,25	5,625	0	0	62,5	0	0	1,5625	0
F3.3H	0	0	0	87,5	0	3,125	0	0	0	0	0	3,125	0	0
F3.4H	0	0	0	31,25	0	0	1,875	0	0	50	0	3,125	0	0
F3.5H	0	0	0	43,75	0	18,75	0	0	0	18,75	0	1,875	0	0
F3.6H	0	0	0	56,25	0	9,375	5,625	0	0	43,75	0	13,75	0,625	0
F4.1H	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	68,75	0	0,125	0	0
F4.2H	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	12,5	0	0,09375	0	0
F4.3H	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	62,5	0	0	12,5	0
F4.4H	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	93,75	0	0	0	0
F4.5H	0	0	0	0	0	46,875	0	0	0	62,5	0	0	0	0
F4.6H	0	0	0	0	0	21,875	1,875	0	0	18,75	0	0	62,5	0
1.1H	0	0	0	1,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2H	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	1,25	0
1.3H	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	50	0	0	0	0
1.4H	0	0	0	0,9375	0	3,125	0	0	0	31,25	0	0	0	0
1.5H	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1H	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	37,5	0
2.2H	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3H	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4H	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	37,5	0
2.5H	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6H	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1H	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3H	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4H	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6H	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	21,875	6,25	0
4.1H	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	6,25	0	0
4.2H	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	7,5	0	0
4.3H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
4.4H	0	0	6,25	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5H	0	50	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6H	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.2I	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0
F1.3I	0	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0
F1.4I	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0
F1.5I	0	0	0	0	0	0	2	37,5	0	0	25	0	0	0	0
F1.6I	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0
F2.1I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.3I	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.4I	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.5I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6I	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2I	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3I	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0
1.4I	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5I	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0
1.6I	0	0	62,5	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5I	0	0	31,25	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6I	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1I	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2I	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3I	0	0	50	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4I	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
4.4H	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1I	0	0	0	9,375	0	0	11,25	0	0	62,5	0	7,5	0	0
F1.2I	0	0	0	0	0	0	9,375	0	0	68,75	0	0	0	0
F1.3I	0	0	0	0	0	34,375	0	0	0	75	0	3,75	0	0
F1.4I	0	0	0	6,25	0	18,75	1,875	0	0	81,25	0	0	0	0
F1.5I	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.6I	0	0	0	3,125	0	31,25	15	0	0	87,5	0	0	0	0
F2.1I	0	0	0	0	0	78,125	0	0	0	75	0	0	0	0
F2.2I	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	93,75	0	0	0	0
F2.3I	0	0	0	0	0	93,75	3,75	0	0	68,75	0	0	0	0
F2.4I	0	0	0	0	0	62,5	0	0	0	31,25	0	0	0	0
F2.5I	6,25	0	0	0	0	87,5	0	0	0	62,5	0	0	0	0
F2.6I	6,25	0	0	0	0	34,375	0	0	0	37,5	0	0	0	0
F3.1I	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	68,75	0	1,25	0	0
F3.2I	0	0	0	0	0	43,75	1,875	0	0	50	0	0,3125	0	0
F3.3I	0	0	0	43,75	0	31,25	0	0	0	0	0	7,5	0	0
F3.4I	0	0	0	31,25	0	15,625	0	0	0	56,25	0	0,625	0	0
F3.5I	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	25	0	1,875	3,125	0
F3.6I	0	0	0	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1I	0	0	0	0	0	25	0	0	0	25	0	0	43,75	0
F4.2I	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	6,25	0	0	75	0
F4.3I	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	37,5	0	0	25	0
F4.4I	0	0	0	0	0	56,25	0	0	0	0	0	0	0,5	0
F4.5I	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	93,75	0	0	0	0
F4.6I	0	0	0	0	0	53,125	0	0	0	75	0	0	0	0
1.1I	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	43,75	0	0	0	0
1.2I	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	31,25	0	0	0	0
1.3I	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5I	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1I	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	37,5	0	0	0	0
2.2I	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	12,5	0	0	0	0
2.3I	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	62,5	0	0	37,5	0
2.4I	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	68,75	0
2.5I	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
3.5I	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6I	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1I	0	31,25	31,25	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2I	0	75	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3I	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4I	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5I	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6I	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.2J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.3J	0	0	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0
F1.4J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.5J	0	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0
F1.6J	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0
F2.1J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1J	0	0	0	0	0	0	3,125	3,125	0	0	0	0	0	0	0
F3.2J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.3J	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0
F3.4J	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.5J	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1J	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	93,75	0	0	0	0
1.2J	0	0	81,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3J	0	0	62,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4J	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5J	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6J	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0
2.1J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
3.5I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1J	0	0	0	0	0	37,5	28,125	0	0	62,5	0	1,875	0	0
F1.2J	0	0	0	0	0	28,125	9,375	0	0	62,5	0	0	0	0
F1.3J	0	0	0	0	0	50	28,125	0	0	37,5	0	2,5	0	0
F1.4J	0	0	0	0	0	43,75	9,375	0	0	56,25	0	0	0	0
F1.5J	0	0	0	3,125	0	28,125	22,5	0	0	50	0	0	0	0
F1.6J	0	0	0	0	0	15,625	5,625	0	0	37,5	0	1,25	0	0
F2.1J	0	0	0	0	0	106,25	1,875	0	0	50	0	0	0	0
F2.2J	0	0	0	0	0	78,125	5,625	0	0	62,5	0	0	0	0
F2.3J	0	0	0	0	0	53,125	0	0	0	6,25	0	0	1,875	0
F2.4J	0	0	0	0	0	62,5	0	0	0	6,25	0	0	50	0
F2.5J	0	0	0	0	0	46,875	0	0	0	6,25	0	0	0,625	0
F2.6J	0	0	0	0	0	56,25	0	0	0	50	0	0	0	0
F3.1J	0	0	0	50	0	12,5	0	0	0	25	0	0	0	0
F3.2J	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0	68,75	0	1,875	0,3125	0
F3.3J	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	7,5	0	0
F3.4J	0	0	0	75	0	12,5	0	0	0	0	0	1,875	0	0
F3.5J	0	0	0	50	0	0	3,75	0	0	12,5	0	8,75	0	0
F3.6J	0	0	0	0	0	28,125	7,5	0	0	18,75	0	0	0	0
F4.1J	0	0	0	0	0	46,875	0	0	0	56,25	0	0	3,125	0
F4.2J	0	0	0	0	0	46,875	0	0	0	6,25	0	0	37,5	0
F4.3J	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	50	0	0	43,75	0
F4.4J	0	0	0	0	0	46,875	0	0	0	0	0	0	3,125	0
F4.5J	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	81,25	0	0	0	0
F4.6J	0	0	0	0	0	65,625	0	0	0	68,75	0	0	0	0
1.1J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0
1.3J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0
1.4J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5J	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6J	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1J	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0	25	0	0	0	0
2.2J	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	0,3125	0
2.3J	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	31,25	0	0	0,25	0
2.4J	0	0	0	0	0	34,375	0	0	0	1,5625	0	0	0	0
2.5J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
2.6J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1J	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2J	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3J	0	0	50	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4J	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5J	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6J	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1J	0	50	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2J	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3J	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4J	0	0	2	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5J	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6J	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	8	0	0	0
F1.1 L	0	0	0	0	0	0	6,25	6,25	0	0	0	0	0	0	0
F1.2L	0	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.3L	0	0	0	0	0	0	37,5	25	0	0	12,5	0	0	0	0
F1.4L	0	0	0	0	0	0	12,5	50	0	0	6,25	0	0	0	0
F1.5L	0	0	0	0	0	0	6,25	31,25	0	0	25	0	0	0	0
F1.6L	0	0	0	0	0	0	18,75	37,5	0	0	18,75	0	0	0	0
F2.1L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2L	0	0	12,5	0	0	0	6,25	0	0	0	12,5	0	0	0	0
F3.3L	0	0	0	0	0	0	6,25	6,25	0	0	0	0	0	0	0
F3.4L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.5L	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6L	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1L	0	0	18,75	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2L	0	0	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3L	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4L	37,5	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	37,5
1.5L	0	0	56,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12,5
1.6L	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
2.6J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0
3.1J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3J	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4J	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6J	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1 L	0	0	0	0	0	0	56,25	0	0	37,5	0	0	0	0
F1.2L	0	0	0	0	0	28,125	73,125	0	0	18,75	0	0	0	0
F1.3L	0	0	0	1,5625	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.4L	0	0	0	0	0	18,75	5,625	0	0	6,25	0	0	0	0
F1.5L	0	0	0	18,75	0	9,375	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.6L	0	0	0	1,5625	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.1L	0	0	0	0	0	68,75	0	0	0	62,5	0	0	0	0
F2.2L	0	0	0	0	0	96,875	0	0	0	62,5	0	0	0	0
F2.3L	0	0	0	0	0	84,375	0	0	0	18,75	0	0	6,25	0
F2.4L	0	0	0	0	0	50	0	0	0	81,25	0	0	6,25	0
F2.5L	0	0	0	0	0	87,5	0	0	0	68,75	0	0	0	0
F2.6L	0	0	0	0	0	81,25	0	0	0	12,5	0	0	31,25	0
F3.1L	0	0	0	1,875	0	43,75	0	0	0	62,5	0	0	3,125	0
F3.2L	0	0	0	75	0	15,625	0	0	0	6,25	0	5	0	0
F3.3L	0	0	0	25	0	12,5	0	0	0	25	0	0,625	0	0
F3.4L	0	0	0	0	0	9,375	7,5	0	0	37,5	0	0	25	0
F3.5L	0	0	0	37,5	0	34,375	0	3,75	0	18,75	0	7,5	0	0
F3.6L	0	0	0	56,25	0	18,75	0	1,25	0	25	0	7,5	0	0
F4.1L	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	62,5	0	0	18,75	0
F4.2L	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	0	0	0	25	0
F4.3L	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	43,75	0	0	50	0
F4.4L	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	81,25	0	0	0	0
F4.5L	0	0	0	0	0	34,375	0	0	0	62,5	0	0	31,25	0
F4.6L	0	0	0	0	0	40,625	0	0	0	31,25	0	0	68,75	0
1.1L	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
2.1L	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5L	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1L	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2L	0	0	31,25	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3L	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4L	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5L	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6L	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1L	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2L	0	0	81,25	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3L	0	62,5	0	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4L	0	62,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5L	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6L	0	0	50	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1M	0	0	0	0	0	0	6,25	6,25	0	0	0	0	0	0	0
F1.2M	0	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.3M	0	0	0	0	0	0	37,5	25	0	0	6,25	0	0	0	0
F1.4M	0	0	0	0	0	0	12,5	50	0	0	12,5	0	0	0	0
F1.5M	0	0	0	0	0	0	6,25	31,25	0	0	25	0	0	0	0
F1.6M	0	0	0	0	0	0	18,75	37,5	0	0	25	0	0	0	0
F2.1M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1M	0	0	6,25	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.3M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.4M	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.5M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6M	0	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
2.1L	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2L	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	0	0	0	6,25	0
2.3L	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	25	0
2.4L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0
2.5L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6L	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	12,5	0
3.1L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2L	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6L	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1M	0	0	0	0	0	0	46,875	0	0	43,75	0	0	0	0
F1.2M	0	0	0	0	0	28,125	73,125	0	0	18,75	0	0	0	0
F1.3M	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.4M	0	0	0	0	0	15,625	11,25	0	0	12,5	0	0	0	0
F1.5M	0	0	0	18,75	0	9,375	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.6M	0	0	0	1,5625	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.1M	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0	56,25	0	0	0,625	0
F2.2M	0	0	0	0	0	37,5	48,75	0	0	43,75	0	0	0	0
F2.3M	0	0	0	0	0	93,75	0	0	0	87,5	0	0	0	0
F2.4M	0	0	0	0	0	59,375	0	0	0	87,5	0	0	0	0
F2.5M	0	0	0	0	0	78,125	0	0	0	75	0	0	0	0
F2.6M	0	0	0	0	0	65,625	0	0	0	81,25	0	0	0	0
F3.1M	0	0	0	0	0	18,75	1,875	0	0	0	0	5,625	18,75	0
F3.2M	0	0	0	12,5	0	25	0	0	0	12,5	0	85,625	0	0
F3.3M	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	56,25	0	5,625	0	0
F3.4M	0	0	0	75	0	6,25	0	0	0	6,25	0	6,25	0	0
F3.5M	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	56,25	0	0	6,25	0
F3.6M	0	0	0	25	0	31,25	0	0	0	50	0	0,625	0	0
F4.1M	0	0	0	0	0	25	0	0	0	12,5	0	0	75	0
F4.2M	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	56,25	0	0	25	0
F4.3M	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	87,5	0
F4.4M	0	0	0	0	0	15,625	1,875	0	0	81,25	0	0	0	0
F4.5M	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	37,5	0	0	18,75	0
F4.6M	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	43,75	0	0	18,75	0
1.1M	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	75	0	0	0	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
1.2M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4M	18,75	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	37,5
1.5M	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12,5
1.6M	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1M	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2M	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3M	0	0	43,75	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4M	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5M	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6M	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1M	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2M	0	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3M	0	43,75	43,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4M	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6M	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1N	0	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.2N	0	0	0	0	0	0	0	18,75	0	0	87,5	12,5	0	0	0
F1.3N	0	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	0	6,25	0	0	0
F1.4N	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	6,25	0	0	0	0
F1.5N	0	0	0	0	0	0	37,5	25	0	0	25	6,25	0	0	0
F1.6N	0	0	0	0	0	0	25	18,75	0	0	25	12,5	0	0	0
F2.1N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.3N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.4N	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.5N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
1.2M	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	68,75	0	0	0	0
1.3M	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	31,25	0	0	0	0
1.4M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1M	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	25	0
2.2M	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	6,25	0	0	0	0
2.3M	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	37,5	0
2.4M	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	56,25	0
2.5M	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	37,5	0
2.6M	0	0	0	0	0	34,375	0	0	0	0	0	0	6,25	0
3.1M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3M	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1M	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	6,25	0
4.2M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3M	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4M	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5M	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6M	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1N	0	0	0	0	0	0	20,625	0	0	18,75	0	0	0	0
F1.2N	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	1,25	0	0
F1.3N	0	0	0	25	0	12,5	0	0	0	0	0	2,5	0	0
F1.4N	0	0	0	25	0	12,5	1,875	0	0	0	0	10,625	0	0
F1.5N	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	1,25	0	0
F1.6N	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	2,5	0	0
F2.1N	0	0	0	0	0	56,25	1,875	0	0	75	0	0	0	0
F2.2N	0	0	0	0	0	65,625	16,875	0	0	6,25	0	0	0	0
F2.3N	0	0	0	0	0	59,375	3,75	0	0	75	0	0	0	0
F2.4N	0	0	0	0	0	71,875	1,875	0	0	81,25	0	0	0	0
F2.5N	0	0	0	0	0	31,25	26,25	0	0	50	0	0	0	0
F2.6N	0	0	0	0	0	78,125	0	0	0	81,25	0	0	0	0
F3.1N	0	0	0	50	0	9,375	3,75	0	0	25	0	0	0	0
F3.2N	0	0	0	68,75	0	18,75	0	0,625	0	31,25	0	4,375	6,25	0
F3.3N	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	37,5	0	0	37,5	0
F3.4N	0	0	0	18,75	0	0	0	0,625	0	56,25	0	0	0	0
F3.5N	0	0	0	0	0	34,375	0	0	0	43,75	0	0	6,25	0
F3.6N	0	0	0	75	0	6,25	0	0,625	0	6,25	0	3,75	0	0
F4.1N	0	0	0	0	0	25	0	0	0	43,75	0	0	37,5	0
F4.2N	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	37,5	0	0	56,25	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
F4.3N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1N	0	0	25	0	0	0	18,75	0	0	0	18,75	18,75	0	0	0
1.2N	0	0	6,25	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3N	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1N	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2N	0	0	87,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3N	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31,25	0
3.4N	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5N	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6N	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1N	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2N	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3N	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5N	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1O	0	0	0	0	0	0	31,25	87,5	0	0	0	0	0	0	0
F1.2O	0	0	0	0	0	0	6,25	31,25	0	0	6,25	0	0	0	0
F1.3O	0	0	0	0	0	0	43,75	37,5	0	0	0	0	0	0	0
F1.4O	0	0	0	0	0	0	12,5	37,5	0	0	31,25	0	0	0	0
F1.5O	0	0	0	0	0	0	43,75	50	0	0	0	0	0	0	0
F1.6O	0	0	0	0	0	0	18,75	62,5	0	0	12,5	0	0	0	0
F2.1O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1O	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2O	0	0	0	0	0	0	6,25	6,25	0	0	0	0	0	0	0
F3.3O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
F4.3N	0	0	0	0	0	21,875	0	0,625	0	75	0	0	0	0
F4.4N	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	62,5	0
F4.5N	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	31,25	0	0	0	0
F4.6N	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	50	0
1.1N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2N	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	6,25	0	0	0	0
1.3N	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	25	0	0	0	0
1.4N	0	0	0	0	0	25	0	0	0	43,75	0	0	0	0
1.5N	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	62,5	0	0	0	0
1.6N	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	31,25	0	8,75	0	0
2.1N	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	37,5	0	0	0	0
2.2N	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	25	0	0	0	0
2.3N	0	0	0	0	0	25	0	0	0	6,25	0	0	0	0
2.4N	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	81,25	0
2.5N	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	0	0	0	25	0
2.6N	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	0	0	0	6,25	0
3.1N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2N	0	0	0	0	0	6,25	0	0,625	0	0	0	0	0	0
4.3N	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4N	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5N	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6N	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1O	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.2O	0	0	0	0	0	0	75	0	0	0	0	0	0	0
F1.3O	0	0	0	6,25	0	37,5	0	0	0	0	0	6,25	0	0
F1.4O	0	0	0	18,75	0	31,25	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.5O	0	0	0	12,5	0	28,125	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.6O	0	0	0	18,75	0	31,25	0	0	0	6,25	0	1,25	0	0
F2.1O	0	0	0	0	0	75	0	0	0	68,75	0	0	6,25	0
F2.2O	0	0	0	0	0	96,875	0	0	0	56,25	0	0	0	0
F2.3O	0	0	0	0	0	131,25	0	0	0	50	0	0	0	0
F2.4O	0	0	0	0	0	109,375	0	0	0	87,5	0	0	0	0
F2.5O	0	0	0	0	0	115,625	0	0	0	56,25	0	0	0	0
F2.6O	0	0	0	0	0	106,25	0	0	0	68,75	0	0	0	0
F3.1O	0	0	0	0	0	9,375	0	0,625	0	37,5	0	3,75	6,25	0
F3.2O	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	68,75	0	0	25	0
F3.3O	0	0	0	18,75	0	9,375	0	0,625	0	25	0	0	0	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
F3.4O	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.5O	0	0	0	0	0	0	6,25	6,25	0	0	0	0	0	0	0
F3.6O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3O	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4O	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0
1.5O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1O	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0
3.2O	0	0	81,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3O	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4O	0	0	56,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5O	0	0	75	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0
3.6O	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0
4.1O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6O	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0
F1.2P	0	0	0	0	0	0	6,25	37,5	0	0	0	0	0	0	0
F1.3P	0	0	0	0	0	0	25	37,5	0	0	0	0	0	0	0
F1.4P	0	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.5P	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.6P	0	0	0	0	0	0	6,25	43,75	0	0	0	0	0	0	0
F2.1P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
F3.4O	0	0	0	18,75	0	25	0	0	0	62,5	0	0,625	0	0
F3.5O	0	0	0	0	0	34,375	0	0	0	43,75	0	0	0	0
F3.6O	0	0	0	87,5	0	3,125	0	0	0	6,25	0	2,5	0	0
F4.1O	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	31,25	0	0	43,75	0
F4.2O	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	87,5	0
F4.3O	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	50	0	0	43,75	0
F4.4O	0	0	0	0	0	25	0	0,625	0	68,75	0	0	0	0
F4.5O	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	12,5	0
F4.6O	0	0	0	0	0	50	0	0	0	75	0	0	0	0
1.1O	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2O	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	3,125	0	0	0	0
1.3O	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5O	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	9,375	0	0	0	0
1.6O	0	0	0	0	0	6,25	0	1,25	0	9,375	0	0	0	0
2.1O	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	68,75	0	0	18,75	0
2.2O	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	37,5	0	0	0	0
2.3O	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	62,5	0
2.4O	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	62,5	0
2.5O	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	75	0	0	0	0
2.6O	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	9,375	0	0	0	0
3.1O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2O	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4O	0	0	0	0	0	3,125	0	0,625	0	0	0	0	0	0
3.5O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1O	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2O	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	25	0
4.3O	0	0	0	0	0	12,5	0	0,625	0	0	0	0	0	0
4.4O	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5O	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1P	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.2P	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0	43,75	0	0	0	0
F1.3P	0	0	0	12,5	0	6,25	0	0	0	18,75	0	5	0	0
F1.4P	6,25	0	0	18,75	0	9,375	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.5P	0	0	0	0	0	43,75	1,875	0	0	0	0	38,125	0	1,875
F1.6P	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	56,25	0	0	0	0
F2.1P	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	6,25	0	0	68,75	0
F2.2P	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	3,125	6,25	5,625
F2.3P	0	0	0	0	0	68,75	0	0	0	68,75	0	0	0	0
F2.4P	0	0	0	0	0	43,75	1,875	0	0	68,75	0	0	0	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
F2.5P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.3P	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.4P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.5P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1P	0	0	25	0	3,125	0	0	0	0	0	0	31,25	0	0	12,5
1.2P	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3P	0	0	6,25	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6P	0	0	6,25	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1P	0	0	12,5	0	87,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2P	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3P	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4P	0	0	62,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5P	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6P	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1Q	0	0	0	0	0	0	6,25	37,5	0	0	0	0	0	0	0
F1.2Q	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.3Q	0	0	50	0	0	0	6,25	0	0	0	0	12,5	0	0	0
F1.4Q	0	0	0	0	0	0	6,25	6,25	0	0	0	6,25	0	0	0
F1.5Q	0	0	0	0	0	0	31,25	31,25	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
F2.5P	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	50	0	0	31,25	0
F2.6P	0	0	0	0	0	75	0	0	0	12,5	0	0	6,25	0
F3.1P	0	0	0	0	0	40,625	0	0	0	75	0	0	12,5	0
F3.2P	0	0	0	50	0	12,5	0	0,625	0	37,5	0	3,125	0	0
F3.3P	0	0	0	25	0	0	0	0,625	0	68,75	0	1,875	0	0
F3.4P	0	0	0	0	0	25	1,875	0	0	50	0	0	6,25	0
F3.5P	0	0	0	75	0	3,125	0	0	0	1,5625	0	6,25	6,25	0
F3.6P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18,75	0	5	0	1,875
F4.1P	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	43,75	0
F4.2P	0	0	0	0	0	31,25	0	1,25	0	56,25	0	0	0	0
F4.3P	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	0	0	0	93,75	0
F4.4P	0	0	0	0	0	34,375	0	0	0	25	0	0	43,75	0
F4.5P	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	37,5	0	0	31,25	0
F4.6P	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	93,75	0
1.1P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2P	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3P	3,125	0	0	6,25	0	12,5	0	0	0	0	0	1,25	0	0
1.4P	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5P	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	31,25	0	0	0	0
1.6P	6,25	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	3,125	0	0
2.1P	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	68,75	0	0	12,5	0
2.2P	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	50	0	0	0	0
2.3P	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	50	0	0	0	0
2.4P	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	18,75	0
2.5P	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	0	0	0	56,25	0
2.6P	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	75	0
3.1P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4P	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1P	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2P	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	0	0	0	6,25	0
4.3P	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	0	0	0	3,125	0
4.4P	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5P	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6P	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	15,625	0
F1.1Q	31,25	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.2Q	43,75	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.3Q	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.4Q	18,75	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.5Q	0	0	0	18,75	0	18,75	1,875	0	0	12,5	0	0,625	0	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
F1.6Q	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	6,25	0	0	0
F2.1Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2Q	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.3Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.4Q	0	0	6,25	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.5Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6Q	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1Q	0	0	9,375	25	0	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0
1.2Q	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0
1.3Q	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4Q	0	0	37,5	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	6,25	18,75	0
1.5Q	0	0	62,5	0	0	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0
1.6Q	0	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	6,25	0	0	0
2.1Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1Q	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2Q	0	0	93,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3Q	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	37,5	0
3.4Q	0	0	18,75	0	81,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5Q	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18,75	0
3.6Q	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1Q	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5Q	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
F1.6Q	6,25	0	0	43,75	0	6,25	1,875	0	0	18,75	0	0	0	0
F2.1Q	0	0	0	0	0	100	0	0	0	62,5	0	0	0	0
F2.2Q	0	0	0	0	0	96,875	3,75	0	0	68,75	0	0	0	0
F2.3Q	0	0	0	0	0	62,5	0	0	0	93,75	0	0	0	0
F2.4Q	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	56,25	0	0	12,5	0
F2.5Q	0	0	0	0	0	34,375	0	0	0	6,25	0	0	37,5	0
F2.6Q	0	0	0	0	0	78,125	1,875	0	0	87,5	0	0	0	0
F3.1Q	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	37,5	0	0	50	0
F3.2Q	0	0	0	0	0	6,25	1,875	0	0	0	0	0	56,25	0
F3.3Q	0	0	0	0	0	21,875	1,875	0	0	37,5	0	0	37,5	0
F3.4Q	0	0	0	18,75	0	9,375	1,875	0	0	56,25	0	0	12,5	0
F3.5Q	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	62,5	0	0	31,25	0
F3.6Q	0	0	0	12,5	0	3,125	0	0	0	0	0	5	0	0
F4.1Q	0	0	0	0	0	40,625	0	0	0	0	0	0	12,5	0
F4.2Q	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	31,25	0	0	25	0
F4.3Q	0	0	0	0	0	25	0	0	0	50	0	0	31,25	0
F4.4Q	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0	56,25	0	0	6,25	0
F4.5Q	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	6,25	0	0	31,25	0
F4.6Q	0	0	0	0	0	53,125	0	0	0	31,25	0	0	12,5	0
1.1Q	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2Q	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3Q	18,75	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	4,375	0	0
1.4Q	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5Q	31,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6Q	25	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1Q	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	68,75	0
2.2Q	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	0	0	0	25	0
2.3Q	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	43,75	0
2.4Q	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	75	0
2.5Q	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	56,25	0
2.6Q	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	31,25	0
3.1Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5Q	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1Q	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2Q	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3Q	0	0	0	0	0	12,5	0	2,5	0	0	0	0	0	0
4.4Q	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5Q	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6Q	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	43,75	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
F1.1R	0	0	0	0	0	0	18,75	18,75	0	0	0	25	0	0	0
F1.2R	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	56,25	18,75	0	0	0
F1.3R	0	0	0	0	0	0	43,75	31,25	0	0	6,25	18,75	0	0	0
F1.4R	0	0	0	0	0	0	25	37,5	0	0	0	0	0	0	0
F1.5R	0	0	0	0	0	0	50	25	0	0	0	0	0	0	0
F1.6R	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	25	0	0	0	0
F2.1R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1R	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2R	6,25	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.3R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.4R	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0
F3.5R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6R	0	0	18,75	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1R	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0
1.2R	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3R	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4R	0	0	37,5	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0
1.6R	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	12,5	0	0	0
2.1R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1R	0	0	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2R	0	0	93,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3R	0	0	62,5	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4R	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5R	0	0	87,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6R	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1R	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
F1.1R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	0
F1.2R	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.3R	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.4R	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0,625	0	0
F1.5R	0	0	0	25	0	6,25	0	0	0	25	0	0	0	0
F1.6R	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.1R	0	0	0	0	0	62,5	0	0	0	68,75	0	0	6,25	3,75
F2.2R	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	75	0
F2.3R	0	0	0	0	0	96,875	0	0	0	75	0	0	6,25	0
F2.4R	0	0	0	0	0	56,25	0	0	0	43,75	0	0	0	0
F2.5R	0	0	0	0	0	109,375	0	0	0	50	0	0	0	0
F2.6R	0	0	0	0	0	90,625	0	0	0	50	0	0	0	0
F3.1R	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	37,5	0	53,125	31,25	0
F3.2R	0	0	0	62,5	0	6,25	0	0	0	0	0	3,125	0	0
F3.3R	0	0	0	0	0	37,5	0	1,25	0	75	0	0,625	0	0
F3.4R	0	0	0	0	0	15,625	0	1,25	0	0	0	6,25	81,25	0
F3.5R	0	0	0	0	0	15,625	1,875	0	0	56,25	0	0	12,5	0
F3.6R	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	1,25	0	0
F4.1R	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	62,5	0	0	18,75	0
F4.2R	0	0	0	0	0	56,25	0	0	0	0	0	0	75	0
F4.3R	0	0	0	0	0	40,625	0	0	0	62,5	0	0	25	0
F4.4R	0	0	0	0	0	25	0	3,125	0	50	0	0	0	0
F4.5R	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	0	0	0	50	0
F4.6R	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	18,75	0	0	43,75	0
1.1R	56,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2R	25	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3R	6,25	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4R	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5R	31,25	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1R	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	62,5	0	0	0	0
2.2R	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	43,75	0	0	12,5	0
2.3R	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	56,25	0	0	37,5	0
2.4R	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	18,75	0
2.5R	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	0	0	0	43,75	0
2.6R	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	62,5	0
3.1R	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,625	0	0
3.3R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1R	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	6,25	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
4.2R	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3R	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1S	0	0	0	0	0	0	6,25	6,25	0	0	6,25	0	0	0	0
F1.2S	0	0	0	0	0	0	25	31,25	0	0	0	0	0	0	0
F1.3S	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0
F1.4S	0	0	0	0	0	0	18,75	50	0	0	0	0	0	0	0
F1.5S	0	0	0	0	0	0	31,25	12,5	0	0	6,25	18,75	0	0	0
F1.6S	0	0	0	0	0	0	37,5	31,25	0	0	0	18,75	0	0	0
F2.1S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1S	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2S	6,25	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0
F3.3S	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.4S	0	0	6,25	0	0	0	6,25	0	0	0	6,25	0	0	0	0
F3.5S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6S	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0
F4.1S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1S	0	0	6,25	0	0	0	18,75	0	0	0	0	56,25	0	0	0
1.2S	0	0	6,25	81,25	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3S	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4S	0	0	12,5	0	0	0	6,25	0	0	0	0	62,5	0	0	0
1.5S	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6S	0	0	25	0	0	0	31,25	0	0	0	6,25	6,25	0	0	0
2.1S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2S	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3S	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1S	0	0	68,75	0	0	0	0	0	12,5	0	0	12,5	0	6,25	0
3.2S	0	0	12,5	0	87,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
4.2R	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0
4.5R	0	0	0	0	0	0	0	0,625	1,25	0	0	0	6,25	0
4.6R	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	31,25	0
F1.1S	0	0	0	0	0	46,875	0	0	0	50	0	0	0	0
F1.2S	25	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.3S	75	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.4S	0	0	0	6,25	0	21,875	0	0	0	18,75	0	1,25	0	0
F1.5S	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	31,25	0	0	0	0
F1.6S	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	0	0	1,25	0	0
F2.1S	0	0	0	0	0	71,875	3,75	0	0	75	0	0	0	0
F2.2S	0	0	0	0	0	62,5	0	0	0	37,5	0	0	0	1,875
F2.3S	0	0	0	0	0	84,375	0	0	0	37,5	0	0	6,25	0
F2.4S	0	0	0	0	0	65,625	0	0	0	81,25	0	0	6,25	0
F2.5S	0	0	0	0	0	56,25	0	0	0	6,25	0	0	43,75	0
F2.6S	0	0	0	0	0	96,875	1,875	0	0	56,25	0	0	6,25	0
F3.1S	0	0	0	0	0	25	0	0	0	25	0	9,375	56,25	0
F3.2S	0	0	0	0	0	15,625	0	0,625	0	31,25	0	0	37,5	0
F3.3S	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	6,875	25	0
F3.4S	0	0	0	0	0	9,375	0	1,875	0	75	0	1,875	0	0
F3.5S	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	62,5	0	0	12,5	1,875
F3.6S	0	0	0	62,5	0	3,125	0	0	0	0	0	4,375	0	0
F4.1S	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	87,5	0
F4.2S	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	75	0
F4.3S	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	50	0	0	31,25	0
F4.4S	0	0	0	0	0	50	0	0,625	0	43,75	0	0	25	0
F4.5S	0	0	0	0	6,5625	9,375	0	0	0	187,5	0	0	56,25	0
F4.6S	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	37,5	0
1.1S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3S	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5S	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	2,5	0	0
1.6S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1S	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	6,25	0
2.2S	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3S	0	0	0	0	0	34,375	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4S	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5S	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	75	0
2.6S	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	43,75	0
3.1S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
3.3S	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4S	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0
3.5S	0	0	62,5	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0
3.6S	0	0	25	0	50	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0
4.1S	0	62,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4S	0	43,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1T	0	0	0	0	0	0	18,75	43,75	0	0	31,25	0	0	0	0
F1.2 T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	87,5	0	0	0	0
F1.3 T	0	0	0	0	0	0	12,5	12,5	0	0	43,75	12,5	0	0	0
F1.4T	0	0	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0
F1.5T	0	0	0	0	0	0	25	6,25	0	0	0	0	0	0	0
F1.6T	0	0	0	0	0	0	12,5	31,25	0	0	0	25	0	0	0
F2.1T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2T	25	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.3T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.4T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.5T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6T	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1T	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2T	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	68,75	0	0	0
1.3T	0	0	25	56,25	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0
1.4T	0	0	25	0	0	0	37,5	0	6,25	0	0	0	0	0	0
1.5T	0	0	12,5	0	0	0	43,75	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6T	0	0	6,25	0	0	0	37,5	0	0	0	0	6,25	0	0	0
2.1T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
3.3S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1S	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3S	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	0	0	0	6,25	0
4.4S	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5S	0	0	0	0	0	9,375	0	2,5	2,5	0	0	0	25	0
4.6S	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	37,5	0
F1.1T	0	0	0	6,25	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.2 T	0	0	0	6,25	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.3 T	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.4T	0	0	0	25	0	12,5	0	0	0	31,25	0	0	0	0
F1.5T	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	56,25	0	0	0	0
F1.6T	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.1T	0	0	0	0	0	53,125	5,625	0	0	56,25	0	0	6,25	0
F2.2T	0	0	0	0	0	56,25	0	0	0	31,25	0	0	0	30
F2.3T	0	0	0	0	0	50	1,875	0	0	87,5	0	0	0	0
F2.4T	0	0	0	0	0	40,625	0	0	0	25	0	0	6,25	0
F2.5T	0	0	0	0	0	43,75	7,5	0	0	75	0	0	0	5,625
F2.6T	0	0	0	0	0	59,375	3,75	0	0	68,75	0	0	0	0
F3.1T	0	0	0	0	0	18,75	0	1,25	0	25	0	26,875	43,75	0
F3.2T	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,125	6,25	0
F3.3T	0	0	0	0	0	34,375	0	3,125	0	31,25	0	0	0	16,875
F3.4T	0	0	0	37,5	0	21,875	0	1,25	0	50	0	0	0	0
F3.5T	0	0	0	0	0	43,75	5,625	0	0	62,5	0	0	6,25	0
F3.6T	6,25	0	0	81,25	0	0	0	0	0	6,25	0	1,25	0	0
F4.1T	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	93,75	0
F4.2T	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	50	0	0	6,25	0
F4.3T	0	0	0	0	0	56,25	0	0	0	0	0	0	62,5	0
F4.4T	0	0	0	0	0	28,125	0	2,5	0	56,25	0	0	6,25	0
F4.5T	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0	25	0	0	6,25	0
F4.6T	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	6,25	0	0	37,5	0
1.1T	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5T	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6T	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1T	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	25	0
2.2T	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	0	0	0	31,25	0
2.3T	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	25	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
2.4T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1T	0	0	75	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0
3.2T	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0	62,5	0
3.3T	0	0	6,25	0	0	0	0	0	6,25	0	0	56,25	0	0	0
3.4T	0	0	0	0	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5T	0	0	68,75	0	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0
3.6T	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2T	0	50	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3T	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4T	0	0	93,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1U	0	0	0	0	0	0	25	31,25	0	0	31,25	0	0	0	0
F1.2U	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	37,5	18,75	0	0	0
F1.3U	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	0
F1.4U	0	0	18,75	0	0	0	6,25	0	0	0	31,25	18,75	0	0	0
F1.5U	0	0	0	0	0	0	18,75	37,5	0	0	0	0	0	0	0
F1.6U	0	0	0	0	0	0	12,5	62,5	0	0	37,5	0	0	0	0
F2.1U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.3U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.4U	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.5U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6U	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.6U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1U	0	0	6,25	0	0	0	31,25	0	0	0	0	31,25	0	0	0
1.2U	0	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	37,5	0	0	25
1.3U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0
1.4U	0	0	6,25	0	0	0	31,25	0	6,25	0	0	31,25	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
2.4T	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	31,25	0
2.5T	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	0	0	0	12,5	0
2.6T	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	43,75	0
3.1T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6T	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1T	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	6,25	0
4.2T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3T	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5T	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	12,5	0
4.6T	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	31,25	0
F1.1U	0	0	0	0	0	25	0	0	0	12,5	0	4,375	0	0
F1.2U	0	0	0	31,25	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0
F1.3U	0	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.4U	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.5U	0	0	0	6,25	0	28,125	0	0	0	31,25	0	0	0	0
F1.6U	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	2,5	0	5,625
F2.1U	0	0	0	0	0	40,625	0	0	0	50	0	0	6,25	0
F2.2U	0	0	0	0	0	71,875	0	0	0	62,5	0	0	6,25	0
F2.3U	0	0	0	0	0	28,125	0	0	0	93,75	0	0	3,125	0
F2.4U	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	81,25	0	0	6,25	0
F2.5U	0	0	0	0	0	50	0	0	0	56,25	0	0	12,5	3,75
F2.6U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6,25	0	3,125	56,25	37,5
F3.1U	0	3,125	0	0	0	21,875	0	0	0	68,75	0	0	37,5	1,875
F3.2U	0	0	1,25	75	0	3,125	0	0,625	0	6,25	0	0	0	0
F3.3U	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	50	0	1,875	50	0
F3.4U	0	0	0	37,5	0	21,875	0	0,625	0	56,25	0	0	0	0
F3.5U	0	0	0	0	0	34,375	0	0	0	68,75	0	0	18,75	1,875
F3.6U	0	0	0	87,5	0	3,125	0	0	0	6,25	0	0	0	0
F4.1U	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	6,25	0	0	62,5	0
F4.2U	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	56,25	0	0	31,25	0
F4.3U	0	0	0	0	5,3125	18,75	0	0	0	18,75	0	0	68,75	0
F4.4U	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	81,25	0	0	6,25	0
F4.5U	0	0	0	0	0	34,375	0	0	0	0	0	0	50	0
F4.6U	0	0	0	0	0	37,5	0	0	0	31,25	0	0	43,75	0
1.1U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2U	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	50	0
1.3U	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
1.5U	0	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	25	0	0	0
1.6U	0	0	43,75	0	0	0	18,75	0	0	0	0	31,25	0	0	0
2.1U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1U	0	0	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2U	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0
3.3U	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	25	0
3.4U	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5U	0	0	18,75	0	12,5	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0
3.6U	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1U	0	0	81,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.1V	0	0	0	0	0	0	50	0	0	0	3,125	0	0	0	0
F1.2V	0	0	0	0	0	0	12,5	6,25	0	0	0	37,5	0	0	0
F1.3V	18,75	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.4V	0	0	0	0	0	0	12,5	25	0	0	0	0	0	0	0
F1.5V	0	0	0	0	0	0	25	18,75	0	0	0	0	0	0	0
F1.6V	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	12,5	0	0	0
F2.1V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.2V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.3V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.4V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.5V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2.6V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.1V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.2V	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.3V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.4V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.5V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F3.6V	0	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.1V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.2V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.3V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.4V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4.5V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
1.5U	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1U	0	0	0	0	0	21,875	0	0	0	0	0	0	37,5	0
2.2U	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	25	0
2.3U	0	0	0	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	37,5	0
2.4U	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	43,75	0
2.5U	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	93,75	0
2.6U	0	0	0	0	0	9,375	0	0	0	0	0	0	50	0
3.1U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2U	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	31,25	0
4.3U	0	0	0	0	0	3,125	0	1,875	0	0	0	0	6,25	0
4.4U	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	6,25	0
4.5U	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	31,25	0
4.6U	0	0	0	0	0	3,125	0	0	1,25	0	0	0	12,5	0
F1.1V	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.2V	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1.3V	0	0	0	31,25	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0
F1.4V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0
F1.5V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0
F1.6V	0	0	0	18,75	0	15,625	0	0,625	0	0	0	0	0	0
F2.1V	0	0	0	0	0	68,75	0	0	0	50	0	0	12,5	1,875
F2.2V	0	0	0	0	0	56,25	0	0	0	12,5	0	0	25	0
F2.3V	0	0	1,25	0	0	46,875	0	0	0	62,5	0	0	6,25	0
F2.4V	0	0	0	0	0	75	0	0	0	68,75	0	0	0	0
F2.5V	0	0	0	0	0	12,5	9,375	0	0	81,25	0	0	6,25	7,5
F2.6V	0	0	0	0	0	40,625	1,875	0	0	62,5	0	0	25	0
F3.1V	0	0	1,25	6,25	0	15,625	0	1,25	0	43,75	0	25	31,25	0
F3.2V	0	0	0	62,5	0	0	0	0,625	0	12,5	0	4,375	12,5	0
F3.3V	25	0	0	0	0	3,125	0	0	0	18,75	0	0	43,75	0
F3.4V	0	6,25	0	0	0	15,625	1,875	0	0	81,25	0	0	0	0
F3.5V	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	62,5	0	0	37,5	7,5
F3.6V	0	0	0	68,75	0	12,5	0	0	0	12,5	0	1,25	12,5	0
F4.1V	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	50	0	0	37,5	0
F4.2V	0	0	0	0	9,0625	46,875	0	0	0	0	0	0	68,75	0
F4.3V	0	0	0	0	30,625	31,25	0	0	0	0	0	0	81,25	0
F4.4V	0	0	0	0	24,6875	31,25	0	0	0	0	0	0	50	0
F4.5V	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	68,75	0	0	0	0

Estações de amostragem	*C. tomentosum*	*B. minima*	*Ulva sp.*	*S. polyschides*	*S. muticum*	*Porphyra sp.*	*C. elongata*	*L. incrustans*	*Caliblepharis sp.*	*G. pulchellum*	*G. sesquipedale*	*C. crispus*	*M. stellatus*	*C. acicularis*	*G. multipartita*
F4.6V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.1V	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	0	0	43,75	0	0	0
1.2V	0	0	37,5	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0
1.3V	0	0	6,25	0	0	0	0	0	25	0	0	18,75	0	0	0
1.4V	0	0	37,5	0	0	0	18,75	0	0	0	0	18,75	0	0	0
1.5V	0	0	37,5	0	0	0	18,75	0	0	0	0	25	0	0	0
1.6V	0	0	25	0	0	0	0	0	0	12,5	0	18,75	0	0	0
2.1V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.3V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.4V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.5V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.6V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1V	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18,75	0
3.2V	0	0	93,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3V	0	0	87,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4V	0	0	12,5	0	12,5	0	0	0	0	0	0	37,5	37,5	0	0
3.5V	0	0	12,5	0	31,25	0	0	0	12,5	0	0	0	0	12,5	0
3.6V	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1V	0	0	25	0	0	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2V	0	0	93,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3V	0	0	6,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.5V	0	0	37,5	0	0	62,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Estações de amostragem	*O. pinnatifida*	*A. equina*	*E. viridis*	*S. alveolata*	*M. neritoides*	*Patella sp.*	*N. lapillus*	*G. umbilicalis*	*M. lineata*	*M. galloprovincialis*	*P. lividus*	*B. perforatus*	*Chthamalus sp.*	*P. pollicipes*
F4.6V	0	0	0	0	15,9375	21,875	0	0	0	0	0	0	62,5	0
1.1V	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.3V	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.5V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.6V	12,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1V	0	0	0	0	0	15,625	0	0	0	0	0	0	43,75	0
2.2V	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	12,5	0
2.3V	0	0	0	0	0	31,25	0	0	0	0	0	0	6,25	0
2.4V	0	0	0	0	0	12,5	0	0	0	0	0	0	25	0
2.5V	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	31,25	0
2.6V	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	37,5	0
3.1V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.5V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.6V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.1V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.3V	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0
4.4V	0	0	0	0	0	18,75	0	0	0	0	0	0	31,25	0
4.5V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4.6V	0	0	0	0	0	3,125	0	0	0	0	0	0	6,25	0

ANEXO 2

(Anexo ao capítulo 3)

Valores obtidos para os índices ecológicos

Riqueza em espécies (S)

Índice de equitabilidade de Pielou (J')

Índice de diversidade de Shannon (H')

Índice de diversidade de Simpson (1-λ')

Localização das estações de amostragem:

F1 - baixo-exterior, F2 - cima-exterior (Sul).

F3 - baixo - exterior, F4 – cima-exterior (Norte).

1 - baixo-interior, 2 - cima-interior (Sul).

3 - baixo-interior, 4 - cima-interior (Norte).

Amostragens – A, B, C, D, E, F, G, H, I, J, L, M, N, O, P, Q, R, S, T, U, V

Anexo 2 - Valores obtidos para os índices ecológicos																
Amostragens																
	F1A	F2A	F3A	F4A	1A	2A	3A	4A	F1B	F2B	F3B	F4B	1B	2B	3B	4B
Riqueza em espécies (S)	4	4	4	3	7	3	2	1	5	5	4	2	7	2	5	3
Índice de equitabilidade de Pielou (J')	0,822856	0,599088	0,975106	0,982141	0,617079	0,656705	0,391244	0	0,779402	0,819632	0,65103	0,591673	0,571114	0,811278	0,564458	0,456073
Índice de diversidade de Shannon (H')	1,14072	0,830513	1,351784	1,078992	1,200781	0,721464	0,271189	0	1,2544	1,319147	0,90252	0,410116	1,111336	0,562335	0,90846	0,501047
Índice de diversidade de Simpson (1-λ')	0,661585	0,446893	1,012373	0,899888	0,5955	0,437802	0,149365	0	0,677541	0,695961	0,54809	0,337458	0,583541	0,493421	0,523807	0,279525
Amostragens																
	F1C	F2C	F3C	F4C	1C	2C	3C	4C	F1D	F2D	F3D	F4D	1D	2D	3D	4D
Riqueza em espécies (S)	6	8	7	5	4	5	2	4	8	7	6	8	4	5	1	5
Índice de equitabilidade de Pielou (J')	0,808775	0,700149	0,72538	0,577163	0,788826	0,653738	0,305401	0,581491	0,75212	0,914625	0,824221	0,712987	0,777183	0,794862	0	0,951628
Índice de diversidade de Shannon (H')	1,449131	1,45592	1,411525	0,928907	1,093545	1,05215	0,211688	0,806118	1,56399	1,779778	1,476806	1,482615	1,077405	1,279282	0	1,531586
Índice de diversidade de Simpson (1-λ')	0,708607	0,731733	0,716882	0,518228	0,586036	0,596478	0,104973	0,432191	0,715736	0,825669	0,76411	0,739218	0,648964	0,699702	0	0,789742
Amostragens																
	F1E	F2E	F3E	F4E	1E	2E	3E	4E	F1F	F2F	F3F	F4F	1F	2F	3F	4F
Riqueza em espécies (S)	8	6	6	5	4	5	1	5	8	6	6	3	5	4	4	6
Índice de equitabilidade de Pielou (J')	0,818769	0,688283	0,821961	0,685284	0,786711	0,786136	0	0,854885	0,792966	0,572002	0,77895	0,994113	0,776155	0,690798	0,468907	0,779409
Índice de diversidade de Shannon (H')	1,702581	1,233238	1,472756	1,102922	1,090613	1,265237	0	1,375884	1,648927	1,02489	1,395691	1,092145	1,249174	0,95765	0,650043	1,396513
Índice de diversidade de Simpson (1-λ')	0,788056	0,64018	0,758963	0,660634	0,642753	0,70508	0	0,70461	0,778721	0,589017	0,748576	0,671676	0,63142	0,580082	0,33766	0,728983
Amostragens																
	F1G	F2G	F3G	F4G	1G	2G	3G	4G	F1H	F2H	F3H	F4H	1H	2H	3H	4H
Riqueza em espécies (S)	8	5	7	6	6	4	6	4	7	5	7	6	7	5	5	5
Índice de equitabilidade de Pielou (J')	0,739014	0,710329	0,704604	0,777688	0,78594	0,733997	0,452102	0,599878	0,666549	0,758755	0,733916	0,661623	0,583704	0,97539	0,688733	0,720568
Índice de diversidade de Shannon (H')	1,536736	1,14323	1,371095	1,393429	1,408216	1,017535	0,810059	0,831607	1,297044	1,221169	1,428135	1,185469	1,135835	1,56983	1,108473	1,159709
Índice de diversidade de Simpson (1-λ')	0,723128	0,641693	0,715188	0,731893	0,706156	0,552036	0,370833	0,525299	0,674396	0,672501	0,718655	0,660838	0,583732	0,800903	0,588208	0,625963

Amostragens																
	F1I	F2I	F3I	F4I	1I	2I	3I	4I	F1J	F2J	F3J	F4J	1J	2J	3J	4J
Riqueza em espécies (S)	8	4	7	3	6	6	2	3	6	4	10	3	5	4	3	5
Índice de equitabilidade de Pielou (J')	0,662717	0,571363	0,723575	0,991873	0,823848	0,874271	0,811278	0,757417	0,691147	0,653783	0,705289	0,919562	0,679295	0,874265	0,356702	0,631063
Índice de diversidade de Shannon (H')	1,378082	0,792077	1,408012	1,089684	1,476137	1,566484	0,562335	0,832107	1,238369	0,906335	1,623989	1,010243	1,093283	1,211989	0,391877	1,015657
Índice de diversidade de Simpson (1-λ')	0,654477	0,524494	0,732047	0,668471	0,726582	0,783002	0,378788	0,524368	0,667025	0,527638	0,763406	0,621324	0,583203	0,690437	0,189486	0,581744
Amostragens																
	F1L	F2L	F3L	F4L	1L	2L	3L	4L	F1M	F2M	F3M	F4M	1M	2M	3M	4M
Riqueza em espécies (S)	7	3	11	3	6	4	3	4	7	4	8	4	5	3	3	4
Índice de equitabilidade de Pielou (J')	0,936966	0,767927	0,726546	0,985526	0,643318	0,875943	0,349698	0,775592	0,944919	0,631314	0,795746	0,793113	0,81132	0,701728	0,322361	0,779024
Índice de diversidade de Shannon (H')	1,823251	0,843654	1,742182	1,082711	1,152671	1,214315	0,384182	1,075198	1,838728	0,875188	1,654706	1,099488	1,30577	0,770927	0,354149	1,079957
Índice de diversidade de Simpson (1-λ')	0,832488	0,533365	0,780863	0,66438	0,559924	0,696864	0,186662	0,646151	0,836904	0,554582	0,789276	0,663729	0,691525	0,52031	0,167136	0,629954
Amostragens																
	F1N	F2N	F3N	F4N	1N	2N	3N	4N	F1O	F2O	F3O	F4O	1O	2O	3O	4O
Riqueza em espécies (S)	9	3	8	4	7	3	2	4	8	3	8	4	6	3	4	4
Índice de equitabilidade de Pielou (J')	0,886163	0,808356	0,673701	0,790181	0,774899	0,979583	0,346731	0,679012	0,799612	0,634182	0,703345	0,79534	0,810651	0,931634	0,283506	0,709873
Índice de diversidade de Shannon (H')	1,9471	0,88807	1,400923	1,095424	1,507884	1,076182	0,240336	0,94131	1,662747	0,69672	1,462564	1,102576	1,452492	1,023504	0,393022	0,984094
Índice de diversidade de Simpson (1-λ')	0,839365	0,562746	0,715251	0,667684	0,72137	0,666317	0,12297	0,571387	0,771829	0,479996	0,710689	0,672667	0,76514	0,629525	0,20016	0,603023
Amostragens																
	F1P	F2P	F3P	F4P	1P	2P	3P	4P	F1Q	F2Q	F3Q	F4Q	1Q	2Q	3Q	4Q
Riqueza em espécies (S)	10	6	9	4	10	3	3	2	10	4	8	3	9	2	5	4
Índice de equitabilidade de Pielou (J')	0,866547	0,631782	0,615511	0,692061	0,804443	0,984273	0,480208	0,712064	0,83754	0,65874	0,740414	0,961959	0,727233	0,873981	0,882362	0,797778
Índice de diversidade de Shannon (H')	1,995297	1,132001	1,352417	0,9594	1,852298	1,081334	0,527562	0,493565	1,928507	0,913208	1,539648	1,05682	1,597893	0,605797	1,420106	1,105955
Índice de diversidade de Simpson (1-λ')	0,85736	0,651234	0,68198	0,576018	0,810608	0,664753	0,297051	0,32953	0,838154	0,564341	0,749189	0,645703	0,737985	0,421171	0,739298	0,662564

Amostragens																
	F1R	F2R	F3R	F4R	1R	2R	3R	4R	F1S	F2S	F3S	F4S	1S	2S	3S	4S
Riqueza em espécies (S)	8	4	11	4	5	3	4	6	9	5	11	5	7	3	5	5
Índice de equitabilidade de Pielou (J')	0,902736	0,695816	0,77984	0,810509	0,933178	0,978062	0,145116	0,696489	0,853488	0,587937	0,769988	0,674263	0,810441	0,845881	0,727048	0,709084
Índice de diversidade de Shannon (H')	1,877186	0,964606	1,869974	1,123605	1,501893	1,074511	0,201173	1,247941	1,875304	0,946248	1,84635	1,085184	1,577045	0,929296	1,170139	1,141227
Índice de diversidade de Simpson (1-λ')	0,843971	0,580528	0,830653	0,67558	0,768696	0,66047	0,079956	0,679459	0,83905	0,56555	0,819312	0,636459	0,780923	0,588186	0,610354	0,664257
Amostragens																
	F1T	F2T	F3T	F4T	1T	2T	3T	4T	F1U	F2U	F3U	F4U	1U	2U	3U	4U
Riqueza em espécies (S)	7	5	11	4	6	2	7	4	10	5	11	4	8	2	5	5
Índice de equitabilidade de Pielou (J')	0,951665	0,640987	0,819414	0,777494	0,904657	0,962413	0,850878	0,913734	0,874905	0,723686	0,615686	0,802204	0,838575	0,692689	0,556335	0,678403
Índice de diversidade de Shannon (H')	1,851854	1,031629	1,964869	1,077835	1,620929	0,667094	1,655732	1,266704	2,014542	1,164728	1,47635	1,112091	1,743768	0,480135	0,895387	1,091848
Índice de diversidade de Simpson (1-λ')	0,837487	0,589151	0,834122	0,649524	0,794704	0,48475	0,77543	0,695914	0,850404	0,642678	0,737721	0,660022	0,797786	0,307838	0,461044	0,649841
Amostragens																
	F1V	F2V	F3V	F4V	1V	2V	3V	4V								
Riqueza em espécies (S)	10	6	12	4	6	2	6	4								
Índice de equitabilidade de Pielou (J')	0,837655	0,606419	0,696566	0,877122	0,800315	0,959938	0,682267	0,876701								
Índice de diversidade de Shannon (H')	1,928772	1,086558	1,730902	1,215949	1,433973	0,665378	1,222458	1,215366								
Índice de diversidade de Simpson (1-λ')	0,837317	0,616114	0,781446	0,669016	0,7195	0,483961	0,576331	0,679521								

ANEXO 3

(Anexo ao capítulo 5)

Dimensões das poças seleccionadas

Local	Comprimento (m)	Largura (m)	Profundidade (m)	Área (m^2)	Volume (m^3)
C1	0,56	0,25	0,10	0,14	0,014
C2	0,64	0,15	0,07	0,10	0,007
C3	0,94	0,16	0,05	0,15	0,008
C4	0,47	0,30	0,05	0,14	0,007
C5	0,70	0,23	0,07	0,16	0,011
E1	0,70	0,20	0,08	0,14	0,011
E2	0,60	0,30	0,10	0,18	0,018
E3	0,53	0,30	0,08	0,16	0,013
E4	0,40	0,29	0,11	0,12	0,013
E5	0,60	0,30	0,09	0,18	0,016
E6	0,53	0,24	0,05	0,13	0,006
E7	0,60	0,18	0,06	0,11	0,006
E8	0,45	0,19	0,07	0,09	0,006
E9	0,50	0,30	0,07	0,15	0,011
E10	0,70	0,20	0,13	0,14	0,018

ANEXO 4

(Anexo ao capítulo 5)

Áreas médias de ocupação atribuídas aos indivíduos de cada espécie animal

Espécie	**Área (m^2)**
Actinia equina	1,07E-04
Anemonia sulcata	4,29E-04
Eulalia viridis	3,50E-05
Nereis diversicolor	2,00E-05
Aplysia depilans	4,50E-05
Patella sp.	1,61E-04
Gibbula umbilicalis	2,70E-05
Monodonta lineata	4,00E-05
Nucella lapillus	9,90E-05
Mytilus galloprovincialis	1,25E-04
Paracentrotus lividus	2,13E-04
Pachygrapsus marmoratus	3,57E-04
Blennidae	5,40E-05

ANEXO 5

(Anexo ao capítulo 5)

Anexo 5 A - Dados da abundância das espécies de algas (traduzidos em taxa de ocupação) obtidos nas amostragens.

Anexo 5 B - Dados da abundância das espécies de animais (traduzidos em taxa de ocupação) obtidos nas amostragens.

Poças C1 a C5 – Poças controlo.
Poças E1 a E5 – Poças sujeitas ao tratamento “raspagem”.
Poças E6 a E10 – Poças sujeitas ao tratamento “esterilização pelo fogo”.

Amostragens – a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k.

ANEXO 5 A - Dados obtidos nas amostragens (Algas)														
	Espécies													
POÇAS	*Lithophylum incrustrans*	*Ulva* sp.	*Coralina elongata*	*Gelidium sesquipedale*	*Grateloupia turuturo*	*Kallymenia reniformis*	*Chondracanthus teedei*	*Chondrus crispus*	*Callibleparis jubata*	*Callibleparis ciliata*	*Polysiphonia brodiae*	*Leptosiphonia schousboei*	*Osmundea pinnatifida*
C1a	100,00%	19,64%	23,21%	14,29%									
C2a	100,00%	32,50%	22,50%	27,50%									
C3a	90,00%	13,33%	18,33%	18,33%									
C4a	80,00%	16,07%	17,86%	12,50%	1,79%	1,79%							
C5a	100,00%	28,13%	50,00%	39,06%	6,25%								
E1a	90,00%	16,07%	25,00%	26,79%									
E2a	90,00%	13,89%	22,22%	13,89%									
E3a	90,00%	15,63%	25,00%	15,63%	1,56%								
E4a	100,00%	35,42%	22,92%	25,00%	2,08%		2,08%						
E5a	100,00%	87,50%	30,36%	30,36%	5,36%			8,93%					
E6a	90,00%	17,31%	13,46%	19,23%									
E7a	100,00%	18,18%	11,36%	9,09%	4,55%								
E8a	90,00%	22,22%	22,22%	11,11%									
E9a	40,00%	16,67%	31,67%	16,67%									
E10a	90,00%	16,67%	43,06%	41,67%				5,56%	1,39%				
C1b	100,00%	7,10%	28,60%	3,60%	3,60%								
C2b	90,00%	5,00%	35,00%	15,00%									
C3b	100,00%	16,70%	8,30%	10,00%									
C4b	91,10%	1,80%	19,60%	3,60%	3,60%			1,80%					
C5b	100,00%	25,00%	39,00%	15,60%	1,60%								
E1b	78,60%	10,70%		1,80%									
E2b	84,70%	20,80%			2,80%								
E3b	81,30%	7,80%	3,10%	1,60%									
E4b	91,70%	33,30%	2,10%	2,10%									
E5b	67,90%	78,60%		7,10%			1,80%	3,50%					
E6b		50,00%											
E7b		86,30%											
E8b		38,90%											
E9b		70,00%		1,70%									
E10b		100,00%											
C1c	95,00%	7,14%	21,43%	7,14%	1,79%								
C2c	90,00%	10,00%	22,50%	10,00%									
C3c	90,00%	6,67%	16,67%	10,00%									
C4c	90,00%	10,70%	17,90%	1,79%	1,79%			3,57%					
C5c	100,00%	23,40%	71,80%	14,00%	3,10%								
E1c	90,00%	10,71%	1,79%	3,57%									
E2c	80,00%	27,78%	4,17%		5,56%								
E3c	90,00%	14,00%	3,10%	3,10%									
E4c	95,00%	50,00%	4,20%	6,25%									
E5c	85,00%	86,00%	7,00%	16,00%					3,80%				
E6c		61,54%											
E7c		72,73%											
E8c		55,56%											
E9c		60,00%											
E10c		100,00%											
C1d	95,00%	3,57%	17,86%	1,78%									
C2d	100,00%	5,00%	25,00%	7,50%									
C3d	95,00%	1,67%	16,67%	6,67%									
C4d	90,00%	1,79%	21,43%	1,79%				1,79%					
C5d	95,00%	31,25%	53,13%	7,81%	1,56%								
E1d	90,00%	1,79%	7,14%	3,57%									
E2d	95,00%	8,33%	5,56%	5,56%	13,89%								
E3d	95,00%	1,56%	25,00%	1,56%									
E4d	90,00%	18,75%	16,67%	12,50%	2,09%								
E5d	80,00%	47,22%	19,44%	11,11%				2,78%					
E6d		30,77%		1,92%									
E7d		9,09%											
E8d		16,67%			2,78%								
E9d		3,33%	1,67%	1,67%									
E10d		90,00%											
C1e	100,00%	3,57%	17,86%	1,79%									

POÇAS	*Lithophylum incrustrans*	*Ulva* sp.	*Coralina elongata*	*Gelidium sesquipedale*	*Grateloupia turuturo*	*Kallymenia reniformis*	*Chondracanthus teedei*	*Chondrus crispus*	*Callibleparis jubata*	*Callibleparis ciliata*	*Polysiphonia brodiae*	*Leptosiphonia schousboei*	*Osmundea pinnatifida*
C2e	100,00%	5,00%	12,50%	5,00%									
C3e	85,00%	1,67%	6,67%	1,67%									
C4e	80,00%	1,79%	14,29%	7,14%									
C5e	95,00%	3,13%	56,25%	7,81%									
E1e	90,00%	1,79%	7,14%	1,79%									
E2e	85,00%	1,39%	22,22%	1,39%	8,33%								
E3e	85,00%	1,56%	18,75%	1,56%									
E4e	90,00%	2,08%	8,33%	4,17%									
E5e	70,00%	10,71%	42,86%	8,93%									
E6e				1,92%									
E7e													
E8e	5,56%												
E9e			3,33%	1,67%									
E10e		75,00%											
C1f	95,00%	3,57%	16,07%	1,79%									
C2f	100,00%	2,50%	10,00%	5,00%									
C3f	90,00%	1,67%	6,67%	1,67%									
C4f	80,00%	1,79%	14,29%	3,57%									
C5f	95,00%		60,00%	6,25%									
E1f	90,00%	1,79%	7,14%	1,79%									
E2f	93,33%		27,78%	1,39%	5,56%								
E3f	90,00%		25,00%	4,69%									
E4f	90,00%	4,17%	25,00%	2,08%									
E5f	80,00%	1,79%	42,86%	7,14%	1,79%			1,79%					
E6f													
E7f		2,27%		2,27%									
E8f	2,78%												
E9f				1,67%									
E10f		60,00%		1,39%									
C1g	90,00%	1,79%	12,50%	1,79%									
C2g	90,00%	2,50%	10,00%	5,00%									
C3g	90,00%		6,67%	3,33%									
C4g	90,00%	1,79%	12,50%	1,79%									
C5g	100,00%	1,56%	50,00%	6,25%	1,56%								
E1g	95,00%	3,57%	16,07%	3,57%									
E2g	90,00%	1,39%	27,78%	0,56%	5,56%								
E3g	90,00%	1,56%	31,25%	9,38%									
E4g	90,00%	2,08%	29,17%	2,08%									
E5g	85,00%	5,36%	78,57%	17,86%				1,79%					
E6g				3,84%									
E7g													
E8g	5,00%			2,78%									
E9g	1,67%		3,33%										
E10g	40,00%			2,78%									
C1h	90,00%	3,57%	16,07%	1,79%									
C2h	100,00%	10,00%	10,00%	2,50%									
C3h	95,00%	1,67%	8,33%	1,67%									
C4h	70,00%	1,79%	25,00%	7,14%									
C5h	95,00%	1,56%	43,75%	4,69%				1,56%	1,56%				
E1h	95,00%	3,57%	25,00%	3,57%									
E2h	85,00%	1,39%	33,33%	5,56%	2,78%						1,79%	2,78%	1,39%
E3h	90,00%	1,56%	34,38%	21,88%									
E4h	100,00%	4,17%	35,42%	4,17%									
E5h	80,00%	3,57%	71,43%	32,14%				3,57%					
E6h		5,77%		5,77%									
E7h	40,00%			2,27%									
E8h	16,67%	2,78%		2,78%									
E9h		1,67%	3,33%	1,67%									
E10h		11,11%		2,78%									
C1i	90,00%	1,79%	8,93%	1,79%									3,57%
C2i	95,00%	2,50%	2,50%	2,50%									
C3i	95,00%	3,33%	1,67%	10,00%									
C4i	65,00%	1,79%	16,07%	32,14%								1,79%	
C5i	95,00%	9,38%	40,63%	12,50%								1,56%	

POÇAS	*Lithophylum incrustrans*	*Ulva* sp.	*Coralina elongata*	*Gelidium sesquipedale*	*Grateloupia turuturo*	*Kallymenia reniformis*	*Chondracanthus teedei*	*Chondrus crispus*	*Callibleparis jubata*	*Callibleparis ciliata*	*Polysiphonia brodiae*	*Leptosiphonia schousboei*	*Osmundea pinnatifida*
E1i	100,00%	3,57%	14,29%	8,93%									
E2i	95,00%	1,39%	38,89%	8,33%	5,56%							2,78%	1,39%
E3i	95,00%	3,13%	48,44%	26,56%									
E4i	95,00%	8,33%	33,33%	16,67%									
E5i	95,00%	7,14%	85,71%	32,14%				1,79%		1,79%		1,79%	
E6i	10,00%	7,69%		5,77%									
E7i	50,00%	2,27%											
E8i	50,00%		2,78%										
E9i	25,00%	3,33%	5,00%										3,33%
E10i	10,00%	2,78%	2,78%	5,56%									
C1j	95,00%	7,14%	10,71%	7,14%									
C2j	90,00%	2,50%	7,50%	2,50%									
C3j	90,00%	3,33%	5,00%	8,33%				1,67%					
C4j	50,00%	7,14%	17,86%	7,14%									
C5j	90,00%	18,75%	34,38%	12,50%	1,56%				3,13%				
E1j	95,00%	5,36%	21,43%	32,14%									
E2j	100,00%	8,33%	61,11%	15,28%				1,39%					
E3j	95,00%	3,13%	28,13%	21,88%									
E4j	100,00%	10,42%	35,42%	20,83%									
E5j	95,00%	10,71%	67,86%	26,79%	1,79%			1,79%					
E6j	20,00%	23,08%		7,69%				1,92%					
E7j	75,00%	4,55%											
E8j	40,00%	2,78%	2,78%										
E9j	40,00%	10,00%	5,00%	3,33%	3,33%								
E10j	10,00%	6,94%	4,17%	4,17%									
C1k	95,00%	7,14%	16,07%	5,36%	3,57%								
C2k	90,00%	30,00%	5,00%										
C3k	90,00%	20,00%	1,67%	13,33%									
C4k	50,00%	14,29%	50,00%	7,14%	1,79%								
C5k	90,00%	21,88%	21,88%	21,88%	3,13%								
E1k	95,00%	3,57%	21,43%	28,57%									
E2k	95,00%	12,50%	47,22%	6,94%								1,39%	1,39%
E3k	95,00%	10,94%	25,00%	26,56%									
E4k	95,00%	16,67%	20,83%	25,00%	2,08%								
E5k	90,00%	85,71%	42,86%	57,14%	5,36%			5,36%				3,57%	
E6k	30,00%	11,54%	1,92%	3,85%	1,92%								
E7k	80,00%	4,55%	2,27%	4,55%									
E8k	75,00%		2,78%	2,78%									
E9k	75,00%	1,67%	5,00%	6,67%	6,67%								
E10k	40,00%	38,89%	11,11%	11,11%	8,33%								

ANEXO 5 B - Dados obtidos nas amostragens (Animais)													
	Espécies												
POÇAS	*Actinia equina*	*Anemonia sulcata*	*Eulalia viridis*	*Nereis diversicolor*	*Aplysia depilans*	*Patella* sp.	*Gibbula umbilicalis*	*Monodonta lineata*	*Nucella lappilus*	*Mytilus galloprovincialis*	*Paracentrotus lividus*	*Pachygrapsus marmoratus*	Blennidae
C1a						2,42%	0,87%	0,26%	0,07%	14,73%			0,12%
C2a						4,99%	1,40%	0,24%		74,38%			0,05%
C3a						7,08%	1,04%	0,24%		29,83%			0,04%
C4a						2,76%	1,62%	0,34%		16,16%			
C5a						2,72%	1,49%	0,18%		7,42%			0,07%
E1a						3,34%	1,20%	0,14%		28,66%		0,26%	0,12%
E2a						4,03%	1,08%	0,09%		47,23%	0,15%		0,12%
E3a						4,72%	1,04%	0,23%		20,54%	1,22%		0,12%
E4a	0,15%					3,45%	0,87%	0,09%		16,88%			0,12%
E5a						3,57%	0,58%	0,26%	0,07%	114,29%	0,91%	0,26%	0,08%
E6a						2,35%	1,89%	0,40%		20,77%			0,12%
E7a						5,71%	0,96%	0,29%		64,32%	0,19%		0,05%
E8a						2,50%	1,62%	0,31%		14,31%		0,40%	0,06%
E9a						4,08%	1,06%	0,19%		24,92%			0,04%
E10a	0,06%					1,52%	2,63%	0,11%		0,90%			0,09%
C1b						4,03%	1,76%	0,17%		30,80%			0,12%
C2b		0,43%				5,47%	2,30%	0,64%		104,88%			0,11%
C3b						4,51%	0,99%	0,19%		27,58%			0,04%
C4b	0,08%	0,31%	0,03%			2,30%	2,43%	0,60%		32,41%	0,15%		0,04%
C5b						3,22%	2,04%	0,30%		21,02%			0,07%
E1b						0,69%	1,29%	0,80%					0,04%
E2b						0,45%	1,73%	0,24%					0,06%
E3b						1,11%	0,59%	0,55%					0,03%
E4b						0,81%	1,08%	0,33%					
E5b						0,58%	1,37%	0,31%				0,26%	0,15%
E6b						0,12%	1,12%	1,11%					0,12%
E7b						0,29%	0,27%	0,33%					
E8b							2,34%	1,16%					0,12%
E9b						0,64%	1,13%	0,48%					0,04%
E10b							1,74%	0,20%					
C1c						2,99%	2,31%	0,66%	0,07%	29,29%			0,08%
C2c						4,19%	2,27%	0,44%		90,13%			
C3c						3,65%	1,31%	0,11%		36,67%			0,07%
C4c						2,88%	2,08%	0,09%		39,55%			0,04%
C5c			0,02%	0,01%		2,21%	1,76%	0,10%		25,39%			0,03%
E1c				0,01%		0,69%	1,79%	0,40%					
E2c						0,63%	1,47%	0,16%					0,06%
E3c						1,31%	0,47%	0,35%					
E4c						0,40%	2,16%	0,13%					0,09%
E5c						0,69%	2,78%	0,20%					
E6c						0,25%	2,28%	1,32%					0,04%
E7c						0,73%	1,47%	0,29%					0,05%
E8c						0,36%	3,30%	1,07%					
E9c						0,97%	1,69%	0,08%					0,04%
E10c						0,27%	2,48%						
C1d						3,34%	1,08%	0,51%		26,34%			0,04%
C2d						4,19%	1,38%	0,40%		118,38%			
C3d						3,22%	0,68%	0,27%		40,42%			
C4d						2,76%	2,33%	0,34%		42,68%			
C5d						1,51%	2,53%	0,50%		32,42%			0,03%
E1d						0,81%	1,52%	0,43%					
E2d						0,27%	1,68%	0,22%					0,03%
E3d						1,21%	0,96%	0,10%		0,39%			
E4d						1,34%	0,52%	0,10%	0,08%				0,05%
E5d						0,81%	1,85%	0,37%					0,04%
E6d						0,37%	1,35%	0,55%					
E7d						0,59%	0,69%	0,51%					
E8d						0,72%	2,94%	0,76%					0,06%
E9d						0,97%	2,43%	0,27%					0,04%
E10d						0,27%	1,71%	0,07%					
C1e						3,57%	1,29%	0,29%		27,05%			

POÇAS	*Actinia equina*	*Anemonia sulcata*	*Eulalia viridis*	*Nereis diversicolor*	*Aplysia depilans*	*Patella* sp.	*Gibbula umbilicalis*	*Monodonta lineata*	*Nucella lappilus*	*Mytilus galloprovincialis*	*Paracentrotus lividus*	*Pachygrapsus marmoratus*	Blennidae
C2e						4,99%	1,92%	0,36%		102,13%			
C3e						3,54%	1,71%	0,40%		45,42%			
C4e						3,80%	1,08%	0,26%		10,00%	0,30%		
C5e						2,31%	1,60%	0,23%	0,06%	44,61%			0,07%
E1e						0,35%	0,73%	0,31%					
E2e						0,63%	0,71%	0,18%		0,07%			
E3e						1,11%	0,79%	0,18%		0,16%			
E4e						1,48%	1,64%	0,50%		0,10%			
E5e						0,58%	1,47%	0,57%		0,71%			
E6e						0,50%	1,54%	0,46%		0,19%			
E7e						0,59%	0,34%	0,18%		0,11%			
E8e						1,61%	0,87%	0,62%		0,56%			
E9e						1,18%	1,67%	0,51%					
E10e						0,81%	1,13%	0,07%					
C1f						2,42%	0,60%	0,20%		37,14%			
C2f						6,28%	1,00%	0,28%		99,50%			
C3f						5,26%	1,10%	0,13%		37,67%	0,14%		
C4f						3,45%	1,12%	0,11%		57,86%			
C5f						2,01%	1,50%	0,28%		45,86%			
E1f						1,27%	0,93%	0,17%					
E2f						0,72%	0,83%	0,13%		0,21%			
E3f						1,51%	0,64%	0,20%		0,16%			
E4f						0,81%	1,71%	0,17%					
E5f						1,27%	1,00%	0,26%		0,27%			
E6f						0,50%	0,91%	0,58%		0,48%			
E7f						1,17%	0,25%	0,25%					
E8f						1,43%	0,63%	0,71%		0,69%			
E9f			0,02%			1,82%	1,67%	0,27%	0,07%				
E10f													
C1g						2,07%	0,60%	0,11%		45,98%			
C2g						4,03%	1,13%	0,48%		105,25%			
C3g	0,07%					3,22%	0,58%	0,24%		28,33%			
C4g						2,42%	0,87%	0,17%		28,57%	0,15%		
C5g						3,02%	0,57%	0,08%		42,19%			
E1g						0,81%	0,85%	0,17%					
E2g						0,72%	0,63%	0,09%					
E3g						1,31%	0,37%	0,05%		0,31%			
E4g						1,34%	1,64%	0,17%			0,18%		
E5g						1,15%	0,79%	0,20%		0,27%			
E6g						0,62%	0,48%	0,65%		0,29%			
E7g						1,02%	0,20%	0,58%					
E8g						2,15%	0,09%	0,18%		0,42%			
E9g						1,40%	0,68%	0,19%					
E10g						0,89%	1,17%	0,16%					
C1h						3,45%	0,46%	0,09%		27,68%			
C2h						3,38%	0,86%	0,32%		117,88%			
C3h						4,19%	0,76%	0,05%		35,83%			
C4h						2,53%	0,71%	0,20%	0,28%	40,89%	0,15%		
C5h						2,52%	1,28%	0,18%		80,16%			
E1h						0,81%	0,33%	0,11%					
E2h						0,81%	0,29%	0,07%		0,07%			
E3h						1,11%	0,54%	0,08%					
E4h						1,88%	1,71%	0,17%					0,05%
E5h						0,92%	1,33%	0,26%		0,18%			
E6h						0,74%	0,89%	0,55%		0,19%			
E7h						1,61%		0,33%					
E8h						2,15%	0,39%	0,67%		2,50%			
E9h						1,50%	0,95%	0,21%					
E10h						0,89%	2,27%	0,51%					
C1i						2,42%	0,46%	0,09%		40,00%			
C2i		0,43%				6,44%	0,16%	0,52%		113,88%			
C3i						3,97%	0,56%	0,32%		35,25%	0,28%		
C4i		0,31%				2,65%	0,79%	0,26%		29,20%			

POÇAS	*Actinia equina*	*Anemonia sulcata*	*Eulalia viridis*	*Nereis diversicolor*	*Aplysia depilans*	*Patella* sp.	*Gibbula umbilicalis*	*Monodonta lineata*	*Nucella lappilus*	*Mytilus galloprovincialis*	*Paracentrotus lividus*	*Pachygrapsus marmoratus*	Blennidae
C5i						3,62%	1,45%	0,08%		63,98%			0,03%
E1i						1,50%	0,79%	0,09%					0,04%
E2i						2,06%	0,56%						0,03%
E3i						2,11%	0,27%	0,05%		2,66%			
E4i						2,42%	0,54%	0,03%		0,73%			0,05%
E5i						2,65%	0,69%	0,11%		1,61%			
E6i						1,61%	0,60%	0,43%		0,96%			0,12%
E7i						4,54%	0,05%	0,11%					
E8i						3,04%	0,75%	0,40%		3,33%			
E9i						2,47%	0,41%	0,21%					
E10i						1,88%	1,10%	0,36%		0,14%			0,06%
C1j						2,53%	0,83%	0,14%		56,07%			
C2j		0,43%				5,64%	0,78%	0,20%		149,75%			0,05%
C3j						3,76%	0,65%	0,16%		45,25%	0,57%		
C4j		0,31%	0,03%			3,22%	0,93%	0,20%		55,63%	0,15%		
C5j						2,42%	1,00%	0,20%		81,88%			
E1j						2,19%	1,58%	0,11%		1,07%			0,04%
E2j						2,33%	1,59%	0,13%					0,09%
E3j					0,03%	3,22%	1,01%	0,18%		0,47%			0,03%
E4j						3,62%	1,19%	0,23%		0,52%			0,14%
E5j						5,06%	1,27%	0,26%		1,88%			
E6j						2,85%	2,18%	0,65%		0,19%			
E7j						7,90%	0,10%	0,18%					
E8j						3,40%	0,33%	0,09%		3,47%			
E9j						2,47%	0,76%	0,16%					0,04%
E10j						2,50%	0,63%	0,20%					
C1k						4,14%	0,41%	0,17%		55,63%			0,08%
C2k		0,43%				4,35%	1,03%	0,24%		128,63%			0,11%
C3k		0,29%				4,08%	0,97%	0,24%		49,75%	0,43%		
C4k	0,08%	0,31%				3,80%	0,77%	0,09%		71,07%			
C5k						3,02%	1,35%	0,20%		72,11%			
E1k						2,53%	1,29%	0,06%		0,09%			0,04%
E2k						2,33%	1,40%			0,35%			0,15%
E3k						2,82%	0,79%			0,70%			
E4k						4,16%	0,83%	0,10%				0,30%	0,09%
E5k						5,18%	0,75%	0,03%		2,32%			0,08%
E6k						3,34%	2,72%	0,31%		0,48%			0,04%
E7k						6,29%	0,22%	0,15%					0,05%
E8k						5,55%	1,17%	0,09%		4,03%			
E9k						5,37%	0,79%	0,37%		0,33%			
E10k						2,33%	0,80%	0,24%					