

Mónica Cristina Vasconcelos de Maia-Mendes

Estrutura da comunidade de macroinvertebrados
bentónicos do estuário do rio Minho

Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar

Universidade do Porto

2007

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências
Biomédicas de Abel Salazar para obtenção do grau de
Mestre em Ciências do Mar – Recursos Marinhos,
especialidade Ecologia Marinha

Resolução 12/SC/95, D.R. nº 169, II série, de 24 de Julho de 1995

Orientação: Doutor José Carlos Antunes

O rio faz desvios inesperados porque ninguém lhe ensinou o caminho.

Ditado africano

RESUMO

RESUMO

Os estuários são, desde tempos imemoriais portas de entrada e de saída para o interior dos rios e destes para o mar. Pela sua localização privilegiada de interface Mar/Rio/Terra foram desde sempre locais muito procurados pelas populações, exercendo sobre estes grandes pressões.

Tratando-se de zonas de transição entre a água doce dos rios para a água salgada marinha, apresentam características únicas que lhes conferem grande importância biológica, especialmente devido às condições de protecção da agressividade do mar adjacente, proporcionando aos seres vivos que albergam, locais de permanência, alimentação e “nursery” para numerosas espécies de alto valor comercial.

O estuário do rio Minho, com os seus 40 km de comprimento ainda se encontra pouco explorado, podendo ser considerado um estuário de referência para estudos ecológicos. Como forma de ampliar esse conhecimento de base foram realizadas, no seu troço inferior, no Verão de 2003, diferentes campanhas de amostragem ao longo de 23 locais, de forma a avaliar as comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes no seu leito e a sua variação espacial ao longo de um gradiente de salinidade.

Foram identificadas 66 espécies de macroinvertebrados num total de 9 221 indivíduos. Estas espécies encontram-se distribuídas da seguinte forma:

Artrópodes: 30 (entre os quais 17 Crustáceos e 13 Insectos), Anelídeos: 16, Moluscos: 9, Nemátodes: 6, Platelminas: 2 e Outros Grupos Faunísticos: 3.

A abundância específica apresentou grandes variações espaciais oscilando entre 3 (em S3) e 18 (em S15) espécies por local de amostragem, sendo a abundância média de 11728 ind./m². O mesmo tipo de variação foi encontrado para os diferentes índices de diversidade.

A comunidade biológica presente no troço de rio estudado repartiu-se por quatro grandes grupos. O grupo A engloba as estações presentes no baixo estuário onde ocorrem depósitos de areias finas e médias muito próximas da embocadura do rio e onde a salinidade permanece elevada estando colonizadas por algumas espécies tolerantes à salinidade e à sua elevada oscilação, tais como *Haustorius arenarius*, *Eurydice pulchra* e *Saduriella losadai*, formando comunidades constituídas sobretudo por poliquetas, nomeadamente *Hediste diversicolor*. As estações do grupo B localizam-se numa zona muito próxima do sapal, As espécies mais representativas são crustáceos

isópodes, especialmente *Eurydice pulchra* e *Cyathura carinata* e os anelídeos *Hediste diversicolor*, *Pygospio elegans* e *Neanthes virens* e o bivalve *Cerastoderma edule*. As estações dos grupos C e D localizam-se na parte superior do estuário, na transição para zonas de características fluviais, com sedimentos de areia mais grosseira. As espécies dominantes são o isópode *Saduriella losadai* (grupo D) e o bivalve *Corbicula fluminea* (grupo C), que atinge, em alguns locais elevadas densidades torna-se o colonizador mais importante desta área.

Pela análise das curvas de k-dominância pode-se verificar que a dominância cumulativa para as diferentes estações era na sua maioria (> 50%) garantida por apenas uma espécie, variando para os diferentes grupos. A distribuição ecológica dos macroinvertebrados bentônicos foi fortemente condicionada pelo teor de oxigênio, pelo pH e pela textura dos sedimentos.

SUMMARY

SUMMARY

Estuaries are, since immemorial times, communication points between the rivers and the sea. For its privileged location of interface Sea/River/Land, they had been always looked by the populations with great interest, exerting on these great pressures.

Being transition areas between freshwater that enters from the rivers and the salty water from the sea, presents unique characteristics that confer them great biological importance, especially protection of the aggressiveness of the adjacent sea, providing places of permanence, feeding and nursery for numerous species of high commercial value.

The Minho river estuary, with its 40 km, still little explored, being able to be considered an estuary of reference for ecological studies. As form to extend this base knowledge, had been carried out, in its inferior chunk, during the summer of 2003, different campaigns of sampling throughout 23 places, in form to evaluate the communities of benthic macro invertebrates in its stream bed and its space variation throughout a salinity gradient.

Sixty six species of macro invertebrates in a total of 9 221 individuals had been identified. These species were distributed of the following form:

Arthropods: 30 (with 17 Crustaceans and 13 Insects), Annelids: 16, Molluscs: 9, Nematodes: 6, Platelminths: 2 and Other Groups: 3.

The specific abundance presented great space variations, oscillating between 3 (in S3) and 18 (in S15) species for sampling place, with an average of 11728 ind./m². The same variations were found for the different diversity index.

The biological communities present in the studied area, were distributed for four great groups. The A group sustain the stations in the low estuary where fine and medium sand deposits occur, near the mouth of the river and where the salinity remains high, being colonized for tolerant species to high and non-constant salinity, such as *Haustorius arenarius*, *Eurydice pulchra* and *Saduriella losadai*, and polychaetes as *Hediste diversicolor*. The stations of B group were situated in a zone very next to the salt marsh. The most representative species are crustaceans' isopods, especially *Eurydice pulchra* and *Cyathura carinata* and the annelids *Hediste diversicolor*, *Pygospio elegans* and *Neanthes virens* and clam *Cerastoderma edule*. The stations of C and D groups are situated in the superior part of the estuary, in the transition for zones of fluvial characteristics, with coarser sand sediments. The dominant species were isopod *Saduriella losadai* (D group)

and clam *Corbicula fluminea* (C group) that reaches, in some places, high densities and becomes the most important specie in the area.

For the analysis of the k-dominance curves it can be verified that the cumulative dominance for the different stations was in its majority (50%) guaranteed by only one specie, varying it between groups. The ecological distribution of the benthics macro invertebrates was strong conditioned for the level of oxygen, pH and the sediments.

ÍNDICE

Índice

1. Introdução	1
1.1. A zona costeira do Alto Minho e a sua ocupação antrópica	2
1.2. O ambiente estuarino	3
1.3. Interesse do estudo das comunidades de macroinvertebrados bentónicos	4
1.4. Funcionamento das comunidades de macroinvertebrados bentónicos sob o ponto de vista trófico	5
1.5. Objectivos do trabalho	6
2. Breve descrição da bacia hidrográfica do rio Minho	8
2.1. Aspectos topográficos e geomorfológicos	9
2.2. Estuário do rio Minho	11
2.2.1. Regime de marés	12
2.2.2. Clima	13
2.2.3. Hidrologia	13
2.2.4. Sedimentos	13
2.2.5. Ocupação Humana	14
2.2.6. Classificação - Estatutos Especiais	14
3. Material e métodos	15
3.1. Estações de amostragem	16
3.2. Método e periodicidade de amostragem	17
3.3. Análises físico-químicas	18
3.4. Tratamento das amostras e identificação taxonómica	19
3.5. Determinação da biomassa	20
3.6. Análise de dados	21
4. Resultados	23
4.1. Factores físico-químicos	24
4.1.1. Temperatura	24
4.1.2. Salinidade	24
4.1.3. pH	25
4.1.4. Oxigénio dissolvido	25
4.1.5. Granulometria do sedimento	26
4.1.6. Matéria orgânica presente no sedimento	27

4.2. Factores bióticos do estuário do rio Minho	28
4.2.1. Abundância, diversidade e biomassa da comunidade de macroinvertebrados bentónicos	28
4.2.2. <i>Corbicula fluminea</i>	35
4.3. Composição da comunidade de macroinvertebrados bentónicos e análise dos factores físico-químicos	37
4.3.1. Dados biológicos	37
4.3.2. Factores físico-químicos	41
5. Discussão	44
5.1. Factores abióticos	45
5.2. Estrutura macrobentónica presente no estuário do rio Minho	46
6. Conclusão	50
7. Bibliografia	53
Anexos	70
Anexo I	71
Anexo II	73
Anexo III	75
Anexo IV	77
Anexo V	79
Anexo VI	81

1. INTRODUÇÃO

1. INTRODUÇÃO

1.1. A zona costeira do Alto Minho e a sua ocupação antrópica

As regiões costeiras do Alto Minho sofreram desde de sempre uma grande pressão humana, especialmente graças às suas óptimas condições de habitabilidade com climas amenos e facilidade de obtenção de alimentos graças à sua ampla interface terra/mar, o que levou ao desenvolvimento da actividade agrícola e piscatória e conseqüentemente do comércio e indústria. A facilidade de transporte por mar, fez desta região uma das mais apetecíveis para a ocupação antrópica. Os relatos de ocupação remontam ao Paleolítico sendo possível encontrar vestígios de instrumentos paleolíticos nas praias e depósitos do quaternário especialmente nas regiões de Moledo, Vale do Âncora, Carreço e Viana do Castelo, bem como pinturas rupestres em Carreço e Montedor e túmulos do Neolítico na Gelfa e Castelo de Neiva. É de realçar a presença das salgadeiras no Mindelo ou dos viveiros de marisco de Viana do Castelo ou de salinas escavadas no granito. Podem ainda ser encontrados diversos vestígios de castros e inúmeros fortes militares.

A costa do Alto Minho é baixa, apresentando apenas alguns troços de costa rochosa com pequenas escarpas de 1 a 2 metros, talhadas em formações do Quaternário. As praias arenosas ocupam cerca de 60% da extensão de costa sendo a restante ocupada, em partes aproximadamente iguais, por praias de cascalho ($\pm 20\%$) e costa rochosa ($\pm 20\%$). Esta extensa faixa de areia funcionou, desde sempre, como um convite à ocupação humana, estando toda esta região litoral densamente povoada, com grandes cidades, como é o caso de Viana do Castelo ou com uma ocupação sazonal, especialmente durante o Verão, na zona de Moledo e Caminha e ao longo das margens do estuário do rio Minho principalmente entre Seixas e Lanhelas.

Actualmente, esta zona encontra-se sob forte pressão com a construção de inúmeras infra-estruturas que vão desde portos, marinas, piscinas, bares, restaurantes ou mesmo parques industriais. Toda esta actividade humana reflecte-se mais intensamente nas desembocaduras dos rios e em todo o seu estuário.

1.2. O ambiente estuarino

A palavra estuário deriva do latim *aestus* – maré, e é geralmente reconhecido como uma ligação de um rio ao mar ou, segundo Cameron & Pritchard (1963) “um corpo de água semi-fechado, possuindo uma livre conexão com o mar aberto, dentro do qual a massa de água de origem marinha se dilui de forma mensurável com a água doce proveniente da drenagem continental”. Esta primeira definição de estuário é um pouco limitativa, excluindo zonas com uma ligação esporádica a mar aberto ou com ampla ligação ao mar, como golfos ou baías, nem leva em linha de conta a influência da maré com a consequente oscilação de salinidade e temperatura. Numa tentativa de completar esta definição, Perrillo (1995) define estuário como sendo um “corpo de água costeiro semi-fechado que se estende até ao limite efectivo da maré, em que no seu interior penetra água salgada proveniente de uma ou mais conexões livres com o mar aberto, ou qualquer outro corpo de água salino costeiro, sendo significativamente diluído pela água doce proveniente da drenagem continental, e consegue sustentar espécies biológicas eurialinas durante todo ou parte do seu ciclo de vida”.

Do ponto de vista geológico os estuários são estruturas efémeras (Levinton, 1995), estando sujeitos à subida e descida do nível do mar, bem como a fenómenos de subsidência de origem tectónica, não possuindo mais do que 8 a 10 mil anos, tendo sido formados depois da última glaciação (Barnes, 1976; Day *et al*, 1989; McLusky, 1989; Dyer, 1997).

A acção das marés sobre o estuário permite-nos subdividi-lo em três zonas: superior, médio e inferior (Fairbridge, 1980). O estuário inferior ou marinho, apresenta livre conexão com o mar, dominando a água salgada. O estuário médio encontra-se sujeito a uma forte mistura de água doce e água salgada. Já o estuário superior ou fluvial, caracteriza-se pela presença de água doce, mas ainda se encontra sujeito à influência das marés.

Muitos outros factores influenciam e condicionam os diferentes estuários. Entre estes podem-se destacar a força e intensidade das marés, o caudal fluvial, o tipo e quantidade de drenagens, o vento, a intensidade luminosa instantânea ou acumulada, a distribuição e teor de oxigénio, o tipo de sedimento, a temperatura, entre muitos outros, bem como as diferentes interações que ocorrem entre eles. Assim, e do ponto de vista fisiológico, os estuários apresentam-se como ambientes muito rigorosos e perturbadores para a maioria dos organismos que os povoam, pois tratando-se de ambientes de

transição entre água doce e salgada onde todos estes factores interagem de forma variável, complexa e não facilmente mensurável (deWitt *et al.*, 1998), torna-se muitas vezes difícil determinar qual a variável ou conjunto de variáveis que controlam um qualquer tipo de ocorrência.

1.3. Importância do estudo das comunidades de macroinvertebrados bentónicos

No grupo dos macroinvertebrados bentónicos incluem-se os seres vivos com tamanhos a partir de 1 mm, embora nem todos os autores sejam unânimes na escolha do tamanho mínimo, podendo este variar entre os 0,5 mm e o 1 mm (Parsons *et al.*, 1984; Libes, 1992; Schacher & Wooldridge, 1996; Little, 2000). Das diferentes espécies que se podem encontrar nos estuários, os macroinvertebrados bentónicos são os mais utilizados como bioindicadores, devidos às suas características peculiares. Segundo diferentes autores (Grémare *et al.*, 1998; Little, 2000; Timsit *et al.*, 2004; Caeiro *et al.*, 2005; Ziglio *et al.*, 2006;), estes seres vivos apresentam um conjunto de características que os tornam únicos e de elevada importância para os estudos de monitorização ambiental, tais como:

- apresentam fraca mobilidade e baixos índices de dispersão quando comparados com outros grupos faunísticos;
- apresentam limitada capacidade de migração em resposta a condições adversas;
- são ubíquos e, em regra, abundantes;
- possuem um período de vida suficientemente longo para reflectir os efeitos das condições de stress a que estiveram sujeitos;
- são fácil, rápida e economicamente identificáveis;
- são indicadores sensíveis e fiáveis da qualidade dos ambientes aquáticos;
- reflectem com fidelidade condições ambientais que variam ao longo do tempo;
- vivem em sedimentos onde a exposição a situações stressantes, tais como contaminantes químicos ou carência de oxigénio, são mais frequentes;
- a elevada diversidade taxonómica das comunidades bentónicas permite obter uma resposta às múltiplas condições de stress;

- apresentam respostas variadas a múltiplos tipos de stress ambiental;
- as diferentes espécies apresentam diferentes sensibilidades aos poluentes, fornecendo uma ampla gama de respostas face a diferentes níveis de contaminação ambiental;
- podem fornecer informação acerca de episódios de poluição passados e/ou esporádicos;
- geralmente de grandes dimensões (>125 ou 250 μm);
- ocupam uma vasta gama de microhabitats;
- proporcionam uma ligação aos níveis tróficos superiores;
- são economicamente relevantes, sendo um nível importante das teias alimentares de peixes demersais e invertebrados epibênticos utilizados na alimentação humana;
- são um elo importante na reciclagem de nutrientes presentes nos sedimentos.

No entanto decorrem algumas desvantagens da sua utilização, nomeadamente a sazonalidade dos seus ciclos de vida e a sua distribuição geográfica não aleatória, condicionantes estes que são manifestamente superados pelas vantagens apresentadas.

1.4. Funcionamento das comunidades de macroinvertebrados bentónicos sob o ponto de vista trófico

A análise de diferentes cadeias tróficas, devido à multiplicidade de ligações que possuem, fornecem-nos uma complexa mas importante descrição da biodiversidade, das relações interespecíficas, da função e da estrutura dos ecossistemas, sendo, por isso, fundamental na pesquisa ecológica (May, 1986; Levin, 1992).

Neste tipo de comunidade não existe um domínio claro de um *taxa* em particular, estando praticamente todos os *fila* representados, apresentando um vasto leque de meios e tipos de alimentação, de locomoção e ocupação do espaço. A sua distribuição espacial está intimamente relacionada com os diferentes factores físico-químicos, biológicos e ambientais do local, bem como com as diferentes interacções que se geram entre eles (Pearson *et al.*, 1978; Austen *et al.*, 1999; Vanthy *et al.*, 2002; Ysebaert *et al.*, 2003). Factores como a granulometria, oxigénio dissolvido, teor de matéria orgânica, intensidade luminosa, salinidade e potencial redox condicionam de sobremaneira estas

comunidades. Os ecossistemas estuarinos possuem cadeias tróficas de elevada complexidade, com grande número de intervenientes e fluxos de nutrientes multidireccionais, quer da coluna de água para o sedimento, quer no sentido inverso, fornecendo desta forma alimento aos animais bênticos nele contidos. Assim, estes animais recebem tanto alimento vindo da coluna de água como consomem alimento contido no próprio sedimento.

Estas cadeias alimentares possuem, em regra, diferentes tipos de produtores primários, nomeadamente fitoplâncton, algas bênticas e macroalgas. Segundo Day *et al.* (1989), a elevada produtividade das zonas estuarinas, leva a que estas produzam mais plantas do que é possível ser consumido localmente, enriquecendo o local com grande quantidade de biomassa em decomposição, que, por sua vez, servirá de suporte a inúmeras cadeias alimentares detritívoras. Segundo Kennish (1990) estes tipos de cadeias alimentares são as mais importantes dentro dos ecossistemas estuarinos podendo ter os detritos diversas origens, nomeadamente serem produzidos localmente, transportados pelas marés e correntes ou ainda pelo transporte fluvial, sendo a sua quantidade a chave da regulação interna dos decompositores.

Este tipo de cadeias alimentares apresenta, em regra, um reduzido número de níveis tróficos e uma elevada ineficiência energética, com uma elevada exportação de detritos para as zonas adjacentes, nomeadamente sapais anexos.

1.5. Objectivos do trabalho

No estudo realizado pretendeu-se efectuar uma apreciação global da fauna de macroinvertebrados bentónicos presentes no estuário do rio Minho bem como estabelecer as suas relações com o meio ambiente envolvente. Envolveu dois tipos distintos de locais de amostragem ao longo de todo o estuário, um em águas mais profundas, e outro em águas mais superficiais. Todas as amostragens foram realizadas durante a época estival.

Os principais objectivos deste trabalho foram:

- Caracterizar a estrutura da comunidade de macroinvertebrados em função de factores físico-químicos;
- Confrontar a descrição das comunidades com variáveis físicas e químicas de forma a interpretar o impacto sofrido pelas comunidades de macroinvertebrados bentónicos;

- Descrever, as principais características das comunidades bentónicas presentes, para compreender a sua distribuição espacial e assim estabelecer biocenoses de referência para locais sujeitos ou não a qualquer tipo de impacto;
- Contribuir para uma base de dados mais vasta que possa servir de contributo para o Plano Nacional de Bacia e Estratégia Nacional para o Mar;
- Identificar possíveis espécies chave no funcionamento do ecossistema;
- Caracterizar a comunidade da espécie não indígena *Corbicula fluminea* e sua actual distribuição na área em estudo.

2. BREVE DESCRIÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MINHO

2. BREVE DESCRIÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MINHO

A bacia hidrográfica do rio Minho localiza-se no Noroeste da Península Ibérica, servindo de fronteira entre Portugal e Espanha nos 70 km finais do rio Minho. A região abrangida pela bacia hidrográfica portuguesa engloba a totalidade dos concelhos de Vila Nova de Cerveira, Valença e Monção e praticamente a totalidade das freguesias dos concelhos de Caminha, Paredes de Coura e Melgaço.

2.1. Aspectos topográficos e geo-morfológicos

Como se pode constatar em qualquer carta orográfica, todo o Noroeste do país apresenta-se montanhoso e planáltico. Assim, do ponto de vista geomorfológico, a bacia do rio Minho apresenta-se essencialmente montanhosa com topos aplanados e muito recortada por vales profundos mas largos (Feio, 1949; Ferreira, 1981; Ferreira, 1983, 1986; Pereira, 1992), repousando sobre vastos terraços fluviais. Através da leitura de cartas geológicas verifica-se que a bacia do rio Minho atravessa uma região com extensos afloramentos de granitos hercínicos com intrusões de metassedimentos do complexo xisto-gauvaquico e formações paleozoicas, câmbrias, ordovicianas e silúricas com retalhos de depósitos plio-quadernários (Alves, 1996). Na região de Monção nota-se um predomínio de arenitos e conglomerados silificados do Cenozóico, sendo substituídos na região de Valença, por gneisses. Já em S. Pedro da Torre dominam os depósitos fluviais areno-argilosos que alternam com alguns depósitos de cascalho de origem mais recente. A partir de Vila Nova de Cerveira apresenta um perfil mais suave com fundos de areia e areão que vão diminuindo de dimensão no sentido da foz.

O seu estuário apresenta uma orientação NNE-SSW (fig. 2.1). Situa-se num vale cuja origem será, eventualmente, tectónica (Cabral, 1986; Pereira *et al.*, 1992) escavado durante as fases regressivas do Cenozoico e Quaternário e posteriormente assoreado devido à subida do nível do mar durante a transgressão flandrina. À sua frente estende-se uma plataforma continental com um declive suave de 0,05%.

O rio Minho é um rio internacional partilhado por Portugal e Espanha nos 70 km finais. Nasce na serra de Meira (Irimia) a uma altitude de 750 m e desagua em Portugal, no oceano Atlântico, frente a Caminha e A Guardia, após um percurso de 300 km. A bacia hidrográfica encontra-se limitada a Norte pelas

bacias espanholas dos rios Ulla, Tambre, Mandeo, Eume, Masma, Eo, Navia e Narcea; a Este e Sul pelas bacias dos rios Douro, Lima e Âncora. Os seus principais afluentes espanhóis são, de montante para jusante, os rios Tamoga, Ladra, Avia, Tea e Louro na margem direita e os rios Neira, Sil e Arnoya na margem esquerda. Em Portugal, os principais afluentes são o Coura e o Mouro que se encontram, obviamente, na margem esquerda.



Figura 2.1 – Bacia hidrográfica do rio Minho.

Apresenta uma grande discrepância de perfil longitudinal entre o troço estuarino, que apresenta uma elevada maturidade mostrando-se largo e aplanado, com vertentes de grande declive, contrastando com o que se passa a poucos quilómetros da foz, onde o vale se vai estreitando, de perfil mais jovem, com rápidas variações de altitude.

Provavelmente devido às suas características topográficas e climatéricas, esta bacia hidrográfica tem a mais elevada densidade de aproveitamentos hidroeléctricos de Espanha (cerca de 1/500 km²), estando prevista a construção de mais 30 barragens. O seu escoamento médio anual contribui com cerca de 20% (12 800 milhões de m³) para o total de Portugal continental (64 000 milhões de m³, incluindo o proveniente de Espanha). No entanto a sua produtividade aquífera é reduzida, inferior a 50 m³/km²/dia, à semelhança de toda a zona Norte e grande parte da zona Centro.

Com apenas 5% da sua área total em território português, não apresenta em Portugal fontes de poluição significativas com carácter permanente. No entanto, verificam-se, esporadicamente, episódios de contaminação, com alguma

gravidade. O mesmo não se verifica do lado espanhol, onde a forte pressão urbanística e industrial têm contribuído para a crescente poluição, especialmente dos rios Tamuxe e Louro que contribuem com uma elevada carga poluente de origem industrial, especialmente proveniente dos efluentes do polígono industrial de Porriño.

Uma particularidade deste rio é terminar com uma ínsua, em Caminha, onde, por volta de 1392 alguns dos religiosos galegos e asturianos, teriam iniciado as obras do convento de Santa Maria da Ínsua. Devido aos inúmeros saques, D. João I (1649-52), mandou erigir na ínsua uma fortaleza de cinco baluartes, o Forte da Ínsua, não só para defesa do Convento mas também para reforço da costa portuguesa durante a Guerra da Restauração, integrando-se na linha defensiva estrategicamente colocada nas margens do rio Minho e ao longo da costa Atlântica. Serviu também para defender da pirataria a Póvoa de Caminha onde havia uma intensa actividade fluvial, marítima e comercial.

Outra particularidade é a existência de um poço de água doce, um dos três existentes em todo o mundo situados no mar.

Actualmente a Ínsua de Caminha é pertença do Instituto Politécnico de Viana do Castelo, podendo vir a integrar uma zona de protecção marinha mais alargada, acolhendo um futuro “Centro do Mar”.

2.2. Estuário do rio Minho

Apresentando uma orientação aproximadamente NNE-SSW, este estuário de origem, eventualmente tectónica, possui uma embocadura estreita com barra submersa e apresenta-se parcialmente misturado durante a maior parte do ano, evoluindo para estuário em cunha salina em épocas de cheias. Possui um leito de declive suave, o que facilita a penetração das marés, que se fazem sentir até 40 km da foz. O alto estuário apresenta apenas um canal, com uma largura inferior a 500 m. A partir de Vila Nova de Cerveira, local onde atinge a sua profundidade máxima, com um fundão de cerca de 20 m, perto da ilha do Castelinho, a sua largura aumenta, atingindo o valor máximo de 2000 m na confluência com o rio Coura. Na sua zona terminal apresenta uma rede pouco desenvolvida de canais entrançados e uma extensa zona de sapal, que ocupa cerca de 160 hectares, com uma típica vegetação deste tipo de ecossistema.

Os principais afluentes estuarinos, Coura, Louro e Tamuxe contribuem com um elevado aporte sólido e líquido, mas a sua densa rede de drenagem é composta por muitos outros pequenos cursos de água com uma elevada

contribuição para o caudal total. Já o aporte lateral de sedimentos é pouco significativo, devido ao forte coberto vegetal das margens.

A sua desembocadura apresenta dois canais em torno da Ínsua de Caminha. O canal Sul ou Barra Portuguesa tem uma profundidade mais homogénea que a Barra Espanhola, com fundo de areia e sem afloramentos rochosos de importância, facilitando a navegação, e fazendo desta barra o principal canal de entrada e saída no estuário. Apresenta ainda, uma pequena restinga na margem Sul, que apresenta um fraco crescimento para Norte, devido ao efeito conjugado da agitação marítima dos dois canais.

No interior do estuário, que se encontra bastante assoreado, podemos encontrar numerosos bancos arenosos ou areno-argilosos que, em alguns casos formam ilhas, ínsuas ou morraceiras de grandes dimensões, como a Canossa das Varandas e Morraceira das Varandas com 2000 m (espanholas), Boega com 1600 m e Morraceira com 1200 m. A cota média destas ilhas não ultrapassa os 2 m acima do nível médio das marés, podendo ficar parcialmente submersas durante os temporais e a marés vivas equinociais. Já o sapal do Coura apresenta um cota bastante constante de 3,5 a 3,8 m.

Estas ínsuas, bem como todo o sapal, apresentam escarpas de erosão de aspecto muito típico, com queda de “fatias” por vezes com mais de 1 m de espessura, com um recuo estimado em 0,31 m/ano entre 1985/91 (Alves, 1996).

2.2.1. Regime de marés

Dado o fraco pendor do seu troço terminal, aliado ao seu regime mesotidal com grandes amplitudes, próximo da transição para macrotidal, tal como se verifica em toda a costa Noroeste da Galiza, a maré propaga-se até grandes distâncias (até cerca de 40 Km). A sua amplitude apresenta um comportamento idêntico aos outros rios da região, nomeadamente o Lima, oscilando entre um mínimo de 0,7 m em marés mortas e um máximo de 3,7 m em período de marés vivas (Alves, 1996). Estes valores máximos podem ser substancialmente alterados quando há coincidência de uma preia-mar de marés vivas com temporal - efeito “storm-surge” - (elevação temporária por efeito de temporal), havendo registos de aumentos de 0,4 a 0,7 m (Fevereiro/Março de 1978), 0,4 a 1,2 m (Dezembro de 1981) e 0,4 a 1,1 m (Outubro de 1987), sendo geralmente observados os valores mais elevados nas estações localizadas mais a Norte.

2.2.2. Clima

Esta região estuarina apresenta uma pluviosidade mais elevada que a restante costa ocidental portuguesa, bem como uma mais ampla distribuição ao longo do ano. Tal situação advém da exposição directa do estuário aos ventos atlânticos e à orografia da região que a protege dos ventos de Leste, frios no Inverno e quentes e secos no Verão, o que facilita a precipitação orográfica local.

Pode-se classificar o clima desta região como sendo do tipo Atlântico, com Verões moderados e Invernos suaves e chuvosos e super-húmido a moderadamente húmido na classificação de Tornthwarte (Cunha et al. 1980).

2.2.3. Hidrologia

Área	17 080 Km ²
Extensão máxima	380 Km
Altitude máxima	1450 m
Altitude média	683 m
Temperatura média anual	11º (litoral) a 15º C (interior)
Precipitação média anual	1300 mm
Caudal médio anual	12800 x 10 ⁶ m ³
Barragens	45
Retenção	2810,1x10 ⁶ m ³
Litografia principal	Granitos hercínicos Formações metassedimentares paleozoicas
Penetração das marés	40 Km

Adaptado de Alves (1996)

2.2.4. Sedimentos

Os sedimentos são constituídos essencialmente por areias e areão cuja granulometria segue o padrão clássico de diminuição no sentido da foz. São essencialmente de origem fluvial, provenientes da meteorização de rochas ígneas, granitoides hercínicos e metassedimentos de xistos, micaxistos e quartezitos.

Apresenta um caudal sólido de cerca de 1 milhão m³/ano, dos quais 87 % são transportados em suspensão e os restantes por arrasto de fundo.

2.2.5 Ocupação humana

A bacia hidrográfica do Rio Minho, nomeadamente o seu estuário, não se encontra sujeito a elevada pressão humana, apresentando, em 1998 (Guereiro & Pereira, s.d), índices de ocupação de cerca de 73 habitantes/Km² (cerca de 75 500 habitantes) no lado português e cerca de 48 000 habitantes do lado galego (Bettencourt & Ramos, s.d). No entanto, esta ocupação humana é sobrelevada nos meses de Verão com o regresso dos emigrantes e a crescente procura por parte dos turistas que encontram neste estuário atractivas formas de lazer.

2.2.7 Classificação – Estatutos Especiais

Tratando-se de uma bacia hidrográfica de elevada importância biológica, tem vindo a ser alvo de protecção legal. Aparece referenciada na Directiva Habitats (92/43/CEE) - (*Lagunas – 1150, Prados salgados atlânticos - 1330 e Charcos temporários mediterrânicos - 3170*) e Directiva Aves (79/409/CEE) o que lhe confere lugar na Lista Nacional de Sítios/Sítio de Interesse Comunitário (RCM 142/97), sendo os seus 3392,92 hectares de estuário considerados uma Zona de Protecção Especial (Dec.-Lei n.º 384-B/99) integrada na Rede Natura 2000.

Possui ainda um estatuto especial que advém do facto de se tratar de um rio internacional, com uma gestão conjunta de Portugal e Espanha.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3. MATERIAL E MÉTODOS

Dada a grande variedade de organismos compreendidos no grupo dos macroinvertebrados bênticos, a ocupação de habitats é muito variada. Para a execução prática deste trabalho de avaliação da estrutura das comunidades de macroinvertebrados bênticos do estuário do rio Minho, foi necessário utilizar a seguinte metodologia, que se dividiu em duas partes distintas mas complementares: amostragem e identificação dos organismos e avaliação da qualidade ecológica e ambiental.

3.1. Estações de amostragem

Antes de se iniciar a campanha de amostragem fez-se um reconhecimento dos principais factores físico-químicos (anexo I) que poderiam condicionar a macrofauna bêntica do local, bem como se consultaram trabalhos anteriormente realizados na zona em estudo.

Foram seleccionados dois pontos distintos de amostragem para cada longitude seleccionada (figura 3.1 e anexo VI), de modo a permitir atingir os objectivos propostos. Um primeiro conjunto de pontos de amostragem localizava-se em águas mais profundas (dois a três metros de coluna de água na maré baixa - canal) e outro mais superficial (meio a um metro de profundidade), permitindo assim uma mais vasta cobertura de habitats. A única excepção foi o conjunto de pontos próximo de Caminha (S20, S21, S22 e S23) que se encontravam a descoberto durante a baixa-mar (zona de vasa).

Para cada uma das estações seleccionadas foi determinada a respectiva localização geográfica, recorrendo ao uso de um GPS, e cujos valores constam do Anexo VI – Tabelas de localização geográfica das estações de amostragem.



Figura 3.1 – Localização das diferentes estações de amostragem ao longo do estuário do rio Minho.

3.2. Método e periodicidade de amostragem

Durante o mês de Julho de 2003, dado tratar-se da época de maior abundância em macroinvertebrados bentónicos (Sousa, 2003), foram realizadas diferentes campanhas de amostragem, abarcando as 23 estações seleccionadas e já referidas, desde a embocadura do rio Minho até à ponta Este da ilha da Morraceira, a cerca de 17 km da foz, englobando assim toda a parte baixa do estuário, tornando possível o estudo da variação espacial da composição dos povoamentos de macrozoobentos em função da distância à embocadura, bem como a parametrização das condições físico-químicas locais. As diferentes campanhas foram sempre realizadas na baixa-mar, utilizando uma pequena embarcação de 4 metros, gentilmente cedida pelo ICBAS, a bordo da qual foi

utilizada uma draga do tipo Van Veen com 500 cm² de área e capacidade máxima de 5 dm³. Este tipo de draga que se submerge aberta até tocar no sedimento, onde se enterra e se fecha por acção do próprio peso, foi escolhido devido ao seu fácil manuseio e, especialmente devido às características do substrato (substrato móvel) bem como às baixas profundidades dos locais escolhidos. A sua escolha deveu-se também à vasta prática e familiaridade com a técnica e por se terem já obtido bons resultados no local. Nas estações S20, S21, S22 e S23 a recolha de sedimento foi efectuada recorrendo ao método do quadrado com uma área fixa de 0,1 m².

Para cada um dos vinte e três locais de amostragem foram realizados, sempre que possível, 5 replicados para análise de macrozoobentos dos quais foi retirado uma amostra para análise de sedimento, considerando-se a colheita de cada estação, o valor médio dos cinco replicados. Nos locais S1 - Barra e S3, e devido às fortes correntes que se faziam sentir, foi apenas possível recolher 3 sub-amostras, bem como nos locais S29, S21, S22 e S23 devido ao maior volume de sedimento recolhido em cada sub-amostra.

3.3. Análises físico-químicas

Não é possível efectuar uma correcta análise da informação biológica sem se conhecer as características físicas e químicas do meio, bem como as suas características geomorfológicas e hidrológicas, uma vez que estes são, conjuntamente, determinantes na distribuição dos povoamentos estabelecidos, especialmente em estuários, local onde ocorre um tripla interface dos meios fluvial, terrestre e marinho (Andrade, 1986; McLusky, 1989).

Durante os trabalhos de campo e para cada estação de amostragem, foram considerados e quantificados vários factores físico-químicos (anexo I), relativos à água e ao tipo de substrato em presença.

No que diz respeito à coluna de água, e atendendo ao material disponível, (uma sonda multiparamétrica YSI 6820), foram determinados os valores, *in situ*, em profundidade, da temperatura, salinidade, condutividade, oxigénio dissolvido e pH.

Tratando-se essencialmente de comunidades que colonizam fundos móveis, torna-se imprescindível o estudo dos sedimentos. Efectivamente, é por demais conhecida a interacção dos organismos com o sedimento (Mannino & Montagna, 1997; Ysebaert *et al*, 1998, 2002), permitindo assim, a interpretação dos diferentes padrões de distribuição das espécies e comunidades benthicas, a

sua dinâmica e certas particularidades da sua biologia. Dois aspectos sedimentológicos fundamentais foram tidos em conta neste estudo: a granulometria do sedimento e o seu teor em matéria orgânica.

Na caracterização textural dos sedimentos, as amostras foram retiradas de um dos replicados, escolhido aleatoriamente, e levadas à estufa durante pelo menos, 72 horas, a uma temperatura de 60° C. Seguidamente, procedeu-se à análise dimensional através de crivagem num agitador do tipo RoTap, com coluna de crivos de malha, segundo uma escala dimensional apresentada na Tabela 3.1. A frequência de cada classe foi expressa em % do peso total.

Tamanho da classe	Diâmetro	Escala phi (ϕ)	Classe dos sedimentos
1	> 2 mm	-1	Cascalho
2	1 mm – 2 mm	0	Areia muito grossa
3	500 μ m - 1 mm	1	Areia grossa
4	250 μ m - 500 μ m	2	Areia média
5	125 μ m – 250 μ m	3	Areia fina
6	63 μ m – 125 μ m	4	Areia muito fina
7	40 μ m - 63 μ m	\approx 5	Silte
8	< 40 μ m	> 5	Siltes finos/Argila

Tabela 3.1 – Classificação do tipo de sedimento presente na área em estudo (adaptado de Wenworth, 1922).

A determinação da matéria orgânica foi obtida após combustão do sedimento em mufla a 550° C, durante 4 horas, posteriormente arrefecida em excicador. Os valores de matéria orgânica (anexo I) foram expressos em percentagem, relativamente ao peso de cada amostra analisada.

3.4. Tratamento das amostras e identificação taxonómica

Após a obtenção das amostras procedeu-se ao seu tratamento e manuseamento. O material recolhido pela draga foi colocado em recipientes plásticos com tampa, com capacidade para 5,5 dm³, e devidamente identificados. No laboratório, procedeu-se à extracção, triagem e conservação dos organismos para posterior identificação e contagem.

Para a extracção dos organismos utilizou-se o método das lavagens sucessivas em crivos. Apesar da grande controvérsia existente em torno do

limite inferior das dimensões dos organismos macrobênticos, já que para alguns autores se situa nos 2 mm (Pérès, 1976) e para outros se situa entre os 0,5 e/ou 1 mm (Baker & Wolff, 1987), optou-se pela utilização de uma malha de 1 mm à semelhança de outros autores (Boesh, 1972; Boesh *et al.*, 1976; Dauvin & Ibanez, 1986; Maze *et al.*, 1993; Pardal, 1995; Sousa, 2003) que o fizeram com bons resultados em condições idênticas de comunidades e sedimentos. Revelou-se um método de fácil aplicação, rápido, eficaz e económico. Após a colheita, o material foi imediatamente tratado e fixado, recorrendo ao uso dos fixadores habituais para este tipo de material biológico – formol salino a 4%.

Depois de extraídos, os organismos foram separados por grupos taxonómicos, e colocados em pequenos frascos para posterior identificação e contagem. A identificação dos organismos foi feita, sempre que possível até ao nível específico, recorrendo ao uso de uma lupa binocular e ao microscópio óptico sempre que necessário. Para a identificação dos mesmos, recorreu-se a diferentes guias de identificação e à vasta bibliografia disponível sobre o assunto (Fauvel, 1923, 1927; Day, 1957; Fauchald, 1963, 1977; Graham, 1988; Thompson, 1988; Holthuis & Fransen, 1993; Rolán 1993; Barnes, 1994; Hayward & Ryland, 1995). Entre aqueles cuja identificação se tornou impossível encontram-se exemplares muito frágeis que foram profundamente afectados durante a triagem ou fixação, nomeadamente Nemátodes.

3.5. Determinação da biomassa

Não tendo sido possível a determinação da biomassa de todos os indivíduos, procedeu-se apenas ao cálculo da mesma para o bivalve *Corbicula fluminea*, após a medição da longitude da concha de todos os exemplares, tendo esta sido calculada recorrendo à fórmula matemática desenvolvida por Sousa (comunicação pessoal) em que o peso seco (anexo III) é calculado recorrendo à seguinte fórmula:

$$\text{IAFDW g} = 0,00001 \times \text{longitude da concha}^{3,2008}$$

3.6. Análise de dados

Uma vez identificados os organismos, procedeu-se à análise dos dados obtidos. Calculou-se, para cada local de amostragem, o valor médio do conjunto dos replicados para os seguintes parâmetros univariáveis:

- Abundância total por unidade de área – número de indivíduos presentes nas amostras (indivíduos/m²)
- Biomassa por unidade de área (apenas para *Corbicula fluminea*)
- Número de espécies (S)
- Índice de diversidade Shannon-Wiener (H') (Shannon & Wiener, 1963)
- Índice de Uniformidade ou Equitabilidade de Pielou (J') (Pielou, 1966)
- Índice de riqueza de espécies de Margalef (R) (Margalef, 1958)
- Índice de dominância de Simpson (D) (Simpson, 1949)

Para o cálculo de H' – Índice de diversidade, e J' – Índice de equitabilidade, recorreu-se às seguintes fórmulas:

$$H' = \sum_i p_i \log_e (p_i)$$

$P_i = n_i/N$ (n_i é dado pelo número de indivíduos da espécie i e N é o número total de indivíduos)

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

$$H'_{\max} = \log_e S \text{ (S é o número de espécies)}$$

Para a análise dos dados relativos à distribuição espacial ao longo do estuário do rio Minho, as abundâncias específicas individuais foram convertidas em abundâncias por unidade de área e construída a respectiva matriz, cujas linhas correspondem às espécies e as colunas aos locais de amostragem.

Recorreu-se à análise multivariável dos dados (CLUSTER, MDS, PCA, ANOSIM, SIMPER, BioEnv e curvas de K-dominância) utilizando as várias opções disponíveis no software Primer 5 versão 5.2.8 (segunda edição Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, U.K.) (Clark & Warwick, 2004), de modo a determinar os diferentes padrões de distribuição e abundância das diferentes espécies e a influência do local na estrutura da comunidade em estudo.

Os resultados da análise multivariável obtiveram-se utilizando as opções CLUSTER (dendograma) e MDS (escalamento multidimensional), após a construção das respectivas matrizes de similaridade. Para a obtenção dessas mesmas matrizes de similaridade utilizou-se o coeficiente de Bray-Curtis. A sua escolha deveu-se ao facto de o uso deste coeficiente se ter tornado comum em estudos ecológicos com resultados muito positivos. Os dados biológicos foram previamente transformados em \sqrt{y} , sendo y o valor da abundância por unidade de área, minorando assim, a influência das espécies mais abundantes sobre as menos representadas. Já os dados abióticos não sofreram qualquer tipo de transformação, à excepção da análise BioEnv.

Numa tentativa de determinar a influência que as variáveis abióticas tiveram no agrupamento da comunidade de macroinvertebrados bentónicos, as respectivas matrizes de similaridade, quer biótica, quer abiótica, foram comparadas, utilizando-se para tal o procedimento PCA (Análise dos Componentes Principais) e BioEnv recorrendo ao coeficiente de Spearman (Clarke & Ainsworth, 1993) com prévia transformação dos dados abióticos em raiz quarta e os bióticos em raiz quadrada.

4. RESULTADOS

4. RESULTADOS

4.1. Factores físico-químicos do estuário do rio Minho

4.1.1. Temperatura

Os valores de temperatura determinados apresentam grande variação ao longo do estuário. Estes valores (figura 4.1 e anexo I) foram fortemente condicionados pela época do ano e pela distância à embocadura do rio, e não tanto pela profundidade dos locais de amostragem. Os valores mais baixos, 13,09° C na estação S1, foram encontrados na embocadura do rio, onde ocorre um predomínio da água do mar, enquanto os valores mais altos se reportam ao interior do estuário, chegando aos 24,20° C, na estação S12, próximo de Vila Nova de Cerveira.

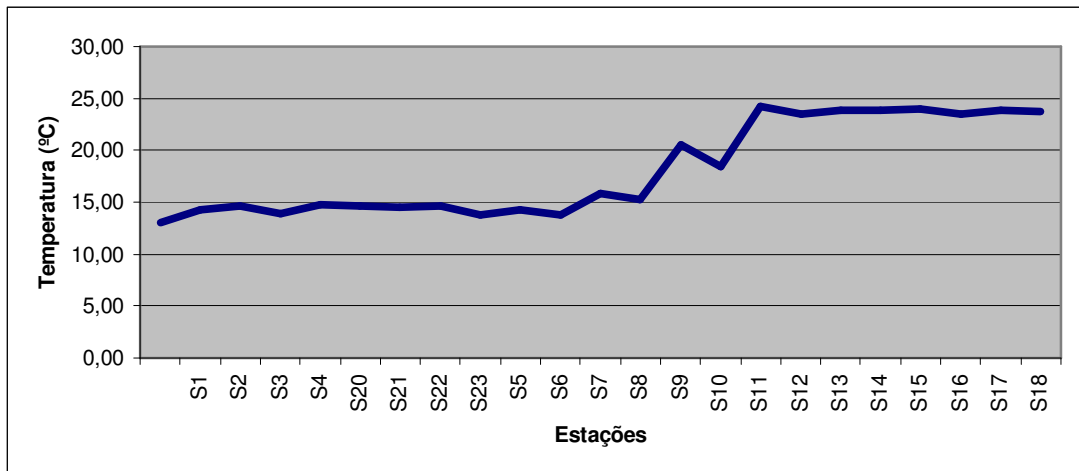


Figura 4.1 - Variação da temperatura ao longo das 23 estações de amostragem.

4.1.2. Salinidade

Os valores de salinidade (figura 4.2 e anexo I) obtidos no estuário do rio Minho, variaram de forma gradual mas significativa, diminuindo à medida que nos afastamos da embocadura do rio. A sua medição foi realizada durante a preia-mar. O valor mais alto para este parâmetro foi obtido na estação S1 - Barra, com 35,75. Já os valores mais baixos pertencem às estações S17 e S19 com 0,06, onde ocorre já, um claro domínio das águas fluviais.

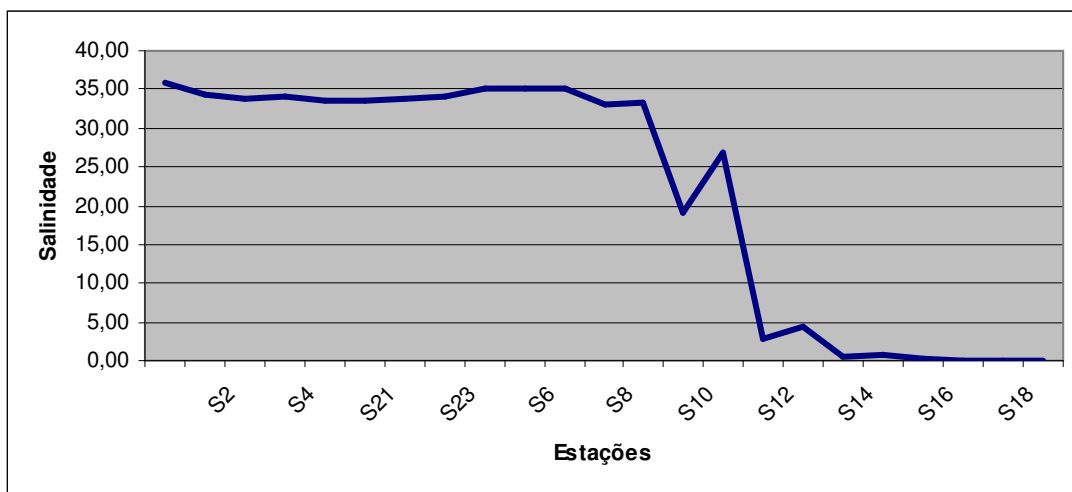


Figura 4.2 - Variação da salinidade ao longo das 23 estações de amostragem.

4.1.3. pH

Os valores de pH (figura 4.3 e anexo I) oscilaram entre os valores mínimos de 7,72 na estação S22, na foz do rio, e máximos de 8,54 na estação S10 em Lanhelas.

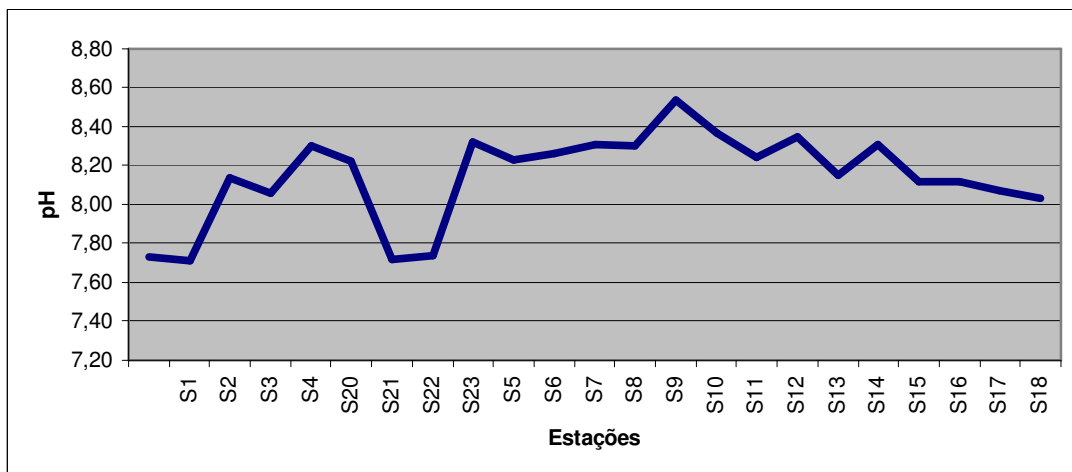


Figura 4.3 - Variação do pH ao longo das 23 estações de amostragem.

4.1.4. Oxigénio dissolvido

Os valores obtidos para o teor de oxigénio dissolvido, expresso em mg O₂/L (figura 4.4 e anexo I), variaram entre um mínimo de 4,25 mg /L na estação S17, e um máximo de 12,80 mg/L na estação S1. Tal distribuição apresenta uma

forte correlação ($r = 0,6045$ com $p < 0,005$) com a temperatura da coluna de água mas não com o teor de matéria orgânica presente no sedimento ($r = 0,240$ com $p = 0,269$).

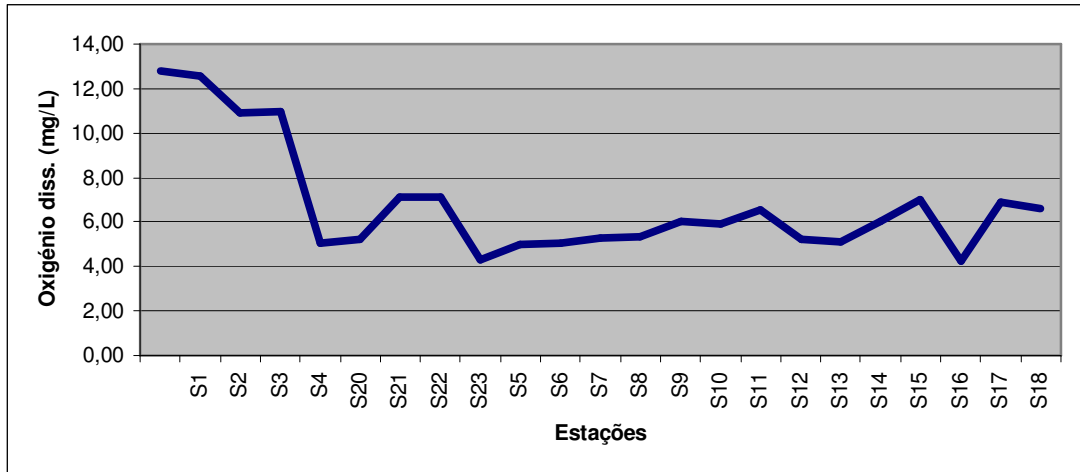


Figura 4.4 - Variação do oxigênio dissolvido ao longo das 23 estações de amostragem.

4.1.5. Granulometria do sedimento

Existe uma variação acentuada nas curvas cumulativas da distribuição do sedimento ao longo das diferentes estações de amostragem (figura 4.5 e anexo I), podendo destacar-se três grupos distintos.

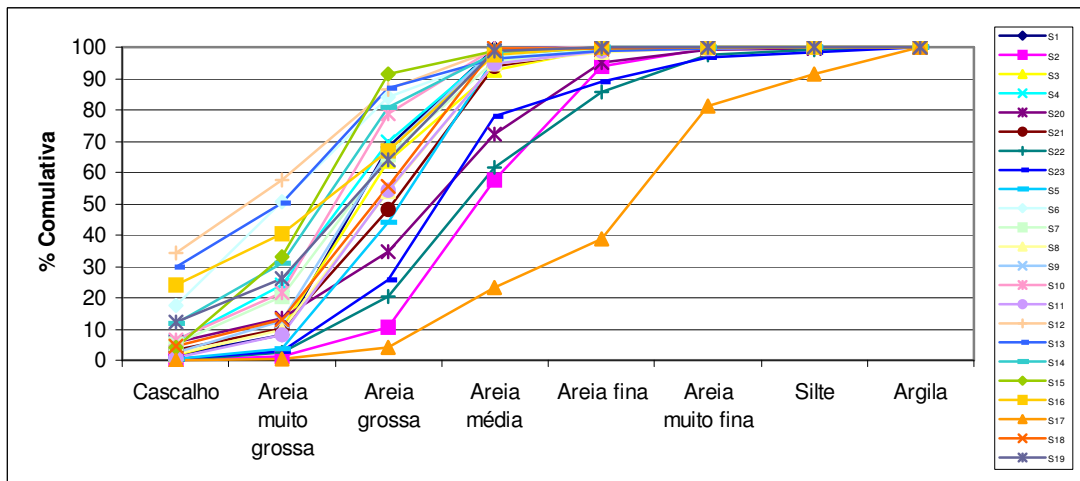


Figura 4.5 - Variação da granulometria do sedimento ao longo do estuário.

Na distribuição das diferentes fracções texturais, verifica-se que, na grande maioria das estações, as classes dominantes (> 50%) são claramente a fracção arenosa média a grossa. Destaca-se a estação S17 – Marina onde predominam os sedimentos finos, já que se trata de um local mais abrigado da influência dos factores hidrodinâmicos, bem como o conjunto formado pelas estações S2, S20, S22 e S23, onde ocorre uma grande percentagem de areias finas a médias. Estas últimas estações localizam-se próximo da embocadura do rio, onde se encontram mais sujeitas à influência de factores hidrodinâmicos marinhos, com elevado transporte de areias.

4.1.6. Matéria orgânica presente no sedimento

Os valores de matéria orgânica obtidos para os diferentes sedimentos (figura 4.6 e anexo I) variam entre um mínimo de 0,4% na estação S10 e um máximo de 2,7% na estação S20. O valor excepcionalmente elevado obtido na estação S17 (14,8%), também evidente na granulometria do sedimento, deve-se às características peculiares desta zona do rio onde se forma uma pequena área semifechada, destacada do curso principal do rio, com grandes depósitos de matéria orgânica no sedimento, tal como lodo, folhas e ramos. As significativas variações espaciais encontram-se intimamente relacionadas com o tipo de substrato existente no local, verificando-se uma correlação significativa entre os sedimentos mais finos (areias muito finas, siltes e argilas) e a quantidade de matéria orgânica presente no sedimento ($r = 0,956$; $r = 0,980$ e $r = 0,979$ com $p < 0,001$, respectivamente).

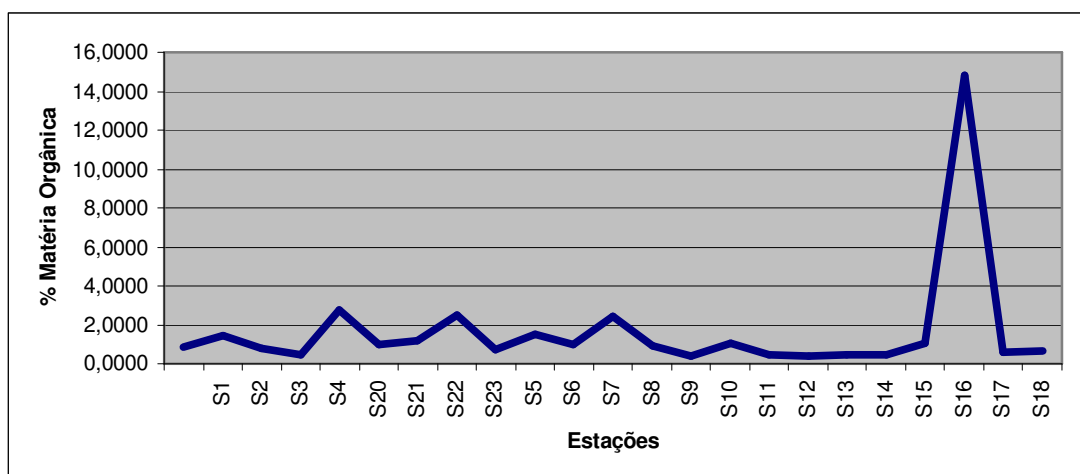


Figura 4.6 – Variação da percentagem de matéria orgânica presente no sedimento ao longo do estuário.

4.2. Factores bióticos do estuário do rio Minho

4.2.1. Abundância, diversidade e biomassa da comunidade de macroinvertebrados bentónicos presente no estuário do rio Minho

Foi identificado um total de 9 221 indivíduos distribuídos por 66 espécies de macroinvertebrados bentónicos (Tabela 4.1). Estas espécies encontram-se distribuídas da seguinte forma:

- Artrópodes 30 (entre os quais 17 Crustáceos e 13 Insectos),
- Anelídeos 16,
- Moluscos 9,
- Nematodes 6,
- Platelmintas 2
- Outros Grupos Faunísticos 3.

	TAXA
Platelminta	
Turbellaria	Procerodidae
	<i>sp1</i>
	<i>sp2</i>
Nematoda	Emplectonematidae
	<i>Nematoda sp1</i>
	<i>Nematoda sp2</i>
	<i>Nematoda sp3</i>
	<i>Nematoda sp4</i>
	<i>Nemertea</i>
Annelida	
Oligochaeta	Enchytraeidae
	Lumbriculidae
	Naididae
	Tubificidae
Polychaeta	Neridae
	<i>sp1</i>
	<i>sp2</i>
	<i>Eteone picta</i> (Quatrefages)
	<i>Hediste diversicolor</i> (Müller)
	<i>Neanthes virens</i> (Sars)
	<i>Paraonis fulgens</i> (Levinsen)

	Spionidae
	<i>sp1</i>
	<i>Pygospio elegans</i> (Claparède)
	<i>Spio filicornis</i> (Müller)
	<i>Streblospio shrubsolii</i> (Buchanan)
Hirudinea	
	<i>Erpobdella</i> sp.
	<i>Helobdella stagnalis</i> (Linnaeus)
Mollusca	
Gastropoda	
	<i>Bythinia tentaculata</i> (Linnaeus)
	<i>Gyraulus</i> sp.
	<i>Lymnea peregra</i> (Müller)
	<i>Physa acuta</i> (Draparnaud)
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Gray)
	<i>Valvata piscinalis</i> (Müller)
Bivalvia	
	<i>Cerastoderma edule</i> (Linnaeus)
	<i>Corbicula fluminea</i> (Müller)
	<i>Spisula solida</i> (Linnaeus)
Arthropoda	
Crustacea	
Ostracoda	
	<i>Candona candida</i> (OF Mueller)
Copepoda	
	<i>sp1</i>
Mysidacea	
	<i>sp1</i>
Isopoda	
	<i>Cyathura carinata</i> (Kroyer)
	<i>Eurydice pulchra</i> (Leach)
	<i>Idotea baltica</i> (Pallas)
	<i>Saduriella losadai</i> Holthuis)
	<i>Sphaeroma serratum</i> (Fabricius)
Amphipoda	
	<i>sp1</i>
	<i>Corophium multisetosum</i> (Stock)
	<i>Gammarus locusta</i> (Linnaeus)
	<i>Haustorius arenarius</i> (Slabber)
	<i>Melita palmata</i> (Montagu)
Crustácea	
Decapoda	
	<i>Anapagurus leavis</i> (Bell)
	<i>Carcinus maenas</i> (Linnaeus)
	<i>Palemon serratus</i> (Pennant)

	<i>sp1</i>
	<i>sp2</i>
Arachnida	Aranha
Insecta	<i>Caenis sp</i>
	Ceratopogonidae
	Empididae
	Limoniidae
	Chironomidae
	Chironominae
	Ninfa
	<i>Chironomini</i>
	<i>Tanytarsini</i>
	Orthoclaadiinae
	Tanypodinae
Outros grupos faunísticos	<i>ovo de choco</i>
	<i>ovo</i>
	<i>Peixe</i>

Tabela 4.1 – Lista de espécies identificadas no estuário do rio Minho ao longo do ciclo de amostragens.

Observam-se grandes variações espaciais de abundância e diversidade específica. A abundância média por unidade de área (figura 4.7) encontrada no troço estudado do estuário foi de 1728 ind./m², ocorrendo o valor mais elevado na estação S16 com 5032 ind./m², sobretudo devido à presença de *Corbicula fluminea*, e o mínimo na estação S3 com apenas 27 ind./m². Se analisarmos esta mesma abundância de macrofauna bêntica em termos de grupos faunísticos, distribuíram-se do seguinte modo:

- Moluscos - 49,1%;
- Crustáceos - 26,7%;
- Anelídeos - 20,7%;
- Insectos - 3,2%;
- Nemátodes - 0,2%
- outros grupos faunísticos - 0,05%.

A espécie exótica *Corbicula fluminea* foi sem dúvida a espécie mais abundante, apresentando o maior número de indivíduos por unidade de área, o que corresponde a 45,2% dos espécimens recolhidos. A segunda espécie mais

representativa, *Corophium multisetosum* atingiu os 12,50%, sendo o grupo dos oligoquetas **Enchytraeidae** o terceiro grupo faunístico com maior número de exemplares com apenas 7,7%, seguido de *Saduriella losadai* com 7,2%. Os restantes grupos mais numerosos rondam os 4%, nomeadamente *Gammarus locusta*, *Hedistes diversicolor* e *Neanthes virens*.

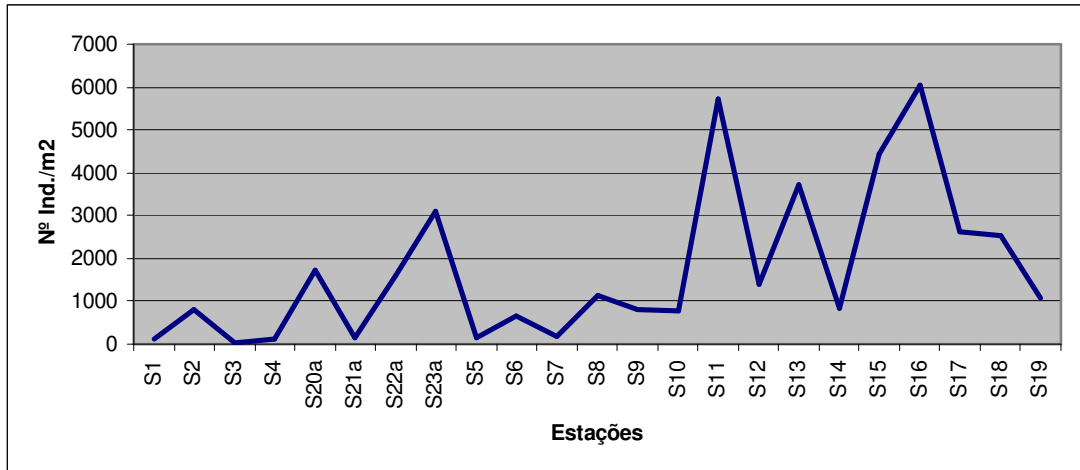


Figura 4.7 - Variação da abundância ao longo dos locais amostrados.

Tendo sido identificadas 66 espécies distintas, o seu número por estação de amostragem (figura 4.8) apresentou uma considerável oscilação espacial. O número máximo de espécies obtido foi de 18 na estação S15, e de apenas 3 em S3. Nenhum dos locais amostrados apresentou apenas uma espécie, mas em alguns casos, houve um domínio total de uma espécie sobre as outras, nomeadamente, *Corbicula fluminea* nas estações S16, S18 e S19, ou *Corophium multisetosum* na estação S11 (anexo II).

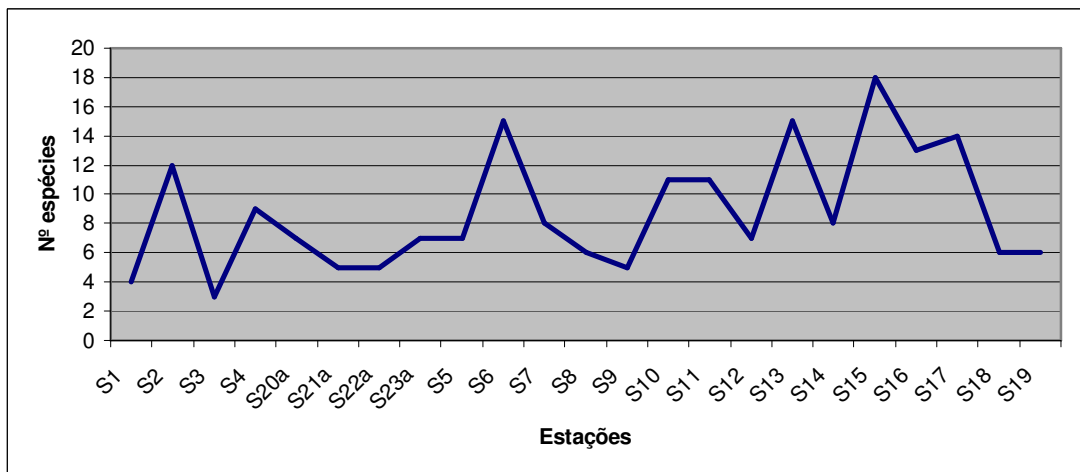


Figura 4.8 - Variação do número de espécies ao longo dos locais de amostragem.

Os resultados obtidos após aplicação dos diferentes índices às amostras recolhidas encontram-se resumidos na tabela seguinte:

Estação	A	N	S	R	J'	H'	D
S1	113	17	4	1,73	0,4760	0,660	0,3114
S2	796	204	12	2,966	0,5113	1,271	0,5764
S3	24	4	3	6,952	0,9464	1,040	0,6250
S4	128	30	9	4,465	0,8218	1,806	0,7889
S20	1720	257	7	1,597	0,3224	0,628	0,3016
S21	160	24	5	2,885	0,8901	1,433	0,7257
S22	1613	235	5	1,091	0,4763	0,767	0,3749
S23	3087	400	6	1,191	0,5604	1,004	0,5715
S5	136	36	7	3,039	0,7919	1,541	0,7269
S6	664	166	15	3,997	0,4462	1,208	0,4729
S7	192	63	8	2,763	0,5494	1,142	0,5548
S8	1128	287	6	1,235	0,2874	0,515	0,2287
S9	812	203	5	1,08	0,8291	1,334	0,6911
S10	788	197	11	2,722	0,3958	0,949	0,4260
S11	5728	1433	11	1,767	0,4054	0,972	0,4823
S12	140	350	7	1,412	0,4650	0,905	0,5027
S13	3712	929	15	2,68	0,6196	1,678	0,7604
S14	828	207	8	1,88	0,4658	0,969	0,4286
S15	4452	1116	18	3,143	0,3505	1,013	0,4349
S16	6032	1508	13	2,102	0,2520	0,646	0,2914
S17	2624	656	14	2,666	0,5636	1,487	0,6671
S18	2544	637	6	1,031	7,781E-2	0,139	4,336E-2
S19	1060	262	6	1,263	0,2615	0,469	0,2037

Tabela 4.2 - Valores de abundância (A - ind./m²), número de indivíduos (N – n^º total ind.), número de espécies (S), índice de riqueza de espécies de Margalef (R), índice de equitabilidade (J'), índice de Shannon-Wiener (H') e índice de dominância de Simpson (D) das estações amostradas.

O Índice de riqueza de espécies de Margalef (figura 4.9 e Tabela 4.2) apresentou valores que variaram entre um máximo de 6,952 na estação S3 e um mínimo de 1,08 em S9 denotando uma elevada biodiversidade presente neste estuário.

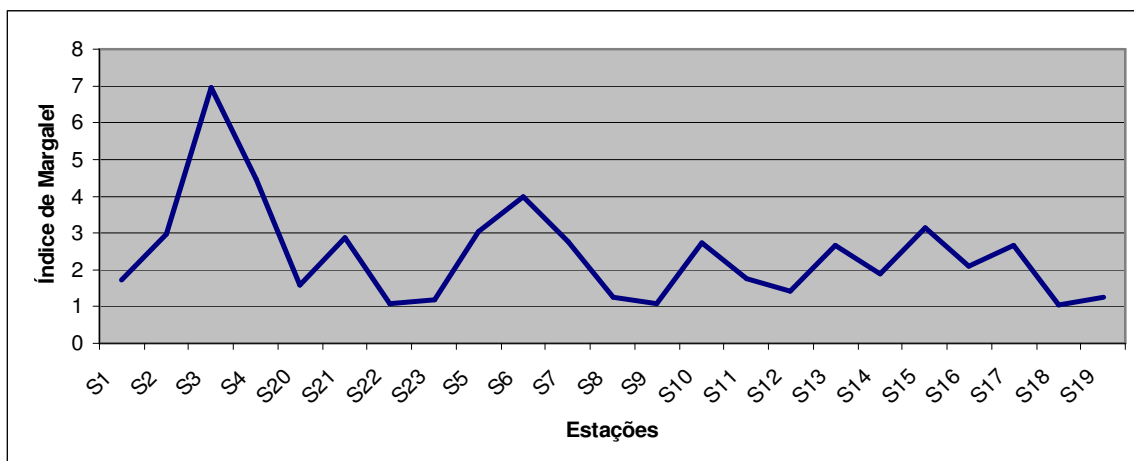


Figura 4.9 - Variação do Índice de Riqueza de espécies de Margalef (d) ao longo das estações de amostragem.

Quanto ao Índice de Simpson apresentou um valor máximo de 0,7889 em S 4 e um valor mínimo de $4,336 \times 10^{-2}$ em S18.

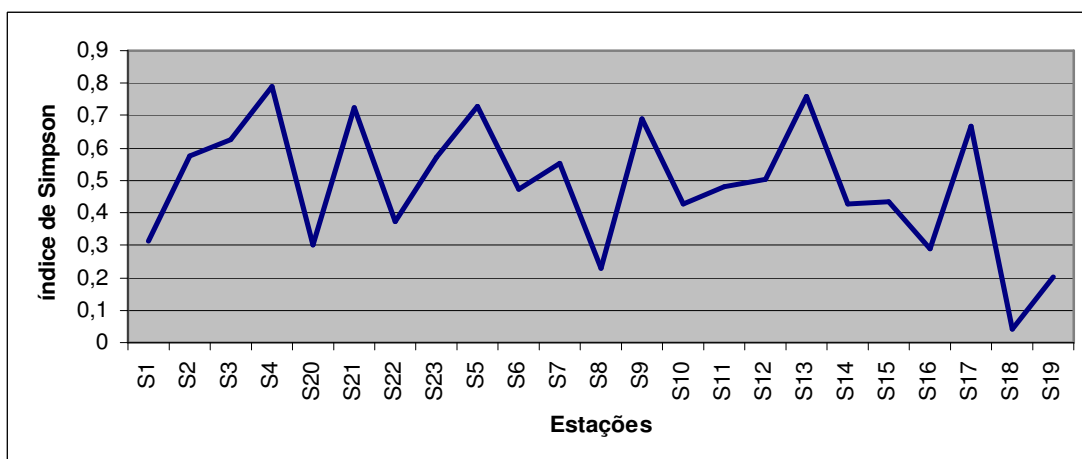


Figura 4.10 - Variação do Índice de Simpson (λ') ao longo das estações de amostragem.

O índice de Shannon-Weiner (figura 4.11 e Tabela 4.2) apresentou valores pequenos devido aos baixos valores de equitabilidade, oscilando entre um máximo de $H' = 1,806$ na estação S4, e um mínimo na estação S18 ($H' = 0,139$), o que evidencia uma predominância de poucas espécies sobre o total do conjunto.



Figura 4.12 - Variação do Índice de Shannon-Weiner (H') ao longo das estações de amostragem.

Quanto ao índice de Equitabilidade de Pielou (figura 4.12 e Tabela 4.2) verificaram-se valores igualmente baixos, resultado de uma elevada predominância de poucas espécies no conjunto total, oscilando entre $J' = 0,9464$ na estação S3 e um mínimo de $J' = 7,781 \times 10^{-2}$ na estação S18.

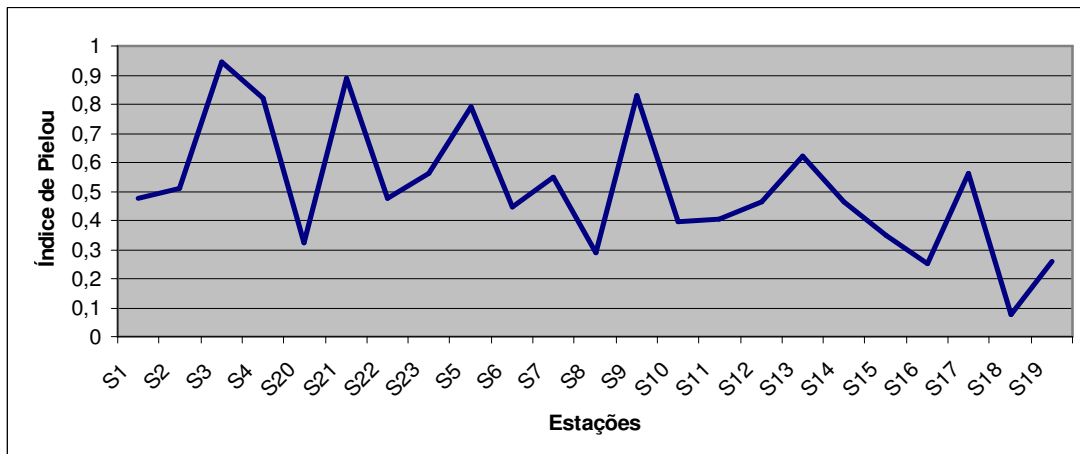


Figura 4.12 - Variação do Índice de Equitabilidade de Pielou (J') ao longo das estações de amostragem.

4.2.2. *Corbicula fluminea*

O molusco *Corbicula fluminea* (Bivalvia, Corbiculidae) é uma espécie dulciaquícola endêmica da Ásia, África, Índia, Austrália e Ilhas do Pacífico, sendo parte integrante de importantes comunidades bentônicas dos seus sistemas lênticos (Morton, 1977). Esta espécie tem-se evidenciado como um excelente colonizador de novos habitats (McMahon, 1999) tendo sido introduzida nos rios da América do Norte em meados de 1924, provavelmente pelas comunidades chinesas, para ser utilizada como alimento. Actualmente encontra-se dispersa por todo o continente americano (McMahon, 1982, 1983). Mais recentemente colonizou rios europeus e sul-americanos, possivelmente através do lastro de navios. Nos rios europeus a sua presença reporta-se à década de 80. O seu aparecimento no rio Minho é um pouco mais tardio, aparecendo referenciada a partir de 1989 (Araujo *et al.*, 1989). Tratando-se de uma espécie com um ciclo de vida curto (2 a 3 anos) e um conseqüente crescimento acelerado (com 2 anéis de crescimento por ano) aliado a uma longa e fecunda época reprodutiva (de Maio a Setembro) com produção de larvas pediveliger, bem como uma fácil adaptação a novos ambientes, apresenta como conseqüência, as elevadas densidades encontradas. O impacto destas populações nas comunidades bênticas do rio Minho e nos seus ciclos biogeoquímicos ainda não foi determinada, mas estudos levados a cabo em outras regiões (Phelps, 1994), sugerem que estes podem ser bastante significativos. As elevadas densidades encontradas (até 259,31 g AFDW/m²) aliadas às elevadas taxas de filtração que apresentam (Lauritsen, 1986) e às pseudofezes que libertam e cobrem o sedimento, provocam, certamente, grandes alterações nas comunidades pré-estabelecidas.

No troço do rio estudado foram colectadas e recolhidos os dados biométricos de 4167 indivíduos, com uma densidade média de 379 ind./m², oscilando entre os 21 ind./m² na estação S17 e um valor máximo de 1258 ind./m² na estação S16 e uma biomassa média de 110,96 g AFDW/m², sendo o valor mínimo de 5,95 g AFDW/m² (S17) e o máximo de 259,31 g FDW/m² (S16), observando-se grandes variações espaciais de abundância (figura 4.13) e biomassa (figura 4.14).

Tratando-se de uma espécie estenohalina, não ocorre em estações cuja salinidade se encontre permanentemente com valores superiores a cerca de 10, tornando-se na maioria das vezes na espécie dominante quando a salinidade é mais baixa.

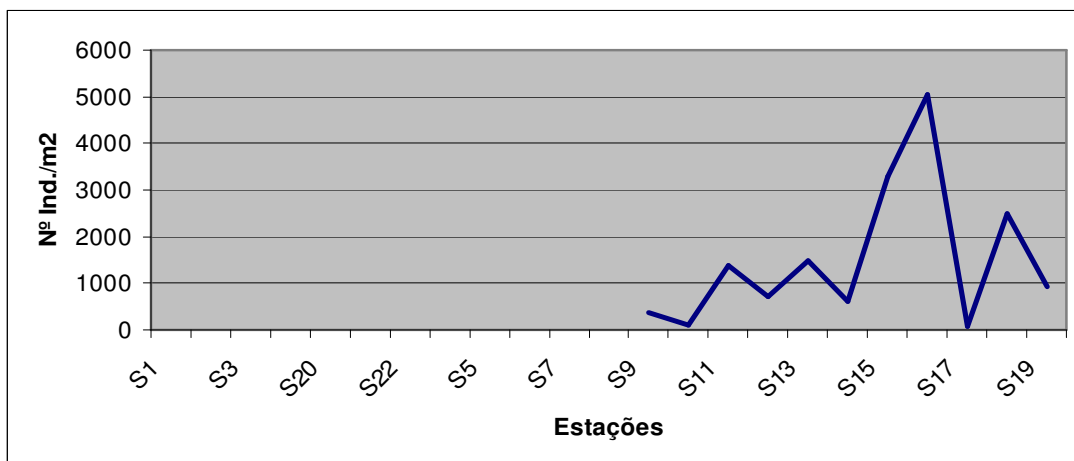


Figura 4.13 Variação da abundância de *Corbicula fluminea* ao longo dos locais amostrados.

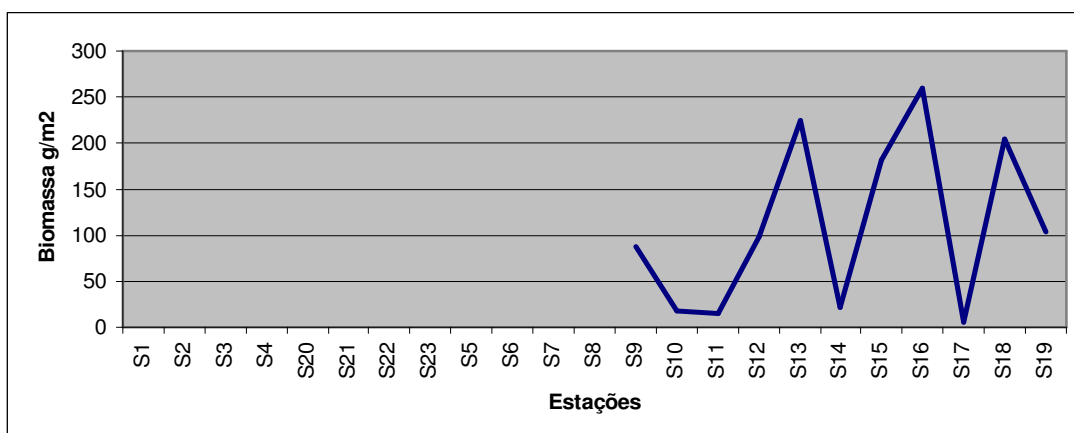


Figura 4.14 Variação da biomassa estimada de *Corbicula fluminea* ao longo dos locais amostrados.

A longitude da concha (figura 4.15) também apresentou grandes variações, oscilando entre um mínimo de 0,90 mm e um máximo de 32,35 mm. O padrão de distribuição de tamanhos variou muito de estação para estação, verificando-se o domínio de uma das classes de tamanho, abundando em alguns locais espécimes de pequenas dimensões (inferiores a 15 mm) e noutros as classes de comprimentos superiores a 20 mm de longitude de concha. Também se verificou um aumento do tamanho da concha à medida que nos deslocamos para montante.

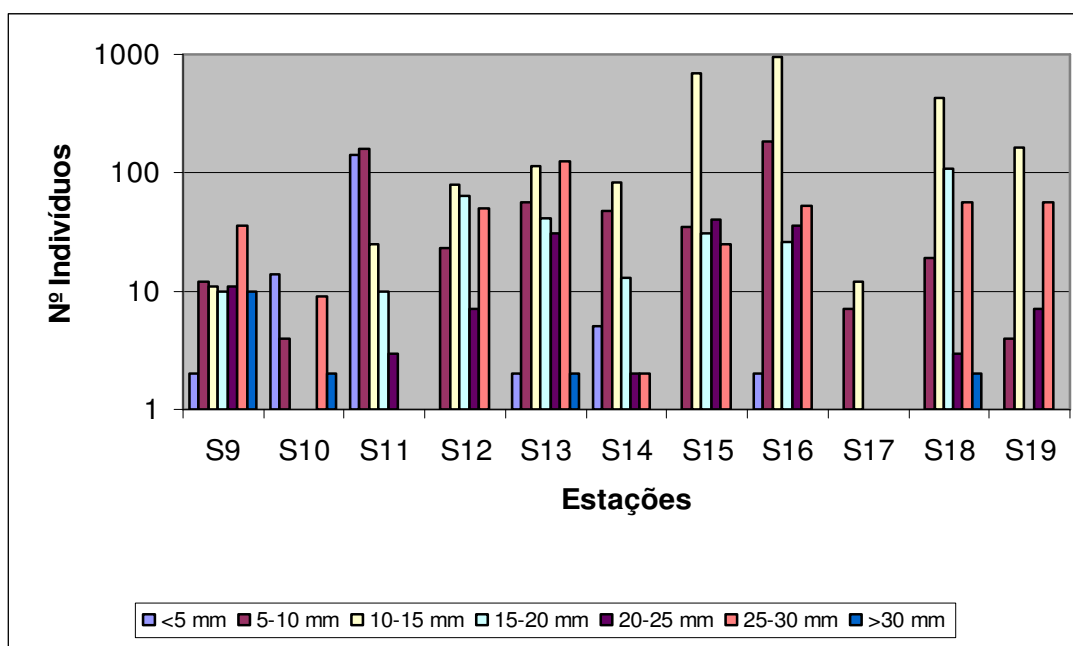


Figura 4.15 Variação da longitude da concha de *Corbicula fluminea*, agrupada em classes de tamanho, ao longo dos locais amostrados.

4.3. Composição da comunidade de macroinvertebrados

bentónicos e análise dos factores físico-químicos

4.3.1. Dados biológicos

O dendograma seguinte (figura 4.16) mostra a percentagem de similaridade da macrofauna bentónica ao longo das estações de amostragem. A respectiva ordenação em MDS, a duas dimensões, é apresentado na figura 4.17. De um modo geral, a comunidade bentónica do estuário do rio Minho é constituída por quatro grandes grupos, que aparecem bem destacados na ordenação MDS. O stress apresentado encontra-se dentro de valores considerados aceitáveis (0,13), sendo indicativo de grupos faunísticos distintos. Contudo, a similaridade interna entre algumas das estações presentes nos diferentes grupos faunísticos não se apresenta muito elevada podendo tal facto estar relacionado com a elevada variabilidade das condições abióticas de cada uma das diferentes estações de amostragem.

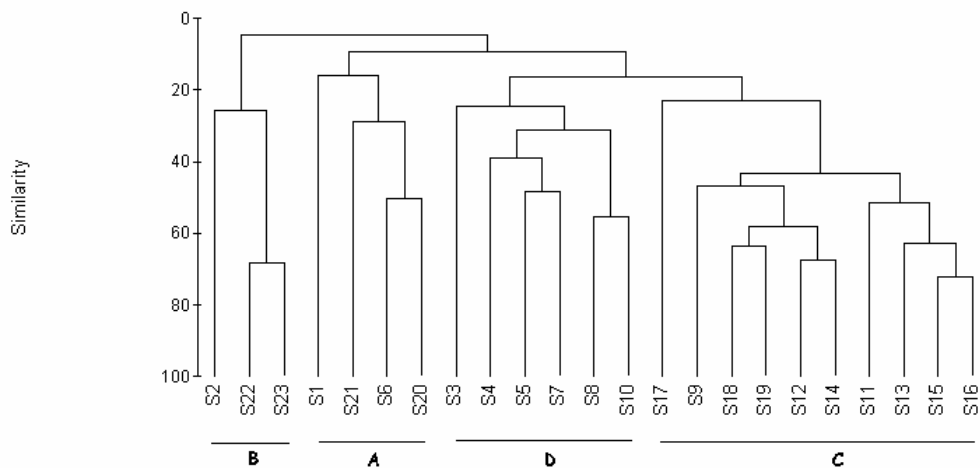


Figura 4.16 - Dendrograma de similaridade das 23 estações de amostragem.

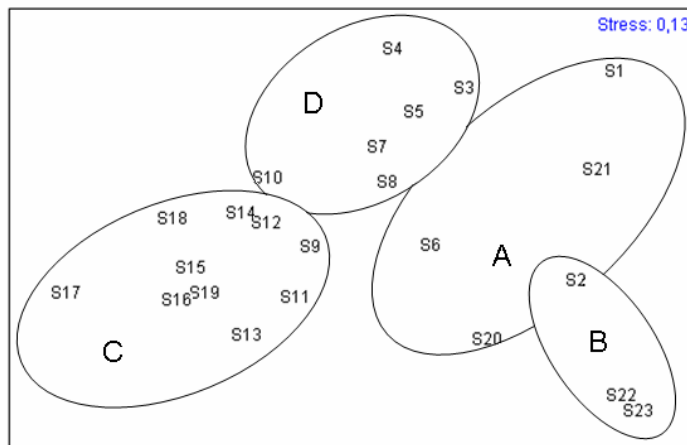


Figura 4.17 - MDS de similaridade das 23 estações de amostragem.

As estações representadas no grupo A (estações S1, S6, S20 e S21) ocorrem em áreas de depósitos de areias finas e médias (fig. 4.5) muito próximas da embocadura do rio onde a salinidade permanece elevada apresentando uma maior influência das áreas marinhas adjacentes, aparecendo assim colonizadas por algumas espécies tolerantes à salinidade e à sua elevada oscilação, tais como *Carcinus maenas*, *Eurydice pulchra* e *Saduriella losadai*, formando comunidades constituídas sobretudo por poliquetas, nomeadamente *Hediste diversicolor*.

Quanto às estações pertencentes ao grupo B (S2, S22, e S23), localizam-se no baixo estuário, numa zona muito próxima do sapal, estando sujeitas a grande influência das áreas adjacentes. Encontram-se sob a influência de correntes de maré tornando as condições hidrodinâmicas locais mais

instáveis nomeadamente a salinidade e o tipo de sedimento, que nestes locais é fundamentalmente constituído por areias de média dimensão e lodos. As espécies mais representativas são crustáceos isópodes, especialmente *Cyathura carinata* e os anelídeos *Hediste diversicolor*, *Pygospio elegans* e *Neanthes virens* e os bivalves *Cerastoderma edule* e *Spisula solida*.

Quanto às estações que compõem o grupo C (S9, S11, S12, S13, S14, S15, S16, S18, S19 e S17) localizam-se na parte superior do estuário, na transição para zonas de características fluviais, com sedimentos de areia mais grosseira, não sendo portanto, de estranhar a presença, e por vezes o domínio, de espécies indicadoras destas mesmas zonas de transição, como é o caso do anfípode *Corophium multisetosum*. Este conjunto de estações tem em comum o facto de a sua salinidade já permitir o aparecimento do bivalve *Corbicula fluminea*. Dada a sua elevada densidade torna-se o colonizador mais importante desta área. As condições hidrodinâmicas a que estas comunidades se encontram sujeitas são mais estáveis, com correntes pouco acentuadas, pelo menos nesta época do ano, o que permite o aparecimento de maior número de espécies e indivíduos por unidade de área, ou seja comunidades mais estáveis. Novamente se destaca a estação S17 – Marina, onde o sedimento é constituído por grãos muito finos, com predomínio de argilas e siltes (fig. 4.5), onde o teor de matéria orgânica é bastante elevado (14,8 %), ocorrendo uma comunidade bentónica distinta das anteriores, com o aparecimento da sanguessuga *Helobdella stagnalis* e elevadas densidades de **Chironomidae**, **Enchytraeidae** e **Tubificidae**. Nas restantes estações deste grupo, as espécies dominantes para além da já referida *Corbicula fluminea*, são *Corophium multisetosum*, *Gammarus locusta*, *Saduriella losadai* e em alguns casos (S15 e S17) **Tubificidae**.

Por fim, o grupo D constituído pelas restantes estações (S3, S4, S5, S7, S8 e S10) ocorre em áreas de areias mais grosseiras ocorrendo um domínio dos crustáceos *Eurydice pulchra*, *Haustorius arenarius* e *Saduriella losadai*.

A análise de similaridade ANOSIM revela diferenças significativas entre os grupos definidos, com $R = 0,791$; $p < 0,001$, observando-se uma maior diferença entre os grupos A e C ($R = 0,991$; $p < 0,001$) e a menor entre os grupos B e D ($R = 0,551$; $p < 0,001$).

A análise SIMPER (Tabela 4.3) permite verificar o elevado contributo de apenas uma espécie para a similaridade no interior de cada grupo, ocorrendo um domínio dos poliquetas nos grupos A e B.

Grupo	Porcentagem de Contribuição			
	A	B	C	D
<i>Corbicula fluminea</i>			83,32%	
<i>Hediste diversicolor</i>	66,68%			
<i>Neanthes virens</i>		64,40%		
<i>Saduriella losadai</i>				87,19%

Tabela 4.3 - Análise SIMPER

A análise das curvas de K-dominância (figura 4.18) permite fazer a distribuição dos locais amostrados quanto ao seu grau de perturbação. Todas as estações apresentam um grau de dominância superior a 30% em termos de abundância por parte de uma só espécie, apresentando comportamentos muito díspares, ocorrendo dominâncias muito elevadas (superiores a 60%) por parte de uma só espécie na maioria das estações estudadas.

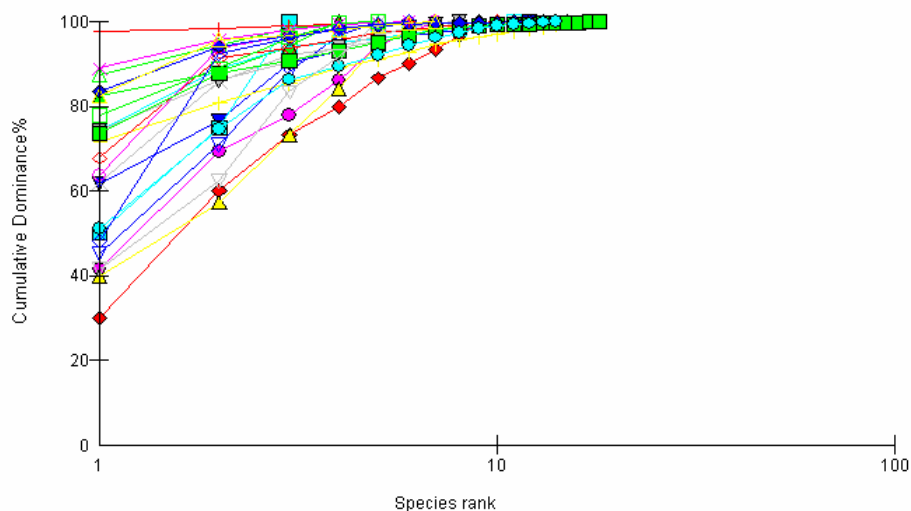


Figura 4.18 - Curvas de K-dominância as diferentes estações de amostragem.

A espécie que mais contribui para o valor de abundância varia de estação para estação, à exceção das estações pertencentes ao grupo D, em que a espécie *Saduriella losadai* é sempre aquela com o contributo mais elevado e o grupo C

onde a espécie dominante é o bivalve *Corbicula fluminea* (excepto em S17 - **Enchytraeidae** e S11 *Corophium multisetosum*).

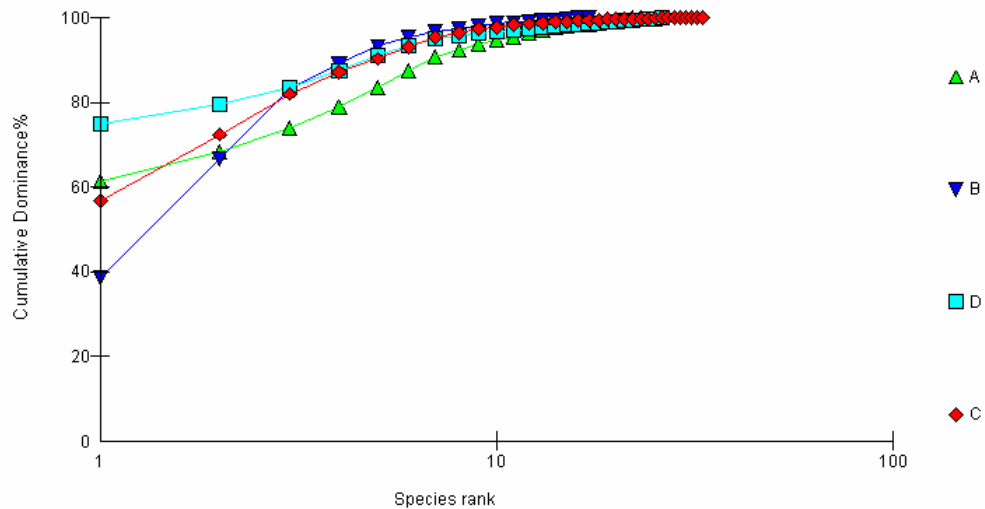


Figura 4.19 - Curvas de K-dominância para para os diferentes grupos de comunidades definidas ao longo do troço de rio analisado.

Quando analisada em termos de estações (fig. 4.19), as curvas de k-dominância apresentam um comportamento similar aos grupos definidos, apresentando sempre um grau de dominância superior a 40% por parte de uma só espécie que varia de grupo para grupo.

4.3.2. Factores físico-químicos

O PCA dos valores abióticos medidos no estuário do rio Minho versus estação de amostragem (figura 4.20 e Tabela 4.4), revela uma clara separação entre estações com diferentes granulometrias, ao longo do 1º eixo. A variância ao longo do 1º eixo, é maioritariamente explicada pela distribuição das variáveis relacionadas com os componentes mais grosseiros do sedimento – cascalho, areia muito grossa e areia grossa – lado positivo do factor I, bem como pela temperatura, oxigénio dissolvido e pH e pela distribuição das variáveis relacionadas com os componentes finos – areia muito fina, silte, argila e matéria orgânica – lado negativo do factor.

Ao longo do 2º eixo, a variância é maioritariamente explicada pela salinidade e pH e sedimentos médios – lado positivo do factor II e pelos restantes factores no lado negativo do factor II.

Variável	PC1	PC2
Temperatura	0,041	-0,428
Salinidade	-0,021	0,423
Oxigénio	0,007	0,278
pH	0,181	-0,245
Mat. Orgânica	-0,390	-0,193
-1 φ	0,195	-0,303
0 φ	0,297	-0,270
1 φ	0,330	0,034
2 φ	-0,123	0,384
3 φ	-0,286	0,202
4 φ	-0,415	-0,158
5 φ	-0,395	-0,202
>5 φ	-0,390	-0,209
Variância explicada	39,1%	30,0%
Variância cumulada	39,1%	69,1%

Tabela 4.4 – Valores de variância dos factores abióticos explicada ao longo do 1º (PC1) e 2º (PC2) eixos.

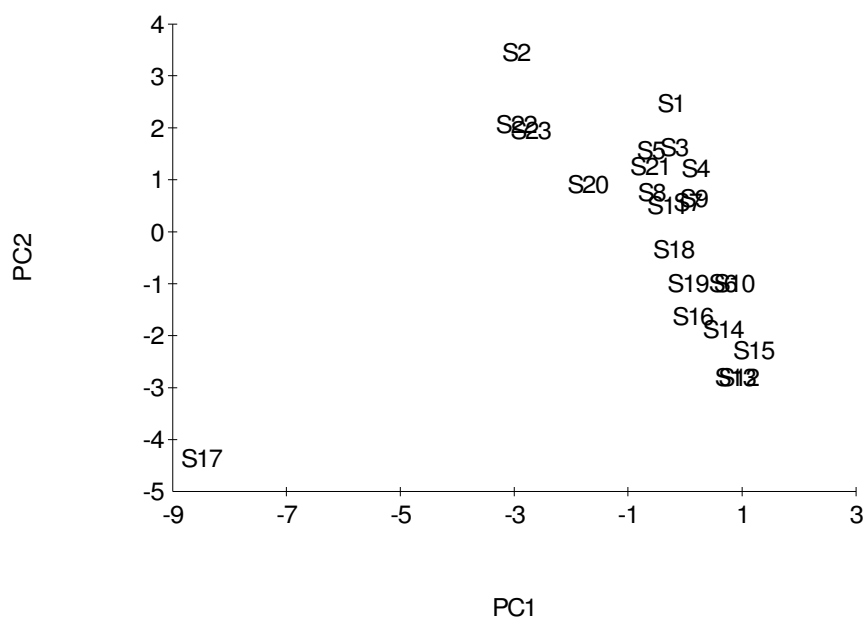


Figura 4.20 - PCA dos factores abióticos medidos no estuário do rio Minho versus estações de amostragem, com a respectiva variância explicada ao longo do 1º (PC1) e 2º (PC2) eixos.

No que diz respeito à análise da opção BIOENV (tabela 4.5), a variável abiótica que, de forma mais constante melhor agrupa as diferentes estações de amostragem com os padrões faunísticos do local, é a salinidade ($\rho = 0,354$), seguida do oxigénio ($\rho = 0,297$) e do pH ($\rho = 0,278$). Dado a ordenação faunística não ser unidimensional, não é de esperar que apenas uma variável seja responsável e permita explicar o tipo de agrupamento detectado. Assim, a contribuição de duas ou mais variáveis permitirão estabelecer um conhecimento mais aproximado da realidade. As melhores combinações encontradas foram salinidade/areia fina/oxigénio ($\rho = 0,396$) seguida de salinidade/areia fina ($\rho = 0,387$).

K	Melhor combinação de variáveis		
1	0,354	0,297	0,278
	salinidade	oxigénio	pH
2	0,387	0,373	0,352
	salinidade areia fina	oxigénio salinidade	salinidade areia muito fina
3	0,396	0,386	0,385
	salinidade oxigénio areia fina	salinidade areia fina silte	salinidade areia fina argila

Tabela 4. 5 - Resumo dos resultados obtidos por análise BIOENV no estuário do rio Minho.

5. DISCUSSÃO

5. DISCUSSÃO

5.1. Factores abióticos

Os valores obtidos para os factores abióticos do estuário do rio Minho apresentam grandes oscilações espaciais.

Os valores da temperatura, dado tratar-se de uma época estival, apresentam grandes variações, aumentando significativamente à medida que nos afastamos da embocadura do rio, onde a grande influência das águas oceânicas mais frias se faz sentir. Assim, à medida que nos vamos afastando da foz diminui a influência marinha, resultando num aumento da temperatura por influência das águas fluviais mais sujeitas às condições atmosféricas, sofrendo grande aquecimento durante os meses de Verão, atingindo valores muito elevados (máx. 24º C).

Quanto aos valores obtidos para a salinidade, é notória a diminuição deste parâmetro com o aumento da distância à embocadura devido à forte diluição da água salgada com água doce, estabelecendo-se um claro gradiente de salinidade, mais evidente na preia-mar e junto ao fundo, altura em que foram feitas as amostragens, evidenciando as suas características de estuário em cunha salina.

O pH foi outro dos parâmetros avaliados neste conjunto de amostragens. As flutuações espaciais não foram muito expressivas, não se tendo obtido valores considerados extremos, tornando-se evidente que os organismos presentes no estuário são tolerantes à amplitude de pH registada.

No que diz respeito ao teor de oxigénio dissolvido, os valores determinados denotam uma correlação negativa com a temperatura da água ($r = 0,6045$ com $p < 0,002$) diminuindo com o aumento desta à medida que nos deslocamos para o interior do estuário, onde a água atinge valores de temperatura muito elevados, mesmo para esta época do ano.

Quando se pretende estudar comunidades bentónicas de substractos móveis, não é possível descorar a análise da dimensão dos grãos de sedimento, ou seja, a sua granulometria. Segundo diferentes autores (Buchanan & Kain, 1971; Boesh, 1973; McCall, 1977; Warwick *et al.* 1991, Meire *et al.* 1994) a compreensão da ecologia bentónica assenta na correlação entre a granulometria e os organismos bentónicos. No caso concreto do estuário do rio Minho e segundo Alves (1996) os sedimentos são fundamentalmente constituídos por areias e areão, diminuindo, classicamente, de dimensão no sentido da foz,

situação que genericamente se veio a confirmar com as análises granulométricas efectuadas, sendo pontualmente alterada pelas condições hidrodinâmicas e geomorfológicas locais, nomeadamente na estação S17 – Marina.

O teor de matéria orgânica presente no sedimento é uma das variáveis que mais informação pode fornecer sobre as comunidades estabelecidas e espécies presentes no sedimento, já que por si só, constitui um elemento primordial na alimentação de muitas dessas espécies assentes nestes substratos móveis.

Esta matéria orgânica presente no substrato pode ter origem em actividades antropogénicas, situação por ventura mais acentuada na margem espanhola onde existe uma maior pressão humana e industrial, na qual não foram recolhidas amostras. Na metade portuguesa amostrada não foram detectados grandes focos de poluição, estando o valor elevado de matéria orgânica da já referida estação S17 mais relacionada com fenómenos hidrodinâmicos e não antropogénicos, dada as características morfológicas do local. Nas amostras recolhidas existe uma evidente correlação entre o teor de matéria orgânica e a quantidade de finos (siltes e argilas), devido à elevada semelhança de pesos específicos e velocidades de sedimentação (Hartnoll, 1983 in Sanchez-Mata *et al.* 1999), o que propicia tal situação.

5.2. Factores bióticos – Estrutura macrobentónica

A análise da estrutura macrobentónica do estuário do rio Minho assentou na recolha de amostras ao longo do mesmo em estações previamente seleccionadas e durante uma única campanha de amostragem na época estival. A escolha de uma única campanha de amostragem prendeu-se com o facto de estudos prévios (Sousa, 2003) terem demonstrado ser este o período de maior abundância de macrofauna benthica, podendo ser utilizado como representativo das comunidades estabelecidas.

Quanto ao tipo de draga – do tipo Van Veen - utilizado na recolha das amostras de sedimento, tem evidenciado bons resultados neste estuário e a sua escolha deveu-se à já grande familiaridade no seu manuseamento. Para efeitos comparativos com outros trabalhos, nomeadamente do estuário do rio Lima, foi importante a sua escolha já que o método de recolha de sedimentos utilizado foi o mesmo, minorando assim as potenciais falhas que este tipo de draga provoca

em diferentes tipos de sedimento (Gray, 1981), uma vez que o viés introduzido foi idêntico nos dois estuários, atenuando assim o seu efeito, facilitando os estudos comparativos.

Para efectuamos uma análise comparativa deste estuário foi escolhido aquele que lhe fica mais próximo, o estuário do rio Lima, no qual um estudo idêntico foi levado a cabo (Sousa, 2003), com número aproximado de locais de amostragem (20 estações) e também durante o Verão. A área em estudo foi muito similar e a metodologia utilizada idêntica. Quando se compara os valores obtidos em cada um dos estudos pode-se verificar que ocorreu uma maior inconstância dos factores abióticos ao longo do estuário do rio Minho quando comparado com os valores obtidos para o rio Lima, essencialmente no que se refere à temperatura da coluna de água sendo os valores mínimos idênticos (13,17° C no Lima e 13,09° C no Minho) já não acontecendo o mesmo para os valores mais elevados, que foram de 24,20° C no rio Minho e apenas 17,77° C no rio Lima. Como consequência imediata o teor de oxigénio dissolvido apresentou-se muito mais estável ao longo de todo o estuário do rio Lima, ocorrendo uma quebra mais acentuada no rio Minho, o que, evidentemente, condiciona a fauna local. Parâmetros como o pH, a salinidade ou o tipo de sedimento apresentaram valores muito similares em ambos os estuários, o mesmo ocorrendo para o teor de matéria orgânica cujos valores médios são idênticos apresentando ambos os rios valores extremos pontuais.

No que diz respeito aos seres vivos encontrados, o estuário do rio Minho apresentou valores bastante elevados. Foram identificados 9221 indivíduos com uma densidade média de 1728 ind./m² contra 7750 indivíduos (1219 ind./m²) do estuário do rio Lima, embora distribuídos por menor número de grupos faunísticos. Os valores obtidos para estes dois estuários podem ser considerados bastante elevados quando comparados com outros estudos levados a cabo no rio Mondego (Marques *et al.*, 1993) onde as densidades obtidas foram de apenas 466 ind./m², permitindo-nos afirmar que este estuário apresenta uma elevada diversidade específica e abundância de macroinvertebrados bentónicos. A espécie que mais contribui para este facto foi sem dúvida o bivalve *Corbicula fluminea*. Houve, no entanto outras espécies que apresentaram densidades elevadas, nomeadamente os crustáceos *Corophium multisetosum* e *Saduriella losadai*, o conjunto formado pelos nemátodes da família **Emplectonematidae**, bem como os poliquetas *Hediste diversicolor* e *Neanthes virens*.

Embora geograficamente muito próximos, são muito poucas as espécies comuns aos dois estuários, ocorrendo no Lima um maior número de espécies com origem marinha e uma maior diversidade junto à foz que vai declinando à medida que avançamos para o interior do estuário ao contrário do que ocorre no rio Minho onde o número de espécies é escasso no baixo estuário aumentando à medida que avançamos para o seu interior. Nos primeiros 5 km do rio Lima existe um domínio quase absoluto da água do mar, estando sujeito a dragagens permanentes do canal de navegação, mantendo a salinidade sempre elevada, o que permite o estabelecimento de vastas comunidades de bivalves, gastrópodes e poliquetas marinhos, sendo este o troço que apresenta maior número de espécies, ao contrário de que ocorre no Minho onde ocorre uma oscilação muito elevada entre a salinidade verificada durante a preia-mar e a baixa-mar ou durante o Verão e o Inverno o que torna impossível a colonização deste espaço por parte de organismos de características marinhas. A distribuição de sedimentos também difere muito nestes primeiros quilómetros dos dois rios. Enquanto no rio Lima este primeiro troço é composto por uma grande diversidade de sedimentos e conseqüentemente de habitats, no rio Minho ocorre um maior constância na granulometria dos mesmos, devido à menor perturbação do leito, concentrando-se os sedimentos mais grosseiros na foz e os sedimentos mais finos para montante.

Assim, a maior variação dos factores abióticos ao longo de estuário, que se traduz numa maior diversidade de microhabitats encontrados no rio Minho, aliada a grande variedade de sedimentos encontrados poderá ser um dos factores responsáveis por esta maior diversidade e densidade de macrozoobentos, já que possibilita a existência de um leque mais vasto de nichos ecológicos. A tudo isto poderá ainda ser acrescentado o facto de toda esta região se encontrar menos sujeita a pressões antropogénicas possibilitando o estabelecimento de comunidades mais estáveis e como tal mais numerosas. De entre as espécies que mais contribuíram para as elevadas densidades encontradas, destaca-se o bivalve não indígena *Corbicula fluminea* que estabeleceu já uma importante população neste estuário com conseqüências ainda não avaliadas especialmente ao nível das outras 10 espécies de bivalves de água doce existentes neste rio, algumas já raramente encontradas, nomeadamente *Margaritifera margaritifera*.

Em estudos de impacto ambiental (Warwick, 1986; Clark & Warwick, 2001), tem-se utilizado, com bons resultados, as curvas de K-dominância (Lamshead, 1983). Tratando-se de um estuário sujeito a dragagens

permanentes no seu troço inferior e sujeito à construção de uma ponte internacional à época das amostragens, bem como uma crescente ocupação humana, especialmente na vertente recreativa náutica, para além do já referido aparecimento, em grandes quantidades, da espécie não indígena *Corbicula fluminea*, pretendeu-se avaliar a extensão destes mesmos impactos. Este tipo de análise gráfica permite avaliar a contribuição proporcional de cada espécie na comunidade e o seu grau de dominância nos diferentes grupos populacionais, permitindo determinar a extensão dos referidos impactos. Assim, e pela análise das curvas de k-dominância (figuras 4.18 e 4.19) pode-se afirmar que as diferentes comunidades (grupos A, B, C e D) são dominadas por um número reduzido de espécies, que se apresentam em elevado número. Na maioria dos casos, tratam-se de espécies de pequenas dimensões, com uma elevada abundância mas reduzida biomassa, como é o caso dos crustáceos *Corophium multisetosum* ou *Saduriella losadai*. Exceptua-se o caso do bivalve *Corbicula fluminea* que apresenta elevada biomassa que chega a ultrapassar os 250 g AFDW/m². Estas espécies oportunistas apresentam uma elevada fecundidade e taxa de crescimento acelerado, bem como ciclos de vida curtos que lhes permitem ocupar rapidamente nichos ecológicos deixados vagos pelas diferentes perturbações sofridas pelo ecossistema.

No que diz respeito aos valores obtidos pela aplicação do Índice de Diversidade de Shannon-Weiner forma sempre baixos, mesmo quando o número de espécies foi mais elevado, o que poderá estar relacionado com o facto de ocorrer uma elevada dominância de uma espécie em relação ao total de espécies dos locais amostrados, facto também evidente nos reduzidos valores obtidos no Índice de Equitabilidade de Pielou.

Da análise do Índice de diversidade de espécies de Margalef pode-se constatar que apresentou alguns valores superiores a 2, denotando já alguma biodiversidade. Quanto ao Índice de dominância de Simpson apresentou valores alguns valores próximos da unidade demonstrando alguma dominância de uma espécie sobre as demais.

Verificou-se ainda que as comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes no troço de rio em estudo se encontram sob o controlo de diferentes factores abióticos, especialmente a salinidade, sem no entanto os valores obtidos serem muito elevados, denotando-se também alguma influência do tipo de sedimento que apresentou um gradiente de montante para jusante, diminuindo a dimensão do grão.

6. CONCLUSÃO

6. CONCLUSÃO

O estuário do rio Minho apresentou-se como sendo um ecossistema com uma diversidade específica e uma abundância de macroinvertebrados bentónicos elevada, relativamente enriquecida quando comparado com outros sistemas estuarinos semelhantes, mas apresentando uma grande variação espacial. Devido à sua geomorfologia e regime de marés, com elevada drenagem de água doce no baixo estuário, verificou-se uma quase inexistência de comunidades estabelecidas de espécies marinhas como acontece em muitos outros estuários, nomeadamente no rio Lima. Assim o número de espécies que ocorrem no estuário aumenta à medida que se avança para o seu interior. A não existência de dados quantitativos anteriores a esta campanha, não permite uma avaliação da sua evolução até à presente data, nem permite a correcta avaliação de possíveis impactos sofridos com as diferentes actividades antropogénicas levadas a cabo na área, nomeadamente as constantes dragagens do corredor de circulação do ferry-boat, a construção da ponte de Vila Nova de Cerveira, nem o impacto exercido pelo estabelecimento de uma nova população do bivalve *Corbicula fluminea*.

Este bivalve não aparece referenciado em estudos anteriores a 1989, devendo-se a primeira referência a Araujo *et al.* (1993), mas em estudos posteriores, da década de 90, embora se encontrasse já estabelecida, também aparece pouco referenciada. Actualmente é uma população bentónica próspera e bem estabelecida, faltando ainda avaliar o impacto que representa para estas frágeis comunidades, especialmente de bivalves dulciaquícolas nativos que ocupam o mesmo nicho que a *Corbicula fluminea*, nomeadamente *Margaritifera margaritifera* e *Pisidium* spp.

Verificou-se que a distribuição ecológica dos macroinvertebrados bentónicos presentes, foi primordialmente controlada por factores abióticos com claro domínio para o tipo de sedimento encontrado e para a salinidade que por sua vez se encontra intimamente relacionada com a temperatura, já que as águas mais doces corresponderam temperaturas mais elevadas com consequências directas no teor de oxigénio dissolvido, dado tratarem-se de águas provenientes de pequenos rios mais expostos ao aquecimento solar e à temperatura ambiente.

Torna-se urgente um contínuo acompanhamento e monitorização (já em curso) para uma melhor compreensão da dinâmica ecológica de toda esta região

tão sujeita a agressões, podendo este trabalho estabelecer um quadro de referência, fundamental para qualquer tomada de decisão.

Outros factores de possível desequilíbrio presentes neste estuário, são a pesca e o turismo/lazer, com elevada importância socio-económica nesta região o que obriga a um aproveitamento mais racional deste ecossistema de modo a assegurar o bem estar de todas as comunidades que dele usufruem, desde as comunidades de macroinvertebrados bentónicos à população humana que o rodeia, ocupa e explora. Tal equilíbrio só será possível se forem implementadas acções de ordenamento das diferentes actividades que aqui se desenvolvem, nomeadamente as actividades de lazer - circulação de embarcações de recreio e outras actividades náuticas - que tanto impacto causam nas comunidades estabelecidas.

Dado tratar-se de um estuário que pertence à Rede Natura 2000, com uma ictio e avifauna únicas que só poderão subsistir se as condições actuais forem, pelo menos, mantidas, torna-se urgente promover a protecção desta zona sem, de forma alguma, por em causa o desenvolvimento sustentado e integral, garante de subsistência das populações limítrofes. É portanto essencial promover a protecção da fauna e flora envolvente e do próprio rio, tão características desta região, apoiar actividades piscatórias tradicionais compatíveis com uma utilização racional dos recursos, conciliar actividades de lazer com actividades de educação ambiental de forma a promover e preservar todo o estuário.

7. BIBLIOGRAFIA

7. BIBLIOGRAFIA

Aldridge DC, Müller SJ: **The Asiatic clam, *Corbicula fluminea*, in Britain: current status and potential impacts.** *J.Conchol.*, 2001, **37:177-183.**

Allchin CR, Law RJ, Morris S: **Polybrominated diphenylethers in sediments and biota downstream potential sources in the UK.** *Environmental Pollution* 1999, **105:197-207.**

Alves AM: **Causas e processos da dinâmica sedimentar na evolução actual do litoral do Alto Minho.** *PhD thesis.* University of Minho, Portugal; 1996.

Amaral A Nonato E: *Annelida Polychaeta: características, glossário e chaves para famílias e géneros da costa brasileira.* Ed. Unicamp. Campinas, SP; 1996.

Andrade FAL: O estuário do Mira: **Caracterização geral e análise quantitativa da estrutura dos macropovoamentos bentónicos.** *PhD thesis.* Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Portugal; 1986.

Araújo M, Lobato., Cruces A, Drago T: **Paleoenvironmental geochemical patterns in the holocenic evolution of Minho estuary (TALK).** In Coastal HOPE 2005. Lisboa. Fac. Ciências de Lisboa: 1-130.

Araujo R, Moreno D, Ramos MA: **The asiatic clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Bivalvia: Corbiculidae) in Europe.** *Am Malacol. Bull.* 1993, **10:39-49.**

Araujo R, Ramos MA, Molinet R: **Growth pattern and dynamics of a southern peripheral population of *Pisidium amnicum* (Müller, 1774) (Bivalvia: Sphaeriidae) in Spain.** *Malacologia*, 1999, **41:119-137.**

Atrill MJ, Rundle SD Thomas RM: **The influence of drought-induced low freshwater flow on an upper-estuarine macroinvertebrate community.** *Water Research* 1996, **30:261-268.**

Atrill MJ, Rundle SD: **Ecotone or ecocline: ecological boundaries in estuaries.** *Estuar. Coast. Shelf S.*, 2002, **55:929-936.**

Atrill MJ: **A testable linear model for diversity trends in estuaries.** *Journal of Animal Ecology* 2002 **71:262-269.**

Austen MC, Widdicombe S, Villano-Pitacco N: **Effects of biological disturbance on diversity and structure of meiobenthic nematode communities.** *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1998, **174:233-246.**

Azeiteiro UMM, Marques JC, **Temporal and spatial structure in the suprabenthic community of a shallow estuary (Western Portugal: Mondego river estuary).** *Acta Oecol.* 1999, **20:333-342.**

Bachelet G, Montaudouin X, Dauvin J: **The quantitative distribution of subtidal macrozoobenthic assemblages in Arcachon Bay in relation to environmental factors: a multivariate analysis.** *Estuarine Coastal and Shelf Science* 1996, **42:371-391.**

Baker JM, Wolff WJ: **Biological Surveys of Estuaries and Coasts.** EBSA Handbook, Cambridge Univ. Press 1987, 1-449

Barnes RSK: *Estuarine Biology.* Edward Arnold Ltd. (Ed): London; 1976.

Barnes RSK.: *The brackish-water fauna of Northwestern Europe.* Cambridge University Press; 1994.

Baudrimont M, Schafer J, Marie V, Maury-Brachet R, Bossy C, Boudou A Blanc G.: **Geochemical survey and metal bioaccumulation of three bivalves species (*Cassostrea gigas*, *Cerastoderma edule* and *Ruditapes philippinarum*) in the Nord Médoc salt marshes (Gironde estuary, France).** *Science of the Total Environment* 2005, **337:265-280.**

Bella DA.: **Environmental considerations for estuarine benthic systems.** *Water Res.* 1972, 1409-1418.

Bettencourt A, Ramos L, *Estuários Portugueses.* Instituto da Água: Lisboa; 2003.

Bilyard GR: **The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies.** *Mar. Poll. Bull.* 1987, **18:581-585.**

Boesh DF, Marvin ML, Wass L, Virnstein RW: **The dynamics of estuarine benthic communities.** In *Estuarine Processes*, Academic Press 1976, 177-196.

Boesh DF: **A new look at the zonation of the benthos along the estuarine gradient.** In Cooll B. C. (ed.), Ecology of the marine benthos. The Belle W. Baruch Library in Marine Science. Univ. of South Carolina Press, Columbia, SC. 1977, **6:245-266.**

Boesh DF: **Classification and community structure of macrobenthos in Hampton Roads area, Virginia.** *Mar Biol.* 1973, **21:226-244.**

Boesh DF: **Species diversity of marine macrobenthos in the Virginia area.** *Cheasepeake Science* 1972, **13(3):206-211.**

Bruyndoncx L, Jordaens K, Ysebaert T, Meire P, Backeljau T: **Molluscan diversity in tidal marshes along the Scheldt estuary (The Netherlands, Belgium).** *Hydrobiologia*, 2002, **474:189-196.**

Buchanan JB, Klain JM: **Measurement of the physical and chemical environment.** In Holme N. A. & McIntyre A. D. (Ed), Methods for the study of marine benthos. Oxford and Edinburgh, Blackwell Scientific Publications 1971, 30-58.

Cabral JA, Pardal MA, Lopes RJ, Matias T, Marques JC: **The impact of macroalgal blooms on the use of the intertidal area and feeding behaviour of waders (Charadrii) in the Mondego estuary (west Portugal).** *Acta Oecologica* 1999, **20 (4): 417-427.**

Caeiro S, Costa MH, Goovaerts P, Martins F: **Benthic biotope index for classifying habitats in the Sado estuary: Portugal.** *Marine Env. Research*, 2005 (author proof).

Cameron WS, Pritchard DW: *Estuaries.* In Hill MN (Ed): The Sea. John Wiley & Sons, Inc.: New York. Vol. II; 1963.

Cataldo D, Boltovskoy D., **Population dynamics of *Cobricula fluminea* (Bivalvia) in the Paraná river delta (Argentina).** *Hydrobiologia* 1999, **380:153-163.**

Cave RR, Andrews JE, Jickells T, Coombes EG: **A review of sediment contamination by trace metals in the Humber catchment and estuary, and**

the implications for future estuary water quality. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 2005, **62:547-557**.

Chegour M, Chafik A, Fisher NS, Benbrahim S: **Metal concentrations in sediments and clams in four Marrocan estuaries.** *Marine Environmental Research* 2005, **59:119-137**.

Clarke KR, Ainsworth M: **A method of linking multivariate community structure to environmental variables.** *Marine Ecology Progress Series* 1993, **92:205-219**.

Clarke KR, Warwick RM: *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*, 2nd edition. PRIMER-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory, UK. 2001.

Coelho M: **Cladocera e Copepoda (Crustacea) do rio Lima e a sua relação com a qualidade da água.** *Publicações do Instituto de Zoologia Dr. Augusto Nobre* 1997, **237:1-22**.

Costil K, Clement B: **Relationship between freshwater gastropods and plant communities reflecting various trophic levels.** *Hydrobiologia*, 1996, **321:7-16**.

Cunha LV, Gonçalves AS, Figueiredo VA, Lino M: *A gestão da água. Princípios fundamentais e sua aplicação em Portugal*. F. C. Gulbenkian, Lisboa, 1980.

D.G.R.A.H. *Monografias Hidrológicas dos Principais cursos de água em Portugal Continental*. 1986.

Da Silva MMC: **Some notes about the phytoplanktonic community in river Lima.** *Publicações do Instituto de Zoologia Dr. Augusto Nobre* 1990, **222:1-21**.

Darrigan G: **Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments.** *Biological Invasions* 2002, **4**: 145-156.

Dauvin JC, Ibanez F: **Variation à long-terme (1977-1985) du peuplements des sables fins de la Pierre Noir (baie de Molaix, Manche occidentale): analyse statistique de l'évolution structural :** *Hydrobiologia* 1986, **142:171-186**.

Dauvin JC, Thiébaud E, Gesteirac JLG, Ghertsosa K, Gentild F, Roperte M, Sylvand B: **Spatial structure of a subtidal macrobenthic community in the**

Bay of Veys (western Bay of Seine, English Channel). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 2004, **307**: 217– 235.

Day JH: **A review of the family Ampharotidae (Polychaeta).** *Ann. S. Afr. Mus.* 1957, **48(4):97-120.**

Day JH: *The estuarine fauna.* In Estuarine ecology with particular reference to Southern Africa. A. A. Balkema Ed, Rotterdam; 1981.

Day W, Hall AS, Kemp W, Yáñez-Arancibia A: *Estuarine Ecology.* Wiley-Interscience Publication: New York; 1989.

Decreto-Lei nº 384-B/99 de 23 de Setembro, Ministério do Ambiente, Diário da República nº 223, Série I-A

Degraer S, Hillewaert H, Wittoeck J, Hostens K, Appeltans W, Mees J, Cooreman K, Berghe EV, Deprez T, Vincx M.: The macrobenthos atlas of the Belgian part of the North Sea. Belgian science Policy: Brussel; 2006.

Directiva 76/464/CEE de 4 de Maio

Dyer K: *Estuaries - A physical introduction.* John Wiley & Sons: New York; 1997.

Fairbridge RW: *The estuary: its definition and geodynamic cycle.* In Olausson E & Cato I (Ed): Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries. Wiley: New York; 1980.

Fauchald K: **The polychaetes worms. Definitions and keys to the Orders, Families and Genera.** *Science Series.* 1977, **28**: 1-188.

Fauvel P : Polychètes Errantes. *Faune de France.* (16) Paris; 1923.

Fauvel P :. Polychètes Sédentaires. *Faune de France.* (5) Paris 1927.

Ferreira JG, Simas T, Nobre A, Silva MC, Shifferegger K, Lencart-Silva J: **Identification of sensitive areas and vulnerable zones in transitional and coastal portuguese systems. Application of the United States National Estuarine Eutrophication Assessment to the Minho, Lima, Douro, Ria de Aveiro, Mondego, Tagus, Sado, Mira Ria Formosa and Guadiana systems.** INAG/IMAR: Lisboa ; 2003.

Fidalgo ML, Barbosa I: **Estuário do Minho: Principais características das suas águas.** In *4ª Conferência Nacional sobre a qualidade do ambiente*. Abril, 6-8 1994, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa 1994, 133-137.

Fidalgo ML, **Contribution to the ecological characterization of the river Minho estuary (Northern Portugal).** *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 1998, **28:1448-1451.**

Field JG, Clarke KR, Warwick RM: **A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns.** *Marine Ecology Progress Series* 1982, **8:** 37-52.

Fontoura AP: **Les communautés de macro-invertébrés du bassin hydrographique du fleuve Lima comme indicateurs de la qualité biologique de l'eau.** *Publicações do Instituto de Zoologia Dr. Augusto Nobre* 1984, **183:** 1-20.

Fontoura AP, Moura AMG: **Effects of some industrial effluents in the biological quality of the water of the river Lima.** *Publicações do Instituto de Zoologia Dr. Augusto Nobre* 1984, **184:1-21.**

Gangnery A, Bacher C, Buestel D: **Assessing the production and the impact of cultivated oysters in the Thau lagoon (Mediterranean, France) with a population dynamic model.** *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 2001, **88:**1012-1020.

George JD, Hartmann-Schröder G: *Polichaets: British Amphinomida, Spintherida and Eunicida.* The Linnean Society of London & The estuarine and Brackish-water Sciences Association., London. 1985.

Gerritsen J, Holand AF, Irvine DE: **Suspension-feeding bivalves and the fate of primary production: an estuarine model applied to Chesapeake Bay.** *Estuaries*, 1994, **17:403-416.**

Graham FRS: *Molluscs: Prosobranch and Pyramidellid Gastrópodes.* The Linnien Society of London and Estuarine & Brackish-water Sciences Association nº 2 (2nd ed) 1988.

Gray JS: **The ecology of marine sediments: An introduction to the structure and function of benthic communities.** *Cambridge Studies in Modern Biology* 1981, **2**: 1-185.

Grémare A, Amouroux J, Vétion G: **Long-term comparison of macrobenthos within the soft bottoms of the Banyulus-sur-mer (Northwestern Mediterranean Sea).** *Journal of Sea Research*, 1998, **40**:281-302.

Guerreiro N, Pereira P: *Poluição e qualidade da água.* Instituto da Água. Lisboa; 2002.

Guimarães C, Galhano H: **Ecological study of the estuary of River Lima (Portugal): I – The north bank salt-marshes.** *Publicações do Instituto de Zoologia Dr. Augusto Nobre* 1987, **199**: 1-54.

Guimarães C, Galhano H: **Ecological study of the estuary of River Lima (Portugal): II – A mud-sandy beach.** *Publicações do Instituto de Zoologia Dr. Augusto Nobre* 1988, **205**:1-73.

Guimarães C, Galhano H: **Ecological study of the estuary of River Lima (Portugal): III – Channels of Darque.** *Publicações do Instituto de Zoologia Dr. Augusto Nobre* 1989, **206**:1-52.

Hakenkamp C.C. & Palmer M.A. 1999. - Introduced bivalves in freshwater ecosystems: the impact of *Corbicula* on organic matter dynamics in a sandy stream. *Oecologia*, 119, 445-451.

Hall SJ: **Physical disturbance and marine communities: life in unconsolidated sediments.** *Oceanography and Marine Biology an Annual Review* 1994, **32**:179-239.

Hayward PJ, Ryland JS: *Handbook of marine fauna of North-West Europe.* Oxford University Press; 1995.

Herman PMJ, Middelburg JJ, Van de Koppel J, Heip CHR: **Ecology of estuarine macrobenthos.** *Advances in Ecological Research* 1999, **29**:195-240.

Holthuis LB, Fransen CHJ: *Coastal shrimps and prawns.* The Linnien Society of London and Estuarine & Brackish-water Sciences Association 15 (2nd Ed). 1993.

Johnston SA: **Estuarine dredge and fill activities: a review of impacts.** *Environmental Management* 1981, **5:427-440.**

Kennish MJ: *Ecology of estuaries: Biological aspects.* CRC Press, Florida. Vol II; 1990.

Kohata K, Hiwatari T, Hagiwara T: **Natural water-purification system observed in a shallow coastal lagoon: Matsukawaura, Japan.** *Mar. Pollut. Bull.*, 2003, **47:148-154.**

Kramer KJM., Brockmann UH, Warwick RM: *Tidal estuaries: Manual of sampling and analytical procedure.* A. A. Belkema, Rotterdam; 1994.

Kruskal J B, Wish M: *Multidimensional scaling.* Sage Publications, Beverly Hills; 1978.

Lamshead PJD, Platt HM, Shaw KM: **The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity.** *Journal of Natural History* 1983, **17:859-874.**

Levin SA: **The problem of pattern and scale in ecology.** *Ecology* 1992, **73:1943-1967.**

Levinton JS: *Marine Biology - Function, Biodiversity, Ecology.* Oxford University Press: Oxford; 1995.

Libes S: *An introduction to marine biogeochemistry.* John Wiley & Sons: 1992.

Lincoln R: *British Marine Amphipoda: Gammaridea.* British Museum of Natural History. London; 1979.

Little C: *The biology of soft shores and estuaries.* Oxford University Press: New York; 2000.

Lu L, Wu RS: **Experimental study on recolonization and succession of marine macrobenthos in defaunated sediment.** *Marine Biology* 2000, **136:291-302.**

Mannino A, Montagna P: **Small-scale Spatial variation of macrobenthic community structure.** *Estuaries* 1997, **20:159-173.**

Marchand J, Gascuel D: **Seasonal dynamics of the zoobenthic communities in the mesohaline zone of the Loire estuary (France).** *Hydrobiologia*, 1988, **160:129-139.**

Marchand J, Gascuel D: **Seasonal dynamics of the zoobenthic communities in the mesohaline zone of the Loire estuary (France).** *Hydrobiologia* 1988, **160:129-139.**

Margalef R.: **Information theory in ecology.** *Gen. Syst.* 1958, **3:36-71.**

Marques JC, Maranhão P, Pardal MA: **Human impact assessment on the subtidal macrobenthic community structure in the Mondego estuary (Western Portugal).** *Estuarine Coastal and Shelf Science* 1993, **37:403-419.**

Marques JC, Rodrigues LB, Nogueira AJA: **Intertidal benthic communities structure in Mondego estuary (Western Portugal): Reference situation.** *Vie Milieu* 1993, **43 (2-3):177-187.**

Marques JC., Rodrigues LB, Nogueira AJA: **Human impact assessment on the subtidal macrobenthic community structure in the Mondego estuary (Western Portugal).** *Estuar. Coast. Shelf. Sci., 993a* 1993, **37:403-419.**

May RM: **The search of patterns in the balance of nature: advances and retreats.** *Ecology* 1986, **67:1115-1126.**

Maze RA, Lastra M, Mora J: **Macrozoobentos del estuario del Miño (NO de España).** *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.* 1993, **11:283-290.**

McCall PL: **Community patterns and adaptive strategies of the infaunal benthos of Long Island Sound.** *Journal of Marine Research* 1977, **35(2).** 221-226.

McLusky D: *The estuarine ecosystem.* Blackie & Son (Ed): Glasgow and London. 1989.

McMahon RF: **Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: r selection versus resistance.** *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2002; **59:1235-1244.**

McMahon RF: **Invasive characteristics of freshwater bivalve, *Corbicula fluminea*. In Nonindigenous freshwater organisms: vectors, biology and impacts.** R.Claudi J. H. Leach. Lewis Publishers, Boca Raton, Fla. 1999,315-343.

McMahon RF: **Mollusca: Bivalvia.** In Ecology and classification of North America freshwater invertebrates. 2nd ed. J. H. Thorp & A. P. Covich. Academy Press, Inc., San Diego, California. 2001, 331-429.

Meire PM, Seys JJ, Buijs J, Coosen J: **Spatial and temporal patterns of intertidal macrobenthic populations in the Oosterschelde: are they influenced by the construction of the storm-surge barrier?** *Hydrobiologia* 1994, **282/283:157-182.**

Morton JW: **Ecological effects of dredging and dredge spill disposal: a literature review.** *US Fish and Wildlife Service, Technical Papers* 1977, **94:1-33.**

Mouthon J: **Life cycle and population dynamics of the Asian clam *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) in the Saone River at Lyon (France).** *Hydrobiologia* 2001, **452:109–119.**

Mouthon J: **Longitudinal and temporal variations of density and size structure of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) populations in the Saône and Rhône rivers (France).** *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 2003, **39 (1):15-25**

Nakamura Y, Kerciku F: **Effects of filter-feeding bivalve on the distribution of water quality and nutrient cycling in a eutrophic coastal lagoon.** *J. Marine Syst.*, 2000, **26:209-221.**

Nanami A, Saito H, Akita T, Motomatsu K, Hisami Kuwahara: **Spatial distribution and assemblage structure of macrobenthic invertebrates in a brackish lake in relation to environmental variables.** *Estuarine. Coastal and Shelf Science* 2005; **63: 167-176.**

Naylor E: *British Marine Isopoda.* Academic Press: New York; 1972

Newell RC, Seiderer LJ, Hitchcock DR: **The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent**

recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology an Annual Review* 1998; **36:127-178.**

Odum EP: *Fundamentos de Ecologia*, 5^ª edição. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa. 1997.

Pardal MA, Marques JC, Bellan G: **Spatial distribution and seasonal variation of sutidal polychaete populations in the Mondego estuary (Western Portugal).** *Cah. Biol. Mar.* 1993, **34:497-512.**

Pardal MA: **Impacto da eutrofização nas comunidades macrobentónicas do braço sul do estuário do Mondego (Portugal).** PhD thesis - Universidade de Coimbra; 1998.

Pardal MA: **Variação espacial e temporal das população de poliquetas no Estuário do Mondego: Dinâmica e produção de *Amage adspersa* (Grube, 1863).** M.Sc. thesis: Universidade de Coimbra; 1995.

Park GM, Yong TS, Im KI, Chung EY: **Karyotypes of three species of *Corbicula* (Bivalvia: Veneroida) in Korea.** *J. Shellfish. Res.*, 2000, **19:979-982.**

Park JK, Kim W: **Two *Corbicula* (Corbiculidae: Bivalvia) mitochondrial lineages are widely distributed in Asian freshwater environment.** *Mol. Phylogenet. Evol.*, 2003, **29:529-539.**

Parsons TR, Takahashi M, Hargrave B: *Biological oceanographic processes*. 3rd Ed, Pergamon Press; 1984.

Pearson TH, Rosenberg R: **Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of marine environment.** *Oceanogr. Mar. Biol. Annual Rev.* 1978, **16:229-311.**

Pérès JM: *Précis d'Océanographie biologique* Ed. McGraw-Hill Inc: New York; 1974.

Perillo G: *Geomorphology and Sedimentology of Estuaries*. Elsevier: Amsterdam; 1995.

Phelps HL: **The Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) invasion and System-Level Ecological Change in the Potomac River Estuary near Washington, DC.** *Estuaries* 1994, **17:614-621.**

Pielou EC: **The measurement of diversity in different types of biological collections.** *Journal Theoret. Biol.*, 1966, **13:131-144.**

Raffaelli D: **Nutrient enrichment and trophic organisation in an estuarine food web.** *Acta Oecologica* 1999, **20:449-461.**

Rajagopal S, van der Velde G, bij de Vaate A: **Reproductive biology of the Asiatic clams *Corbicula fluminalis* and *Corbicula fluminea* in the river Rhine.** *Arch. Hydrobiol.*, 2000, **149:403-420.**

Renard E, Bachmann V, Cariou ML, Moreteau JC: **Morphological and molecular differentiation of invasive freshwater species of the genus *Corbicula* (Bivalvia, Corbiculidea) suggest the presence of three taxa in French rivers.** *Mol. Ecol.*, 2000, **9:2009-2016.**

Resolução de Conselho de Ministros nº 142/97, de 28 de Agosto, Presidência do Conselho de Ministros, Diário da República nº 198 Série I.

Rolán E: **Evolución de la situación actual de las especies de moluscos de agua dulce existentes en el tramo del Río Miño de Goián-Eiras (Galicia, NO España).** *Thalassas*, 1998, **14:99-103.**

Rolán E: *Guia ecolóxica das cunchas e molluscos de Galicia.* Edicións Xerais de Galicia, SA. Vigo; 1993.

Rundle SD, Attrill MJ, Arshad A: **Seasonality in macroinvertebrates community composition across a neglected ecological boundary, the freshwater-estuarine transition zone.** *Aquat.Ecol.*, 1998, **32: 211-216.**

Sanchez-Mata A, Glémarec M, Mora J: **Physico-chemical structure of the benthic environment of a Galician ria (Ria de Ares-Betanzos, north-west Spain).** *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 1999, **79:1-21.**

Sanvicente- Añorve L, Leprêtre A, Davoult D: **Diversity of benthic macrofauna in the western English Channel: comparison among and within communities.** *Biodiversity and Conservation* 2002, **11:265-282.**

Schiemer F, Zalewski M: **The importance of riparian ecotones for diversity and productivity of riverine fish communities.** *Neth. J. Zool.*, 1992, **42:323-335.**

Schlacher TA, Wooldridge TH: **How sieve mesh size affects sample estimates of estuarine benthic macrofauna.** *Journal of Experimental Mar. Biol. and Ecol.* 1996, **201:159-171.**

Shannon CE, Wiener W: *The mathematical theory of communication.* University of Illinois Press: Urbana; 1963.

Simpson E H: **Measurement of diversity.** *Nature* 1949, **163:688.**

Siripattrawan S, Park JK, O' Foighil D: **Two lineages of the introduced Asian freshwater clam *Corbicula* occur in North America.** *J. Moll. Stud.*, 2000, **66:423-429.**

Skei J, Hylland K, Schaanning MT, Berge JA, Gunnarsson JS, Skold M, Eriksen D: **Interactions between eutrophication and contaminants. I. Principles, experimental design and synthesis.** *Marine Pollution Bulletin* 1996, **33:64-70.**

Sousa F, Alves JF: *Alto Minho - População e economia nos finais de setecentos.* Editorial Presença. Lisboa. 1997.

Sousa R, Guilhermino L, Antunes C: **Molluscan fauna in the freshwater tidal area of river Minho estuary, NW of Iberian Peninsula.** *Anales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 2005, **41(2):141-147.**

Sousa R: **Estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes no estuário do rio Lima.** M.Sc. thesis, Univ. Porto, Portugal; 2003.

Strayer DL: **Effects of alien species on freshwater molluscs in North America.** *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 1999, **18:74-98.**

Thompson TE: *Molluscs: Benthic Opisthobranchs (Mollusca: Gastropoda)*. The Linnean Society of London and Estuarine & Brackish-water Sciences Association, **8** (2nd Ed) 1988.

Timsit O, Sylvand B, Lefeuvr JC: **Évolution du macrozoobenthos intertidal de la baie de Veys de 1985 à 2000**. *Comptes Rendus Biologies* 2004, **327:51-64**.

Valente ACN, Alexandrino PJB: **Ecological study of the estuary of River Lima IV. The ichthyofauna in the Darque channels (river Lima estuary) with special reference to the biology of the sand-smelt *Atherina presbyter* Cuvier, 1829 (Pisces: Atherinidae)**. *Publicações do Instituto de Zoologia Dr. Augusto Nobre* 1988, **202: 1-17**.

Warwick RM, Ashman CM, Brown AR, Clarke KR, Dowell B, Hart B, Lewis RE, Shillabeer N, Somerfield PJ, Tapp JF: **Inter-annual changes in the biodiversity and community structure of the macrobenthos in Tees estuary, UK, associated with local and regional environmental events**. *Marine Ecology Progress Series* 2002, **234:1-13**.

Warwick RM, Goss-Custard JD, Kirby R, George CL, Pope ND, Rowden AA: **Static and dynamic environmental factors determining the community structure of estuarine macrobenthos in SW Britain: why is the Severn estuary different?** *Journal of Applied Ecology* 1991, **28:329-345**.

Warwick RM: **A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities**. *Mar. Biol.* 1986, **92: 557-562**.

Watson AM, Ormerod SJ: **The distribution of three uncommon freshwater gastropods in the drainage ditches of British grazing marshes**. *Biol. Conserv.*, 2004, **118:455-466**.

Watson AM, Ormerod SJ: **The microdistribution of three uncommon freshwater gastropods in the drainage ditches of British grazing marshes**. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 2004, **14:221-236**.

Weber M: **Para a estrutura do ecossistema do estuário do rio Minho (costa Oeste da Ibéria)**. PhD thesis: ICBAS: Porto; 1987.

Williams AC, Warren ML, Cumming K., Harris JL, Neves RJ: **Conservation status of freshwater mussels of the United States and Canada.** *Fisheries*, 1993, **18:6-22.**

Wilson WHJr: **Non-overlapping distributions of spionid polychaetes: the relative importance of habitat and competition.** *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 1984; **75:119-127.**

Witt J, Schroeder A, Knust R, Arntz WE: **The impact of harbour sludge disposal on benthic macrofauna communities in the Weser estuary.** *Helgol Mar Res.* 2001, **58:117-128.**

Yamamuro M, Koike I: **Diel changes of nitrogen species in surface and overlying water of an estuarine lake in summer: evidence for benthic-pelagic coupling.** *Limnol. Oceanogr.*, 1994, **39:1726-1733.**

Yamamuro M, Koike I: **Nitrogen metabolism of the filterfeeding bivalve *Corbicula japonica* and its significance in primary production of a brackish lake in Japan.** *Limnol. Oceanogr.*, 1993. **38:997-1007.**

Yeager MM, Cherry DS, Neves RJ: **Feeding and burrowing behaviours of juvenile rainbow mussels *Villoa iris* (Bivalvia : Unionidae).** *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 1994, **13:217-222.**

Ysebaert T, Herman PMJ, Meire P, Craeymeersch J, Verbeek H, Heip CHR: **Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe.** *Estuarine Coastal and Shelf Science* 2003, **57:335-355.**

Ysebaert T, Meire P, Coosen J, Essink K: **Zonation of intertidal macrobenthos on estuaries Shelde and Ems.** *Aquatic. Ecology* 1998, **32:53-71.**

Ysebaert T, Meire P, Herman PMJ, Verbeek H: **Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression.** *Marine Ecology Progress Series* 2002, **225:79-95.**

Zajac RN, Lewis RS, Poppe LJ, Twichell DC, Vozaric J, DiGiacomo-Cohen ML: **Responses of infaunal populations to benthoscape structure and the**

potential importance of transition zones. *Limnol. Oceanogr.*, 2003, 48(2):829–842.

Ziglio G, Siligardi M, Flaim M: *Biological Monitoring of rivers: Applications and perspectives*. John Wiley & Sons: Chichester: 2006.

ANEXOS

ANEXO I

ANEXO I

Tabela dos factores físico-químicos da coluna de água e do sedimento do estuário do rio Minho.

Estações	S1	S2	S3	S4	S20	S21	S22	S23	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19
Temperatura °C	13,09	14,24	14,57	13,86	14,72	14,69	14,55	14,59	13,80	14,27	13,83	15,83	15,19	20,48	18,49	24,20	23,50	23,85	23,84	24,02	23,44	23,85	23,77
Salinidade psu	35,75	34,31	33,90	34,02	33,54	33,49	33,91	33,94	35,08	35,00	34,99	33,15	33,20	18,98	26,74	2,75	4,37	0,40	0,73	0,15	0,06	0,07	0,06
Oxigénio mg/L	12,80	12,58	10,90	10,95	5,05	5,22	7,09	7,11	4,32	4,99	5,07	5,26	5,33	6,02	5,92	6,56	5,24	5,12	6,02	6,99	4,25	6,86	6,57
pH	7,73	7,71	8,14	8,06	8,30	8,22	7,72	7,74	8,32	8,23	8,26	8,31	8,30	8,54	8,37	8,24	8,35	8,15	8,31	8,12	8,12	8,07	8,03
Cascalho %	1,5040	0,0301	1,7667	6,1017	5,6638	3,1608	0,1889	0,4918	0,3202	17,4689	5,2308	2,0239	2,3721	6,3616	0,8533	34,4346	29,8946	11,8029	4,1934	24,0049	0,0000	4,3322	12,0926
Areia muito grossa %	6,5152	1,0970	8,2993	18,0682	7,9885	7,0198	2,2114	2,5234	3,3303	33,0914	15,2052	7,7019	10,2484	15,3371	7,5062	23,0909	20,2873	19,0401	29,0656	16,3468	0,3531	8,6358	14,0245
Areia grossa %	60,2211	9,5452	53,4638	45,4850	21,0439	38,0945	18,0240	22,8488	40,4954	33,5299	45,3552	43,9821	54,1901	57,1076	46,1125	28,8635	36,6661	50,0505	57,9904	26,4277	3,5886	42,5970	38,1512
Areia média %	31,2008	46,9233	29,1292	28,9561	37,3608	45,7314	41,1514	52,1395	52,0874	12,6491	29,6134	41,0989	32,5034	20,8580	40,0936	12,9658	9,5166	17,1066	7,6579	30,6642	19,3718	43,8227	34,6994
Areia fina %	0,5326	36,0950	6,8119	1,2498	23,2404	5,0335	24,1547	11,0705	3,5964	2,3747	4,2388	3,4943	0,5650	0,2758	4,3210	0,5755	2,3876	1,8763	0,7702	2,4683	15,4031	0,3974	0,8756
Areia muito fina %	0,0227	5,9197	0,4561	0,1190	3,9183	0,8193	11,8811	7,6519	0,1432	0,6880	0,3169	1,1895	0,0749	0,0466	0,6908	0,0603	0,9354	0,0836	0,2222	0,0661	42,4341	0,1032	0,0897
Silte %	0,0024	0,2887	0,0592	0,0159	0,5749	0,1038	1,3849	1,8394	0,0216	0,1418	0,0318	0,3072	0,0295	0,0107	0,2796	0,0070	0,2415	0,0231	0,0666	0,0152	10,2178	0,0277	0,0456
Argila %	0,0013	0,1010	0,0138	0,0043	0,2094	0,0369	1,0035	1,4347	0,0056	0,0562	0,0080	0,2020	0,0166	0,0027	0,1432	0,0023	0,0709	0,0169	0,0338	0,0068	8,6315	0,0839	0,0215
Matéria orgânica %	0,8204	1,4588	0,7737	0,4911	2,7495	0,9707	1,1542	2,4591	0,7326	1,4835	0,9703	2,3948	0,8997	0,3697	1,0200	0,4586	0,4175	0,4721	0,4918	1,0231	14,8032	0,5579	0,6304

ANEXO II

Anexo II

Tabelas de abundância por unidade de área das espécies de macroinvertebrados bentônicos registradas durante a campanha de amostragem efectuada no estuário do rio Minho.

N/ m2 – Número de indivíduos por unidade de área

Espécies	S1	S2	S3	S4	S20	S21	S22	S23	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19	N/m2
<i>Anapagurus leavis (Bell)</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Anfípode	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	4
Aranha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Bythinia tentaculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	8
<i>Caenis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4
Camarão	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Candona candida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	8
<i>Carcinus maenas</i>	0	0	0	0	20	33	0	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	85
<i>Cerastoderma edule</i>	0	504	4	0	13	33	53	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	668
Ceratopononidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	4	0	16	0	40
Chironomidae (larva)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	4	0	28	4	0	0	44
Chironomini	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	48	0	112	0	60	16	620	12	72	944
Copepoda	0	0	0	4	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
<i>Corbicula fluminea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	368	116	1360	892	1488	616	3288	5032	84	2492	932	16668
<i>Corophium multisetosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3888	44	640	8	20	4	0	0	0	4604
Crustaceo	0	4	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12
<i>Cyathura carinata</i>	0	0	0	0	227	0	173	100	0	0	0	0	0	0	104	0	8	0	0	0	0	0	0	612
Empididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	8
Emplectonematidae	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12
Enchytraeidae	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	40	12	12	592	16	636	148	1340	12	24	2840
<i>Erpobdella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	12	0	0	16
<i>Eteone picta</i>	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Eurydice pulchra</i>	7	4	0	16	0	67	0	0	40	60	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	197
<i>Gammarus</i>	0	12	0	0	13	0	0	0	12	12	60	12	140	8	132	8	404	36	88	652	0	0	12	1601
<i>Gyraulus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4
<i>Hauistorius arenarius</i>	0	24	4	36	0	0	0	0	12	0	4	44	0	0	36	0	0	0	0	0	0	0	0	160
<i>Hediste diversicolor</i>	7	0	0	0	1413	13	0	0	476	4	80	208	8	20	20	16	0	0	0	0	0	0	0	2265
<i>Helobdella stagnalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	0	60
<i>Idotea baltica</i>	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16
Insecta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	4	12
Limoniidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	8
Lumbriculidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	48	0	0	0	0	128
<i>Lymnea peregra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	12	4	8	0	0	0	28
<i>Melita palmata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24
Mosca	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Mysidacea	93	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	93
Naididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	4	4	72	0	0	0	84
<i>Neanthes virens</i>	0	120	0	0	0	0	1220	1173	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2517
<i>Nematoda dulciaquicola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	4	0	0	4	0	4	0	0	0	0	16
<i>Nematoda marinho</i>	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Nematoda sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16
<i>Nematona sp2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12
Nemertea	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
Nereidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28
Orthocladinae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	0	16	0	0	0	0	0	40
Ovo de choco	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Palemon serratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Paraonis fulgens</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Peixe	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Physella acuta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Poliqueta sp1</i>	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	4	36	0	396	32	124	100	32	0	4	0	732
Procerodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Pygospio elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0	1287	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1287
<i>Saduriella losadai</i>	0	0	8	36	0	0	0	0	60	12	156	1004	68	584	92	420	0	96	104	4	0	12	0	2656
<i>Sphaeroma serratum</i>	0	0	0	0	7	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20
<i>Spio filicornis</i>	0	112	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	112
Spionidae	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
<i>Spisula solida</i>	0	0	0	0	0	0	113	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	140
<i>Strobilospio shrubsolei</i>	0	0	0	0	20	0	0	20	0	4	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	52
Tanitarisini	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0	8
Tanypodinae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	12	0	0	4	44	0	0	0	68
Tubificidae	0	0	0	4	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	304	0	0	0	312
Turbellaria	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Valvata piscinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	12
Total	113	816	16	120	1713	160	1567	2667	144	664	252	1148	812	788	5732	1400	3716	828	4464	6032	2624	2548	1048	39372

ANEXO III

Anexo III

Tabelas de biomassa por unidade de área de *Corbicula fluminea* registadas durante a campanha de amostragem efectuada no estuário do rio Minho.

B/m2 – Biomassa média por unidade de área

Estação	Biomassa (g/m2)
S9	103,48010
S10	21,30375
S11	12,68096
S12	108,26080
S13	253,84400
S14	20,17607
S15	175,71280
S16	251,52670
S17	6,419197
S18	176,36500
S19	113,71370

ANEXO IV

ANEXO IV

Tabelas de Índices de Diversidade de macroinvertebrados bentônicos registadas durante a campanha de amostragem efectuada no estuário do rio Minho.

S – Número de espécies
 J' – Índice de Equitabilidade
 H' – Índice de Diversidade de Shannon-Weiner
 A – Valores de abundância (ind./m²),
 N – Número de indivíduos (N – nº total ind.),
 R – Índice de riqueza de espécies de Margalef
 D – Índice de dominância de Simpson

Estação	A	N	S	R	J'	H'	D
S1	113	17	4	1,73	0,4760	0,660	0,3114
S2	796	204	12	2,966	0,5113	1,271	0,5764
S3	24	4	3	6,952	0,9464	1,040	0,6250
S4	128	30	9	4,465	0,8218	1,806	0,7889
S20	1720	257	7	1,597	0,3224	0,628	0,3016
S21	160	24	5	2,885	0,8901	1,433	0,7257
S22	1613	235	5	1,091	0,4763	0,767	0,3749
S23	3087	400	6	1,191	0,5604	1,004	0,5715
S5	136	36	7	3,039	0,7919	1,541	0,7269
S6	664	166	15	3,997	0,4462	1,208	0,4729
S7	192	63	8	2,763	0,5494	1,142	0,5548
S8	1128	287	6	1,235	0,2874	0,515	0,2287
S9	812	203	5	1,08	0,8291	1,334	0,6911
S10	788	197	11	2,722	0,3958	0,949	0,4260
S11	5728	1433	11	1,767	0,4054	0,972	0,4823
S12	140	350	7	1,412	0,4650	0,905	0,5027
S13	3712	929	15	2,68	0,6196	1,678	0,7604
S14	828	207	8	1,88	0,4658	0,969	0,4286
S15	4452	1116	18	3,143	0,3505	1,013	0,4349
S16	6032	1508	13	2,102	0,2520	0,646	0,2914
S17	2624	656	14	2,666	0,5636	1,487	0,6671
S18	2544	637	6	1,031	7,781E-2	0,139	4,336E-2
S19	1060	262	6	1,263	0,2615	0,469	0,2037

ANEXO IV

ANEXO V

Matriz de Similaridade calculada para as diferentes estações de amostragem do estuário do rio Minho.

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19	S20	S21	S22	S23
S1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S2	4.619 695	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S3	0	13,24 192	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S4	10,97 231	18,00 761	32,40 498	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S5	11,25 793	22,38 429	33,44 291	46,33 233	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S6	12,18 683	8,004 903	9,097 453	23,63 81	27,66 675	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S7	15,49 101	14,43 526	26,25 457	31,30 242	48,51 79	25,45 525	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S8	7,158 822	13,49 902	19,61 969	28,44 126	35,27 851	29,28 283	49,35 527	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S9	6,760 7	5,406 141	10,77 279	13,53 909	25,64 111	33,80 283	38,60 493	49,35 512	36,33 077	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S10	6,622 049	4,359 69	10,52 45	13,29 912	23,75 267	21,81 21	36,53 285	49,35 527	55,19 917	41,27 708	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S11	2,921 097	7,318 248	7,412 385	12,68 625	15,62 427	12,55 19,82	22,04 33,30	23,84 44,65	39,74 639	41,27 708	30,44 597	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S12	5,924 366	4,071 522	9,294 423	12,07 061	21,53 184	19,82 972	33,30 663	44,65 485	53,95 695	59,77 49,62	49,62 683	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S13	2,834 031	2,960 958	0	0	3,584 744	10,59 033	9,792 861	8,621 996	31,29 473	28,02 381	28,02 381	28,02 381	28,02 381	28,02 381	28,02 381	28,02 381	28,02 381	28,02 381	28,02 381	28,02 381	28,02 381	28,02 381	28,02 381
S14	0	5,380 977	10,67 839	13,44 815	25,46 656	15,37 51	33,68 051	26,70 473	56,39 473	48,93 36	47,82 237	47,82 237	47,82 237	47,82 237	47,82 237	47,82 237	47,82 237	47,82 237	47,82 237	47,82 237	47,82 237	47,82 237	47,82 237
S15	0	3,039 908	4,358 812	6,369 891	11,97 706	10,40 09	18,59 816	14,67 179	33,81 473	32,94 36	49,49 007	49,49 007	49,49 007	49,49 007	49,49 007	49,49 007	49,49 007	49,49 007	49,49 007	49,49 007	49,49 007	49,49 007	49,49 007
S16	0	3,234 34	2,600 033	2,289 829	6,298 983	7,809 559	10,67 327	7,473 208	32,36 208	27,16 219	44,56 513	44,56 513	44,56 513	44,56 513	44,56 513	44,56 513	44,56 513	44,56 513	44,56 513	44,56 513	44,56 513	44,56 513	44,56 513
S17	0	0	0	2,416 544	0	4,752 184	0	2,088 676	9,407 904	22,72 219	18,43 021	18,43 021	18,43 021	18,43 021	18,43 021	18,43 021	18,43 021	18,43 021	18,43 021	18,43 021	18,43 021	18,43 021	18,43 021
S18	0	5,746 878	9,221 902	7,219 202	7,310 154	9,416 274	6,890 43	5,723 904	36,15 269	31,04 896	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857
S19	0	5,746 878	9,221 902	7,219 202	7,310 154	9,416 274	6,890 43	5,723 904	36,15 269	31,04 896	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857
S20	7,599 653	8,626 6	8,639 606	0	5,746 878	9,221 902	7,219 202	7,310 154	9,416 274	6,890 43	5,723 904	36,15 269	31,04 896	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857	41,89 857
S21	28,28 854	13,77 977	18,49 701	16,40 713	27,38 807	9,005 8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S22	0	27,38 807	9,005 8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S23	23,79 227	6,640 684	9,005 8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

ANEXO VI

ANEXO VI

Localização geográfica das estações de amostragem do estuário do rio Minho

Estação		Coordenadas
S1	Barra	41 52 38 N 8 51 75 W
S2	Baía	41 52 16 N 8 51 51 W
S20	Hotel – Caminha (areia)	41 52 02 N 8 50 74 W
S21	Hotel – Caminha (lama)	41 52 12 N 8 50 89 W
S22	Igreja (areia)	41 52 40 N 8 50 62 W
S23	Igreja (lama)	41 52 51 N 8 50 35 W
S3	Baía	41 52 81 N 8 50 78 W
S4	Caminha	41 52 59 N 8 50 92 W
S5	Canal do Ferry	41 53 05 N 8 50 64 W
S6	Cais do Ferry	41 52 76 N 8 50 24 W
S7	Rio Coura	41 53 51 N 8 50 39 W
S8	Rio Coura (Seixas)	41 54 27 N 8 48 34 W
S9	Seixas	41 54 69 N 8 47 83 W
S10	Lanhelas	41 54 94 N 8 47 37 W
S11	Lanhelas	41 54 77 N 8 47 58 W
S12	Boega	41 55 60 N 8 46 24 W
S13	Amores	41 55 59 N 8 46 24 W
S14	Cerveira	41 56 24 N 8 45 18 W
S15	Cerveira	41 56 86 N 8 44 92 W
S16	Ponte	41 57 15 N 8 44 86 W
S17	Marina	41 57 18 N 8 44 70 W
S18	Morraceira	41 58 32 N 8 44 19 W
S19	Morraceira	41 58 21 N 8 44 25 W