

CAPÍTULO XIII

EFEITO DA INTRODUÇÃO DE OSTRAS EM PISCICULTURA DE TANQUES DE TERRA NA COMUNIDADE MACROZOOBENTÓNICA

EFEITO DA INTRODUÇÃO DE OSTRAS EM PISCICULTURA DE TANQUES DE TERRA NA COMUNIDADE MACROZOOBENTÓNICA

Margarida Machado¹, Miguel Mateus², Hugo Quental-Ferreira³,
Maria Emília Cunha³ e Luís Cancela da Fonseca^{4,5}

RESUMO

O presente trabalho teve como objectivo avaliar o efeito da introdução de ostras na qualidade ambiental de tanques de piscicultura semi-intensiva tendo-se utilizado como indicadores as comunidades de macroinvertebrados bentónicos com especial ênfase para o seu estabelecimento e sucessão. A experimentação teve lugar em seis tanques com douradas, *Sparus aurata* (1500 exemplares por tanque), possuindo três destes tanques 2500 exemplares de ostra, *Crassostrea* spp.. Um sétimo tanque de controlo foi deixado sem douradas nem ostras. Entre Maio de 2011 e Setembro de 2012 foram amostrados sazonalmente os macroinvertebrados que integram as comunidades bentónicas de cada tanque com uma draga van Veen e obtidos descritores da massa de água (temperatura, oxigénio dissolvido, fosfatos, amónia, nitratos, nitritos, silicatos, clorofila *a* e feopigmentos). Estes descritores só evidenciaram diferenças significativas temporais e não entre tanques e/ou tipologias experimentais. Os resultados referentes aos macroinvertebrados (valores médios de abundância, diversidade e ordenação/agrupamento dos momentos de amostragem e das diferentes tipologias experimentais) indicaram uma separação entre os tanques só com douradas (monocultivo) e aqueles que continham douradas e ostras (policultivo). O estado ecológico foi inferior nos tanques de monocultivo relativamente aos de policultivo. Tal facto permite aceitar como benéfica

a influência da utilização conjunta de ostras e douradas (com impacto favorável na diversidade e riqueza específica dos macroinvertebrados bentónicos). Palavras-chave: sustentabilidade; policultivo; macroinvertebrados; indicadores de qualidade.

ABSTRACT

The present study was carried out to evaluate the effect on benthic macroinvertebrates communities, with special emphasis on macroinvertebrates establishment and succession, of the introduction of oyster on earthen ponds used for semi-intensive fish production. The experiment was developed at the IPMA's Aquaculture Research Station in Olhão, in six earthen ponds where 1,500 gilthead sea-breams (*Sparus aurata*) were introduced per pond; three of these were already seeded with 2,500 oysters (*Crassostrea* spp.). A seventh pond without gilthead sea-breams or oysters was used as a control. In each pond, from May 2011 to September 2012, the macroinvertebrate benthic communities were seasonally sampled with a van Veen grab and water mass descriptors (temperature, dissolved oxygen, phosphates, ammonia, nitrates, nitrites, silicates, chlorophyll *a* and phaeopigments) were obtained. According with the water mass descriptors there was no significant differences between tanks and/or experimental typologies; only temporal significant differences were found. Concerning

1 CCMAR - Centro de Ciências do Mar, Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal. (mmalo@ualg.pt)

2 FCT - Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal. (miguel.h2o@gmail.com)

3 IPMA, I.P. - Estação Piloto de Piscicultura de Olhão, Av. 5 de Outubro s/n, 8700-305 Olhão, Portugal. (hferreira@ipma.pt) (micunha@ipma.pt)

4 CTA - Centro de Ciências e Tecnologias da Água, Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal. (micunha@ipma.pt)

5 Laboratório Marítimo da Guia/Centro de Oceanografia, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Avenida N^a Sr^a do Cabo, 939, 2750-374 Cascais, Portugal.

the macroinvertebrates (average of abundances, diversity and ordination/grouping of sampling periods and different types of experimental typologies) there were significant differences between ponds with only gilthead sea-breams (monoculture) and those with gilthead sea-breams and oysters (polyculture). Tanks in polyculture presented higher ecological status than those in monoculture suggesting the advantageous influence of fish and oyster's polyculture (with favorable impact on the diversity and richness of benthic macroinvertebrate communities).

Keywords: sustainability; polyculture; macroinvertebrates; quality indicators.

INTRODUÇÃO

A aquacultura apresenta-se, desde os finais do século passado, como uma das principais estratégias de desenvolvimento económico em Portugal. O Plano Estratégico Nacional para a Pesca 2007-2013 (MADRP, 2007), em consonância com diversas directivas europeias, identifica como grande prioridade para o sector da aquacultura o desenvolvimento sustentado das zonas costeiras dependentes da pesca. A policultura semi-intensiva em tanques de terra é uma das possibilidades e pode garantir uma vantagem competitiva importante para as explorações nacionais, nomeadamente pela valorização e diversificação dos seus produtos.

Em aquacultura a produção em tanques de terra apresenta condições muito particulares. Tais tanques podem ser comparados a ambientes lagunares confinados, com uma comunicação esporádica com o mar. Daí resulta uma variação diária e sazonal dos diversos parâmetros ambientais, condicionando a existência de qualquer organismo em função da sua capacidade de adaptação a essas variações (HEALY, 2003; ELLIOTT & WHITFIELD, 2011). Sendo ambientes de deposição retêm grandes quantidades de nutrientes que, aliados às suas reduzidas profundidades médias, proporcionam as condições ideais para a ocorrência de produtividades primárias elevadas e que, tal como acontece nas lagunas (BARNES, 1980; KELLY & NAGUIB, 1984; HEALY, 2003), podem originar situações de eutrofização (CANCELA DA FONSECA *et al.*, 2001). Na realidade, este tipo de produção piscícola leva a que os excedentes de ração e produtos de excreção se acumulem no fundo dos tanques (MACHADO & CANCELA DA FONSECA, 1997; ANTONY & PHILIP, 2006) e possam

desencadear situações de anóxia prejudiciais à produção aquícola e particularmente críticas para os organismos bentónicos (HOLMER, 1991; HARGRAVE *et al.*, 1993; MORRISEY *et al.*, 2000; HAYA *et al.*, 2001). Há, pois, que conhecer a influência do cultivo na qualidade do ambiente sedimentar e, também, qual a dinâmica das comunidades bentónicas nos tanques de cultivo. Nestes, a importância do estudo das comunidades de macroinvertebrados bentónicos é justificada com o papel que estas desempenham, nos ciclos de vários nutrientes (VALIELA, 1984; PIETROS & RICE, 2003) e na base da alimentação de diferentes espécies piscícolas de interesse comercial (GAMITO, 1997; NUNES *et al.*, 1997; BURFORD *et al.*, 2004), mas sobretudo na contribuição para a oxigenação dos sedimentos, através da bioturbação (KRISTENSEN, 2001). O estudo destas comunidades pode ainda ajudar a conhecer a qualidade ambiental, dado que a sua mobilidade reduzida, longevidade, normalmente superior a um ano, e sensibilidade a acções antrópicas as tornam bons indicadores ambientais (REES *et al.*, 1990; DIAZ, 1992).

O projecto “BONAQUA - Cooperación transfronteriza para el desarrollo de buenas prácticas sanitarias en acuicultura marina e indicadores de calidad en acuicultura marina” (Programa de Cooperação Transfronteiriça Espanha/Portugal), foi pensado para abordar estes aspectos numa piscicultura em laboração normal. Este projecto visou, entre outros propósitos, a mitigação dos impactos ambientais, tendo-se, para tal, introduzido ostras nos tanques de cultivo, uma vez que podem proporcionar a optimização da conversão da matéria orgânica excedentária com redução das emissões de azoto, fósforo e sólidos para o meio envolvente (PIETROS & RICE, 2003; MODESTO *et al.*, 2010 e referências aí citadas). O presente trabalho consistiu em “estudar o efeito dos sistemas de mono e de policultivo (ostras e peixes) nas comunidades de macroinvertebrados bentónicos” numa piscicultura semi-intensiva, com especial ênfase para o estabelecimento e sucessão destas comunidades em tanques de cultivo.

Os resultados apresentados constituem a súmula da evolução das espécies que integraram tais comunidades ao longo do período estudado, bem como a sua relação com os parâmetros ambientais avaliados.

METODOLOGIA

O presente trabalho foi desenvolvido na Estação Piloto de Piscicultura de Olhão (EPPPO) (Instituto

Português do Mar e da Atmosfera - IPMA), instalada numa antiga salina localizada no Parque Natural da Ria Formosa. O estudo experimental ocorreu em sete tanques ($\approx 750 \text{ m}^2$ de área na crista do talude e 1,5 a 2 m de profundidade), abastecidos individualmente a partir

de um reservatório que enche com as marés e do qual a água é constantemente bombeada para os tanques (Figura 1). Os tanques (T11 a T17) começaram a ser cheios a 28 de Abril e acabaram a 1 de Maio de 2011. A 10 de Maio de 2011, foram introduzidas em três desses

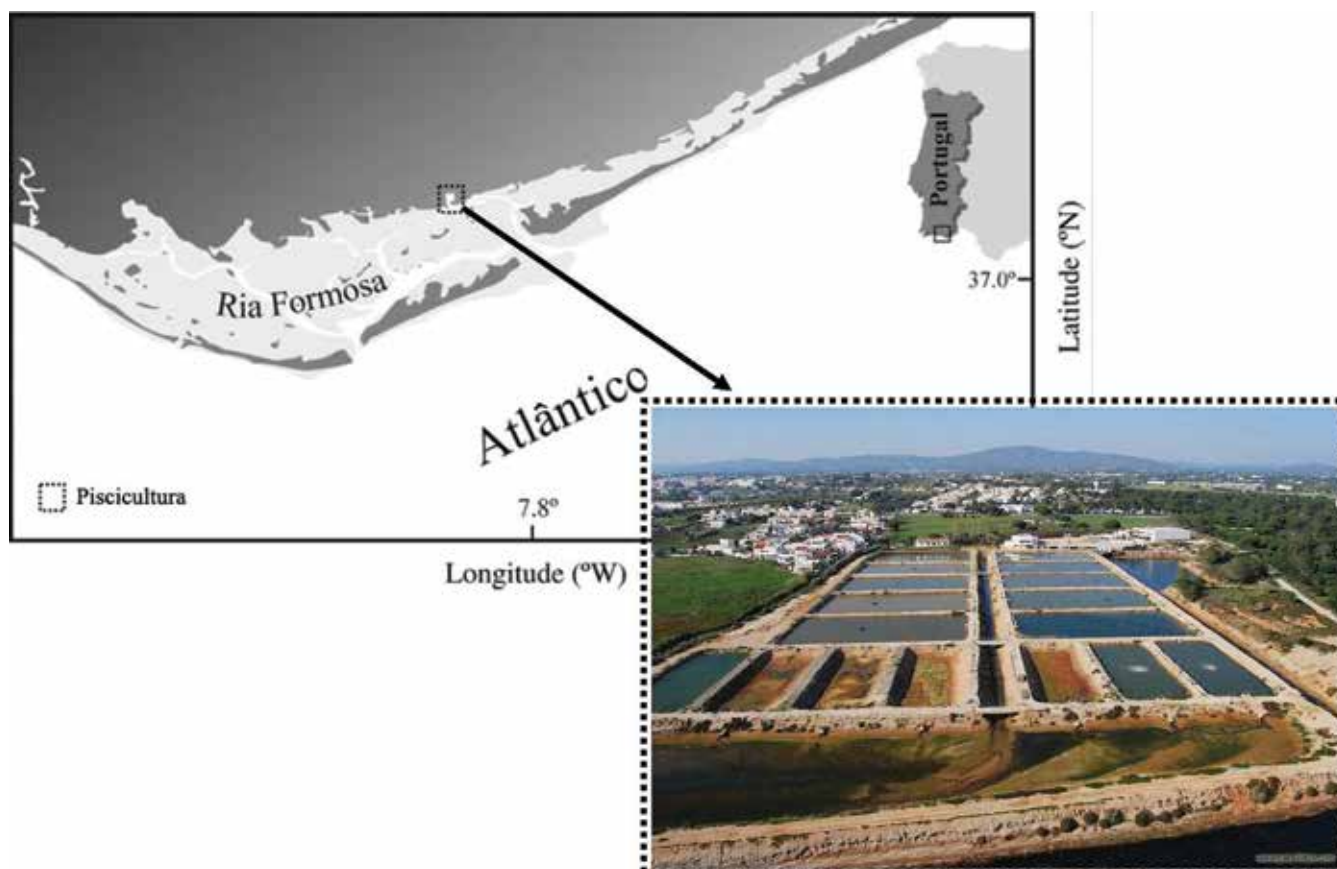


Figura 1 - Localização da área de estudo e vista da Estação Piloto de Piscicultura de Olhão. Em primeiro plano, os sete tanques experimentais utilizados (da esquerda para a direita, T17 a T11).

tanques (T12, T14 e T16), 2500 exemplares de ostra (*Crassostrea* spp.) por tanque, com peso médio de 20 gramas. A 3 de Junho de 2011 introduziram-se 1500 exemplares de juvenis de dourada (*Sparus aurata*), com peso médio de 7 gramas, em cada um dos tanques (T11 a T16), tendo o sétimo (T17), sem peixes nem ostras, ficando como controlo.

Os descritores da massa de água foram registados diariamente *in situ* com sondas (temperatura, oxigénio dissolvido - YSI, model 55), ou analisados a partir de amostras sazonais de água (fosfatos - HPO_4^{2-} , amónia - NH_4^+ , nitratos - NO_3^- , nitritos - NO_2^- , silicatos - Si(OH)_4 , clorofila *a* e feopigmentos). Os teores dos nutrientes

foram determinados por colorimetria (GRASSHOFF *et al.*, 1983) com um autoanalisador “Skalar” (limites de detecção: $0,2 \mu\text{M}$ para NH_4^+ e $0,05 \mu\text{M}$ para os restantes nutrientes). Os valores de Clorofila *a* e de feopigmentos foram obtidos por espectrofotometria após extracção em acetona a 90% durante 24 horas (PARSONS *et al.* 1984).

As comunidades de macroinvertebrados bentónicos foram estudadas sazonalmente, entre Maio de 2011 e Setembro de 2012. A amostragem foi efectuada na zona central a 2/3 de distância entre o ponto de entrada e a comporta de saída da água em cada tanque. Nos tanques com ostras esta zona localizava-se junto da jangada flutuante onde foram cultivadas. As amostras do sedimento

provenientes das seis campanhas realizadas (13 de Maio – tanques sem peixes e com ostras recém-introduzidas, 22 de Setembro, 20 de Dezembro de 2011, e 20 de Março, 14 de Junho e 18 de Setembro de 2012) foram obtidas com uma draga Van Veen modificada (modelo Sousa Reis/LMG, SOUSA REIS *et al.*, 1985) com uma área de ataque de 0,05 m². Para cada ponto de amostragem foram recolhidos três replicados, tendo o sedimento sido crivado no local, com o auxílio de sacos de rede com 1 mm² de malha. A fracção obtida foi fixada com formol a 10% neutralizado com borax e corado com Rosa de Bengala, e guardada em recipientes devidamente etiquetados para posterior separação e identificação dos organismos recolhidos. As amostras conservadas foram lavadas em água corrente para eliminar o excesso de formol, procedendo-se de seguida à triagem e separação do material biológico por grandes grupos taxonómicos. Os organismos obtidos foram identificados, sempre que possível, até ao nível específico. Apesar de se perder alguma informação com a utilização desta malha (estados juvenis e espécies de menores dimensões), este processo permite a comparação de amostras representativas de organismos cujas colonização e desenvolvimento no bentos se processou com sucesso (JOSEFSON, 1986). Permite ainda processos de biomonitorização rigorosos, mais rápidos e com menores custos, tornando possível o estudo de um maior número de amostras uma vez que facilita a tarefa extremamente morosa da triagem (RODRIGUES *et al.*, 2007; BARBA *et al.*, 2010; PINNA *et al.*, 2013).

Todas as variáveis ambientais foram transformadas (raiz quadrada) de modo a permitir uma aproximação à distribuição normal dos dados e normalizadas após transformação (CLARKE & WARWICK, 1994).

Os dados de abundância faunística por tanque, para cada *taxon*, são o resultado da média dos replicados. Para o estudo da variabilidade entre estações em relação à estrutura da comunidade macrobentónica foram usados os seguintes índices: S - número total de *taxa* por estação, N – abundância (número de indivíduos por estação, média dos 3 replicados), d - diversidade de Margalef, J' - índice de equitabilidade de Pielou, H' - índice de diversidade de Shannon-Wiener e λ' - *Lambda'*: índice de dominância de Simpson (PIELOU, 1966; KREBS, 1989). A rotina DIVERSE do programa PRIMER foi utilizada para o cálculo dos valores destes descritores (PRIMER, Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research, v.6 - CLARKE & GORLEY, 2006).

Com base nos valores de diversidade de Shannon-Wiener avaliou-se o estado ambiental dos tanques (mau,

mediocre, razoável, bom, excelente), de acordo com BETTENCOURT *et al.* (2004). O seu estado ecológico (EC) em cada um dos períodos amostrados foi igualmente avaliado recorrendo ao índice M-AMBI (BORJA *et al.*, 2004; MUXIKA *et al.*, 2007) – programa AMBI v4.1 (<http://www.azti.es>). As espécies foram classificadas de acordo com os grupos definidos na lista actualizada pelo Laboratório AZTI (<http://www.azti.es>): i) espécies muito sensíveis ao enriquecimento orgânico - EO; ii) espécies indiferentes ao EO; iii) espécies tolerantes ao EO excessivo; iv) espécies oportunistas de 2ª ordem; v) espécies oportunistas de 1ª ordem. O EC foi estabelecido de acordo com os valores do índice M-AMBI: mau (0 a 0,2), medíocre (0,2 a 0,39), razoável (0,39 a 0,55), bom (0,55 a 0,85) e excelente (0,85 a 1).

As similaridades entre os locais amostrados foram investigadas com o auxílio de métodos de análise multivariada (Ordenação: análise multidimensional não métrica – MDS, análise de componentes principais – PCA e análise em coordenadas principais - PCO), utilizando as rotinas apropriadas do programa PRIMER, atrás referido e do seu complemento PERMANOVA (ANDERSON, GORLEY & CLARKE, 2008). De modo a determinar possíveis relações entre as variáveis ambientais e os descritores de comunidade recorreu-se aos respectivos valores médios globais. Às matrizes obtidas foram depois aplicados os referidos métodos de análise multivariada. Os descritores ambientais e de comunidade foram utilizados como vectores na PCO empregando o coeficiente de Spearman para estabelecer correlações entre as matrizes de similaridade que servem de base às ordenações e os descritores referidos (ANDERSON, GORLEY & CLARKE, 2008).

De modo a obter uma ordenação das estações baseada nos dados faunísticos mensais a partir de matrizes de similaridade obtidas com o coeficiente de Bray-Curtis (BRAY & CURTIS, 1957) aplicou-se o método não-métrico de ordenação multidimensional (MDS - PRIMER) sobre as matrizes de similaridade acima referidas. Antes de se proceder à análise multivariada estes dados foram transformados - $\log(x+1)$ - de modo a dar relevância aos *taxa* menos frequentes nas amostras (MAFF, 1993). A solidez da representação gráfica em duas dimensões da ordenação tridimensional MDS foi avaliada através do índice de stress de Kruskal (KRUSKAL & WISH, 1978). As espécies que contribuíram para a divisão das estações nos grupos evidenciados pelos métodos de classificação e ordenação foram determinadas através do método de percentagens de similaridade (SIMPER) do PRIMER.

Um teste de permutação não paramétrico de análise de similaridades de uma via (one-way ANOSIM) foi utilizado para investigar a existência de diferenças significativas entre grupos pré-definidos de situações amostradas (locais, meses, tratamentos). Esta análise foi realizada sobre as matrizes simétricas de similaridade das análises multidimensionais (rotina ANOSIM do PRIMER). Os mesmos métodos foram igualmente aplicados ao conjunto dos valores das abundâncias médias dos diversos *taxa* referentes à totalidade dos meses estudados e aos diferentes tanques amostrados.

Tabela I - Valores médios, por data e por tanque, da temperatura – Temp e das concentrações de oxigénio dissolvido – OD, amónia - NH₄⁺, nitratos - NO₃⁻, nitritos - NO₂⁻, fosfatos - HPO₄²⁻, silicatos - Si(OH)₄, clorofila a - Clor e feopigmentos – Feop. Os tanques com peixes + ostras estão assinalados a amarelo. Tabela II: Lista de *taxa* recolhidos e valores médios de abundância (nº ind./ 0,05 m²) nos tanques.

Valores médios por data									
	OD (mg/l)	Temp (°C)	Clor (µg/l)	Feop (µg/l)	NH ₄ (µM)	NO ₃ (µM)	NO ₂ (µM)	Si(OH) ₄ (µM)	HPO ₄ ²⁻ (µM)
13-05-2011	6,614	22,829	4,577	0,345	8,590	0,106	0,091	2,644	0,694
22-09-2011	5,000	22,971	9,078	1,869	15,721	1,954	0,314	5,181	0,639
20-12-2011	8,386	11,729	1,793	0,401	20,371	4,154	0,200	4,538	0,491
20-03-2012	8,314	14,414	0,915	0,099	10,406	0,620	0,204	4,271	0,437
14-06-2012	3,043	22,743	8,849	2,275	9,337	1,003	0,279	6,916	0,326
18-09-2012	4,171	23,771	11,901	1,666	9,237	0,960	0,460	6,730	0,484
Valores médios por tanque									
	OD (mg/l)	Temp (°C)	Clor (µg/l)	Feop (µg/l)	NH ₄ (µM)	NO ₃ (µM)	NO ₂ (µM)	Si(OH) ₄ (µM)	HPO ₄ ²⁻ (µM)
11	6,263	19,550	12,549	2,808	6,059	1,344	0,237	5,824	0,503
12	5,908	19,650	5,207	1,191	18,453	1,172	0,267	3,545	0,477
13	5,664	19,750	5,207	1,096	12,077	1,396	0,273	5,477	0,552
14	5,797	19,767	2,181	0,506	10,109	1,347	0,388	6,015	0,579
15	5,668	19,767	7,343	0,785	11,926	1,808	0,362	5,209	0,593
16	5,524	19,800	7,298	0,853	19,664	1,218	0,192	3,814	0,466
17	6,626	19,917	3,516	0,522	7,652	1,980	0,089	5,443	0,413

grupos (Pairwise Tests) revelaram que, com excepção dos pares Mai2011-Set2011, Set2011- Set2012 e Jun2012-Set2012, todos os restantes 12 pares de meses apresentam diferenças significativas, para $p < 0,01$. Para os outros dois factores *a priori* testados, tanque (R global=-0,041; $p=0,713$) e tipologia do cultivo (R global=0,004; $p=0,421$), as diferenças não foram significativas. Este resultado patenteia a predominância dos efeitos da sazonalidade sobre aqueles que dependem da dinâmica interna dos tanques.

Foram identificados 12751 organismos respeitantes a 32 espécies (Tabela II), das quais apenas poliquetas e bivalves apresentam uma distribuição generalizada. Os *taxa* de macroinvertebrados com importância na colonização dos sedimentos dos tanques de terra foram primordialmente os Poliquetas, os Insectos e os Moluscos (Gastrópodes e Bivalves). Destes, só quatro espécies

RESULTADOS

Os valores médios dos parâmetros obtidos na coluna de água por data de amostragem e por tanque, estão representados na Tabela I. Em regra, as variações são maiores no primeiro caso. São excepções a clorofila a, os feopigmentos e a amónia que apresentam variações idênticas nas duas situações. As análises de similaridade (ANOSIM) referentes a esses parâmetros apenas evidenciaram diferenças significativas para o factor mês (R global=0,679; $p=0,001$). Os testes entre pares de

poderão ser consideradas como comuns nestes tanques: *Abra tenuis*, *Abra ovata*, *Capitella* sp. e *Hediste diversicolor*. Com excepção do tanque 14, observa-se um aumento na abundância total dos macroinvertebrados do primeiro para o segundo período de amostragem (Figura 2) não se reconhecendo depois qualquer tendência comum aos diferentes tanques ao longo do tempo.

Na data da primeira amostragem (Maio 2011), a distribuição dos organismos bentónicos por espécie revelou a dominância do gastrópode *Hydrobia ulvae* (T11, T12, T13, T15 e T16). Esta preponderância não ocorreu nos tanques 14 e 17, cujas espécies dominantes foram, respectivamente, os bivalves *A. tenuis* e *A. ovata*. Neste período de amostragem e principalmente no tanque 11 o poliqueta *H. diversicolor* apresentou uma densidade elevada. Nas datas de amostragem seguintes deu-se o desaparecimento de *H. ulvae*. Em Setembro e Dezembro

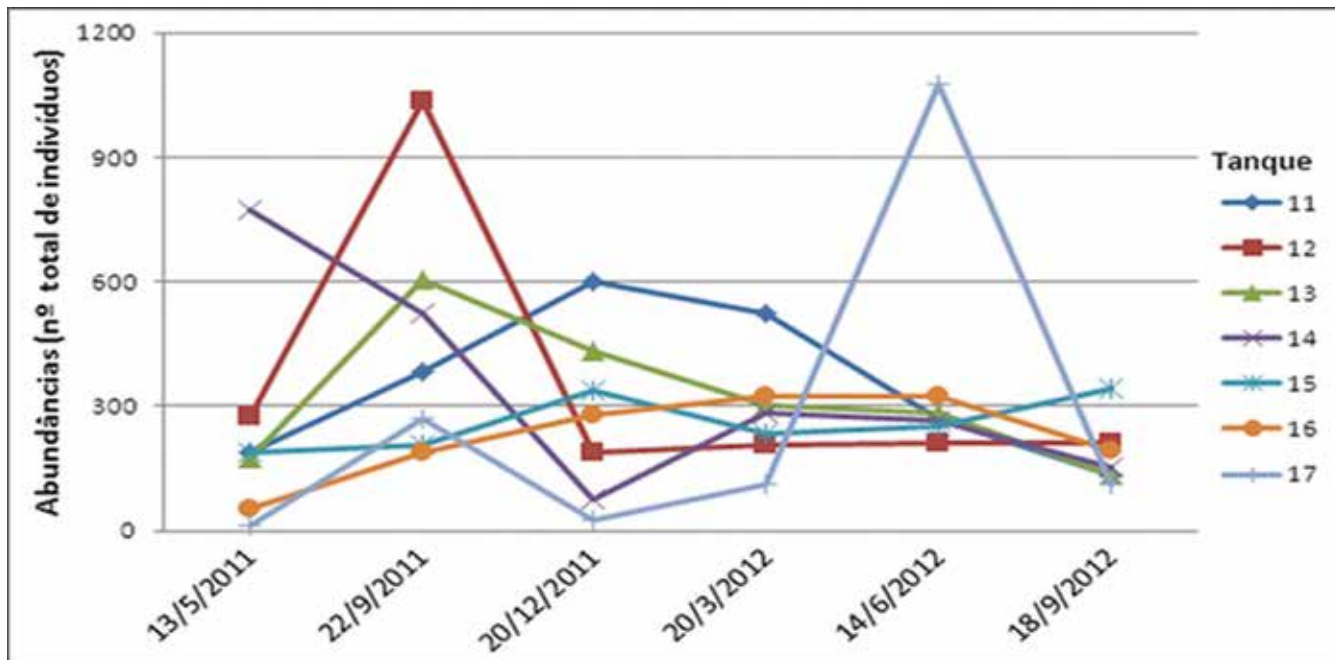


Figura 2 - Valores de abundância total nos tanques (Maio, Setembro e Dezembro de 2011, Março, Junho e Setembro de 2012).

de 2011 dominaram *A. ovata* e *A. tenuis*. Nos meses Março, Junho e Setembro de 2012 e embora os bivalves continuassem a ser o grupo dominante, registou-se um aumento na abundância de poliquetas, principalmente *H. diversicolor* e *Capitella* sp.. Esta tendência só não foi

observada no tanque 17, com um menor número de bivalves e onde se registou o aumento de *Chironomus salinarius* (larvas) e *Capitella* sp. (cf. Tabela II).

O tanque de controlo (T17) apresentou os valores

Tabela II: Lista de taxa recolhidos e valores médios de abundância (nº ind./ 0,05 m²) nos tanques.

Species	13/05/11						22/09/11						20/12/11						20/03/12						14/06/12						18/09/12												
	T11	T12	T13	T14	T15	T16	T17	T11	T12	T13	T14	T15	T16	T17	T11	T12	T13	T14	T15	T16	T17	T11	T12	T13	T14	T15	T16	T17	T11	T12	T13	T14	T15	T16	T17	T11	T12	T13	T14	T15	T16	T17	
<i>Abra ovata</i>			26.0				4.8	74.3	21.7	40.3	3.0	33.7	4.3	82.7	16.3	3.0	87.0	9.3	8.7	34.0	7.0	117.3	8.0	34.3	13.3	22.7	33.7	8.3	80.3	20.3	63.3	74.0	48.0	48.3	17.3	22.0	20.7	34.7	20.3	75.7	47.6	14.0	
<i>Abra tenuis</i>	14.3	186.0		1.0				38.0	296.7	133.7	18.0	14.7	11.3	1.0	80.3	95.7	72.7	8.3	18.7	27.7		32.7	18.3	14.3	20.3	16.7	13.0	0.7	0.3	0.7	1.0	3.0		1.0		18.3	2.0	7.3	2.7	4.0			
<i>Amphibalanus amphitrite</i>													0.3																														
Canicidae					1.0																																						
<i>Capitella</i> sp.	1.3	12.3	1.7	34.3		0.7		1.3	8.3	3.0	20.7	1.7	0.7	0.0			0.3					0.3	2.7	24.7	3.7	0.0	8.0	4.3	12.3	2.0	0.3	6.0	0.3	18.0	27.0	6.3	0.3	1.3	3.0	1.7	1.0	14.7	
<i>Cerastoderma glaucum</i>								0.3			1.7	0.7			0.7			0.3									0.7	0.3						0.3									
<i>Cereus pedunculatus</i>																																											
<i>Chironomus salinarius</i>																																											
<i>Crassostrea gigas</i>																																											
<i>Cymadusa filosa</i>												0.7	0.3																														
<i>Diopatra neapolitana</i>			0.3					2.0	1.3	1.0	0.3				0.3	0.3						0.3		0.3									0.3										
<i>Haliocladus</i> sp.						0.3																																					
<i>Herdiate diversicolor</i>	28.7	9.7		1.7	9.3			2.3	5.3	12.3	1.7	3.0	1.7		1.7	0.3	4.3	3.0	0.7	2.0		21.7	5.3	48.0	29.7	30.3	30.0		22.7	2.3	2.3	0.3	38.0	34.3	1.3	12.7	0.7	9.0	5.7	35.3	7.3	5.7	
<i>Hydrella glyca</i>		2.7																																									
<i>Hydrella ulvae</i>	30.3	82.3	58.7	2.7	34.0	14.3																																					
<i>Hydroids nigans</i>																																											
<i>Iphinoe teneila</i>																																											
<i>Marpysia sanguinea</i>																																											
<i>Mesopodopsis slabberi</i>								0.3		0.3	2.0	1.0	3.0							1.0	0.3									1.3							4.0	0.3	0.3				
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>											1.0	0.3						3.0		2.7									1.3		0.7												
<i>Monacrophium ochersicum</i>								0.3		0.3	0.3				0.7			1.0	0.3	0.3		0.0							0.3							3.0	1.3		1.0	0.3	2.0	1.3	0.7
<i>Neanthes caudata</i>																																											
<i>Noinereis laevigata</i>					0.3																																						
<i>Orchestia mediterranea</i>																																											
<i>Polaesmonetes varians</i>						0.3																																					
<i>Perinereis cultrifera</i>																																											
<i>Polydora cornuta</i>																																											
<i>Scrobicularia plana</i>																																											
<i>Solen marginatus</i>																																											
<i>Streblospio shrubsohl</i>																																											
<i>Tharyx</i> cf. <i>killarriensis</i>																																											
<i>Venerupis decussata</i>								0.3	1.0		1.7	0.3			0.7																												

de diversidade mais baixos em Maio, Setembro e Dezembro de 2011 e Setembro de 2012 e, por outro lado, o mais elevado em Junho de 2012. De uma forma geral estes valores revelaram tanques com um estado ecológico entre o medíocre e o razoável. Em todos os períodos de

amostragem os tanques com peixes e ostras (T12, T14, T16) apresentaram uma maior diversidade do que os tanques somente com peixes (T11, T13, T15), sendo excepção o tanque 15 em Setembro de 2011 (Figura 3).

Os valores do índice M-AMBI revelaram tanques

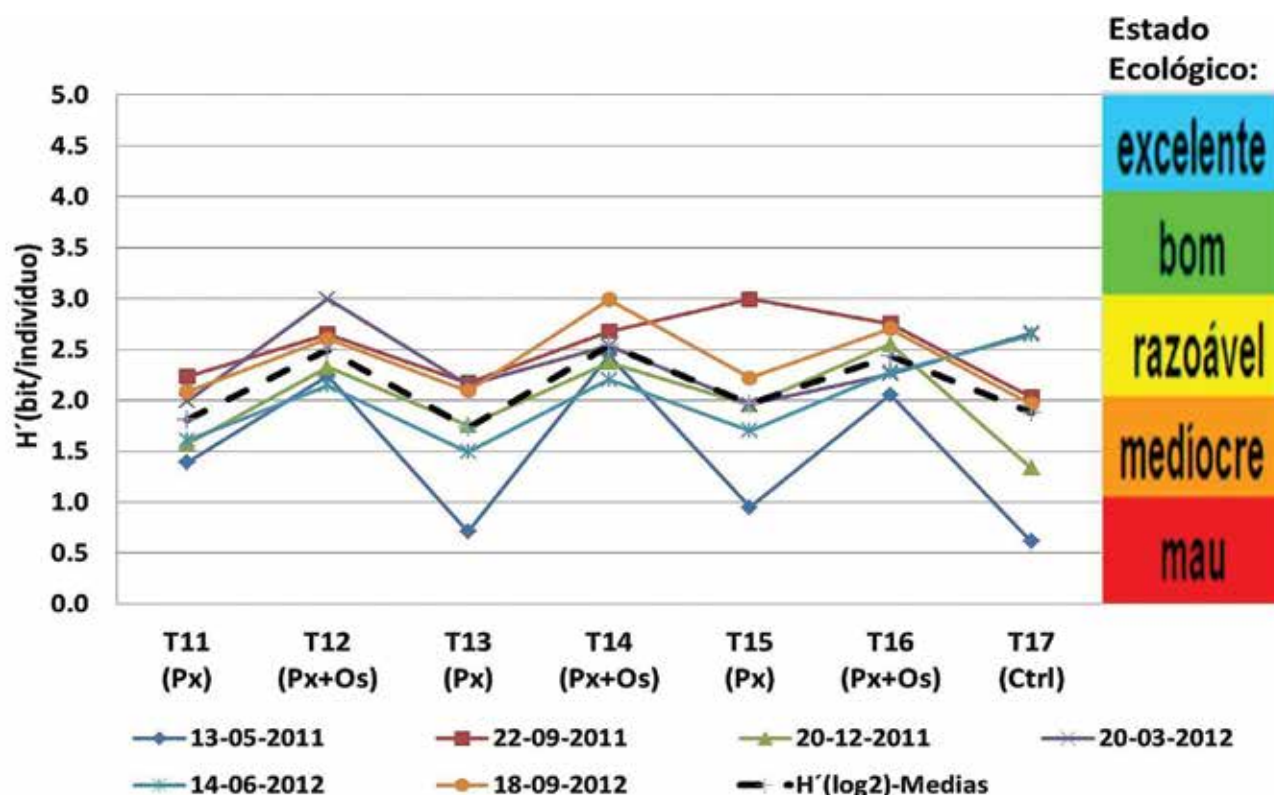


Figura 3 – Valores de diversidade Shannon-Wiener (bit/ind.) nos tanques (Maio, Setembro e Dezembro de 2011, Março, Junho e Setembro de 2012 e valores médios). Px: Peixe; Os: Ostras; Ctr: controle. (mau, medíocre, razoável, bom, excelente, segundo BETTENCOURT et al., 2004)

com um estado ecológico entre o razoável e o excelente, reflectindo as diferenças anteriormente referidas, com os tanques de monocultivo a apresentarem no geral um estado ecológico inferior aos tanques de policultivo. O tanque de controlo foi o que obteve, para o conjunto dos períodos amostrados, o pior resultado global para este índice (Tabela III).

A análise multivariada (MDS) das comunidades bentónicas presentes nos tanques ao longo do tempo mostra uma maior dispersão, logo uma grande heterogeneidade das comunidades, no primeiro período de amostragem, Maio 2011 (Grupo I). É visível o isolamento regular do

tanque 17 durante todo o período de estudo (Grupo II). No Grupo III salienta-se a sobreposição dos diferentes meses e uma relativa individualização de Dezembro de 2011. Este mês foi o mais frio e o que apresentou maiores valores médios de OD, NH_4 e NO_3 (Grupo IIIa). Nos restantes períodos de amostragem, observa-se uma tendência para o agrupamento dos tanques de monocultivo e dos tanques de policultivo (Figura 4).

Em Maio de 2011 registaram-se diferenças significativas (ANOSIM: R global=0,622; $p < 0,02$) entre os tanques com diferentes tipologias experimentais. As diferenças entre o tanque de controlo e os de mono e

1 De referir que os mesmos tanques, embora sujeitos a secagem prévia ao enchimento foram utilizados em sistema de policultivo com ostras numa experiência anterior.

Tabela III – Classificação (**mau**, **mediocre**, **razoável**, **bom**, **excelente**), através do índice M-AMBI, do estado ambiental dos tanques em cada momento de amostragem.

	11 (Px)	12 (Px+Os)	13 (Px)	14 (Px+Os)	15 (Px)	16 (Px+Os)	17 (Controlo)
Mai 2011	Bom	Excelente	Razoável	Excelente	Bom	Excelente	Razoável
Set 2011	Bom	Bom	Bom	Excelente	Excelente	Excelente	Bom
Dez 2011	Bom	Excelente	Bom	Bom	Bom	Excelente	Razoável
Mar 2012	Bom	Excelente	Bom	Excelente	Bom	Bom	Excelente
Jun 2012	Bom	Excelente	Bom	Bom	Bom	Excelente	Bom
Set 2012	Bom	Excelente	Bom	Excelente	Bom	Excelente	Bom

de policultivo foram significativas. Obtiveram-se resultados idênticos para os meses de Dezembro de 2011 (ANOSIM: R global=0,556; p<0,02), Março de 2012

(ANOSIM: R global=0,600; p<0,02) e Junho de 2012 (ANOSIM: R global=0,578; p<0,05). No final da experiência (Setembro de 2012) as diferenças foram significa-

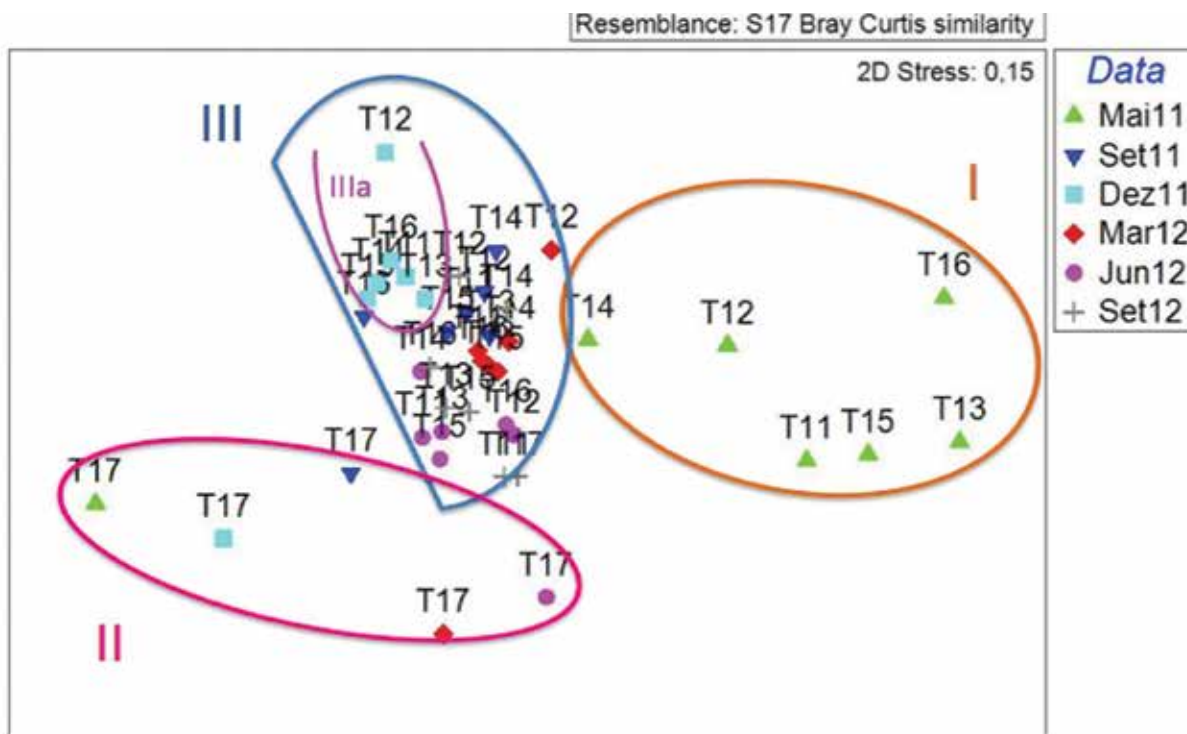


Figura 4 - Ordenação (MDS) dos tanques efectuada com base na matriz de similaridade de Bray-Curtis obtida a partir dos valores médios das abundâncias dos diferentes taxa.

Tabela IV – Taxa com maior contribuição (%) para a Dissemelhança entre cada dois dos grupos delineados *a priori* (A: Monocultivo – T11, T13, T15; B: Policultivo – T12, T14, T16; C: Controlo – T17).

Mês Taxa	Grupos % contribuição	% Dissemelhança média entre Grupos
Maio de 2011 <i>Abra tenuis</i> <i>Hediste diversicolor</i>	A e B	48,8
	30,5	
	17,9	100
	A e C	
	<i>Hydrobia ulvae</i> <i>Abra ovata</i>	41
	20,5	94,3
B e C		
<i>Hydrobia ulvae</i> <i>Cerastoderma edule</i>	23,41	
19,96		
Setembro de 2011 <i>Abra tenuis</i> <i>Capitella sp</i>	A e B	29,4
	12,8	
	9,9	38,7
	A e C	
	<i>Abra tenuis</i> <i>Hediste diversicolor</i>	27,4
	18,4	43,3
B e C		
<i>Abra tenuis</i> <i>Hediste diversicolor</i>	23,2	
13,3		
Dezembro de 2011 <i>Abra ovata</i> <i>Monocorophium scherusicum</i>	A e B	30,2
	24,4	
	17,8	65,9
	A e C	
	<i>Abra tenuis</i> <i>Abra ovata</i>	37,9
	18,7	64,9
B e C		
<i>Abra tenuis</i> <i>Scrobicularia plana</i>	32,4	
13,6		
Março de 2012 <i>Abra ovata</i> <i>Monocorophium scherusicum</i>	A e B	25,4
	14,4	
	11,1	58,9
	A e C	
	<i>Hediste diversicolor</i> <i>Abra tenuis</i>	23,5
	14,7	57
B e C		
<i>Abra tenuis</i> <i>Hediste diversicolor</i>	20,2	
14		
Junho de 2012 <i>Capitella sp</i> <i>Abra tenuis</i>	A e B	26,3
	29,3	
	11,5	62,5
	A e C	
	<i>Capitella sp</i> <i>Chironomus salinarius</i>	26,6
	20,9	51,6
B e C		
<i>Chironomus salinarius</i> <i>Capitella sp</i>	23,7	
19,9		
Setembro de 2012 <i>Tharyx cf. killariensis</i> <i>Abra tenuis</i>	A e B	35,6
	19,9	
	14,4	36
	A e C	
	<i>Capitella sp</i> <i>Abra tenuis</i>	20,2
	13,9	44,6
B e C		
<i>Abra tenuis</i> <i>Tharyx cf. killariensis</i>	21,7	
17,2		

tivas (ANOSIM: R global=0,689; $p < 0,02$), entre todas as tipologias (mono e policultivo; controlo e monocultivo; controlo e policultivo). No início da experiência (Setembro de 2011) não se registaram diferenças significativas (ANOSIM: R global=0,156; $p = 0,3$). A análise efectuada sobre a totalidade dos meses indica a existência de diferenças significativas (ANOSIM: R global=0,395; $p = 0,001$). Os testes entre pares de grupos (Pairwise Tests) revelaram que, para $p < 0,01$, com excepção dos pares Set2011-Dez2011, Set2011-Mar2012, Mar2012-Set2012 e Jun2012-Set2012 (Grupo III da Figura 4), havia diferenças significativas entre os restantes 11 pares de meses.

A análise SIMPER permitiu estabelecer quais as espécies que mais contribuíram para a diferenciação nos 3 grupos acima referidos (controlo, mono e policultivo). A Tabela IV apresenta os dois *taxa* que, em cada época de amostragem, mais contribuíram para a dissimelhança entre os diferentes grupos. As espécies globalmente responsáveis pelos maiores valores de dissimelhança verificados entre os diferentes grupos restringem-se a seis: *A. ovata*, *A. tenuis*, *H. ulvae*, *H. diversicolor*, *Capitella* sp. e *C. salinarius*. Estas espécies surgem com valores de abundância díspares nos diferentes grupos, mas sempre com as três maiores contribuições.

A análise em coordenadas principais dos descritores ambientais e da abundância das diferentes espécies ao longo do tempo e em cada tanque mostra que as tipologias de experimentação (monocultivo vs. policultivo)

não apresentam diferenças relevantes no que respeita aos descritores ambientais. Só o efeito temporal surge com alguma individualização, com os meses mais frios (Dezembro de 2011 e Março de 2012) separados dos restantes (Figura 5). As diferenças verificadas não são significativas para os dois primeiros factores (tipologia e tanque), com valores de R global (ANOSIM), respectivamente, de -0,07 ($p = 0,897$) e -0,07 ($p = 0,875$). Todavia o factor temporal apresenta diferenças significativas (R global=0,688; $p < 0,001$) e, com excepção dos pares Set2011-Jun2012, Set2011-Set2012 e Jun2012-Set2012 que correspondem ao período de verão, mais quente e com menores teores de oxigénio dissolvido, os meses divergem significativamente entre si.

A análise ANOSIM efectuada sobre a matriz que combina os valores médios globais dos descritores ambientais e os índices univariados revela a existência de diferenças significativas (R global=0,911; $p < 0,02$). A análise em componentes principais sobre os mesmos dados mostra que há separação entre as tipologias policultivo, monocultivo e controlo e permite perceber que a separação das tipologias (monocultivo e policultivo) está associada, no caso do monocultivo, à dominância de Simpson, silicatos, clorofila *a* e feopigmentos e, no caso do policultivo, à diversidade de espécies (índices de Shannon-Wiener, de Margalef e riqueza específica) e concentração de amónia (Figura 6).

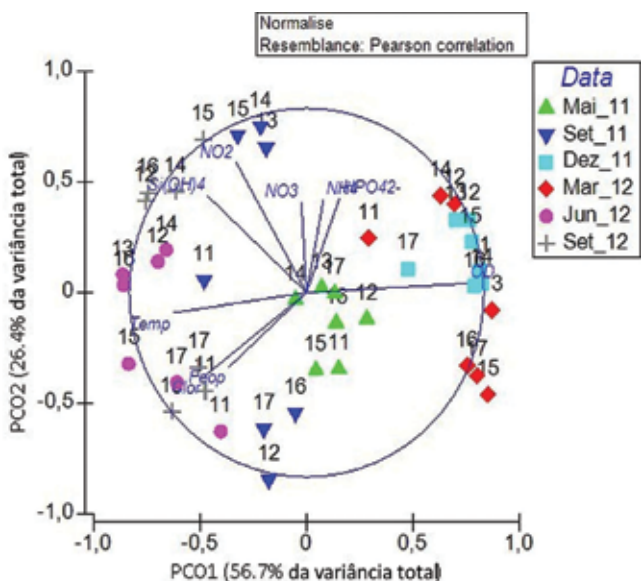


Figura 5 - Diagrama da análise em coordenadas principais (PCO) da influência dos descritores ambientais (vectores) no agrupamento dos tanques com base nos valores médios das abundâncias dos diferentes taxa em cada mês.

DISCUSSÃO

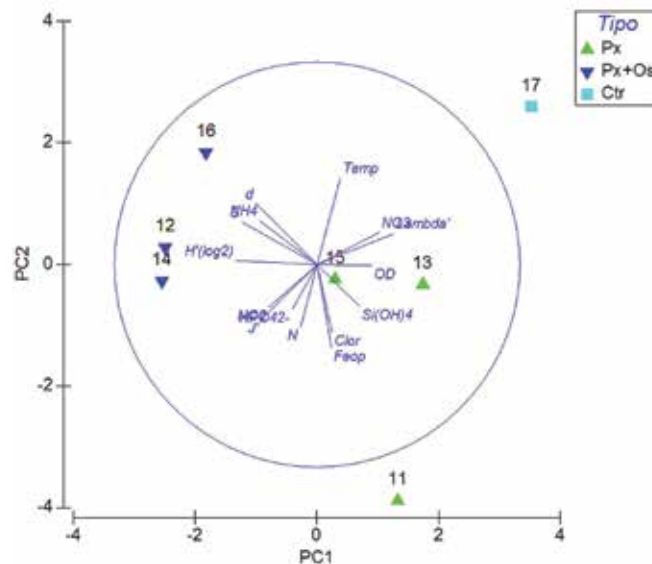


Figura 6 - Ordenação (análise em componentes principais - PCA) dos tanques experimentais com base na matriz de valores médios globais dos descritores ambientais e de comunidade (81,1% da variância retida nos três primeiros eixos).

A dominância dos grupos Polychaeta, Insecta e Bivalvia parece ser recorrente no cultivo em tanques de terra, tendo sido igualmente referida por SHISHEHCHIAN *et al.* (2001) e CARVALHO *et al.* (2004). O mesmo acontece com os géneros *Abra* spp. e *Capitella* spp. e as espécies *H. diversicolor* e *H. ulvae* que são observadas em grande abundância. As 32 espécies identificadas são, no entanto, um número reduzido quando comparado com o de outros trabalhos realizados na mesma zona geográfica (cf. MACHADO & CANCELA DA FONSECA, 1997; CARVALHO *et al.*, 2007).

É perceptível uma alteração bastante acentuada entre o primeiro período de amostragem e os restantes, com o desaparecimento de *H. ulvae*, espécie referida por PITA *et al.* (2002) como sendo altamente predada pelas douradas. Sabe-se também que *H. ulvae* é sensível à eutrofização, desencadeando este processo a redução das suas densidades (LILLEBØ *et al.*, 1999 e referências aí citadas). Todavia, se estes factos podem explicar o seu desaparecimento nos tanques 11 a 16, não permitem perceber a ausência desta espécie em T17 durante todo o período do estudo, a qual só poderá ser atribuída a alguma aleatoriedade na colonização dos diferentes tanques.

Não foi observável uma tendência significativa para a diminuição da abundância ou diversidade das espécies ao longo do tempo o que indica que os níveis de produção piscícola utilizados não levaram a uma deterioração dos fundos. Segundo CARVALHO *et al.* (2007), *H. diversicolor* tem um papel activo no aumento da diversidade em tanques de aquacultura contribuindo, a par de *Capitella* spp, para a decomposição da matéria orgânica e prevenindo a acumulação de detritos orgânicos (HEILSKOV & HOLMER, 2001).

Os valores do índice M-AMBI, que não apontam para uma degradação das condições do ambiente, apenas revelaram dois períodos em que se observou um estado ecológico moderado, reforçando a conclusão anterior.

As relações sugeridas entre os descritores ambientais e as tipologias de cultivo indicam que (cf. Figura 6), na tipologia policultivo, a associação negativa com a clorofila *a* e os feopigmentos e positiva com a amónia poderá estar relacionada com a actividade das ostras que, com a sua filtração intensa, leva à redução do fitoplâncton e, com a excreção, a um aumento de amónia (cf. PIETROS & RICE, 2003; MODESTO *et al.*, 2010).

A maior diversidade nos tanques com peixes e ostras, relativamente aos tanques só com peixes, sugere um efeito benéfico das ostras sobre a qualidade da água

dos tanques, contribuindo para uma possível redução do estado trófico (MODESTO *et al.*, 2010). Há que ter em atenção que nos resultados do primeiro período de amostragem, já era visível (embora não significativa) a diferença entre tanques de poli e monocultivo. Todavia, só na 1ª amostragem houve tanques classificados como maus em função dos valores de diversidade (cf. valores de referência em BETTENCOURT *et al.*, 2004). Nesta data (Maio de 2011) os tanques com diferentes tipologias experimentais, apresentaram globalmente diferenças significativas. Como a amostragem foi feita 3 dias depois da introdução das ostras e antes da introdução dos peixes os resultados indicam que a situação de partida não era homogénea nos diferentes tanques utilizados¹. O valor do stress (0,15) está (cf. Figura 4) acima do limiar que permite aceitar sem reservas que os diagramas traduzem uma boa ordenação (0,1 de acordo com CLARKE & WARWICK, 1994) pelo que a interpretação deve ser cautelosa. No entanto os resultados dos testes ANOSIM validam a interpretação avançada.

A utilização do tanque 17 como controlo não foi esclarecedora. Desde o início foi bastante diferente de todos os outros em termos de composição das comunidades, não sendo possível afirmar com certeza que as diferenças observadas ao longo do tempo se devam às condições experimentais testadas. Verifica-se que as diferenças se mantiveram ao longo do tempo, podendo presumir-se que estejam dependentes de um factor ambiental não controlado, podendo apontar-se diferentes causas para essas diferenças (história de utilização diferente que levou a uma natureza biogeoquímica própria ou diferenças na circulação de água dentro dos tanques). Será contudo de ponderar qual (quais) a(s) causa(s) das diferenças registadas, devendo estes resultados ser confirmados por estudos posteriores.

Os resultados obtidos com o índice M-AMBI (cf. Tabela III), a consistência das diferenças observadas resultantes dos valores médios globais dos parâmetros ambientais e dos descritores da comunidade respeitantes à totalidade do período estudado (cf. Figura 6) e o facto dos tanques em policultivo se destacarem de todos os outros (controlo e monocultivo) permite aceitar a influência benéfica da utilização do policultivo de ostras e douradas (com impacto favorável na diversidade e riqueza específica dos macroinvertebrados bentónicos).

CONCLUSÕES

Os resultados referentes aos macroinvertebrados mostram que a presença das ostras tem influência nas variações que ocorrem nas comunidades bentónicas. Os dados evidenciaram diferenças entre os tanques só com douradas e aqueles que continham douradas e ostras, sendo o estado ecológico dos primeiros, no geral, inferior ao dos segundos, o que permite aceitar o policultivo com ostras como favorável à melhoria da qualidade ecológica dos tanques com impacto positivo na diversidade e riqueza específica dos macroinvertebrados bentónicos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro do Programa de Cooperação Transfronteira Espanha/Portugal (ACCIÓN 2 - Estudios sobre indicadores de calidad en los cultivos - composición de las comunidades bentónicas) através do projecto “BONAQUA - Cooperación transfronteriza para el desarrollo de buenas prácticas sanitarias en acuicultura marina e indicadores de calidad en acuicultura marina”. Agradecem também à Sara Castanho, ao João Gomes, à Olesya Kutsyna, ao Ravi Luna e, em particular, à Helena Teixeira e à Ana Margarida Gamboa, pelo precioso auxílio prestado durante as campanhas de amostragem. Expressam ainda um agradecimento especial à Helena Teixeira, que levou a cabo a triagem de todas as amostras. Agradecem igualmente aos dois revisores anónimos cujas críticas e sugestões foram relevantes para a melhoria do manuscrito.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, M.J., GORLEY, R.N. & CLARKE, K.R., 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. Plymouth, UK, PRIMER-E, 214pp
- ANTONY, S.P. & PHILIP, R., 2006. Bioremediation in shrimp culture systems. *NAGA, WorldFish Center Quarterly*, **29**(3-4): 62-66.
- BARBA, B., LARRAÑAGA, A., OTERMIN, A., BASAGUREN, A. & POZO, J. 2010. The effect of sieve mesh size on the description of macroinvertebrate communities. *Limnetica*, **29**(2): 211-220
- BARNES, R.S.K., 1980. *Coastal Lagoons*. Cambridge. Cambridge Univ. Press. 106p.

- BETTENCOURT, A., 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., 2004. *Typology and reference conditions for Portuguese transitional and coastal waters (TICOR)*. INAG and IMAR, Lisbon.
- BORJA, A., FRANCO, J. & MUXIKA, I., 2004. The biotic indices and the Water Framework Directive: the required consensus in the new benthic monitoring tools. *Marine Pollution Bulletin*, **48**, 405-408.
- BRAY, J. R. & CURTIS, J. T. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, **27**: 325-349.
- BURFORD, M.A., SELLARS, M.J., ARNOLD, S.J., KEYS, S.J., CROCOS, P.J. & PRESTON, N.P., 2004. Contribution of the natural biota associated with substrates to the nutritional requirements of the post-larval shrimp, *Penaeus esculentus* (Haswell), in high-density rearing systems. *Aquaculture Research*, **35**: 508-515.
- CANCELA DA FONSECA, L., BERNARDO, J.M., COSTA, A.M., FALCÃO, M. & VALE, C. 2001. Seasonal chemical changes and eutrophication of a land-locked coastal lagoon (St. André, SW Portugal). *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, Sup. N.º 6: 167-183.
- CARVALHO, S., MOURA, A., FALCÃO, M., PEREIRA, P., CANCELA DA FONSECA, L., DINIS, M. T. & POUSÃO-FERREIRA, P. 2004. Dinâmica inicial das comunidades de macrofauna bentónica numa piscicultura em regime semi-intensivo. *Revista Biologia* (Lisboa), **22**: 183-198
- CARVALHO S., CÚRDIA J., MOURA A., GASPAR M.B., DINIS M.T., POUSÃO-FERREIRA P. & CANCELA DA FONSECA L. 2007 The influence of white seabream (*Diplodus sargus*) production on macrobenthic colonization patterns. *Acta Oecologica* **31**: 307-315.
- CLARKE, K.R. & GORLEY R.N. 2006. *PRIMER v6: User manual/tutorial*, Plymouth UK, PRIMER-E, 192pp.
- CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M. 1994. *Change in marine communities: an approach to*

- statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council. Plymouth. 144 pp.
- DIAZ, R.J. 1992. Ecosystem assesment using estuarine and marine benthic community structure. In: G. A. BURTON JR (ed.). *Sediment Toxicity Assessment*, Lewis Publishers, Chelsea, Michigan: 67-85.
- ELLIOTT M. & WHITFIELD A.K. 2011. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **94**: 306-314.
- GAMITO S. 1997 Sustainable management of a coastal lagoonal system (Ria Formosa, Portugal): an ecological model for extensive aquaculture. *International Journal of Salt Lake Research*, **6**: 145-173.
- GRASSHOFF, K. EHRHARDT, M. & KREMLING K. (Editors) 1983. *Methods of Seawater Analysis. Second, Revised and Extended Edition*. Weinheim/Deerfield Beach, Florida: Verlag Chemie, 419 pp.
- HARGRAVE, B.T., DUPLISEA, D.E., PFEIFFER, E. & WILDISH, D.J. 1993. Seasonal changes in benthic fluxes of dissolved oxygen and ammonium associated with marine cultured Atlantic salmon. *Marine Ecology Progress Series*, **96**, 249–257.
- HAYA, K., BURRIDGE, L.E. & CHANG, B.D. 2001. Environmental impact of chemical wastes produced by the salmon aquaculture industry. *ICES Journal of Marine Science*, **58**: 492–496.
- HEALY B. 2003. Coastal lagoons. In: M.L. Otte (ed) *Wetlands of Ireland. Distribution, ecology, uses and economic value*. Dublin, University College Dublin Press p. 51-78.
- HEILSKOV, A. C. & HOLMER, M. 2001. Effects of benthic fauna on organic matter mineralization in fish-farm sediments: importance of size and abundance. *ICES Journal of Marine Science*, **58**: 427–434.
- HOLMER, M. 1991. Impacts of aquaculture on surrounding sediments: generation of organic-rich sediments. In: N.D. Pauw & J. Joyce (eds.), *Aquaculture and the environment*, Belgium. European Aquaculture Society Special Publication, **16**: 155- 176.
- JOSEFSON, B. 1986. Temporal heterogeneity in deep-water soft sediment – an attempt to reveal temporal structure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **23** : 147-169.
- KRISTENSEN, K., 2001. Impact of polychaetes (*Nereis* spp. and *Arenicola marina*) on carbon biogeochemistry in coastal marine sediments. *Geochemical Transactions*, **12**, 12 pp.
- KELLY, M. & NAGUIB, M., 1984. Eutrophication in coastal marine areas and lagoons: a case study of “Lac de Tunis”. *Unesco reports in Marine Science*, **29**: 1-28.
- KREBS, C.J., 1989. *Ecological Methodology*. New York, Harper Collins Publishers, 654pp.
- KRUSKAL, J. B. & WISH, M. 1978. *Multidimensional scaling*. Beverly Hills, CA, Sage Publishers, 93pp.
- LILLEBØ, A.I., PARDAL, M.A. & MARQUES, J.C., 1999. Population structure, dynamics and production of *Hydrobia ulvae* (Pennant) (Mollusca: Prosobranchia) along an eutrophication gradient in the Mondego estuary (Portugal). *Acta Oecologica*, **20**(4): 289–304.
- MACHADO, M. & CANCELA DA FONSECA, L. 1997. Nota sobre o macrozoobentos de uma instalação de piscicultura semi-intensiva (Olhão, Portugal). Actas do 9º Congresso do Algarve: Vilamoura, Portugal 907-919.
- MADRP, 2007. Plano Estratégico Nacional para a Pesca 2007-2013. MADRP – DGPA, Lisboa, 84 pp.
- MAFF, 1993. *Analysis and interpretation of benthic community data at sewage-sludge disposal sites*. Aquatic Environment Monitoring Report No37, MAFF Directorate of Fisheries Research, Lowestoft, 80pp.
- MODESTO, G.A., MAIA, E.P., OLIVEIRA, A. & BRITO L.O., 2010. Utilização de *Crassostrea rhizophorae* (Guilding 1828) no tratamento dos efluentes do cultivo de *Litopenaeus vannamei* (Boone 1931). *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, **5**(3): 367-375.
- MORRISEY, D. J., GIBBS, M. M., PICKMERE, S. E. & COLE, R. G. 2000. Predicting impacts and recovery of marine-farm sites in Stewart Island, New Zealand, from the Findlay - Watling model. *Aquaculture*, **185**: 257-271.
- MUXIKA I., BORJA A. & BALD J., 2007. Using historical data, expert judgment and

- multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, **55**: 16-29.
- NUNES, A.J.P., GESTEIRA, T.C.V. & GODDARD, S. 1997. Food consumption and assimilation by the Southern brown shrimp *Penaeus subtilis* under semi-intensive culture in NE Brazil. *Aquaculture* **149**: 121-136.
- PARSONS, T., MAITA, C. & LALLY, C. 1984. *A manual of chemical and biological methods of seawater analysis*. Oxford, Pergamon, 173 pp
- PIELOU, E.C., 1966. Species-diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. *Journal of Theoretical Biology*, **10**: 370-383.
- PIETROS J.M. & RICE M.A., 2003. The impacts of aquacultured oysters, *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) on water column nitrogen and sedimentation: results of a mesocosm study. *Aquaculture*, **220**: 407-422.
- PINNA, M., MARINI, G., ROSATI, I., NETO, J.M., PATRÍCIO, J., MARQUES, J.C. & BASSET, A., 2013. The usefulness of large body-size macroinvertebrates in the rapid ecological assessment of Mediterranean lagoons. *Ecological Indicators*, **29**: 48-61.
- PITA C., GAMITO S. & ERZINI K., 2002. Feeding habits of the gilthead seabream (*Sparus aurata*) from the Ria Formosa (southern Portugal) as compared to the black seabream (*Spondyllosoma cantharus*) and the annular seabream (*Diplodus annularis*). *Journal of Applied Ichthyology*, **18**: 81-86.
- REES, H. L., MOORE, D. C., PEARSON, T. H., ELLIOTT, M., SERVILE, M., POMFRET, J. & JOHNSON, D. 1990. Procedures for the monitoring of marine benthic communities at UK Sewage Sludge Disposal Sites. *Scottish Fisheries Information Pamphlet*, **18**: 1-79. Dep. Agriculture and Fisheries for Scotland.
- RODRIGUES, A.M., MEIRELES, S., PEREIRA, T. & QUINTINO, V., 2007. Spatial heterogeneity recognition in estuarine intertidal benthic macrofaunal communities: influence of sieve mesh-size and sampling depth. *Hydrobiologia*, **587**: 37-50.
- SHISHEHCHIAN, F., YUSOFF, F. M. & SHARIFF, M. 2001. The effects of commercial bacterial products on macrobenthos community in shrimp culture ponds. *Aquaculture International*, **9**: 429-436.
- SOUZA REIS, C., GUERREIRO, J., MONTEIRO, A., CASTRO, J., DUARTE, P., RAIMUNDO, L. & SANTOS, A. 1985. Contribuição para o estudo da Bionomia Bentónica da "Ria" Formosa (zona da Ilha de Tavira) - I. Dados preliminares. *Text et Res. Sép. "Systèmes Lagunaires - Ria Formosa"*. Institut Franco-Portugais. Lisboa.
- VALIELA, I. 1984. *Marine Ecological Processes*. New York, Springer-Verlag, 546 pp.