

Monitorização da empreitada de reconfiguração da barra do Porto de Aveiro

Relatório Final

**Luísa Magalhães, Roberto Martins, Adília Pires, Susana Loureiro, Amadeu
Soares, Rosa Freitas**
31 de Maio de 2014

Avaliação do impacto ambiental provocado pelas atividades decorrentes da reconfiguração da barra do Porto de Aveiro, através da monitorização de alterações ambientais (granulometria do sedimento, matéria orgânica) e biológicas (identificação, caracterização e mapeamento das comunidades bentónicas) da área intervencionada.

Índice de Conteúdos

1	Resumo.....	6
2	Introdução.....	8
2.1	Empreitada de intervenção na zona da barra de Aveiro: enquadramento.....	8
2.2	Impacto das dragagens e deposição de dragados nas comunidades bentónicas.....	9
3	Material e Métodos.....	12
3.1	Área de estudo: locais de amostragem.....	12
3.2	Recolha das amostras sedimentares.....	14
3.3	Triagem e identificação.....	15
3.4	Descritores sedimentares.....	17
3.5	Análise de dados.....	18
3.5.1	Variáveis primárias.....	18
3.5.2	Índices bióticos.....	19
3.5.3	Análise multivariável.....	22
3.5.4	Projeção espacial dos dados.....	24
4	Resultados.....	25
4.1	Descritores ambientais.....	25
4.2	Descritores biológicos.....	27
4.3	Comparação entre Campanhas de Amostragem.....	41
5	Discussão.....	44
5.1	Monitorização novembro 2013.....	44
5.2	Comparação entre campanhas (junho 2013 vs novembro 2013).....	46
6	Conclusões.....	48
7	Referências bibliográficas.....	50
	Anexo 1.....	54
	Anexo 2.....	55

Índice de Figuras

Figura 1. Representação espacial da área de estudo, com identificação da área de controlo, área de dragagem e área de deposição de dragados 1 e 2. Os 30 locais de amostragem estão representados por pontos pretos e identificados de acordo com o número do transecto (T1, T2, T2a, T3, T4 e T5) e o número da amostra do respetivo transecto (1 a 5).....	13
Figura 2. Colheita das amostras por mergulhadores profissionais (A) e acondicionamento das amostras em sacos de plástico (B).....	15
Figura 3. Lavagem das amostras sedimentares no campo com recurso a um crivo de malha 1 mm.....	15
Figura 4 – Triagem da macrofauna bentónica.....	16
Figura 5 – Identificação dos macroinvertebrados com recurso a lupa binocular (direita) e a microscópio ótico (esquerda).	16
Figura 6. Determinação da granulometria – destruição da fração orgânica com peróxido de hidrogénio.	17
Figura 7. Determinação da granulometria – crivagem a seco, sobre uma bateria de crivos com intervalos de 1ϕ	17
Figura 8 – Determinação do teor em matéria orgânica - moagem do sedimento num almofariz para determinação da matéria orgânica.	18
Figura 9. Distribuição espacial dos tipos sedimentares (definidos a partir dos valores da mediana) (A), da composição sedimentar de acordo com as principais frações granulométricas (cascalho: diâmetro (\emptyset) > 2mm; areia: \emptyset 2 mm até 0,063 mm e finos: \emptyset < 0,063mm) e do teor em matéria orgânica (C).....	27
Figura 10. Distribuição espacial da abundância relativa por Filo e por local de amostragem.....	28
Figura 11. Análise de classificação (A) e ordenação (B), tendo por base a abundância média das espécies por área. Os descritores sedimentares com correlação de Pearson superior a 0,7 foram sobrepostos na análise de ordenação através de vetores (cinzento e tracejado).	35
Figura 12. Distribuição espacial dos índices bióticos: A – Abundância média; B – Riqueza específica média; C – Abundância por taxa; D – Índice de Shannon-Wiener.....	38
Figura 13. Distribuição espacial das espécies mais características da área dragada: A – <i>Cumopsis fagei</i> ; B – <i>Pisone parapari</i>	39
Figura 14. Distribuição espacial das espécies mais características da área de deposição de dragados 1: A – <i>Spisula solida</i> ; B – <i>Urothoe brevicornis</i>	39
Figura 15. Distribuição espacial das espécies mais características da área de controlo: A – <i>Owenia fusiformis</i> ; B – <i>Diogenes pugilator</i>	40

Figura 16. Distribuição espacial das espécies mais características da área de deposição de dragados 2: A – <i>Donax vittatus</i> ; B – <i>Pontocrates altamarinus</i>	40
Figura 17 Análise de classificação (A) e ordenação (B), tendo por base a abundância média das espécies por área para as duas campanhas.	43

Índice de Tabelas

Tabela 1. Classificação sedimentar, adaptada de Wentworth (1922).....	18
Tabela 2. Sumário da correspondência entre os valores do Índice Biótico Marinho (AMBI), o estado da comunidade bentónica e o estado ecológico das áreas marinhas e estuarinas (adaptado de Borja et al., 2000).	21
Tabela 3. Valores limite do índice AMBI multivariado (M-AMBI) para cada Nível de Qualidade Ecológica (adaptado de Muxika et al., 2007).	22
Tabela 4. Descritores ambientais dos locais de amostragem. Áreas: AD = área dragada, ADD1 = área de deposição de dragados 1, AC = área controlo e ADD2 = área de deposição de dragados 2; Tipos sedimentares: Cascalho, Areia e Finos (%); Mediana (ϕ); classificação granulométrica e teor em matéria orgânica (TMO, %).	26
Tabela 5. Abundância das espécies de macrofauna bentónica (com indicação de Filo, Classe e Família a que pertencem) e respetiva abundância total. As espécies estão listadas por ordem alfabética e as mais abundantes estão realçadas a cinzento.	29
Tabela 6. Abundância média (ind./m ²) por área de amostragem (AD = área dragada, ADD1 = área de deposição de dragados, AC = área controlo, ADD2 = área de deposição de dragados 2). As espécies estão listadas por ordem de abundância média, estando as espécies exclusivas destacadas a cinzento-escuro, e as espécies com a maior abundância média entre todas as áreas a cinzento-claro.	31
Tabela 7. Caraterização das comunidades bentónicas identificadas na área intervencionada, ao largo da costa de Aveiro. Os valores médios são reportados á unidade de área amostrada em cada local (1 m ²). Tipos sedimentares: AMG = areia muito grosseira; AG = areia grosseira; AM = areia média, AF = areia fina, AFE = areia fina envasada; indicação entre parêntesis do número de amostras com um dado tipo de sedimento face ao total; A = abundância média, S _t = riqueza específica total, S = riqueza específica média, A/S = abundância por taxa, H' = índice de Shannon-Wiener, d = índice de Margalef, 1- λ' = índice de Simpson, ES ₅₀ = índice de rarefação, J' = índice de Pielou, AMBI = índice biótico marinho, M-AMBI = índice multivariado AMBI. As espécies caraterísticas em cada área são definidas de acordo os índices de constância (Cn = constante, C = comum, O = ocasional, R = rara) e fidelidade (E* = exclusiva; E = eletiva, P = preferencial, I = indiferente, A = acessória).	33

1 Resumo

O presente relatório técnico-científico descreve os resultados obtidos decorrentes da campanha de monitorização ambiental de novembro de 2013 realizada ao largo das Praias da Barra e Costa Nova (Ílhavo, Portugal), após intervenção no âmbito da empreitada de reconfiguração da barra do Porto de Aveiro. Neste relatório são comparados e discutidos os atuais resultados com os obtidos na campanha anterior datada de junho de 2013, avaliando crítica e objetivamente os impactos ambientais decorrentes desta intervenção de engenharia civil de grande envergadura. Esta intervenção teve como objetivo principal manter e melhorar as condições de operacionalidade e de segurança da navegação no acesso ao Porto de Aveiro, bem como reduzir problemas de erosão do cordão litoral. Para tal, a obra em questão incluiu o prolongamento do molhe norte do Porto de Aveiro, a dragagem de sedimentos no canal de acesso à barra e a sua deposição em zonas submersas, deficitárias de carga sedimentar, localizadas imediatamente a sul.

Os efeitos cumulativos da alteração dos sedimentos por ação humana, nomeadamente por operações de dragagem, não devem ser negligenciados, e para tal devem ser analisados em pormenor e tidos em consideração para um desenvolvimento ecologicamente sustentável. Assim, a presente ação de monitorização englobou a colheita de amostras sedimentares em 30 locais de amostragem, distribuídos por seis transectos localizados em quatro áreas distintas e contemplou a análise de descritores granulométricos, a quantificação de teor em matéria orgânica e a identificação e caracterização da macrofauna bentónica associada. A escolha do estudo da macrofauna bentónica partiu do pressuposto básico que se trata de uma das componentes mais relevantes e sensíveis no que respeita à avaliação de impactos na qualidade ecológica de massas de água, decorrentes de atividades antropogénicas.

A monitorização dos impactos a curto-prazo revelou que as comunidades bentónicas apresentaram globalmente um bom estado ecológico, com ligeiros sinais de perturbação. Apesar deste resultado, considera-se imperativo que um futuro plano de monitorização inclua ações a longo-prazo (nomeadamente a 5 anos), de modo a verificar a capacidade de resiliência destas comunidades. Os resultados mostraram que os habitats bentónicos da área usada como controlo foram influenciados pela intervenção nas áreas adjacentes, sendo altamente recomendando a revisão da localização da área de controlo, em trabalhos futuros. Apurou-se igualmente que a sazonalidade influenciou os resultados obtidos no presente estudo. Sugere-se assim que, em trabalhos futuros, a amostragem seja realizada com periodicidade regular,

preferencialmente antes da fase reprodutiva da maioria dos macroinvertebrados, após a qual ocorre uma sobre-estimação da abundância total do local devida ao elevado número de organismos de determinadas espécies, “camuflando” assim potenciais impactos das intervenções.

2 Introdução

2.1 Empreitada de intervenção na zona da barra de Aveiro: enquadramento

A costa noroeste de Portugal continental está sujeita a um forte hidrodinamismo, que provoca uma forte erosão e transporte de sedimentos de norte para sul. Para minimizar estes problemas, intervenções técnicas de envergadura variável foram realizadas nas últimas décadas através da criação de molhes e esporões, com o objetivo de aumentar a retenção de sedimentos nas praias do norte de Portugal (entre outros, Dias et al., 1994).

A faixa litoral dos concelhos de Aveiro e Ílhavo, tem sido particularmente intervencionada para manter a abertura artificial da Ria de Aveiro ao Oceano Atlântico, procurando simultaneamente criar um canal profundo navegável para os navios de mercadorias e de lazer e reter sedimentos suficientes para alimentar as praias a norte e sul da barra (Rosa et al., 2011). No passado, o constante assoreamento da Ria combinado com a forte deriva litoral provocou a mudança cíclica da posição da ligação ao mar e, a conseqüente colmatação da mesma. A alteração hidromorfológica também provocou a médio-prazo problemas de saúde pública (ex. surtos de pestes), bem como declínio económico, pela falta de recursos e incapacidade de exportação de sal, altamente apreciado na Europa e colónias Portuguesas. Assim, e após vários episódios de encerramento, inaugurou-se em 1808 a ligação artificial da Ria ao Oceano (na zona atual da barra), usando para o efeito a esmagadora maioria das pedras da muralha da cidade de Aveiro, bem como grés vermelho de Eirol¹. Os problemas de encerramento ficaram assim resolvidos, durante algum tempo, até se ter decidido pela construção, do molhe norte do porto de Aveiro, entre 1953 e 1955, para minimizar os problemas de navegabilidade até então existentes. Esta intervenção veio interromper a deriva litoral, evitando que as areias continuassem a assorear a barra (Teixeira, 1994). Contudo, esta construção provocou igualmente forte deposição de areias a norte do molhe e uma forte deficiência sedimentar a sul, onde se registou um recuo assinalável da linha de costa, nomeadamente a sul da Costa Nova (Dias et al., 1994). O molhe Norte tem por isso uma influência determinante à escala local, uma vez que interceta e altera o padrão de transporte das areias de norte para sul. Com o passar dos anos, o molhe perdeu eficácia na retenção da deriva litoral, devido ao volume de areias acumulado a norte, conduzindo a um agravamento das condições de navegabilidade na barra. Assim, na década de 80, o molhe norte voltou a ser

¹ <http://aveiro-espaco-tempo-memoria.blogspot.pt/2010/12/barra-tempos-idos.html>

prolongado em cerca de 500 metros, aumentando consideravelmente a capacidade de retenção de sedimentos, e as condições de navegabilidade da barra. O efeito “bola de neve” repetiu-se novamente, mas agora a uma escala espacial e temporal maior, uma vez que esta intervenção acelerou o desenvolvimento do banco sedimentar submarino exterior à barra, onde ocorre um considerável processo de acumulação aluvionar e, simultaneamente, o agravamento dos problemas de erosão costeira a sul da Barra, com diminuição dramática da largura das praias da região (Rosa et al., 2011). Intervenções de carácter provisório para minimizar este problema e reforçar o cordão dunar, incluíram a construção de esporões, obras de defesa frontal, dragagens nos canais de navegação da Ria e deposição de sedimentos na zona marítima entre o 3º e 5º esporões da Costa Nova (Rosa et al., 2011). Apesar de todo este esforço, a perda de areia nas praias a sul do molhe norte manteve-se a um ritmo considerável e as condições operacionais na barra do Porto de Aveiro continuaram limitadas, condicionando ou mesmo impedindo o acesso de embarcações de maior envergadura ao interior do porto, com consequências nomeadamente para a economia e turismo da região (Rosa et al., 2011).

É neste âmbito que surgiu a empreitada de reconfiguração da barra do Porto de Aveiro, conjugada com o reforço do cordão dunar. Esta intervenção consistiu, em termos gerais, no prolongamento do atual molhe norte do Porto de Aveiro (numa extensão de 200 m), no aprofundamento do canal de acesso ao Porto de Aveiro, e na deposição dos sedimentos dragados (oriundos do canal) em zonas de praia submersa compreendidas entre o molhe sul e o 1º esporão (Praia da Barra) e entre os 3º e 5º esporões (Costa Nova). Esta operação teve como objetivos, o aumento da competitividade do Porto de Aveiro, através do reforço a longo-prazo das condições de segurança da navegação no acesso ao porto de Aveiro e na possibilidade de admissão de navios de maior envergadura (comprimento máximo de 200 m) e a redução dos problemas de erosão existentes no cordão litoral a sul do molhe sul, entre a Barra e o Areão.

2.2 Impacto das dragagens e deposição de dragados nas comunidades bentónicas

As comunidades bentónicas estão entre as componentes biológicas mais relevantes no que diz respeito à avaliação do estado ecológico das massas de água (Diretiva Quadro da Água, 2000/60/EC). Estas são determinantes nas cadeias tróficas marinhas, principalmente quando relacionadas com recursos de interesse comercial (ex. peixes, crustáceos), desempenhando um papel principal na transferência de

materiais de produção primária para os níveis mais altos da cadeia trófica. As comunidades bentónicas são constituídas por uma grande diversidade de organismos, denominados de macroinvertebrados bentónicos (organismos com dimensões superiores a 1 mm de diâmetro), que vivem e/ou interagem na interface sedimento/água, que apresentam diferentes tolerâncias a stresses ambientais e cujas características do seu ciclo de vida os tornam ideais para estudos/monitorizações decorrentes de alterações nas condições ambientais (Newell et al., 1998). Em geral, as comunidades bentónicas são bastante estáveis em termos temporais, pelo que a identificação de alterações na sua composição (denominado de monitorização temporal da macrofauna) é passível de sinalizar com elevada precisão o grau dos impactos induzidos por condições ambientais stressantes, sejam elas naturais (ex. tsunamis, tempestades) ou antropogénicas (ex. dragagens, derrame de contaminantes). Por tudo isto, a macrofauna bentónica tem sido amplamente usada no estudo dos efeitos de perturbações, naturais e outras, nos ecossistemas marinhos (ex. Desprez, 2000; Boyd, 2002; Boyd et al., 2005).

As operações de dragagem são atividades comuns na gestão de sistemas aquáticos, considerados essenciais à vida humana. No entanto, as dragagens de sedimentos têm efeitos importantes a curto e a longo prazo nos locais onde ocorrem. As principais alterações a curto prazo incluem a alteração topográfica e geomorfológica do fundo, aumento da turbidez, redução do oxigénio dissolvido na coluna de água, alteração química da água e, em casos mais extremos, a libertação de contaminantes através da re-suspensão de camadas mais profundas do sedimento (ex. Boyd, 2002). Estas alterações resultam normalmente na perturbação e, em último caso, na mortalidade de organismos (Haynes e Makarevicz, 1982). A diminuição da diversidade e abundância das espécies é uma das alterações a longo prazo que mais se pode fazer sentir nas comunidades bentónicas (Boyd et al., 2005). Invariavelmente, as respostas do ecossistema a este tipo de intervenções poderá variar drasticamente à escala espacial e temporal, pelo que, a avaliação do risco ambiental deverá ser sempre conservadora, uma vez que a aparente ausência de modificações da macrofauna a curto-prazo, não significará alterações a longo-prazo ou vice-versa (ex. Haynes e Makarevicz, 1982).

A Declaração de Impacte Ambiental (16/07/2008), emitida no âmbito da empreitada de reconfiguração da barra do Porto de Aveiro, determinou a avaliação temporal do estado de qualidade das comunidades bentónicas nos locais de dragagem e deposição, antes e depois das intervenções técnicas, pelo período de cinco anos. Desde então, realizaram-se 4 campanhas, no seguimento das diferentes etapas da intervenção: janeiro de 2009, dezembro de 2010/janeiro de 2011, junho de

2013 e a presente monitorização (novembro de 2013). Deste modo, os objetivos do presente trabalho incluíram a:

- a) caracterização ambiental (fração sedimentar e conteúdo em matéria orgânica) e biológica (composição e distribuição da macrofauna bentónica e estado ecológico), da zona intervencionada;
- b) comparação temporal dos resultados apresentados neste relatório com resultados obtidos na monitorização anterior
- c) enumeração de algumas recomendações para futuros trabalhos.

3 Material e Métodos

3.1 Área de estudo: locais de amostragem

A amostragem dos sedimentos foi realizada em 30 locais pré-definidos, distribuídos por 6 transectos perpendiculares à linha de costa (T1, T2, T2a, T3, T4 e T5), pertencentes a 4 áreas distintas (Figura 1):

- ✓ área de dragagem (AD; correspondendo a T1);
- ✓ área de deposição de dragados 1 (ADD1; incluindo T2 e T2a), localizada imediatamente a sul do molhe sul;
- ✓ área controlo (AC; correspondendo a T3), situada entre as duas áreas de deposição de dragados;
- ✓ área de deposição de dragados 2 (ADD2; incluindo T4 e T5), ao largo da Costa Nova, na zona mais a sul da intervenção.

A localização dos transectos, o posicionamento dos locais de amostragem e a intensidade da malha de amostragem teve em consideração as indicações do parecer da Agência Portuguesa do Ambiente à Administração do Porto de Aveiro S.A.. As coordenadas dos locais de amostragem podem ser consultadas na tabela em anexo a este relatório (Anexo 1).

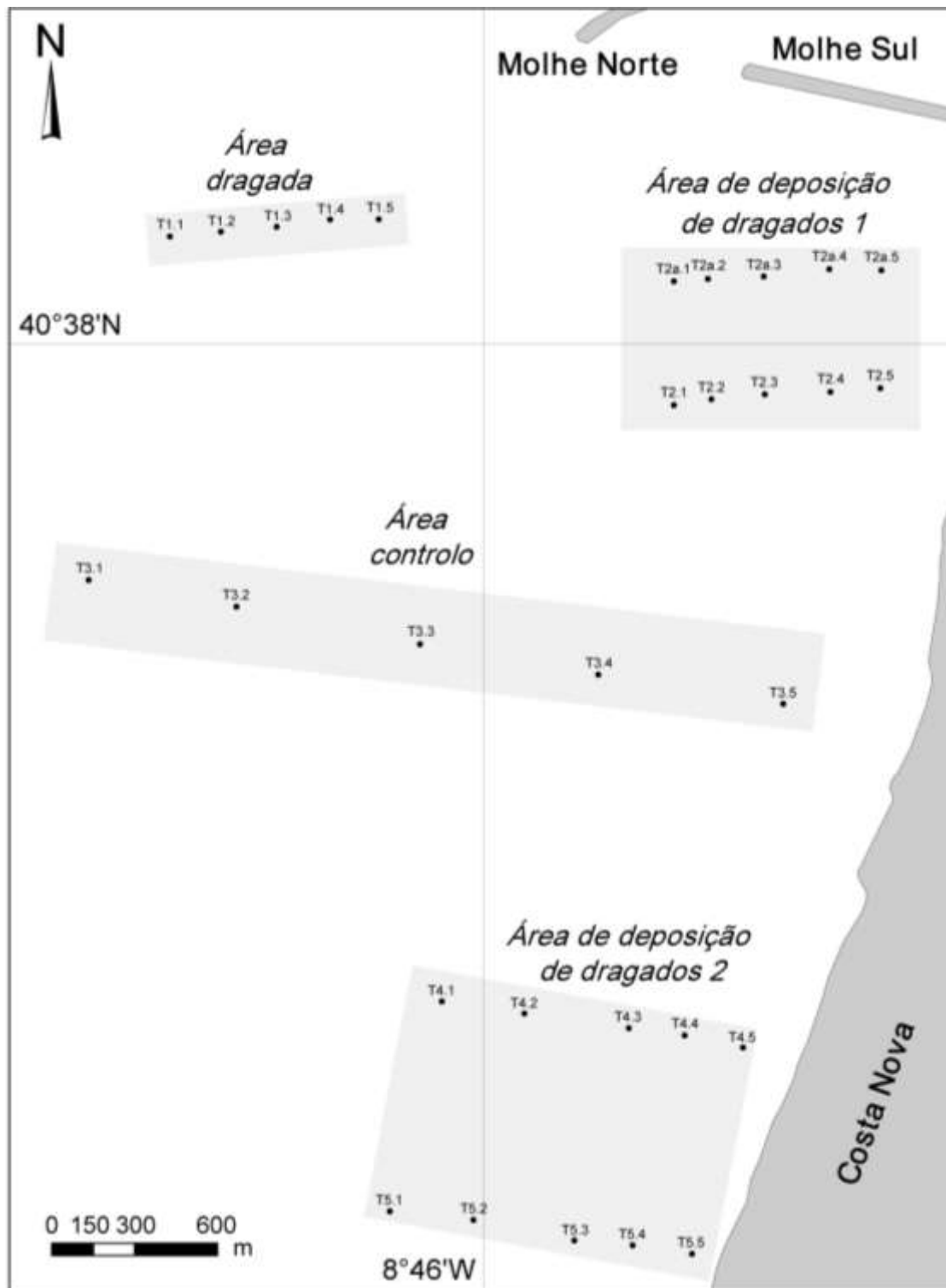


Figura 1. Representação espacial da área de estudo, com identificação da área de controlo, área de dragagem e área de deposição de dragados 1 e 2. Os 30 locais de amostragem estão representados por pontos pretos e identificados de acordo com o número do transecto (T1, T2, T2a, T3, T4 e T5) e o número da amostra do respetivo transecto (1 a 5).

3.2 Recolha das amostras sedimentares

A campanha de amostragem sedimentar realizou-se entre os dias 26 e 28 de novembro de 2013.

Em cada local, os sedimentos foram colhidos por mergulhadores profissionais (Figura 2 A) numa área de amostragem de 0,2 m², definida por um quadrado de 45 cm de lado. Note-se que o recurso a mergulho profissional, em vez de amostrador por draga, foi previamente discutido com a empresa responsável pela obra após dificuldades técnicas diversas provocadas essencialmente pela agitação marítima e embarcação inapropriada para o efeito. Em cada um dos locais de amostragem foram colhidas 5 amostras de sedimento, correspondendo a 5 réplicas, perfazendo um total de 150 amostras sedimentares para o estudo da caracterização da macrofauna bentónica. Cada amostra foi devidamente identificada e acondicionada, individualmente, em sacos de plástico (Figura 2 B). Para facilitar o processamento laboratorial e evitar a degradação do material biológico, as amostras destinadas ao estudo das comunidades de macrofauna bentónica foram lavadas na praia imediatamente após a sua colheita, utilizando um crivo com malha de 1 mm (Figura 3). Após a lavagem, o material retido no crivo, foi guardado em recipientes devidamente identificados, fixado com formol (4%), previamente neutralizado com borato de sódio e corado com rosa de Bengala, e transportado para o laboratório para posterior triagem e identificação taxonómica.

Adicionalmente, em cada local foi colhida uma amostra de sedimento para a análise dos descritores sedimentares (granulometria do sedimento e teor em matéria orgânica). No campo, o sedimento destinado à caracterização granulométrica foi acondicionado numa caixa de plástico e mantido à temperatura ambiente. Também no campo, as amostras de sedimento destinadas à quantificação do teor em matéria orgânica foram mantidas no frio e posteriormente congeladas (-20 °C) no laboratório, para impedir a decomposição do material biológico presente nas amostras.



Figura 2. Colheita das amostras por mergulhadores profissionais (A) e acondicionamento das amostras em sacos de plástico (B).



Figura 3. Lavagem das amostras sedimentares no campo com recurso a um crivo de malha 1 mm.

3.3 Triagem e identificação

As amostras sedimentares destinadas ao estudo das comunidades de macroinvertebrados foram lavadas no laboratório em água corrente num crivo de malha 1 mm, por forma a eliminar o excesso de fixador, bem como as partículas de sedimento mais finas, facilitando assim o processo de triagem dos organismos.

Procedeu-se de seguida à triagem dos organismos por grandes grupos faunísticos: Anelídeos, Moluscos, Crustáceos, Equinodermes e outros (Figura 4). Os organismos, separados por grupos faunísticos, foram guardados em frascos de plástico e conservados em álcool a 70%. O controlo de qualidade do processo de triagem foi realizado em todas as amostras. Para tal, uma segunda triagem foi realizada em cada amostra por um elemento do laboratório com experiência neste tipo de procedimentos.

As identificações dos organismos foram efetuadas, sempre que possível, até ao nível da espécie, através do reconhecimento de características morfológicas

específicas a cada espécie, com o auxílio de manuais e chaves dicotômicas apropriadas (ex. Bivalves: Tebble (1976); Anfípodas: Lincoln (1979); Decápodes: Ingle (1983); Equinodermes: Southward e Campbell (2006); Poliquetas: Fauvel (1923)). Para observação e identificação dos organismos foram utilizadas lupas binoculares e microscópio ótico (Figura 5).

Após identificação até à espécie (ou outro nível taxonómico, quando não foi possível chegar ao nível da espécie), os organismos foram acondicionados em tubos de plástico, etiquetados com a respetiva nomenclatura, código da réplica, responsável da identificação e data da campanha de amostragem, e preservados em álcool a 70%. Todo o material identificado foi organizado por local de amostragem. O controlo de qualidade deste trabalho foi assegurado através da revisão de todos os indivíduos identificados. Este processo foi realizado por três investigadores com elevada experiência em taxonomia.



Figura 4 – Triagem da macrofauna bentónica.



Figura 5 – Identificação dos macroinvertebrados com recurso a lupa binocular (direita) e a microscópio ótico (esquerda).

3.4 Descritores sedimentares

A análise granulométrica do sedimento, isto é, a identificação e quantificação das diferentes frações do sedimento é realizada dispondo as amostras em copos de plástico devidamente identificados e contempla um pré-tratamento das amostras com peróxido de hidrogénio, para destruição da fração orgânica, e com pirofosfato de tetra-sódio deca-hidratado, um agente que permite a desagregação das partículas (Figura 6). O teor em finos foi determinado por crivagem a húmido sobre crivo de 0,063 mm. As frações de areia e cascalho foram analisadas por crivagem a seco, sobre uma bateria de crivos com intervalos de 1ϕ ($\phi = -\log_2$ do diâmetro da partícula em mm) (Figura 7). Posteriormente, cada uma das frações de sedimento seco foram pesadas, nomeadamente os finos (partículas de diâmetro inferior a 0,063 mm), a areia (partículas com diâmetro compreendido entre 0,063 mm e 2 mm) e o cascalho (partículas com diâmetro superior a 2 mm). Na classe de cascalho, a fração biogénica (que inclui, por exemplo, conchas de moluscos) foi pesada separadamente.

Os pesos de cada fração foram expressos em percentagem do peso seco do sedimento total, através dos quais se determinou o valor da mediana (P50), isto é, o valor no qual se situa 50% da percentagem cumulativa da amostra. Os sedimentos foram então classificados de acordo com a escala de Wentworth (1922), baseada no valor da mediana (Tabela 1). A metodologia de análise granulométrica é apresentada em detalhe por Quintino et al. (1989).



Figura 6. Determinação da granulometria – destruição da fração orgânica com peróxido de hidrogénio.



Figura 7. Determinação da granulometria – crivagem a seco, sobre uma bateria de crivos com intervalos de 1ϕ .

Tabela 1. Classificação sedimentar, adaptada de Wentworth (1922).

Mediana (ϕ)	Classificação do sedimento	
(-1) – 0	Areia	muito grosseira
0 – 1		grosseira
1 – 2		média
2 – 3		fina
3 – 4		muito fina
> 4	Vasa	

Para a determinação do teor em matéria orgânica, 1 g de sedimento de cada amostra foi descongelado à temperatura ambiente e posteriormente seco a 60 °C, numa estufa, durante 24 horas. De seguida, o sedimento foi moído num almofariz, e posteriormente incinerado numa mufla durante 5 horas (Figura 8).

O conteúdo em matéria orgânica foi determinado por diferença do peso do sedimento seco e moído (1 g) e incinerado a 450 °C (Byers et al., 1978; Kristensen e Anderson, 1987).



Figura 8 – Determinação do teor em matéria orgânica - moagem do sedimento num almofariz.

3.5 Análise de dados

3.5.1 Variáveis primárias

O número total de indivíduos (Abundância – A), o número total de espécies (Riqueza específica – S), a abundância por taxa (quociente A/S) e a diversidade alfa (quantidade total de espécies por unidade de amostragem) foram obtidos para cada área de amostragem e para cada transecto.

3.5.2 Índices bióticos

Para cada área de amostragem e transecto determinou-se:

a) **Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H')** (Shannon e Weaver, 1963)

Este índice quantifica o grau de incerteza sobre a previsão a que espécie pertencerá um indivíduo escolhido ao acaso, de uma amostra com S espécies e N indivíduos. Assim, este índice reflete não só a riqueza em espécies de uma comunidade como também o modo como os indivíduos nela se repartem. Calcula-se da seguinte forma:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

em que $p_i = q_i/N$; S = nº total de espécies; $q_i = n^\circ$ indivíduos da espécie i; N = nº total de indivíduos.

H' = 0 quando só uma espécie pode ser amostrada ou seja quando a probabilidade de amostrar uma espécie é máxima ($P = 1$; q_i/Q e $\log_2 p_i = 0$).

H' = máximo (4, 5,...) quando todas as espécies têm a mesma probabilidade de ser amostradas.

Assim, quanto menor o valor deste índice, menor o grau de incerteza em encontrar determinada espécie, refletindo portanto, uma menor diversidade da amostra. Do mesmo modo, a diversidade tende a ser mais alta quanto maior o valor do índice. Este é o índice que atribui um maior peso a espécies raras. Assume que os indivíduos são amostrados ao acaso de uma população indefinidamente grande e que todas as espécies estão representadas na amostra colhida, sendo relativamente independente do seu tamanho.

b) **Índice de diversidade de Simpson (1-λ')** (Simpson, 1949)

O Índice de Simpson permite medir a riqueza de organismos e reflete a probabilidade de dois indivíduos escolhidos ao acaso na comunidade pertencerem a espécies diferentes. A diversidade de Simpson é estimada através da seguinte equação:

$$1 - \lambda' = 1 - \sum_{i=1}^S (n_i * (n_i - 1)) / (N * (N - 1))$$

em que S = nº total de espécies; $n_i = n^\circ$ indivíduos da espécie i; N = nº total de indivíduos.

O índice de diversidade de Simpson varia de 0 a 1 e o seu valor é tanto maior quanto maior for a diversidade presente na amostra.

c) **Índice de riqueza específica de Margalef (d)** (Margalef, 1951)

O Índice de Margalef é uma medida utilizada para estimar a biodiversidade de uma comunidade com base na distribuição numérica dos indivíduos das diferentes espécies em função do número total de indivíduos existentes na amostra analisada. Este índice é determinado da seguinte forma:

$$D = (S-1) / \log_2 N$$

em que S = nº total de espécies e N = nº total de indivíduos.

Valores inferiores a 2 denotam áreas de baixa diversidade e valores superiores a 5 refletem locais de grande biodiversidade.

d) **Índice de equitabilidade de Pielou (J')** (Pielou, 1966)

O índice de Pielou é calculado através da razão entre a diversidade real da amostra e a diversidade máxima teórica dessa mesma amostra estimada quando as espécies presentes são representadas pelo mesmo número de exemplares. Deste modo, este índice expressa a forma como os indivíduos estão distribuídos entre as diferentes espécies, sendo expresso da seguinte forma:

$$J' = H' / H' \text{ max}$$

em que H' = Índice de Shannon e H' max = $\log_2 S$.

Este índice varia entre 0 e 1. Na prática, só excepcionalmente apresenta valores superiores a 0,9. Valores baixos indicam que a amostra é dominada por poucas espécies. Assim, J é máximo quando todas as espécies capturadas são igualmente abundantes e mínimo quando apenas uma espécie domina a comunidade. O máximo valor para H' ocorre quando somente um indivíduo ocupa cada espécie considerada.

e) **Índice de rarefação (ES₅₀)** (Sanders, 1968)

O índice ES₅₀ estima o número de espécies esperadas teoricamente, numa amostra de 50 indivíduos selecionados aleatoriamente. Calcula-se da seguinte forma:

$$ES_{50} = \sum [1 - ((N-N_i)!(N-50)! / (N-N_i-50)!N!)]$$

em que N = nº total de indivíduos.

Este índice permite determinar qual a comunidade mais rica, comparando o número de espécies esperado numa amostra de 50 indivíduos.

f) **Índice Biótico Marinho – AMBI** (Borja et al., 2000; 2003; Muxika et al., 2007)

O Índice Biótico Marinho descreve as respostas das comunidades bentónicas marinhas ou estuarinas, ao enriquecimento orgânico, reconhecendo 5 grupos de sensibilidade/tolerância a perturbações de origem antropogénica (Borja et al., 2000):

Grupo I – espécies muito sensíveis ao enriquecimento orgânico e presentes em condições não perturbadas (estado de referência);

Grupo II – espécies indiferentes ao enriquecimento orgânico e que apresentam baixas densidades, com variações pouco significativas ao longo do tempo;

Grupo III – espécies tolerantes a um excessivo enriquecimento orgânico e que ocorrem em condições normais, mas cujas populações são estimuladas pelo aumento dos teores de matéria orgânica;

Grupo IV – espécies oportunistas de 2ª ordem que proliferam em situações de desequilíbrio ligeiro a pronunciado;

Grupo V – espécies oportunistas de 1ª ordem que proliferam em situações de desequilíbrio pronunciado.

Com base na abundância relativa dos taxa presentes em cada amostra, o índice AMBI é calculado segundo a seguinte fórmula:

$$\text{AMBI} = [(0 \times \%GI) + (1,5 \times GII) + (3,0 \times \%GIII) + (4,5 \times \%GIV) + (6,0 \times \%GV)] / 100$$

O valor de AMBI permite avaliar o estado global da comunidade bentónica, o nível de poluição e o estado ecológico global do local, sendo uma poderosa ferramenta para complementar e interpretar alterações das comunidades bentónicas decorrentes de fenómenos naturais ou intervenções antropogénicas. Este índice varia entre 0 (estado ecológico sem perturbação) e 7 (estado ecológico extremamente perturbado) (Tabela 2).

Tabela 2. Sumário da correspondência entre os valores do Índice Biótico Marinho (AMBI), o estado da comunidade bentónica e o estado ecológico das áreas marinhas e estuarinas (adaptado de Borja et al., 2000).

AMBI	Grupo ecológico dominante	Estado da comunidade bentónica	Classificação do estado ecológico
0,0 < AMBI ≤ 0,2 0,2 < AMBI ≤ 1,2	I-II	Normal Empobrecida	Não perturbado
1,2 < AMBI ≤ 3,3	III	Desequilibrada	Ligeiramente perturbado
3,3 < AMBI ≤ 4,3 4,3 < AMBI ≤ 5,0	IV-V	Transição para poluída Poluída	Medianamente perturbado
5,0 < AMBI ≤ 5,5 5,5 < AMBI ≤ 6,0	V	Transição para poluição severa Muito poluída	Muito perturbado
Azóico	Azóico	Azóico	Extremamente perturbado

g) **Índice AMBI multivariado (M-AMBI)** (Borja et al., 2000; 2003; Muxika et al., 2007)

O M-AMBI é um índice multiparamétrico, que representa um importante melhoramento do índice biótico AMBI, incluindo no seu algoritmo, o valor de AMBI, a riqueza específica (número total de taxa, S) e a diversidade (através do índice de Shannon-Wiener, H'). Estes parâmetros são integrados através do uso de técnicas de Análise Discriminante e Análise Fatorial. Este método determina um valor, Rácio de Qualidade Ecológica (EQR), comparando os resultados obtidos na monitorização com condições de referência. Este rácio é dado por um valor numérico entre zero e um, que exprime a distância entre os valores observados e os valores de referência. O nível de qualidade ecológica é elevado quando o valor do rácio de qualidade ecológica se aproxima de 1, e é baixo quando o valor do rácio se aproxima de 0.

Na Tabela 3 estão definidos os valores limite que permitem atribuir um nível de qualidade ecológica a cada zona.

Tabela 3. Valores limite do índice AMBI multivariado (M-AMBI) para cada Nível de Qualidade Ecológica (adaptado de Muxika et al., 2007).

M-AMBI	Nível de Qualidade Ecológica
> 0,85	Elevado
0,55 - 0,85	Bom
0,39 - 0,55	Moderado
0,2 - 0,39	Pobre
< 0,2	Mau

3.5.3 Análise multivariável

A identificação e caracterização das comunidades de macrofauna foram realizadas através de análise multivariável integrativa da matriz de abundância de espécies/taxa, com o objetivo de identificar e caracterizar os grupos de afinidade entre os 30 locais de amostragem (as cinco réplicas de cada local foram somadas por forma a obter mais coerência biológica e uma área de 1 m²). Para tal, a matriz foi transformada através da função raiz quadrada, tendo esta sido usada para calcular a matriz triangular de similitude, com base no coeficiente de Bray-Curtis (Legendre e Legendre, 1998). De seguida, a matriz de semelhança foi submetida a métodos de

classificação (construção de dendrogramas pelo método de ligações médias), e de ordenação (componentes principais; PCO), para avaliar o grau de semelhança das comunidades biológicas encontradas nos diferentes locais, transectos e áreas. A análise multivariável foi efetuada com o programa PRIMER v.6 (Clarke e Gorley, 2006).

As espécies características de cada área de amostragem foram obtidas pela constância e fidelidade. A constância é dada pelo número de locais onde a espécie foi amostrada, expressa em percentagem do total de locais da área (Dajoz, 1971). Cada espécie foi então classificada como constante ($C_n > 50,0\%$), comum ($50,0\% \geq C > 25,0\%$), ocasional ($25,0\% \geq C > 12,5\%$) e rara ($C \leq 12,5\%$). A fidelidade corresponde ao quociente entre a constância da espécie numa dada área de amostragem e a soma das constâncias da mesma espécie em todas as áreas onde existe (Retière, 1979). Desta forma, cada espécie foi classificada como exclusiva ($F > 90,0\%$), preferencial ($90\% \geq F > 66,6\%$), indiferente ($66,6\% \geq F > 33,3\%$), acessória ($33,3\% \geq F > 10,0\%$) e acidental ($F \leq 10,0\%$). Estas espécies foram escolhidas por área de amostragem seguindo o produto entre a constância e a fidelidade (Martins et al., 2013).

Os dados biológicos foram também submetidos a um teste de hipóteses através da rotina PERMANOVA (Anderson et al., 2008) do programa PRIMER v.6. Para tal, foi testada a hipótese nula de que *não existem diferenças significativas entre as áreas da campanha de novembro de 2013*, tendo por base:

- a) A composição das comunidades biológicas das diferentes áreas;
- b) As variáveis primárias (N, S);
- c) Os índices bióticos (d, H', J', $1-\lambda'$ e ES50).

Uma segunda hipótese nula foi testada, de acordo com o pressuposto de que *não existem diferenças significativas entre as áreas antes da intervenção* (junho de 2013) e *após a intervenção* (ampliação do molhe, dragagens e deposição de sedimentos; campanha de novembro de 2013), tendo por base:

- a) A composição das comunidades biológicas das diferentes áreas;
- b) As variáveis primárias (N, S);
- c) Os índices bióticos (d, H', J', $1-\lambda'$ e ES50).

A significância dos testes principais e emparelhados (grupos dois-a-dois) foi obtida através do modelo de permutações de dados brutos (9999 permutações) e o cálculo das somas dos quadrados (do tipo III). A hipótese nula foi rejeitada para um valor de significância $\leq 0,05$.

3.5.4 Projeção espacial dos dados

A distribuição espacial dos locais de amostragem, bem como de dados relevantes (abundância de espécies características ou variáveis primárias), foi realizada recorrendo ao programa de projeção de dados em sistemas de informação geográfica, ArcGIS v.10.1. Na maioria das situações optou-se pela projeção espacial contínua dos dados, tendo sido utilizado para o efeito o método de interpolação IDW (*Inverse Distance Weighted*), da ferramenta *Spatial Analyst Tools* do mesmo programa. Trata-se de um método de análise espacial que considera que uma dada amostra tem tanta mais influência quanto mais próximo de um determinado ponto estiver, diminuindo essa influência com a distância (Wei e McGuinness, 1973).

4 Resultados

4.1 Descritores ambientais

Os resultados referentes à análise dos descritores sedimentares estão apresentados na Tabela 4. Para cada local de amostragem estão descritos: os teores em cascalho, areias e finos (expressos em percentagem de peso seco do total da amostra sedimentar), a mediana (expressa em Phi, ϕ), a classificação granulométrica do sedimento e o teor em matéria orgânica (TMO; expresso em percentagem). Na Figura 9 estão representados os descritores ambientais por local de amostragem. Verificou-se que todos os locais apresentaram um elevado teor em areias (Figura 9 B). A área dragada apresentou uma maior proporção de areias das classes mais grosseiras, as áreas de deposição caracterizaram-se maioritariamente por areia média e a área controlo por areia fina, com teor reduzido em matéria orgânica (Figura 9 C). Apenas no local 5.1 (ADD2) foi encontrado sedimento com características envasadas e com teor em matéria orgânica superior às restantes áreas (cf. Figura 9 A e C, Tabela 4).

Tabela 4. Descritores ambientais dos locais de amostragem. Áreas: AD = área dragada, ADD1 = área de deposição de dragados 1, AC = área controlo e ADD2 = área de deposição de dragados 2; Tipos sedimentares: Cascalho, Areia e Finos (%); Mediana (ϕ); classificação granulométrica e teor em matéria orgânica (TMO, %).

Área	Local	Cascalho	Areia	Finos	Mediana	Classificação	TMO
AD	1.1	19,04	80,77	0,17	-0,11	areia muito grosseira	0,31
	1.2	0,69	98,59	0,79	1,4	areia média	0,15
	1.3	2,38	97,67	0,00	1,11	areia média	0,31
	1.4	5,15	94,47	0,43	1,12	areia média	0,74
	1.5	6,28	93,49	0,28	0,54	areia grosseira	0,32
ADD1	2.1	0,00	99,43	0,71	1,65	areia média	0,34
	2.2	0,00	98,89	1,16	1,8	areia média	0,49
	2.3	0,16	99,72	0,16	1,35	areia média	0,11
	2.4	3,11	96,91	0,10	0,8	areia grosseira	0,17
	2.5	0,00	99,66	0,30	1,9	areia média	0,31
	2a.1	5,44	94,33	0,06	0,94	areia grosseira	0,36
	2a.2	0,00	99,89	0,17	1,61	areia média	0,48
	2a.3	0,02	99,38	0,59	1,68	areia média	0,28
	2a.4	0,00	99,02	0,88	1,76	areia média	0,38
	2a.5	0,60	97,78	1,63	1,6	areia média	0,60
AC	3.1	0,02	98,51	1,41	2,49	areia fina	0,55
	3.2	0,00	98,28	1,48	2,48	areia fina	0,62
	3.3	0,00	99,18	0,65	2,29	areia fina	0,38
	3.4	0,02	99,43	0,46	2,07	areia fina	0,46
	3.5	0,13	99,04	0,57	1,7	areia média	0,44
ADD2	4.1	0,08	95,56	4,34	2,44	areia fina	0,79
	4.2	2,46	94,35	3,15	1,37	areia média	0,50
	4.3	0,42	99,43	0,12	1,26	areia média	0,26
	4.4	0,00	100,08	0,10	1,56	areia média	0,37
	4.5	0,02	99,33	0,39	1,69	areia média	0,57
	5.1	0,06	85,25	14,70	2,87	areia fina envasada	1,19
	5.2	0,98	99,20	0,00	1,47	areia média	0,47
	5.3	0,00	99,30	0,76	1,87	areia média	0,26
	5.4	0,11	99,47	0,00	1,71	areia média	0,29
	5.5	0,03	99,76	0,11	1,62	areia média	0,50

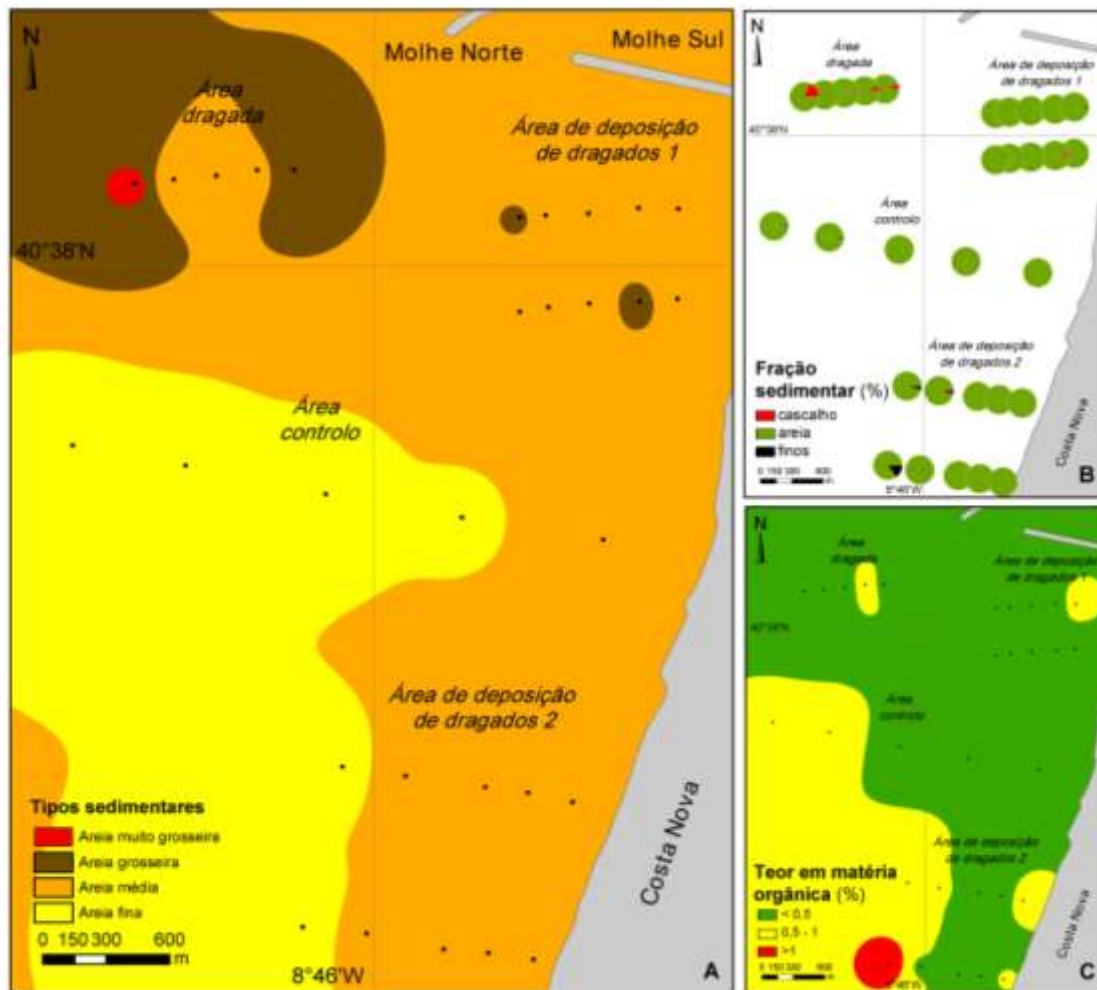


Figura 9. Distribuição espacial dos tipos sedimentares (definidos a partir dos valores da mediana) (A), da composição sedimentar de acordo com as principais frações granulométricas (cascalho: diâmetro (\varnothing) > 2mm; areia: \varnothing 2 mm até 0,063 mm e finos: \varnothing < 0,063mm) e do teor em matéria orgânica (C).

4.2 Descritores biológicos

No âmbito deste trabalho, foram identificados cerca de 5363 indivíduos em todas as amostras, pertencentes a sete filos e 65 espécies diferentes. Globalmente, o filo Annelida foi o mais abundante, representando mais de metade do total de indivíduos identificados (51,67%), seguindo-se os filos Mollusca (22,4%), Nematoda (10,57 %), Arthropoda (9,49 %), Nemertea (4,49%), Echinodermata (1,31 %) e Platyhelminthes (0,04 %). Na Figura 10 está representada a abundância relativa de cada filo por local de amostragem sob a forma de diagramas circulares. Salienta-se a elevada abundância dos nemátodes (fauna intersticial) e anelídeos na área dragada, a dominância dos anelídeos na área controlo e a heterogeneidade de grupos nas áreas de deposição de dragados.

Na Tabela 5 são apresentadas todas as espécies identificadas, com respetiva informação taxonómica, bem como a abundância total. O poliqueta *Pisione remota*, o bivalve *Donax vittatus*, os vermes nemátodes e os poliquetas *Owenia fusiformis* e *Mediomastus fragilis*, foram as espécies mais abundantes neste trabalho, representando 58% da abundância total.

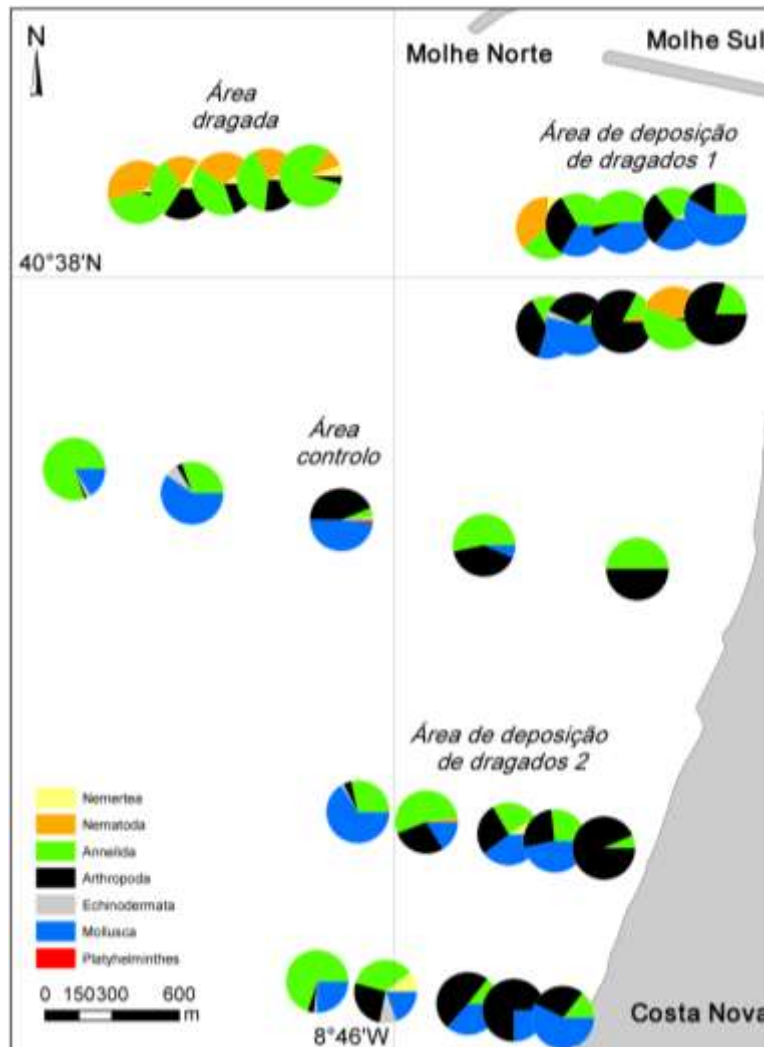


Figura 10. Distribuição espacial da abundância relativa por Filo e por local de amostragem.

Tabela 5. Abundância das espécies de macrofauna bentônica (com indicação de Filo, Classe e Família a que pertencem) e respetiva abundância total. As espécies estão listadas por ordem alfabética e as mais abundantes estão realçadas a cinzento.

Filo	Classe	Família	Espécie	Total
Annelida	Polychaeta	Capitellidae	<i>Mediomastus fragilis</i> Rasmussen, 1973	421
Annelida	Polychaeta	Glyceridae	<i>Glycera tridactyla</i> Schmarida, 1861	66
Annelida	Polychaeta	Hesionidae	<i>Microphthalmus pseudoaberrans</i> Campoy & Vieitez, 1982	74
Annelida	Polychaeta	Hesionidae	<i>Podarkeopsis capensis</i> (Day, 1963)	1
Annelida	Polychaeta	Lumbrineridae	<i>Scoletoma fragilis</i> (O.F. Muller, 1776)	3
Annelida	Polychaeta	Magelonidae	<i>Magelona johnstoni</i> Fiege, Licher & Mackie, 2000	104
Annelida	Polychaeta	Nephtyidae	<i>Nephtys assimilis</i> Örsted, 1843	12
Annelida	Polychaeta	Nephtyidae	<i>Nephtys cirrosa</i> (Ehlers, 1868)	149
Annelida	Polychaeta	Nephtyidae	<i>Nephtys hombergii</i> Savigny in Lamarck, 1818	10
Annelida	Polychaeta	Onuphidae	<i>Diopatra micrura</i> Pires, Paxton, Quintino & Rodrigues, 2010	3
Annelida	Polychaeta	Ophelliidae	<i>Ophelia neglecta</i> Schneider, 1892	16
Annelida	Polychaeta	Orbiniidae	<i>Orbinia latreillii</i> (Audouin & Milne-Edwards, 1833)	0
Annelida	Polychaeta	Owenidae	<i>Owenia fusiformis</i> delle Chiaje, 1844	446
Annelida	Polychaeta	Pectinariidae	<i>Lagis koreni</i> Malmgren, 1866	1
Annelida	Polychaeta	Phyllodocidae	<i>Mysta picta</i> (Quatrefages, 1866)	1
Annelida	Polychaeta	Phyllodocidae	<i>Phyllodoce rosea</i> McIntosh, 1877	2
Annelida	Polychaeta	Sabellariidae	<i>Sabellaria spinulosa</i> Leuckart, 1849	1
Annelida	Polychaeta	Sigalionidae	<i>Pisone parapari</i> Moreira, Quintas & Troncoso, 2000	321
Annelida	Polychaeta	Sigalionidae	<i>Pisone remota</i> (Southern, 1914)	1057
Annelida	Polychaeta	Polynoidae	<i>Malmgreniella castanea</i> (McIntosh, 1876)	4
Annelida	Polychaeta	Serpulidae	<i>Spirobranchus iamarcki</i> (Quatrefages, 1866)	20
Annelida	Polychaeta	Sigalionidae	<i>Sigalion mathildae</i> Audouin & Milne Edwards in Cuvier, 1830	1
Annelida	Polychaeta	Spionidae	<i>Polydora cornuta</i> Bosc, 1802	7
Annelida	Polychaeta	Spionidae	<i>Scolelepis (Scolelepis) squamata</i> (O.F. Muller, 1806)	36
Annelida	Polychaeta	Spionidae	<i>Spio decoratus</i> Bobretzky, 1870	3
Annelida	Polychaeta	Spionidae	<i>Spiophanes bombyx</i> (Claparède, 1870)	2
Annelida	Polychaeta	Terebellidae	<i>Lanice conchilega</i> (Pallas, 1766)	1
Annelida	Polychaeta		Archiannelida n.i.	1
Annelida	Oligochaeta		Oligochaeta n.i.	8
Arthropoda	Malacostraca	Bathyporeiidae	<i>Bathyporeia pilosa</i> Lindström, 1855	28
Arthropoda	Malacostraca	Sphaeromatidae	<i>Campecopea hirsuta</i> (Montagu, 1804)	0
Arthropoda	Malacostraca	Bodotriidae	<i>Cumopsis fagei</i> Bacescu, 1956	13
Arthropoda	Malacostraca	Diastylidae	<i>Diastylis bradyi</i> Norman, 1879	1
Arthropoda	Malacostraca	Diogenidae	<i>Diogenes pugilator</i> (Roux, 1829)	104
Arthropoda	Malacostraca	Bodotriidae	<i>Eocuma dollfusi</i> Calman, 1907	20
Arthropoda	Malacostraca	Cirolanidae	<i>Eurydice naylori</i> Jones & Pierpoint, 1997	9
Arthropoda	Malacostraca	Cirolanidae	<i>Eurydice spinigera</i> Hansen, 1890	7
Arthropoda	Malacostraca	Gammaridae	<i>Gammarus insensibilis</i> Stock, 1966	1
Arthropoda	Malacostraca	Mysidae	<i>Gastrosaccus spinifer</i> (Goës, 1864)	248
Arthropoda	Malacostraca	Idoteidae	<i>Idotea emarginata</i> (Fabricius, 1793)	1
Arthropoda	Malacostraca	Atylidae	<i>Nototropis falcatus</i> (Metzger, 1871)	1
Arthropoda	Malacostraca	Atylidae	<i>Nototropis swammerdami</i> (Milne-Edwards, 1830)	5
Arthropoda	Malacostraca	Haustoriidae	<i>Parahaustorius holmesi</i> Bousfield, 1965	2
Arthropoda	Malacostraca	Polybiidae	<i>Polybius henslowii</i> Leach, 1820	2
Arthropoda	Malacostraca	Oedicerotidae	<i>Pontocrates altamarinus</i> (Bate and Westwood, 1862)	5
Arthropoda	Malacostraca	Oedicerotidae	<i>Pontocrates arenarius</i> (Bate, 1858)	20
Arthropoda	Malacostraca	Portunidae	<i>Portumnus latipes</i> (Pennant, 1777)	25
Arthropoda	Malacostraca	Sphaeromatidae	<i>Sphaeroma serratum</i> (Fabricius, 1787)	2
Arthropoda	Malacostraca	Urothoidae	<i>Urothoe brevicornis</i> Bate, 1862	15
Echinodermata	Ophiuroidea	Amphiuridae	<i>Acrocnida brachiata</i> (Montagu, 1804)	35
Echinodermata	Echinoidea	Loveniidae	<i>Echinocardium cordatum</i> (Pennant, 1777)	35
Mollusca	Bivalvia	Semelidae	<i>Abra alba</i> (W. Wood, 1802)	176
Mollusca	Gastropoda	Acteonidae	<i>Acteon tornatilis</i> (Linnaeus, 1758)	4
Mollusca	Bivalvia	Tellinidae	<i>Angulus fabula</i> (Gmelin, 1791)	123
Mollusca	Bivalvia	Tellinidae	<i>Angulus tenuis</i> (da Costa, 1778)	140

Mollusca	Bivalvia	Veneridae	<i>Chamelea striatula</i> (da Costa, 1778)	2
Mollusca	Gastropoda	Cylichnidae	<i>Cylichna cylindracea</i> (Pennant, 1777)	1
Mollusca	Bivalvia	Donacidae	<i>Donax vittatus</i> (da Costa, 1778)	646
Mollusca	Gastropoda	Naticidae	<i>Euspira nitida</i> (Donovan, 1804)	3
Mollusca	Bivalvia	Mactridae	<i>Mactra stultorum</i> (Linnaeus, 1758)	3
Mollusca	Gastropoda	Nassariidae	<i>Nassarius reticulatus</i> (Linnaeus, 1758)	8
Mollusca	Bivalvia	Pharidae	<i>Pharus legumen</i> (Linnaeus, 1758)	28
Mollusca	Bivalvia	Mactridae	<i>Spisula solida</i> (Linnaeus, 1758)	25
Mollusca	Bivalvia	Montacutidae	<i>Tellimya ferruginosa</i> (Montagu, 1808)	44
Nematoda			Nematoda n.i.	567
Nemertea			Nemertea n.i.	241
Platyhelminthes	Turbellaria		Turbellaria n.i.	2

Na Tabela 6 estão apresentados os valores de abundância média de cada taxa por área de amostragem (indivíduos/m²). A Tabela 7 sumariza a caracterização holística das comunidades bentônicas identificadas nas diferentes áreas da zona intervencionada, relacionando os descritores ambientais com os biológicos, incluindo os seguintes parâmetros: tipos sedimentares, teor em finos (%) e em matéria orgânica (%), abundância média (A), riqueza específica total (S_t), riqueza específica média (S), abundância por taxa (A/S), índice de Shannon-Wiener (H'), índice de Margalef (d), índice de Simpson (1- λ'), índice de rarefação (ES₅₀), índice de Pielou (J'), índice biótico marinho (AMBI), índice multivariado AMBI (M-AMBI), número de espécies exclusivas e a indicação das espécies características.

Tabela 6. Abundância média (ind./m²) por área de amostragem (AD = área dragada, ADD1 = área de deposição de dragados, AC = área controle, ADD2 = área de deposição de dragados 2). As espécies estão listadas por ordem de abundância média, estando as espécies exclusivas destacadas a cinzento-escuro, e as espécies com a maior abundância média entre todas as áreas a cinzento-claro.

Taxa	AD	ADD1	AC	ADD2
<i>Cumopsis fagei</i> Bacescu, 1956	2,6			
<i>Sphaeroma serratum</i> (Fabricius, 1787)	0,4			
<i>Sabellaria spinulosa</i> Leuckart, 1849	0,2			
Archiannelida n.i.	0,2			
<i>Pisione remota</i> (Southern, 1914)	195,2	7,3		0,8
Nematoda n.i.	87,8	12,7		0,1
<i>Pisione parapari</i> Moreira, Quintas & Troncoso, 2000	54,2	5		
<i>Gastrosaccus spinifer</i> (Goës, 1864)	37,2	3,1	0,8	2,7
Nemertea n.i.	30,2	7,1	0,6	1,6
<i>Microphthalmus pseudoaberrans</i> Campoy & Vieitez, 1982	13,2	0,4		0,4
<i>Scolecopsis (Scolecopsis) squamata</i> (O.F. Muller, 1806)	2,0	0,7	1,4	1,2
<i>Pontocrates arenarius</i> (Bate, 1858)	1,8	0,6	0,4	0,3
Oligochaeta n.i.	1,0	0,3		
<i>Spisula solida</i> (Linnaeus, 1758)		2,5		
<i>Urothoe brevicornis</i> Bate, 1862		1,4		0,1
<i>Ophelia neglecta</i> Schneider, 1892	0,6	1,0		0,3
<i>Eurydice naylori</i> Jones & Pierpoint, 1997	0,2	0,4		0,4
<i>Owenia fusiformis</i> delle Chiaje, 1844			89,2	
<i>Echinocardium cordatum</i> (Pennant, 1777)			7,0	
<i>Spiophanes bombyx</i> (Claparède, 1870)			0,4	
<i>Polybius henslowii</i> Leach, 1820			0,4	
<i>Chamelea striatula</i> (da Costa, 1778)			0,4	
Turbellaria n.i.			0,4	
<i>Podarkeopsis capensis</i> (Day, 1963)			0,2	
<i>Lanice conchilega</i> (Pallas, 1766)			0,2	
<i>Donax vittatus</i> (da Costa, 1778)		3,1	50,6	36,2
<i>Angulus tenuis</i> (da Costa, 1778)	0,4	0,6	22,0	2,2
<i>Magelona johnstoni</i> Fiege, Licher & Mackie, 2000			16,4	2,2
<i>Tellimya ferruginosa</i> (Montagu, 1808)			8,6	0,1
<i>Diogenes pugilator</i> (Roux, 1829)		0,3	8,2	6,0
<i>Glycera tridactyla</i> Schmarda, 1861			5,0	4,1
<i>Eocuma dollfusi</i> Calman, 1907	0,6	0,1	2,6	0,3
<i>Acrocrida brachiata</i> (Montagu, 1804)		0,1	2,4	2,2
<i>Portumnus latipes</i> (Pennant, 1777)		0,7	1,4	1,1

<i>Nassarius reticulatus</i> (Linnaeus, 1758)			1,4	0,1
<i>Polydora cornuta</i> Bosc, 1802	0,2		1,2	
<i>Acteon tornatilis</i> (Linnaeus, 1758)			0,6	0,1
<i>Scoletoma fragilis</i> (O.F. Muller, 1776)		0,1	0,2	0,1
<i>Pharus legumen</i> (Linnaeus, 1758)				2,8
<i>Pontocrates altamarinus</i> (Bate and Westwood, 1862)				0,5
<i>Spio decoratus</i> Bobretzky, 1870				0,3
<i>Euspira nitida</i> (Donovan, 1804)				0,3
<i>Parahaustorius holmesi</i> Bousfield, 1965				0,2
<i>Lagis koreni</i> Malmgren, 1866				0,1
<i>Mysta picta</i> (Quatrefages, 1866)				0,1
<i>Sigalion mathildae</i> Audouin & Milne Edwards in Cuvier, 1830				0,1
<i>Diastylis bradyi</i> Norman, 1879				0,1
<i>Gammarus insensibilis</i> Stock, 1966				0,1
<i>Idotea emarginata</i> (Fabricius, 1793)				0,1
<i>Nototropis falcatus</i> (Metzger, 1871)				0,1
<i>Cylichna cylindracea</i> (Pennant, 1777)				0,1
<i>Mediomastus fragilis</i> Rasmussen, 1973		0,1	2,6	40,7
<i>Abra alba</i> (W. Wood, 1802)			0,4	17,4
<i>Angulus fabula</i> (Gmelin, 1791)			6,4	9,1
<i>Nephtys cirrosa</i> (Ehlers, 1868)	2,0	2,8	6,6	7,8
<i>Bathyporeia pilosa</i> Lindström, 1855	0,2		1,6	1,9
<i>Spirobranchus lamarcki</i> (Quatrefages, 1866)	0,2	0,2		1,7
<i>Nephtys assimilis</i> Örsted, 1843			0,4	1,0
<i>Nephtys hombergii</i> Savigny in Lamarck, 1818			0,6	0,7
<i>Nototropis swammerdami</i> (Milne-Edwards, 1830)	0,2			0,4
<i>Diopatra micrura</i> Pires, Paxton, Quintino & Rodrigues, 2010			0,2	0,2
<i>Mactra stultorum</i> (Linnaeus, 1758)			0,2	0,2
<i>Eurydice spinigera</i> Hansen, 1890	0,6	0,2		0,2
<i>Malmgreniella castanea</i> (McIntosh, 1876)		0,2		0,2
<i>Phyllodoce rosea</i> McIntosh, 1877		0,1		0,1

Tabela 7. Caracterização das comunidades bentônicas identificadas na área intervencionada, ao largo da costa de Aveiro. Os valores médios são reportados á unidade de área amostrada em cada local (1 m²). Tipos sedimentares: AMG = areia muito grosseira; AG = areia grosseira; AM = areia média, AF = areia fina, AFE = areia fina envasada; indicação entre parêntesis do número de amostras com um dado tipo de sedimento face ao total; TMO = teor em matéria orgânica médio; A = abundância média, S_t = riqueza específica total, S = riqueza específica média, A/S = abundância por taxa, H' = índice de Shannon-Wiener, d = índice de Margalef, 1-λ' = índice de Simpson, ES₅₀ = índice de rarefação, J' = índice de Pielou, AMBI = índice biótico marinho, M-AMBI = índice multivariado AMBI. As espécies características em cada área são definidas de acordo os índices de constância (Cn = constante, C = comum, O = ocasional, R = rara) e fidelidade (E* = exclusiva; E = eletiva, P = preferencial, I = indiferente, A = acessória).

Áreas	Dragagem	Deposição 1	Controlo	Deposição 2
Tipos sedimentares	AM (3/5); AG (1/5); AMG (1/5)	AM (8/10); AG (2/10)	AF (4/5); AM (1/5)	AM (8/10); AF (1/10); AFE (1/10)
Finos (média; %)	0,33	0,58	0,91	2,37
TMO (média; %)	0,37	0,35	0,49	0,52
A (média)	31,2	51,1	241,0	149,1
S _t	24	27	35	50
S (média; n ^o taxa/m ²)	23,0	26,0	34,0	49,0
A/S (média; n ^o ind./taxa)	30,0	5,2	11,4	8,1
H' (media; bits/ind/m ²)	2,4	3,5	3,1	3,5
d (média)	3,6	6,4	6,0	9,6
1-λ' (média)	0,7	0,9	0,8	0,8
ES ₅₀ (media; n ^o)	7,2	13,9	12,2	13,1
J' (média)	0,5	0,7	0,6	0,6
AMBI (média)	1,5	1,7	1,3	1,7
M-AMBI (média)	0,6	0,6	0,7	0,7
N ^o espécies exclusivas	4	1	8	13
Espécies caraterísticas (com indicação do nível de Constância e Fidelidade)	<i>Cumopsis fagei</i> (Cn/E*) <i>Pisione parapari</i> (Cn/P) Nematoda n.i. (Cn/P) <i>Microphthalmus pseudoaberrans</i> (Cn/P) <i>Pisione remota</i> (Cn/I) <i>Nemertea n.i.</i> (Cn/I) <i>Sphaeroma serratus</i> (C/E*) <i>Eurydice spinigera</i> (C/P) <i>Gastrosaccus spinifer</i> (Cn/I) <i>Pontocrates arenarius</i> (Cn/I)	<i>Spisula solida</i> (C/E*) <i>Urothoe brevicornis</i> (C/P) <i>Eurydice naylori</i> (C/I) <i>Donax vittatus</i> (Cn/A) <i>Angulus tenuis</i> (C/A) <i>Ophelia neglecta</i> (C/I) <i>Nephtys cirrosa</i> (Cn/A) <i>Portumnus latipes</i> (C/A) <i>Gastrosaccus spinifer</i> (Cn/A) <i>Pisione parapari</i> (C/A)	<i>Owenia fusiformis</i> (Cn/E*) <i>Diogenes pugilator</i> (Cn/I) <i>Echinocardium cordatum</i> (C/E*) <i>Turbellaria n.i.</i> (C/E*) <i>Portumnus latipes</i> (Cn/I) <i>Bathyporeia pilosa</i> (Cn/I) <i>Acteon tornatilis</i> (C/P) <i>Nassarius reticulatus</i> (C/P) <i>Tellimya ferruginosa</i> (C/P) <i>Nephtys cirrosa</i> (Cn/A)	<i>Donax vittatus</i> (Cn/I) <i>Pontocrates altamarinus</i> (C/E*) <i>Diogenes pugilator</i> (Cn/I) <i>Spirobranchus lamarcki</i> (C/I) <i>Angulus fabula</i> (C/I) <i>Parahaustorius holmesi</i> (O/E*) <i>Euspira nitida</i> (O/E*) <i>Pharus legumen</i> (O/E*) <i>Nephtys cirrosa</i> (Cn/A) <i>Gastrosaccus spinifer</i> (Cn/A)

Os resultados da análise estatística multivariável evidenciaram a diferença das comunidades biológicas das áreas monitorizadas, tal como se pode verificar pelas representações gráficas simplificadas das análises de classificação (Figura 11 A) e ordenação (Figura 11 B). A área dragada apresentou a comunidade com maior diferença faunística, com uma dissimilitude de 70% face às demais (Figura 11 A), o que deverá estar associado à presença de um teor em cascalho muito superior face às restantes áreas (polo positivo do eixo 1, na Figura 11 B), possivelmente consequência de um processo de dragagem a maiores profundidades. A área de deposição de dragados 1, constituída por dois transectos, apresenta alguma dissimilitude interna (aproximadamente 45%), o que se poderá justificar pela deposição mais acentuada de sedimentos num dos transectos, em detrimento do outro. Este fenómeno é muito menos evidente na área de deposição de dragados 2, com maior teor em finos e matéria orgânica (polo negativo do eixo 1, na Figura 11 B), uma vez que a semelhança da comunidade faunística é superior a 70% (Figura 11 A). De acordo com estes resultados, também se constata que a comunidade biológica da área controlo exibiu uma elevada semelhança com as das áreas de deposição de dragados 1 e 2 (menor distância de Bray-Curtis; Figura 11 A), o que poderá indicar a interferência das atividades de dragagem e deposição nesta área.

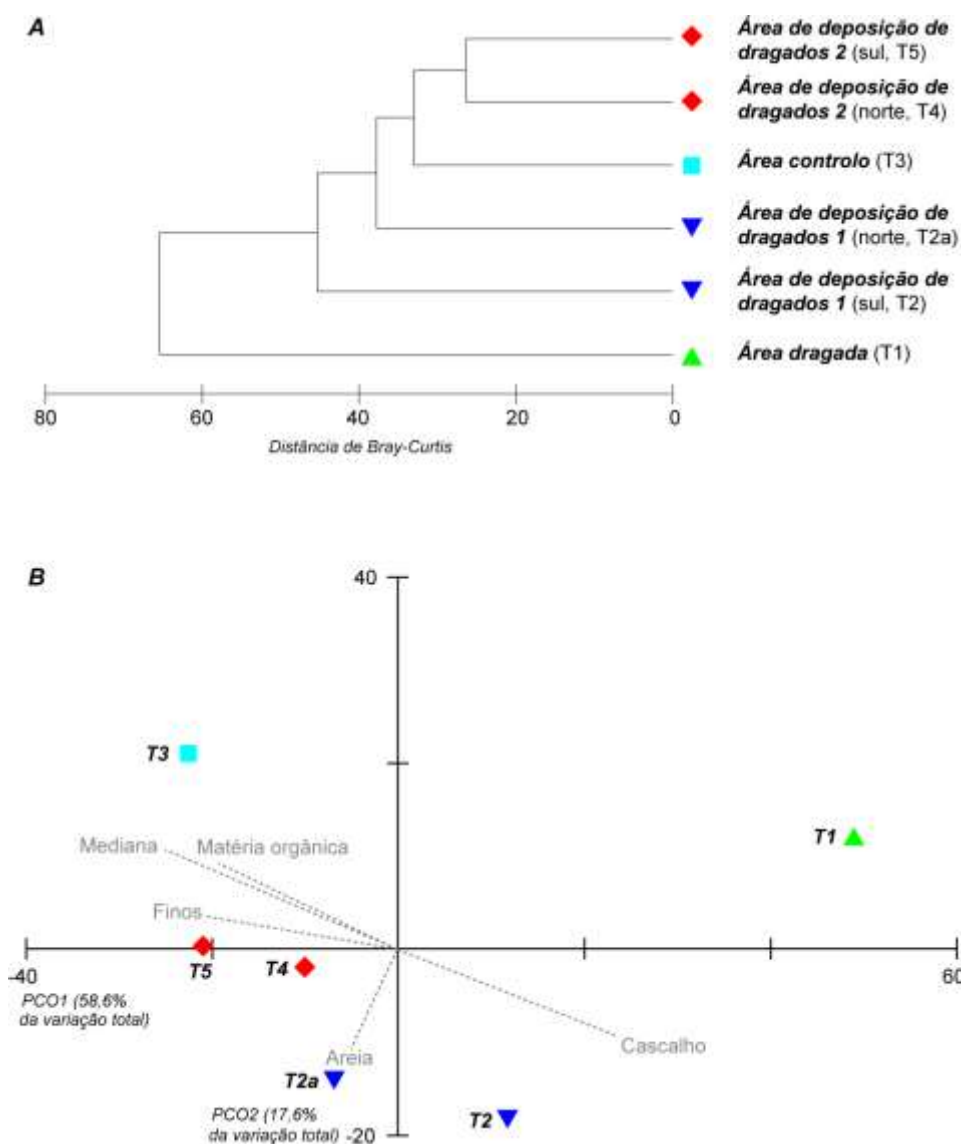


Figura 11. Análise de classificação (A) e ordenação (B), tendo por base a abundância média das espécies por área. Os descritores sedimentares com correlação de Pearson superior a 0,7 foram sobrepostos na análise de ordenação através de vetores (cinzento e tracejado).

A análise estatística permutacional determinada a partir da matriz de abundância de espécies (abundância de espécies x locais) demonstrou que a hipótese nula (H_0 : Não existem diferenças significativas entre áreas) foi rejeitada, concluindo-se que, na globalidade, existem diferenças significativas entre as diferentes áreas ($p \leq 0,05$ para o teste principal). As análises permutacionais entre as áreas duas-a-duas (*pair-wise tests* ou testes emparelhados) evidenciaram a existência de **diferenças significativas entre a maioria das comunidades biológicas das áreas estudadas**, uma vez que a hipótese nula foi sempre rejeitada nestes casos. Contudo, a hipótese nula foi aceite para as comparações entre as comunidades biológicas da **área controlo e área de deposição de dragados 2** ($p=0,2933$), bem como **entre ambas**

as áreas de deposição ($p=0,1504$), indicando assim que a composição destas comunidades **não apresenta diferenças significativas** entre si. A hipótese nula teria sido porém rejeitada ($p=0,0369$), se o novo transecto (T2a) não fosse incluído na monitorização. Ou seja, se a área de deposição de dragados 1 (ADD1) tivesse apenas a radial localizada mais a sul desta área (T2) concluir-se-ia que a área estaria muito pouco ou nada intervencionada, uma vez que a análise permutacional indicaria a inexistência de diferenças na comunidade de organismos bentónicos face à comunidade do controlo e a existência de diferenças entre as comunidades biológicas das duas áreas de deposição de dragados. Assim, a maior perturbação da ADD1 observada através da adição do transecto T2a, permite depreender que os sedimentos dragados foram depositados numa área muito para além do transecto T2 e áreas contíguas, corroborando a necessidade de incrementar o esforço de amostragem em estudos futuros. Finalmente, tendo por base as análises permutacionais calculadas a partir das matrizes individuais (variável x locais de amostragem) de abundância, riqueza específica e índices de diversidade, verificou-se que **não** existem diferenças significativas entre as áreas.

Devido aos resultados das análises estatísticas multivariável e permutacional, apresenta-se de seguida uma caracterização sumária de cada área, com base nos descritores sedimentares e biológicos:

A **área dragada** (AD) apresentou o tipo sedimentar com características mais grosseiras (teor médio em cascalho igual a 6,7%) em relação às outras áreas de amostragem, exibindo conseqüentemente uma comunidade típica deste tipo sedimentar (Figura 12 A). No entanto, apesar da elevada abundância média, tratou-se da área que apresentou menor riqueza específica total e valores inferiores dos índices S, H' (Figura 12 D), d, ES50 e J'. O crustáceo *Cumopsis fagei* (Figura 13 A) foi a espécie mais característica da comunidade desta área, uma vez que surgiu de forma constante e exclusiva, seguindo-se o poliqueta *Pisione parapari* (Figura 13 B), bem como os vermes intersticiais do filo Nematoda. A espécie mais abundante foi o poliqueta *Pisione remota*, uma espécie típica de areia e de hábito intersticial, isto é, que habita preferencialmente os espaços existentes entre as partículas de sedimento mais grosseiro.

A **área de depósitos de dragados 1** (ADD1), caracterizou-se por sedimentos arenosos de granulometria média e em termos biológicos pelos valores mais reduzidos de abundância média e abundância por taxa, apresentando porém valores elevados

para alguns índices, como por exemplo ES_{50} (em média 13,9 espécies por 50 indivíduos por m^2), indicando que se está perante uma área rica em espécies em proporção à abundância encontrada. Como se pode observar na Tabela 7, a comunidade típica desta área é representada sobretudo pelo bivalve *Spisula solida* (exclusiva e abundante; Figura 14 A), e o crustáceo *Urothoe brevicornis* (comum e preferencial; Figura 14 B).

A **área de controlo** (AC) caracterizou-se por areia fina, com teores relativamente elevados de abundância e riqueza específica. Foram encontradas oito espécies exclusivas entre as quais o equinoderme *Echinocardium cordatum* e o poliqueta tubícola *Owenia fusiformis* (Figura 15 A; Tabela 7), ambas as espécies típicas de ambientes marinhos arenosos. O poliqueta tubícola *Owenia fusiformis* e os bivalves *Donax vittatus* e *Angulus tenuis* foram as três espécies mais abundantes desta área. O caranguejo eremita *Diogenes pugilator* (Figura 15 B) está entre as espécies mais constantes desta área (Tabela 7).

A **área de deposição de dragados 2** (ADD2) apresentou sedimento mais fino (teor médio em finos de 2,37%), com o maior teor médio de matéria orgânica (0,52% em média), justificando os valores mais elevados de S_i , S , d e número de espécies exclusivas (Tabela 7). Esta área destacou-se pela elevada abundância do poliqueta *Mediomastus fragilis*, e do bivalve *Abra alba*, espécies típicas de sedimento arenoso ligeiramente envasado (Tabela 7). Estamos na presença de uma comunidade típica deste tipo de sedimento, caracterizada sobretudo pelo bivalve *Donax vittatus* (espécie constante; Figura 16 A) e pelo crustáceo *Pontocrates altamarinus* (comum e exclusivo desta área; Figura 16 B).

Verificou-se que os índices AMBI e M-AMBI responderam de forma igual nas diferentes áreas de amostragem, classificando-as de ligeiramente perturbadas e com bom estado ecológico, respetivamente. A área controlo foi contudo a mais próxima de ser classificada como área não poluída.

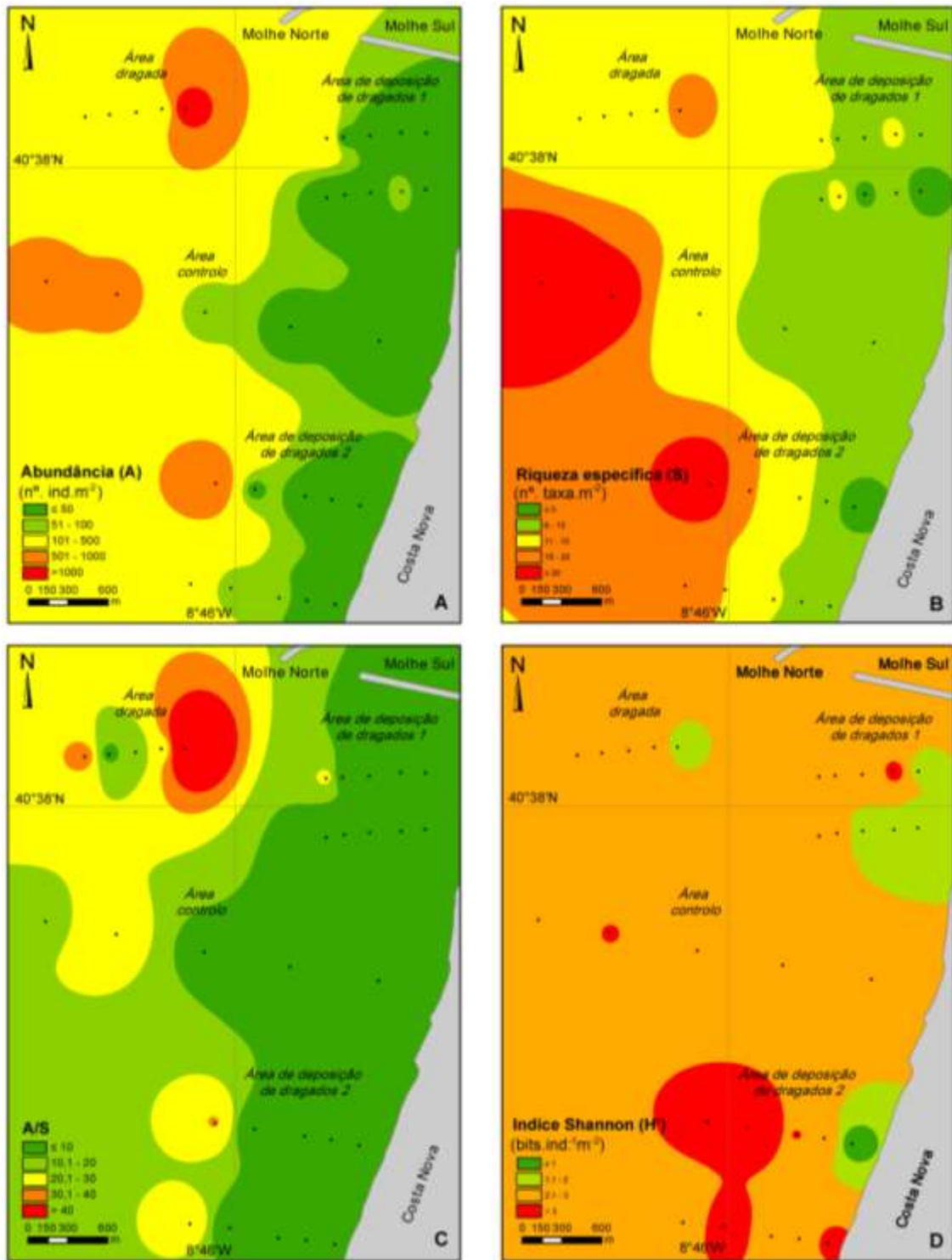


Figura 12. Distribuição espacial dos índices bióticos: A – Abundância média; B – Riqueza específica média; C – Abundância por taxa; D – Índice de Shannon-Wiener.

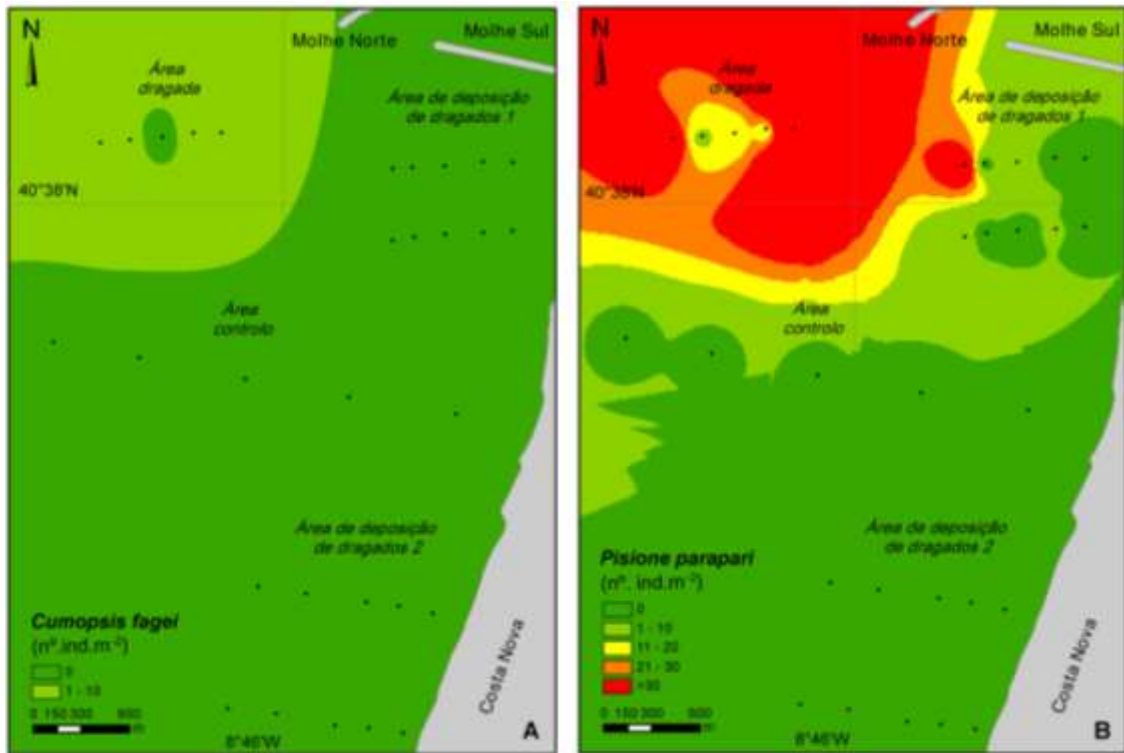


Figura 13. Distribuição espacial das espécies mais características da área dragada: A – *Cumopsis fagei*; B – *Pisione parapari*.

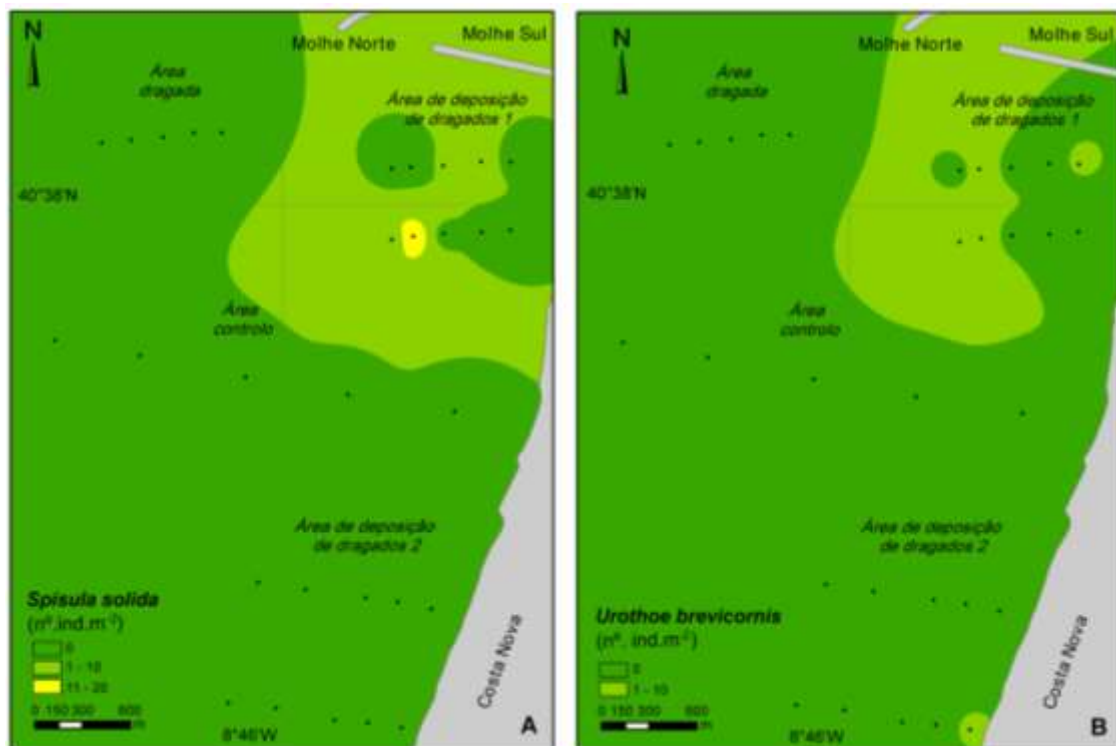


Figura 14. Distribuição espacial das espécies mais características da área de deposição de dragados 1: A – *Spisula solida*; B – *Urothoe brevicornis*.

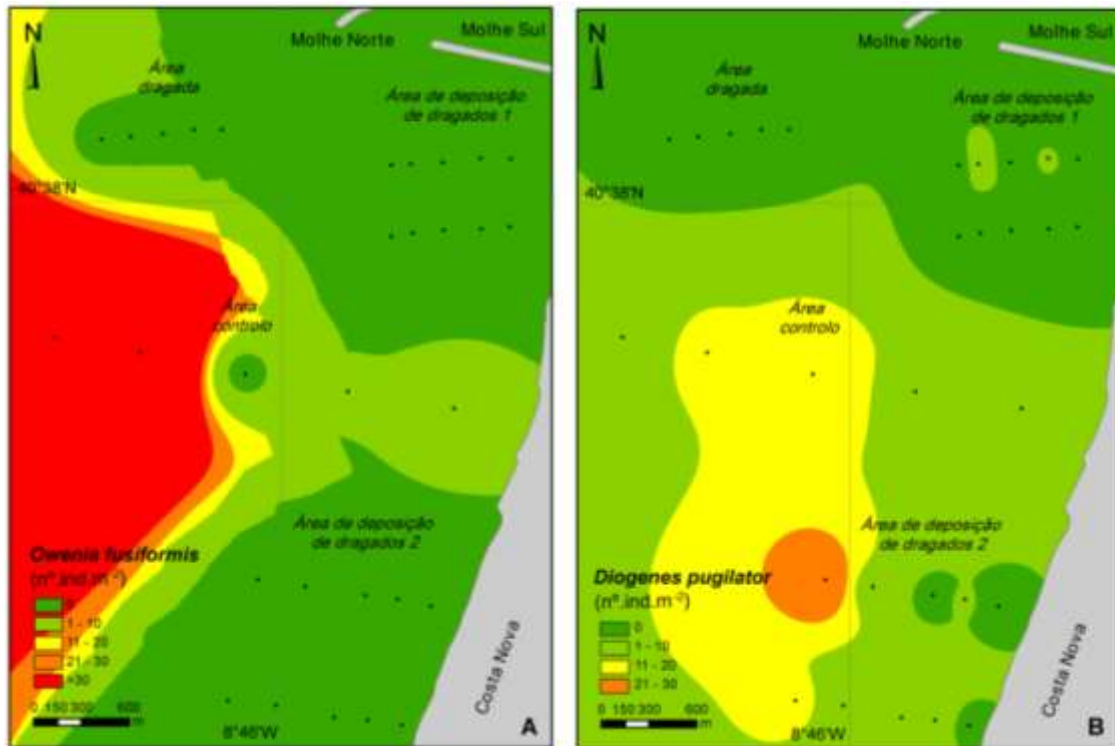


Figura 15. Distribuição espacial das espécies mais características da área de controle: A – *Owenia fusiformis*; B – *Diogenes pugilator*.

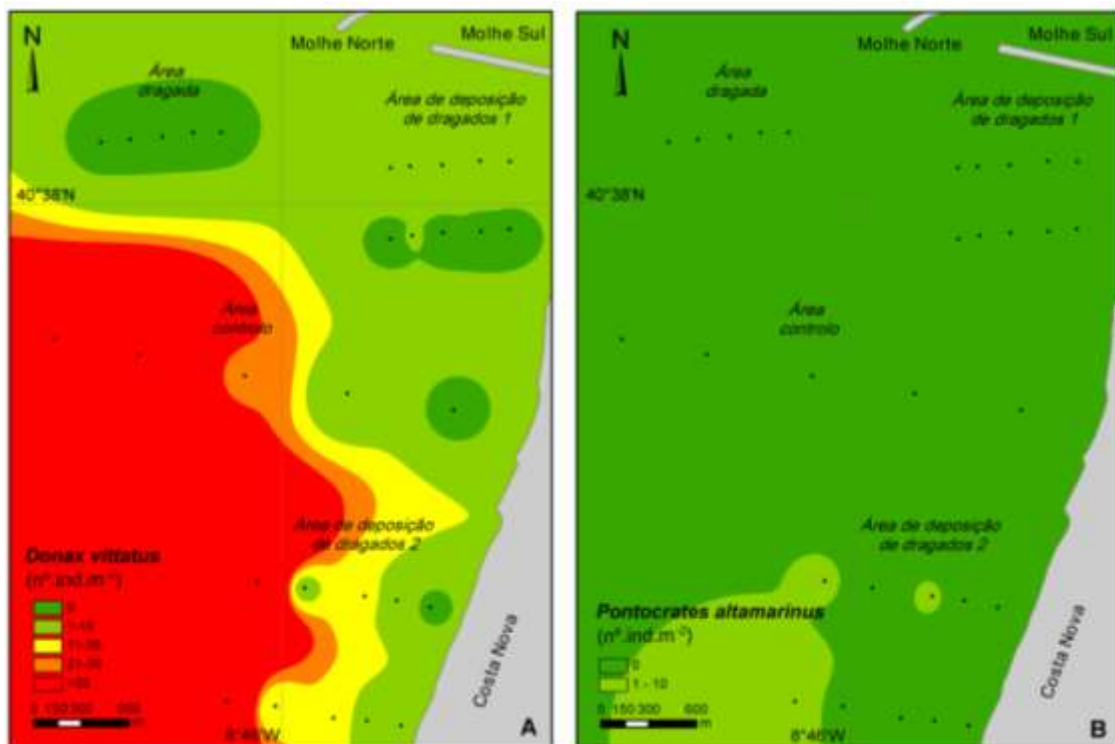


Figura 16. Distribuição espacial das espécies mais características da área de deposição de dragados 2: A – *Donax vittatus*; B – *Pontocrates altamarinus*.

4.3 Comparação entre Campanhas de Amostragem

A comparação entre as campanhas de amostragem de junho e novembro de 2013 foi realizada com base em análise estatística permutacional (PERMANOVA), partindo da hipótese nula de que não existem diferenças significativas entre as comunidades biológicas de ambas as campanhas, para as mesmas áreas estudadas.

Os resultados do teste principal da PERMANOVA demonstraram que, globalmente, existem diferenças significativas entre as comunidades biológicas das duas campanhas ($p=0,0004$) e entre as comunidades biológicas das áreas estudadas em ambas as campanhas ($p=0,0005$).

Os testes emparelhados de comparação individual área vs. área mostraram igualmente que existem diferenças significativas na composição faunística de todas as áreas, exceto nas seguintes situações (cf. Figura 17 e Anexo 2)

- a) a comunidade biológica da área controlo, dominada pelo crustáceo *Diogenes pugilator* e pelo bivalve *Angulus tenuis*, não é significativamente diferente entre campanhas. Todavia, registaram-se algumas modificações importantes na lista taxonómica, nomeadamente através da presença do poliqueta *Owenia fusiformis*, ou do ouriço-do-mar *Echinocardium cordatum*, ou pelo importante incremento da abundância do bivalve *Donax vittatus* na campanha de novembro.
- b) a composição faunística da área controlo da segunda campanha não é significativamente diferente da área de deposição de dragados 2 da primeira campanha. A inspeção das matrizes de abundância das duas campanhas, mostra que apesar de algumas diferenças nas espécies presentes, várias são aquelas que são comuns a ambas as áreas, nomeadamente o bivalve *Donax vittatus*, os poliquetas *Lanice conchilega* e *Magelona johnstoni*, ou o ofiurídeo *Acrocnida brachiata*.
- c) a comunidade de macrofauna bentónica da área controlo e da área de deposição de dragados 2 da segunda campanha (confirmar subcapítulo anterior);
- d) a macrofauna das áreas de deposição de dragados 1 e 2 da segunda campanha (confirmar subcapítulo anterior).

A análise permutacional baseada nas variáveis primárias (abundância e riqueza específica) e secundárias (Shannon-Wiener, Margalef, Pielou, Simpson e Rarefação), de ambas as campanhas, revelou igualmente a existência de diferenças significativas entre áreas, na globalidade. Contudo, a comparação entre áreas uma-a-

uma, demonstrou a inexistência de diferenças significativas na maioria das situações, com exceção das seguintes situações dos principais parâmetros:

a) Riqueza específica

» entre a área dragada da primeira campanha e todas as outras áreas em ambas as campanhas (exceto ADD1 da segunda campanha);

» entre a área dragada e área de depósitos de dragados 1, ambas ;

» entre a área de depósitos de dragados 2 da primeira campanha e área de depósitos de dragados 1 da segunda campanha.

b) Abundância

» área de depósito de dragados da primeira campanha apresenta diferenças face à área dragada e área de depósito de dragados 1, bem como ambas as áreas de depósito de dragados da segunda campanha;

» área dragada da segunda campanha apresenta diferenças face área dragada, depósito de dragados 1 e área controle da primeira campanha, bem como face área dragada e ambas as áreas de depósito de dragados da segunda campanha.

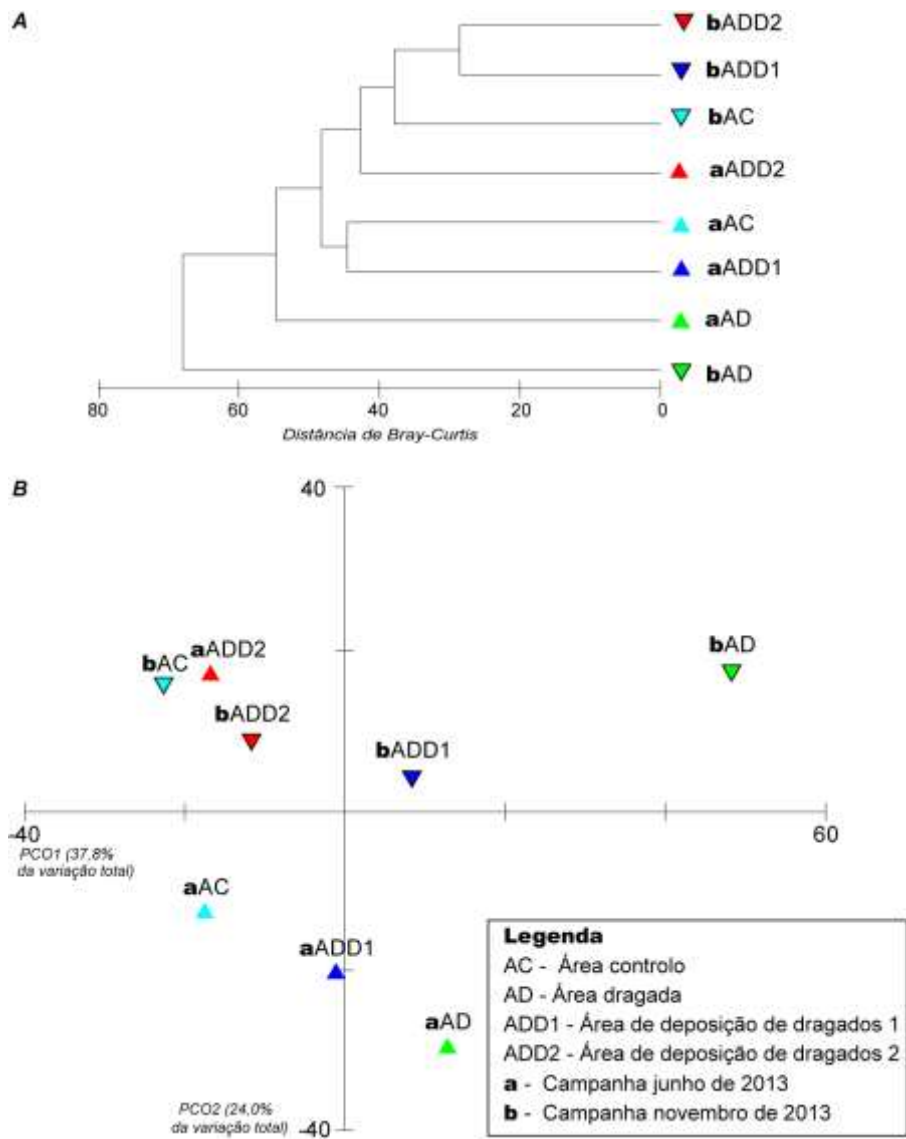


Figura 17 Análise de classificação (A) e ordenação (B), tendo por base a abundância média das espécies por área para as duas campanhas de amostragem.

5 Discussão

5.1 Monitorização novembro 2013

As espécies identificadas nesta campanha de monitorização correspondem a espécies típicas de habitats costeiros sujeitos a forte hidrodinamismo, provocado por correntes ou ondulação. As espécies mais abundantes, nomeadamente os poliquetas *Pisione remota*, *Mediomastus fragilis* e *Owenia fusiformis*, o bivalve *Donax vittatus* e os vermes nemátodes são espécies geralmente mencionadas em comunidades de macrofauna bentónica de zonas temperadas não intervencionadas, ao longo da costa Atlântica (ex. Freitas et al., 2003; 2005; Blanchard et al., 2008; Martins et al., 2013).

Na globalidade, a composição das comunidades de macrofauna bentónica das quatro áreas estudadas apresentaram diferenças significativas entre si, com exceção da comparação nos testes emparelhados entre a área de controlo e a área de deposição de dragados 2 e entre as duas áreas de deposição de dragados. No entanto, tendo por base as matrizes individuais dos valores de abundância, riqueza específica e índices de diversidade, não se verificaram diferenças significativas entre as áreas. Adicionalmente, os resultados dos índices bióticos classificaram globalmente as áreas como ligeiramente perturbadas e com bom estado ecológico. Estes resultados demonstraram assim que a intervenção realizada no local de estudo teve um impacto global moderado, no curto prazo, mostrando a similitude das comunidades das duas áreas de deposição, tal como esperado, da área controlo e da deposição de dragados 2, de forma inesperada. Tal como se abordará mais a frente (tópico 5.2), o posicionamento da área controlo é altamente questionável e justificará parcialmente a semelhança das comunidades. Realce-se contudo, que não se pode mensurar, com base nos resultados deste trabalho, os efeitos a longo prazo provocados por esta intervenção, uma vez que existem vários estudos que descrevem a incapacidade/dificuldade de recuperação da composição faunística ao seu estado inicial, após atividades de dragagem e deposição de dragados (ex. Haynes e Makarewicz, 1982; Desprez, 2000). Para tal, seria necessário estender o plano de monitorização por vários anos.

As diferenças verificadas entre as quatro áreas amostradas, no que diz respeito às comunidades biológicas estão relacionadas com o tipo de sedimentos que caracterizam essas áreas após a intervenção de dragagem e/ou depósito de dragados. A existência de várias comunidades biológicas, que podem corresponder a habitats tipificados ou simplesmente a sub-biótopos, vai de encontro a trabalhos anteriores que identificaram e caracterizaram uma elevada multiplicidade de habitats, em consonância com a heterogeneidade de ambientes sedimentares e hidrodinâmicos, passíveis de

serem encontrados ao longo da costa ocidental e meridional de Portugal (ex. Marques, 1987; Martins et al., 2013).

O poliqueta *Pisione remota* e os nemátodes são espécies características de zonas de sedimentos mais grosseiros (Freitas et al., 2003; Martins et al., 2013), tendo sido encontrados principalmente na área de dragagem, caracterizada por este tipo de sedimentos. Esta comunidade está bem descrita em trabalhos realizados nas costas Ibéricas (ex. Moreira et al., 2006; Martins et al., 2013), assemelhando-se a uma versão empobrecida do habitat de areia grosseira com cascalho biogénico do circalitoral, com o código A.5.145, no Sistema de Informação Pan-Europeu da Natureza EUNIS (Connor et al., 2004).

A área controlo, cuja caracterização sedimentar varia entre areia média e fina, tem como espécies características o poliqueta *Owenia fusiformis* e o bivalve *Donax vittatus*, ambas com preferência por sedimentos mais finos (Freitas et al., 2003; Martins et al., 2013). As comunidades de habitat de sedimentos médios a finos são amplamente reconhecidas em trabalhos de levantamentos de comunidades bentónicas nas costas europeias (ex. Blanchard et al., 2008), em que as espécies são as mesmas, ou ecologicamente equivalentes. Constitui neste particular caso, uma hibridação entre os bancos de areia fina com *Donax vittatus* (EUNIS A5.25) e as areias finas compactas do infralitoral com filtradores (ex. *Donax vittatus*, *Angulus fabula*), depositívoros (ex. *Spiophanes bombyx*), entre muitos outros (A5.242) (Connor et al., 2004).

A área de deposição de dragados 1 caracterizou-se por uma comunidade típica de areias médias sujeita a forte hidrodinamismo, caracterizada pelo bivalve *Spisula solida*. Esta comunidade está bem documentada em estudos realizados em Portugal, particularmente por Marques (1987), o qual identificou a biocenose de *Spisula solida* em areias médias bem calibradas, localizada entre os 8 e os 12 metros de profundidade. O habitat EUNIS mais semelhante está codificado como A5.244 (Connor et al., 2004).

A área de deposição de dragados 2, cujos sedimentos variaram entre areia média e areia fina, foi dominada por *Mediomastus fragilis* (poliqueta) e *Abra alba* (bivalve), espécies com preferência por sedimentos finos. A comunidade de macroinvertebrados corresponde a uma transição entre o habitat infralitoral de areias finas (EUNIS A5.233 ou A5.242) e o habitat do circalitoral caracterizado pelo bivalve *Abra alba* (EUNIS A5.261) (Connor et al., 2004), previamente definido por Thorson (1957), Glemarec (1973) e Martins et al., (2013).

O habitat identificado na área de deposição de dragados pode corresponder em determinadas situações a um sub-biótopo do habitat A.5.242 (definido na área de

deposição de dragados 2) (Connor et al., 2004). Esta ressalva pode justificar a inexistência de diferenças significativas entre as comunidades de ambas as áreas, em termos globais. A diversidade faunística da área controlo e da área de deposição de dragados permitem identificar uma matriz semelhante ao habitat EUNIS A5.242. Esta observação permite igualmente justificar a inexistência de diferenças significativas entre as comunidades bentónicas destas duas áreas.

5.2 Comparação entre campanhas (junho 2013 vs novembro 2013)

A comparação área vs. área das campanhas de junho de 2013 e novembro de 2013 revelou a existência de diferenças significativas entre todas as áreas, com exceção da comparação entre as áreas controlo das duas campanhas (tal como seria expectável) e entre a área controlo da segunda campanha e a área de deposição de dragados 2 quer da primeira, quer da segunda campanha, corroborando a hipótese de que a área de deposição de dragados dois, situada mais a sul do local de estudo, está a perturbar a área controlo. Denotou-se a existência de várias espécies comuns a ambos os locais, nomeadamente o bivalve *Donax vittatus*, cuja abundância aumentou consideravelmente na área controlo desde a última campanha, sendo também das espécies mais abundantes na área de depósito de dragados 2, bem como os poliquetas *Lanice conchilega* e *Magelona johnstoni*. Estes resultados vêm reforçar o alerta do relatório anterior sobre a localização incorreta da área de controlo. O posicionamento desta área entre as áreas intervencionadas (dragagem e depósito de dragados) é totalmente desaconselhado pela literatura internacional, que recomenda a escolha de uma área controlo numa zona pristina e sem influências antropogénicas (Boyd, 2002; MacLusky e Elliot, 2004), para que não haja nenhuma alteração/perturbação nos sedimentos ou na comunidade biológica, durante o período do plano de monitorização, tal como preconizado na Declaração de Impacto Ambiental (2008). Assim, volta-se a recomendar que em futuras monitorizações seja escolhida uma área controlo situada a norte da área dragada, isto é, a noroeste do molhe norte, fora da influência das dragagens, da deposição de dragados, e, se possível, do tráfego marítimo.

Comparando a composição sedimentar entre a campanha de junho de 2013 (pré-dragagens) e a campanha de novembro de 2013 (pós-dragagens) verifica-se uma alteração de sedimentos, sobretudo na área de dragagem e na área de deposição de dragados 1. Na campanha de junho os sedimentos foram classificados como areia média em ambas as áreas, enquanto na campanha de novembro, os sedimentos

foram classificados como areia média a areia muito grosseira na área dragada e como areia média e grosseira na área de depósito de dragados 1. Esta evolução deve-se à exposição dos depósitos mais grosseiros existentes em profundidade e respetiva deposição destes sedimentos na área de deposição, o que é consequência natural deste tipo de intervenções (Desprez, 2000; Robinson et al., 2005). Esta evolução sedimentar da fase pré-dragagens e pós-dragagens/deposição justificará uma boa parte das alterações das comunidades biológicas ocorridas entre as duas campanhas. Na última campanha e naquelas duas áreas em particular, registou-se o aparecimento e/ou um súbito aumento da abundância de diversas espécies intersticiais, características de sedimentos mais grosseiros, como os poliquetas *Pisione remota* e *Pisione parapari*. Desprez (2000), num estudo de monitorização de dragagens na costa Francesa, verificou igualmente que a alteração da composição sedimentar das áreas intervencionadas resultou numa alteração drástica das comunidades bentónicas.

A adição do transecto T2a à área de deposição de dragados 1 revelou uma maior perturbação na área de deposição de dragados 1, indicando também que a deposição dos sedimentos dragados foi efetuada numa área mais alargada do que o transecto T2. Estes dados vêm reforçar a necessidade de aumentar o esforço de amostragem em trabalhos futuros, situação também já alertada no relatório anterior.

Finalmente, a comparação temporal da evolução e distribuição das comunidades de macrofauna bentónica só será totalmente fidedigna se forem escolhidos, entre campanhas, os mesmos locais, técnicas e a mesma época de amostragem. No entanto, as duas últimas campanhas foram efetuadas em épocas diferentes (junho de 2013 e novembro de 2013), estando a comparação dos resultados obtidos fortemente influenciada e condicionada pelo período pós-reprodutivo das espécies, que ocorre principalmente a partir de junho e prolongando-se durante o verão, o que em termos práticos pode significar que para algumas espécies, maiores valores de abundância poderão estar intimamente relacionados com a fase de recrutamento. Por este motivo, as recomendações internacionais sugerem a comparação entre campanhas realizadas nos mesmos períodos do ano.

6 Conclusões

As áreas estudadas apresentaram, em termos globais, uma comunidade bentónica típica de habitats arenosos costeiros. As comunidades biológicas das quatro áreas estudadas apresentaram diferenças significativas entre si, de acordo com o teste de hipóteses, exceto a comparação dos testes emparelhados entre a área de controlo e a área de deposição de dragados 2 e entre as duas áreas de deposição de dragados.

Na globalidade, as comunidades bentónicas foram classificadas como estando ligeiramente perturbadas e apresentando um bom estado ecológico, permitindo inferir que, de acordo com os dados disponíveis, a intervenção realizada na área estudada teve um impacto global moderado, no curto prazo.

A inexistência de diferenças significativas entre a área controlo da segunda campanha e a área de deposição de dragados 2 (de ambas as campanhas), mostrou que a deposição de dragados (na área 2) está a perturbar a área controlo.

Os dados obtidos na presente campanha mostraram uma clara alteração sedimentar relativamente à campanha anterior, e consequente alteração das comunidades biológicas na área dragada e na área de deposição dos dragados, indiciando que a intervenção teve um impacto moderado a curto prazo. Por este motivo, sugere-se um acompanhamento futuro desta área, para se poder avaliar o impacto desta intervenção nas comunidades biológicas ao longo do tempo, nomeadamente verificar se estas áreas conseguem recuperar o seu estado inicial.

Assim, para que o plano de monitorização consiga atingir os seus objetivos, é fundamental manter os mesmos locais de amostragem, a amostragem deverá ser realizada no mesmo período do ano (neste caso recomenda-se manter a época de Inverno já que a maioria das campanhas realizadas ocorreram neste período) e as mesmas técnicas de amostragem, ao longo do plano de monitorização, pois só assim se poderá comparar resultados em termos temporais e concluir sobre o impacto ambiental da intervenção realizada. No entanto, visto que a área controlo está claramente a ser afetada pela área de deposição de dragados 2, recomenda-se que em trabalhos futuros a zona controlo se situe a norte da área dragada para minimizar eventuais influências das áreas intervencionadas. Relativamente ao desenho experimental das duas últimas campanhas, conclui-se que o esforço de amostragem não é totalmente representativo da intervenção. Tal facto é comprovado pela adição do transecto T2a, que veio revelar uma maior perturbação na área de deposição de dragados 1, indicando ainda que a deposição dos sedimentos dragados foi efetuada além da área contida no transecto T2. Por este motivo, o esforço de amostragem em

trabalhos futuros deverá ser maior (mais transectos nas áreas intervencionadas e áreas adjacentes).

7 Referências bibliográficas

Anderson, M., Gorley, R. e Clarke, K., 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods. University of Auckland and Primer-e, Plymouth, UK, 214p.

Blanchard, M., Heim, M., Rozec, X. e Caisey, X., 2008. Cartographie synthétique et analyse des peuplements benthiques sur deux secteurs du littoral français "Manche-Est" et "Loire-Gironde". Rapport Ifremer, 111 p.

Borja, A., Franco, J. e Perez, V., 2000. A Marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, v. 40, p. 1100-1114.

Borja, A., Muxika, I. e Franco, J., 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, v. 46, p. 835-845.

Boyd, S., 2002. Guidelines for the conduct of benthic studies at aggregate dredging sites. UK Department for Transport, Local Government and the Regions, London, CEFAS, Lowestoft, 117 p.

Boyd, S.E., Limpenny, D.S., Rees, H.L. e Cooper, K.M., 2005. The effects of marine sand and gravel extraction on the macrobenthos at a commercial dredging site (results 6 years post-dredging). *Ices Journal of Marine Science*, v. 62, p. 145-162.

Byers, S.C., Mills, E.L. e Stewart, P.L., 1978. Comparison of methods of determining organic-carbon in marine-sediments, with suggestions for a standard method. *Hydrobiologia*, v. 58, p. 43-47.

Clarke, K. e Gorley, R., 2006. PRIMER v6: User manual/tutorial. Primer-E, Plymouth, UK, 190 p.

Connor, D., Allen, J., Golding, N., Howell, K., Lieberknecht, L., Northen, K. e Reker, J., 2004. The marine habitat classification for Britain and Ireland Version 04.05 JNCC, Peterborough. ISBN 1 861 07561 8 (internet version) jncc.defra.gov.uk/MarineHabitatClassification.

Dajoz, R., 1971. Précis d'Ecologie. Ed. Dunod, Paris, France, 549 p.

Desprez, M., 2000. Physical and biological impact of marine aggregate extraction along the French coast of the Eastern English Channel: short-and long-term post-dredging restoration. *ICES Journal of Marine Science*, v. 57, p. 1428-1438.

Dias, J.A., Ferreira, O. e Pereira, A.R., 1994. Estudo sintético de diagnóstico da geomorfologia e da dinâmica sedimentar dos troços costeiros entre Espinho e Nazaré, In: ESAMIN, ed.: Lisboa, 280 p.

Fauvel, P., 1923. Faune de France: Polychètes errantes. Office Central de Faunistique, Paris, France, 488 p.

Freitas, R., Rodrigues, A.M. e Quintino, V., 2003. Benthic biotopes remote sensing using acoustics. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 285, p. 339-353.

Freitas, R., Sampaio, L., Rodrigues, A.M. e Quintino, V., 2005. Sea-bottom classification across a shallow-water bar channel and near-shore shelf, using single-beam acoustics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 65, p. 625-632.

Glémarec, M., 1973. The benthic communities of the European North Atlantic continental shelf. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, v. 11, p. 263-289.

Haynes, J.M. e Makarewicz, J.C., 1982. Comparison of benthic communities in dredged and undredged areas of the St-Lawrence River, Cape-Vincent, New-York. *Ohio Journal of Science*, v. 82, p. 165-170.

Ingle, R.W., 1996. Shallow-water Crabs: keys and notes for the identification of the species. The Linnean Society of London and The Estuarine and Coastal Sciences Association by Field Studies Council, London, 243 p.

Kristensen, E. e Andersen, F.O., 1987. Determination of organic-carbon in marine-sediments: a comparison of two CHN-analyzer methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 109, p. 15-23.

Legendre, L. e Legendre, L., 1998. Numerical ecology: developments in environmental modelling. Elsevier Science & Technology, Amsterdam, 853 p.

Lincoln, R.J., 1979. British Marine Amphipoda: Gammaridea. Richard Clay (The Chaucer Press) Ltd., Bungay-Suffolk, UK, 658 p.

MacLusky, D.S. e Elliott, M., 2004. The estuarine ecosystem: ecology, threats, and management. Oxford University Press, 214 p.

Margalef, R., 1951. Diversidad de especies en las comunidades naturales. *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada*, v. 9, p. 5-27.

Marques, V., 1987. A Plataforma Continental do Algarve: definição qualitativa das biocenoses de substrato móvel. Instituto Hidrográfico: Documentos Técnicos, v. 31, 204 p.

Martins, R., Quintino, V. e Rodrigues, A.M., 2013. Diversity and spatial distribution patterns of the soft-bottom macrofauna communities on the Portuguese continental shelf. *Journal of Sea Research*, v. 83, p. 173-186.

Moreira, J., Quintas, P. e Troncoso, J.S., 2006. Spatial distribution of soft-bottom polychaete annelids in the Ensenada de Baiona (Ría de Vigo, Galicia, north-west Spain). *Scientia Marina*, v. 70, p. 217-224.

Muxika, I., Borja, A. e Bald, J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, v. 55, p. 16-29.

Newell, R., Seiderer, L. e Hitchcock, D., 1998. The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: an annual review*, v. 36, p. 127-178.

Pielou, E., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, v. 13, p. 131-144.

Quintino, V., Rodrigues, A.M., e Gentil, F., 1989. Assessment of macrozoobenthic communities in the lagoon of Obidos, western coast of Portugal. *Scientia Marina*, v. 52, p. 645-654.

Retière, C., 1979. Contribution à la connaissance des peuplements benthiques du golfe Normanno-Breton. Thèse d'Etat, Université Rennes I, France, 431 p.

Robinson, J., Newell, R., Seiderer, L. e Simpson, N., 2005. Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Marine Environmental Research*, v. 60, p. 51-68.

Rosa, T., Barata, A., Cabaço, J.G. e Teles, M., 2011. Intervenções de dragagem na barra de Aveiro (Portugal) e de protecção da zona costeira a sul. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, v. 12, p. 1-22.

Sanders, H.L., 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *The American Naturalist*, v. 102, p. 243-282.

Shannon, C. e Weaver, W., 1963. *The mathematical theory of communication*. The University of Illinois Press, Urbana, 125 p.

Simpson, E.H., 1949. Measurement of diversity. *Nature*, v. 163, p. 688-688.

Southward, E.C. e Campbell, A.C., 2006. *Echinoderms*. The Linnean Society of London and The Estuarine and Coastal Sciences Association by Field Studies Council, London, 272 p.

Tebble, N., 1976. *British bivalve seashells: a handbook for identification*. Her Majesty's Stationery Office, Edinburgh, UK, 212 p.

Teixeira, S.L.R.B., 1994. *Dinâmica morfossedimentar da Ria de Aveiro, Portugal*. Universidade de Lisboa, Portugal, 392 p.,

Thorson, G., 1957. Bottom communities (sublittoral or shallow shelf). In: Hedgpeth, J. W. (Ed.), *Treatise on marine ecology and paleoecology*. Geological Society of America, USA, p. 461-534.

Wei, T.C. e McGuinness, J., 1973. Reciprocal distance squared method: a computer technique for estimating areal precipitation. Report ARS-NC-8, Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture, USA, 30 p.

Wentworth, C.K., 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, v. 30, p. 377-392.

Anexo 1

Localização dos locais de amostragem.

Áreas	Local	Latitude	Longitude
dragada	T1.1	40° 38' 12.34"	8° 46' 37.04"
	T1.2	40° 38' 12.97"	8° 46' 30.82"
	T1.3	40° 38' 13.57"	8° 46' 24.65"
	T1.4	40° 38' 14.15"	8° 46' 18.24"
	T1.5	40° 38' 14.71"	8° 46' 12.06"
deposição de dragados 1	T2a.1	40° 38' 07.18"	8° 45' 37.65"
	T2a.2	40° 38' 07.62"	8° 45' 33.30"
	T2a.3	40° 38' 08.03"	8° 45' 26.72"
	T2a.4	40° 38' 08.51"	8° 45' 19.15"
	T2a.5	40° 38' 09.14"	8° 45' 13.17"
	T2.1	40° 37' 52.78"	8° 45' 37.65"
	T2.2	40° 37' 53.22"	8° 45' 33.30"
	T2.3	40° 37' 53.63"	8° 45' 26.72"
	T2.4	40° 37' 54.11"	8° 45' 19.15"
	T2.5	40° 37' 54.74"	8° 45' 13.17"
controle	T3.1	40° 37' 32.27"	8° 46' 46.44"
	T3.2	40° 37' 28.76"	8° 46' 29.28"
	T3.3	40° 37' 24.90"	8° 46' 07.57"
	T3.4	40° 37' 21.23"	8° 45' 46.85"
	T3.5	40° 37' 17.78"	8° 45' 24.53"
deposição de dragados 2	T4.1	40° 36' 42.57"	8° 46' 05.17"
	T4.2	40° 36' 41.11"	8° 45' 55.22"
	T4.3	40° 36' 39.36"	8° 45' 43.26"
	T4.4	40° 36' 38.38"	8° 45' 36.56"
	T4.5	40° 36' 37.34"	8° 45' 29.42"
	T5.1	40° 36' 18.02"	8° 46' 11.10"
	T5.2	40° 36' 16.56"	8° 46' 01.16"
	T5.3	40° 36' 14.81"	8° 45' 49.20"
	T5.4	40° 36' 13.83"	8° 45' 42.50"
	T5.5	40° 36' 12.79"	8° 45' 35.36"

Anexo 2

Valor de t estatístico e indicação de significância nos testes emparelhados entre áreas de amostragem, das duas campanhas, para a composição faunística e índices bióticos. a: campanha de junho de 2013; b: campanha de novembro de 2013; AC: área controle; ADD: área de deposição de dragados 1 e 2; AD: área dragada; valor de significância: * p<0,05.

	Composição faunística	Abundância (A)	Riqueza específica (S)	Índice de Shannon-Wiener (H')	Índice de Margalef (d)	Índice de Simpson (1-λ')	Índice de Rarefação (ES ₅₀)	Índice de Pielou (J')
aAD vs. aADD1	18.646*	12.832	30.591*	25.282*	36.988*	2.325*	30.826*	23.657*
aAD vs. aAC	21.301*	0,900	21.492*	20.544	20.976	20.046	21.758*	19.151
aAD vs. aADD2	23.668*	2.515*	3.831*	22.233*	38.989*	18.553*	34.657*	1.127
aAD vs. bAD	31.571*	34.206*	4.533*	20.163	24.837*	19.328	20.753	12.522
aAD vs. bADD1	18.049*	10.004	1.504	22.228*	22.435*	26.451*	13.531	2,500*
aAD vs. bAC	22.286*	15.101	23.335*	22.652*	28.642*	20.557	25.848*	15.485
aAD vs. bADD2	20.205*	10.858	22.719*	22.611*	28.721*	22.723*	21.999*	21.479*
aADD1 vs. aAC	17.308*	16.866	0,456	0,882	0,911	16.665	0,399	20.786
aADD1 vs. aADD2	21.124*	27.141*	1.934	0,808	0,518	10.986	0,265	20.905*
aADD1 vs. bAD	31.332*	36.271*	11.613	27.268*	35.242*	29.896*	22.003	35.643*
aADD1 vs. bADD1	14.848*	0,549	13.884	22.116*	24.487*	20.822*	18.508	1.966
aADD1 vs. bAC	18255*	15,746	0.66259	19,773	0.86568	17,704	11,319	16,085
aADD1 vs. bADD2	16.194*	0,971	0,535	0,912	0,759	10.014	0,678	13.717
aAC vs. aADD2	18.549*	20.293	14.511	0,357	10.248	0,586	0,393	13.604
aAC vs. bAD	35.158*	25.022*	0,858	0,811	0,917	0,596	12.662	18.648
aAC vs. bADD1	19.816*	12.616	11.697	11.446	10.244	0,550	13.174	0,321
aAC vs. bAC	15.356	11.787	0,288	0,357	0,410	0,149	0,671	0,521
aAC vs. bADD2	16.747*	10.554	0,199	0,325	0,342	0,373	0,338	0,386
aADD2 vs. bAD	28.997*	0,707	15.215	0,741	24.468*	0,533	19.978	0,394
aADD2 vs. bADD1	21.925*	27.367*	32.934*	11.321	28.065*	0,637	21.086*	16.177
aADD2 vs. bAC	14.068	0,749	1.072	0,553	10.004	0,644	0,962	0,904
aADD2 vs. bADD2	16.333*	1.907*	17.415	0,151	0,999	0,389	0,657	13.355
bAD vs. bADD1	21.221*	30.655*	23.089*	0,628	0,516	0,146	0,586	17.521
bAD vs. bAC	29.171*	11.225	0,698	1,240	15.319	0,818	1.202	0,926
bAD vs. bADD2	26.577*	21.571*	0,867	0,657	12.495	0,482	10.446	12.199
bADD1 vs. bAC	15.548*	13.603	14.991	13.159	14.982	0,720	11.006	0,367
bADD1 vs. bADD2	11.974	0,670	13.536	10.211	15.555	0,527	12.319	0,273
bAC vs. bADD2	10.741	0,752	0,373	0,526	0,324	0,431	0,519	0,189