

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Padrões nas associações de macroinvertebrados
bentónicos de diferentes habitats na Ria de Aveiro e
no estuário do Mira**

Marina de Jesus Valentim Duarte

MESTRADO EM ECOLOGIA MARINHA

2011

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Padrões nas associações de macroinvertebrados
bentónicos de diferentes habitats na Ria de Aveiro e
no estuário do Mira**

Dissertação orientada pelo Professor Doutor Henrique Cabral

Marina de Jesus Valentim Duarte

MESTRADO EM ECOLOGIA MARINHA

2011

*Aos meus pais,
o meu porto de abrigo.*

Agradeço ao Professor Doutor Henrique Cabral pela orientação e apoio prestados durante a realização desta tese e por me ter acolhido no seio da sua equipa, à qual agradeço toda a ajuda prestada.

Um agradecimento especial à Joana Oliveira, Inês Cardoso e João Paulo Medeiros pela paciência e partilha de conhecimento.

RESUMO

Os sistemas costeiros de transição, como os estuários e as lagoas costeiras, estão entre os ecossistemas aquáticos mais produtivos e valiosos do planeta. Uma das características mais importantes destes ambientes é o facto de formarem mosaicos de habitats, que vão desempenhar funções vitais para as espécies que neles habitam e, conseqüentemente, para a ecologia geral do estuário. As variáveis ambientais têm um papel determinante na definição das características destes ecossistemas e dos seus habitats, pois vão determinar a sobrevivência e a distribuição dos organismos. É o caso da granulometria do sedimento, que influencia a estrutura das comunidades que nele habitam. O objectivo deste trabalho é avaliar as diferenças nas comunidades de macroinvertebrados bentónicos associadas a diferentes habitats estuarinos (zonas de sapal, áreas intertidais e áreas subtidais), permitindo relacionar o uso destes habitats por espécies de outros grupos de organismos, em particular de peixes, com a comunidade bentónica. A amostragem realizou-se na Ria de Aveiro e no estuário do Mira, em Abril de 2009. Foram recolhidas 5 amostras de sedimento em cada habitat (sapal, intertidal e subtidal) em duas estações de amostragem (A e B), perfazendo um total de 60 amostras. Para uma caracterização quantitativa das áreas de estudo foram calculados valores médios de densidade, e aplicaram-se os índices de diversidade de Shannon-Winer (H') e de Simpson, e o índice de Equitabilidade de Pielou (J') para uma avaliação da estrutura da comunidade. Realizaram-se análises canónicas de correspondências, utilizando a granulometria do sedimento como variável ambiental, para avaliar o padrão espacial de distribuição dos macroinvertebrados bentónicos nos habitats. Verificou-se uma elevada densidade de alguns *taxa* como *Hediste diversicolor*, *Streblospio shrubsolii*, *Hydorbia ulvae*, *Scrobicularia plana*, *Oligochaeta* e *Semelidae*. O estuário do Mira caracterizou-se pela elevada riqueza específica do grupo Polychaeta, embora por vezes, em densidades bastante inferiores aos outros *taxa* registados.

Palavras-chave: Comunidades de macroinvertebrados bentónicos; granulometria; habitat; Ria de Aveiro; estuário do Mira

ABSTRACT

Coastal transition systems, such as estuaries and coastal lagoons, are among the most productive and valuable aquatic ecosystems on the planet. One of the most important characteristics of these environments is the fact that they form habitat mosaics, which perform vital functions for the species which inhabit them and, consequently, for the overall ecology of the estuary. Environmental variables play a very important role in defining the characteristics of these ecosystems and their habitats, as they not only determine the survival, but also the distribution of the organisms. In the case of sediment granulometry, as it influences the structure of the communities which inhabit it. The aim of this study is to evaluate how the differences found in benthic macroinvertebrates communities are related to the different estuarine habitats (sagal areas, intertidal areas, subtidal areas), allowing to evaluate a relation between habitat use of these habitats by other groups, particularly fish, and the benthic community. Sampling was conducted in the Ria de Aveiro and in the Mira estuary during April 2009. Five sediment samples were collected in each habitat (salt marsh, intertidal and subtidal) during two sampling stations (A and B), providing a total of 60 samples. For a quantitative characterization of the study areas, mean density values were calculated. The Shannon-Wiener (H'), and Simpson diversity indices, and Pielou's evenness (J') index, were applied to assess community structure. Canonical correspondence analyses were used to evaluate the spatial distribution pattern of the benthic macroinvertebrates in the habitats, using sediment grain size as an environmental variable. A high density of some *taxa* like *Hediste diversicolor*, *Streblospio shrubsolii*, *Hydorbia ulvae*, *Scrobicularia plana*, Oligochaeta e Semelidae was verified. In the Mira estuary was also verified a high species richness in the Polychaeta group, although, sometimes, this densities were far inferior from the other *taxa* identified.

Keywords: Macrobenthic community; granulometry; habitat; Ria de Aveiro; Mira estuary

ÍNDICE

RESUMO	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUÇÃO	4
2. METODOLOGIA.....	8
2.1. ÁREA DE ESTUDO	8
2.2. AMOSTRAGEM E PROCESSAMENTO LABORATORIAL	9
2.3. ANÁLISE DOS DADOS.....	10
3. RESULTADOS	11
4. DISCUSSÃO	26
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	30
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	31

1. INTRODUÇÃO

Os sistemas costeiros de transição, como os estuários e as lagoas costeiras, estão entre os ecossistemas aquáticos mais produtivos e valiosos do planeta (Costanza *et al.*, 1997), sendo reconhecidos como uma componente importante nas zonas costeiras continentais, quer a nível biológico, quer em termos de utilização pelo Homem (Cooper *et al.*, 1994; Marques *et al.*, 2004). Ao longo da história, sempre se verificou o reconhecimento da importância destes ambientes, sendo das áreas mais povoadas em todo o mundo, com um crescente desenvolvimento urbano e industrial, devido à grande abundância de recursos alimentares e às facilidades de transporte de bens e pessoas (e.g. Saiz-Salinas *et al.*, 1996; Spencer, 2002; Wolanski, 2007).

Estes ecossistemas representam a transição entre dois ambientes, o fluvial e o marinho e, como tal, são influenciados por estes dois sistemas aquáticos, o que os torna num ambiente excepcionalmente variável e com uma dinâmica muito própria (Kaiser *et al.*, 2005; Wolanski, 2007). A sua elevada produtividade deve-se, principalmente, à extrema disponibilidade de nutrientes e à sua abundante e diversificada comunidade de produtores primários (McLuscky & Elliott, 2005). Os sistemas estuarinos desempenham importantes papéis funcionais para algumas comunidades, entre as quais a de peixes e de aves, constituindo áreas de refúgio e zonas preferenciais de alimentação (Kaiser *et al.*, 2005; Vasconcelos *et al.*, 2007). Por outro lado, desempenham funções ecológicas essenciais, ao nível da decomposição, do ciclo de nutrientes e da regulação do fluxo de água, de partículas e de poluentes (Kennish, 2002; Paerl, 2006).

Uma das características destes ambientes que tem extrema relevância é o facto de formarem mosaicos de habitats que estão interligados e, como tal, devem ser considerados conjuntamente (Elliott and Hemingway, 2002; Morrisey *et al.*, 2003). Deste modo, um determinado habitat, ou associação de habitats, pode suportar uma elevada diversidade de espécies e/ou abundância de indivíduos, sendo que outros habitats poderão ter uma contribuição inferior para a riqueza específica e/ou biomassa estuarina (França, 2006). Contudo, a avaliação da importância, dinâmica e função de cada habitat, assim como a sua conectividade, têm sido pouco estudados (Elliott and Hemingway, 2002).

Segundo Pelletier *et al.* (2000), diferenças nos habitats podem causar grandes diferenças na estrutura das comunidades. Assim, torna-se imperativo um conhecimento das características dos habitats e das comunidades de organismos a eles associadas.

De entre os diferentes tipos de habitats identificados nos ambientes estuarinos, o sapal tem particular relevância, sendo considerado um dos sistemas mais produtivos da biosfera, uma vez que desempenha uma função importante como habitat para muitas espécies de animais e plantas, assim como fonte/sumidouro de nutrientes, poluentes e sedimentos (Allen, 2000; Weistein & Kreeger, 2000; Wiegert & Pomeroy, 1981). No entanto, alguns autores defendem que as zonas de sapal poderão funcionar, não como exportadores, mas como importadores de matéria orgânica e, eventualmente, de nutrientes (Wolff *et al.*, 1979; Dankers *et al.*, 1984). Por outro lado, as zonas intertidais ocupam uma área considerável dos estuários (Morrison *et al.*, 2002) e, como tal, têm vindo a ser reconhecidas como habitat-chave para a teia trófica estuarina devido à sua elevada produtividade, quando comparada com outros habitats, como as áreas subtidais (Michaelis *et al.*, 1992; Wanink & Zwarts, 1993; Elliott & Dewailly, 1995). As zonas intertidais têm ainda um papel fundamental como habitats preferenciais para o recrutamento de algumas espécies de macroinvertebrados bentónicos (Heck *et al.*, 1995). Contudo, neste tipo de habitat, as variáveis físicas e químicas apresentam flutuações de grande amplitude, sujeitando os organismos que nelas habitam a um elevado stress (Marsh & Tenore, 1990). As estruturas física e biológica das áreas intertidais têm uma forte influência nas comunidades e tipos de habitats das zonas subtidais adjacentes (Levings & Thom, 1994; Burd *et al.*, 2008). A variabilidade espacial e temporal das condições ambientais conduzem a uma heterogeneidade nos padrões de variação espacial das comunidades nestes habitats estuarinos (Maurer & Aprill, 2007).

Entre as variáveis ambientais com maior importância para as comunidades de macroinvertebrados bentónicos destacam-se a salinidade, as características do sedimento, a percentagem de oxigénio dissolvido e a temperatura (Kaiser *et al.*, 2005). Apesar da dimensão das partículas do sedimento ter vindo a ser identificada como um importante factor de controlo (Weisberg *et al.*, 1997; Llansó *et al.*, 2002), é a salinidade que é apontada como o factor dominante e mais influente na distribuição dos organismos ao longo do estuário (Little, 2000; Kaiser *et al.*, 2005).

De entre os organismos que habitam o ambiente estuarino, os macroinvertebrados têm um lugar de destaque, desempenhando um papel-chave e sendo, em parte, responsáveis pela produtividade destes sistemas (Sardá *et al.*, 1998, Rosenberg, 2001; Mermillod-Blondin *et al.*, 2003). Como elemento central das teias tróficas, promovendo a decomposição da matéria orgânica, a reciclagem de nutrientes e a transferência da energia, tornam-se uma importante fonte de alimento para crustáceos, peixes e aves (Rhoads & Young, 1970; Day *et al.*, 1989). Os macroinvertebrados bentónicos têm, assim, um efeito estruturante bastante acentuado

nas propriedades do sedimento e nos processos de mineralização (Rhoads, 1974; Aller & Aller, 1998), pelo que a sua quantificação é crucial para compreender a dinâmica de todo o ambiente estuarino (Herman *et al.*, 1999).

Estas comunidades variam consideravelmente em função das condições ambientais, sendo que a maioria das espécies distribui-se em agregados de pequena escala espacial, induzidos essencialmente pelo tipo de substrato, composição do sedimento, salinidade, disponibilidade de alimento e predação (Chester *et al.*, 1983; Flint & Kalke, 1985; McLusky & Elliott, 2005). No entanto, algumas espécies poderão apresentar padrões de distribuição mais amplos ao longo do estuário. Nas zonas temperadas, para além desta variação espacial, há que considerar também a variação temporal associada às flutuações sazonais e interanuais (Alden *et al.*, 1997; Attrill & Power, 2000; Salen-Pichard & Arlhac, 2002). De referir, ainda, que a existência de contaminantes no sedimento poderá ter uma forte influência na estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentónicos, uma vez que os componentes tóxicos poderão ser letais para estes organismos ou conduzir à diminuição da sua condição, da resistência a doenças ou do seu potencial reprodutor (McLusky & Elliott, 2004).

Como referido inicialmente, os ambientes estuarinos podem ser vistos como ecossistemas únicos, estruturados pela acção de factores abióticos, que criam um complexo de gradientes que poderão determinar a distribuição e abundância da fauna neles existente (Chapman & Wang, 2001). Contudo, estes sistemas sofrem diversos impactos antropogénicos, a partir de fontes localizadas a montante do estuário, assim como das áreas metropolitanas e industriais existentes nas suas proximidades. Consequentemente, a estrutura da comunidade estuarina pode sofrer contínuas alterações em termos espaciais e temporais, como resposta aos gradientes de origem natural e antropogénica (Pearson & Rosenberg, 1978; Rakocinski *et al.*, 1997). Neste sentido, vários organismos têm sido utilizados para investigar a “saúde” dos sistemas aquáticos e para avaliar os impactos ambientais (Attrill & Depledge, 1997). As comunidades de invertebrados bentónicos têm sido as mais frequentemente utilizadas em programas de monitorização ambiental, dado que este grupo, normalmente, reflecte os impactos antropogénicos (e.g. Rosenberg & Resh, 1993). Estas comunidades têm algumas vantagens em relação a outros grupos biológicos, como o fitoplâncton, os peixes e as aves. De entre estas vantagens, destacam-se a elevada riqueza específica com uma variedade de padrões de tolerância à perturbação do habitat, o facto de a maioria destas espécies serem sedentárias, as suas respostas integrarem alterações da qualidade da água e do sedimento e serem elementos-chave na teia trófica dos sistemas aquáticos, uma vez que intervêm nos fluxos químicos

entre os sedimentos e a coluna de água (Aller, 1982; Dauer *et al.*, 1982; Hargrave & Theil, 1993; Gray *et al.*, 1998; Warwick *et al.*, 1990; Weisberg *et al.*, 1997). Como estas comunidades possuem espécies com diferentes ciclos de vida e níveis de tolerância específicos perante variadas situações de stress, tornam-se adequadas para serem classificadas em diferentes grupos funcionais que reflectem a magnitude das perturbações (Byliard, 1987). No entanto, é particularmente difícil distinguir as alterações naturais das antropogénicas, pelo que é essencial compreender a variação espacial e temporal destas comunidades (Boesch, 1973; Holland *et al.*, 1987).

Através do conhecimento dos padrões de distribuição espacial dos macroinvertebrados ao longo do gradiente estuarino, é possível identificar as ligações entre a distribuição das espécies e os processos ecológicos e, assim, ter uma visão geral do funcionamento do ambiente estuarino, o que é essencial para uma gestão integrada do sistema, tal como para o desenvolvimento da ecologia estuarina (Ysebaert *et al.*, 2003).

O presente trabalho tem como principal objectivo avaliar as diferenças nas comunidades de macroinvertebrados bentónicos associadas a diferentes habitats estuarinos (zonas de sapal, áreas intertidais e áreas subtidais), o que permitirá relacionar o uso destes habitats por espécies de outros grupos de organismos, em particular de peixes, com a comunidade bentónica.

2. METODOLOGIA

2.1. ÁREA DE ESTUDO

O presente trabalho teve como áreas de estudo a Ria de Aveiro e o estuário do Mira (Fig. 1).

A Ria de Aveiro é um sistema estuarino pouco profundo que se localiza na Costa Noroeste de Portugal Continental (40° 38' N; 8° 44' O) (Leandro *et al.*, 2007). Apresenta uma área com 74 km², com uma topografia bastante irregular e complexa, podendo identificar-se quatro canais principais: Canal de Ílhavo, Canal de Mira, Canal de Ovar e Canal do Espinheiro (Leandro *et al.*, 2007). A profundidade média é cerca de 2 m (Vasconcelos *et al.*, 2007), excepto nos canais de navegação, onde são efectuadas dragagens regularmente (Génio *et al.*, 2008). O caudal médio é de 40 m³s⁻¹ (Vasconcelos *et al.*, 2007), sendo possível ocorrer alguma variação em função das flutuações sazonais e anuais. Os rios Vouga e Antuã são responsáveis por grande parte do fluxo de água doce que entra no estuário (Dias *et al.*, 2000), sendo a circulação no seu interior dominada pelas marés (Lopes *et al.*, 2007).

O estuário do Mira localiza-se na Costa Sudoeste de Portugal Continental (37° 40' N; 8° 45' O). Com uma área de 5 km², estende-se para montante, num único canal, até cerca de 40 km da linha de costa (Silva *et al.*, 2006). A sua largura máxima é de 400 m junto à foz (Andrade, 1986), sendo a profundidade média de 4 m (Vasconcelos *et al.*, 2007). O caudal médio do rio é de 3 m³s⁻¹ (Vasconcelos *et al.*, 2007), podendo variar de acordo com as flutuações sazonais e anuais. À excepção da barragem construída 50 km a montante da foz, o estuário é relativamente pouco perturbado e está sujeito a uma escassa poluição industrial, sendo, por isso, considerado como um estuário com condições pristinas (Costa *et al.*, 2001).

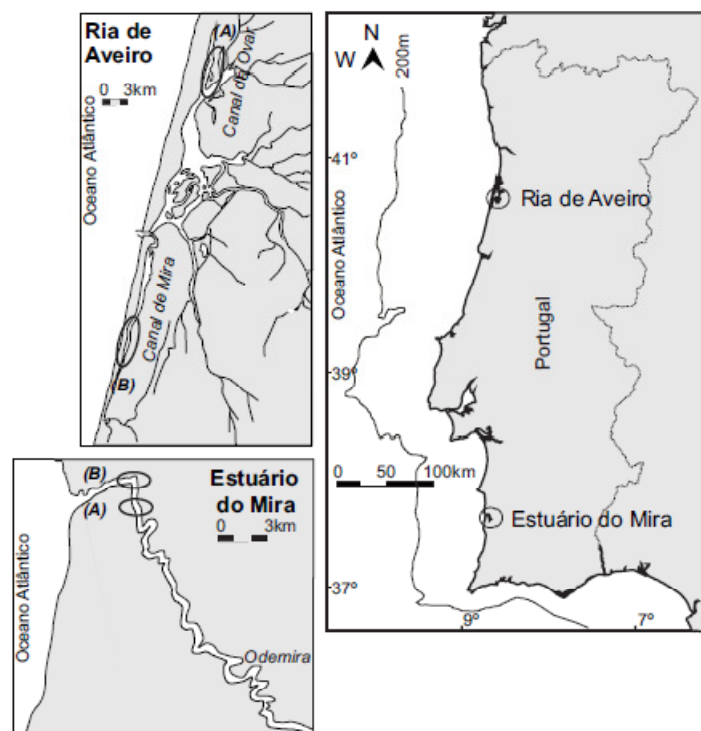


Figura 1 – Mapa da Ria de Aveiro e do estuário do Mira, com indicação das estações de amostragem (A e B).

2.2. AMOSTRAGEM E PROCESSAMENTO LABORATORIAL

A amostragem realizou-se em Abril de 2009, tendo sido recolhidas 5 amostras de sedimento em cada habitat (sapal, intertidal e subtidal) em duas estações de amostragem (A e B) (Fig. 1), perfazendo um total de 60 amostras. As amostras foram recolhidas durante a preia-mar, utilizando para tal uma draga do tipo van Veen (superfície de abertura de 0,05 m²). Estas amostras foram utilizadas para caracterizar a estrutura da comunidade e estimar a densidade das espécies de macroinvertebrados bentónicos presentes.

Para análise do material biológico, as amostras recolhidas foram processadas em laboratório, através de um crivo com malha de 0,500 mm e sob fluxo de água. A fracção retida no crivo foi conservada em álcool a 70%, adicionando-se o corante Rosa de Bengala, para uma posterior facilidade na detecção dos organismos. Seguidamente, procedeu-se à triagem das amostras para separar o material biológico. Os organismos foram contados e identificados até ao nível taxonómico mais baixo possível.

Para análise granulométrica do sedimento, cada amostra, com cerca de 100 g, foi seca numa estufa a 60°C, sendo posteriormente pesada numa balança (precisão de 0,01 g), colocada em água durante algumas horas, de modo a amolecer, e lavada com água sobre um crivo de 0,063 mm para determinação da fracção fina (vasa). As restantes partículas (areia e cascalho) foram novamente secas numa estufa a 60°C e passadas através de uma coluna de quatro crivos (2,000 mm, 0,500 mm, 0,250 mm e 0,063 mm) do tipo “AFNOR”. As fracções de sedimento retidas em cada crivo foram pesadas individualmente, sendo a componente vasosa determinada por diferença relativamente ao peso inicial. Assim, foram consideradas as seguintes categorias granulométricas do sedimento: vasa (<0,063 mm), areia fina (0,063-0,125 mm), areia média (0,125-0,500 mm), areia grosseira (0,500-2,000 mm) e cascalho (>2,000 mm).

2.3. ANÁLISE DOS DADOS

Para uma caracterização quantitativa dos macroinvertebrados bentónicos das áreas de estudo foram calculados valores médios da densidade, obtidos a partir das respectivas amostras recolhidas. A densidade dos organismos foi expressa em número de indivíduos por m² (ind.m⁻²).

Para avaliar a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentónicos nos diferentes habitats das áreas em estudo, foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener e Simpson, assim como o índice de equitabilidade de Pielou (Ludwing & Reynolds, 1988; Krebs, 1989).

De modo a avaliar os padrões espaciais de distribuição e abundância das comunidades de macroinvertebrados bentónicos e a influência das características do sedimento, nomeadamente da granulometria, nessa mesma distribuição, efectuaram-se análises canónicas de correspondências (ACC). Utilizaram-se os *taxa* mais representativos de cada estuário, eliminando-se as espécies consideradas raras ou com densidades muito baixas. Estas análises foram efectuadas com recurso ao programa CANOCO 4.5 (ter Braak & Šmilauer, 2002).

3. RESULTADOS

As diferentes fracções que caracterizam o sedimento relativamente à sua granulometria estão representadas nas Figuras 2 e 3.

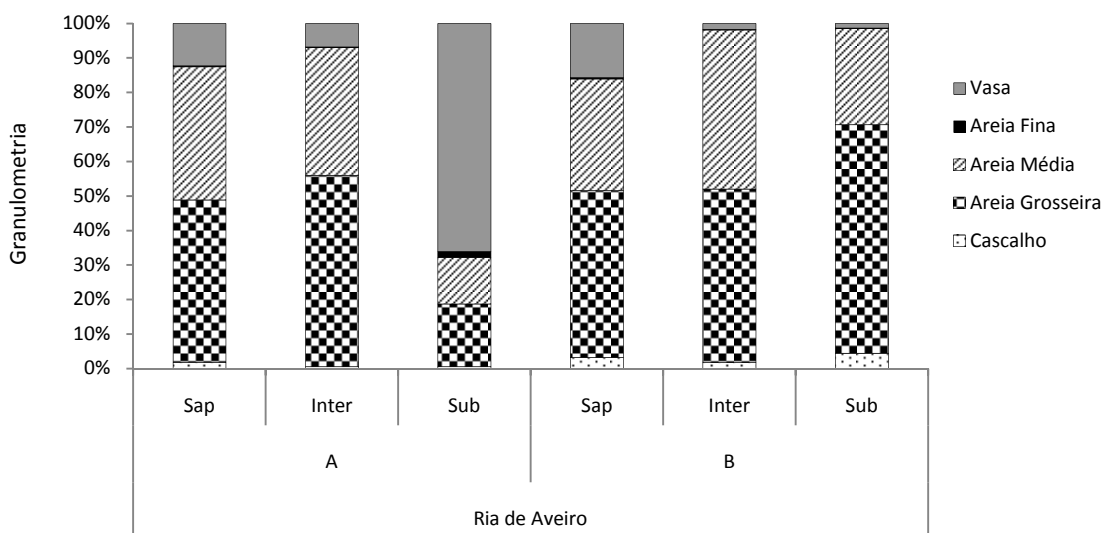


Figura 2 – Composição granulométrica do sedimento dos diferentes habitats (Sap – sapal; Int – intertidal; Sub – subtidal) das duas estações de amostragem (A e B) na Ria de Aveiro.

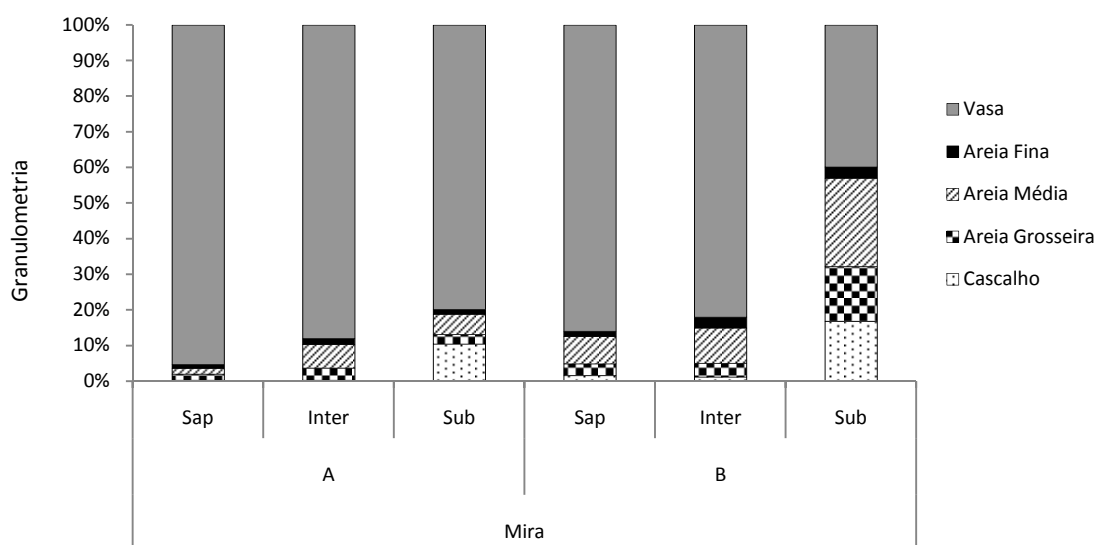


Figura 3 – Composição granulométrica do sedimento dos diferentes habitats (Sap – sapal; Int – intertidal; Sub – subtidal) das duas estações de amostragem (A e B) no estuário do Mira.

Na Ria de Aveiro (Fig. 2) verificou-se uma predominância de areia de dimensão média e grosseira na maioria dos habitats das duas estações, com excepção da área subtidal da estação A, em que uma grande percentagem do sedimento foi vasa. Relativamente às fracções de areia fina e cascalho, estas apresentaram um valor residual na composição do sedimento das duas estações de amostragem.

No estuário do Mira (Fig. 3) verificou-se que todos os habitats das duas estações eram compostos essencialmente por vasa. No entanto, é de realçar a área subtidal da estação B, em que as fracções de areia média, areia grosseira e cascalho assumem alguma representatividade na composição do sedimento.

No conjunto das amostras registaram-se 153 *taxa*, entre os 10414 indivíduos identificados nas 60 amostras recolhidas.

Tabela 1 - Densidade (indivíduos m⁻²) dos *taxa* de macroinvertebrados bentónicos identificados nos vários habitats considerados nos estuários amostrados (Sap – sapal; Int – intertidal; Sub – subtidal) (valores de desvio padrão entre parêntesis).

<i>Taxa</i>	Ria de Aveiro			Mira		
	Sap	Int	Sub	Sap	Int	Sub
Filo ANNELIDA						
Classe CLITELLATA						
Oligochaeta n.i.	860 (6)	2640 (18)	420 (3)	20380 (256)	5740 (52)	6280 (56)
Classe POLYCHAETA						
Ordem Capitellida						
Família Capitellidae						
Capitellidae n. i.	-	-	-	-	20 (<1)	-
<i>Capitella capitata</i>	220 (2)	40 (<1)	120 (2)	520 (4)	100 (1)	100 (1)
<i>Heteromastus filiformis</i>	-	-	-	160 (2)	60 (<1)	2300 (14)
<i>Mediomastus fragilis</i>	-	-	-	-	-	1740 (7)
<i>Notomastus latericeus</i>	-	-	-	-	-	320 (2)
Ordem Cossurida						
Família Cossuridae						
<i>Cossura</i> sp.	-	-	-	-	-	40 (1)
Ordem Eunicida						
Família Dorvilleidae						
<i>Ophryotrocha</i> sp.	-	-	-	-	-	20 (<1)
<i>Schistomeringos rudolphii</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)

Taxa	Ria de Aveiro			Mira		
	Sap	Int	Sub	Sap	Int	Sub
Família Eunicidae						
<i>Nematonereis hebes</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)
Família Lumbrineridae						
<i>Lumbrineris latreilli</i>	-	-	-	-	-	60 (1)
Família Oeononidae						
<i>Drilonereis filum</i>	-	-	-	-	-	100 (1)
Família Onuphidae						
<i>Diopatra neapolitana</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)
Ordem Ophellida						
Família Opheliidae						
<i>Armandia cirrhosa</i>	-	-	-	-	-	100 (1)
Ordem Orbiinida						
Família Orbiniidae						
<i>Scoloplos armiger</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)
Ordem Phyllodocida						
Família Glyceridae						
<i>Glycera convoluta</i>	-	-	-	20 (<1)	-	500 (3)
Família Hesionidae						
Hesionidae n.i.	-	-	-	-	-	160 (2)
<i>Podarkeopsis capensis</i>	-	-	-	-	-	220 (1)
Família Nephtyidae						
<i>Micronephthys minuta</i>	-	-	-	20 (<1)	100 (2)	2760 (14)
<i>Nephtys hombergii</i>	-	-	-	20 (<1)	60 (1)	460 (4)
Família Nereididae						
<i>Eunereis longissima</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)
<i>Hediste diversicolor</i>	2920 (17)	1740 (9)	2700 (14)	16020 (46)	4440 (24)	260 (4)
<i>Platynereis dumerilii</i>	-	-	-	-	-	40 (<1)
Família Pholoidae						
<i>Pholoe inornata</i>	-	-	-	-	-	80 (1)
Família Phyllodocidae						
Phyllodocidae n.i.	-	-	-	-	20 (<1)	-
<i>Eumida sanguinea</i>	-	-	-	-	-	60 (1)
Família Pilargidae						
<i>Sigambra tentaculata</i>	-	-	-	-	-	180 (2)
Família Polynoidae						
<i>Harmothoe antilopes</i>	-	-	-	-	-	40 (<1)
<i>Malmgreniella</i> sp.	-	-	-	-	-	40 (1)
<i>Malmgreniella cf. lunulata</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)
Família Sphaerodoridae						
<i>Sphaerodoropsis</i> sp.	-	-	-	-	-	20 (<1)
Família Syllidae						
Syllidae n.i.	-	-	-	-	-	20 (<1)
<i>Exogone</i> sp.						20 (<1)

Taxa	Ria de Aveiro			Mira		
	Sap	Int	Sub	Sap	Int	Sub
<i>Haplosyllis</i> sp.	-	-	-	-	-	20 (<1)
<i>Myrianida</i> sp.	-	-	-	-	-	40 (1)
<i>Prosphaerosyllis</i> sp.	-	-	-	-	-	160 (1)
<i>Sphaerosyllis</i> sp.	-	-	-	-	-	60 (1)
<i>Syllis</i> sp.	-	-	-	120 (1)	-	20 (<1)
<i>Syllis</i> spp.	-	-	-	60 (1)	-	-
Ordem Sabellida						
Família Oweniidae						
<i>Galathowenia oculata</i>	-	-	-	-	-	200 (1)
<i>Owenia fusiformis</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)
Família Sabellariidae						
<i>Sabellaria alveolata</i>	-	-	-	-	-	60 (1)
Família Sabellidae						
Sabellidae n.i.	-	-	-	280 (4)	20 (<1)	20 (<1)
Ordem Spionida						
Família Maldanidae						
<i>Euclymene oerstedii</i>	-	-	-	-	20 (<1)	3240 (11)
Família Poecilochaetidae						
<i>Poecilochaetus serpens</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)
Família Spionidae						
Spionidae n.i.	-	-	-	-	20 (<1)	40 (1)
<i>Aonides oxycephala</i>	-	-	-	20 (<1)	-	1320 (12)
<i>Polydora</i> sp.	-	-	-	80 (1)	40 (<1)	2240 (17)
<i>Pseudopolydora</i> sp.	-	-	-	20 (<1)	40 (1)	3720 (20)
<i>Prionospio</i> sp.	-	-	-	-	-	20 (<1)
cf. <i>Prionospio multibranchiata</i>	-	-	-	-	-	220 (2)
<i>Prionospio fallax</i>	-	-	-	-	-	80 (<1)
<i>Pygospio elegans</i>	-	-	-	2180 (33)	680 (8)	-
<i>Spio decoratus</i>	-	-	-	-	-	120 (1)
<i>Spiophanes bombyx</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)
<i>Streblospio shrubsolii</i>	1220 (12)	140 (1)	5800 (39)	1820 (7)	1700 (22)	60 (<1)
Ordem Terebellida						
Família Ampharetidae						
<i>Alkmaria romijni</i>	2280 (20)	1140 (12)	1200 (10)	-	-	-
<i>Melinna palmata</i>	-	-	-	40 (<1)	160 (3)	15800 (81)
Família Cirratulidae						
<i>Tharyx marioni</i>	-	-	-	-	20 (<1)	1520 (8)
Família Pectinariidae						
<i>Lagis koreni</i>	-	-	-	20 (<1)	60 (<1)	200 (2)
Família Terebellidae						
<i>Terebella lapidaria</i>	-	-	-	200 (2)	-	-
Ordem - - -						
Família Paraonidae						
Paraonidae n.i.	-	-	-	-	-	640 (5)

Taxa	Ria de Aveiro			Mira		
	Sap	Int	Sub	Sap	Int	Sub
Filo ARTHROPODA						
Classe ARACHNIDA						
Ordem Acarina						
Acarina n.i.	-	40 (1)	-	100 (2)	20 (<1)	-
Classe Insecta						
Ordem Coleoptera						
Família Elmidae						
Elmidae n.i.	-	-	-	20 (<1)	-	-
Ordem Diptera						
Diptera n.i.	20 (<1)	-	-	-	-	-
Família Ceratopogonidae						
Ceratopogonidae n.i.	-	-	1080 (8)	380 (2)	-	-
Família Chironomidae						
Chironomidae n.i.	-	60 (<1)	-	6500 (49)	460 (3)	20 (<1)
Família Dolichopodidae						
Dolichopodidae n.i.	460 (7)	-	-	2200 (7)	2540 (8)	-
Família Limoniidae						
Limoniidae n.i.	-	-	20 (<1)	40 (<1)	-	-
Família Psychodidae						
Psychodidae n.i.	20 (<1)	-	-	-	-	-
Família Stratiomyidae						
Stratiomyidae n.i.	-	-	60 (1)	-	-	-
Família Tabanidae						
Tabanidae n.i.	-	-	-	-	20 (<1)	-
Ordem Heteroptera						
Família Veliidae						
Veliidae n.i.	-	-	-	20 (<1)	-	-
Ordem Plecoptera						
Plecoptera n.i.	-	-	-	20 (<1)	-	-
Classe MALACOSTRACA						
Ordem Amphipoda						
Família Ampithoidae						
<i>Ampithoe</i> sp.	120 (2)	-	-	260 (4)	-	40 (<1)
Família Caprellidae						
<i>Phtisica marina</i>	-	-	-	-	20 (<1)	-
Família Corophiidae						
<i>Corophium</i> sp.	-	20 (<1)	20 (<1)	80 (1)	60 (<1)	140 (<1)
<i>Corophium multisetosum</i>	40 (<1)	240 (3)	-	-	-	20 (<1)
<i>Corophium volutator</i>	-	-	-	-	20 (<1)	-
Família Gammaridae						
<i>Gammarus</i> sp.	20 (<1)	-	-	-	-	-
Família Hyalidae						
<i>Apohyale prevostii</i>	-	-	-	1760 (26)	-	60 (1)
Família Melitidae						

Taxa	Ria de Aveiro			Mira		
	Sap	Int	Sub	Sap	Int	Sub
Melitidae n.i.	20 (<1)	-	20 (<1)	-	-	-
<i>Melita palmata</i>	1720 (27)	-	-	-	-	-
Família Pontoporeiidae						
<i>Bathyporeia</i> sp.	-	-	60 (1)	-	-	-
Ordem Cumacea						
Família Bodotriidae						
<i>Bodotria scorpioides</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)
Ordem Decapoda						
Decapoda n.i.	-	-	40 (<1)	100 (1)	20 (<1)	60 (1)
Família Diogenidae						
<i>Diogenes pugilator</i>	-	-	-	-	-	40 (1)
Família Inachidae						
<i>Achaeus cranchii</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)
Família Paguridae						
Paguridae n.i.	-	-	-	-	-	80 (1)
Família Polybiidae						
<i>Liocarcinus navigator</i>	-	-	-	-	20 (<1)	-
Família Portunidae						
Portunidae n.i.	-	-	-	20 (<1)	-	20 (<1)
<i>Carcinus maenas</i>	40 (1)	-	-	-	-	20 (<1)
Ordem Isopoda						
Família Anthuridae						
<i>Cyathura carinata</i>	620 (4)	480 (3)	20 (<1)	380 (3)	-	200 (1)
Família Cirolanidae						
<i>Eurydice pulchra</i>	20 (<1)	-	-	-	-	-
Família Gnathiidae						
Gnathiidae n.i.	-	-	-	-	-	20 (<1)
<i>Paragnathia formica</i>	40 (<1)	-	20 (<1)	20 (<1)	-	-
Família Idoteidae						
<i>Idotea</i> cf. <i>neglecta</i>	40 (1)	-	-	-	-	-
Família Sphaeromatidae						
Sphaeromatidae n.i.	-	-	-	-	20 (<1)	-
<i>Lekanesphaera rugicauda</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)
Ordem Mysida						
Família Mysidae						
Mysidae n.i.	-	-	-	-	-	20 (<1)
Ordem Tanaidacea						
Família Leptocheliidae						
<i>Heterotanais oerstedii</i>	440 (7)	-	-	-	-	-
cf. <i>Leptochelia savignyi</i>	-	-	-	-	-	100 (1)
Classe MAXILLOPODA						
Subclasse Copepoda						
Copepoda n.i.	-	240 (2)	-	80 (1)	-	20 (<1)

Taxa	Ria de Aveiro			Mira		
	Sap	Int	Sub	Sap	Int	Sub
Classe OSTRACODA						
Ostracoda n.i.	120 (1)	-	60 (1)	-	-	60 (1)
Classe PYCNOGONIDA						
Pycnogonida n.i.	-	-	-	-	-	40 (1)
Ordem Pantopoda						
Família Ammonotheidae						
<i>Ammonothea longipes</i>	-	-	-	-	-	40 (1)
Família Nymphonoidea						
<i>Nymphon</i> sp.	-	-	-	-	-	20 (<1)
Filo CNIDARIA						
Classe ANTHOZOA						
Ordem Actiniaria						
Família Edwardsiidae						
<i>Edwardsia</i> sp.	-	-	-	-	-	40 (1)
Família Haloclavidae						
<i>Peachia cylindrica</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)
Filo ECHINODERMATA						
Classe OPHIUROIDEA						
Ordem Ophiurida						
Família Ophiuridae						
Ophiuridae n.i.	-	-	-	-	-	20 (<1)
Filo MOLLUSCA						
Classe BIVALVIA						
Ordem Arcoida						
Família Arcidae						
<i>Arca tetragona</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)
Ordem Lucinoida						
Família Lucinidae						
<i>Lucinella divaricata</i>	-	-	-	-	-	80 (1)
Ordem Myoida						
Família Corbulidae						
<i>Corbula gibba</i>	-	-	-	-	-	120 (1)
Família Myidae						
<i>Mya arenaria</i>	-	40 (<1)	-	-	-	-
Família Pholadidae						
<i>Barnea candida</i>	-	-	-	-	-	60 (1)
Ordem Mytiloida						
Família Mytilidae						
<i>Modiolus adriaticus</i>	-	-	-	-	-	140 (1)
Ordem Nuculida						
Família Nuculidae						
<i>Nucula</i> sp.	-	-	-	-	-	560 (2)
Ordem Veneroida						
Família Cardiidae						

Taxa	Ria de Aveiro			Mira		
	Sap	Int	Sub	Sap	Int	Sub
Cardiidae n.i.	-	-	200 (2)	-	100 (1)	60 (1)
<i>Cerastoderma glaucum</i>	20 (<1)	-	20 (<1)	-	180 (1)	-
<i>Parvicardium</i> sp.	-	-	-	-	400 (6)	-
Família Mactridae						
<i>Lutraria lutraria</i>	-	-	-	-	-	220 (2)
<i>Spisula solida</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)
<i>Spisula subtruncata</i>	-	-	-	-	20 (<1)	620 (6)
Família Montacutidae						
<i>Kurtiella bidentata</i>	-	-	-	-	1020 (7)	-
Família Psammobiidae						
<i>Gari fervensis</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)
Família Semelidae						
Semelidae n.i.	3060 (24)	100 (1)	160 (1)	3180 (23)	11000 (98)	120 (1)
<i>Abra alba</i>	-	-	-	-	240 (2)	-
<i>Abra tenuis</i>	220 (2)	20 (<1)	-	6260 (46)	3140 (24)	-
<i>Scrobicularia plana</i>	2360 (18)	240 (2)	1480 (8)	1000 (6)	200 (2)	-
Família Turtoniidae						
<i>Turtonia minuta</i>	-	-	-	-	-	120 (2)
Família Veneridae						
<i>Dosinia exoleta</i>	-	-	-	-	-	100 (1)
<i>Dosinia lupinus</i>	-	-	-	-	160 (3)	20 (<1)
<i>Timoclea ovata</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)
<i>Venerupis</i> sp.	-	-	-	-	-	20 (<1)
<i>Venus casina</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)
<i>Venerupis senegalensis</i>	-	-	-	-	60 (1)	1300 (11)
Classe GASTROPODA						
Gastropoda n.i.	-	-	-	-	-	20 (<1)
Ordem Cephalaspidea						
Família Philinidae						
<i>Philine aperta</i>	-	-	-	-	20 (<1)	-
Ordem Littorinimorpha						
Família Calyptraeidae						
<i>Calyptraea chinensis</i>	-	-	-	-	-	200 (3)
Família Hydrobiidae						
<i>Hydrobia ulvae</i>	1620 (10)	4220 (23)	7700 (60)	620 (2)	1220 (10)	80 (1)
Ordem Neogastropoda						
Família Muricidae						
<i>Trophonopsis muricata</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)
Família Nassariidae						
<i>Nassarius reticulatus</i>	-	-	-	-	-	160 (1)
Ordem Neotaenioglossa						
Família Cerithiidae						
<i>Bittium reticulatum</i>	-	-	-	-	-	80 (1)

Taxa	Ria de Aveiro			Mira		
	Sap	Int	Sub	Sap	Int	Sub
Ordem Nudibranchia						
Nudibranchia n.i.	-	-	-	100 (2)	40 (1)	20 (<1)
Ordem Stylommatophora						
Família Pyramidellidae						
<i>Chrysallida fenestrata</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)
<i>Turbonilla</i> sp.	-	-	-	20 (<1)	-	20 (<1)
Classe Polyplacophora						
Polyplacophora n.i.	-	-	-	-	20 (<1)	20 (<1)
Filo NEMATODA						
Nematoda n.i.	-	260 (3)	260 (3)	140 (2)	20 (<1)	1840 (19)
Filo NEMERTEA						
Nemertea n.i.	-	-	-	600 (6)	400 (2)	1540 (10)
Filo PHORONIDA						
Phoronida n.i.	-	-	-	-	80 (1)	40 (<1)
Filo PLATYHELMINTHES						
Platyhelminthes n.i.	-	-	-	200 (2)	60 (1)	-
Classe RABDITOPHORA						
Ordem Polycladida						
Família Pleioplanidae						
<i>Pleioplana atomata</i>	-	-	-	-	-	20 (<1)
Filo SIPUNCULA						
Sipuncula n.i.	-	-	-	60 (1)	120 (1)	700 (6)

A comunidade de macroinvertebrados bentónicos dos estuários em estudo caracterizou-se maioritariamente por densidades elevadas de alguns *taxa* comuns aos habitats analisados, como *Hediste diversicolor*, *Streblospio shrubsolii*, *Hydrobia ulvae*, *Scrobicularia plana*, *Oligochaeta* e *Semelidae*. De referir ainda que o estuário do Mira se caracterizou pela forte presença do grupo *Polychaeta*, embora em densidades, por vezes, bastante inferiores às registadas para outros *taxa*.

A densidade média dos vários grupos de organismos identificados nos diferentes habitats das áreas de amostragem da Ria de Aveiro e do estuário do Mira é apresentada nas Figuras 4 e 5, respectivamente.

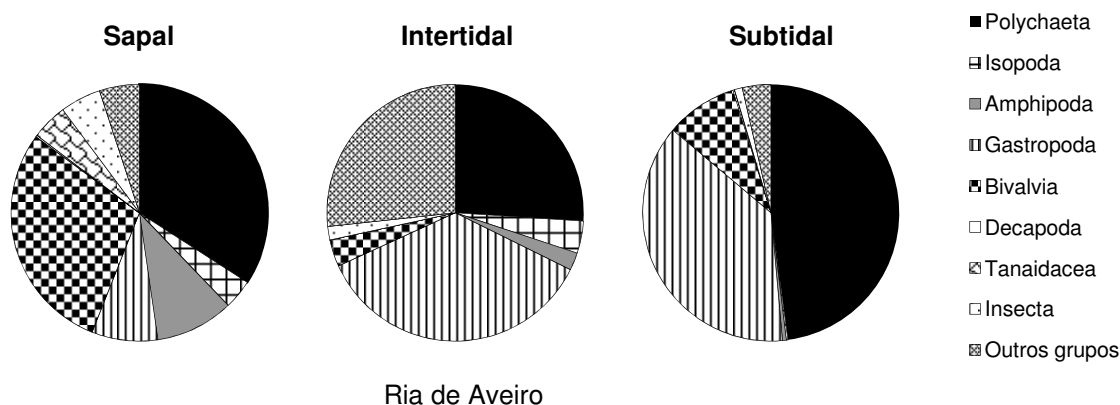


Figura 4 - Densidade média dos vários taxa presentes nos diferentes habitats da Ria de Aveiro.

Na Ria de Aveiro (Fig. 4) observou-se uma presença mais acentuada de alguns dos grupos de organismos identificados nos habitats estudados. Assim, no sapal verificou-se uma predominância dos grupos Polychaeta (constituído por *Hediste diversicolor*, *Alkmaria romijni*, *Streblospio shrubsolii* e *Capitella capitata*) e Bivalvia (constituído por *Scrobicularia plana* e outros indivíduos identificados como pertencentes à família Semelidae). De realçar os grupos Gastropoda (constituído por *Hydrobia ulvae*) e Amphipoda (constituído na sua maioria por *Melita palmata*) cuja presença também assumiu alguma relevância neste habitat.

No caso da área intertidal, verificou-se uma grande abundância do grupo Gastropoda (constituído por *Hydrobia ulvae*). A restante percentagem é representada essencialmente pelos grupos Polychaeta (constituído por *Hediste diversicolor*, *Alkmaria romijni*, *Streblospio shrubsolii* e *Capitella capitata*) e Outros grupos (constituído na sua maioria por Oligochaeta).

Relativamente à área subtidal, o grupo Polychaeta (constituído por *Hediste diversicolor*, *Alkmaria romijni*, *Streblospio shrubsolii* e *Capitella capitata*) constituiu praticamente metade do número de indivíduos presentes neste habitat, seguindo-se o grupo Gastropoda (constituído por *Hydrobia ulvae*) com uma densidade bastante elevada. De referir o grupo Bivalvia, (constituído por *Scrobicularia plana*) que apesar da baixa densidade, comparativamente aos grupos Polychaeta e Gastropoda, assume alguma representatividade neste habitat.

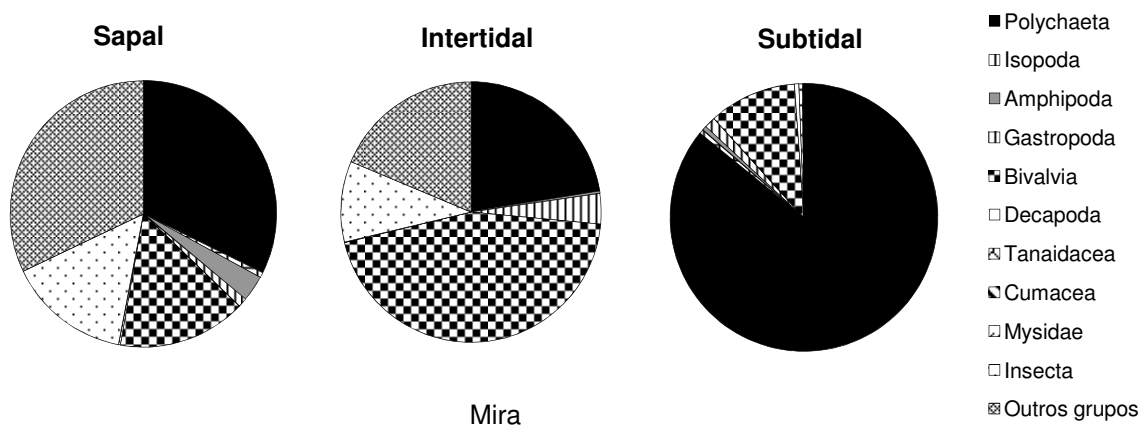


Figura 5 - Densidade média dos vários *taxa* presentes nos diferentes habitats do Mira.

No Mira (Fig. 5) verificou-se uma predominância de alguns dos grupos de organismos identificados nos habitats analisados.

Assim, a área de sapal apresentou uma elevada densidade dos grupos Polychaeta e Outros grupos (constituído na sua maioria por Oligochaeta). Os grupos Insecta (constituído por Dolichopodidae, Chironomidae e Ceratopogonidae) e Bivalvia (constituído por *Abra tenuis*, *Scrobicularia plana* e outros indivíduos identificados como pertencente à família Semelidae) também assumem alguma importância, embora com menor densidade. De realçar o grupo Amphipoda (constituído na sua maioria por *Apholyte prevosti*), que apresenta o maior valor de densidade, comparativamente aos outros habitats.

Quanto à área intertidal, a grande representatividade pertence ao grupo Bivalvia (constituído por *Abra tenuis* e uma grande percentagem de indivíduos identificados como pertencentes à família Semelidae). Também com alguma representatividade, embora em menor densidade, surgem os grupos Polychaeta e Outros grupos (constituído na sua maioria por Oligochaeta). Segue-se o grupo Insecta (constituído por Dolichopodidae, Chironomidae e Ceratopogonidae) e, com a uma densidade bastante inferior, o grupo Gastropoda (constituído por *Hydrobia ulvae*), contudo a mais elevada quando comparada com os outros habitats.

Por fim, a área subtidal caracterizou-se essencialmente pela presença do grupo Polychaeta (constituído por uma elevada percentagem de *Melinna palmata*), sendo que o grupo Bivalvia (constituído na sua maioria por *Kurtiella bidentata*, *Spisula subtrubcata* e *Venerupis senegalensis*) surgiu com uma densidade significativamente mais baixa.

O número de espécies e os índices de diversidade e equitabilidade das comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes nas estações de amostragem estão representados nas Figuras 6 e 7.

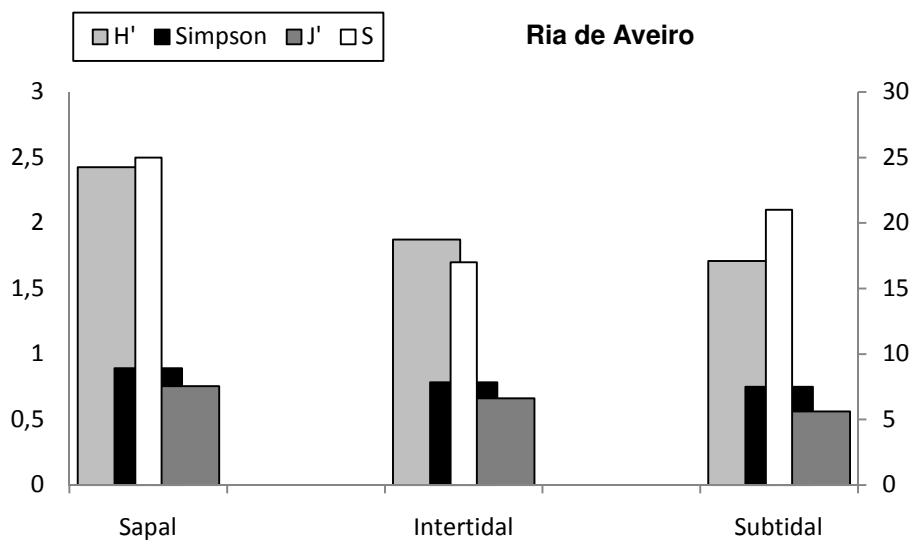


Figura 6 – Índices de diversidade de Shannon - Wiener (H'), Simpson e Equitabilidade de Pielou (J') e número de espécies (S) para os diferentes habitats (Sap – sapal; Int – intertidal; Sub – subtidal) na Ria de Aveiro.

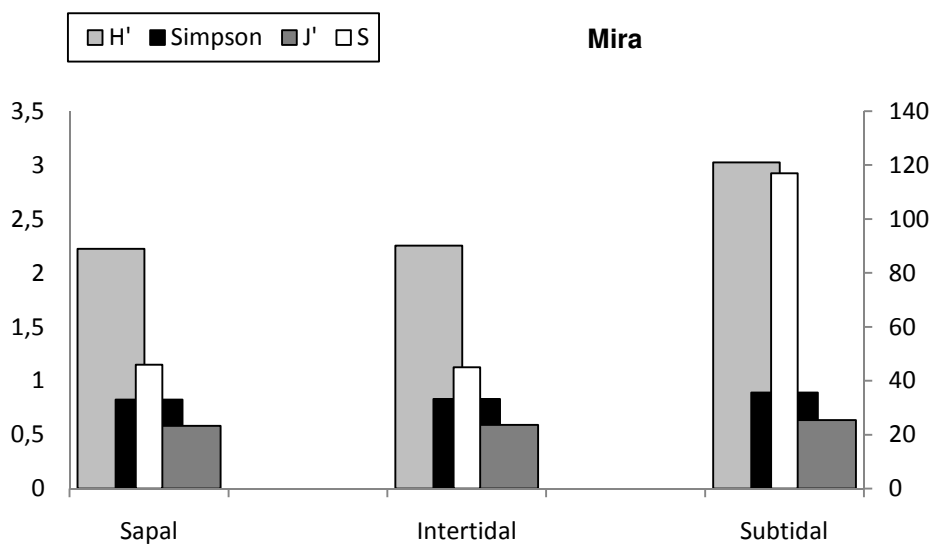


Figura 7 – Índices de diversidade de Shannon - Wiener (H'), Simpson e Equitabilidade de Pielou (J') e número de espécies (S) para os diferentes habitats (Sap – sapal; Int – intertidal; Sub – subtidal) no estuário do Mira.

O maior número de espécies identificadas foi registado na área subtidal do estuário do Mira, com um total de 117, sendo a área intertidal da Ria de Aveiro o habitat em que se verificou uma menor riqueza específica, com apenas 17 espécies identificadas.

O sapal foi o habitat mais diverso na Ria de Aveiro, enquanto no estuário do Mira a maior diversidade se verificou na área subtidal. Apesar de se ter identificado apenas 25 espécies no sapal da Ria de Aveiro, segundo os valores de diversidade dos vários habitats dos dois estuários analisados, este foi o habitat mais diverso, para o qual foi registado o maior valor de equitabilidade de Pielou.

Os diagramas de ordenação das Análises Canônicas de Correspondências efectuados com base nos dados de densidade dos taxa mais representativos dos diferentes habitats das áreas de amostragem, e utilizando a variável granulometria do sedimento como variável ambiental, estão representados nas Figuras 8 e 9.

Na Ria de Aveiro (Fig. 8), os dois primeiros eixos de ordenação desta análise explicaram 67,4% da variabilidade total relacionada apenas com os dados das espécies e também 67,4% da variabilidade associada à relação das espécies com a variável considerada, neste caso a granulometria.

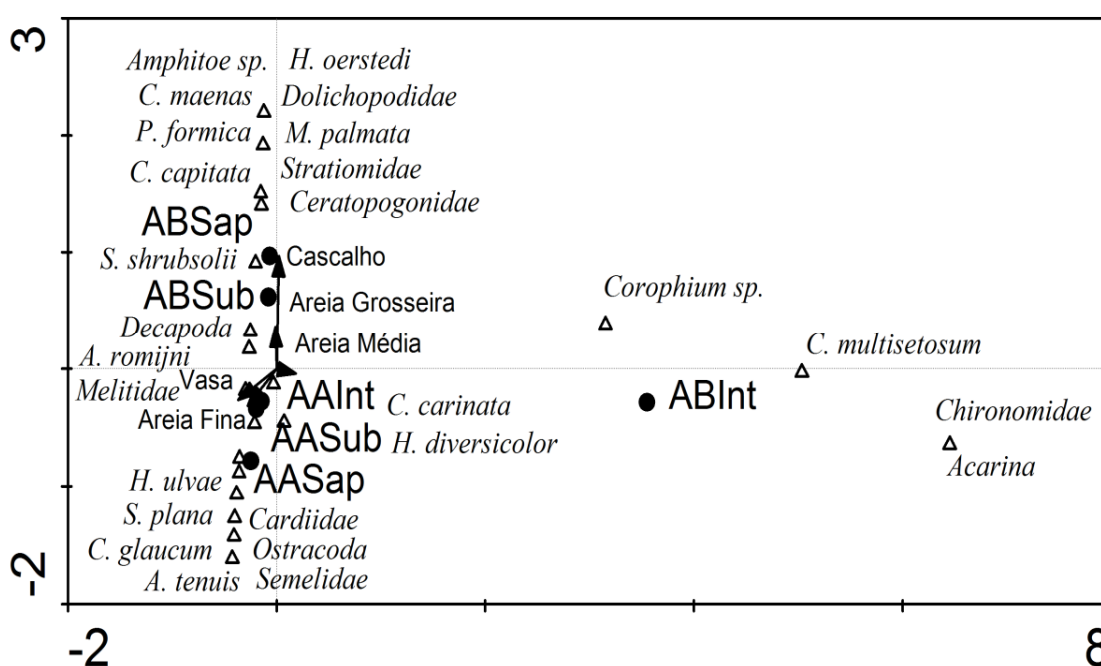


Figura 8 – Diagrama de ordenação da Análise Canônica de Correspondências referente aos dados de densidade das espécies de macroinvertebrados bentônicos na Ria de Aveiro (AASap – Ria de Aveiro, área de amostragem A, Sapal; ABSap – Ria de Aveiro, área de amostragem B, Sapal; AAInt – Ria de Aveiro, área de amostragem A, Intertidal; ABInt – Ria de Aveiro, área de amostragem B, Intertidal; AASub – Ria de Aveiro, área de amostragem A, Subtidal; ABSub – Ria de Aveiro, área de amostragem B, Subtidal)

Verificou-se uma predominância de cascalho e areia grosseira na estação de amostragem B, sendo que a área A caracterizou-se pela existência de um sedimento composto essencialmente por areia média, areia fina e vasa.

No estuário do Mira (Fig.9), os dois primeiros eixos de ordenação desta análise explicaram 81,3% da variabilidade total relacionada apenas com os dados das espécies e 86,3% da variabilidade associada à relação das espécies com a variável considerada, neste caso a granulometria.

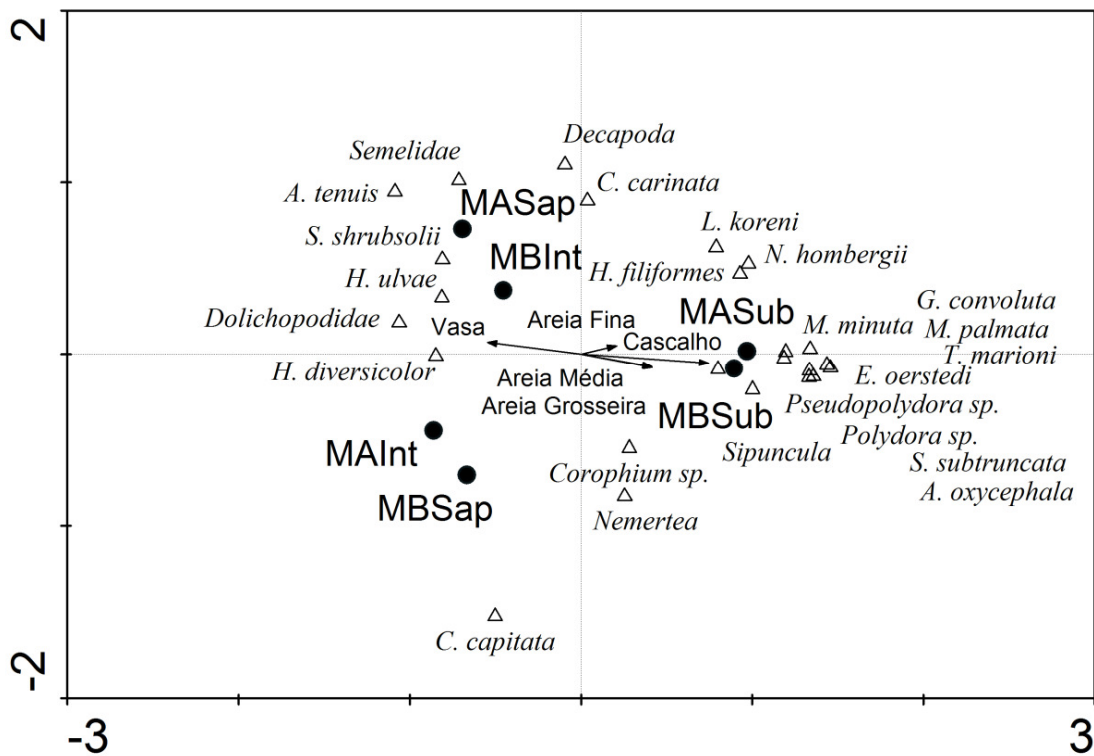


Figura 9 – Diagrama de ordenação da Análise de Correspondências referente aos dados de densidade das espécies de macroinvertebrados bentônicos no estuário do Mira (MASap – Mira, área de amostragem A, Sapal; MBSap - Mira, área de amostragem B, Sapal; MAInt – Mira, área de amostragem A, Intertidal; MBInt – Mira, área de amostragem B, Intertidal; MASub – Mira, área de amostragem A, Subtidal; MBSub – Mira, área de amostragem B, Subtidal).

Verificou-se a predominância de um sedimento vasoso nas áreas de sapal e intertidal das duas estações de amostragem, A e B, sendo que o sedimento da área subtidal apresentou uma composição granulométrica mais heterogênea, com a presença de cascalho, areia grosseira, areia média e areia fina.

4. DISCUSSÃO

O presente trabalho demonstrou que é possível identificar padrões nas associações de macroinvertebrados bentónicos de diferentes habitats. Assim, através das comunidades identificadas para cada estuário, apenas no estuário do Mira foi possível verificar claramente a existência de diferentes habitats. Por sua vez, as comunidades da Ria de Aveiro não permitiram identificar qualquer padrão de associação ou separação entre os habitats. No Mira, os habitats estão bastante definidos, sendo possível identificar facilmente as diferentes áreas referentes ao sapal, intertidal e subtidal. Por sua vez, na Ria de Aveiro, existem pequenas áreas de habitat distintos com uma grande proximidade entre si.

Ao analisar a densidade de indivíduos das comunidades de macroinvertebrados bentónicos identificadas, observou-se uma predominância de determinados grupos de acordo com o habitat. Deste modo, na Ria de Aveiro, o sapal caracterizou-se pela abundância dos grupos Polychaeta e Bivalvia, sendo as áreas de intertidal e subtidal dominados pela presença dos grupos Polychaeta e Gastropoda (espécie *Hydrobia ulvae*). Quanto ao estuário do Mira, nas áreas de sapal e intertidal surgiram maioritariamente os grupos Polychaeta, Bivalvia e Insecta, sendo a área de subtidal dominada essencialmente pelo grupo Polychaeta, que apresentou uma diversidade específica bastante superior à verificada na Ria de Aveiro. Assim, embora os grupos de macroinvertebrados predominantes tenham sido Polychaeta e Bivalvia, existem outros taxa típicos de zonas específicas, como é o caso do grupo Gastropoda, nomeadamente da espécie *Hydrobia ulvae*, que registou densidades elevadas na Ria de Aveiro. De realçar a densidade elevada do grupo Oligochaeta nos dois estuários. Estes resultados vêm, de certo modo, evidenciar as diferentes características dos vários grupos de organismos quanto ao seu ciclo de vida, ecologia trófica e adaptações ao meio que habitam (Wolff, 1973; Lastra *et al.*, 1991).

Segundo França *et al.* (2009a), as variáveis ambientais como a salinidade, oxigénio dissolvido e profundidade são importantes na determinação do gradiente que origina diferenças inter-estuarinas ao longo da costa Portuguesa. Assim, os estuários geograficamente mais a norte estão sujeitos a descargas fluviais mais intensas, o que leva a uma diminuição da salinidade nestes sistemas. Muitos estudos demonstraram que a salinidade é um factor importante que afecta a distribuição e a estrutura das comunidades macrobentónicas. Na maioria dos estuários é recorrente verificar que o padrão de densidade e riqueza específica tende a baixar com a diminuição da salinidade (Mannino and Montagna, 1997; Michaelis, 1983). Tal situação foi verificada por Ysebaert *et al.* (2003) no estuário de Schelde (Noroeste Europeu), onde o número

médio de espécies por amostra, assim como o número total de espécies, diminuíram com o decréscimo da salinidade. Estes resultados vêm de encontro aos obtidos neste trabalho, uma vez que na Ria de Aveiro, localizada a Norte, foram identificadas apenas 37 espécies, sendo que no estuário do Mira, situado a Sul do país e com uma salinidade superior, se obteve um valor de riqueza específica bastante elevado, com 141 espécies registadas.

Numa análise ao nível do habitat, verificou-se que a densidade, a riqueza específica e a diversidade apresentaram valores que diferiram em função do habitat analisado. O estuário do Mira caracteriza-se por vastas áreas de intertidal e subtidal, sendo as zonas de sapal as que ocupam a menor área (França *et al.*, 2009a). Por sua vez, na Ria de Aveiro, para além da ocupação de grande percentagem da sua área pelo subtidal, o sapal assume particular relevância com uma abrangência bastante significativa, sendo a menor área caracterizada pelo intertidal (França *et al.*, 2009a). Apesar da área de subtidal ser o habitat dominante na Ria de Aveiro, este trabalho demonstrou que é no sapal que se apresentam os valores mais elevados de riqueza específica, índices de diversidade e de equitabilidade. Por sua vez, no estuário do Mira, os maiores valores surgiram associados à área de subtidal.

São vários os estudos que estabelecem uma comparação entre a ecologia dos habitats com vegetação e sem vegetação nos ambientes estuarinos (Sogard & Able, 1991; Sheridan, 1992). Muitos destes estudos focam-se na densidade de peixes e invertebrados nos diferentes habitats, em que a densidade reflecte o recrutamento, a mortalidade e a emigração (Minello *et al.*, 2003). Normalmente, as áreas com vegetação suportam elevados valores de riqueza específica e abundância de espécies, comparativamente às áreas sem vegetação (Connolly, 1994; Gray *et al.*, 1996). Por outro lado, de acordo com Castellanos & Rozas (2001), os habitats sem vegetação podem conter uma elevada densidade de determinadas espécies, isto porque as associações de peixes e invertebrados bentónicos podem alterar-se ao longo do tempo, dado que os organismos se movem entre os habitats. Assim, apesar da perda de habitats com vegetação poder resultar numa redução da densidade total de indivíduos, algumas espécies poderão não ser afectadas (Bloomfield & Gillanders, 2005). Deste modo, apesar de determinadas espécies ocorrerem com elevada densidade em certos habitats, a preferência de um organismo, e a subsequente selecção do habitat, pode alterar-se ao longo do tempo (Bloomfield & Gillanders, 2005). É o caso das espécies que possuem ciclos de vida bastante complexos, alterando a sua preferência pelo habitat à medida que se desenvolvem. Estes estudos vão de encontro aos resultados obtidos, onde se verificou que o sapal é o habitat com maior valor de riqueza específica na Ria de Aveiro. No entanto, esta tendência não se

observa no estuário do Mira, uma vez que é na área subtidal, um habitat praticamente sem vegetação, que se regista o maior número de espécies, o que vem reforçar a ideia de que a perda de vegetação nem sempre resulta na redução da densidade de todas as espécies, registando-se valores de densidade elevados para algumas espécies em particular, como é o caso de *Mellina palmata*. Quando se estabelece uma comparação entre os estuários, conclui-se que, embora o maior valor obtido no cálculo dos índices de diversidade se verifique na área subtidal do estuário do Mira, é o sapal da Ria de Aveiro que apresenta o maior valor em termos de equitabilidade, indicando que a comunidade de macroinvertebrados bentónicos está mais equilibrada neste habitat. Em ambos os estuários, a menor riqueza específica esteve associada às áreas de intertidal. Estes valores podem dever-se ao facto de este habitat estar sujeito a uma grande amplitude de variação de alguns parâmetros físicos e ambientais, como o clima, exposição ao ar, hidrodinamismo, temperatura, salinidade, estabilidade do sedimento, ou até mesmo predação (Burd *et al.*, 2008). Deste modo, as espécies que aqui habitam estão sob um forte stress, que implica uma capacidade de adaptação a estas variações, pelo que apenas algumas conseguem sobreviver neste tipo de ambiente. Contudo, vários autores reconhecem as áreas intertidais como sendo habitats-chave para a teia trófica dos estuários, devido à sua elevada produtividade quando comparada, por exemplo, com as áreas subtidais (Elliot & Dewailly, 1995), e como uma importante área de viveiro para diferentes espécies de peixes (van der Veer *et al.*, 2001; Phil *et al.*, 2002; Vinagre *et al.*, 2006; França *et al.*, 2009). A dificuldade em analisar a variação da riqueza específica em função dos diferentes habitats é bastante comum. De acordo com um estudo realizado nos estuários de Moreton Bay (Australia), Laegdsgaard & Johnson (1995) verificaram a existência de uma maior riqueza específica nos mangais quando comparados com áreas de fanerogâmicas marinhas e plataformas vasosas. No entanto, outros autores descreveram os mangais como tendo valores de riqueza específica inferiores (Bell *et al.*, 1984). Deste modo, quando se realiza uma comparação entre apenas alguns habitats, torna-se difícil determinar qual o habitat que suporta a maior riqueza específica (Bloomfield & Gillanders, 2005). No entanto, apesar de apresentar algumas falhas, a riqueza específica continua a ser um importante valor base de conservação a considerar.

Engles & Summers (1999), demonstraram que existem gradientes latitudinais ao longo dos estuários das costas Atlânticas que são muitas vezes utilizados para a definição de áreas zoogeográficas. Deste modo, a temperatura e o clima são os factores primordiais na determinação da distribuição dos organismos bentónicos ao longo destes gradientes, a uma escala geográfica larga, ao passo que a distribuição local estará mais relacionada com determinadas características do habitat, como a

salinidade, profundidade e tipo de sedimento. De entre os muitos factores que caracterizam o habitat, a granulometria do sedimento assume particular importância. Diversos autores referiram a influência do tipo de sedimento na estrutura das comunidades que o habitam, nomeadamente na distribuição dos organismos no interior do estuário (Marques *et al.*, 1993a; Ysebaert *et al.*, 2003) e na composição das comunidades macrobentónicas de substrato móvel (Grémare *et al.*, 1998; Gusso *et al.*, 2001; Hoey *et al.*, 2004; Hermand *et al.*, 2008). O tipo de sedimento, ao estar associado a factores ambientais e físicos característicos de cada sistema, como o hidrodinamismo e a profundidade, acaba por condicionar a proliferação de determinadas espécies ou comunidades (Marques *et al.*, 1993; Grémare *et al.*, 1998), uma vez que diferentes características sedimentares podem conduzir à fixação de organismos com diferentes estratégias adaptativas.

De acordo com Ysebaert *et al.* (2003), a densidade das espécies tende a diminuir à medida que a dimensão dos grãos de sedimento aumenta. Quando comparadas as composições granulométricas do sedimento dos vários habitats amostrados, verificou-se que as diferenças inter-estuarinas são bastante mais acentuadas do que as diferenças intra-estuarinas. Assim, em cada estuário, os diferentes habitats apresentaram sedimentos com granulometrias semelhantes. No entanto, ao comparar os dois estuários verificou-se que os habitats da Ria de Aveiro são essencialmente constituídos por areia média e grosseira, sendo os habitats do estuário do Mira caracterizados por vasa. Deste modo, a dimensão dos grãos do sedimento poderá ter contribuído para a menor densidade de organismos registada na Ria de Aveiro. Contudo, há que considerar que, a uma pequena escala, a distribuição dos macroinvertebrados é controlada por outros factores bióticos e abióticos, como a quantidade e qualidade de alimento disponível, por exemplo (Thrush, 1991).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho permitiu realizar uma abordagem sobre os diferentes habitats, suas características e distribuição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos que surgem associadas.

As comunidades de macroinvertebrados bentônicos apresentaram características distintas, verificando-se a predominância de determinados grupos nos vários habitats. No entanto, as comunidades foram caracterizadas sobretudo pelo conjunto dos organismos que as constituem, contribuindo para uma maior ou menor diversidade.

De entre os vários factores que caracterizam os habitats, a granulometria assume particular relevância, estando associada a diversos factores, como o hidrodinamismo ou tipo de sedimento.

Apesar da existência de diferenças nos habitats poder causar diferenças nas estruturas das comunidades, os factores que determinam a escolha de determinados habitats pelas diferentes espécies de macroinvertebrados bentônicos ainda são pouco conhecidos, tornando-se imperativo a realização de estudos neste âmbito.

Para trabalhos de pesquisa futura que abordem esta temática, sugere-se a avaliação do efeito das variações sazonais nas comunidades, uma vez que estão associadas a fenómenos relacionados com o ciclo de vida dos organismos, factores ambientais e climáticos e interacções bióticas, que poderão ter influência na estrutura das comunidades, e, conseqüentemente, nas características dos habitats. Uma abordagem de outros parâmetros que caracterizem os habitats também deve ser considerada, uma vez que as características dos habitats são uma consequência do seu efeito e variação conjunta.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alden, R.W., Weisberg, S.B., Ranasinghe, J.A. & Dauer, D.M. (1997). Optimizing temporal sampling strategies for benthic environmental monitoring programs. *Marine Pollution Bulletin* 34, 913-922.
- Allen, J.R.L. (2000). Morphodynamics of Holocene salt marshes: a review sketch from the Atlantic and Southern North Sea coasts of Europe. *Quaternary Science Reviews* 19, 1155-1231.
- Aller, R.C. & Aller, J.Y. (1998). The effect of biogenic irrigation intensity and solute exchange on diagenetic reaction rates in marine sediments. *Journal of Marine Research* 56, 905-936.
- Andrade, F. (1986). O estuário do Mira: Caracterização geral e análise quantitativa da estrutura dos macropovoamentos bentónicos. *Tese de Doutoramento, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa*, Lisboa, Portugal.
- Attrill, M.J. & Depledge, M.H. (1997). Community and population indicators of ecosystem health: targeting links between levels of biological organisation. *Aquatic Toxicology* 38, 183-197.
- Attrill, M. J. & Power, M. (2000). Effects on invertebrate populations of drought-induced changes in estuarine water quality. *Marine Ecology Progress Series* 203, 133-143.
- Bell, J.D. & Pollard, D.A. (1989). Ecology of fish assemblages and fisheries associated with seagrasses p. 565–609. In: S.A. Shepherd (ed.), *Biology of Seagrasses*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Bilyard, G. (1987). The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Marine Pollution Bulletin* 18, 581-585.
- Bloomfield, A.I. & Gillanders, B.M. (2005). Fish and invertebrate assemblages in seagrass, mangrove, salt marsh and non-vegetated habitats. *Estuaries* 28, 63-77.
- Boesch, D.F. (1973). Classification and community structure of macrobenthos in the Hampton Roads area, Virginia. *Marine Biology* 21, 226-244.
- Burd, B.J., Barnes, P.A.G., Wright, C.A. & Thomson, R.E. (2008). A review of subtidal benthic habitats and invertebrate biota of the Strait of Georgia, British Columbia. *Marine Environmental Research* 66, S3-S38.

- Castellanos, D.I. & Rozas, L.P. (2011). Nekton use of submerged aquatic vegetation, marsh, and shallow unvegetated bottom in the Atchafalaya River Delta, a Louisiana tidal freshwater ecosystem. *Estuaries* 24, 184-197.
- Chapman, P.M. & Wang, F. (2001). Assessing sediment contamination in estuaries. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20, 3-22.
- Chester, A.J., Fergursen, R.L. & Thayer, G.W. (1983). Environmental gradients and benthic macroinvertebrate distribution in a shallow North Carolina estuary. *Bulletin of Marine Science* 33, 282-295.
- Connolly, R.M. (1994). A comparison of fish assemblages from seagrass and unvegetated areas of a southern Australia estuary. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 45, 1033-1044.
- Cooper, J.A.G., Ramm, A.E.L. & Harrison, T.D. (1994). The Estuarine Health Index – a new approach to scientific-information transfer. *Ocean & Coastal Management* 25, 103-41.
- Costa, M.J., Catarino, F., & Bettencourt, A. (2001). The role of saltmarshes in the Mira estuary (Portugal). *Wetlands Ecology and Management* 9, 121-134.
- Costanza, R., d'Arge, R., deGroot, R., Fraber, S., Grasso, M., Hannon B., *et al.* (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-60.
- Dankers, N., Binsbengen, K., Zegers, Laane, R. & Van der Loeff, M.R. (1984). Transportation of water, particulate and dissolved organic and inorganic matter between a salt marsh and the Ems – Dollard estuary, the Netherlands. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 19, 143-165.
- Dauer, D.M., Rodi, A.J. Jr, Ranasinghe, J.A. (1982). Effects of low dissolved oxygen events on the macrobenthos of the lower Chesapeake Bay (1985-1991). *Marine Pollution Bulletin* 30, 840-850.
- Day, J.W.Jr., Hall, C.A.S., Kemp, W. M. & Yañez-Arancibia, A. (1989). *Estuarine Ecology*. John Wiley, New York, 558 pp.
- Dias, J.M., Lopes, J.F. & Dekeyser, I. (2000). Tidal Propagation in Ria de Aveiro Lagoon, Portugal. *Physics and Chemistry of the Earth (B)* 25 (4), 369-374.

- Elliott, M. & Dewailly, F. (1995). The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29, 397-417.
- Elliott, M. & Hemingway, K.L. (2002). *Fishes in Estuaries*. Black-well Science.
- Engle, V.D. & Summers, V.D. (1999). Latitudinal gradients in benthic community composition in Western Atlantic Estuaries. *Journal of Biogeography* 26, 113-124.
- Flint, R.W. & R.D. Kalke (1985). Benthos structure and function in a South Texas estuary. *Contributions in Marine Science* 28, 33-53.
- França, S. (2006). Utilização das plataformas vasosas intertidais do estuário do Tejo pelas comunidades bentónicas e nectónicas. *Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal*.
- França, S., Costa, M.J., & Cabral, H.N. (2009a). Assessing habitat specific fish assemblages in estuaries along Portuguese coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 83, 1-12.
- França, S., Vinagre, C., Pardal, M.A. & Cabral, H.N. (2009). Spatial and temporal patterns of benthic invertebrates in the Tagus estuary, Portugal: comparison between subtidal and intertidal mudflat. *Scientia Marina* 73 (2), 207-318.
- Génio, L., Sousa, A., Vaz, N., Dias, J. M., & Barroso, C. (2008). Effect of low salinity on the survival of recently hatched veliger of *Nassarius reticulatus* (L.) in estuarine habitats: A case study of Ria de Aveiro. *Journal of Sea Research* 59, 133-143.
- Gray, C.A., McElligott, D.J. & Chick, R.C. (1996). Intra and inter-estuary differences in assemblages of fishes associated with shallow seagrass and bare sand. *Marine and Freshwater Research* 47, 723-735.
- Grémare, A., Amouroux, J.M. & Vétion, G. (1998). Long-term comparison of macrobenthos within the soft bottoms of the Bay of Banylus-sur-mer (Northwestern Mediterranean Sea). *Journal of Sea Research* 40, 281-302.
- Gusso, C.C., Gravina, M.F. & Maggiore, F.R. (2001). Temporal variations in soft bottom benthic communities in Central Tyrrhenian Sea (Italy). *Archo Oceanographic Limnology* 22, 175-182.
- Hargrave, B.T. & Theil, H. (1983). Assessment of pollution-induced changes in benthic community structure. *Marine Pollution Bulletin* 14, 41-46.

- Heck, K.L., Able, K.W., Roman, C.T. & Fahay, M.P. (1995). Composition, abundance, biomass and production of macrofauna in a New England estuary: comparisons among eelgrass meadows and other nursery habitats. *Estuaries* 18 (2), 379-389.
- Herman P.M.J., Middelburg J.J., van de Koppel J. & Heip C.H.R. (1999). Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in Ecological Research* 29, 195-240.
- Hermand, R., Salen-Picard, C., Alliot, E. & Degiovanni, C. (2008). Macrofaunal density, biomass and composition of estuarine sediments and their relationship to the river plume of the Rhone River (NW Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79, 13-22.
- Hoey, G.V., Degraer, S. & Vincx, M. (2004). Macrobenthic community structure of soft-bottom sediments at the Belgian Continental Shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59, 599-613.
- Holland, A.F., Shaughnessy, A.T. & Hiegel, M.H. (1987). Long-term variation in mesohaline Chesapeake Bay macrobenthos: spatial and temporal patterns. *Estuaries* 10, 227-245.
- Kaiser, MJ *et al.* (2005). *Marine Ecology – Processes, Systems and Impacts*. Oxford University Press, New York, 557 pp.
- Kennish, M.J. (2002). Environmental threats and environmental futures of estuaries. *Environmental Conservation* 29 (1), 78-107.
- Krebs, C.J. (1989). *Ecological methodology*. Harper Collins Publishers, New York, 654 pp.
- Laegsdsgaard, P. & Johnson, C. (1995). Mangrove habitats as nurseries: Unique assemblages of juvenile fish in subtropical mangroves in eastern Australia. *Marine Ecology Progress Series* 126, 67-81.
- Lastra, M., Palacio, J., Sanchez, A., & Mora, J. (1991). Estructura trófica infralitoral de la bahía de Santander. *Cahiers Biologie Marine* 32, 333-351.
- Leandro, S. M., Morgado, F., Pereira, F., & Queiroga, H. (2007). Temporal changes of abundance, biomass and production of copepod community in a shallow temperate estuary (Ria de Aveiro, Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74, 215-222.

- Llansó, R.J., Scott, L.C., Dauer, D.M., Hyland, J.L. & Russell, D.E. (2002). An estuarine benthic index of biotic integrity for the mid-Atlantic region of the United States: classification of assemblages and habitat definition. *Estuaries* 25, 1219-1230.
- Levings, C.D. & Thom, R.M. (1994). Habitat changes in Georgia Basin: implications for resource management and restoration. *Canadian technical report of fisheries and aquatic sciences*.
- Little, C. (2000). *The Biology of Soft Shores and Estuaries*. Oxford University Press, New York, NY, 252 pp.
- Lopes, J.F. & Dias, J.M. (2007). Residual circulation and sediment distribution in the Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Journal of Marine Systems* 68, 507-528.
- Ludwing, S.N. & Reynolds, J.F. (1988). *Statistical Ecology. A primer on methods and computing*. John Willey & Sons, New York, 337 pp.
- Mannino, A., & Montagna, P.A. (1997). Small-scale spatial variation in macrobenthic community structure. *Estuaries* 20, 159-173.
- Marques, J.C., Rodrigues, L.B. & Nogueira, A.J.A. (1993). Intertidal macrobenthic communities structure in the Mondego estuary (Western Portugal): reference situation. *Vie et Milieu* 43, 177-187.
- Marques, M., da Costa, M.F., Mayorga, M.I.D. & Pinheiro, P.R.C. (2004). Water environments: anthropogenic pressures and ecosystem changes in the Atlantic drainage basins of Brazil. *Ambio* 33, 68-77.
- Marsh, A.G. & Tenore, K.R. (1990). The role of nutrition in regulating the population dynamics of opportunistic, surface deposit feeders in a mesohaline community, *Limnology and Oceanography* 35, 710-724.
- Maurer, D. & April, G. (2007). Intertidal benthic invertebrates and sediment stability at the mouth of Delaware Bay. *International Review of Hydrobiology* 64, 379-403.
- McLusky, D.S. & Elliott, M. (2005). *The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management (3rd ed.)*. Oxford University Press, 222 pp.

- Mermillod-Blondin, F., Marie, S., Desrosiers, G., Long, B., Montety, L., Michaud, E. & Stora, G. (2003). Assessment of the spatial variability of intertidal benthic communities by axial tomodesitometry: importance of fine-scale heterogeneity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 287, 193-208.
- Michaelis, H. (1983). Intertidal benthic animal communities of the estuaries of the rivers Ems and Weser. In W.J. Wolff (Ed.), *Ecology of the Wadden Sea Vol. I* (pp. 4/158-4/188). Rotterdam: Balkema.
- Michaelis, H., Fock, H., Grotjahn, M. & Post, D. (1992). The status of the intertidal zoobenthic brackish water species in estuaries of the German bight. *Netherlands Journal of Sea Research* 30, 201-207.
- Minello, T.J., Able, K.W., Weinstein, M.P. & Hays C.G. (2003). Saltmarsh as nurseries for nekton: Testing hypotheses on density, growth, and survival through meta-analysis. *Marine Ecology Progress Series* 246, 39-59.
- Morrisey, D.J., Skillete, G.A., Ellis, J.L., Burns, B.R., Kemp, C.E. & Burt, K. (2003). Differences in benthic fauna and sediment among mangrove (*Avicennia marina* var. *australasica*) stands of different ages in New Zealand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56, 581-592.
- Morrison, M.A., Francis, M.P., Hartill, B.W. & Parkinson, D.M. (2002). Diurnal and tidal variation in the abundance of the fish fauna of a temperate tidal mudflat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54, 793-807.
- Paerl, H.W. (2006). Assessing and managing nutrient-enhanced eutrophication in estuarine and coastal waters: interactive effects of human and climatic perturbations. *Ecological Engineering* 26, 40-54.
- Pearson, T.H., & Rosenberg, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of marine environment. *Oceanographic Marine Biological Annual Review*, 16: 229-311.
- Pelletier, M.C., Gold, A.J., Heltshe J.F., Buffum, H.W. (2010). A method to identify estuarine macroinvertebrate pollution indicator species in the Virginia Biogeographic Province. *Ecological Indicators* 10, 1037-1048.

- Phil, I., Cattrijsse, I., Mathieson, S., McLusky, D. S. & Roberts, C. (2002). Habitat use by fishes in estuaries and other brackish areas. In: Elliott M. & Hemingway K.I. (Eds), *Fishes in Estuaries*. Blackwall Science.
- Rakocinski, C.F., Brown, S.S., Gaston, G R., Heard, R.W., Walker, W.W., & Summers, J K. (1997). Macrobenthic responses to natural and contaminant-related gradients in northern Gulf of Mexico estuaries. *Ecological Applications* 7, 1278-1298
- Rosenberg, R. (2001). Marine benthic faunal successional stages and related sedimentary activity. *Scientia Marina*. 65, 107-119.
- Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (1993). Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (eds) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, p 1-9.
- Rhoads, D.C. (1974). Organism sediment relations on the muddy sea floor. *Oceanographic and Marine Biology: An Annual Review* 12, 263-300.
- Rhoads, D. C. & D.K. Young (1970). The influence of deposit-feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. *Journal of Marine Research* 28, 150-178.
- Rosenberg, D.M., Resh, V.H. (1993). Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg DM, Resh VH (eds) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, p 1-9.
- Saiz-Salinas, J.I., Ruiz, J.M. & Frances-Zubillaga, G. (1996). Heavy metal levels in intertidal sediments and biota from the Bidasoa Estuary. *Marine Pollution Bulletin* 32, 69-71.
- Sardá, R., Foreman, K., Werme, C.E. & Valiela, I. (1998). The impact of epifaunal predation on the structure of macroinfaunal invertebrate communities of tidal saltmarsh creeks. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46, 657-669.
- Sheridan, P.S. (1992). Comparative habitat utilization by estuarine macrofauna within the mangrove ecosystem of Rookery Bay, Florida. *Bulletin of Marine Science* 50, 21-39.
- Silva, I.C., Dinis, A.M., Francisco, S.M., Flores, A.A.V., & Paula, J. (2006). Longitudinal distribution and lateral pattern of megalopal settlement and juvenile recruitment of *Carcinus maenas* (L.) (Brachyura, Portunidae) in the Mira River Estuary, Portugal. *Estruarine, Coastal and Shelf Science* 69, 179-188.

- Slaen-Picard, C. & D. Arlhac (2002). Long-term changes in a Mediterranean benthic community: relationships between the Polychaete assemblages and hydrological variations of the Rhône river. *Estuaries* 25, 1121-1130.
- Sogard, S.M. & Able, K.W. (1991). A comparison of eelgrass, sea lettuce macroalgae, and marsh creeks as habitats for epibenthic fishes and decapods. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 33, 501-519.
- Spencer, K.L. (2002). Spatial variability of metals in the intertidal sediments of Medway Estuary, Kent, UK. *Marine Pollution Bulletin* 44, 933-944.
- ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. (2002). *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination. Version 4.5* Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA, 500 pp.
- Thrush, S.F. (1991). Spatial patterns in soft-bottom communities. *Trends in Ecology & Evolution* 6, 75-79.
- Thrush, S.F., Lawrie, S.M., Hewitt, J.E., & Cummings, V.J. (1999). The problem of scale: uncertainties and implications for soft-bottom marine communities and the assessment of human impacts. In Gray, J.S., W., Jr., Ambrose, & Szaniawska, A. (Eds.), *Biogeochemical cycling and sediment ecology* (pp. 195-210). The Netherlands: Kluwer Academic.
- van der Veer, H.W., Dapper, R. & Witte, J.I.J. (2001). The nursery function of the intertidal areas in the western Wadden Sea for 0-group sole *Solea solea* (L.). *Journal of Sea Research* 45, 271-279.
- Vasconcelos, R.P., Reis-Santos, P., Fonseca, V., Maia, A., Ruano, M., França, S., Vinagre, C., Costa, M.J., Cabral, H. (2007). Assessing anthropogenic pressures on estuarine fish nurseries along Portuguese coast: A multi-metric index and conceptual approach. *Science of the Total Environment* 374, 199-215.
- Vinagre, C., França, S. & Cabral, H.N. (2006). Diel and semi-lunar patterns in the use of an intertidal mudflat by juveniles of Senegal sole, *Solea senegalensis*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 69, 246-254.
- Wanink, J.H. & Zwarts, L. (1993). Environmental effects on the growth rate of intertidal invertebrates and some implications for foraging waders. *Netherlands Journal of Sea Research* 31 (4), 407-418.

- Warwick, R.H., Platt, H.M., Clarke, K.R., Agard, J. & Gobin, J. (1990) Analysis of macrobenthic and meiobenthic community structure in relation to pollution and disturbance in Hamilton Harbor, Bermuda. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 138, 119-142.
- Wiegert, R.G. & Pomeroy, R.L. (1981). The salt marsh ecosystems: a synthesis. In: Pomeroy, L.R., Wiegert, R.G. (Eds.), *The Ecology of Salt Marsh*. Springer, New York, pp. 219-230.
- Weinstein, M.P. & Kreeger, D.A. (2000). *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*. Kluwer Academic Publishing, Dordrecht, The Netherlands, 862 pp.
- Weisberg, S.B., Ranasighe, J.A., Schaffner, L.C., Diaz, R.J., Dauer, D.M. & Frithsen, J.B. (1997). An estuarine index of biological integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries* 20, 149-158.
- Wolanski, E. (2007). *Estuarine Ecohydrology*. Elsevier, 157 pp.
- Wolff, W.J. (1973). The estuary as a habitat an analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of rivers Rhine, Meuse and Scheldt. *Communication nr. 106 of the Delta Institute for Hydrobiological Research, Yerseke, Países Baixos*.
- Wolff, W.J., Van Deen, M.J. & Lammers, E. (1979). Primary production and import of particulate organic matter on a salt marsh in the Netherlands. *Netherlands Journal of Sea Research* 13, 242-255.
- Ysebaert, T., Herman, P.M.J., Meire, P., Craeymeersch J., Verbeek H., & Heip C.H.R. (2003). Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57, 335-355.