

UNIVERSIDADE DE LISBOA

FACULDADE DE CIÊNCIAS

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Avaliação do impacto das descargas
submarinas de água subterrânea nas
comunidades de meiofauna e macrofauna
bentónicas, Olhos de Água (Algarve)**



João Pedro da Silva Encarnação

DISSERTAÇÃO

MESTRADO EM ECOLOGIA MARINHA

2012

UNIVERSIDADE DE LISBOA

FACULDADE DE CIÊNCIAS

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Avaliação do impacto das descargas
submarinas de água subterrânea nas
comunidades de meiofauna e macrofauna
bentónicas, Olhos de Água (Algarve)**



Orientadores científicos:

Prof. Dr. Luís Chícharo (UAAlg)

Prof. Dra. Maria José Costa (FCUL)

João Pedro da Silva Encarnação

DISSERTAÇÃO PARA OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM
ECOLOGIA MARINHA

2012

Agradecimentos

Agradeço ao Doutor Francisco Leitão (co-supervisor deste trabalho) por toda a disponibilidade, mesmo ainda antes da minha entrada a sério neste tema da tese. Toda a ajuda na estatística, comentários, sugestões de alterações aos textos, que contribuiu em muito para melhorar este trabalho.

Ao professor Doutor Luís Chícharo também pela sua disponibilidade e aceitação da minha participação no projecto FREEZE, no qual me foi possível desenvolver a presente tese de mestrado. Agradeço também pelos seus comentários e reparos à tese.

À professora Doutora Maria José Costa, pela prontidão em ser minha orientadora na FCUL e pelos comentários e revisão da tese.

Quero também agradecer ao David e ao Pedro pela sua ajuda, companhia e boa disposição durante as saídas de campo. No trabalho de laboratório, mais uma vez ao David, e também à Isa pela ajuda com a meiofauna.

Não podendo esquecer, a minha querida família, pela paciência durante este tempo de trabalho mais afincado...! Mãe, Pai e Avó em especial, obrigado por tudo o que fizeram até hoje para que aqui chegasse!

Resumo

As descargas submarinas de água subterrânea (DSAS) e seus efeitos em comunidades biológicas têm vindo a receber cada vez mais atenção por parte da comunidade científica a nível mundial, embora a quantidade de estudos seja ainda reduzida. Em ambientes costeiros expostos não existem ainda estudos realizados. Este estudo pretende identificar os efeitos das DSAS nas comunidades biológicas, através do estudo da meiofauna e macrofauna bentónicas, possibilitando assim uma visão mais ecossistémica dos efeitos destes fenómenos naturais. De forma a atingir este objectivo, foram recolhidas, em simultâneo, amostras de macrofauna e meiofauna na zona de Olhos de Água (Albufeira, Algarve, Portugal), onde a existência de nascentes de água doce é conhecida há séculos, e numa zona de controlo junto à praia dos Arrifes (Albufeira, Algarve, Portugal), sem qualquer efeito de água de aquíferos costeiros. As duas zonas de amostragem pertencem à mesma massa de água, estando separadas por sete quilómetros, pelo que alterações nas comunidades entre locais de amostragem deverão ser devidas à existência das nascentes de água em Olhos de Água. De forma a ter em conta as alterações sazonais destas comunidades e obter replicação sazonal, a amostragem foi realizada duas vezes em cada estação do ano, i.e., durante a Primavera e Verão de 2011. Os resultados mostraram que a nível da meiofauna não existiram diferenças significativas entre Controlo e Impacto, sendo que tanto a elevada variabilidade da meiofauna como do ambiente bentónico poderão ter sido responsáveis por estes resultados. Já a nível da macrofauna, os resultados das análises permitiram identificar alterações na estrutura da comunidade entre locais de amostragem, nomeadamente aumentos significativos a nível da abundância, número de espécies, diversidade específica e diversidade de Shannon, bem como um incremento significativo na abundância de organismos suspensívoros na área sob efeito das DSAS.

Palavras-chave: descargas submarinas de água subterrânea; meiofauna; macrofauna; aumento da complexidade ecológica bentónica; costa sul de Portugal

Abstract

Submarine groundwater discharges (SGD) and their effects on biological communities have received increasing worldwide attention by the scientific community, although the quantity of studies is still reduced. In exposed coastal environments no studies exist to date. For this reason, the present study aims to identify the effects of SGD on the biological communities, through the study of benthic meiofauna and macrofauna, targeting a more ecosystemic view of this natural phenomenon. In order to achieve this objective, macrofauna and meiofauna samples were simultaneously collected in the area of Olhos de Água (Albufeira, south coast of Portugal), where the existence of freshwater springs is known for centuries, and in a Control area close to the Arrifes beach (Albufeira, south cost of Portugal) with no effect of freshwater from coastal aquifers. The two sampling areas belong to the same water mass body, being separated by seven kilometres, so that changes in the communities between sampling locations should be due to the existence of the springs in Olhos de Água. In order to take into account seasonal changes in these communities and to achieve seasonal replication, sampling was performed twice per season, i.e., during the Spring and Summer of 2011. The results for meiofauna showed that there were no significant differences between Control and Impact, with the high meiofauna and benthic environment variability being the most logical explanation for these results. At the macrofauna level, results revealed significant changes in the community among sampling locations, namely significant increases in abundance, number of species, species diversity and Shannon diversity, as well as a significant increase in the abundance of suspension feeders in the area under effect of SGD.

Key-words: submarine groundwater discharges; meiofauna; macrofauna; increasing benthic ecological complexity; south coast of Portugal

ÍNDICE

Agradecimentos	i
Resumo e palavras-chave	ii
Abstract and keywords	iii
Capítulo 1 – Introdução geral	1
1. Introdução geral	2
2. Objectivos	4
Referências	5
Capítulo 2 – Impactos das descargas de água na meiofauna bentónica	7
Resumo e palavras-chave	8
Abstract and keywords	9
1. Introdução	10
2. Objectivos	12
3. Material e métodos	12
3.1. Área de estudo	12
3.2. Desenho experimental e amostragem	13
3.3. Procedimentos laboratoriais	14
3.3.1. Protocolo de separação da meiofauna	14
3.3.2. Análise do sedimento	15
3.3.3. Análise de dados	15
4. Resultados	17
4.1. Parâmetros ambientais	17
4.2. Comunidade de meiofauna	18
5. Discussão	24
6. Conclusões	27
Referências	28
Capítulo 3 – Impactos das descargas de água na macrofauna bentónica	32
Resumo e palavras-chave	33
Abstract and keywords	34
1. Introdução	35
2. Objectivos	37
3. Material e métodos	38
3.1. Área de estudo	38
3.2. Desenho experimental e amostragem	39
3.3. Procedimentos laboratoriais	41
3.4. Análise de dados	41
4. Resultados	44
4.1. Parâmetros ambientais	44
4.2. Comunidade de macrofauna	45
5. Discussão	53
6. Conclusões	59
Referências	60
Capítulo 4 – Discussão e considerações finais	65
1. Discussão e considerações finais	66
Referências	69
Anexos	70
Anexo I – Lista de taxa de macrofauna identificados	

CAPÍTULO 1

Introdução Geral



1. Introdução geral

Os oceanos constituem cerca de 70% do planeta Terra e uma vez que a maioria dos fundos está coberta por sedimento, o ecossistema criado pelos sedimentos marinhos é o mais extenso do planeta (Snelgrove, 1998; Ólafsson, 2003). A fauna bentónica é normalmente dividida de acordo com o tamanho dos organismos, existindo três principais grupos: microfauna, meiofauna e macrofauna. A microfauna, o nível mais baixo em termos de tamanhos, é normalmente constituída por organismos inferiores a 62 μm (Nybakken, 1988). Em relação à meiofauna, o limite inferior é alvo de alguma discussão e os valores variam de acordo com o autor, estando normalmente compreendidos entre os 44 e os 100 μm , enquanto o limite superior se fixa nos 500 μm , a partir do qual os organismos passam a pertencer à macrofauna (e.g. Watzin, 1983; Nybakken, 1988; Schmid-Araya et al., 2002; Sutherland et al., 2007; Giere, 2009).

A utilização de organismos em programas de monitorização tem várias vantagens, nomeadamente em relação à utilização de parâmetros físico-químicos, os quais podem variar de acordo com escalas temporais muito pequenas, enquanto as comunidades biológicas reflectem o historial de alterações naturais ou perturbações do ecossistema onde vivem, podendo também reflectir efeitos de bioconcentração ou biomagnificação de poluentes (Kennedy and Jacoby, 1999; Casazza et al., 2002).

O estudo da meiofauna é de elevada importância, uma vez que esta é um componente essencial das comunidades bentónicas costeiras (Danovaro et al., 2007). Contribui significativamente para a transferência de energia para níveis tróficos superiores, servindo de alimento a organismos da macrofauna ou até pequenos peixes (Chardy and Dauvin, 1992; Danovaro et al., 2007), sendo assim uma importante ferramenta para a compreensão dos processos a um nível mais abrangente. De acordo com Kennedy e Jacoby (1999), a meiofauna é o grupo de organismos marinhos mais diverso, existindo dois tipos, a meiofauna permanente (p. ex. Nematoda, Copepoda, Turbellaria) e a meiofauna temporária (e.g. Gastropoda, Holothuroidea, Nemertina, Sipunculida). Já a macrofauna constitui, normalmente, a maior fracção de biomassa presente em sedimentos marinhos, sendo também um constituinte essencial destes ambientes, desempenhando papéis fundamentais no ciclo de nutrientes, na produção secundária e na transferência de energia para níveis tróficos superiores, onde se inclui o Homem (Snelgrove, 1998).

A distribuição dos organismos ocorre frequentemente de forma irregular, dependendo de vários factores, tais como salinidade, temperatura, hidrodinamismo, penetração da luz, disponibilidade de alimento, etc. (Nybakken, 1988). Em locais caracterizados por substrato arenoso, a fracção dominante da orla costeira, as características do sedimento são de

extrema importância na estrutura e composição das comunidades bentónicas (Rousi et al., 2011). Para além dos factores físico-químicos, as relações bióticas entre organismos podem também constituir factores estruturantes de certas comunidades, sendo normalmente os organismos de maior tamanho a influenciar a distribuição dos restantes (Ólafsson, 2003). Neste tipo de ambientes, a quantidade de produtores primários é normalmente reduzida, pelo que a maioria dos organismos existentes são detritívoros, cuja fonte de alimento depende de correntes provenientes de outros locais mais produtivos, como por exemplo estuários, ou da deposição de material planctónico (Castro and Huber, 2003).

A água doce proveniente do ambiente terrestre através da escorrência e proveniente de rios e estuários constitui o principal elo de ligação entre o ambiente terrestre e o marinho, influenciando a salinidade das zonas costeiras, transportando sedimentos, nutrientes, ou poluentes, afectando assim a distribuição dos organismos das zonas costeiras (Snelgrove, 1998). A abordagem destes dois ambientes em conjunto é o objectivo da Ecohidrologia, segundo a qual o estudo das comunidades costeiras deve ter em conta as possíveis influências do meio terrestre e toda a bacia hidrográfica associada (Wolanski et al., 2004; Chícharo and Chícharo, 2006).

Um dos primeiros registos sobre descargas submarinas de água doce terá sido feito por Strabo, um geógrafo Romano, que viveu entre 63 A.C. e 21 D.C., o qual mencionou a existência de uma nascente de água submarina no Mediterrâneo a 2,5 milhas da costa, que servia como fonte de água doce para as populações locais (Kohout, 1966). Estas descargas de água são definidas, segundo Burnett et al. (2003), como todo e qualquer fluxo de água proveniente das margens continentais e libertada no fundo marinho, independentemente da sua composição ou força motriz. Desta forma estas descargas de água passarão a ser referidas no decorrer deste estudo como descargas submarinas de água subterrânea (DSAS).

Os efeitos destes “estuários subterrâneos” (Moore, 1999) em comunidades bentónicas são já apontados desde a década de oitenta, onde Johannes (1980) identificou que estas descargas podem ser responsáveis por alterações na produtividade, biomassa, diversidade e zonação das espécies, devido, principalmente, ao fornecimento de nutrientes pelos aquíferos para as zonas costeiras. A concentração de nutrientes destas águas pode ser, em várias ordens de grandeza, superior à da água do mar, pelo que este fornecimento de nutrientes pode, em certos casos, ser de extrema importância para os processos costeiros (Valiela et al., 1990), tendo no entanto sido menosprezado até muito recentemente (Moore, 1996). Nutrientes, como por exemplo azoto e fósforo, libertados pelas DSAS, podem começar por ter efeitos na base da cadeia trófica, nomeadamente no aumento do crescimento do

fitoplâncton e macroalgas (Valiela et al., 1990; Troccoli-Ghinaglia et al., 2010), podendo também constituir uma fonte adicional de nutrientes para a ocorrência de *blooms* de algas tóxicas (Smith and Swarzenski, 2012). Para a zona da Ria Formosa (sul de Portugal) foram já realizadas algumas medições relativas ao fornecimento de nutrientes por DSAS, nas quais se identificou um fornecimento importante de azoto, fósforo e sílica (Leote et al., 2008; Rocha et al., 2009). Estes fluxos de água podem também contribuir para o crescimento do microfítobêntos (Waska and Kim, 2011), sendo este uma importante fonte de alimento para outros níveis tróficos, como a meiofauna (Blanchard, 1990). Pelas pesquisas efectuadas, apenas existem dois estudos publicados sobre os efeitos de DSAS em comunidades de meiofauna, ambos realizados numa zona intertidal em Roscoff Aber Bay (França). Relativamente à abundância de meiofauna, os autores não encontraram alterações significativas no local sob efeito das DSAS (Ouisse et al., 2011) e, relativamente à biomassa de meiofauna (Migné et al., 2011), os resultados não foram claros, uma vez que as alterações significativas registadas se referem a decréscimos na biomassa, mas as conclusões acabam por ser que as DSAS aumentaram as biomassas, pelo que o estudo acaba por não ser muito claro. A nível da macrofauna, existem já alguns estudos sobre os efeitos das DSAS nestas comunidades bentónicas. Um efeito de aumento da produtividade e da diversidade a nível da macrofauna tem sido relatado em vários locais, embora os estudos estejam muito limitados a comunidades de poliquetas (Bussmann et al., 1999; Miller and Ullman, 2004; Zipperle and Reise, 2005; Dale and Miller, 2008; Ouisse et al., 2011). Num estudo realizado no estuário do Arade, identificou-se uma maior abundância de poliquetas da família Spionidae, bem como de oligoquetas, em associação com a existência de DSAS (Silva et al., 2012).

2. Objectivos

Embora existam já alguns estudos relativos aos efeitos de DSAS em comunidades bentónicas, a maioria é relativa a estuários ou baías e lagoas costeiras, sendo muitos deles focados em comunidades de poliquetas, pelo que o presente estudo pretende ser um incremento nesta área de estudo, podendo assim preencher uma lacuna relativamente aos efeitos de DSAS em comunidades bentónicas de zonas costeiras expostas. Ao estudar a meiofauna e macrofauna pretende-se também obter uma visão mais ecossistémica sobre o efeito das DSAS.

Referências

- Blanchard, G. F., 1990. Overlapping microscale dispersion patterns of meiofauna and rnicrophytobenthos. *Marine Ecology Progress Series* 68, 101-111.
- Burnett, W. C., Bokuniewicz, H., Huettel, M., Moore, W. S., Taniguchi, M., 2003. Groundwater and pore water inputs to the coastal zone. *Biogeochemistry* 66, 3-33.
- Bussmann, I., Dando, P. R., Niven, S. J., Suess, E., 1999. Groundwater seepage in the marine environment: role for mass flux and bacterial activity. *Marine Ecology Progress Series* 178, 169-177.
- Casazza, G., Silvestri, C., Spada, E., 2002. The use of bio-indicators for quality assessments of the marine environment: Examples from the Mediterranean Sea. *Journal of Coastal Conservation* 8, 147-156.
- Castro, P., Huber, M. E., 2003. *Marine Biology*. 4th Edition. McGraw Hill, Boston, 468 pp.
- Chardy, P., Dauvin, J., 1992. Carbon flows in a subtidal fine sand community from the western English Channel: a simulation analysis. *Marine Ecology Progress Series* 81, 147-161.
- Chícharo, L., Chícharo, M. A., 2006. Applying the ecohydrology approach to the Guadiana estuary and coastal areas: Lessons learned from dam impacted ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70, 1-2.
- Dale, R. K., Miller, D. C., 2008. Hydrologic interactions of infaunal polychaetes and intertidal groundwater discharge. *Marine Ecology Progress Series* 363, 205–215.
- Danovaro, R., Scopa, M., Gambi, C., Fraschetti, S., 2007. Trophic importance of subtidal metazoan meiofauna: evidence from in situ exclusion experiments on soft and rocky substrates. *Marine Biology* 152, 339–350.
- Giere, O., 2009. *Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments*. Springer-Verlag, Berlin.
- Johannes, R. E., 1980. The ecological significance of the submarine discharge of groundwater. *Marine Ecology Progress Series* 3, 365-373.
- Kennedy, A. D., Jacoby, C. A., 1999. Biological indicators of marine environmental health: meiofauna – a neglected benthic component? *Environmental Monitoring and Assessment* 54, 47–68.
- Kohout, F. A., 1966. Submarine springs: A neglected phenomenon of coastal hydrology. *Hydrology* 26, 391–413.
- Leote, C., Ibánhez, J. S., Rocha, C., 2008. Submarine groundwater discharge as a nitrogen source to the Ria Formosa studied with seepage meters. *Biogeochemistry* 88, 185–194.
- Migné, A., Ouisse, V., Hubas, C., Davoult, D., 2011. Freshwater seepages and ephemeral macroalgae proliferation in an intertidal bay: II. Effect on benthic biomass and metabolism. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92, 161-168.
- Miller, D. C., Ullman, W. J., 2004. Ecological consequences of ground water discharge to Delaware Bay, United States. *Ground Water - Oceans Issue* 42 (7), 959–970.
- Moore, W. S., 1996. Large groundwater inputs to coastal waters revealed by ²²⁶Ra enrichments. *Nature* 380, 612-614.
- Moore, W. S., 1999. The subterranean estuary: a reaction zone of ground water and sea water. *Marine Chemistry* 65, 111-125.
- Nybakken, J. W., 1988. *Marine Biology: an ecological approach*. 2nd Edition. Harper & Row, New York, 514 pp.
- Ólafsson, E., 2003. Do macrofauna structure meiofauna assemblages in marine soft-bottoms? A review of experimental studies. *Vie Milieu* 53 (4), 249-265.
- Ouisse, V., Riera, P., Migné, A., Leroux, C., Davoult, D., 2011. Freshwater seepages and ephemeral macroalgae proliferation in an intertidal bay: I. Effect on benthic community structure and food web. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91, 272-281.
- Rocha, C., Ibánhez, J., Leote, C., 2009. Benthic nitrate biogeochemistry affected by tidal modulation of Submarine Groundwater Discharge (SGD) through a sandy beach face, Ria Formosa, Southwestern Iberia. *Marine Chemistry* 115, 43–58.

- Rousi, H., Peltonen, H., Mattila, J., Bäck, S., Bonsdorff, E., 2011. Impacts of physical environmental characteristics on the distribution of benthic fauna in the northern Baltic Sea. *Boreal Environment Research* 16, 521-533.
- Schmid-Araya, J. M., Hildrew, A. G., Robertson, A., Schmid, P. E., Winterbottom, J., 2002. The importance of meiofauna in food webs: evidence from an acid stream. *Ecology* 83 (5), 1271-1285.
- Silva, A. C. F., Tavares, P., Shapouri, M., Stigter, T. Y., Monteiro, J. P., Machado, M., Cancela da Fonseca, L., Ribeiro, L., 2012. Estuarine biodiversity as an indicator of groundwater discharge. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 97, 38-43.
- Smith, C. G., Swarzenski, P. W., 2012. An investigation of submarine groundwater-borne nutrient fluxes to the west Florida shelf and recurrent harmful algal blooms. *Limnology and Oceanography* 57 (2), 471-485.
- Snelgrove, P. V. R., 1998. The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. *Biodiversity and Conservation* 7, 1123 - 1132.
- Sutherland, T. F., Levings, C. D., Petersen, S. A., Poon, P., Piercey, B., 2007. The use of meiofauna as an indicator of benthic organic enrichment associated with salmonid aquaculture. *Marine Pollution Bulletin* 54, 1249-1261.
- Troccoli-Ghinaglia, L., Herrera-Silveira, J. A., Comín, F. A., Díaz-Ramos, J. R., 2010. Phytoplankton community variations in tropical coastal area affected where submarine groundwater occurs. *Continental Shelf Research* 30, 2082-2091.
- Valiela, I., Costa, J., Foreman, K., Teal, J. M., Howes, B., Aubrey, D., 1990. Transport of groundwater-borne nutrients from watersheds and their effects on coastal waters. *Biogeochemistry* 10, 177-197.
- Waska, H., Kim, G., 2011. Submarine groundwater discharge (SGD) as a main nutrient source for benthic and water-column primary production in a large intertidal environment of the Yellow Sea. *Journal of Sea Research* 65, 103-113.
- Watzin, M. C., 1983. The effects of meiofauna on settling macrofauna: meiofauna may structure macrofaunal communities. *Oecologia (Berlin)* 59, 163-166.
- Wolanski, E., Boorman, L. A., Chícharo, L., Langlois-Saliou, E., Lara, R., Plater, A. J., Uncles, R. J., Zalewski, M., 2004. Ecohydrology as a new tool for sustainable management of estuaries and coastal waters. *Wetlands Ecology and Management* 12, 235-276.
- Zipperle, A., Reise, K., 2005. Freshwater springs on intertidal sand flats cause a switch in dominance among polychaete worms. *Journal of Sea Research* 54, 143-150.

CAPÍTULO 2

Impactos das descargas de
água na meiofauna bentónica



Resumo

Estudos relativos aos efeitos de descargas submarinas de água subterrânea (DSAS) em comunidades de meiofauna são praticamente inexistentes a nível mundial, embora o papel desempenhado pelas DSAS como factor potenciador da produtividade biológica em níveis tróficos superiores tenha sido documentado para ambientes semelhantes. Com o estudo de uma estação de Controlo e outra de Impacto, pretendeu-se avaliar que efeito as DSAS, existentes em Olhos de Água (costa sul de Portugal), têm na comunidade subtidal de meiofauna de substrato móvel. Recolheram-se amostras durante a Primavera e Verão de 2011, pretendendo assim ter em conta a variabilidade sazonal da comunidade. A abundância média de meiofauna no decorrer do estudo foi de $14691,8 \pm 15642,3$ ind m^{-2} , sendo que em ambos os locais de amostragem, mais de 50% do sedimento era constituído por areia fina o que, conjuntamente com o reduzido conteúdo de matéria orgânica encontrado, poderá explicar os valores de abundância relativamente baixos. Entre Controlo e Impacto não se registaram alterações significativas a nível da comunidade de meiofauna. Esta ausência de respostas às DSAS poderá ser explicada por dois factores: baixa profundidade dos locais de amostragem, a qual promove um elevado dinamismo do ambiente bentónico, bem como uma elevada variabilidade natural da própria comunidade de meiofauna. No entanto, verificou-se um aumento significativo na riqueza específica no local de Impacto durante a amostragem de Primavera, quando o caudal de água subterrânea é superior, enquanto que, durante o período de Verão, quando o caudal é mínimo, não se verificaram diferenças. A nível sazonal, verificaram-se alterações significativas que poderão ser explicadas por um melhor arejamento do sedimento durante os meses de primavera, juntamente com uma maior disponibilidade de alimento, provenientes da sedimentação de *blooms* de fitoplâncton.

Palavras-chave: descargas submarinas de água subterrânea; meiofauna; variabilidade bentónica sazonal; influência do hidrodinamismo; costa sul de Portugal

Abstract

Studies regarding effects of submarine groundwater discharges (SGD) on meiofauna communities are almost inexistent, although the role of SGD as an enhancing factor of biological productivity for higher trophic levels has already been documented for similar environments. With the study of a Control and Impact station, the objective of this study was to determine which effect the existent SGD in Olhos de Água (south coast of Portugal) has in structuring the subtidal soft-bottom meiofaunal assemblages. Samples were taken in Spring and Summer 2011, aiming to account for the seasonal variability of the community. The meiofaunal community showed an average abundance of 14691.8 ± 15642.3 ind m^{-2} , with more than 50 % of the sediment in both locations being constituted by fine sand that, along with the low organic matter content found, can explain the relative low average abundance of meiofauna. Between Control and Impact no significant changes were registered in the meiofauna community. This absence of responses to SGD can be explained by two factors: the shallow depth of the study areas, which promotes a highly dynamic benthic environment and the high natural variability of the meiofauna community. However, there was a significant increase in species richness during spring sampling, when the groundwater flow is higher, while during summer, when the flow rate is minimum, there were no differences. At a seasonal level, significant changes were recorded which may be explained by a better aeration during spring, along with higher food availability from the sedimentation of phytoplankton blooms.

Keywords: submarine groundwater discharges; meiofauna; seasonal benthic variability; hydrodynamic influence; Portugal south coast

1. Introdução

A infauna bentónica, pelas suas características, nomeadamente a sua baixa mobilidade e tempos de vida relativamente longos, quando comparada com organismos planctónicos do mesmo tamanho, tem sido considerada como uma ferramenta de elevada utilidade para estudos de monitorização e avaliação de impactos nas comunidades biológicas (Montagna and Kalke, 1992). A meiofauna em particular foi já apontada como um grupo de organismos marinhos de elevado potencial para avaliação de impactos relacionados com a poluição, possivelmente até com maior potencial do que, por exemplo, a macrofauna (Hicks, 1991), principalmente devido às características do seu ciclo de vida. Estas características foram resumidas por Kennedy e Jacoby (1999) e são, entre outras, a sua distribuição ubíqua, tempos de geração curtos, desenvolvimento bentónico directo e estilo de vida sésil. Por estas razões, a meiofauna tem sido utilizada em vários tipos de programas de monitorização, tanto em avaliação de impactos naturais como antropogénicos (e.g. Gheskiere et al., 2005; Sutherland et al., 2007; Moreno et al., 2008; Balsamo et al., 2012).

A distribuição e abundância da meiofauna dependem de uma elevada variedade de factores, desde factores abióticos (p. ex. tamanho dos grãos do sedimento, conteúdo de água e de oxigénio do sedimento) a factores bióticos (p. ex. disponibilidade de alimento, conteúdo em matéria orgânica, interacções com a macrofauna) (Giere, 2009). A combinação entre factores abióticos e factores bióticos mostrou já ser de elevada importância. Vanreusel et al. (1995), por exemplo, mostrou que 95% da variabilidade encontrada numa comunidade de meiofauna podia ser explicada pela combinação de dois factores: disponibilidade de alimento, avaliada através da abundância de bactérias, e a quantidade de oxigénio no sedimento. Interacções com tubos construídos pela macrofauna, em redor dos quais as características químicas do sedimento são mais favoráveis, nomeadamente maiores concentrações de oxigénio, podem também criar microhabitats em certas camadas do sedimento onde a meiofauna não ocorreria normalmente, devido às características adversas do ambiente intersticial (Meyers et al., 1987; Flach et al., 2002; Ólafsson, 2003). A granulometria dos sedimentos, ou seja, o tamanho dos grãos de sedimento, pode também desempenhar um papel importante na distribuição da meiofauna, directamente através da disponibilidade de habitats intersticiais, ou indirectamente através de alterações na quantidade de água existente nos espaços intersticiais, disponibilidade de alimento e de oxigénio (McIntyre, 1969; Martens and Schockaert, 1986; Giere, 2009). De facto, as comunidades de meiofauna foram já correlacionadas positivamente com a granulometria (e.g. Rodríguez et al., 2003), embora a morfologia dos sedimentos, influenciada pelas características hidrodinâmicas do local, possa desempenhar um papel de maior importância na distribuição das comunidades de meiofauna, afectando o conteúdo de água e de oxigénio

do sedimento (Jansson, 1967; Hulings and Gray, 1976). A dominância de certos grupos de meiofauna varia consideravelmente, mas são os nemátodes, seguidos pelos copépodes, que são normalmente os mais abundantes (e.g. Chen et al., 1999; Danovaro et al., 2000; Rodríguez et al., 2001; Pinto and Santos, 2006; Sandulli et al., 2010). Os efeitos do tipo de sedimento também são diferentes, consoantes o grupo de meiofauna considerado, sendo que os nemátodes, por exemplo, costumam preferir sedimentos mais finos, enquanto os copépodes costumam ser mais abundantes em sedimentos mais grosseiros (Coull, 1985).

As descargas submarinas de água subterrânea (DSAS) podem ser, química e volumetricamente, significantes para as zonas costeiras de todo o mundo, influenciando a produtividade, biomassa das espécies, composição e distribuição (Johannes, 1980). Estimativas de volumes entre $2-4 \times 10^{13} \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ foram sugeridas para o oceano Atlântico, o que equivale ao volume fornecido por fontes de água superficiais (Moore et al., 2008). Esta água pode ser simplesmente água doce, proveniente dos aquíferos costeiros, ou água de recirculação, ou ainda uma mistura de água doce e água salgada, sendo que esta recirculação pode propiciar reacções biogeoquímicas dentro do aquífero e aumentar a quantidade de nutrientes fornecidos às zonas costeiras (Moore, 2006). Devido às semelhanças em termos de conceitos com os estuários convencionais, as DSAS foram já denominadas de “estuários submarinos” (Moore, 1999). Os efeitos das DSAS na meiofauna marinha estão, até à data, restritos a um estudo realizado em Roscoff Aber Bay (França), onde não se registaram diferenças significativas nas abundâncias de meiofauna na zona sob influência das nascentes de água, quando comparadas com a zona Controlo (Ouisse et al., 2011), enquanto ao nível da biomassa, a única alteração significativa registada foi um decréscimo dos valores de biomassa na zona de Impacto durante os meses de primavera (Migné et al., 2011). No entanto, relativamente aos efeitos originados por DSAS em comunidades de macrofauna marinha, existe já algum trabalho publicado. Na maioria dos casos está focado em comunidades de poliquetas, tendo sido registados aumentos na abundância e identificadas associações com as zonas de menor salinidade, causadas por DSAS (e.g. Bussmann et al., 1999; Miller and Ullman, 2004; Dale and Miller, 2008; Silva et al., 2012).

As DSAS podem alterar as características do sedimento a nível local, bem como a salinidade intersticial. Sedimentos mais finos e uma maior quantidade de partículas de argila foram encontradas em associação com nascentes de água doce (Zipperle and Reise, 2005), havendo também estudos onde se identificou a capacidade dos aquíferos transportarem sedimentos finos (Mahler and Lynch, 1999; Herman et al., 2007; Goldscheider et al., 2010). A salinidade intersticial foi também identificada como um factor estruturante, relativamente aos efeitos de DSAS em comunidades de substrato móvel (Johannes, 1980; Dale and Miller,

2007), pelo que estes dois factores devem ser tidos em conta no decorrer de estudos relativos a comunidades de meiofauna.

2. Objectivos

Com este estudo pretende-se identificar que efeitos as DSAS têm nos níveis mais baixos da cadeia trófica, através do estudo da meiofauna de substrato arenoso em Olhos de Água, onde existem as nascentes de água, comparando os resultados com uma zona Controlo.

3. Material e métodos

3.1. Área de estudo

A área de estudo está localizada na costa sul de Portugal e inclui dois locais de amostragem (Figura 1), ambos localizados na mesma massa de água, de acordo com a Directiva-Quadro da Água (2000/60/EC), caracterizada como sendo uma costa protegida, mesotidal (3,4m) e euhalina (35) (Bettencourt *et al.*, 2003). A costa sul recebe ondas maioritariamente do quadrante Oeste (31%) com uma altura média de onda de 1m, mas com alturas de onda mais significativas na casa dos 3m durante os meses de inverno, provenientes do quadrante Sudoeste (Costa *et al.*, 2001).

As DSAS existentes em Olhos de Água são já conhecidas há muito tempo, sendo descritas em 1841 por João Baptista Lopes num documento relativo ao “Reino do Algarve” (Lopes, 1841). Os Arrifes foram escolhidos como zona Controlo por ser uma área sem influência directa de aquíferos (Almeida *et al.*, 2000). O aquífero de Albufeira-Ribeira de Quarteira, o qual suporta vários pontos de descarga na zona de Olhos de Água, é maioritariamente formado por formações calcárias e detrítico-carbonatadas, datadas do Miocénico e Jurássico (Almeida and Silva, 1990). O volume de água descarregada varia de acordo com o nível de água do aquífero, sendo no entanto relativamente estável ao longo do ano, com vários locais de descarga na zona intertidal e subtidal (Almeida *et al.*, 2000). Medições exactas do volume de água descarregada na zona de Olhos de Água são quase impossíveis de realizar, embora estimativas de pelo menos 100 litros por segundo tenham sido feitas (Almeida and Silva, 1990).



Figura 1 – Localização dos principais sistemas de aquíferos do Algarve e localização das estações de amostragem (Controlo e Impacto).

Até muito recentemente, a água subterrânea constituiu a principal fonte de água para consumo humano no Algarve central (Monteiro et al., 2007). Alterações socioeconómicas na região do Algarve, nomeadamente uma maior pressão turística e alterações no tipo de agricultura praticada, levaram a mudanças nas políticas da água e a um aumento no uso de água de barragens para consumo público, em vez da água subterrânea (Monteiro et al., 2003). Esta modificação no fornecimento de água no início do século XXI levou a um restabelecimento das condições hidrodinâmicas de alguns aquíferos costeiros do Algarve (Monteiro et al., 2007).

3.2. Desenho experimental e amostragem

A amostragem realizou-se durante a Primavera e Verão de 2011 de acordo com um desenho experimental do tipo “Controlo-Impacto” (ver Stewart-Oaten and Murdoch, 1986). A estação de Controlo localizou-se junto à praia de Arrifes e a estação de Impacto corresponde à área envolvente da praia de Olhos de Água (Figura 1), pretendendo-se assim comparar os dois locais e determinar se as DSAS no Impacto afectam a comunidade de meiofauna circundante, quando comparadas com as alterações naturais no Controlo. Em cada local, as amostras foram aleatoriamente recolhidas numa área pré-determinada, localizada na periferia de ambas as praias. De forma a ter em conta as alterações sazonais naturais e ter replicação sazonal, a amostragem foi realizada duas vezes por cada estação do ano. Os

períodos de amostragem decorreram durante a primavera uma vez que é altura do ano em que a maioria dos *blooms* biológicos ocorre no meio marinho (Longhurst, 1995) e quando os aquíferos estão mais carregados de água, devido à precipitação de inverno, como é característico do clima Mediterrânico (Korkmaz, 1990). Já no verão, a recarga dos aquíferos é praticamente inexistente e o consumo humano também aumenta (Monteiro *et al.*, 2007).

As amostras foram recolhidas através de mergulho com escafandro na zona subtidal em fundos arenosos, entre as batimétricas dos 4 e 7 metros. Em cada campanha de amostragem foram recolhidas 3 amostras em cada local (Controlo e Impacto), sendo cada amostra constituída por 2 replicados. Cada replicado consistiu num *corer* de 3,5cm de diâmetro por 15cm de profundidade (Figura 2). Um *corer* idêntico para a análise da matéria orgânica e outro para a granulometria foram recolhidos juntamente com cada amostra. As amostras de meiofauna foram armazenadas em formol a 4%, tamponizado, e coradas com Rosa de Bengal até posterior análise laboratorial.



Figura 2 – Corers de amostragem de sedimento para análise da comunidade de meiofauna (2 replicados), matéria orgânica e granulometria.

3.3. Procedimentos laboratoriais

3.3.1. Protocolo de separação da meiofauna

A técnica utilizada para separar a meiofauna do sedimento foi baseada no protocolo de Burgess (2001) e, tal como outras técnicas similares, baseia-se em diferenças de densidade. As amostras foram inicialmente lavadas em água doce com um crivo de 500µm para remover o formol, o excesso de Rosa de Bengal e organismos da macrofauna, sendo a meiofauna e o

sedimento retidos num crivo de 55µm, que correspondeu ao limite inferior de tamanho para os organismos de meiofauna deste estudo. A amostra restante foi então colocada em tubos PE de 500ml e a solução de Ludox[®] (DuPont) HS 40 foi adicionada segundo uma proporção de 3:2 de solução/sedimento. As amostras foram depois homogeneizadas manualmente por 30 segundos e colocadas numa agitadora de vórtice automática (Cassel) durante 4 minutos para completar a homogeneização. Os organismos foram depois separados do sedimento numa centrifugadora (Beckman Coulter, Avanti™ J-25) a 900 x g durante 5 minutos. O sobrenadante foi removido da amostra por decantação e passado por um crivo de 55µm, onde a meiofauna ficou retida. As amostras de meiofauna foram lavadas em água doce e armazenadas em tubos com etanol a 96% até posterior análise. A meiofauna foi identificada e contada de acordo com grandes grupos taxonómicos.

3.3.2. *Análise do sedimento*

As amostras de sedimento para análise da matéria orgânica foram inicialmente colocadas numa estufa (WTC Blinder) durante 12h a 30° C para remover toda a humidade e depois determinado o seu peso seco. O método de “perda por ignição” foi utilizado através da colocação das amostras numa mufla (DINKO) durante 4h a 450° C e o sedimento restante foi pesado. A percentagem de matéria orgânica foi estimada, dividindo a diferença entre o peso seco e o peso sem cinzas, pelo peso seco.

A análise granulométrica iniciou-se com a colocação das amostras de sedimento em peróxido de hidrogénio até toda a matéria orgânica ter sido oxidada, sendo de seguida a amostra seca numa estufa (WTC Blinder) a 60° C. As amostras foram depois passadas por uma torre de crivos, a qual possibilitou a separação de seis fracções: <0,063mm (siltes e argilas), 0,063-0,125mm (areia muito fina), 0,125-0,250mm (areia fina), 0,250-0,500mm (areia média), 0,500-1,000mm (areia grosseira) e >1,000mm (areia muito grosseira). O sedimento retido em cada um dos crivos foi pesado e calculada a percentagem de cada fracção, em relação ao peso total de cada amostra.

3.3.3. *Análise de dados*

As alterações a nível dos parâmetros do sedimento (percentagem de matéria orgânica e das várias fracções granulométricas) e da abundância dos vários grupos taxonómicos de meiofauna foram testadas através de análises de variância de duas vias (ANalysis Of VAriance - ANOVA), de modo a avaliar o nível de significância das variações entre estações

do ano, locais de amostragem e interações entre os dois factores (estações-locais). A média e desvio padrão das percentagens dos parâmetros do sedimento e da abundância dos vários grupos taxonómicos foram calculados para o Controlo e Impacto, na Primavera e Verão de 2011.

Vários índices ecológicos, nomeadamente o total de taxa (S), abundância (N), riqueza específica de Margalef (d) e a diversidade de Shannon-Wiener (H'), foram estimados para cada amostra de meiofauna. A significância das alterações a nível destes índices ecológicos, entre estações do ano, locais de amostragem e interações entre os dois factores, foi testada através de ANOVAs de duas vias. A média e desvio padrão destes índices ecológicos foram calculados para o Controlo e Impacto, na Primavera e Verão de 2011.

Análises estatísticas multivariadas foram igualmente utilizadas de forma a avaliar a estrutura da comunidade entre estações do ano (Primavera e Verão) e locais de amostragem (Controlo e Impacto). Utilizou-se uma ordenação multidimensional não paramétrica (non-metric multidimensional scaling – MDS) (Kruskal and Wish, 1978), por ser uma das análises mais robustas para análise de comunidades bióticas e respectiva distribuição espacial (Clarke and Warwick, 2001). No caso de existir uma dominância clara de um grupo de meiofauna em particular (p. ex. mais de 50% da abundância total), esse grupo foi removido desta análise de forma a permitir a identificação de padrões de distribuição da restante comunidade, os quais poderiam ser dissimulados pela dominância de um dado grupo. Utilizou-se uma análise multivariada de variância permutacional (PERmutational Multivariate ANalysis Of VAriance – PERMANOVA) (Anderson, 2001) como forma de avaliar as diferenças entre estações do ano, locais de amostragem e interações entre os dois factores. O número de permutações utilizado foi de 999. Os testes de Monte Carlo foram também efectuados como parte desta análise. Quando o número de permutações únicas é baixo, os valores de p dos testes de Monte Carlo deverão ser considerados como alternativa (Anderson, 2005). Também para esta análise, foi considerada a remoção de eventuais grupos dominantes (> 50% da abundância total) em relação à comunidade de meiofauna no seu total.

Como forma de avaliar as relações entre a comunidade de meiofauna e os parâmetros do sedimento (matéria orgânica e fracções granulométricas), realizou-se uma análise canónica das coordenadas principais (Canonical Analysis of Principal coordinates – CAP) (Anderson and Willis, 2003). A análise CAP permite identificar as relações mais fortes entre os parâmetros ambientais e a nuvem de dados biológicos, considerando também a estrutura das correlações entre variáveis (Anderson and Willis, 2003).

As análises multivariadas MDS, PERMANOVA e CAP tiveram como base as matrizes de similaridade de Bray-Curtis dos dados de abundância da meiofauna, transformados logaritmicamente ($\log_{(x+1)}$).

As análises estatísticas acima referidas foram realizadas através do *software* PRIMER 6 e SigmaStat 3,5.

4. Resultados

4.1. Parâmetros ambientais

As percentagens de matéria orgânica mantiveram-se perto de 1%, com uma média de $1,0 \pm 0,4$ % (Tabela 1). A ANOVA mostrou não existirem diferenças significativas entre estações do ano ou entre locais de amostragem para as percentagens de matéria orgânica.

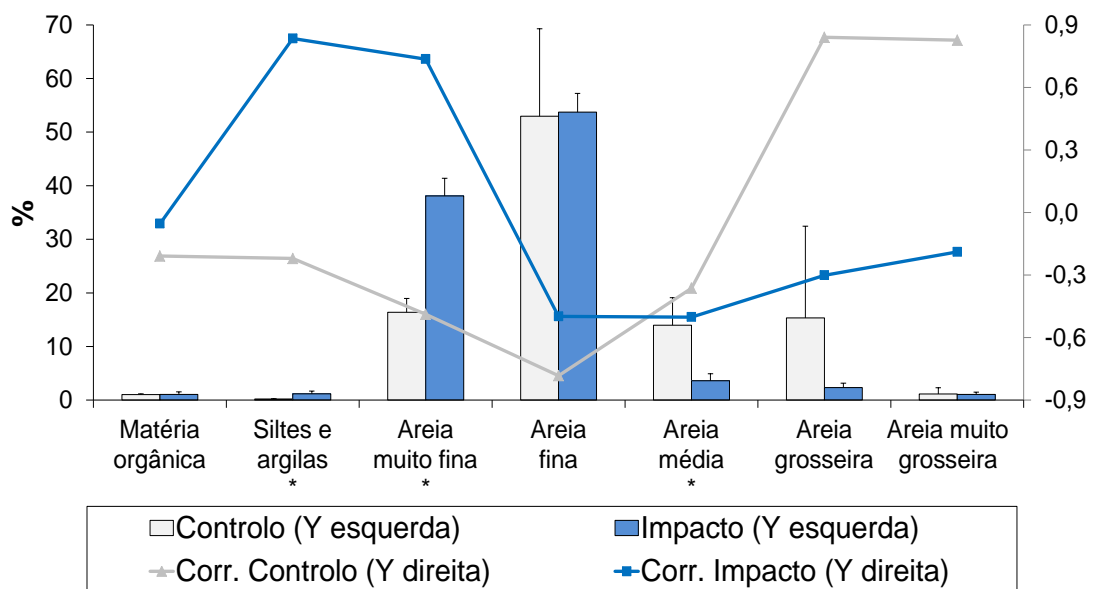


Figura 3 – Média e desvio padrão das percentagens de matéria orgânica e percentagens das fracções granulométricas nas estações de Controlo e Impacto, e correlações de Spearman entre a abundância total de meiofauna e os vários parâmetros do sedimento, para o Controlo e Impacto.

* variáveis do sedimento com alterações significantes entre locais

A areia fina foi a fracção de sedimento dominante, compreendendo mais de 50% de média, em relação ao total das outras fracções, em ambos os locais de amostragem (Figura 3). Alterações significantes foram detectadas pela ANOVA entre locais de amostragem nas duas fracções mais finas ($<0,063\text{mm}$ e $0,063-0,125\text{mm}$) e na areia média ($0,250-0,500\text{mm}$),

enquanto entre estações do ano não foram detectadas quaisquer alterações significantes (Tabela 1). As fracções de siltes e argilas e areia muito fina exibiram o mesmo padrão, aumentando do Controlo para o Impacto, enquanto a areia média mostrou existir em maiores percentagens no Controlo do que no Impacto (Figura 3).

4.2. Comunidade de meiofauna

A abundância média de meiofauna, no total do período de estudo entre os dois locais de amostragem, foi de $14691,8 \pm 15642,3$ ind m^{-2} . Um total de 9 grupos taxonómicos foi identificado no decorrer deste estudo: Amphipoda, Bivalvia, Copepoda, Foraminifera, Nematoda, Nemertea, Ostracoda, Turbellaria e Polychaeta. Os nemátodes dominaram a comunidade de meiofauna, com uma média de percentagens de abundância de 53 ± 22 % (presentes em todas as amostras do Controlo e Impacto), sendo seguidos pelos Turbellaria (média de 16 ± 17 % e presentes em todas as amostras do Impacto) e pelos Copepoda + nauplii (média de 13 ± 14 % e presentes em todas as amostras do Controlo). Diferenças significativas na abundância dos grupos de meiofauna foram apenas registadas entre estações do ano, para os grupos Nematoda e Polychaeta + larvas, ambos apresentando um decréscimo significativo entre Primavera e Verão, não existindo alterações significativas entre locais de amostragem (Tabela 1 e Figura 4).

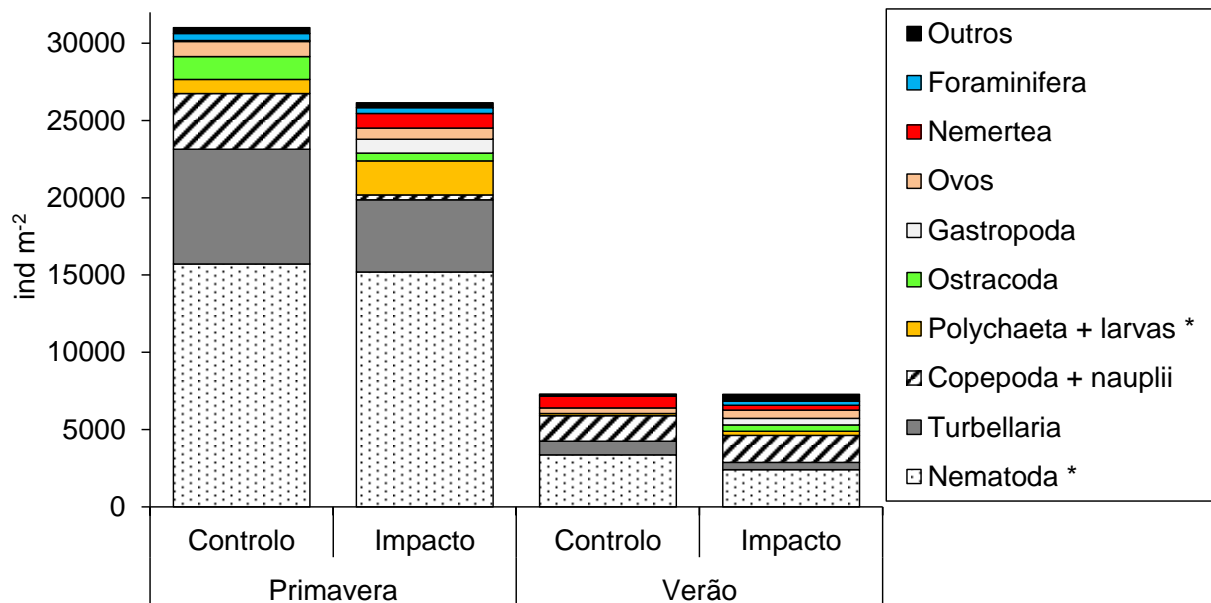


Figura 4 – Abundância cumulativa dos grupos taxonómicos de meiofauna no Controlo e Impacto, na Primavera e Verão de 2011.

* variáveis com alterações significantes entre estações do ano

Tabela 1 – Média e desvio padrão dos parâmetros do sedimento, dos grupos taxonómicos de meiofauna e dos índices ecológicos no Controlo e Impacto, na Primavera e Verão de 2011. Resultados das ANOVAs de duas vias (factores: estações do ano e locais de amostragem).

	Primavera		Verão		Valor de <i>p</i>			
	Controlo	Impacto	Controlo	Impacto	Estação	Local	EsxLo	
Parâmetros do sedimento (%)	Siltes e argilas	0,2 ± 0,0	1,4 ± 0,5	0,2 ± 0,1	0,9 ± 0,3	0,31	**	0,22
	Areia muito fina	14,7 ± 0,5	39,7 ± 2,1	18,5 ± 2,6	36,4 ± 3,0	0,95	**	0,53
	Areia fina	49,3 ± 21,9	54,1 ± 2,8	57,3 ± 5,1	54,2 ± 4,0	0,80	0,42	0,86
	Areia média	10,7 ± 0,2	2,4 ± 0,2	17,1 ± 5,5	4,5 ± 0,9	0,05	**	0,31
	Areia grosseira	23,5 ± 20,7	1,6 ± 0,5	6,3 ± 1,8	2,8 ± 0,8	0,42	0,06	0,28
	Areia muito grosseira	1,6 ± 1,4	0,7 ± 0,1	0,6 ± 0,3	1,3 ± 0,5	0,83	0,66	0,46
	Matéria orgânica	0,9 ± 0,1	0,8 ± 0,1	1,1 ± 0,1	1,2 ± 0,6	0,21	0,65	0,79
Grupos taxonómicos de meiofauna (ind m ⁻²)	Amphipoda	226,4 ± 0	0	0	0	0,10	0,10	0,10
	Bivalvia	141,5 ± 0	92 ± 109,3	84,9 ± 80	261,7 ± 338,3	0,56	0,37	0,46
	Cladocera	0	94,3 ± 16,3	0	0	0,11	0,11	0,11
	Copepoda + nauplii	1846,2 ± 1909,9	153,3 ± 115,4	831,8 ± 752,9	1061 ± 1208,2	0,82	0,09	0,17
	Cumacea	0	84,9 ± 0	0	0	0,44	0,44	0,44
	Foraminifera	462,1 ± 727,1	377,3 ± 603,6	35,4 ± 14,1	268,8 ± 340,1	0,10	0,96	0,73
	Gastropoda	0	905,4 ± 40	0	438,6 ± 580,2	0,61	0,16	0,61
	Larvas Crustacea	0	56,6 ± 28,3	0	169,8 ± 0	1,00	0,18	1,00
	Nematoda	15722,2 ± 11751,7	15189,3 ± 15142,2	3367 ± 1104,4	2405 ± 4369,6	*	0,87	0,96
	Nemertea	70,7 ± 20	938,4 ± 888,2	773,4 ± 962,6	325,4 ± 214,9	0,62	0,30	0,08
	Ostracoda	1471,3 ± 0	492,3 ± 431,7	0	396,1 ± 520,2	0,07	0,90	0,60
	Ovos	971,4 ± 475,4	721,5 ± 1238,5	360,8 ± 195,2	523,4 ± 841,4	0,19	0,81	0,69
	Polychaeta + larvas	914,8 ± 722,7	999,7 ± 1366,7	90,5 ± 46,5	277,3 ± 224,9	*	0,39	0,59
Turbellaria	7413,1 ± 9803,4	4682,7 ± 6269,7	871,5 ± 539,6	466,9 ± 352,8	0,07	0,88	0,97	
Índices ecológicos	S	7,67 ± 1,20	11,50 ± 1,40	7,60 ± 1,10	7,33 ± 2,80	*	0,06	*
	N	26134,40 ± 24225,60	24578,20 ± 17952,80	6807,60 ± 1626,40	5654,10 ± 7970,70	*	0,84	0,98
	d	0,68 ± 0,10	1,10 ± 0,10	0,75 ± 0,10	0,76 ± 0,30	0,11	*	*
	H'	1,05 ± 0,30	1,19 ± 0,40	1,34 ± 0,10	1,38 ± 0,40	0,12	0,55	0,74

* $p < 0,05$; ** $p < 0,001$

Alterações significativas entre estações do ano e locais de amostragem foram detectadas pelas ANOVAs para alguns dos índices ecológicos. O número de taxa (S) e a abundância (N) mostraram alterações significativas entre estações do ano, mas não entre locais de amostragem (Tabela 1). Um decréscimo significativo a nível do número de taxa de meiofauna (S) ocorreu entre a Primavera (média de $10,2 \pm 2,3$ taxa) e o Verão (média de $7,5 \pm 2,1$ taxa), seguido de um decréscimo significativo das abundâncias (N) entre estações do ano: média da Primavera de $25097,0 \pm 18675,3$ ind m⁻² e média do Verão de $6178,4 \pm 5760,8$ ind m⁻². A riqueza específica (d) foi o único índice ecológico com alterações significativas entre locais de amostragem, mostrando um aumento do Controlo (média de $0,72 \pm 0,10$) para o Impacto (média de $0,93 \pm 0,25$). Interações significativas entre estações do ano e locais de amostragem foram também identificadas para o número de taxa (S) e riqueza específica (d) (Tabela 1).

Uma vez que os nemátodes constituíram, em média, mais de 50% do total da meiofauna, o MDS foi testado com e sem nemátodes. Os resultados foram idênticos, sendo o valor de stress também igual (0,12), pelo que o grupo Nematoda foi incluído na ordenação MDS apresentada. Esta análise mostrou uma separação evidente entre as amostras da Primavera e as amostras do Verão, mas não entre amostras do Controlo e Impacto. (Figura 5).

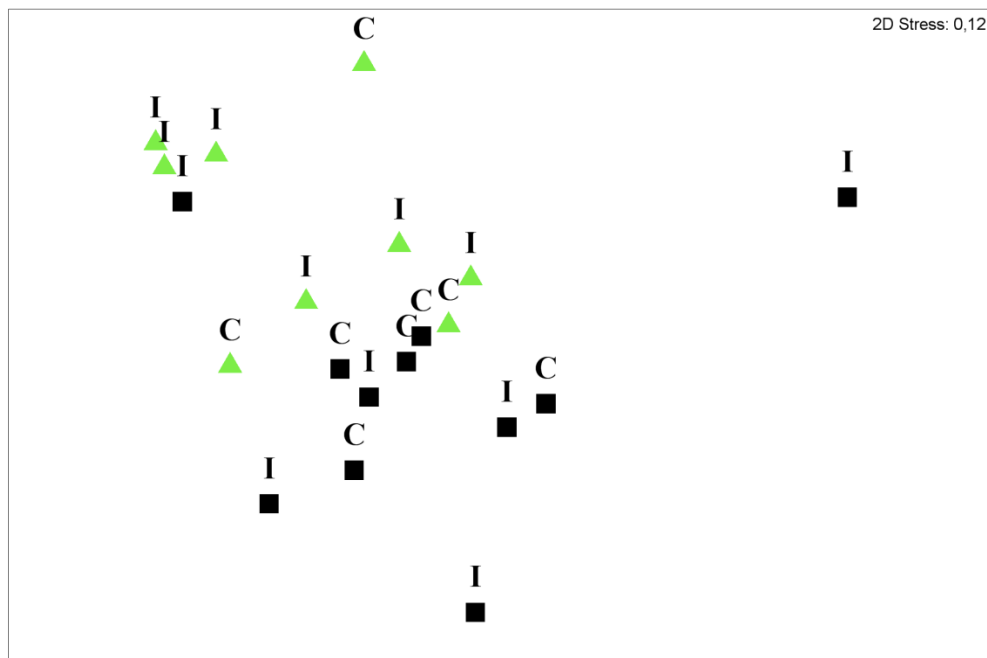


Figura 5 – Ordenação multidimensional não paramétrica (MDS) dos dados de abundância da meiofauna (▲ – Primavera; ■ – Verão; C – Controlo; I – Impacto).

No caso da PERMANOVA decidiu-se pela não inclusão dos nemátodes na análise. Os resultados da PERMANOVA indicaram a ocorrência de alterações significativas na comunidade de meiofauna entre Primavera e Verão, mas não entre locais de amostragem, sendo estes resultados confirmados pelos valores de p dos testes de Monte Carlo (Tabela 2). A diferença, quando os nemátodes foram excluídos, foi que o valor de p da PERMANOVA revelou-se não significativo entre estações do ano, embora os testes de Monte Carlo continuassem a dar como significativas as alterações entre estações do ano. No entanto, em ambos os casos, diferenças significativas foram identificadas entre estações do ano, mas não entre locais de amostragem.

Tabela 2 – Resultados da PERMANOVA de dois factores (foram utilizadas 999 permutações).

Fonte de variação	df	Pseudo-F	P (perm)	Perm. U.	P (MC)
Estação do ano	1	1322,90	0,001	12	0,001
Local de amostragem	1	1,74	0,149	998	0,177
Est x Lo	1	0,00	0,968	998	0,975

Os principais resultados da CAP indicaram que as fracções de siltes e argilas (<0,063mm) e areia muito fina (0,063-0,125mm) estavam positivamente correlacionadas com as abundâncias de meiofauna do Impacto e negativamente correlacionadas com as amostras do Controlo (Figura 6). Por outro lado, a areia grosseira (0,500-1mm) mostrou uma elevada correlação positiva com as amostras do Controlo. Os resultados da CAP para os grupos taxonómicos com correlações superiores a 0,6 com as variáveis do sedimento permitiram identificar três grupos (Figura 6). Os Ostracoda, larvas de Crustacea, Gastropoda e Cladocera apresentaram-se correlacionados com os siltes e argilas. Os Nematoda, Polychaeta + larvas e Foraminifera evidenciaram também uma correlação positiva com os siltes e argilas e uma correlação negativa com a areia fina (0,125-0,250mm) e com a areia média (0,250-0,500m). No entanto, a distribuição dos Nematoda, Polychaeta + larvas e Foraminifera evidenciou ser determinada sobretudo pela matéria orgânica. O grupo dos ovos apareceu mais separado dos restantes grupos, mas com uma correlação positiva com a areia grosseira.

As correlações de Spearman entre as abundâncias totais de meiofauna por amostra e as variáveis do sedimento evidenciaram padrões de resposta completamente diferentes entre locais de amostragem. No Controlo, as correlações mais elevadas (> 0,820) foram

encontradas entre as abundâncias de meiofauna e as duas fracções de sedimento mais grosseiro, enquanto no Impacto os valores de correlação mais elevados ($> 0,740$) foram encontrados entre a meiofauna e as duas fracções de sedimento mais fino (Figura 3). As duas fracções de sedimento intermédias (areia fina e média) evidenciaram correlações negativas idênticas, em ambos os locais de amostragem. Os dois grupos de meiofauna que tiveram alterações significativas entre Primavera e Verão (Nematoda e Polychaeta + larvas) seguiram o mesmo padrão de correlações com as variáveis do sedimento que a meiofauna total. No Controlo, Nematoda e Polychaeta + larvas tiveram correlações superiores a 0,910 com a areia grosseira e areia muito grosseira, enquanto no Impacto, Nematoda apresentou correlações superiores ($> 0,710$) do que Polychaeta + larvas ($< 0,360$) com ambas as fracções mais finas (siltes e argilas e areia muito fina).

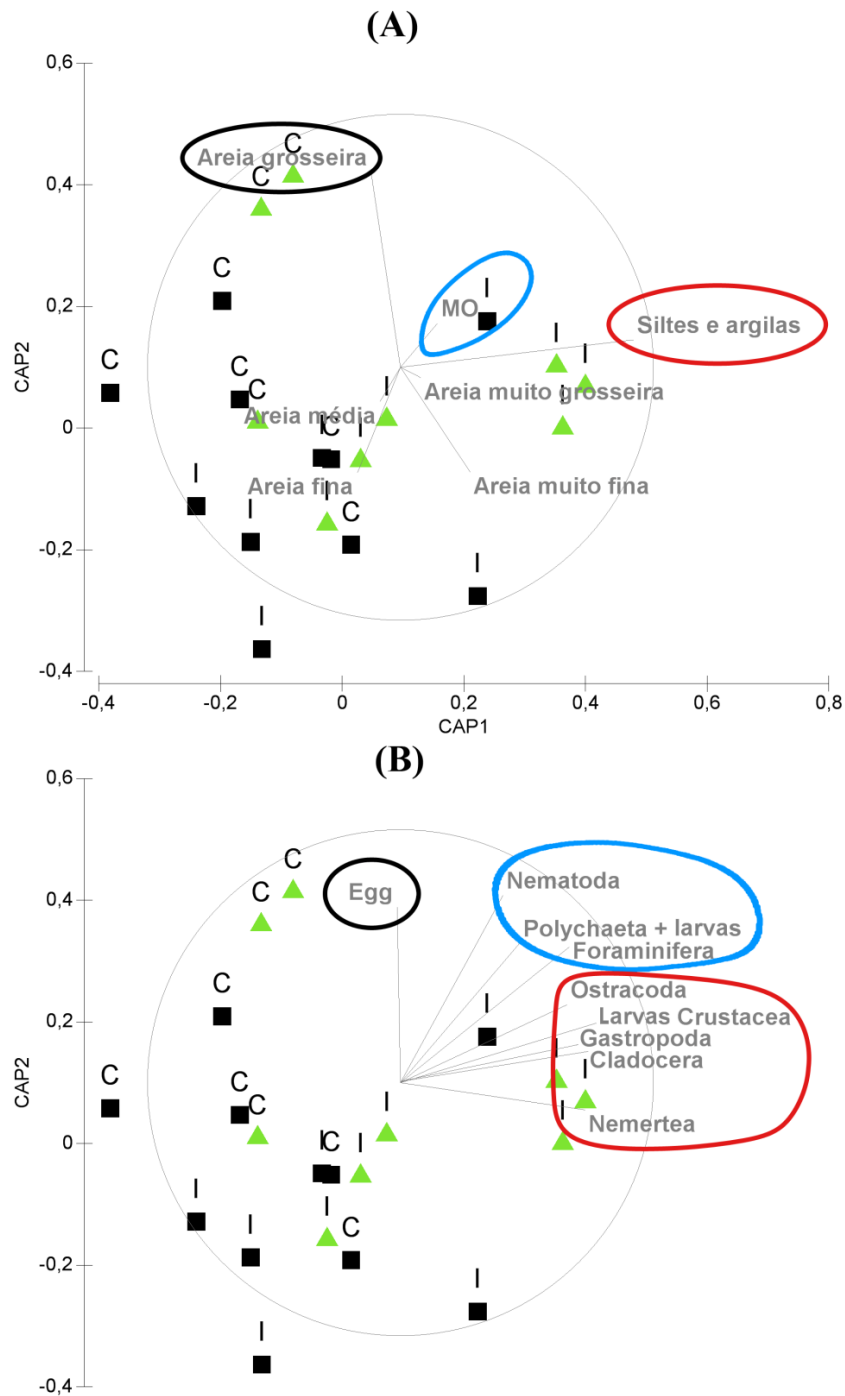


Figura 6 – Análise Canônica das coordenadas Principais (CAP) com vetores da matéria orgânica e das frações granulométricas (A) e os taxa com correlações com os parâmetros do sedimento superiores a 0,6 (B). O círculo representa uma correlação de 1, enquanto o comprimento dos vetores representa a força das correlações (▲ – Primavera; ■ – Verão; C – Controlo; I – Impacto).

5. Discussão

Em zonas pouco profundas e subtidais, a meiofauna pode ser encontrada em abundâncias bastante elevadas, oscilando normalmente entre os 10^5 e 10^6 ind m^{-2} (e.g. Albertelli et al., 1999; Rodríguez et al., 2001; Gheskiere et al., 2005; Kotwicki et al., 2005a; Kotwicki et al., 2005b; Leonardis et al., 2008; Gomes and Filho, 2009; Sandulli et al., 2010). Neste estudo, a abundância média de meiofauna ($1,5 \times 10^4$ ind m^{-2}) situou-se abaixo dos valores normalmente encontrados em ecossistemas marinhos semelhantes. Mesmo tendo em conta os valores médios da Primavera ($2,5 \times 10^4$ ind m^{-2}), os quais foram significativamente superiores aos do Verão, os valores de abundância podem ser considerados baixos. As abundâncias de meiofauna são altamente influenciadas pela disponibilidade de alimento, nomeadamente abundância de microfítobêntos, matéria orgânica, bactérias ou microalgas (Blanchard, 1990; Ansari et al., 1993; Vanreusel et al., 1995; Pinckney et al., 2003), e pelas características químicas do sedimento, principalmente os níveis de oxigénio/sulfuretos (Meyers et al., 1987; Vanreusel et al., 1995). Em fundos de substrato móvel que sejam maioritariamente constituídos por sedimentos finos, o oxigénio é normalmente um factor limitante da distribuição da meiofauna abaixo da camada mais superficial do sedimento (Vanreusel et al., 1995). Na presente área de estudo, dois factores poderão ter contribuído para os valores relativamente baixos de abundância de meiofauna. Em média, 53% do sedimento foi constituído por areia fina (0,125-0,250mm), possivelmente com uma reduzida camada de sedimento oxigenada e baixa disponibilidade de alimento, aqui representada pelas baixas percentagens de matéria orgânica (média de 1%), cuja combinação poderá explicar os valores médios de abundância de meiofauna encontrados.

Os nemátodes (Nematoda) foram, tal como é vulgarmente registado em outros estudos, o grupo de meiofauna mais abundante (e.g. Smol et al., 1994; Chen et al., 1999; Danovaro et al., 2000; Rodríguez et al., 2001; Rodríguez et al., 2003; Gheskiere et al., 2005; Rosa and Bemvenuti, 2005; Pinto and Santos, 2006; Leonardis et al., 2008; Sandulli et al., 2010), tendo sido identificados em todas as amostras do Controlo e do Impacto. O segundo grupo mais abundante, tanto no Controlo como no Impacto e com uma frequência de ocorrência de 100% nas amostras do Impacto, foram os Turbellaria. Gheskiere et al. (2005), numa praia no Mediterrâneo, em Itália, também identificou este grupo como sendo o segundo mais abundante, depois dos nemátodes. De acordo com Martens e Schockaert (1986), os Turbellaria são mais abundantes em fundos arenosos, podendo representar até 25% da meiofauna, enquanto em sedimentos mais lodosos têm normalmente contribuições mais reduzidas. Neste caso, ambos os locais de amostragem eram principalmente constituídos por areia fina a baixas percentagens de siltes e argilas, o que está de acordo com as observações de Martens e Schockaert. Os Copepoda são, vulgarmente, o segundo grupo de

meiofauna mais abundante (e.g. Chen et al., 1999; Danovaro et al., 2000; Rodríguez et al., 2001; Pinto and Santos, 2006; Sandulli et al., 2010), mas neste estudo constituiriam o terceiro grupo mais abundante (média de $765,6 \pm 1049,1$ ind m^{-2}), depois de Nematoda e Turbellaria. Os copépodes tendem a preferir sedimentos mais grosseiros (Coull, 1985) e, na zona de estudo actual, essa fracção de sedimento foi pouco representada, o que pode explicar a contribuição mais reduzida dos copépodes na abundância de meiofauna.

As DSAS têm sido identificadas como uma fonte de nutrientes para as áreas costeiras, que aumentam a produtividade biológica (e.g. Johannes, 1980; Moore, 1999; 2006; Waska and Kim, 2011), pelo que seria expectável que influenciassem, em primeira mão, os níveis mais baixos da cadeia trófica, nomeadamente a meiofauna devido aos seus curtos tempos de geração e desenvolvimento bentónico directo (Kennedy and Jacoby, 1999). No entanto, não foram identificados até à data quaisquer efeitos positivos para a meiofauna decorrentes da existência de DSAS e, tal como referido por Ouisse et al. (2011) para Roscoff Aber Bay (França), também no presente estudo não foi possível identificar efeitos evidentes das DSAS na comunidade de meiofauna. No entanto, registou-se um padrão similar ao nível dos dois índices ecológicos (S – número de taxa e d – riqueza específica) que evidenciaram interacções significativas entre estações do ano e local. Durante a Primavera, verificaram-se valores de S e d mais elevados no local de Impacto, do que no Controlo, que corresponde à época em que o caudal de água subterrânea descarregada é superior, enquanto durante o Verão não foram evidentes diferenças entre locais de amostragem, quando o caudal será mínimo. Embora não seja suficiente para concluir que existe um efeito estruturante provocado pelas DSAS, esta resposta sugere que as descargas de água podem ser particularmente relevantes no aumento da diversidade da comunidade de meiofauna.

A nível sazonal, registaram-se alterações significativas no número de taxa e abundâncias. Os resultados da PERMANOVA confirmaram que, entre Primavera e Verão, ocorreram alterações significantes na comunidade de meiofauna. Na costa sul de Portugal, embora a média anual de altura das ondas seja cerca de 1m, durante os meses de primavera, a média da altura das ondas mantem-se acima de 1m com maior frequência de ocorrência de períodos com ondas de 1-3m de altura, enquanto nos meses de verão, durante 80% do tempo a média de alturas mantém-se abaixo de 1m (Costa et al., 2001). Desta forma, durante os meses de primavera, quando comparados com os meses de verão, um maior arejamento do sedimento poderá ocorrer, aumentando assim os níveis de oxigénio, que por sua vez permitem que uma maior abundância e diversidade de meiofauna ocorra, como anteriormente referido para outros ambientes pouco profundos ou praias (e.g. Meyers et al., 1987; Rodríguez et al., 2003; Giere, 2009). Ao mesmo tempo, na gama de latitudes desta

área de estudo, o máximo da produtividade primária ocorre durante os meses de primavera (Longhurst, 1995). Os *blooms* de fitoplâncton de primavera, e a sua sedimentação, foram já interligados com o crescimento da meiofauna (Rudnick et al., 1985; Ólafsson and Elmgren, 1997; Nascimento, 2010) e, no actual local de estudo, o mesmo poderá ter ocorrido. De facto, Rudnick et al. (1985), na zona costeira de Narragansett Bay (EUA), também identificou ciclos sazonais de meiofauna semelhantes, com abundâncias e biomassas mais elevadas em Maio e Junho, o que o autor correlacionou com a sedimentação de fitoplâncton do início da primavera, enquanto os valores mais baixos foram encontrados nos meses de verão, quando os referidos *blooms* de fitoplâncton já tinham sido esgotados.

O decréscimo significativo no número de taxa e abundância de meiofauna da Primavera para o Verão poderá então ser parte integrante de um ciclo sazonal, influenciado por factores físicos e biológicos: um maior dinamismo dos sedimentos durante a primavera, e níveis de oxigénio consequentemente maiores (McLachlan, 1989), e uma maior disponibilidade de alimento devido ao *blooms* de fitoplâncton que ocorrem durante os meses de primavera (Longhurst, 1995).

As actuais estações de Controlo e Impacto encontravam-se separadas por cerca de 7 quilómetros, pertencendo à mesma massa de água e, portanto, expostas a factores hidrodinâmicos idênticos. A baixa profundidade a que as amostras foram recolhidas (4-7m de profundidade) poderá ser um factor que esteja a induzir variabilidade na comunidade de meiofauna e a sobrepor-se aos efeitos das DSAS. Desta forma, sugere-se que os efeitos, teoricamente positivos, do fornecimento de nutrientes pelos aquíferos poderão estar, neste caso, a ser dissimulados pela elevada variabilidade natural da comunidade de meiofauna (Coull, 1985) e pela variabilidade que os factores hidrodinâmicos impõem nestas comunidades de pouca profundidade (Rodríguez et al., 2003). Por outro lado, a quantidade de água doce descarregada no local, e respectivo fluxo de nutrientes, poderá não ser suficiente para desencadear uma resposta neste nível da cadeia trófica.

A influência da acção das ondas e da composição dos sedimentos nas comunidades de meiofauna foi já documentada, por exemplo, nas praias do norte de Espanha, onde se relacionou um aumento exponencial na abundância, biomassa e diversidade de meiofauna com o nível de exposição das praias e o tamanho médio dos grãos de sedimento (Rodríguez et al., 2003). Na actual área de Controlo, a abundância total de meiofauna evidenciou uma elevada correlação de Spearman com as duas fracções de sedimento mais grosseiro, em concordância com outros estudos (e.g. Rodríguez et al., 2003; Gheskiere et al., 2005). Já no Impacto, as correlações mais fortes foram encontradas entre a abundância de meiofauna e as duas fracções de sedimento mais finas. O aumento da porção de sedimentos mais finos

no Impacto pode ser causado por um efeito de re-suspensão causado pela libertação da água pelas nascentes (tal como observado durante o trabalho de campo), ou fornecido pelo aquífero, que constitui uma via de fornecimento de sedimentos ainda pouco estudada, mas já documentada por alguns autores (Mahler and Lynch, 1999; Zipperle and Reise, 2005; Herman et al., 2007; Goldscheider et al., 2010). Por estas razões, os sedimentos mais finos destas zonas pouco profundas e hidrodinâmicas poderão ter a capacidade de acomodar uma maior disponibilidade de alimento, do que por exemplo sedimentos mais grosseiros, mas tendo, ao mesmo tempo, um quantidade de oxigénio intersticial razoável, possibilitando que a meiofauna responda positivamente ao aumento da quantidade de sedimentos finos. De facto, os nemátodes, que constituíram metade dos taxa de meiofauna identificados no decorrer deste estudo, tendem a preferir sedimentos mais finos (Coull, 1985). No entanto, as análises realizadas com e sem nemátodes não evidenciaram alterações nos padrões observados. A identificação dos mecanismos envolvidos na alteração do padrão de resposta da comunidade de meiofauna ao tipo de sedimento, entre o local de Impacto e de Controlo, evidencia a necessidade de uma investigação mais profunda a nível das características químicas da água libertada pelas nascentes bem como das características do sedimento no local das nascentes.

6. Conclusões

Os efeitos de DSAS em comunidades biológicas de vários ambientes marinhos de substrato móvel foram já documentados, com aumentos significativos de abundância e diversidade. No entanto, em ambientes de pouca profundidade, como a actual área de estudo, a identificação dos possíveis efeitos das DSAS nestas comunidades de substrato arenoso torna-se complicada devido ao elevado hidrodinamismo do local, responsável pelas características químicas do sedimento, e pela elevada variabilidade sazonal da meiofauna. Embora não tenham sido identificadas alterações evidentes na comunidade de meiofauna da zona de Impacto em Olhos de Água, quando comparada com o Controlo, o aumento no número de taxa e riqueza específica no local de Impacto durante a primavera, quando o volume de água é superior, bem como os diferentes padrões de resposta da meiofauna às características do sedimento consoante o local de amostragem, constituem pistas em como as DSAS contribuem, de alguma forma, para aumentar a heterogeneidade do habitat bem como a diversidade da comunidade de meiofauna.

Referências

- Albertelli, G., Covazzi-Harriague, A., Danovaro, R., Fabiano, M., Frascchetti, S., Pusceddu, A., 1999. Differential responses of bacteria, meiofauna and macrofauna in a shelf area (Ligurian Sea, NW Mediterranean): role of food availability. *Journal of Sea Research* 42, 11–26.
- Almeida, C., Mendonça, J. J. L., Jesus, M. R., Gomes, A. J., 2000. Sistemas Aquíferos de Portugal Continental - Sistema Aquífero: Albufeira-Ribeira de Quarteira (M6). Instituto da Água,
- Almeida, C., Silva, M. L., 1990. Hidrogeologia do miocénico entre Albufeira e Ribeira de Quarteira. *Geolis* 4 (1 and 2), 199-216.
- Anderson, M. J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26, 32-46.
- Anderson, M. J., 2005. PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Anderson, M. J., Willis, T. J., 2003. Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology* 84, 511–525.
- Ansari, Z. A., Sreepada, R. A., Matondkar, S. G. P., Parulekar, A. H., 1993. Meiofaunal stratification in relation to microbial food in a tropical mangrove mud flat. *Tropical Ecology* 34 (2), 204-216.
- Balsamo, M., Semprucci, F., Frontalini, F., Coccioni, R., 2012. Meiofauna as a tool for marine ecosystem biomonitoring. In: Cruzado, A. E., *Marine Ecosystems*. ISBN, available from: <http://www.intechopen.com/books/marine-ecosystems/meiofauna-as-a-tool-for-marine-ecosystem-monitoring>, pp. 77-104
- Bettencourt, A. M., Bricker, S. B., Ferreira, J. G., Franco, A., Marques, J. C., Melo, J. J., Nobre, A., Ramos, L., Reis, C. S., Salas, F., Silva, M. C., Simas, T., Wolff, W., 2003. Typology and Reference Conditions for Portuguese Transitional and Coastal Waters, Development of guidelines for the application of the European Union Water Framework Directive, TICOR, IMAR/INAG.
- Blanchard, G. F., 1990. Overlapping microscale dispersion patterns of meiofauna and rnicrophytobenthos. *Marine Ecology Progress Series* 68, 101-111.
- Burgess, R., 2001. An improved protocol for separating meiofauna from sediments using colloidal silica sols. *Marine Ecology Progress Series* 214, 161–165.
- Bussmann, I., Dando, P. R., Niven, S. J., Suess, E., 1999. Groundwater seepage in the marine environment: role for mass flux and bacterial activity. *Marine Ecology Progress Series* 178, 169-177.
- Chen, G. T., Herman, R. L., Vincx, M., 1999. Meiofauna communities from the Straits of Magellan and the Beagle Channel. *Scientia Marina* 63 (Supl.1), 123-132.
- Clarke, K. B., Warwick, R. M., 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth.
- Costa, M., Silva, R., Vitorino, J., 2001. Contribuições para o estudo do clima de agitação marítima na costa portuguesa. 2º JECF. Sines, Portugal, 20 pp.
- Coull, B. C., 1985. Long-term variability of estuarine meiobenthos: an 11 year study. *Marine Ecology Progress Series* 24, 205-218.
- Dale, R. K., Miller, D. C., 2007. Spatial and temporal patterns of salinity and temperature at an intertidal groundwater seep. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72, 283-298.
- Dale, R. K., Miller, D. C., 2008. Hydrologic interactions of infaunal polychaetes and intertidal groundwater discharge. *Marine Ecology Progress Series* 363, 205–215.
- Danovaro, R., Tselepides, A., Otegui, A., Croce, N. D., 2000. Dynamics of meiofaunal assemblages on the continental shelf and deep-sea sediments of the Cretan Sea (NE Mediterranean): relationships with seasonal changes in food supply. *Progress in Oceanography* 46, 367–400.

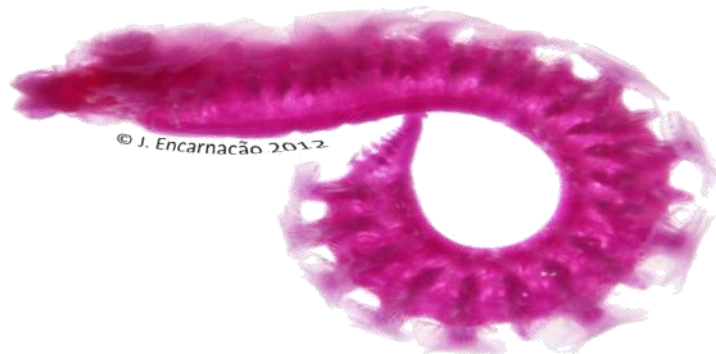
- Flach, E., Muthumbi, A., Heip, C., 2002. Meiofauna and macrofauna community structure in relation to sediment composition at the Iberian margin compared to the Goban Spur (NE Atlantic). *Progress in Oceanography* 52, 433–457.
- Gheskiere, T., Vincx, M., Weslawski, J. M., Scapini, F., Degraer, S., 2005. Meiofauna as descriptor of tourism-induced changes at sandy beaches. *Marine Environmental Research* 60, 245–265.
- Giere, O., 2009. *Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments*. Springer-Verlag, Berlin.
- Goldscheider, N., Pronk, M., Zopfi, J., 2010. New insights into the transport of sediments and microorganisms in karst groundwater by continuous monitoring of particle-size distribution. *Geologia Croatica* 63 (2), 137–142.
- Gomes, A. J., Filho, J. S. R., 2009. Composição e variabilidade espaço-temporal da meiofauna de uma praia arenosa na região amazônica (Ajuruteua, Pará). *Iheringia, Série Zoologia* 99 (2), 210-216.
- Herman, E. K., Tancredi, J. H., Toran, L., White, W. B., 2007. Mineralogy of suspended sediment in three karst springs. *Hydrogeology Journal* 15 (2), 255-266.
- Hicks, G. R. F., 1991. Monitoring with meiofauna: A compelling option for evaluating environmental stress in tidal inlets. 10th Australasian Conference on Coastal and Ocean Engineering. Auckland, New Zealand, 387-391.
- Hulings, N. C., Gray, J. S., 1976. Physical factors controlling abundance of meiofauna on tidal and atidal beaches. *Marine Biology* 34, 77-83.
- Jansson, B. O., 1967. The significance of grain size and pore water content for the interstitial fauna of sandy beaches. *Oikos* 18, 311-322.
- Johannes, R. E., 1980. The ecological significance of the submarine discharge of groundwater. *Marine Ecology Progress Series* 3, 365-373.
- Kennedy, A. D., Jacoby, C. A., 1999. Biological indicators of marine environmental health: meiofauna – a neglected benthic component? *Environmental Monitoring and Assessment* 54, 47–68.
- Korkmaz, N., 1990. The estimation of groundwater recharge from spring hydrographs. *Hydrological Sciences Journal* 35 (2), 209-217.
- Kotwicki, L., De Troch, M., Urban-Malinga, B., Gheskiere, T., Weslawski, J. M., 2005a. Horizontal and vertical distribution of meiofauna on sandy beaches of the North Sea (The Netherlands, Belgium, France). *Helgoland Marine Research* 59, 255–264.
- Kotwicki, L., Szymelfenig, M., De Troch, M., Urban-Malinga, B., Weslawski, J. M., 2005b. Latitudinal biodiversity patterns of meiofauna from sandy littoral beaches. *Biodiversity and Conservation* 14, 461–474.
- Kruskal, J. B., Wish, M., 1978. *Multidimensional scaling*. Sage Publications, Beverly Hills.
- Leonardis, C. D., Sandulli, R., Vanaverbeke, J., Vincx, M., Zio, S. D., 2008. Meiofauna and nematode diversity in some Mediterranean subtidal areas of the Adriatic and Ionian Sea. *Scientia Marina* 72 (1), 5-13.
- Longhurst, A., 1995. Seasonal cycles of pelagic production and consumption. *Progress in Oceanography* 36, 77-167.
- Lopes, J. B. S. L., 1841. *Corografia ou Memoria Economica, Estadistica, e Topografica do Reino do Algarve*. Academia Real das Sciencias de Lisboa, Lisboa.
- Mahler, B. J., Lynch, F. L., 1999. Muddy waters: temporal variation in sediment discharging from a karst spring. *Journal of Hydrology* 214, 165–178.
- Martens, P. M., Schockaert, E. R., 1986. The importance of turbellarians in the marine meiobenthos: a review. *Hydrobiologia* 132 (295-303),
- McIntyre, A. D., 1969. Ecology of marine meiobenthos. *Biological Reviews* 44 (2), 245-288.
- McLachlan, A., 1989. Water filtration by dissipative beaches. *Limnology and Oceanography* 34 (4), 774-780.
- Meyers, M. B., Fossing, H., Powell, E. N., 1987. Microdistribution of interstitial meiofauna, oxygen and sulfide gradients, and the tubes of macro-infauna. *Marine Ecology Progress Series* 35, 223-241.

- Migné, A., Ouisse, V., Hubas, C., Davoult, D., 2011. Freshwater seepages and ephemeral macroalgae proliferation in an intertidal bay: II. Effect on benthic biomass and metabolism. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92, 161-168.
- Miller, D. C., Ullman, W. J., 2004. Ecological consequences of ground water discharge to Delaware Bay, United States. *Ground Water - Oceans Issue* 42 (7), 959–970.
- Montagna, P. A., Kalke, R. D., 1992. The effect of freshwater inflow on meiofaunal and macrofaunal populations in the Guadalupe and Nueces estuaries, Texas. *Estuaries* 15 (3), 307-326.
- Monteiro, J. P., Martins, R. R., Nunes, P., Diogo, A., 2003. Evolução do uso de águas subterrâneas nas redes urbanas de abastecimento público entre Albufeira e Quarteira (Algarve central). [Evolution of groundwater use in urban supply between Albufeira and Quarteira – central Algarve]. in Ribeiro L. & Peixinho de Cristo F. (eds.). *As Águas Subterrâneas no Sul da Península Ibérica*. AIH, APRH, 10 pp.
- Monteiro, J. P., Oliveira, M. M., Costa, J. P., 2007. Impact of the replacement of groundwater by dam waters in the Albufeira-Ribeira de Quarteira and Quarteira coastal aquifers. XXXV AIH Congress. *Groundwater and Ecosystems*. Lisbon, Portugal. 10 pp.,
- Moore, W. S., 1999. The subterranean estuary: a reaction zone of ground water and sea water. *Marine Chemistry* 65, 111-125.
- Moore, W. S., 2006. The role of submarine groundwater discharge in coastal biogeochemistry. *Journal of Geochemical Exploration* 88, 389–393.
- Moore, W. S., Sarmiento, J. L., Key, R. M., 2008. Submarine groundwater discharge revealed by ^{228}Ra distribution in the upper Atlantic Ocean. *Nature Geoscience* 1, 309-311.
- Moreno, M., Vezzulli, L., Marin, V., Laconi, P., Albertelli, G., Fabiano, M., 2008. The use of meiofauna diversity as an indicator of pollution in harbours. *ICES Journal of Marine Science* 65 (8), 1428-1435.
- Nascimento, F. J. A., 2010. Trophic ecology of meiofauna: Response to sedimentation of phytoplankton blooms in the Baltic Sea. Ph.D. thesis, Stockholm University, Sweden.
- Ólafsson, E., 2003. Do macrofauna structure meiofauna assemblages in marine soft-bottoms? A review of experimental studies. *Vie Milieu* 53 (4), 249-265.
- Ólafsson, E., Elmgren, R., 1997. Seasonal dynamics of sublittoral meiobenthos in relation to phytoplankton sedimentation in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 45, 149–164.
- Ouisse, V., Riera, P., Migné, A., Leroux, C., Davoult, D., 2011. Freshwater seepages and ephemeral macroalgae proliferation in an intertidal bay: I. Effect on benthic community structure and food web. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91, 272-281.
- Pinckney, J. L., Carman, K. R., Lumsden, S. E., Hymel, S. N., 2003. Microalgal-meiofaunal trophic relationships in muddy intertidal estuarine sediments. *Aquatic Microbial Ecology* 31, 99–108.
- Pinto, T. K., Santos, P. J., 2006. Meiofauna community structure variability in a brazilian tropical sandy beach. *Atlântica, Rio Grande* 28 (2), 117-127.
- Rodríguez, J. G., Lastra, M., López, J., 2003. Meiofauna distribution along a gradient of sandy beaches in northern Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58S, 63-69.
- Rodríguez, J. G., López, J., Jaramillo, E., 2001. Community structure of the intertidal meiofauna along a gradient of morphodynamic sandy beach types in southern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 74, 885-897.
- Rosa, L. C., Bemvenuti, C. E., 2005. Meiofauna in the soft-bottom habitats of the Patos Lagoon estuary (south Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 17 (2), 115-122.
- Rudnick, D. T., Elmgren, R., Frithsen, J. B., 1985. Meiofaunal prominence and benthic seasonality in a coastal marine ecosystem. *Oecologia* 67, 157-168.
- Sandulli, R., Leonardis, C. D., Vanaverbeke, J., 2010. Meiobenthic communities in the shallow subtidal of three Italian Marine Protected Areas. *Italian Journal of Zoology iFirst*, 1-11.
- Silva, A. C. F., Tavares, P., Shapouri, M., Stigter, T. Y., Monteiro, J. P., Machado, M., Cancela da Fonseca, L., Ribeiro, L., 2012. Estuarine biodiversity as an indicator of groundwater discharge. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 97, 38-43.

- Smol, N., Willems, K. A., Govaere, J. C. R., Sandee, A. J. J., 1994. Composition, distribution and biomass of meiobenthos in the Oosterschelde estuary (SW Netherlands). *Hydrobiologia* 282/283, 197-217.
- Stewart-Oaten, A., Murdoch, W. W., 1986. Environmental impact assessment: "Pseudoreplication" in time? *Ecology* 67 (4), 929-940.
- Sutherland, T. F., Levings, C. D., Petersen, S. A., Poon, P., Piercey, B., 2007. The use of meiofauna as an indicator of benthic organic enrichment associated with salmonid aquaculture. *Marine Pollution Bulletin* 54, 1249–1261.
- Vanreusel, A., Vincx, M., Schram, D., van Gansbeke, D., 1995. On the vertical distribution of the metazoan meiofauna in shelf break and upper slope habitats of the NE Atlantic. *International Review of Hydrobiology* 80 (2), 313-326.
- Waska, H., Kim, G., 2011. Submarine groundwater discharge (SGD) as a main nutrient source for benthic and water-column primary production in a large intertidal environment of the Yellow Sea. *Journal of Sea Research* 65, 103-113.
- Zipperle, A., Reise, K., 2005. Freshwater springs on intertidal sand flats cause a switch in dominance among polychaete worms. *Journal of Sea Research* 54, 143– 150.

CAPÍTULO 3

Impactos das descargas de água na macrofauna bentónica



Resumo

A influência das descargas submarinas de água subterrânea (DSAS) nos ecossistemas costeiros está ainda pouco estudada a nível mundial. Considerando o aumento da procura de água subterrânea para consumo humano e os cenários decorrentes das alterações climáticas com efeitos potencialmente negativos sobre a recarga dos aquíferos, é da maior importância existir uma percepção de qual a resposta das comunidades de macrofauna às DSAS, principalmente pelo seu papel na teia trófica. Com este trabalho, pretendeu-se caracterizar o efeito das DSAS na comunidade subtidal de macrofauna bentónica de substrato arenoso, na costa sul de Portugal. Realizaram-se campanhas de amostragem duas vezes por estação do ano, na Primavera e Verão de 2011, de forma a integrar variações sazonais da macrofauna, em duas áreas distintas: Controlo (sem DSAS) e Impacto (com DSAS). Registou-se um aumento significativo na abundância, número de espécies, riqueza específica e diversidade de Shannon na área sob influência de DSAS, quando comparada com a área Controlo. Também a estrutura trófica se alterou significativamente, com valores superiores de abundância de suspensívoros na área de Impacto. As análises multivariadas confirmaram que a comunidade de macrofauna se alterou significativamente entre locais, mas não entre estações do ano. Os poliquetas Spionidae e Capitellidae, considerados como indicadores de DSAS, foram também identificadas como uns dos grupos que mais contribuíram para as diferenças entre locais, juntamente com o isópode *Cyathura carinata*, os poliquetas Magelonidae, Oweniidae e Polynoidae, o grupo dos nemertinos e os bivalves *Tellinomya ferruginosa* e *Tellina fabula*, presentes em maiores abundâncias na zona de Impacto. Um aumento significativo nas fracções de sedimento mais fino foi também registado na zona de Impacto. Com este estudo foi possível demonstrar que as DSAS existentes em Olhos de Água influenciam a comunidade de macrofauna bentónica, nomeadamente a nível dos padrões de abundância, indicadores ecológicos e estrutura trófica da comunidade.

Palavras-chave: descargas submarinas de água subterrânea; macrofauna bentónica; aumento de produtividade; bioindicadores de descargas de água subterrânea; costa sul de Portugal

Abstract

The influence of submarine groundwater discharges (SGD) on coastal ecosystems is still largely understudied worldwide. Nevertheless, considering the increasing level of groundwater abstraction to human uses and the climate change scenarios with potential negative effects on groundwater recharge, understanding the ecological response of coastal macrofaunal assemblages to SGD is of utmost importance, due to their role in coastal food webs. The objective of this study was to characterize the effect of groundwater discharge on the subtidal soft-bottom macrofauna benthic community, in south coast of Portugal (Algarve). Sediment macrofauna was sampled twice per season in Spring and Summer 2011, in two locations: one Control (no SGD) and one Impact (with SGD). A significant increase in abundance, number of species, species richness and Shannon' diversity was registered in the area under effect of SGD, when compared to the Control area. The trophic structure also changed significantly, with higher abundances of suspension feeders in the area under effect of SGD. The multivariate analysis confirmed that macrofauna assemblages changed significantly between the SGD impacted area and the Control, but no differences among seasons were highlighted. The polychaetes Spionidae and Capitellidae, considered as bioindicators of the presence of freshwater from SGD, were part of the taxa that most contributed for the differences between sampling locations. The isopod *Cyathura carinata*, the polychaetes Magelonidae, Oweniidae and Polynoidae, Nemertean and the bivalves *Tellimya ferruginosa* and *Tellina fabula* were also more abundant at the SGD area. A larger proportion of finer sediment fractions was also recorded in the area under effect of SGD. With this study, it was demonstrated that SDG impacts coastal benthic sandy macrofauna communities, namely the abundance patterns, ecological indicators and the trophic structure of the community.

Key-words: submarine groundwater discharges; benthic macrofauna; increasing productivity; groundwater discharges bioindicators; Portugal south coast

1. Introdução

Os organismos macrobentónicos marinhos desempenham um importante papel no ciclo de nutrientes, decomposição de detritos, metabolismo e dispersão de poluentes e são uma das principais fontes de alimento para níveis tróficos superiores (Snelgrove, 1998; Kröncke and Reiss, 2010). A infauna bentónica, nomeadamente a macrofauna, é formada por organismos com baixa mobilidade e elevado tempo de vida, quando comparados com organismos planctónicos, o que possibilita que integrem alterações ambientais e variações nas características do sedimento ao longo do seu ciclo de vida (Montagna and Kalke, 1992). A sua sensibilidade a alterações no ambiente (Kröncke and Reiss, 2010) fez com que fossem utilizados como ferramentas de monitorização e avaliação ambiental (e.g. Warwick, 1986; Rosenberg et al., 1996; Kennedy and Jacoby, 1999; Borja et al., 2000; Carballo and Naranjo, 2002; Salas et al., 2006; Munari et al., 2009; Varandas and Cortes, 2010; Garcia et al., 2011; Silva et al., 2012). A distribuição e abundância dos organismos macrobentónicos alteram-se de acordo com as características do sedimento, do conteúdo de matéria orgânica, da salinidade ou da disponibilidade de alimento (p. ex. microfitobentos e fitoplâncton), os quais podem por sua vez ser afectados pelo regime hidrodinâmico existente (Snelgrove and Butman, 1994; Ysebaert et al., 2002; van der Wal et al., 2008).

A conectividade dos sistemas terrestres com as comunidades costeiras é principalmente sustentada pelo *input* de água doce proveniente de rios e estuários e pela escorrência terrestre, sendo que o papel das descargas submarinas de água subterrânea (DSAS) como fonte de componentes químicos (p. ex. nutrientes, carbono e poluentes) para as zonas costeiras está já bem documentado (e.g. Johannes, 1980; D'Elia et al., 1981; Valiela et al., 1990; Moore, 1999; Burnett et al., 2003; Moore, 2006; Leote et al., 2008; Street et al., 2008; Kim et al., 2011; Waska and Kim, 2011). Estes fluxos de água doce provenientes do ambiente terrestre influenciam, em primeira mão, a salinidade, mas introduzem também variabilidade nos sistemas marítimos através do transporte de sedimentos, nutrientes ou poluentes (Snelgrove, 1998). As DSAS foram já denominadas de “estuários subterrâneos” (Moore, 1999) e podem contribuir para até 10% do total de água doce que chega às zonas costeiras, criando zonas de mistura entre água doce e água salgada (Burnett et al., 2003). As DSAS constituem um fenómeno natural amplamente distribuído que pode ocorrer em qualquer local, desde que um aquífero esteja hidraulicamente ligado à zona costeira por sedimentos permeáveis e que a zona de recarga esteja acima do nível do mar (Johannes, 1980). Desta forma, a descarga de água doce pelos aquíferos para os sistemas marinhos pode afectar significativamente as comunidades costeiras, tais como a macrofauna (Johannes, 1980; Valiela et al., 1990; Moore, 2006).

Os efeitos de DSAS nas comunidades marinhas bentónicas estão principalmente relacionados com alterações na salinidade intersticial, que é um importante factor na distribuição das espécies e processos costeiros (Snelgrove, 1998), e com alterações na produtividade do local devido ao fornecimento de nutrientes dissolvidos (Johannes, 1980). O primeiro estudo relativo ao impacto de DSAS no ecossistema marinho, realizado em Biscayne Bay, Florida (EUA), remonta a 1967 (Kohout and Kolipinski), onde se sugere que a zonação da fauna e flora se deve a alterações na salinidade causada por DSAS. Um outro estudo importante foi realizado por Johannes (1980) sobre a significância ecológica das DSAS, onde se reconhece que este é um fenómeno amplamente distribuído que pode influenciar a produtividade, biomassa, composição de espécies e zonação. Contudo, estudos publicados e baseados em trabalho de campo mais intensivo, sobre o impacto das DSAS em comunidades bentónicas de substrato móvel apenas aumentaram recentemente. Bussmann et al. (1999) documentou a dominância de poliquetas *Polydora sp.* (Spionidae) numa comunidade de anelídeos no Mar Báltico, com abundâncias na zona de Controlo de 480 ind m⁻², para 760 ind m⁻² na zona sob influência de DSAS. Em Delaware Bay, EUA, uma associação particular entre zonas de menor salinidade, causada por DSAS, com o poliqueta *Marenzelleria viridis*, da família Spionidae, foi documentada (Miller and Ullman, 2004; Dale and Miller, 2008). Na Alemanha, uma mudança na dominância de *Arenicola marina* para *Nereis diversicolor* e *N. virens* foi identificada na zona de DSAS (Zipperle and Reise, 2005). Em Roscoff Aber Bay (França), na zona intertidal, as DSAS mostraram influenciar a composição da comunidade macrobentónica, ao aumentar a diversidade de espécies, sendo as zonas com DSAS caracterizadas pela existência de poliquetas *N. diversicolor* e anfípodes da espécie *Corophium volutator* (Ouisse et al., 2011). Silva et al. (2012), no estuário do Arade, também encontrou maiores abundâncias de poliquetas da família Spionidae, bem como oligoquetas, em associação com as descargas de água doce.

A existência de DSAS pode também alterar processos a nível local, incluindo a geomorfologia do sedimento, principalmente através do transporte de sedimentos finos pelos aquíferos, mesmo até em regimes de baixo caudal, sendo que quanto maior o caudal, maior a probabilidade de sedimentos mais grosseiros serem transportados para a zona costeira (Herman et al., 2007). A estrutura trófica das comunidades macrobentónicas pode mostrar uma forte dependência em relação ao tipo de sedimento e de matéria orgânica (Garcia et al., 2011). Detritívoros são normalmente encontrados em maiores abundâncias em sedimentos finos/lodosos, enquanto os suspensívoros são mais abundantes em sedimentos mais arenosos (e.g. Sanders, 1958; Probert, 1984; Snelgrove and Butman, 1994; Dolbeth et al., 2009). Dessa forma, alterações na distribuição das várias fracções de sedimentos em zonas com DSAS pode ser determinante na estrutura trófica de alguns organismos, bem como da

restante comunidade associada. Estes “estuários submarinos” (Moore, 1999) podem então criar habitats únicos que permitem que certas espécies, normalmente mais abundantes em ambientes estuarinos, se fixem num ambiente totalmente marinho, criando assim zonas de maior produtividade biológica e transferência de nutrientes para níveis tróficos superiores (Miller and Ullman, 2004).

No Algarve, poucos estudos relacionados com DSAS e o ambiente aquático foram realizados até à data. Na Ria Formosa foram realizados três, focando o papel das descargas como fonte de nutrientes, nomeadamente azoto (Leote et al., 2008; Rocha et al., 2009; Ibánhez et al., 2011. Um estudo recente de Silva et al. (2012), referente aos efeitos de DSAS nas comunidades de macrofauna do estuários do Arade, identificou organismos, tais como oligoquetas ou poliquetas da família Spionidae, como estando relacionados com DSAS, registando maiores abundâncias nessas zonas de menor salinidade. A manutenção das comunidades costeiras de macrofauna em zonas sob efeito de DSAS exige uma gestão integrada dos aquíferos de forma a permitir a manutenção das descargas de água em quantidade suficiente para manter a abundância de espécies, biodiversidade e produtividade nesse determinada área da costa. As relações entre o uso da água na zona terrestre e as repostas ecológicas na zona costeira podem ser tidas em conta e geridas através da aplicação do conceito de Eco-hidrologia (Wolanski et al., 2004; Chícharo and Chícharo, 2006). Este conceito considera a integração da hidrologia e do biota como forma de manter a capacidade de carga do ecossistema.

2. Objectivos

A literatura existente sobre DSAS, e seu efeito nas comunidades biológicas, é na sua maioria referente a baías ou lagoas costeiras, ou estuários (Bussmann et al., 1999; Miller and Ullman, 2004; Zipperle and Reise, 2005. No entanto, estudos relativos a zonas costeiras subtidais e expostas de substrato arenoso são, de acordo com pesquisa efectuada, inexistentes a nível mundial. Dessa forma, este estudo pretende contribuir para a identificação de possíveis efeitos derivados de DSAS sobre as comunidades de macrofauna bentónica de substrato arenoso subtidal, relativamente à estrutura da comunidade, composição trófica e biodiversidade.

3. Material e métodos

3.1. Área de estudo

A área de estudo localiza-se na costa sul de Portugal e inclui duas estações de amostragem: Olhos de Água, onde se localizam as nascentes de água, e Arrifes (Figura 1). A zona de Arrifes funcionou como uma estação de Controlo já que está localizada numa zona sem influência directa de aquíferos (Almeida et al., 2000). As duas estações de amostragem estão separadas por cerca de sete quilómetros e, de acordo com Directiva-Quadro da Água (2000/60/EC), ambas pertencem à mesma massa de água, caracterizada como sendo zona da costa protegida, um regime de marés mesotidal (3,4m) e euhalina (35) em termos de salinidade (Bettencourt et al., 2003). A ondulação é principalmente proveniente do quadrante Oeste (52%), Sueste (23%) e Sudoeste (18%), sendo a altura das ondas, normalmente, inferior a 1 metro (68%), com tempestades de inverno ocasionalmente a criarem ondas superiores a 3 metros (Costa et al., 2001).



Figura 1 – Localização dos principais sistemas de aquíferos do Algarve e localização das estações de amostragem (Controlo e Impacto).

As descargas de água, localmente designadas de “Olheiros”, são conhecidas desde há muito tempo, sendo já descritas no século 19 numa corografia relativa ao “Reino do Algarve” (Lopes, 1841). As nascentes de água na zona de Olhos de Água são suportadas pelo aquífero de “Albufeira-Ribeira de Quarteira”, principalmente constituído por formações de natureza detrítico-carbonatada e calcária, datadas do Miocénico e Jurássico, ocasionalmente separadas por formações menos permeáveis do Cretácico (Almeida and Silva, 1990).

Embora a realização de medições precisas do caudal de água ainda não tenha sido possível até hoje, Almeida e Silva (1990) referem que este volume de água descarregado na zona de Olhos de Água nunca será inferior a 100 litros por segundo. Existem vários pontos de descarga na zona intertidal e subtidal, que libertam água constantemente ao longo do ano (Almeida et al., 2000).

A água subterrânea foi, até recentemente, a principal fonte de água para consumo humano no Algarve central (Monteiro et al., 2007). Alterações sociais na região do Algarve, nomeadamente um maior desenvolvimento turístico (maior quantidade de campos de golfe), aumento do uso doméstico de água (aumento do número de pessoas a viverem nas zonas costeiras) e alterações no tipo de agricultura praticada, levaram a alterações nas políticas da água e a um aumento no uso de barragens como fonte de água para abastecimento público, em vez de água subterrânea (Monteiro et al., 2003). Esta alteração no fornecimento de água no início do século XXI levou à recuperação de alguns aquíferos costeiros do Algarve para condições hidrodinâmicas mais perto do natural (Monteiro et al., 2007). Alterações sazonais e inter-anuais nos padrões de precipitação introduzem também variabilidade nas descargas de água subterrânea, as quais se modificam de acordo com os padrões do chamado “clima Mediterrânico”, caracterizado por invernos amenos e chuvosos e verões quentes e secos (Korkmaz, 1990). O ano de 2011 acompanhou o padrão hidrológico típico, com uma média de precipitação mensal de $69,3 \pm 20,4$, $55,4 \pm 36,7$ e $5,4 \pm 4,1$ mm no Inverno, Primavera e Verão, respectivamente (INAG, 2012).

3.2. Desenho experimental e amostragem

Um desenho experimental do tipo Controlo-Impacto, com replicação sazonal, foi adoptado no presente estudo (ver Stewart-Oaten and Murdoch, 1986). A macrofauna foi amostrada nos Arrifes (área Controlo) e em Olhos de Água (área Impacto), de forma a perceber se as DSAS na estação de Impacto afectam a comunidade de macrofauna circundante, quando comparada com as alterações naturais na estação de Controlo. De forma a existir replicação sazonal e ter em conta a sazonalidade da comunidade de macrofauna, a amostragem foi levada a cabo duas vezes por estação do ano (Primavera e Verão de 2011). As amostras foram recolhidas durante a primavera uma vez que é nessa altura que a maioria dos *blooms* biológicos ocorrem (e.g. Longhurst, 1995) e é quando os aquíferos estão mais carregados e, portanto, maior fluxo de água para o oceano é expectável. No verão, por outro lado, é expectável que o fluxo de água tenha sido significativamente reduzido devido à falta de recarga dos aquíferos e também por maior pressão para consumo humano durante os

meses de verão (Monteiro et al., 2007). Esta sazonalidade reflecte, também, o referido clima Mediterrânico.

Em Olhos de Água existem nascentes desde a praia e zona intertidal até à zona subtidal, ao longo de substrato rochoso e arenoso. As nascentes subtidais estão localizadas a baixas profundidades (2-7 m de profundidade). As duas áreas de estudo são caracterizadas pela presença de fundos rochosos no infra-litoral, até cerca dos 3-5 m de profundidade. Desta forma, em cada um dos locais (Controlo e Impacto), amostras de sedimento foram aleatoriamente recolhidas em zonas de areia, localizadas nas imediações destas formações rochosas.

A amostragem foi realizada através de mergulho com escafandro em zonas subtidais de substrato móvel, a profundidades entre os 4 e os 7 metros. Na área de Controlo e na área de Impacto, 6 amostras, constituídas por 3 replicados cada (*corers* de 22 cm de diâmetro por 15 cm de profundidade), foram recolhidas. O sedimento para análise da macrofauna bentónica foi amostrado através de uma bomba de sucção (método destrutivo) (Figura 2). Todos os organismos foram retidos em sacos de rede de 500 µm, o que corresponde ao limite superior de tamanho da macrofauna estabelecido para este estudo. Juntamente com cada amostra de macrofauna, um *corer* adicional (3,5 cm de diâmetro por 15 cm de profundidade) para análise granulométrica e outro para a análise do conteúdo de matéria orgânica foram recolhidos.



Figura 2 – Bomba de sucção para amostragem da macrofauna em funcionamento.

A cada momento de amostragem, os parâmetros da coluna de água foram medidos em cada local. A salinidade, temperatura, pH e oxigénio dissolvido foram medidos com uma sonda multiparamétrica (YSI Pro Plus), a profundidade do disco de Secchi determinada e amostras de água recolhidas para quantificação da clorofila *a* (*in vivo*).

3.3. Procedimentos laboratoriais

As amostras de macrofauna foram preservadas em formol a 4%, tamponizado, e coradas com Rosa de Bengal. Os organismos foram num primeiro momento triados de acordo com grandes grupos taxonómicos, posteriormente identificados até ao menor nível taxonómico possível e contados.

A análise granulométrica iniciou-se com a colocação das amostras de sedimento em peróxido de hidrogénio, como forma de remover toda a matéria orgânica existente, sendo depois secas numa estufa (WTC Blinder) a 60°C. Uma triagem mecânica foi então realizada utilizando uma torre de crivos de diferentes malhas, sendo as fracções retidas em cada crivo posteriormente pesadas. A torre de crivos compreendeu seis fracções: <0,063mm (siltes e argilas), 0,063-0,125mm (areia muito fina), 0,125-0,250mm (areia fina), 0,250-0,500mm (areia média), 0,500-1,000mm (areia grosseira) e >1.000mm (areia muito grosseira). O peso de cada fracção foi depois transformado em percentagem relativa ao peso total de cada amostra.

Para a determinação do conteúdo em matéria orgânica, as amostras de sedimento foram inicialmente colocadas numa estufa (WTC Blinder) durante 12h a 80°C, de modo a secarem completamente, de modo a determinar o seu peso seco. O conteúdo de matéria orgânica do sedimento já seco foi estimado através do método de “perda por ignição” numa mufla (DINKO) a 450°C durante 4h, sendo o sedimento restante pesado. A percentagem de matéria orgânica foi então calculada, dividindo a diferença entre o peso seco e o peso sem cinzas pelo peso seco.

A concentração de clorofila *a* foi estimada a partir das amostras de água recolhidas no campo, através de um fluorómetro (10AU-Turner Designs).

3.4. Análise de dados

Análises de variância de duas vias (ANalysis Of VAriance - ANOVA) foram utilizadas para detectar se diferenças significativas ocorreram nos parâmetros da coluna de água (salinidade, temperatura, pH, oxigénio dissolvido, profundidade de Secchi, concentração de clorofila *a*) e nos parâmetros do sedimento (percentagens de fracções granulométricas e percentagens de matéria orgânica) entre as estações do ano e os locais de amostragem (variáveis explicatórias). Um nível de significância de $\alpha = 0,05$ foi utilizado em todos os testes.

Os índices ecológicos, número total de espécies (S), abundância total (N), riqueza específica de Margalef (d), equitabilidade de Pielou (J'), diversidade de Shannon-Wiener (H') e dominância de Simpson ($1-\lambda'$), foram calculados para cada local, em todos os períodos de amostragem. A significância estatística entre locais e estações do ano foi testada através de testes ANOVA (nível de significância de $\alpha = 0,05$) para os referidos índices ecológicos.

Análises multivariadas foram também utilizadas para estudar a comunidade de macrofauna. A estrutura da comunidade entre estações do ano (Primavera-Verão) e locais de amostragem (Controlo-Impacto) foi avaliada através de uma ordenação multidimensional não paramétrica (non-metric MultiDimensional Scaling – MDS) e uma análise por clusters (group-average linkage) (Kruskal and Wish, 1978; Clarke and Warwick, 2001). Estas duas técnicas de análise multivariada tiveram como base a matriz de similaridade de Bray-Curtis dos dados de abundância de macrofauna, transformados por uma raiz quarta. A transformação dos dados foi aplicada como forma de reduzir a contribuição das espécies mais abundantes para as similaridades entre amostras. As diferenças entre os factores explicativos (estações do ano e locais de amostragem) foram testadas através de uma análise multivariada de variância permutacional (PERmutational Multivariate ANalysis Of VAriance – PERMANOVA) (Anderson, 2001). Esta análise é particularmente útil quando se analisam comunidades altamente variáveis no tempo e no espaço, como é o caso da fauna bentónica (Boesch, 1973; Whitlatch, 1977; Mistri et al., 2000). Os testes de Monte Carlo foram também incluídos nesta análise, como forma de confirmar, ou não, os resultados da PERMANOVA. Quando o número de permutações únicas for baixo, o valor de p dos testes de Monte Carlo deverá ser tido em consideração, em vez do valor da PERMANOVA (Anderson, 2005).

Como forma de identificar quais as espécies (ou taxa) que contribuíram mais para as dissimilaridades entre estações do ano e locais de amostragem, uma análise de percentagens de similaridade de duas vias cruzada (two-way crossed SIMilarities PERcentage procedure – SIMPER) foi efectuada (Clarke and Warwick, 2001). Esta análise permitiu identificar que espécies mais contribuíram para as diferenças entre Controlo e Impacto e entre Primavera e Verão. Um limite arbitrário de 30% de contribuição cumulativa foi escolhido como forma de evidenciar apenas as espécies que mais contribuíram para as diferenças encontradas entre variáveis. Para estas taxa identificados pelo SIMPER, a frequência de ocorrência foi calculada e ANOVAs de duas vias aplicadas para testar a significância nas alterações dos valores de abundâncias dos taxa entre estações do ano e locais de amostragem.

A análise dos padrões da estrutura trófica da macrofauna foi realizada através da classificação de cada taxon em, pelo menos um, dos seguintes grupos tróficos: carnívoros (C), detritívoros (D), suspensívoros (S) e/ou herbívoros (H). A classificação foi realizada com base na literatura disponível de Koulouri et al. (2006), Dolbeth et al. (2009), Macdonald et al. (2010), Nebra et al. (2011), outros estudos locais de Fauvel (1977), Fachauld e Jumars (1979), Sprung (1994), Fish e Fish (1996), Chícharo et al. (2002) e alguma informação adicional do site World Register of Marine Species (Appeltans et al., 2012). A abundância de cada grupo trófico foi convertida em percentagem por amostra e depois o número de indivíduos de cada taxon foi dividido pelo número de grupos tróficos nos quais tinham sido inseridos. A média e desvio padrão da percentagem de cada grupo trófico foi calculada para o Controlo e Impacto, na Primavera e Verão. Alterações nas percentagens dos grupos tróficos entre estações do ano e locais foram testadas através de ANOVAs de duas vias.

Correlações entre as abundâncias da macrofauna e as variáveis ambientais foram calculadas através do procedimento BIOENV (Clarke and Ainsworth, 1993), de modo a identificar que parâmetros ambientais mais influenciaram a distribuição da macrofauna. Apenas os parâmetros referentes ao sedimento foram incluídos neste procedimento, ou seja, e conteúdo de matéria orgânica e percentagens das fracções granulométricas. Os resultados do procedimento BIOENV foram sujeitos a um corte arbitrário no valor de correlação de 0,485, abaixo da qual os resultados não foram apresentados, destacando assim apenas os valores mais relevantes.

Um teste adicional relativo às interações entre a abundância das espécies e as variáveis ambientais, a análise canónica das coordenadas principais (Canonical Analysis of Principal coordinates – CAP) (Anderson and Willis, 2003) foi realizada, também como forma de melhor visualizar estas possíveis interações. Uma CAP foi também utilizada para determinar que relações existiam entre os grupos tróficos e os factores ambientais. Nesta análise, apenas os parâmetros ambientais com maiores correlações (BIOENV) foram incluídos. As análises CAP foram baseadas na matriz de similaridade de Bray-Curtis dos dados de abundância de macrofauna, transformados por uma raiz quarta. A CAP é particularmente útil, uma vez que foi especialmente elaborada para encontrar as relações mais fortes entre os parâmetros ambientais e a nuvem de dados multivariados, permitindo que qualquer distância ou medida de dissimilaridade seja usada, levando também em conta a estrutura das correlações entre as variáveis na nuvem de dados (Anderson and Willis, 2003).

As referidas análises estatísticas foram realizadas através do *software* PRIMER 6 e SigmaStat 3,5.

4. Resultados

4.1. Parâmetros ambientais

Em relação ao conteúdo em matéria orgânica, os valores de percentagem variaram entre 0,8 e 1,3%, com uma média de $1,0 \pm 0,4$ %. A ANOVA mostrou que não existiram diferenças significativas neste parâmetro entre estações do ano, ou entre locais (Tabela 1).

A análise granulométrica identificou que a fracção de sedimento dominante foi a areia fina (Figura 3), tanto no Controlo (média de 53 ± 16 %), como no Impacto (média de 54 ± 4 %). A areia muito fina constituiu a segunda fracção com maior percentagem no Impacto, onde a soma das duas fracções mais finas (areia muito fina e areia fina) totalizou 92% de todas as fracções de sedimento. No Controlo, a areia média e a areia grosseira apresentaram percentagens mais elevadas do que no Impacto (Figura 3). No entanto, os resultados da ANOVA mostraram que as alterações observadas na composição do sedimento apenas foram significantes entre o Controlo e o Impacto para as fracções siltes e argilas, areia muito fina e areia média (Tabela 1), enquanto entre estações do ano não foram encontradas diferenças significativas. As duas fracções mais pequenas (siltes e argilas e areia muito fina) aumentaram no Impacto, enquanto a areia média mostrou uma redução da percentagem entre o Controlo e o Impacto (Figura 3).

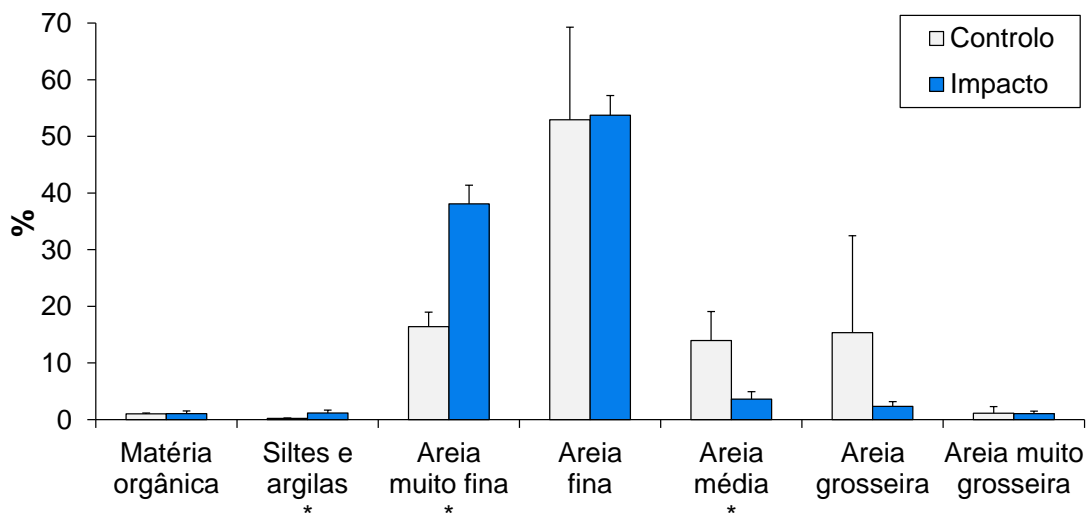


Figura 3 – Média e desvio padrão das percentagens de matéria orgânica e fracções granulométricas nas estações de Controlo e Impacto.

* variáveis com alterações significantes entre locais

Alterações estatisticamente significantes ao nível dos parâmetros da coluna de água foram identificadas entre estações do ano. A salinidade, temperatura, pH e a clorofila *a* aumentaram significativamente da Primavera para o Verão (Tabela 1). No entanto, apenas a clorofila *a* mostrou diferenças significantes entre Controlo e Impacto (ANOVA: $p = 0,003$)

(Tabela 1). As concentrações de clorofila *a* aumentaram do Controlo para o Impacto, com as concentrações mais elevadas a serem encontradas no Impacto, durante o Verão ($0,86 \pm 0,2$ mg l⁻¹).

4.2. Comunidade de macrofauna

Foram identificadas um total de 109 espécies (ou taxa) de macrofauna durante este estudo, pertencendo a 9 grupos taxonómicos: Crustacea (37 espécies), Polychaeta (27 famílias), Bivalvia (19 espécies), Gastropoda (16 espécies), Echinodermata (6 espécies), Nematoda, Nemertea, Platyhelminthes e Sipunculida. A ANOVA identificou alterações significativas ao nível destes grupos taxonómicos entre locais de amostragem (Tabela 1) para os Bivalvia (média de $26,4 \pm 27,8$ ind m⁻² no Controlo e $52,3 \pm 82,7$ ind m⁻² no Impacto), Nemertea (média de $50,5 \pm 49,3$ ind m⁻² no Controlo e $95,1 \pm 62,3$ ind m⁻² no Impacto) e Platyhelminthes (apenas encontrados no Impacto com uma média de $20,2 \pm 10,1$ ind m⁻²) (Figura 4). Ao nível das espécies/taxa, os poliquetas Spionidae mostraram possuir a média de abundâncias mais elevada no Impacto, em ambas as estações do ano ($536,8 \pm 604,4$ ind m⁻² na Primavera e $310,4 \pm 467,3$ ind m⁻² no Verão). Na Primavera/Controlo, os poliquetas Pisionidae foram os taxa mais abundantes ($560,6 \pm 107,1$ ind m⁻²), enquanto no Verão/Control, a espécie mais abundante foi o caranguejo eremita *Diogenes pugilator* com uma abundância média de $233,2 \pm 313,5$ ind m⁻².

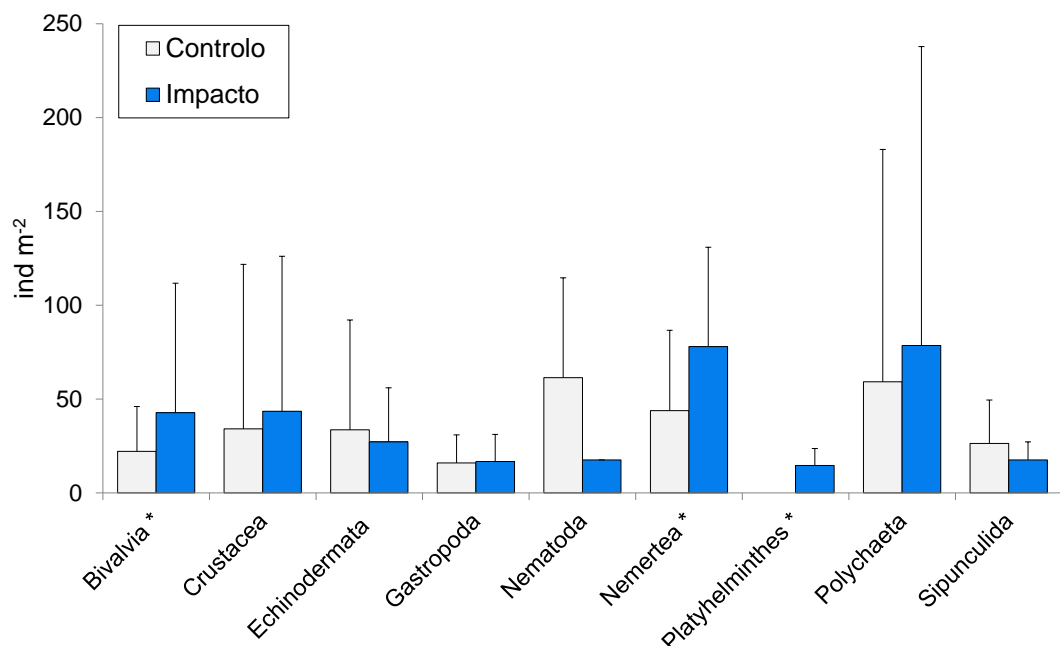


Figura 4 – Média e desvio padrão da abundância dos grupos taxonómicos de macrofauna no Controlo e Impacto.

* variáveis com alterações significantes entre locais

Tabela 1 – Média e desvio padrão dos parâmetros ambientais, grupos taxonómicos, índices ecológicos e grupos tróficos (S – suspensívoros; H – herbívoros; C – carnívoros; D – detritívoros) no Controlo e Impacto da Primavera e Verão de 2011. Resultados das ANOVAs de duas vias (factores: Est - estações do ano; Lo - locais de amostragem).

	Primavera		Verão		Valor de p				
	Controlo	Impacto	Controlo	Impacto	Est	Lo.	Est x Lo		
Parâmetros ambientais	Sedimento (%)	Siltes e argilas	0,2 ± 0,0	1,4 ± 0,5	0,2 ± 0,1	0,9 ± 0,3	0,31	**	0,22
		Areia muito fina	14,7 ± 0,5	39,7 ± 2,1	18,5 ± 2,6	36,4 ± 3,0	0,95	**	0,53
		Areia fina	49,3 ± 21,9	54,1 ± 2,8	57,3 ± 5,1	54,2 ± 4,0	0,80	0,42	0,86
		Areia média	10,7 ± 0,2	2,4 ± 0,2	17,1 ± 5,5	4,5 ± 0,9	0,05	**	0,31
		Areia grosseira	23,5 ± 20,7	1,6 ± 0,5	6,3 ± 1,8	2,8 ± 0,8	0,42	0,06	0,28
		Areia muito grosseira	1,6 ± 1,4	0,7 ± 0,1	0,6 ± 0,3	1,3 ± 0,5	0,83	0,66	0,46
	Matéria orgânica	0,9 ± 0,1	0,8 ± 0,1	1,1 ± 0,1	1,2 ± 0,6	0,21	0,65	0,79	
	Coluna de água	Salinidade	34,7 ± 0,5	34,9 ± 0,0	36,2 ± 0,3	35,9 ± 0,3	**	0,97	0,28
		Temperatura (° C)	20,5 ± 1,1	20,6 ± 0,7	22,7 ± 0,7	22,9 ± 0,0	**	0,62	0,88
		Secchi (m)	7,5 ± 0,2	5,8 ± 0,0	4,8 ± 0,2	6,2 ± 0,9	0,09	0,57	*
pH		8,2 ± 0,0	8,2 ± 0,0	8,3 ± 0,0	8,3 ± 0,0	**	0,29	0,72	
O ₂ (%)		87,4 ± 0,0	87,8 ± 0,0	92,3 ± 4,0	91,3 ± 8,1	0,23	0,95	0,87	
Clorofila a (mg l ⁻¹)	0,1 ± 0,1	0,4 ± 0,0	0,5 ± 0,3	0,9 ± 0,2	**	*	0,68		
Grupos taxonómicos (ind m ⁻²)	Bivalvia	14,2 ± 9,4	55,1 ± 91,9	27,1 ± 28,8	29,3 ± 22,6	0,38	*	*	
	Crustacea	25,0 ± 45,0	49,1 ± 97,9	43,7 ± 116,4	38,0 ± 64,5	0,70	0,53	*	
	Echinodermata	16,4 ± 11,9	27,6 ± 31,4	38,6 ± 65,9	27,0 ± 27,2	0,29	0,26	*	
	Gastropoda	19,6 ± 18,3	20,5 ± 13,4	10,7 ± 5,8	15,3 ± 15,4	0,90	0,34	0,24	
	Nematoda	105,2 ± 35,1	17,5 ± 0,0	17,5 ± 8,8	17,5 ± 0,0	0,18	0,10	0,20	
	Nemertea	57,6 ± 48,0	87,7 ± 69,0	19,7 ± 16,6	70,2 ± 37,9	0,12	*	0,81	
	Platyhelminthes	0	26,3 ± 0,0	0	12,3 ± 7,8	0,55	*	0,55	
	Polychaeta	75,2 ± 158,5	89,5 ± 151,7	41,0 ± 60,9	65,0 ± 168,1	0,05	0,33	0,33	
	Sipunculida	52,6 ± 0,0	17,5 ± 12,4	13,2 ± 6,2	17,5 ± 10,1	1,00	0,65	0,55	
Índices ecológicos	S	15,17 ± 8,10	25,67 ± 7,70	18,73 ± 5,0	22,58 ± 6,20	0,89	*	0,11	
	N	662,8 ± 607,4	1467,8 ± 835,3	699,5 ± 373,1	993,1 ± 502,0	*	*	*	
	d	2,25 ± 1,10	3,40 ± 0,90	2,74 ± 0,70	3,15 ± 0,80	0,49	*	0,18	
	H'	2,06 ± 0,50	2,58 ± 0,30	2,26 ± 0,50	2,38 ± 0,50	0,85	*	0,27	
	J'	0,80 ± 0,10	0,81 ± 0,10	0,78 ± 0,10	0,78 ± 0,10	0,65	0,85	0,78	
	1-λ'	0,80 ± 0,10	0,88 ± 0,10	0,83 ± 0,10	0,82 ± 0,10	0,59	0,30	0,33	
Grupos tróficos (%)	S	13,9 ± 8,2	22,9 ± 5,8	17,7 ± 9,7	22,0 ± 8,4	0,60	*	0,39	
	H	4,1 ± 5,6	0,6 ± 0,7	4,0 ± 5,0	0,8 ± 1,0	0,96	*	0,88	
	C	20,2 ± 13,0	22,0 ± 8,7	24,0 ± 16,6	23,1 ± 7,7	0,48	0,87	0,68	
	D	61,8 ± 12,9	54,5 ± 8,3	54,3 ± 18,8	54,1 ± 12,2	0,34	0,37	0,40	

* $p < 0,05$; ** $p < 0,001$

Relativamente aos índices ecológicos, verificou-se um aumento significativo no número de espécies, abundância, riqueza específica e diversidade de Shannon no Impacto, em relação à estação Controlo (Figura 5). O único índice que também mostrou diferenças significativas entre estações do ano foi a abundância (Tabela 1). Os valores médios mais elevados dos índices ecológicos foram todos encontrados na Primavera, no local de Impacto (Tabela 1).

A classificação por grupos tróficos revelou que os detritívoros foram o grupo dominante em ambas as estações do ano e locais de amostragem, variando entre valores de 54% no Verão (no Controlo e no Impacto) e Primavera (no Impacto) e 63 ± 13 % na Primavera (no Controlo) (Tabela 1). A ANOVA exibiu valores significantes de p entre locais (Controlo-Impacto) para os suspensívoros e herbívoros (Tabela 1). Os suspensívoros aumentaram significativamente do Controlo (média de 16 ± 9 %) para o Impacto (média de 22 ± 7 %), enquanto os herbívoros diminuíram significativamente no Impacto (média de 1 ± 1 %), em relação ao Controlo (média de 4 ± 5 %) (Figura 6). Entre estações do ano não foram detectadas diferenças significativas a nível dos grupos tróficos.

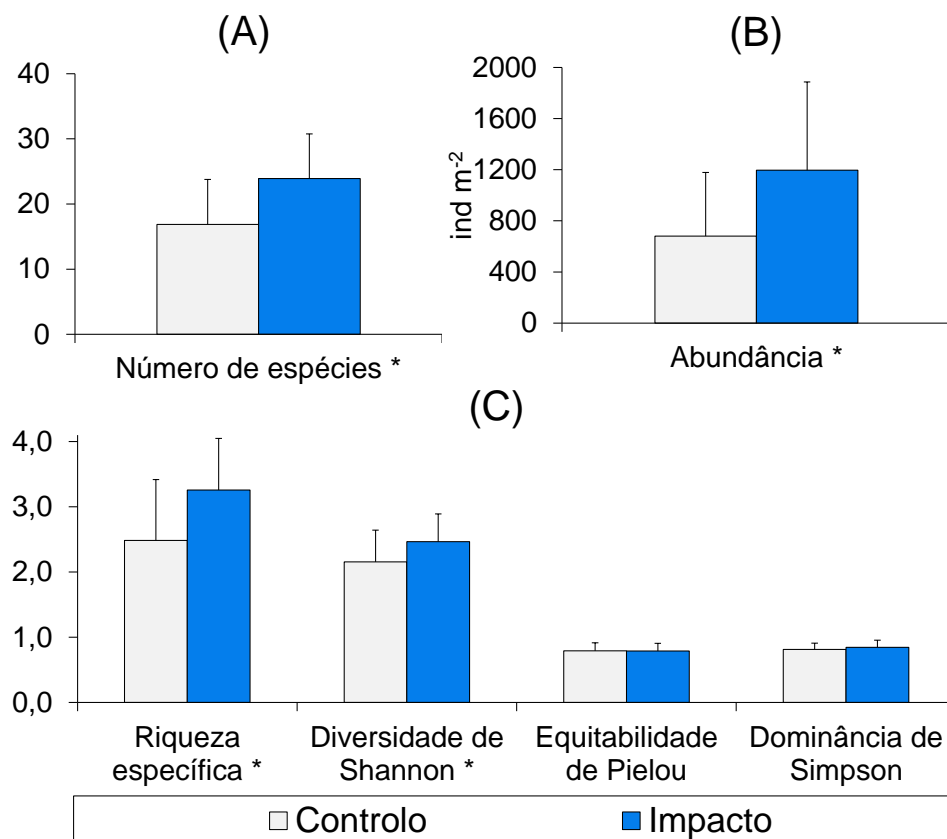


Figura 5 – Média e desvio padrão do número de espécies (A), abundância (B) e riqueza específica, diversidade de Shannon, equitabilidade de Pielou e dominância de Simpson (C), no Controlo e Impacto.

* variáveis com alterações significantes entre locais

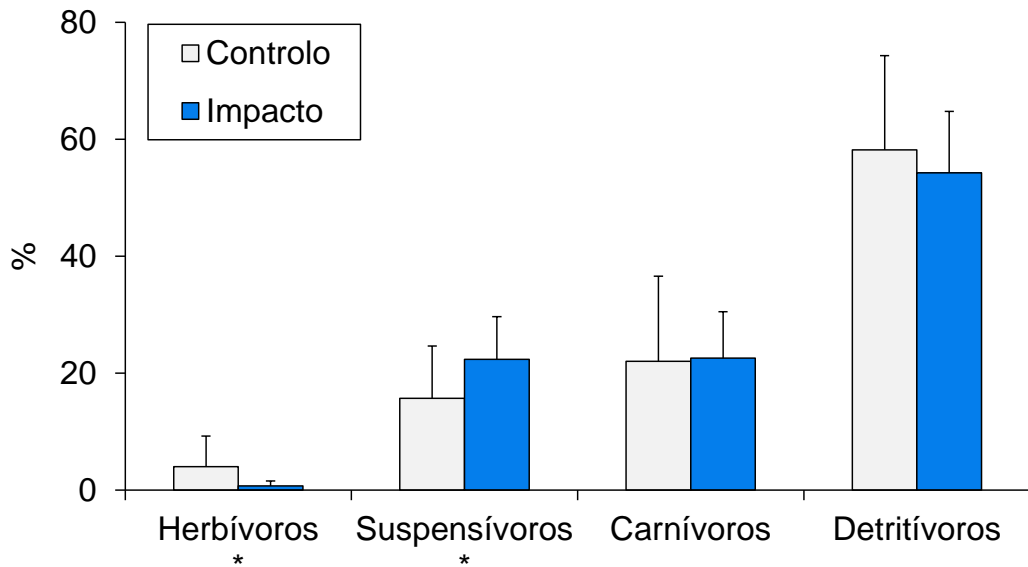


Figura 6 – Média e desvio padrão das percentagens de abundância dos quatro grupos tróficos considerados, no Controlo e Impacto.

** variáveis com alterações significantes entre locais*

A análise MDS indicou uma aglomeração de amostras do Impacto no topo do gráfico, enquanto as amostras do Controlo se encontravam mais espalhadas pela secção inferior (Figura 7). A análise Cluster mostrou uma separação entre amostras semelhante, com um cluster principal, contendo a maioria das amostras do Impacto, com cerca de 46% de similaridade entre elas (Figura 8). A PERMANOVA revelou a existência de diferenças significantes ($p < 0,05$) entre o Controlo e o Impacto, mas não entre estações do ano, com os testes de Monte Carlo a confirmarem estes resultados (Tabela 2).

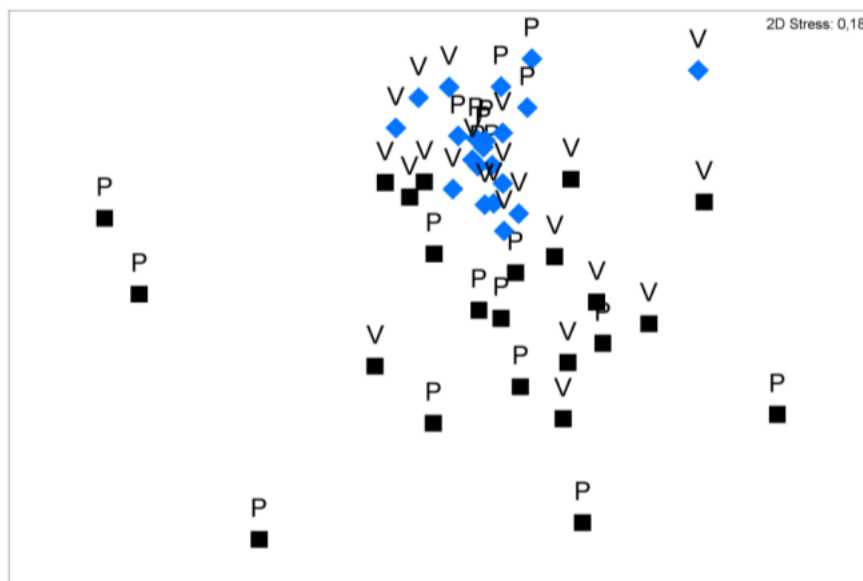


Figura 7 - Ordenação multidimensional não paramétrica (MDS) dos dados de abundância da macrofauna (■ – Controlo; ◆ – Impacto; P – Primavera; V – Verão).

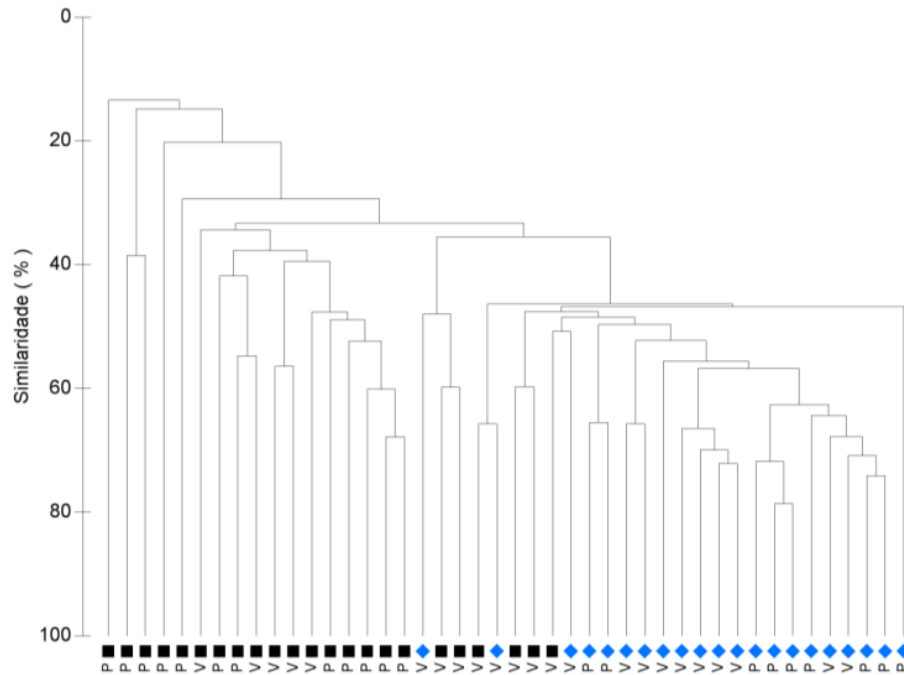


Figura 8 – Dendrograma da análise por clusters dos dados de abundância da macrofauna (■ – Controlo; ◆ – Impacto; P – Primavera; V – Verão).

Os poliquetas foram os taxa que mais contribuíram para as diferenças (análise SIMPER) entre o Controlo e Impacto, as quais constituíram metade dos taxa presentes nos 30% de contribuição cumulativa para as diferenças entre locais de amostragem (Tabela 3). O taxon com maior contribuição para as diferenças entre Controlo e Impacto foram os poliquetas da família Magelonidae. Todos os taxa evidenciados pelo SIMPER mostraram frequências de ocorrência mais elevadas no Impacto do que no Controlo (Tabela 3). Destes taxa, Magelonidae (Polychaeta), Oweniidae (Polychaeta), *Tellimya ferruginosa* (Bivalvia), *Cyathura carinata* (Crustacea), *Tellina fabula* (Bivalvia), Nemertea e Polynoidae (Polychaeta) mostraram um aumento significativo de abundância do Controlo para o Impacto (Figura 7). Dos dez taxa identificados pelo SIMPER como principais responsáveis pelas diferenças entre locais de amostragem, sete eram detritívoros, quatro eram suspensívoros e dois carnívoros, havendo alguns pertencentes a mais de um grupo trófico (Tabela 3). Entre amostras, o Verão mostrou uma maior similaridade (44%) que a Primavera (39%), enquanto o Impacto teve uma maior similaridade entre amostras (54%) do que o Controlo (32%).

Tabela 2 – Resultados da PERMANOVA de dois factores (estação do ano e local de amostragem) com base na abundância de macrofauna (foram utilizadas 999 permutações).

Fonte	df	Pseudo-F	P (perm)	U. perms	P (MC)
Estação do ano	1	1,4911	0,351	12	0,248
Local de amostragem	1	7,6460	0,001	999	0,001
Est x Lo	1	1,5012	0,074	998	0,116

Tabela 3 – Taxa que mais contribuíram para as diferenças entre Controlo e Impacto (SIMPER), até um limite cumulativo de 30%. Frequência de ocorrência (FO) em ambos os locais de amostragem, grupos tróficos (D – detritívoros; S – suspensívoros; C – carnívoros) e valores de *p* resultantes das ANOVAs respectivas.

Taxa	Contrib. %	Cum. %	FO	FO	Grupos tróficos	Valores de <i>p</i>		
			(Controlo)	(Impacto)		Estações	Locais	Est x Lo
Magelonidae	4,00	4,00	52,2	95,2	D	0,13	**	0,05
Oweniidae	3,33	7,32	21,7	95,2	D, S	*	**	*
<i>T. ferruginosa</i>	3,28	10,60	13,0	81,0	S	*	*	*
<i>C. carinata</i>	3,26	13,86	21,7	81,0	D	*	**	*
<i>T. fabula</i>	3,20	17,06	43,5	85,7	S, D	**	**	**
Spionidae	3,16	20,22	82,6	85,7	D, S	0,45	0,10	0,77
Nemertea	2,94	23,16	47,8	81,0	C	0,12	*	0,81
Capitellidae	2,68	25,84	21,7	76,2	D	0,23	0,06	0,23
<i>D. pugillator</i>	2,64	28,48	87,0	90,5	D	0,74	0,50	*
Polynoidae	2,50	30,98	8,7	76,2	C	*	**	*

* $p < 0,05$; ** $p < 0,001$

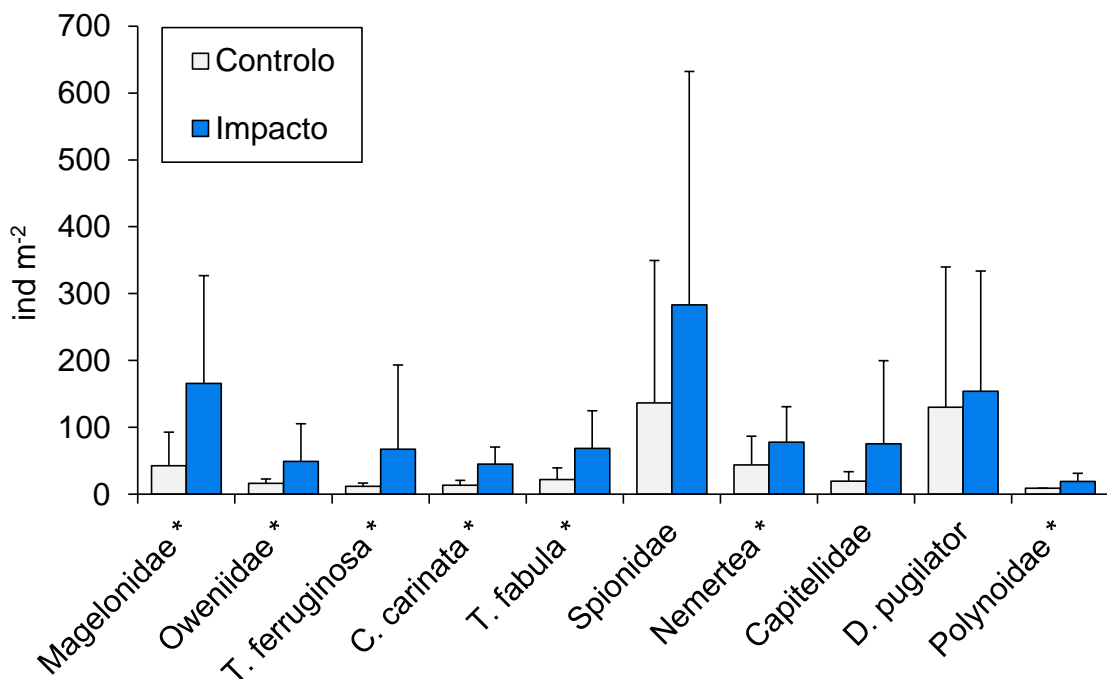


Figura 9 – Média e desvio padrão da abundância dos taxa identificados pelo SIMPER como principais responsáveis pelas diferenças entre Controlo e Impacto (taxa com contribuições cumulativas superiores a 30% não foram incluídos neste gráfico).

* taxa com alterações significantes entre locais

A maior correlação obtida através do BIOENV entre a abundância de macrofauna e os factores ambientais foi conseguida combinando duas fracções de sedimento: areia muito fina e areia fina (0,515) (Tabela 4). A matéria orgânica apenas apareceu pela primeira vez quando combinada com quatro fracções granulométricas, com uma correlação de 0,423. A variável que sozinha atingiu uma maior correlação com os dados da macrofauna foi a areia fina (0,416), enquanto a mais pequena foi a matéria orgânica (0,014).

Tabela 4 – Valores de correlação do BIOENV até um limite inferior de correlação de 0,485 e as correlações com cada um dos factores ambientais individualmente.

Correlação	Melhor combinação de variáveis
0,515	Areia muito fina; Areia fina
0,514	Areia muito fina; Areia fina; Areia grosseira
0,499	Areia fina; Areia média; Areia grosseira
0,496	Areia muito fina; Areia fina; Areia média; Areia grosseira
0,488	Areia muito fina; Areia fina; Areia muito grosseira
0,486	Areia muito fina; Areia fina; Areia grosseira; Areia muito grosseira
0,485	Areia muito fina; Areia grosseira
0,089	Siltes e argilas
0,352	Areia muito fina
0,416	Areia fina
0,255	Areia média
0,410	Areia grosseira
0,322	Areia muito grosseira
0,014	Matéria orgânica

A análise CAP foi realizada usando apenas as fracções granulométricas, excluindo a matéria orgânica, uma vez que, não só mostrou uma correlação bastante baixa com os dados biológicos (0,014), como também não exibiu diferenças significativas entre Controlo e Impacto. A areia muito fina mostrou estar correlacionada com as amostras do Impacto, enquanto as fracções mais grosseira estavam mais correlacionadas com as amostras do Controlo (Figura 10A). Esta análise CAP identificou 8 taxa que mostraram uma forte correlação (mais que 0,6) com as fracções granulométricas (Figura 10B): *T. ferruginosa* (Bivalvia), *T. fabula* (Bivalvia), *C. carinata* (Crustacea), *Ophiocomina nigra* (Echinodermata), *Echinocardium cordatum* (Echinodermata), Magelonidae (Polychaeta), Oweniidae (Polychaeta) e Polynoidae (Polychaeta). Deste conjunto de organismos, 75% deles estavam também presentes no SIMPER, como principais contribuidores para as diferenças entre Controlo e Impacto (Tabela 3). O grupo formado por *T. fabula*, Magelonidae, Oweniidae, Polynoidae, *T. ferruginosa* e *C. carinata* mostrou estar positivamente correlacionado com a areia muito fina (0,063-0,125mm) e com as amostras do Impacto e, por outro lado,

negativamente correlacionados com a areia grossa e a areia muito grossa e com as amostras do Controlo. Este último padrão foi também observado em relação aos suspensívoros e carnívoros (Figura 10C). Já os detritívoros mostraram-se positivamente correlacionados com as duas fracções de sedimento mais grosseiro e negativamente correlacionados com a areia muito fina. Os herbívoros estiveram mais correlacionadas com as fracções médias (0,125-0,240mm e 0,250-0,500mm) e negativamente correlacionados com as fracções mais finas (<0,063mm e 0,063-0,125mm). Os suspensívoros e os carnívoros estiveram mais correlacionados as amostras do Impacto, enquanto os herbívoros e os detritívoros estiveram mais correlacionados com o Controlo (Figura 10C).

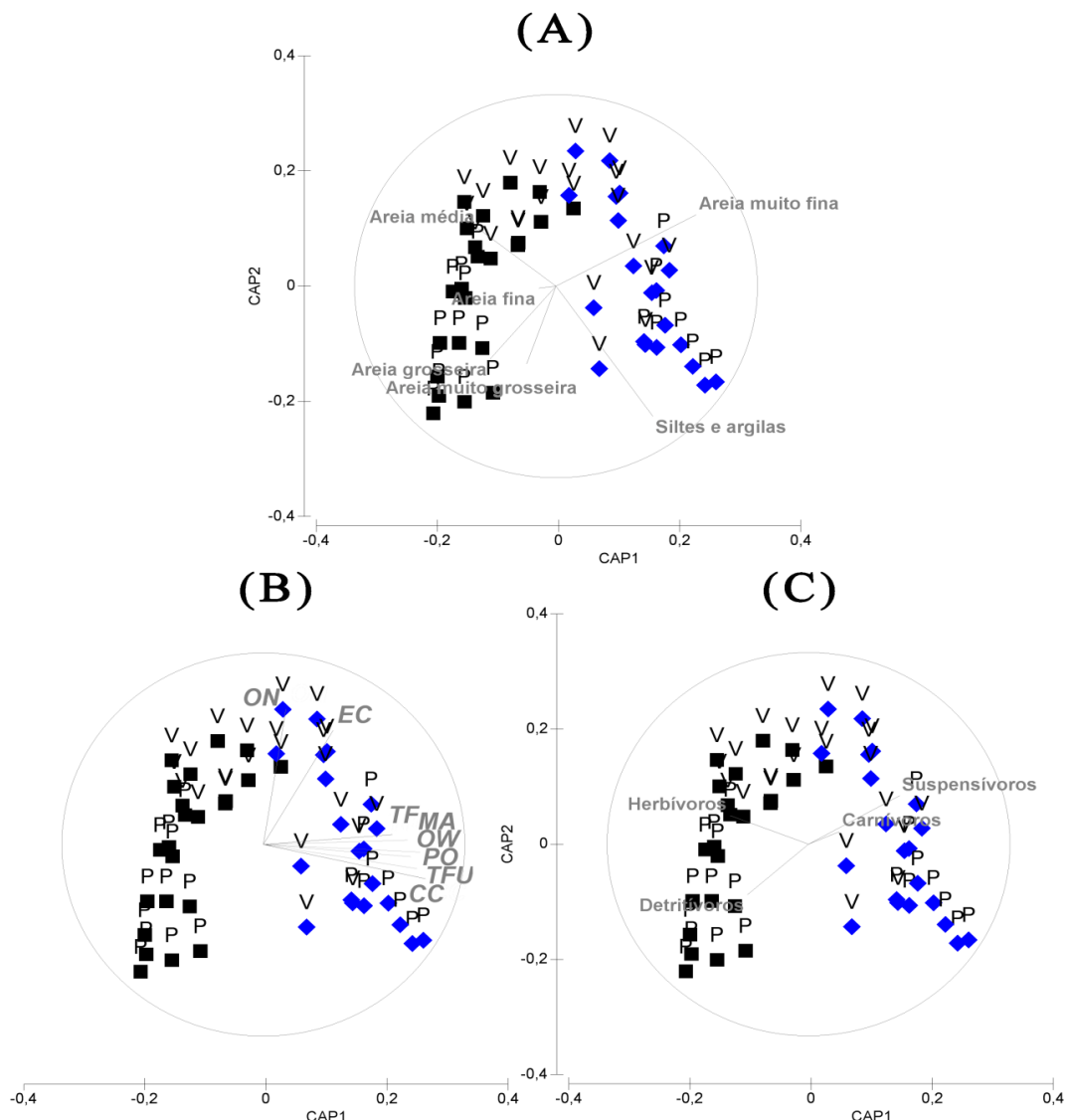


Figura 10 – Análise Canónica das coordenadas Principais (CAP) com vectores das fracções granulométricas (A), taxa com correlações superiores a 0,6 (ON – *Ophiocomina nigra*; EC – *Echinocardium cordatum*; TF – *Tellina fabula*; MA – *Magelonidae*; OW – *Oweniidae*; PO – *Polynoidae*; TFU – *Tellimya ferruginosa*; CC – *Cyathura carinata*) (B) e grupos tróficos (C). O círculo representa uma correlação de 1, enquanto o comprimento dos vectores representa a força das correlações (■ – Controlo; ◆ – Impacto; P – Primavera; V – Verão).

5. Discussão

Este estudo revelou um aumento significativo a nível dos parâmetros ecológicos (riqueza específica, diversidade e abundância de taxa) da comunidade de macrofauna no local de Impacto, em relação ao local de Controlo. A fauna bentónica é um dos grupos de organismos mais usados para a avaliação da condição ambiental, bem como impactos antropogénicos (e.g. Warwick, 1986; Rosenberg et al., 1996; Kennedy and Jacoby, 1999; Borja et al., 2000; Carballo and Naranjo, 2002; Salas et al., 2006; Munari et al., 2009; Varandas and Cortes, 2010; Garcia et al., 2011; Silva et al., 2012). O estudo da distribuição e abundância dos organismos demonstra o seu nível de adaptação às condições existentes num dado ecossistema e, dessa forma, alterações ao nível da comunidade revelam alterações num dado ambiente (Day, 2000). Desta forma, esta resposta ecológica terá sido causada pela interacção de alguns factores, incluindo um aumento no fluxo de nutrientes, provenientes das DSAS, que podem resultar numa maior produtividade primária e crescimento de algas (Valiela et al., 1990). As relações entre a biodiversidade, perturbação do ecossistema e produção diferem de local para local e são complexas e difíceis de separar. Neste contexto, as áreas costeiras sob influência de DSAS são de particular interesse, uma vez que estão sujeitas a elevada variabilidade das condições ambientais (salinidade, sedimentação, concentração de nutrientes), muitas vezes influenciadas por factores provenientes das zonas continentais, tais como a precipitação e escorrência de água doce ou acções derivadas de fontes antropogénicas. Embora a quantificação do fluxo de nutrientes estivesse para além dos objectivos deste estudo, registou-se um aumento significativo nas concentrações de clorofila *a* no local de Impacto, quando comparado com o Controlo, em ambas as estações do ano. Considerando a importância das DSAS como fonte de nutrientes (e.g. Johannes, 1980; Moore, 1999; Burnett et al., 2003; Moore, 2006; Rocha et al., 2009), a concentração de clorofila *a* poderá ser considerada como um indicador das concentrações de nutrientes no local. Desta forma, um incremento na quantidade de nutrientes pode favorecer a produtividade da comunidade bentónica devido a um efeito de enriquecimento do tipo *bottom-up*.

A análise da estrutura da comunidade (MDS, Cluster) sugeriu a existência de diferenças significativas entre grupos de amostras da área sob efeito das DSAS e as amostras da área de Controlo. A elevada variabilidade sazonal das comunidades bentónicas é um facto reconhecido (e.g. Boesch, 1973; Whitlatch, 1977; Mistri et al., 2000) que se deve principalmente à variabilidade dos eventos de recrutamento durante a primavera e verão (Reiss and Kröncke, 2005b). O único índice ecológico que mostrou variações sazonais significantes foi a abundância. Os resultados da PERMANOVA vieram confirmar os resultados do MDS e Cluster, revelando que as diferenças na comunidade foram apenas

significativas entre Controlo e Impacto. Embora o número de permutações únicas nos testes entre estações do ano na PERMANOVA tenha sido reduzido, os valores de p dos testes de Monte Carlo resultaram na mesma conclusão, i.e., diferenças significativas entre as amostras do Controlo e Impacto, mas não entre estações do ano. O volume de água descarregado por estas nascentes pode também flutuar consideravelmente a nível sazonal, devido a variações na elevação do nível freático do aquífero que, por sua vez depende de alterações sazonais na precipitação e, numa escala mais reduzida, devido a variações nos ciclos de marés (Valiela et al., 1990). A sazonalidade desempenha, de facto, um papel importante nas alterações da composição deste tipo de comunidade. No entanto, a abundância e distribuição dos organismos bentónicos também se altera pela acção de outros factores ambientais e biológicos, como são o tipo de sedimento, temperatura da água, profundidade, regime hidrodinâmico, conteúdo em matéria orgânica, disponibilidade de alimento ou predação (Ellingsen, 2002; Reiss and Kröncke, 2005a).

Em ambos os locais deste estudo, o sedimento foi dominado por areias finas. Tanto a zona dos Arrifes como a zona de Olhos de Água são zonas altamente expostas à acção das ondas, o que poderá constituir um factor estruturante destas comunidades biológicas. Comunidades bentónicas presentes em zonas dinâmicas e de pouca profundidade poderão estar mais adaptadas para ultrapassar perturbações no ambiente do que comunidades de águas mais profundas, as quais por consequência têm tempos de recuperação mais longos (Jones, 1992). Nas análises BIOENV e CAP, as duas fracções de sedimento mais finas (siltes e argilas e areia muito fina) foram as variáveis que mostraram possuir uma maior correlação com as amostras de macrofauna provenientes da zona de Impacto. Elevadas correlações entre a riqueza específica e abundância com o conteúdo em partículas finas e areias finas foram observadas, por exemplo, por Hoey et al. (2004) em comunidades de macrofauna da plataforma continental da Bélgica.

As percentagens mais elevadas de siltes e argilas e areia muito fina registadas na zona de Impacto durante este estudo, poderão também ser devidas às DSAS. Trabalho publicado sobre o transporte de sedimentos pelos aquíferos é ainda reduzido. No entanto, o transporte de sedimentos em suspensão por aquíferos já foi documentado, sendo que os sedimentos mais finos são muitas vezes transportados até ao local das nascentes, mesmo durante épocas com baixo caudal (e.g. Mahler and Lynch, 1999; Herman et al., 2007; Goldscheider et al., 2010). De facto, no decorrer dos períodos de amostragem foi possível identificar os pontos de descarga através de alterações na turbidez da água à superfície. Em períodos de caudal mais elevado ou durante épocas de forte precipitação, uma maior quantidade de sedimentos poderá ser transportada, bem como sedimentos mais grosseiros quando o caudal assim o permitir (Herman et al., 2007). Num estudo sobre os efeitos de DSAS numa

comunidade de poliquetas de Sylt Island, Alemanha, foi registada uma maior quantidade de partículas de argila junto às nascentes (Zipperle and Reise, 2005). Ao analisar a distribuição das fracções granulométricas do presente estudo, as duas fracções mais finas evidenciaram maiores percentagens no Impacto do que no Controlo, mas também maiores valores na Primavera do que no Verão. Áreas sob o efeito do clima Mediterrânico, onde o inverno é normalmente uma estação chuvosa, possibilitam que os aquíferos possuam os seus períodos de maior recarga durante o inverno e primavera (Korkmaz, 1990), pelo que durante a primavera o caudal descarregado para a zona costeira será maior, quando comparado com o verão. Desta forma, pode-se colocar a hipótese de que, especialmente durante a primavera, existe transporte de sedimentos pelos aquíferos até à zona costeira em Olhos de Água, o que por sua vez poderá estar a influenciar as características do sedimento e a distribuição da macrofauna.

No entanto, o tamanho dos grãos do sedimento não costuma constituir, por si só, o factor de maior importância na distribuição destas comunidades, mas sim a sua interacção com outros factores, como a matéria orgânica ou a abundância de microrganismos (disponibilidade de alimento) (e.g. Snelgrove and Butman, 1994; Hoey et al., 2004). As comunidades bentónicas são altamente sensíveis a alterações no conteúdo de matéria orgânica, uma vez que esta constitui a principal fonte de alimento para organismos detritívoros, bem como para os suspensívoros de uma forma indirecta (Snelgrove and Butman, 1994). O conteúdo de matéria orgânica nos sedimentos não se alterou significativamente entre Controlo e Impacto ou entre Primavera e Verão, o que pode ser explicado pela baixa profundidade dos locais de estudo, a qual impede a acumulação de matéria orgânica no sedimento, devida à acção das ondas e das marés (Snelgrove and Butman, 1994; Incera et al., 2003). A temperatura e salinidade da coluna de água foram similares entre as áreas de Controlo e Impacto, bem como a profundidade, que foi mantida constante ao longo dos vários eventos de amostragem. O nível de exposição da costa nos dois locais é também idêntico (Bettencourt et al., 2003). As medições da salinidade da coluna de água mostraram não existir diferenças significativas entre os dois locais de amostragem, embora a salinidade intersticial não tenha sido medida. Os fluxos de água doce podem alterar a salinidade ao nível do sedimento (Johannes, 1980; Dale and Miller, 2007) que, por sua vez, influencia a zonação da macrofauna (Dale and Miller, 2008). Em sistemas estuarinos, o fluxo de água doce é um factor chave na produtividade da macrofauna bentónica (e.g. Montagna and Kalke, 1992). Desta forma, o efeito da água doce libertada em Olhos de Água deverá constituir a explicação mais lógica para as alterações observadas entre as duas comunidades de macrofauna estudadas.

Em sedimentos marinhos, a maioria da biomassa corresponde a macroinvertebrados, como por exemplo os poliquetas, crustáceos ou moluscos (Snelgrove, 1998), os quais são altamente diversos na sua taxonomia, morfologia, funcionalidade, mobilidade e tipo de desenvolvimento (Ólafsson, 2003). Neste estudo, metade das espécies identificadas como principais responsáveis pelas diferenças entre locais de amostragem (SIMPER) eram poliquetas, nomeadamente Magelonidae, Oweniidae, Spionidae, Capitellidae e Polynoidae. Os poliquetas têm sido amplamente utilizados como bioindicadores, uma vez que são um grupo de macrofauna bastante abundante e diverso e a sua baixa mobilidade garante que são expostos às alterações no ambiente, o que resulta em respostas ao nível da comunidade (Dean, 2008).

O efeito de descargas de água doce, destes chamados “estuários subterrâneos”, em comunidade biológicas foi já documentado em outros estudos. No entanto, estudos com base em amostragem no campo sobre o impacto de DSAS em macrofauna de substrato móvel estão bastante limitados às comunidades de poliquetas (Bussmann et al., 1999; Miller and Ullman, 2004; Zipperle and Reise, 2005; Dale and Miller, 2008; Silva et al., 2012). De qualquer forma, todos estes estudos tiveram um resultado em comum: poliquetas de várias espécies, mas todos da família Spionidae, mostraram estar associados e com maior abundância em zonas sob o efeito de DSAS. Neste estudo, os spionídeos dominaram a comunidade de poliquetas e, do Controlo para o Impacto, a sua abundância mais do que duplicou. As correlações entre os parâmetros do sedimento e as abundâncias de spionídeos foram baixas, o que aumenta a hipótese de serem as DSAS o factor explicatório das diferenças entre locais neste grupo de macrofauna. A família de poliquetas Capitellidae surgiu em 67% das amostras do Impacto, enquanto no Controlo surgiu em apenas 21% das amostras e, em relação às abundâncias, mais do que duplicou de um local para o outro. Espécies da família Capitellidae são conhecidas como sendo organismos eurihalinos e por tolerarem baixos níveis de salinidade (Pechenik et al., 2000). No estuário do Arade, Silva et al. (2012) descreveu elevadas abundâncias de *Capitella capitata* nas estações de amostragem perto de DSAS, considerando estes organismos como sensíveis a reduções dos caudais de água subterrânea descarregada. Os capitelídeos são também característicos de sedimentos lodosos ou de areia fina (Beesley et al., 2000) e, neste estudo os poliquetas Capitellidae apresentaram correlações positivas, apesar de não muito elevadas, com as duas fracções granulométricas mais finas. Embora aumentos nas abundâncias destes dois grupos de poliquetas tenham sido registados na área sob efeito das descargas, as análises ANOVA mostraram que essas diferenças não foram significativas, o que pode ser explicado pela sua distribuição ubíqua, características reprodutivas, nomeadamente tempos de geração rápidos e estilo de vida oportunístico (Pearson and Rosenberg, 1978; Blake and Arnofsky, 1999;

Beesley et al., 2000; Tomassetti and Porrello, 2005; Chollett and Bone, 2007; Dean, 2008), o que permite que se adaptem a pequenas alterações no seu habitat e disponibilidade de alimento, induzindo uma elevada variabilidade nestas comunidades e impedindo a identificação de alterações estatisticamente significativas. No entanto, existiu uma clara associação com o local de Impacto, o que vai de encontro aos resultados de outros estudos que identificaram estes grupos de organismos como característicos de áreas sob efeitos de DSAS.

O isópode *C. carinata* está muitas vezes associado a zonas salobras e habitats estuarinos (e.g. Ólafsson and Persson, 1986; Ferreira, 2001; Ferreira et al., 2004; Bordalo et al., 2011). Na presente zona de Impacto foram identificados em 71% das amostras, enquanto no Controlo apenas surgiram em 21% das amostras. A abundância também aumentou significativamente do Controlo (média de $18,2 \pm 8,5$ ind m^{-2}) para o Impacto (média de $57,6 \pm 30,9$ ind m^{-2}) e esta espécie de isópode foi, no Impacto, o segundo organismo mais abundante, depois do caranguejo eremita *D. pugilator*. Outros taxa, como os poliquetas Magelonidae, Oweniidae, Polynoidae, o bivalve *T. ferruginosa* e os nemertíneos puderam também ser considerados como altamente associados a área de Impacto, embora alguma variação sazonal tenha sido também registada. De facto, os taxa Magelonidae e Nemertea foram identificados pelo SIMPER como uns dos principais contribuidores para as diferenças entre locais de amostragem, sendo os poliquetas Magelonidae o maior contribuidor (4%) e ambos evidenciaram aumentos significativos a nível da abundância do Controlo para o Impacto, sem existirem diferenças significativas ou interações entre locais e estações do ano. A distribuição dos poliquetas da família Magelonidae pode ser influenciada por vários factores, como as características hidrodinâmicas do local (p. ex. correntes), temperatura, salinidade ou características do sedimento (p. ex. granulometria e conteúdo de siltes e argilas) (Meißner and Darr, 2009). A análise CAP evidenciou a existência de correlações positivas ($> 0,6$) com a areia muito fina, o que poderá ser a razão para o aumento significativo dos poliquetas Magelonidae no Impacto. As percentagens destes sedimentos mais finos no Impacto podem também ser devidas às DSAS, tal como discutido anteriormente, pelo que as maiores abundâncias de Magelonidae no Impacto poderão ser indirectamente explicadas pelo efeito das DSAS. Os nemertíneos mostraram também um aumento significativo do Controlo para o Impacto, em ambas as estações do ano, não estando particularmente correlacionados com as características do sedimento. Informação sobre a distribuição e relações dos nemertíneos com as características do sedimento é diminuta. De qualquer forma, para a área de estudo em questão, uma explicação razoável para o aumento significativo deste grupo poderá ser devido ao aumento da abundância e diversidade da macrofauna em geral, já que a maioria dos nemertíneos são predadores

activos que se alimentam de presas vivas (McDermott and Roe, 1985). Embora apenas onze indivíduos de platelmintos tenham sido identificados no decorrer deste estudo, todos eles foram encontrados em amostras provenientes da zona de Impacto, o que poderá ser mais uma pista de que as DSAS estão, de facto, a aumentar a produtividade biológica na zona de Olhos de Água.

A análise da comunidade através de grupos tróficos pode constituir uma ferramenta para melhor compreender a estrutura da comunidade, a sua funcionalidade e respostas a alterações no ambiente (Gaston et al., 1995; Cheung et al., 2008). Em ambos os locais de amostragem, o sedimento foi principalmente constituído por areia fina e areia muito fina, sendo que os detritívoros constituíram o grupo trófico dominante, em ambos os locais, o que corresponde a uma associação recorrente em outros estudos (e.g. Sanders, 1958; Probert, 1984; Snelgrove and Butman, 1994; Dolbeth et al., 2009). No caso dos suspensívoros, estes são normalmente mais abundantes em sedimentos mais grosseiros (e.g. Sanders, 1958; Probert, 1984; Snelgrove and Butman, 1994; Dolbeth et al., 2009) e, dessa forma, seria expectável que a sua abundância fosse superior no Controlo. No entanto, um aumento significativo nos suspensívoros foi detectado do Controlo para o Impacto, onde a quantidade de siltes e argilas e areia muito fina também mostraram um aumento significativo, enquanto a percentagem de areia média decresceu significativamente. Desta forma, a existência de outros factores deverá ser responsável por este aumento dos suspensívoros no Impacto. A disponibilidade de alimento, nomeadamente através da re-suspensão de microfítobêntos e de detritos, a nível local, e a abundância de fitoplâncton a um nível mais vasto, influenciam a distribuição dos suspensívoros (Veber et al., 2009). Durante a recolha de amostras, um efeito de re-suspensão do sedimento causado por uma nascente de maior dimensão foi claramente identificado. Este efeito, juntamente com o possível transporte de nutrientes pelos aquíferos para a zona de Impacto (estimado pelas concentrações de clorofila *a*), poderá criar condições propícias para os suspensívoros se estabelecerem na zona de Impacto, das quais os resultados do SIMPER e CAP relativos aos bivalves *T. ferruginosa* e *T. fabula* são uma confirmação.

O fluxo de água doce proveniente de rios e estuários influencia a produtividade biológica, nomeadamente os *blooms* de fitoplâncton, a meiofauna, macrofauna e *stocks* de peixe (Aleem, 1972; Montagna and Kalke, 1992; Chicharo et al., 2006). Estudos sobre o efeito do caudal de água doce em populações de macrofauna e meiofauna de estuários demonstraram que diferentes efeitos ocorrem para cada um destes grupos de organismos. Enquanto a macrofauna responde positivamente ao fluxo de água doce, a meiofauna responde negativamente (Montagna and Kalke, 1992). As diferenças nos ciclos de vida destes grupos pode alterar a forma como respondem aos fluxos de água doce. A macrofauna

possui, na maioria dos casos, um estado larval pelágico, enquanto a meiofauna possui um desenvolvimento bentónico directo e tempos de geração menores (Warwick, 1984). Embora a macrofauna tenha evidenciado alterações significativas na zona sob efeito de DSAS, uma aproximação à comunidade de meiofauna poderá também ser útil como forma de detectar os efeitos das DSAS nas comunidades biológicas e para melhor entender a importância deste fenómeno em toda a cadeia trófica.

6. Conclusões

As descargas submarinas de água subterrânea na zona de Olhos de Água afectaram a comunidade de macrofauna de substrato móvel, potencialmente através do fornecimento de nutrientes (o indicador clorofila *a* mostrou valores significativamente superiores na zona de Impacto) e de sedimentos finos. Este estudo evidencia a influência das descargas de água para o ecossistema costeiro, à semelhança dos estuários “típicos”.

Uma informação mais detalhada sobre os volumes descarregados e suas variações sazonais são necessários, bem como informação sobre o efeito das DSAS a nível do sedimento (p. ex. características químicas da água intersticial, comunidade de microfitobêntos). A relação entre o fornecimento de água subterrânea e distribuição, abundância, produtividade e biodiversidade das comunidades biológicas das zonas costeiras necessita ser considerada como um todo, por forma a atingir um nível de gestão sustentável dos ecossistemas costeiros sob influência de DSAS. Uma gestão integrada destas comunidades de macrofauna e dos aquíferos associados é necessária, por forma a manter os caudais de água descarregada para a zona costeira em quantidade e qualidade para manter a abundância e biodiversidade, bem como o nível de produtividade da área.

Referências

- Aleem, A. A., 1972. Effect of river outflow management on marine life. *Marine Biology* 15, 200-208.
- Almeida, C., Mendonça, J. J. L., Jesus, M. R., Gomes, A. J., 2000. Sistemas Aquíferos de Portugal Continental. INAG, Lisboa.
- Almeida, C., Silva, M. L., 1990. Hidrogeologia do miocénico entre Albufeira e Ribeira de Quarteira. *Geolis* 4 (1 and 2), 199-216.
- Anderson, M. J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26, 32-46.
- Anderson, M. J., 2005. PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Anderson, M. J., Willis, T. J., 2003. Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology* 84, 511-525.
- Appeltans, W., Bouchet, P., Boxshall, G. A., De Broyer, C., de Voogd, N. J., Gordon, D. P., Hoeksema, B. W., Horton, T., Kennedy, M., Mees, J., Poore, G. C. B., Read, G., Stöhr, S., Walter, T. C., Costello, M. J., 2012. World Register of Marine Species. WWW page, <http://www.marinespecies.org> accessed on 2012-07-22
- Beesley, P. L., Ross, G. J. B., Glasby, C. J., 2000. Polychaetes & Allies: The Southern Synthesis. CSIRO Publishing, Melbourne, 465 pp.
- Bettencourt, A. M., Bricker, S. B., Ferreira, J. G., Franco, A., Marques, J. C., Melo, J. J., Nobre, A., Ramos, L., Reis, C. S., Salas, F., Silva, M. C., Simas, T., Wolff, W., 2003. Typology and Reference Conditions for Portuguese Transitional and Coastal Waters, Development of guidelines for the application of the European Union Water Framework Directive, TICOR, IMAR/INAG.
- Blake, J. A., Arnofsky, P. L., 1999. Reproduction and larval development of the spioniform Polychaeta with application to systematics and phylogeny. *Hydrobiologia* 402, 57-106.
- Boesch, D. F., 1973. Classification and community structure of macrobenthos in the Hampton Roads area, Virginia. *Marine Biology* 21, 226-244.
- Bordalo, M. D., Ferreira, S. M., Cardoso, P. G., Leston, S., Pardal, M. A., 2011. Resilience of an isopod population (*Cyathura carinata*) to multiple stress factors in a temperate estuarine system. *Hydrobiologia* 671, 13-25.
- Borja, A., Franco, A., Pérez, V., 2000. A marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40 (12), 1100-1114.
- Burnett, W. C., Bokuniewicz, H., Huettel, M., Moore, W. S., Taniguchi, M., 2003. Groundwater and pore water inputs to the coastal zone. *Biogeochemistry* 66, 3-33.
- Bussmann, I., Dando, P. R., Niven, S. J., Suess, E., 1999. Groundwater seepage in the marine environment: role for mass flux and bacterial activity. *Marine Ecology Progress Series* 178, 169-177.
- Carballo, J. L., Naranjo, S., 2002. Environmental assessment of a large industrial marine complex based on a community of benthic filter-feeders. *Marine Pollution Bulletin* 44, 605-610.
- Cheung, S. G., Lam, N. W. Y., Wu, R. S. S., Shin, P. K. S., 2008. Spatio-temporal changes of marine macrobenthic community in sub-tropical waters upon recovery from eutrophication. II. Life-history traits and feeding guilds of polychaete communi. *Marine Pollution Bulletin* 56, 297-307.
- Chícharo, L., Chícharo, A., Gaspar, M., Alves, F., Regala, J., 2002. Ecological characterization of dredged and non-dredged bivalve fishing areas off south Portugal. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 82, 41-50.
- Chícharo, L., Chícharo, M. A., 2006. Applying the ecohydrology approach to the Guadiana estuary and coastal areas: Lessons learned from dam impacted ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70, 1-2.

- Chícharo, L., Chícharo, M. A., Ben-Hamadou, R., 2006. Use of a hydrotechnical infrastructure (Alqueva Dam) to regulate planktonic assemblages in the Guadiana estuary: Basis for sustainable water and ecosystem services management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70, 1-16.
- Chollett, I., Bone, D., 2007. Effects of heavy rainfall on polychaetes: Differential spatial patterns generated by a large-scale disturbance. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 340, 113-125.
- Clarke, K. B., Ainsworth, M., 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* 92, 205–219.
- Clarke, K. B., Warwick, R. M., 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth.
- Costa, M., Silva, R., Vitorino, J., 2001. Contribuições para o estudo do clima de agitação marítima na costa portuguesa. 2º JECF. Sines, Portugal, 20 pp.
- D'Elia, C. F., Webb, K. L., Porter, J. W., 1981. Nitrate-rich groundwater inputs to Discovery Bay, Jamaica: a significant source of N to local coral reefs? *Bulletin of Marine Science* 31 (4), 903-910.
- Dale, R. K., Miller, D. C., 2007. Spatial and temporal patterns of salinity and temperature at an intertidal groundwater seep. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72, 283-298.
- Dale, R. K., Miller, D. C., 2008. Hydrologic interactions of infaunal polychaetes and intertidal groundwater discharge. *Marine Ecology Progress Series* 363, 205–215.
- Day, J., 2000. Biomonitoring: appropriate technology for the 21st century. 1st WARFSA/WaterNet Symposium: Sustainable Use of Water Resources. Maputo,
- Dean, H. K., 2008. The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review. *Revista de Biologia Tropical* 56 (Suppl. 4), 11-38.
- Dolbeth, M., Teixeira, H., Marques, J. C., Pardal, M. A., 2009. Feeding guild composition of a macrobenthic subtidal community along a depth gradient. *Scientia Marina* 73 (2), 225-237.
- Ellingsen, K. E., 2002. Soft-sediment benthic biodiversity on the continental shelf in relation to environmental variability. *Marine Ecology Progress Series* 232, 15–27.
- Fauchald, K., Jumars, P., 1979. The diet of worms: a study of polychaetes feeding guilds. *Oceanography and Marine Biology* 17, 193-284.
- Fauvel, P., 1977. Polychètes sédentaires. Nendeln/Liechtenstein, Kraus, Kraus Reprint, 494 pp.
- Ferreira, S. M., 2001. Impacto da eutrofização em *Cyathura carinata* (Isopoda), no estuário do Mondego. Master's Thesis in Ecology. Universidade de Coimbra.
- Ferreira, S. M., Pardal, M. A., Lillebø, A. I., Cardoso, P. G., Marques, J. C., 2004. Population dynamics of *Cyathura carinata* (Isopoda) in a eutrophic temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61, 669–677.
- Fish, J. D., Fish, S., 1996. A student's guide to the seashore. Second Edition. Cambridge University Press, 564 pp.
- Garcia, C., Chardy, P., Dewarumez, J., Dauvin, J., 2011. Assessment of benthic ecosystem functioning through trophic web modelling: the example of the eastern basin of the English Channel and the Southern Bight of the North Sea. *Marine Ecology* 32, 72–86.
- Gaston, G. R., Brown, S. S., Rakocinski, C. F., Heard, R. W., Summers, J. K., 1995. Trophic structure of macrobenthic communities in northern gulf of Mexico estuaries. *Gulf Research Reports* 9, 111–116.
- Goldscheider, N., Pronk, M., Zopfi, J., 2010. New insights into the transport of sediments and microorganisms in karst groundwater by continuous monitoring of particle-size distribution. *Geologia Croatica* 63 (2), 137–142.
- Herman, E. K., Tancredi, J. H., Toran, L., White, W. B., 2007. Mineralogy of suspended sediment in three karst springs. *Hydrogeology Journal* 15 (2), 255-266.
- 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 (4), 599–613.
- INAG, 2012. Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH). Acedido em 10-09-2012. <http://snirh.pt>

- Incera, M., Cividanes, S. P., López, J., Costas, R., 2003. Role of hydrodynamic conditions on quantity and biochemical composition of sediment organic matter in sandy intertidal sediments (NW Atlantic coast, Iberian Peninsula). *Hydrobiologia* 497, 39–51.
- Johannes, R. E., 1980. The ecological significance of the submarine discharge of groundwater. *Marine Ecology Progress Series* 3, 365-373.
- Jones, J. B., 1992. Environmental impact of trawling on the sea bed. A review. *New Zealand Journal of Marine & Freshwater Research* 26, 59-67.
- Kennedy, A. D., Jacoby, C. A., 1999. Biological indicators of marine environmental health: meiofauna – a neglected benthic component? *Environmental Monitoring and Assessment* 54, 47–68.
- Kim, G., Kim, J., Hwang, D., 2011. Submarine groundwater discharge from oceanic islands standing in oligotrophic oceans: Implications for global biological production and organic carbon fluxes. *Limnology and Oceanography* 56 (2), 673–682.
- Kohout, F. A., Kolipinski, M. C., 1967. Biological zonation related to groundwater discharge along the shore of Biscayne Bay. Miami, Florida. In: Lauff, G. (ed.) *Estuaries*. A. A. A. S. Publ. No. 83, Washington, D.C., pp. 488-499,
- Korkmaz, N., 1990. The estimation of groundwater recharge from spring hydrographs. *Hydrological Sciences Journal* 35 (2), 209-217.
- Koulouri, P., Dounas, C., Arvanitidis, C., Koutsoubas, D., Eleftheriou, A., 2006. Molluscan diversity along a Mediterranean soft bottom sublittoral ecotone. *Scientia Marina* 70 (4), 573-583.
- Kröncke, I., Reiss, H., 2010. Influence of macrofauna long-term natural variability on benthic indices used in ecological quality assessment. *Marine Pollution Bulletin* 60, 58–68.
- Kruskal, J. B., Wish, M., 1978. *Multidimensional scaling*. Sage Publications, Beverly Hills.
- Leote, C., Ibánhez, J. S., Rocha, C., 2008. Submarine groundwater discharge as a nitrogen source to the Ria Formosa studied with seepage meters. *Biogeochemistry* 88, 185–194.
- Longhurst, A., 1995. Seasonal cycles of pelagic production and consumption. *Progress in Oceanography* 36, 77-167.
- Lopes, J. B. S. L., 1841. *Corografia ou Memoria Economica, Estadistica, e Topografica do Reino do Algarve*. Academia Real das Sciencias de Lisboa, Lisboa.
- Macdonald, T. A., Burd, B. J., Macdonald, V. I., van Roodselaar, A., 2010. Taxonomic and feeding guild classification for the marine benthic macroinvertebrates of the strait of Georgia, British Columbia. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2874,
- Mahler, B. J., Lynch, F. L., 1999. Muddy waters: temporal variation in sediment discharging from a karst spring. *Journal of Hydrology* 214, 165–178.
- McDermott, J. J., Roe, P., 1985. Food, feeding behavior and feeding ecology of Nemertean. *American Zoologist* 25 (1), 113-125.
- Meißner, K., Darr, A., 2009. Distribution of Magelona species (Polychaeta: Magelonidae) in the German Bight (North Sea): a modeling approach. *Zoosymposia* 2, 567–586.
- Miller, D. C., Ullman, W. J., 2004. Ecological consequences of ground water discharge to Delaware Bay, United States. *Ground Water - Oceans Issue* 42 (7), 959–970.
- Mistri, M., Fano, E. A., Rossi, G., Caselli, K., Rossi, R., 2000. Variability in macrobenthos communities in the Valli di Comacchio, northern Italy, a hypereutrophized lagoonal ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51, 599–611.
- Montagna, P. A., Kalke, R. D., 1992. The effect of freshwater inflow on meiofaunal and macrofaunal populations in the Guadalupe and Nueces estuaries, Texas. *Estuaries* 15 (3), 307-326.
- Monteiro, J. P., Martins, R. R., Nunes, P., Diogo, A., 2003. Evolução do uso de águas subterrâneas nas redes urbanas de abastecimento público entre Albufeira e Quarteira (Algarve central). [Evolution of groundwater use in urban supply between Albufeira and Quarteira – central Algarve]. in Ribeiro L. & Peixinho de Cristo F. (eds.). *As Águas Subterrâneas no Sul da Península Ibérica*. AIH, APRH, 10 pp.

- Monteiro, J. P., Oliveira, M. M., Costa, J. P., 2007. Impact of the replacement of groundwater by dam waters in the Albufeira-Ribeira de Quarteira and Quarteira coastal aquifers. XXXV AIH Congress. Groundwater and Ecosystems. Lisbon, Portugal. 10 pp.,
- Moore, W. S., 1999. The subterranean estuary: a reaction zone of ground water and sea water. *Marine Chemistry* 65, 111-125.
- Moore, W. S., 2006. The role of submarine groundwater discharge in coastal biogeochemistry. *Journal of Geochemical Exploration* 88, 389–393.
- Munari, C., Warwick, R. M., Mistri, M., 2009. Monitoring with benthic fauna in Italian coastal lagoons: new tools for new prospects. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19, 575–587.
- Nebra, A., Caiola, N., Ibáñez, C., 2011. Community structure of benthic macroinvertebrates inhabiting a highly stratified Mediterranean estuary. *Scientia Marina* 75 (3), 577-584.
- Ólafsson, E., 2003. Do macrofauna structure meiofauna assemblages in marine soft-bottoms? A review of experimental studies. *Vie Milieu* 53 (4), 249-265.
- Ólafsson, E., Persson, L., 1986. Distribution, life cycle and demography in a brackish water population of the isopod *Cyathura carinata* (Kröyer) (Crustacea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 23 (5), 673–687.
- Ouisse, V., Riera, P., Migné, A., Leroux, C., Davoult, D., 2011. Freshwater seepages and ephemeral macroalgae proliferation in an intertidal bay: I. Effect on benthic community structure and food web. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91, 272-281.
- Pearson, T. H., Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: Annual Review* 16, 229–311.
- Pechenik, J. A., Berard, R., Kerr, L., 2000. Effects of reduced salinity on survival, growth, reproductive success, and energetics of the euryhaline polychaete *Capitella* sp. I. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 254, 19–35.
- Probert, P. K., 1984. Disturbance, sediment stability, and trophic structure of soft-bottom communities. *Journal of Marine Research* 42, 893-921.
- Reiss, H., Kröncke, I., 2005a. Seasonal variability of benthic indices: an approach to test the applicability of different indices for ecosystem quality assessment. *Marine Pollution Bulletin* 50, 1490–1499.
- Reiss, H., Kröncke, I., 2005b. Seasonal variability of infaunal community structures in three areas of the North Sea under different environmental conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65, 253-274.
- Rocha, C., Ibáñez, J., Leote, C., 2009. Benthic nitrate biogeochemistry affected by tidal modulation of Submarine Groundwater Discharge (SGD) through a sandy beach face, Ria Formosa, Southwestern Iberia. *Marine Chemistry* 115, 43–58.
- Rosenberg, R., Cato, I., Förlin, L., Grip, K., Rodhe, J., 1996. Marine environment quality assessment of the Skagerrak-Kattegat. *Journal of Sea Research* 35 (1-3), 1-8.
- Salas, F., Marcos, C., Neto, J. M., Patrício, J., Pérez-Ruzafa, A., Marques, J. C., 2006. User-friendly guide for using benthic ecological indicators in coastal and marine quality assessment. *Ocean & Coastal Management* 49, 308–331.
- Sanders, H. L., 1958. Benthic studies in Buzzards Bay. I. Animal-sediment relationships. *Limnology and Oceanography* 3 (3), 245-258.
- Silva, A. C. F., Tavares, P., Shapouri, M., Stigter, T. Y., Monteiro, J. P., Machado, M., Cancela da Fonseca, L., Ribeiro, L., 2012. Estuarine biodiversity as an indicator of groundwater discharge. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 97, 38-43.
- Snelgrove, P. V. R., 1998. The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. *Biodiversity and Conservation* 7, 1123 - 1132.
- Snelgrove, P. V. R., Butman, C. A., 1994. Animal sediment relationships revisited - cause versus effect. *Oceanography and Marine Biology* 32, 111-177.
- Sprung, M., 1994. Macrobenthic secondary production in the intertidal zone of the Ria Formosa-a lagoon in Southern Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 38, 539-558.

- Stewart-Oaten, A., Murdoch, W. W., 1986. Environmental impact assessment: "Pseudoreplication" in time? *Ecology* 67 (4), 929-940.
- Street, J. H., Knee, K. L., Grossman, E. E., Paytan, A., 2008. Submarine groundwater discharge and nutrient addition to the coastal zone and coral reefs of leeward Hawai'i. *Marine Chemistry* 109, 355–376.
- Tomassetti, P., Porrello, S., 2005. Polychaetes as indicators of marine fish farm organic enrichment. *Aquaculture International* 13, 109–128.
- Valiela, I., Costa, J., Foreman, K., Teal, J. M., Howes, B., Aubrey, D., 1990. Transport of groundwater-borne nutrients from watersheds and their effects on coastal waters. *Biogeochemistry* 10, 177-197.
- van der Wal, D., Herman, P. M. J., Forster, R. M., Ysebaert, T., Rossi, F., Knaeps, E., Plancke, Y. M. G., Ides, S. J., 2008. Distribution and dynamics of intertidal macrobenthos predicted from remote sensing: response to microphytobenthos and environment. *Marine Ecology Progress Series* 367, 57–72.
- Varandas, S. G., Cortes, R. M. V., 2010. Evaluating macroinvertebrate biological metrics for ecological assessment of streams in northern Portugal. *Environmental Monitoring and Assessment* 166, 201–221.
- Veber, T., Kotta, J., Lauringson, V., Kotta, I., 2009. Influence of the local abiotic environment, weather and regional nutrient loading on macrobenthic invertebrate feeding groups in a shallow brackish water ecosystem. *Oceanologia* 51 (4), 541–559.
- Warwick, R. M., 1984. Species size distributions in marine benthic communities. *Oecologia* 61, 32-41.
- Warwick, R. M., 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology* 92, 557-562.
- Waska, H., Kim, G., 2011. Submarine groundwater discharge (SGD) as a main nutrient source for benthic and water-column primary production in a large intertidal environment of the Yellow Sea. *Journal of Sea Research* 65, 103-113.
- Whitlatch, R. B., 1977. Seasonal changes in the community structure of the macrobenthos inhabiting the intertidal sand and mud flats of Barnstable Harbor, Massachusetts. *Biological Bulletin* 152, 275-294.
- Wolanski, E., Boorman, L. A., Chícharo, L., Langlois-Saliou, E., Lara, R., Plater, A. J., Uncles, R. J., Zalewski, M., 2004. Ecohydrology as a new tool for sustainable management of estuaries and coastal waters. *Wetlands Ecology and Management* 12, 235–276.
- Ysebaert, T., Meire, P., Herman, P. M. J., Verbeek, H., 2002. Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. *Marine Ecology Progress Series* 225, 79–95.
- Zipperle, A., Reise, K., 2005. Freshwater springs on intertidal sand flats cause a switch in dominance among polychaete worms. *Journal of Sea Research* 54, 143– 150.

CAPÍTULO 4

Discussão e considerações finais



1. Discussão e considerações finais

Com este estudo demonstrou-se que a macrofauna bentónica responde de forma significativa a DSAS, podendo algumas espécies/taxa ser de especial interesse como bioindicadores destes fenómenos, nomeadamente poliquetas da família Spionidae ou o isópode *Cyathura carinata*. O aumento significativo na abundância, número de espécies, riqueza específica e diversidade de Shannon na comunidade de macrofauna na zona sob efeito das DSAS deverá ser devido a um contínuo fornecimento de nutrientes (avaliado pelo *proxy* da clorofila *a*), bem como um fornecimento de sedimentos finos pelos aquíferos para a zona costeira que aumentam a heterogeneidade do sedimento e dessa forma a complexidade da comunidade bentónica. No caso da meiofauna, e até à data, apenas existe um estudo no qual se tentou avaliar o impacto de DSAS na distribuição da abundância de uma comunidade de meiofauna, no qual os resultados também não foram conclusivos (Ouisse et al., 2011). No entanto, ambos os locais de estudo correspondem a ambientes pouco profundos, zonas intertidais no caso de Roscoff Aber Bay (Ouisse et al., 2011) e zonas subtidais entre os 4 e 7 metros de profundidade no presente estudo, pelo que o elevado dinamismo destes ambientes e a variabilidade natural das comunidades de meiofauna deverão constituir as principais razões pelas quais não foi possível identificar efeitos derivados das DSAS ao nível deste grupo de organismos. Embora estas questões constituam a explicação mais plausível para não ter sido possível identificar efeitos das DSAS, quando para a macrofauna esses efeitos foram evidentes, o nível taxonómico pelo qual os organismos da meiofauna foram classificados poderá também ser discutível. O facto de estes organismos serem identificados a um nível taxonómico mais alto que a família pode dificultar a identificação de certas respostas da comunidade de meiofauna a alterações no seu ambiente, tal como já foi referido por alguns autores (e.g. Heip et al., 1985; Warwick et al., 1988; Ólafsson, 1992). No entanto, uma identificação até ao nível da espécie no caso da meiofauna carece de um conhecimento muito especializado, já que a enorme diversidade de organismos existentes e seu reduzido tamanho impossibilita a sua identificação por técnicos que não sejam especialistas nesta área da taxonomia.

As possíveis interacções entre macro- e meiofauna poderão também ser um factor a considerar. Em ambientes de substrato móvel é comum que organismos de maior tamanho, neste caso a macrofauna, exerçam vários tipos de perturbação sobre organismos de menor tamanho, como por exemplo a meiofauna, nomeadamente através de predação, alteração física e criação de micro-habitats, ou através da depleção de certas formas de alimento (Ólafsson, 2003). Na maioria dos casos a presença de organismos da macrofauna, nomeadamente poliquetas e bivalves, até potencia a abundância de meiofauna, através da criação de micro-habitats com maiores camadas oxigenadas (Reiss and Ax, 1979; Ólafsson,

2003). No entanto, em zonas pouco profundas, como é o caso da actual zona de estudo, factores como o dinamismo dos sedimentos acabam por inviabilizar a identificação de tais relações, bem como de certos padrões de distribuição, nomeadamente a nível da meiofauna devido aos seus rápidos tempos de geração, que imprimem elevada variabilidade natural à comunidade.

Embora não tenham sido discutidas durante o decorrer deste trabalho, uma vez que constituíram apenas amostragens pontuais, foram também encontradas elevadas abundâncias de oligoquetas numa nascente de água de grande dimensão encontrada durante as amostragens. De facto, nestas amostras as oligoquetas constituíram cerca de 95% dos organismos identificados, com abundâncias na ordem dos 2500 ind m⁻², enquanto na periferia da mesma nascente de água as abundâncias decresceram abruptamente. Nas restantes amostras recolhidas no decorrer deste estudo, nunca foi identificado um único exemplar de oligoqueta. Também Silva et al. (2012) documentou uma elevada afinidade por parte destes anelídeos com locais sob influência de DSAS em ambiente estuarino. Esta amostragem, embora pontual, evidencia mais uma vez o efeito das DSAS na actual área de estudo como factor potenciador da biodiversidade bentónica.

Ao longo dos últimos anos, a importância e os efeitos de DSAS em ambientes marinhos tem vindo a receber cada vez maior atenção, começando já a ser um fenómeno tido em conta na gestão costeira. Tanto a gestão das zonas costeiras, como a gestão dos recursos hídricos, deverão ser mais articuladas, uma vez que a quantidade de água descarregada afecta não só as comunidades costeiras, pela fornecimento de nutrientes ou poluentes, como também o nível de água nos aquíferos leva a alterações na qualidade da água para consumo humano, devido ao problema das intrusões salinas quando os caudais são reduzidos (SCOR-LOIZ, 2004). O aumento da população e o desenvolvimento costeiro aumentam a pressão sobre os aquíferos costeiros, podendo levar a uma exploração excessiva dos mesmos, levando a uma redução dos caudais e por essa via a impactos nas comunidades costeiras que estão dependentes e adaptadas à existência dessa fonte de água doce, nutrientes ou sedimentos (Gallardo and Marui, 2006). Embora no caso do aquífero de “Albufeira-Ribeira de Quarteira”, as captações de água para consumo humano tenham já sido na sua maioria substituídas por água proveniente de barragens, sendo os caudais actuais semelhantes a um estado quase “natural” (Monteiro et al., 2007), a existência de infiltrações de poluentes nas zonas urbanas adjacentes pode constituir ainda uma ameaça às comunidades costeiras que vivem sob o efeito da água proveniente deste aquífero.

Tal como acontece com os estuários “convencionais”, também estes “estuários subterrâneos” podem ser estudados de acordo com os princípios da Ecohidrologia, de forma

a ter em conta os processos que ocorrem em ambiente continental, como por exemplo infiltrações de poluentes ou alterações nos caudais dos aquíferos, como forma de perceber variações nas comunidades biológicas das zonas costeiras e assim encontrar ferramentas para melhor gerir os recursos costeiros (Wolanski et al., 2004). Embora se tenha determinado com este estudo que na zona de Olhos de Água existe de facto um aumento na abundância e diversidade de organismos macrobentónicos, quando comparada com uma zona sem influência de DSAS, uma quantificação concreta dos volumes de água descarregada e concentrações de nutrientes fornecidos poderá contribuir de forma significativa para uma melhor compreensão dos efeitos destas descargas de água nas comunidades costeiras.

Desta forma, este estudo poderá constituir uma ferramenta de suporte à gestão costeira da região do Algarve, uma vez que identifica as DSAS como factor potenciador das comunidades de macrofauna, as quais constituem uma importante fonte de alimento para outros organismos, entre eles o Homem, constituindo também importantes fontes de rendimento para as populações locais.

Referências

- Gallardo, A. H., Marui, A., 2006. Submarine groundwater discharge: an outlook of recent advances and current knowledge. *Geo-Marine Letters* 26, 102–113.
- Heip, C., Vincx, M., Vranken, G., 1985. The ecology of marine nematodes. *Oceanography and Marine Biology: Annual Review* 23, 399-489.
- Monteiro, J. P., Oliveira, M. M., Costa, J. P., 2007. Impact of the replacement of groundwater by dam waters in the Albufeira-Ribeira de Quarteira and Quarteira coastal aquifers. XXXV AIH Congress. Groundwater and Ecosystems. Lisbon, Portugal. 10 pp.,
- Ólafsson, E., 1992. Small-scale spatial distribution of marine meiobenthos: the effects of decaying macrofauna. *Oecologia* 90, 37-42.
- Ólafsson, E., 2003. Do macrofauna structure meiofauna assemblages in marine soft-bottoms? A review of experimental studies. *Vie Milieu* 53 (4), 249-265.
- Ouisse, V., Riera, P., Migné, A., Leroux, C., Davoult, D., 2011. Freshwater seepages and ephemeral macroalgae proliferation in an intertidal bay: I. Effect on benthic community structure and food web. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91, 272-281.
- Reiss, H., Ax, P., 1979. A meiofaunal "thiobios" limited to the anaerobic sulfide system of marine sand does not exist. *Marine Biology* 54, 225-237.
- SCOR-LOIZ, 2004. Submarine groundwater discharge management implications, measurements and effects. IHP-VI Series on Groundwater 5. IOC Manuals and Guides 44. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris, 35 pp.
- Silva, A. C. F., Tavares, P., Shapouri, M., Stigter, T. Y., Monteiro, J. P., Machado, M., Cancela da Fonseca, L., Ribeiro, L., 2012. Estuarine biodiversity as an indicator of groundwater discharge. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 97, 38-43.
- Warwick, R. M., Carr, M. R., Clarke, K. B., Gee, J. M., Green, R. H., 1988. A mesocosm experiment on the effects of hydrocarbon and copper pollution on a sublittoral soft-sediment meiobenthic community. *Marine Ecology Progress Series* 46, 181-191.
- Wolanski, E., Boorman, L. A., Chícharo, L., Langlois-Saliou, E., Lara, R., Plater, A. J., Uncles, R. J., Zalewski, M., 2004. Ecohydrology as a new tool for sustainable management of estuaries and coastal waters. *Wetlands Ecology and Management* 12, 235–276.

ANEXOS

ANEXO I

Lista de taxa de macrofauna identificados

Tabela 1 – Taxa de macrofauna identificados no decorrer do estudo, nos locais de amostragem (C – Controlo; I – Impacto), durante a Primavera (P) e Verão (V) de 2011.
(x – presença confirmada)

Taxa	P		V	
	C	I	C	I
Filo Annelida				
Classe Polychaeta				
Família Arenicolidae	x	x		x
Família Capitellidae	x	x	x	x
Família Cirratulidae				x
Família Eunicidae		x	x	
Família Glyceridae	x	x	x	x
Família Goniadidae	x	x	x	x
Família Hesionidae		x	x	
Família Lumbrineridae		x	x	x
Família Magelonidae	x	x	x	x
Família Maldanidae		x	x	x
Família Nephtyidae	x	x	x	x
Família Onuphidae		x	x	x
Família Opheliidae			x	
Família Orbiniidae	x	x	x	x
Família Oweniidae	x	x	x	x
Família Pectinariidae				x
Família Pholoidae		x		
Família Phyllodocidae	x	x		
Família Pilargidae	x	x		
Família Pisionidae	x			
Família Polygordiidae	x			
Família Polynoidae	x	x		x
Família Protodrilidae	x			
Família Sigalionidae	x	x		x
Família Spionidae	x	x	x	x
Família Syllidae	x			
Família Terebellidae		x		
Filo Arthropoda				
Classe Malacostraca				
Ordem Amphioda				
Família Ampeliscidae				
<i>Ampelisca brevicornis</i> (Costa, 1853)	x	x	x	x
Família Caprellidae				
Caprelliidae n.i.			x	
Família Gammaridae				
<i>Gammarus aequicauda</i> (Martynov, 1931)	x	x	x	x
<i>Gammarus sp.</i>	x	x	x	x

(continua)

Tabela 1 (continuação)

Taxa	P		V	
	C	I	C	I
Família Hyperiidæ				
<i>Hyperia</i> sp.	x			
Família Ischyroceridæ				
<i>Siphonoecetes</i> sp.	x	x	x	
Família Maeridæ				
<i>Elasmopus rapax</i> (Costa, 1853)	x		x	x
Família Pontoporeiidæ				
<i>Bathyporeia</i> sp.	x		x	x
<i>Bathyporeia</i> sp.2	x	x	x	x
<i>Bathyporeia</i> sp.3	x	x	x	
Família Urothoidæ				
<i>Urothoe</i> sp.	x	x	x	x
<i>Urothoe</i> sp.2	x	x		
Ordem Cumacea				
Família Bodotriidæ				
Bodotriidæ n.i.	x	x	x	x
<i>Eocuma dollfusi</i> (Calman, 1907)	x		x	x
Família Ceratocumatidæ				
Ceratocumatidæ n.i.	x	x	x	x
Ordem Decapoda				
Família Crangonidæ				
<i>Crangon crangon</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x
<i>Philocheras</i> spp.		x		x
Família Diogenidæ				
<i>Diogenes pugilator</i> (Roux, 1829)	x	x	x	x
Família Inachidæ				
Inachidæ n.i.			x	
Família Paguridæ				
<i>Pagurus bernhardus</i> (Linnaeus, 1758)	x			
Família Pilumnidæ				
<i>Pilumnus</i> sp.			x	
Família Pirimelidæ				
<i>Sirpus zariquieyi</i> (Gordon, 1953)			x	
Família Polybiidæ				
<i>Liocarcinus</i> sp.		x		
Família Portunidæ				
<i>Carcinus maenas</i> (Linnaeus, 1758)		x		
<i>Portumnus latipes</i> (Pennant, 1777)	x			
Família Processidæ				
<i>Processa</i> spp.		x		
Larva Decapoda n.i.	x		x	

(continua)

Tabela 1 (continuação)

Taxa	P		V	
	C	I	C	I
Ordem Euphausiacea				
Família Euphausiidae				
Euphausiidae n.i.	x			
Ordem Isopoda				
Família Anthuridae				
<i>Cyathura carinata</i> (Krøyer, 1847)	x	x	x	x
Família Cirolanidae				
<i>Eurydice pulchra</i> (Leach, 1815)	x	x		x
<i>Eurydice spinigera</i> (Hansen, 1890)	x		x	x
Família Sphaeromatidae				
<i>Sphaeroma</i> sp.				x
Isopoda n.i.			x	
Ordem Mysidacea				
Mysidacea n.i.	x	x	x	x
Classe Maxillopoda				
Subclasse Copepoda				
Copepoda n.i.		x	x	
Filo Echinodermata				
Classe Echinoidea				
Ordem Spatangoida				
Família Loveniidae				
<i>Echinocardium cordatum</i> (Pennant, 1777)		x	x	x
Classe Ophiuroidea				
Ordem Ophiurida				
Família Amphiuridae				
<i>Amphiura filiformis</i> (Müller, 1776)	x	x	x	
Família Ophiocomidae				
<i>Ophiocomina nigra</i> (Müller, 1789)	x	x	x	x
Família Ophiotrichidae				
<i>Ophiothrix fragilis</i> (Müller, 1789)	x	x	x	x
Família Ophiuridae				
<i>Ophiura albida</i> (Forbes, 1839)	x	x	x	x
<i>Ophiura ophiura</i> (Linnaeus, 1758)			x	
Filo Mollusca				
Classe Bivalvia				
Ordem Anomalodesmata				
Família Thraciidae				
<i>Thracia papyracea</i> (Poli, 1791)	x		x	
Ordem Cartidoida				
Família Carditidae				
<i>Glans aculeata</i> (Poli, 1795)	x			
Ordem Myoida				
Família Corbulidae				
Corbulidae n.i.				x

(continua)

Tabela 1 (continuação)

Taxa	P		V	
	C	I	C	I
Ordem Veneroida				
Família Cardiidae				
<i>Acanthocardia tuberculata</i> (Linnaeus, 1758)		x	x	x
<i>Parvicardium sp.</i>	x		x	
Família Donacidae				
<i>Donax semistriatus</i> (Poli, 1795)		x	x	x
<i>Donax trunculus</i> (Linnaeus, 1758)			x	x
Família Lasaeidae				
<i>Lasaea rubra</i> (Montagu, 1803)	x			
<i>Scacchia zorni</i> (van Aartsen & Fehr-de Wal, 1985)		x		x
Família Mactridae				
<i>Mactra corallina</i> (Linnaeus, 1758)		x		x
<i>Spisula subtruncata</i> (da Costa, 1778)	x	x	x	x
Família Montacutidae				
<i>Mysella bidentata</i> (Montagu, 1803)	x	x	x	
<i>Mysella ovata</i> (Jeffreys, 1881)	x		x	x
<i>Mysella sp.</i>			x	
<i>Tellimya ferruginosa</i> (Montagu, 1808)		x	x	x
Família Solenidae				
Solenidae n.i.		x		
Família Tellinidae				
<i>Tellina fabula</i> (Gmelin, 1791)	x	x	x	x
Família Veneridae				
<i>Chamelea gallina</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x
<i>Clausinella brongniartii</i> (Payraudeau, 1826)	x		x	
Classe Gastropoda				
Ordem Caenogastropoda				
Família Cerithiidae				
<i>Bittium incile</i> (Watson, 1897)	x			x
<i>Bittium paludosum</i> (Buquoy, et. al. 1882)	x		x	
<i>Bittium sp.</i>			x	
Família Eulimidae				
<i>Eulima glabra</i> (da Costa, 1778)		x		
Ordem Cephalaspidea				
Família Retusidae				
Retusidae n.i.				x
Ordem Littorinimorpha				
Família Barleeiidae				
<i>Barleeia unifasciata</i> (Montagu, 1803)	x			
Família Hydrobiidae				
Hydrobiidae n.i.	x			
Família Rissoidae				
<i>Manzonia crassa</i> (Kanmacher, 1798)	x			

(continua)

Tabela 1 (continuação)

Taxa	P		V	
	C	I	C	I
Ordem Neogastropoda				
Família Mangeliidae				
<i>Bela fuscata</i> (Deshayes, 1835)			x	
<i>Bela minuta</i> (Reeve, 1844)			x	x
<i>Bela oceanica</i> (Locard, 1892)	x		x	x
<i>Bela ornata</i> (Locard, 1891)			x	
<i>Bela sp.</i>	x	x		
Família Nassariidae				
<i>Nassarius reticulatus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x		
Família Raphitomidae				
<i>Raphitoma linearis</i> (Montagu, 1803)				x
Subclasse Heterobranchia				
Família Pyramidellidae				
<i>Turbonilla internodula</i> (S.V. Wood, 1848)	x			
Filo Nematoda				
Nematoda n.i.	x	x	x	x
Filo Nemertea				
Nemertea n.i.	x	x	x	x
Filo Platyhelminthes				
Classe Turbellaria				
Turbellaria n.i.		x		x
Filo Sipunculida				
Sipunculida n.i.	x	x	x	x