

Impactos da apanha manual de invertebrados na utilização das áreas entre-marés pela comunidade de aves limícolas do estuário do Tejo

Filipa Peste dos Santos Fernandes da Costa

Évora, 2008

Orientadores:
Doutor José Pedro Granadeiro
Professor Doutor João Rabaça

MESTRADO EM BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO

Impactos da apanha manual de invertebrados na utilização das áreas entre-marés pela comunidade de aves limícolas do estuário do Tejo

Filipa Peste dos Santos Fernandes da Costa

Évora, 2008



169278

Orientadores:
Doutor José Pedro Granadeiro
Professor Doutor João Rabaça

MESTRADO EM BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO

Resumo	i
Abstract	iii
Agradecimentos	iv
1. Introdução	1
2. Caracterização da área de estudo	5
3. Caracterização da apanha manual de bivalves e outros invertebrados no estuário do Tejo	7
3.1 Introdução	7
3.2 Metodologia	8
3.3 Resultados e Discussão	9
3.4 Considerações Finais	16
4. Consequências da apanha manual de bivalves e outros invertebrados para a comunidade de aves limícolas do estuário do Tejo	17
4.1 Introdução	17
4.2 Metodologia	19
4.2.1 Perturbação directa originada pela presença dos mariscadores	19
4.2.2 Competição pelo mesmo recurso	21
4.2.3 Alterações na disponibilidade de presas e do comportamento alimentar das aves	21
4.3 Resultados	25
4.3.1 Perturbação directa originada pela presença dos mariscadores	25
4.3.2 Competição pelo mesmo recurso	28
4.3.3 Alterações na disponibilidade de presas e do comportamento alimentar das aves	31
4.4 Discussão	38
4.4.1 Perturbação directa originada pela presença dos mariscadores	38
4.4.2 Competição pelo mesmo recurso	42
4.4.3 Alterações na disponibilidade de presas e do comportamento alimentar das aves	43
5. Conclusões Gerais	46
6. Referências Bibliográficas	48
7. Anexos	60

Impactos da apanha manual de invertebrados na utilização das áreas entre-marés pela comunidade de aves limícolas do estuário do Tejo

RESUMO

Os estuários são dos ecossistemas mais produtivos, sustentando cadeias tróficas muito complexas, que incluem os peixes e as aves limícolas (Charadriiformes). Devido à sua produtividade, estas zonas húmidas são muito exploradas pelo Homem, assumindo uma grande importância económica e social. A apanha manual de bivalves e outros invertebrados é uma das muitas actividades que se desenvolvem nos estuários que pode acarretar conflitos entre os interesses de conservação de natureza e os do Homem. Num local de invernada e migração muito importante para as aves limícolas como o estuário do Tejo, a avaliação dos possíveis impactos decorrentes desta actividade para as aves é de extrema importância. Neste trabalho, foi realizada uma caracterização das actividades de mariscagem que ocorreram no estuário do Tejo durante um ciclo anual, particularmente do bivalve *Scrobicularia plana*, uma das mais importantes presas das aves limícolas. Foram avaliadas as várias dimensões dos impactos desta actividade: (1) a redução da disponibilidade de *S. plana* para as aves (competição), (2) a potencial diminuição das áreas de alimentação (devida à perturbação resultante da presença de mariscadores) e (3) as eventuais alterações da disponibilidade de outras espécies presa das aves limícolas, devido à mobilização dos sedimentos (alteração do microhabitat).

Os três potenciais impactos analisados não parecem afectar significativamente a comunidade de limícolas que utiliza o estuário do Tejo. Os mariscadores foram responsáveis por uma diminuição dos *stocks* de lambujnha inferior a 0,3% da produção total deste bivalve no estuário. Adicionalmente, os tamanhos removidos por esta actividade são superiores e não se sobrepõem aos consumidos pelas aves. A presença dos mariscadores nos locais de alimentação das aves reduziu ligeiramente as áreas de alimentação disponíveis. O remexer do sedimento, resultante desta actividade provocou uma alteração na distribuição vertical dos invertebrados presentes no sedimento e consequentemente na disponibilidade de invertebrados presa para as aves. No entanto, não

foram detectadas diferenças no comportamento das aves estudadas resultantes dessas alterações.

Actualmente, a comunidade de aves limícolas que utiliza o estuário do Tejo, não parece estar ameaçada pelas actividades de mariscagem que se desenvolvem nas áreas entre-marés.

Impacts of traditional shellfishing activities on waders feeding in the intertidal flats of Tagus estuary

ABSTRACT

Estuaries are among the world most productive systems, and providing food for waders (Charadriiformes) and Man. Shellfishing for bivalves and other invertebrates is among the many activities developed in estuaries that can raise conflicts between conservation and human interests. In Tagus estuary the study of the possible effects of this activity for these birds is extremely important, because it constitutes an important staging and wintering area for waders. In this work, shellfishing activities were studied during one year. We evaluated (1) the effects of reductions on the numbers of the bivalve *Scrobicularia plana* for waders due to harvesting, (2) the disturbance posed by shellfishers on birds foraging areas and (3) the potential loss of other benthic prey of waders due to sediment reworking.

Traditional shellfishing occurring in intertidal flats of Tagus estuary seems to be a complementary activity. The three potential impacts evaluated did not seem to affect waders. Shellfishers were responsible for a very small reduction of the overall bivalve biomass, representing less than 0,3% of the annual production of this specie in this estuary. Additionally, the sizes harvested by shellfishers were larger than that eaten by the birds, and thus the potential for competition is very small. Waders foraging areas were slightly reduced by shellfishers presence. Hand-raking changed temporarily the vertical distribution and availability of other benthic prey, although this did not cause alterations on waders feeding behaviour.

As a general conclusion, our data indicate that waders in the Tagus estuary are not threatened by the current shellfishing effort in this area.

AGRADECIMENTOS

Queria agradecer à “equipa das limícolas” por me ter permitido desenvolver esta tese de mestrado. Agradeço ao Doutor José Pedro Granadeiro e ao Professor Doutor João Rabaça terem aceite ser meus orientadores. E gostaria de agradecer especialmente à Maria e ao Zé Pedro por todas as críticas, revisões e apoio que muito contribuíram para a elaboração desta tese.

1. INTRODUÇÃO

Nas zonas húmidas incluem-se uma grande diversidade de habitats, desde deltas de rios, lagoas costeiras, salinas, sapais, lagos e estuários, entre outros (Vives, 1996).

Os estuários são considerados zonas críticas de transição pois conectam a terra, os habitats de água doce e o mar (Levin *et al.*, 2001). Desempenham funções ecológicas essenciais, incluindo protecção costeira, recursos pesqueiros, habitat e alimento para espécies migradoras e residentes, mediação dos fluxos de água, acumulação de sedimentos e matéria orgânica e processamento de nutrientes. Proporcionam, também, oportunidades para o lazer (Ewel *et al.*, 2001; Levin *et al.*, 2001).

Na região mediterrânica a degradação e a perda de zonas húmidas tem ocorrido a uma taxa alarmante, especialmente a partir do século XX (Vives, 1996). Muitas ameaças à biodiversidade das zonas húmidas em particular dos estuários têm origem antropogénica, sendo o resultado directo das populações e infra-estruturas que se desenvolvem em seu redor (grandes aglomerados urbanos).

A eutrofização, a poluição química, a introdução de espécies exóticas, a pesca excessiva, as alterações de habitat e as alterações climáticas, são as principais ameaças que afectam a biodiversidade dos estuários (Levin *et al.*, 2001). Contudo, apesar dos estuários serem há muito explorados pelo Homem, permanecem como um dos habitats mais resilientes no mundo, continuando a ser atractivos para a vida selvagem apesar da industrialização e reclamação de terras (Elliot & McLusky, 2002). Estão entre os ecossistemas mais produtivos e devido ao grande número de serviços que prestam têm um grande valor económico para o Homem e para o seu bem-estar (Costanza *et al.*, 1997).

Aves e Mariscagem: Estado Actual do Conhecimento

As aves limícolas (Ordem Charadriiformes) são uma componente conspícua e muito importante da vida selvagem que utiliza os estuários. Na sua maioria, as limícolas são aves migradoras que percorrem grandes distâncias entre os locais de nidificação e os locais de invernada. Durante o Inverno, grande parte destas aves está restrita a ambientes

estuarinos e depende deste habitat, que, globalmente, é relativamente pequeno em área e também distribuído de modo não homogéneo (Atkinson *et al.*, 2003).

Nas áreas estuarinas estas aves alimentam-se, essencialmente, de invertebrados, como poliquetas, bivalves e gastrópodes que se encontram enterrados no sedimento das zonas entre-marés. Por essa razão, as limícolas estão dependentes dos ciclos de maré para se alimentarem nestes sedimentos.

Muitos dos invertebrados presentes nos estuários são também um recurso facilmente acessível e valioso para o Homem. Em todo o mundo, vários tipos e métodos de pesca são praticados para os capturar (Blaber *et al.*, 2000). As actividades de pesca que ocorrem nos estuários são maioritariamente direccionadas para a captura de marisco (McLusky & Elliott, 2004). São recolhidos camarões, caranguejos e bivalves (como o berbigão, o mexilhão *Mytilus edulis*, várias espécies de ostras e de amêijoas). Também a apanha de marisco para a pesca desportiva é uma actividade que ocorre num grande número de estuários (McLusky & Elliott, 2004).

Nas lamas intertidais quase sempre a recolha de invertebrados envolve uma perturbação física do sedimento. Adicionalmente, quando estes substratos ocupam áreas suficientemente extensas, são também utilizadas técnicas mecânicas de apanha (Kaiser *et al.*, 2001), geralmente durante a preia-mar. No norte da Europa onde os habitats estuarinos são locais de grande importância económica devido à presença de *stocks* de marisco (Atkinson *et al.*, 2003), o conflito entre as limícolas e o Homem, pelo mesmo recurso, atingiu proporções extremas.

Na Inglaterra este conflito atingiu o seu clímax no início dos anos 70 e levou ao abate de 10.000 Ostraceiros (*Haematopus ostralegus*) (*e.g.* Kam *et al.*, 2004). Na Holanda, no Mar de Wadden, uma combinação de factores, incluindo uma grande pressão piscatória nos bancos de berbigão e grande baixa dos *stocks* de mexilhão, conduziram a uma mortalidade em massa do Pato-de-eider (*Somateria mollissima*) (Camphuysen *et al.*, 2002) e do *H. ostralegus* (Ens, 2006) no inverno. No Wash, Inglaterra, as mudanças na disponibilidade de mexilhões e berbigões, devido às actividades de mariscagem, foram

responsáveis por eventos de mortalidade do *H. ostralegus*, e reduções no recrutamento de juvenis de *H. ostralegus* e de Seixoeira *Calidris canutus* (Atkinson *et al.*, 2003).

As aves podem ser afectadas, não apenas pela redução de alimento disponível, resultante destas técnicas intensivas de captura de bivalves, mas também devido a outras técnicas de captura mais tradicionais. De facto, diversos métodos de apanha manual, que geralmente são realizados durante a baixa-mar, podem reduzir o alimento disponível para as aves (*e.g.* Norris *et al.*, 1998). No entanto, nestas situações, em que mariscadores e aves partilham o mesmo espaço físico, em busca de um recurso, as aves podem também ser afectadas devido à perturbação (*e.g.* Stillman *et al.*, 2001).

Paralelamente, as técnicas de mariscagem industriais e manuais podem provocar danos em outras espécies não alvo de apanha (*e.g.* Brown & Wilson, 1997; Collie *et al.*, 2000; Ferns *et al.*, 2000; Kaiser *et al.*, 2001; Piersma *et al.*, 2001), que podem ser espécies presa das aves (Shepherd & Boates, 1999; Masero *et al.*, 2005).

O estuário do Tejo é uma zona húmida utilizada por milhares de aves limícolas que utilizam a rota migratória do Atlântico Este, tanto no Inverno como durante as passagens migratórias (Stroud *et al.*, 2004). Neste local, a apanha manual de bivalves e poliquetas é uma actividade comum. Uma das espécies alvo de apanha é o bivalve *Scrobicularia plana*, vulgarmente designado por lambujinha. Este é o bivalve mais abundante no estuário do Tejo e representa cerca de 86% da biomassa total de macrofauna bentónica (Rodrigues *et al.*, 2006). Este bivalve é também muito importante para a comunidade de limícolas, representando uma importante percentagem da biomassa consumida por estas aves (*e.g.* Moreira, 1997). Contudo, é completamente desconhecida a intensidade da actividade de mariscagem no estuário do Tejo e os seus efeitos para a comunidade de aves limícolas que utiliza o estuário.

Em locais de migração e invernada, como o estuário do Tejo, a investigação dos efeitos destas actividades é muito importante para uma gestão apropriada, assumindo ainda uma relevância acrescida pois os números de limícolas em todo o mundo têm vindo a decrescer (Stroud *et al.*, 2004).

Assim, os principais objectivos deste trabalho foram caracterizar as actividades de mariscagem que ocorrem no estuário do Tejo e determinar o impacto na comunidade de aves limícolas, em três níveis potenciais: pelo decréscimo de lambujinhas disponíveis, pela perturbação resultante da presença de mariscadores nas suas áreas de alimentação e pelas alterações na disponibilidade de outras espécies presa das limícolas.

2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O estuário do Tejo ($38^{\circ}45'N$, $09^{\circ}50'W$), localizado na costa oeste portuguesa, é o maior estuário em Portugal e um dos maiores a nível Europeu (e.g. Moreira, 1997). É um sistema mesotidal com uma amplitude de maré de aproximadamente 4 m, ocupando uma área de 320 km^2 (Cabral *et al.*, 2001). Cerca de 97 km^2 de zonas entre-marés ficam expostas numa baixa-mar de 0,6 m (Granadeiro *et al.*, 2007) (Figura 1).

Na sua maioria as zonas entre-marés são constituídas por sedimentos de vasa ou vasa arenosa e ostreiras (Moreira, 1995a).

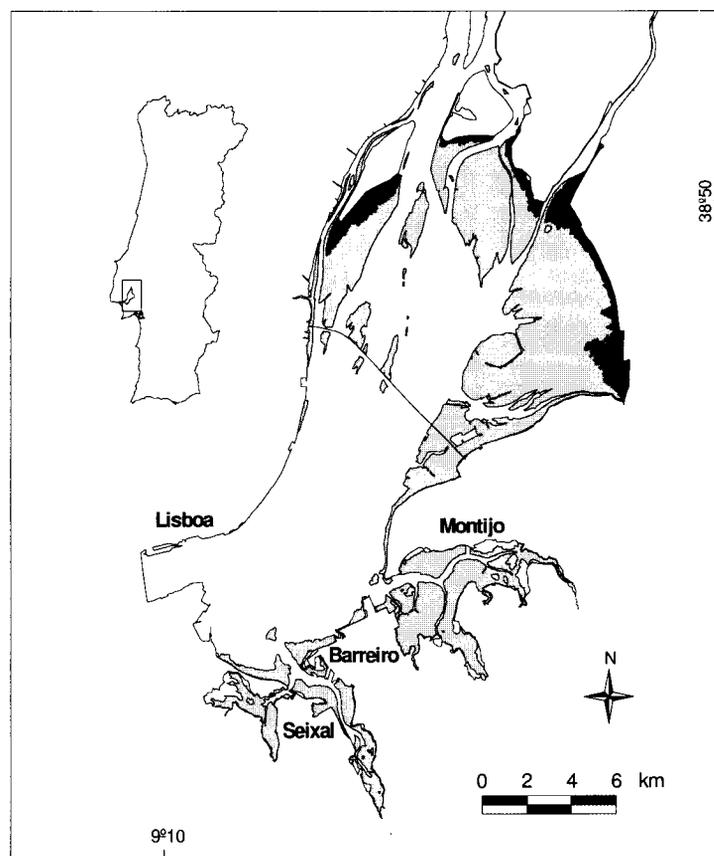


Figura 1 - Localização do estuário do Tejo. A cinzento claro encontra-se representada a zona entre-marés e a cinzento-escuro a zona de sapal.

O estuário do Tejo é uma zona húmida de elevada importância a nível nacional e internacional, albergando um grande número de aves aquáticas, especialmente durante o Inverno (Leitão *et al.*, 1998).

Esta área está inserida na rota migratória do Atlântico Este (Smit & Piersma, 1989) e em anos recentes albergou mais de 40 000 limícolas durante o Inverno (*e.g.* Moreira, 1997).

O Pilrito-comum *Calidris alpina*, o Alfaiate *Recurvirostra avosetta*, o Maçarico-de-bico-direito *Limosa limosa*, a Tarambola-cizenta *Pluvialis squatarola*, e o Perna-vermelha *Tringa totanus*, são as limícolas mais abundantes no estuário (Moreira, 1997; Granadeiro *et al.*, 2007). É também um importante local de paragem para limícolas em migração (Moreira, 1999; Granadeiro *et al.*, 2006).

O estuário está rodeado pela área metropolitana de Lisboa, a área mais populosa de Portugal, estando por isso sujeito ao desenvolvimento industrial, urbanização, actividades portuárias e piscatórias (Leitão *et al.*, 1998; Baeta *et al.*, 2005).

Reconhecendo as ameaças resultantes desta utilização e o seu valor, em 1976 foi criada a Reserva Natural do Estuário do Tejo pelo decreto-lei 565/76 de 19 de Julho. Em 1980 foi inserido na lista de Zonas Húmidas de Importância Internacional ao abrigo da Convenção de Ramsar. Mais tarde em 1994, ao abrigo da directiva comunitária vulgarmente designada por “Directiva Aves” (79/409/CEE) foi criada uma Zona de Protecção Especial (Decreto-Lei nº 289/94 de 5 de Novembro). E em 1997 através da Resolução do Conselho de Ministros nº 142/97 de 28 de Agosto passou a fazer parte da Lista Nacional de Sítios da Rede Natura 2000.

3. CARACTERIZAÇÃO DA APANHA MANUAL DE BIVALVES E OUTROS INVERTEBRADOS NO ESTUÁRIO DO TEJO

3.1 INTRODUÇÃO

A apanha manual de bivalves e outros invertebrados há muito tempo que decorre no estuário do Tejo. Contudo, pouco se sabe sobre o número de mariscadores envolvidos nesta exploração e muito menos sobre a biomassa removida das espécies alvo de apanha.

Apesar de pouco conhecida, o desenvolvimento desta actividade é contemplado pela legislação. A apanha de bivalves e poliquetas com fins comerciais, está regulamentada na portaria 144/2006, sendo o termo “apanha” definido como qualquer actividade de pesca que, de modo geral, seja realizada apenas com as mãos ou os pés. Segundo o artigo 5º desta portaria, a apanha só pode ser realizada por pessoas singulares titulares de cartão e de licença de apanhador, só podendo efectivar-se em zonas públicas não licenciadas para outros fins nem interditas a esta actividade. Para a apanha lúdica não são necessárias licenças. Por outro lado, o Decreto-lei 293/98 de 18 Setembro atribui ao IPIMAR¹ a responsabilidade na classificação das zonas de produção de moluscos bivalves. Anualmente as zonas de produção de moluscos bivalves são estabelecidas tendo em conta os parâmetros definidos nesse decreto e têm em conta apenas critérios bacteriológicos (coliformes fecais).

No decorrer deste trabalho que englobou os anos de 2005 e 2006 estiveram em vigor no estuário o despacho nº 8851/2005 (2ª série) e o despacho nº 16 167/2005 (2ª série) de 25 de Julho que foi sujeito à rectificação nº 1497/2005. Segundo estes despachos as espécies mais representativas da apanha no estuário do Tejo são a lambujinha, a amêijoamacha (*Venurupis pullastra*), e o mexilhão, pois estas espécies são consideradas como boas indicadoras do estado de salubridade das outras espécies presentes que poderão ser alvo de apanha.

¹ Instituto de Investigação das Pescas e do Mar

As zonas de produção do estuário foram definidas entre a ponte de Vila Franca de Xira e a linha imaginária que liga a S. Julião da Barra (margem direita), Bugio e o limite da praia de S. João da Caparica na margem esquerda (exclusive). Na margem direita está excluída a zona compreendida entre o limite nascente da Cala Norte e a Torre de Belém e foi atribuída a classe C a todas as espécies de bivalves presentes exceptuando a lambujinha (desde 25 de Julho de 2005). Esta exclusão deve-se às elevadas concentrações de chumbo que as análises têm revelado, e que justificaram a proibição da sua apanha. A classificação de C significa que os bivalves podem ser apanhados desde que destinados a depuração intensiva, a transposição prolongada ou transformação em unidade industrial e é atribuída quando o número de coliformes fecais por 100 g variar entre 6000 a 60000.

Pretendeu-se neste capítulo quantificar o número de mariscadores envolvidos na apanha de bivalves e de isco (poliquetas). Tendo em conta que a lambujinha é a presa principal para vários grupos de aves presentes no estuário (Moreira, 1995a), e que portanto a sua apanha poderá constituir um factor de competição com as limícolas presentes no estuário, pretende-se também neste capítulo caracterizar e quantificar mais pormenorizadamente a apanha de lambujinha.

3.2 METODOLOGIA

Para a caracterização da apanha de bivalves no estuário do Tejo foram realizadas prospeções de carro ao longo do estuário. Estas prospeções realizaram-se durante aproximadamente um ciclo anual (Março de 2005 a Maio de 2006) em dias de semana e de fim-de-semana, durante a baixa-mar diurna e em diferentes fases lunares. No total foram efectuadas 24 voltas, repartidas da seguinte forma: Outono 6 voltas (4 em dias de semana e 2 ao fim-de-semana); Inverno 6 (4 em dias de semana e 2 ao fim-de-semana); Primavera 7 (4 dias de semanas e 3 ao fim-de-semana) e Verão 5 (2 em dias de semana e 3 ao fim-de-semana). Foram registados os números de mariscadores e a espécie alvo da apanha, sempre que possível em 17 sectores definidos para o efeito (de 1 a 17). Paralelamente, em locais de apanha regular de lambujinha previamente identificados, seleccionaram-se aleatoriamente mariscadores, os quais foram observados durante 5 minutos, para estimar a quantidade de lambujinhas capturadas por cada mariscador.

Foi calculado o número médio de mariscadores presentes em cada sector durante um ano, fazendo a média ponderada pelo número de mariscadores observados em cada estação do ano, em cada tipo de maré (maré-viva/maré-morta) e pela proporção de dias de semana e fim-de-semana.

Com o apoio do Sistema de Informação Geográfica ArcView 3.2 (ESRI, 1999) foi possível obter a área de cada sector considerado e produzir mapas com as densidades de mariscadores. Adicionalmente, considerando os tempos médios de exposição de cada sector de contagem, foi possível calcular as horas de mariscagem diurnas disponíveis por ano para cada sector.

No mercado do Montijo foi adquirida uma amostra de 226 lambujinhas apanhadas no estuário do Tejo. Foi medido o comprimento total (antero-posterior) de cada indivíduo com uma craveira com a precisão de 1 mm, e determinado o seu peso à precisão de 0,1 g, de modo a calcular o comprimento e peso médio das lambujinhas removidas pelos mariscadores.

Com base nas estimativas de capturas por mariscador, no tempo disponível de mariscagem, no número médio de mariscadores e no peso médio das lambujinhas foi possível estimar a biomassa de lambujinhas removidas por ano.

Neste capítulo os dados são apresentados como média \pm erro padrão, excepto se for referido algo em contrário.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas zonas entre-marés do estuário do Tejo são apanhados vários bivalves como a amêijoia-macha, o berbigão, e a lambujinha e outros invertebrados como poliquetas.

A maioria das áreas entre-marés disponíveis para o desenvolvimento da actividade encontra-se na margem esquerda do estuário (Figura 2).

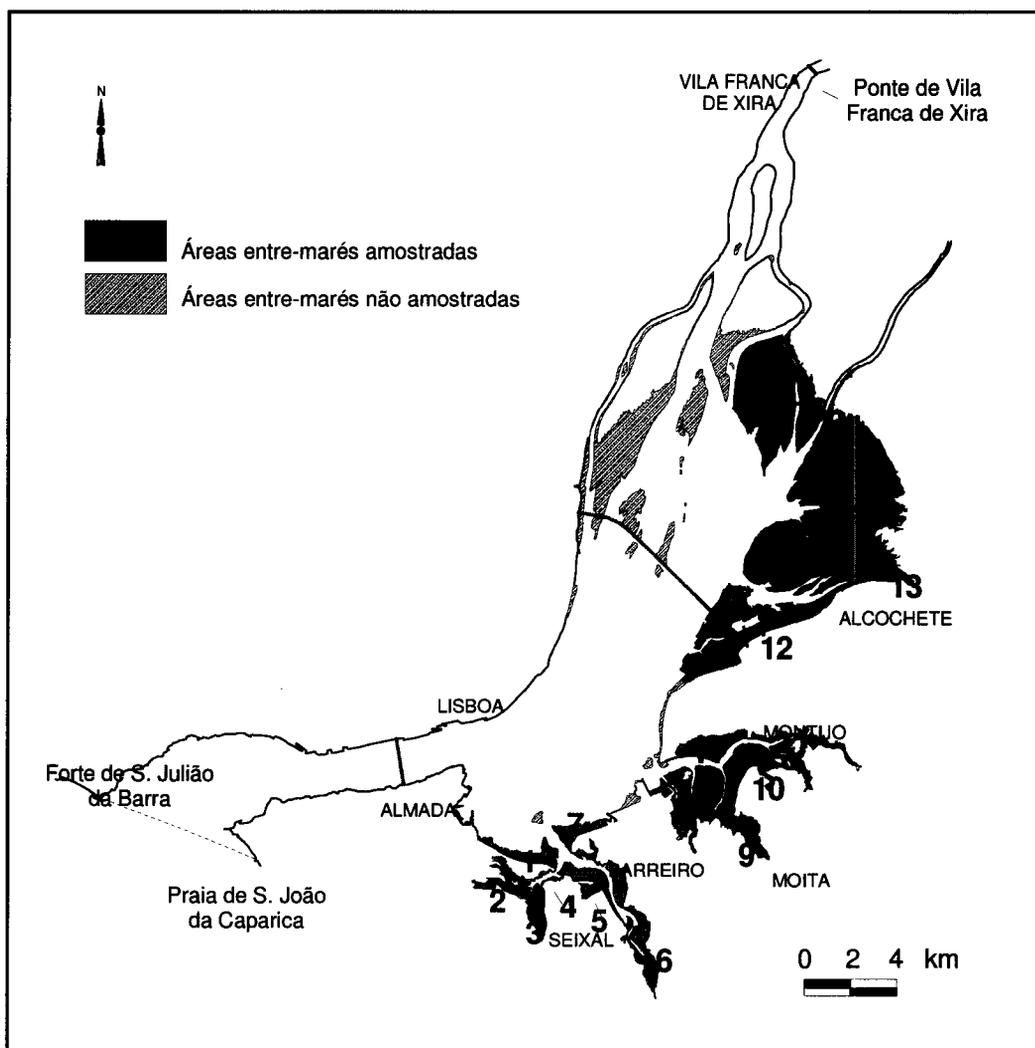


Figura 2 – Área entre-marés onde ocorre a apanha de bivalves e outros invertebrados no estuário do Tejo. A cinzento-escuro estão representadas as áreas entre-marés amostradas, as riscas diagonais representam as áreas entre-marés não amostradas.

INTENSIDADE DA ACTIVIDADE DE MARISCAGEM AO LONGO DO ANO

O número total de mariscadores (de lambujinhas e outros invertebrados) ao longo do ano é muito variável. O número máximo de mariscadores registados em um dia de

observação foi de 853 e o mínimo foi de 11. Aos fins-de-semana, o número de pessoas que desenvolvem esta actividade é maior que durante os dias de semana (excepto no Inverno), e é também nas estações de Primavera e Verão que este número é maior (Figura 3) indicando que esta é provavelmente uma actividade secundária que poderá proporcionar rendimentos extra aos agregados familiares.

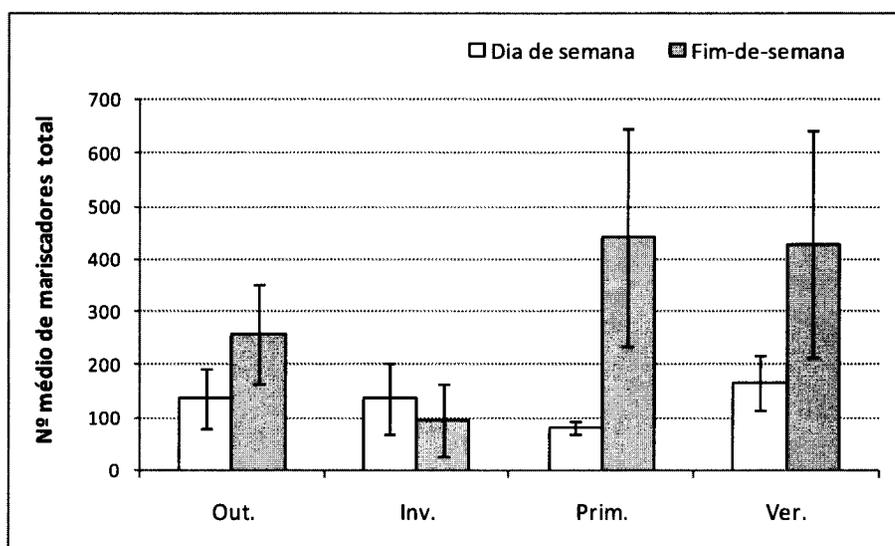


Figura 3 - Número médio (\pm erro padrão) de mariscadores total (lambujinhas e outros invertebrados) ao longo do ano, em dias de semana e fins-de-semana. Out.- Outono, Inv.-Inverno, Prim.- Primavera e Ver.-Verão.

De todas as actividades de mariscagem que ocorrem no estuário a apanha de lambujinha corresponde a apenas 9,4%.

O número de mariscadores apenas de lambujinhas ao longo do ano também é muito variável e é também mais elevado nas estações mais quentes. Contudo, durante o Inverno e Verão, o número médio de mariscadores é mais reduzido nos dias de fim-de-semana em oposição aos dias de semana, e durante o Outono e a Primavera os números médios de mariscadores são muito semelhantes, independentemente do período da semana considerado (Figura 4).

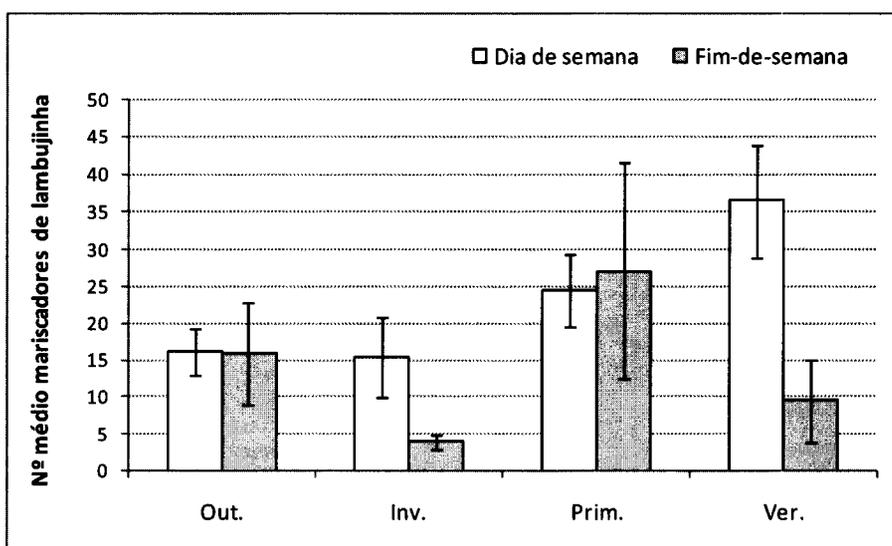


Figura 4 - Número médio (\pm erro padrão) de mariscadores de lambujinhas ao longo do ano, em dias de semana e fins-de-semana. Out.- Outono, Inv.-Inverno, Prim.- Primavera e Ver.-Verão.

O número médio de mariscadores total presentes em cada sector ao longo do ano é de $181,1 \pm 52,88$ ($n=24$) mariscadores, enquanto que o número médio de mariscadores de lambujinha presentes em cada sector é de apenas $19,9 \pm 4,01$ ($n=24$) mariscadores.

Pela observação da Figura 5 é possível verificar que as densidades de mariscadores são mais elevadas próximo dos locais mais urbanizados e geralmente com bons acessos a partir da costa.

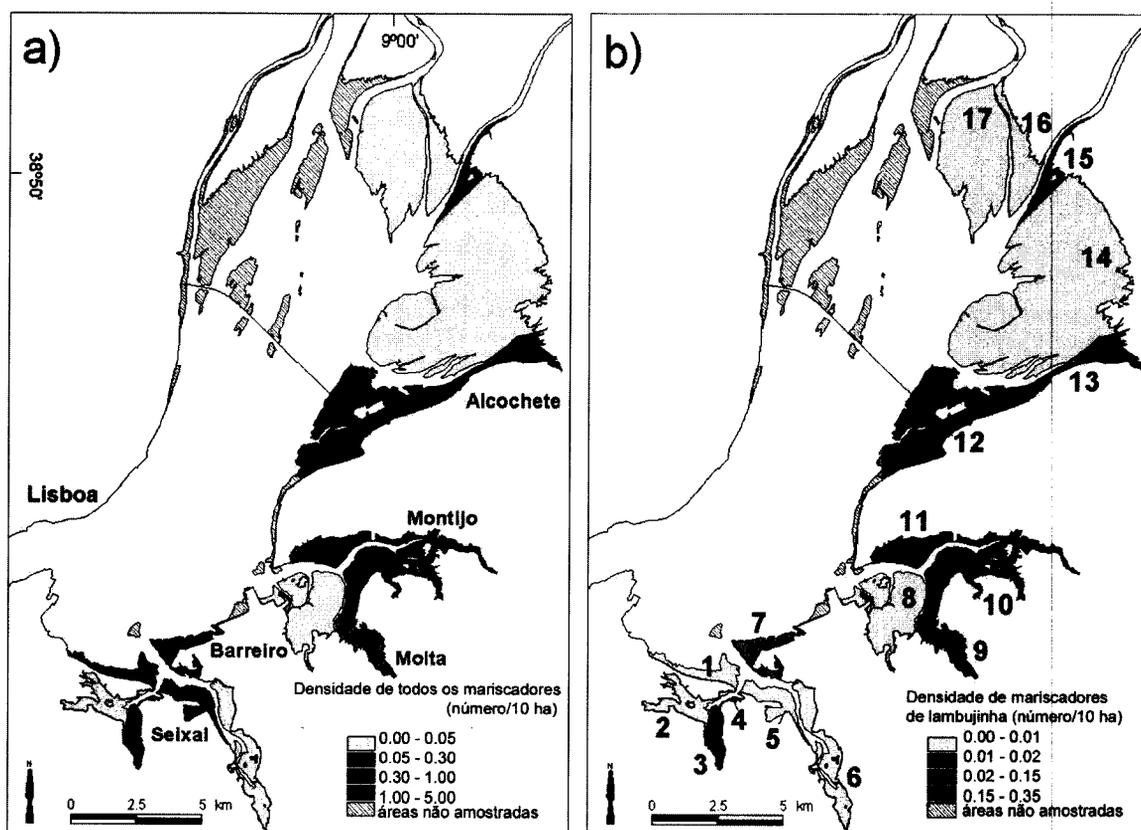


Figura 5 – Densidade de mariscadores nas áreas entre-marés: **a)** todos os mariscadores (lambujinhas e outros invertebrados), **b)** apenas mariscadores de lambujinhas. Os números identificam os sectores estudados.

DESCRICÃO DA ACTIVIDADE DE APANHA DE LAMBUJINHA

A apanha de lambujinha é realizada durante a baixa-mar por grupos de 2-6 pessoas, sendo efectuada predominantemente por pessoas do sexo masculino (observação pessoal). Os mariscadores seleccionam um local na zona entre-marés ao qual acedem geralmente a pé mas também, ocasionalmente, de barco. Na zona entre-marés cada mariscador, afastado entre si de pelo menos 5 m, utilizando as mãos ou um ancinho sem cabo (gadanha), revolve o sedimento recolhendo as lambujinhas para um recipiente. Enquanto recolhem as lambujinhas vão avançando na zona entre-marés, deixando atrás de si um rasto de sedimento revolvido (Figura 6).



Figura 6 – Mariscadores durante a apanha manual de lambujinha na zona entre-marés.

No final da apanha, as lambujinhas recolhidas são encaminhadas para venda directa aos restaurantes, ou para os mercados locais ou podem ainda ser para consumo familiar.

QUANTIFICAÇÃO DA APANHA DE LAMBUJINHA

O tamanho mínimo permitido de apanha de lambujinha é de 2,5 cm (www.igp.pt).

O comprimento das lambujinhas removidas pelos mariscadores varia entre os 32,0 mm e os 53,6 mm, sendo o comprimento médio de $41,49 \pm 0,247$ mm ($n=226$), o que corresponde a um peso fresco médio de $7,22 \pm 0,154$ g ($n=226$). São recolhidas de modo mais frequente lambujinhas que se encontram na classe dos 40-45 mm (Figura 7).

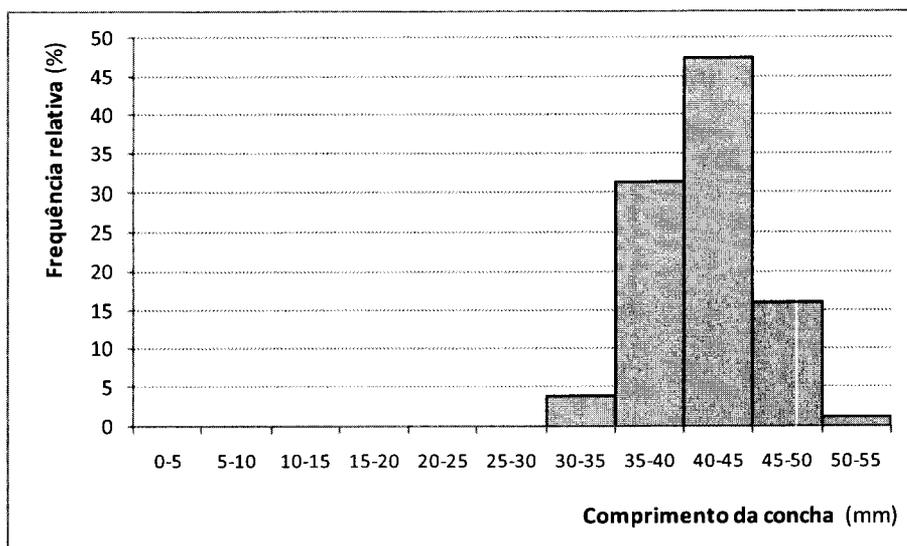


Figura 7 - Frequência das classes de tamanho de lambujinhas removidas pelos mariscadores.

A relação alométrica entre o comprimento (mm) das lambujinhas recolhidas pelos mariscadores e o seu peso fresco (g) é expressa pela seguinte equação: $\text{comprimento} = 0,295e^{0,075\text{Peso fresco}}$ ($R^2=0,78$; $n=226$).

A taxa de remoção de lambujinha apenas com as mãos foi de $10,52 \pm 0,631$ ($n=31$) lambujinhas por minuto, com o auxílio do ancinho ou gadanha esta taxa foi de $10,56 \pm 1,151$ ($n=11$) lambujinhas por minuto. Não existem diferenças entre a apanha realizada apenas com as mãos ou com o auxílio do ancinho (Teste de Mann-Whitney: $U=164$, $Z=-0,186$, $p=0,86$) e em média são removidas $10,53 \pm 0,548$ ($n=42$) lambujinhas por minuto.

Considerando as horas disponíveis de mariscagem, o número médio de mariscadores presentes em cada sector, a taxa de remoção de lambujinhas e o seu peso médio, por dia são removidos aproximadamente 652 kg o que corresponde a uma apanha diária de cerca de 33 kg de lambujinha por mariscador. Num ano a actividade de apanha de lambujinha remove cerca de 238 toneladas deste bivalve do estuário do Tejo.

3.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No estuário do Tejo são capturados outras espécies de invertebrados para além de lambujinhas. Contudo, apesar desta apanha representar uma pequena parte da actividade de mariscagem que decorre no estuário, este bivalve é dos mais importantes para aves limícolas, o que justifica uma caracterização mais aprofundada desta actividade.

A apanha de lambujinha no estuário do Tejo está proibida, mas essa proibição não parece inibir a colheita que é razoavelmente expressiva em termos de biomassa.

A análise do número médio de mariscadores ao longo do ano parece indicar que os mariscadores presentes no estuário desempenham esta actividade como um complemento económico, ou até mesmo como um passatempo uma vez que foram detectados mais mariscadores nas estações mais quentes (Verão e Primavera). A tendência observada na apanha de lambujinha, considerando a análise por dia de semana/fim-de-semana foi contrária à detectada considerando todas as actividades de mariscagem, em que nos dias de fim-de-semana foram detectados mais mariscadores que nos dias de semana, o que poderá indicar que a apanha de lambujinha embora sendo uma actividade menos frequente, poderá ser mais importante como fonte de rendimento.

Ao longo do estuário, a densidade de mariscadores e consequente intensidade de apanha de lambujinha varia, sendo esta actividade mais intensa nas zonas mais facilmente acessíveis e próximas de aglomerados urbanos.

A estimativa de captura diária de 33 kg de lambujinha por mariscador está de acordo com o que foi apurado em contactos informais com alguns mariscadores.

4. CONSEQUÊNCIAS DA ACTIVIDADE DE APANHA MANUAL DE BIVALVES E OUTROS INVERTEBRADOS PARA A COMUNIDADE DE AVES LIMÍCOLAS DO ESTUÁRIO DO TEJO

No capítulo anterior quantificou-se o número de mariscadores que efectuam a apanha manual de bivalves e outros invertebrados, e efectuou-se uma caracterização mais detalhada da apanha de lambujinha no estuário do Tejo, uma vez que não existiam quaisquer dados sobre esta actividade. Neste capítulo pretendem-se avaliar alguns aspectos da actividade de mariscagem que podem influenciar as aves que utilizam as zonas entre-marés do estuário, nomeadamente:

a) através da perturbação directa resultante da presença humana nas áreas de alimentação das aves, perturbação esta comum a todas as actividades de mariscagem (bivalves e isco).

b) por competição pelo mesmo recurso (lambujinha);

c) por alteração da estrutura do micro-habitat de alimentação das aves e consequente alteração na disponibilidade e acessibilidade a outras presas não alvo.

Para cada um destes factores desenvolveu-se uma metodologia que permitisse avaliar o seu impacto. Essa informação é analisada nos próximos subcapítulos.

4.1 INTRODUÇÃO

As aves limícolas têm períodos de alimentação reduzidos devido ao facto de estarem condicionadas pelos ciclos de maré. A perturbação destas aves durante o período de alimentação pelas actividades humanas poderá ter efeitos sérios na capacidade destas aves de conseguirem alimento suficiente para as suas necessidades energéticas (Fitzpatrick & Bouchez, 1998). Isto é especialmente importante em algumas alturas do ano como no Inverno, na migração e durante a muda (Davidson & Rothwell, 1993). As actividades

piscatórias que ocorrem durante a maré baixa podem impedir a utilização de locais de alimentação preferidos das aves, obrigando-as a utilizar para locais de menor qualidade, aumentando as densidades de aves nestas zonas. Este aumento pode levar à ocorrência de fenómenos de interferência entre os indivíduos, que geralmente diminuem a taxa de ingestão de presas (*e.g.* Vahl *et al.*, 2005). Os fenómenos de perturbação podem por isso representar uma pressão importante para as limícolas no estuário do Tejo.

Também a apanha de lambujinha que é realizada no estuário do Tejo poderá provocar uma depleção deste bivalve implicando uma diminuição deste recurso para as aves que se alimentam nas zonas entre-marés. A comunidade de aves do estuário mostra uma grande dependência desta espécie (Moreira, 1995a). Quer capturada inteira, quer sob a forma de sifões, a lambujinha representa uma elevada percentagem da biomassa consumida pelas populações de limícolas (Moreira, 1995a; Moreira, 1997) e é particularmente importante na dieta de *L. limosa* uma vez que é uma das presas principais desta ave no estuário do Tejo, representando quase 90% da biomassa ingerida por esta espécie no inverno de 1992 (Moreira, 1995a). É também muito importante para *C. alpina* (Moreira, 1995a, Santos *et al.*, 2005), o que significa que existe potencial para uma competição por recursos alimentares.

Os sedimentos revolvidos pela actividade da apanha poderão obscurecer as pistas visuais e tácteis que permitem às aves detectar a suas presas reduzindo a eficiência da alimentação (Shepherd & Boates, 1999). Por outro lado, o revolver dos sedimentos poderá também afectar outras espécies não alvo da apanha, alterando a distribuição vertical de outras presas presentes no sedimento, que deste modo poderão deixar de estar disponíveis para as aves. De facto esta alteração já foi verificada para o gastrópode *Hydrobia ulvae* em Cádiz, Espanha (Masero *et al.*, 2005).

4.2 METODOLOGIA

4.2.1 PERTURBAÇÃO DIRECTA ORIGINADA PELA PRESENÇA DOS MARISCADORES

De modo a avaliar a perturbação provocada pelos mariscadores nas limícolas que utilizam as zonas entre marés do estuário para se alimentar, foi determinada a percentagem de área de alimentação afectada devido à presença dos mariscadores.

Considerou-se como área afectada a área onde as aves não estão presentes devido à presença de um mariscador (Smit & Visser, 1993).

$$\text{Área afectada} = \pi \cdot (\text{“Distância de fuga”})^2$$

A “Distância de fuga” corresponde à distância abaixo da qual as aves iniciam a fuga em resposta a uma perturbação, mais especificamente à aproximação de uma pessoa.

Os dados referentes à “Distância de fuga” de cada espécie de ave, foram obtidos através da recolha de informação publicada de estimativas realizadas noutros locais (Tabela 1), uma vez que não existem estimativas fiáveis para o estuário do Tejo. Para cada espécie foi considerado o valor médio das “Distância de fuga” registadas.

Para algumas espécies (*R. avosetta*, *L. limosa*, Borrelho-grande-de-coleira *Charadrius hiaticula* e *C. canutus*) não foram encontrados estimativas de “Distância de fuga” publicadas. Desse modo foi construída uma recta de regressão entre a “Distância de fuga” e o peso da ave, uma vez que existe uma boa relação entre estas duas variáveis (Blumstein, 2006), e estimada a “Distância de fuga” para estas aves. Para a construção desta recta, foram apenas considerados os pesos (Cramp & Simmons, 1983) e “Distâncias de fuga” de aves limícolas. De modo a ser considerada uma grande amplitude de pesos e respectivas “Distâncias de fuga” foram consideradas oito espécies, *C. alpina*, *R. avosetta*, *L. limosa*, *P. squatarola*, *T. totanus*, *L. laponica* (Fuselo), *C. hiaticula*, *Calidris alba* (Pilrito-das-areias), *Charadrius alexandrinus* (Borrelho-de-coleira-imterrompida), *Numenius arquata* (Maçarico-real) e *H. ostralegus*. A recta obtida foi: “Distância de fuga” = 37,14 + 0,18 peso da ave ($R^2=0,90$; $p=0,001$; $n=8$).

A fim de minimizar potenciais erros decorrentes da possível variação na “Distância de fuga” para o estuário do Tejo, foi incluída, nas análises uma variação potencial de 50% deste parâmetro.

Tabela 1 - “Distâncias de fuga” e massas consideradas para a construção da recta de regressão que relaciona a “Distância de fuga” e a massa. A negrito estão as “Distâncias de fuga” calculadas neste trabalho.

Espécie	Massa (g)	Distância de fuga (m)	Fonte
<i>Calidris alpina</i>	48,8	73	Burton <i>et al.</i> (2002)
<i>Recurvirostra avosetta</i>	250	82	Este estudo
<i>Limosa limosa</i>	228	78	Este estudo
<i>Pluvialis squatarola</i>	219	85	Boer& Longamane (1996), Burton <i>et al.</i> (2002)
<i>Tringa totanus</i>	126	56	Fitzpatrick&Bouchez (1998), Burton <i>et al.</i> (2002)
<i>Limosa lapponica</i>	321	107	Smit & Visser (1993)
<i>Charadrius hiaticula</i>	55	47	Este estudo
<i>Calidris alba</i>	48,5	26	Thomas <i>et al.</i> (2003)
<i>Calidris canutus</i>	120	59	Este estudo
<i>Charadrius alexandrinus</i>	42,7	30	Lafferty (2001)
<i>Numenius arquata</i>	757	171	Burton <i>et al.</i> (2002)
<i>Haematopus ostralegus</i>	500	124	Smit & Visser (1993)

Foi determinado o número médio de mariscadores nas áreas de alimentação das aves, tendo em consideração os números de mariscadores nos diferentes habitats e estações do ano, ponderado pela densidade de aves em alimentação. Os habitats considerados são o resultado de estudos anteriormente realizados no estuário do Tejo (Granadeiro *et al.*, 2007), em que os principais tipos de sedimento (areia, areia vasosa, vasa arenosa e vasa) foram mapeados, e as densidades de aves em alimentação nos diferentes sedimentos são provenientes do trabalho desenvolvido por Moreira (1995a).

Assim, para cada espécie de ave é apresentada a percentagem da área de alimentação afectada pela presença de mariscadores. Foi também realizado o mesmo procedimento para cada estação do ano isoladamente.

Tendo em conta as densidades de aves em alimentação máximas registadas por Moreira (1995a), foi estimada a densidade final de aves nas zonas não afectadas, após a remoção das áreas afectadas, para investigar fenómenos de interferência que poderão ocorrer.

4.2.2 COMPETIÇÃO PELO MESMO RECURSO

Utilizando as estimativas de capturas e os tamanhos médios de lambujinha recolhidos pelos mariscadores, determinados no capítulo precedente, foi calculado o impacto desta remoção em relação à produção anual de lambujinha.

Deste modo, foi determinada a biomassa removida em peso seco sem cinzas (PSSC g) através da equação determinada por Moreira (1995a) que relaciona o peso seco (PS g) e o comprimento total do animal (CT mm), $\text{Log PS} = 2,49 \text{ Log CT} - 4,57$, e do factor de correcção $\text{PSSC} = 0,795 \text{ PS}$. Esta biomassa removida anualmente foi comparada com a produção anual de lambujinha, considerando que a produção anual de invertebrados para o estuário do Tejo é de aproximadamente $853 \text{ kJ/m}^2/\text{ano}$ (Moreira, 1997), dos quais 86 % correspondem a lambujinha (Rodrigues *et al.*, 2006) e assumindo que 1 g de PSSC corresponde a 20,92 kJ (McLusky, 1981). É assim apresentada, em percentagem, a significância da apanha de lambujinha em relação à sua produção anual no estuário.

Adicionalmente, os tamanhos das lambujinhas recolhidas por mariscadores foram comparados com os tamanhos consumidos por *L. limosa* (Moreira, 1995a) e com os tamanhos consumidos por *C. alpina* (Santos *et al.*, 2005), de modo a verificar se existe uma competição directa pelo mesmo recurso.

4.2.3 ALTERAÇÕES NA DISPONIBILIDADE DE PRESAS E DO COMPORTAMENTO ALIMENTAR DAS AVES

Foram analisadas alterações da estruturação vertical do micro-habitat de alimentação das aves e consequente alteração na disponibilidade e acessibilidade a outras

presas não alvo. Para isso procedeu-se a uma comparação da distribuição vertical da densidade e biomassa dos invertebrados presentes em locais onde a actividade de apanha foi simulada (*i.e.* onde as lambujinhas presentes foram recolhidas por uma equipa de investigadores) *versus* locais controlo. Foram também analisadas a duração deste efeito e as possíveis alterações do comportamento alimentar das aves nessas áreas.

Deste modo, foram seleccionadas quatro áreas, duas na proximidade da localidade de Gaio e duas junto de Sarilhos Pequenos (Figura 8) que se sabiam possuir uma elevada densidade lambujinhas e também de aves (Lourenço *et al.*, 2005). Em cada uma das áreas foram definidos dois sectores, um a ser alvo de intervenção através da apanha lambujinha, e outro sem qualquer manipulação, que funcionou como controlo.

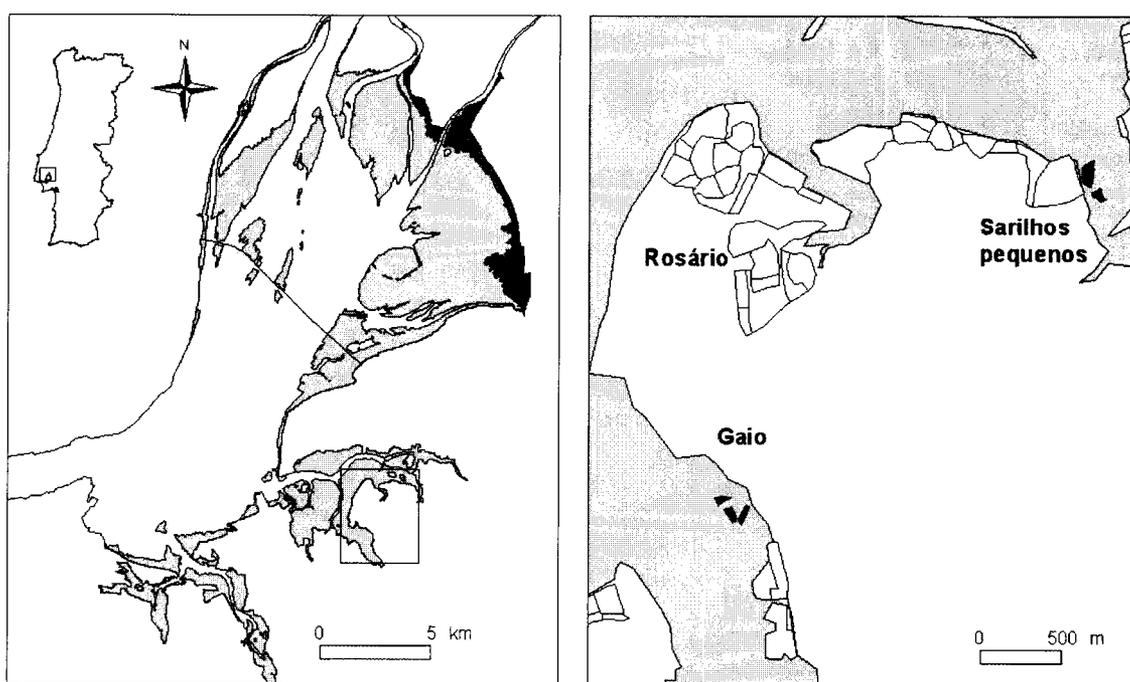


Figura 8 – Localização da área de estudo (esquerda) e das áreas seleccionadas (áreas a preto, à direita) onde foi efectuada a apanha de lambujinha.

Durante dez dias (entre 15 de Fevereiro e 7 de Março) grupos de duas a quatro pessoas procederam à apanha de lambujinhas nos sectores alvo de intervenção, recolhendo todas as lambujinhas de maiores dimensões (aproximadamente maiores que 2,5 cm) que

encontraram. A área total dos sectores intervencionados foi de aproximadamente 1 ha e cerca de 19% desta área foi efectivamente afectada pela actividade da apanha.

Logo após a recolha de lambujinhas, foram recolhidos 20 cores de sedimento (0,00866 m² x 20 cm de profundidade), dez na zona intervencionada e os outros numa área adjacente não afectada. Quinze dias depois foram recolhidos mais 10 cores em cada uma das áreas.

Durante a recolha do sedimento, os 5 cm superficiais foram separados em fracções de 1 cm. Todas as fracções, incluindo a dos 15 cm profundos, foram crivadas com rede de 0,5 mm, armazenadas em álcool a 70° e coradas com Rosa de Bengala. Os invertebrados encontrados foram, posteriormente quantificados e medidos, e a sua biomassa estimada através de equações que relacionam o tamanho e a biomassa (Tabela A.I, em anexo). No total foram analisadas 240 fracções de sedimento.

Diferenças na estrutura da comunidade de invertebrados presentes nas zonas remexidas *versus* zonas controlo foram testadas utilizando o software PRIMER (Clarke & Gorley, 2001; Clarke & Warwick, 1994).

As matrizes de dados foram transformadas pela raiz-quarta para minimizar diferenças na abundância de espécies. Aos dados transformados foi aplicado o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957):

$$S_{jk} = 100. \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^p |Y_{ij} - Y_{ik}|}{\sum_{i=1}^p (Y_{ij} + Y_{ik})} \right)$$

onde, Y_{ij} diz respeito à abundância da espécie i na amostra j e Y_{ik} diz respeito à abundância da espécie i na amostra k .

Após este procedimento a similaridade intra e entre grupos de amostras (controlo *versus* remexido) foi verificada, imediatamente após a intervenção e passados quinze dias, aplicando o teste de ANOSIM. Este teste indica o valor de R que corresponde:

$$R = (\bar{r}_B - \bar{r}_W) / (M/2),$$

\bar{r}_B – é a média do “rank” de similaridade dos replicados dentro de cada grupo;

\bar{r}_W – é a média do “rank” de similaridades de todos os pares de replicados entre os diferentes grupos;

$M = n(n-1)/2$ e n – o número total de amostras.

Quando R igual a 1, todos os replicados de cada grupo são mais semelhantes entre si que qualquer replicado dos diferentes grupos (*i.e.* os grupos são diferentes). R é aproximadamente 0, quando as similaridades dentro de cada grupo e entre os diferentes grupos são semelhantes.

Sempre que foram encontradas diferenças significativas entre as áreas controlo e remexidas, foi aplicada a rotina SIMPER. Este procedimento permite obter a dissimilaridade média entre os grupos (controlo *versus* remexido), e a contribuição de cada espécie para essa dissimilaridade.

Nem todos os invertebrados presentes no sedimento são alimento das limícolas, pois apenas uma fracção está disponível (detectável, acessível e ingerível) e é energeticamente vantajosa. (Zwarts & Wanink, 1993). Assim, tendo em conta a dieta de cada espécie (Tabela A.II, em anexo) foi determinada a biomassa e o número de invertebrados (por m²) disponível para cada espécie de ave nas zonas remexidas e nas zonas não remexidas. A disponibilidade de presas foi testada para cada espécie de ave, em cada uma das ocasiões de amostragem.

Para verificar alterações no comportamento alimentar das aves devido à actividade de mariscagem, compararam-se as taxas de alimentação de aves em áreas onde esta actividade foi simulada com áreas controlo.

Para determinar as taxas de ingestão de presas pelas aves, foram realizadas observações focais de um minuto da actividade alimentar das espécies mais abundantes na área de estudo: *T. totanus*, *L. limosa* e *R. avosetta*.

No caso de *R. avosetta*, devido ao seu modo de alimentação por “varrimento”, não foi determinada a taxa de ingestão de presas mas apenas foi registado o número de “varrimentos” por minuto. Para *T. Totanus* e *L. limosa* foi determinada a taxa de ingestão de presas (presas consumidas/minuto).

Uma vez que *T. totanus* se alimenta de presas de pequena dimensão, foi incluído um factor de correcção para os indivíduos que se alimentavam a uma distância superior a 80 m do observador. Assim, foi registada a taxa de ingestão de presas para indivíduos próximos do observador e estimada a taxa de sucesso (taxa de ingestão de presas por bicadas), permitindo assim determinar a taxa de ingestão de presas para os indivíduos desta espécie que se encontravam mais afastados (Taxa de sucesso = 0.93 ± 0.07 (média±erro padrão) presas ingeridas por bicada; n=38).

4.3 RESULTADOS

4.3.1 PERTURBAÇÃO DIRECTA ORIGINADA PELA PRESENÇA DOS MARISCADORES

Considerando o número médio de mariscadores nas diversas áreas de alimentação das aves ao longo do ano, a percentagem de habitat afectada por esta perturbação é reduzida. Para a maioria das espécies, a redução da área de alimentação não chega aos 3%. Para a espécie mais afectada (*L. limosa*), este valor não atinge os 5% (Tabela 2) e fica abaixo dos 10%, mesmo considerando um aumento de 50% na “Distância de fuga”.

Tabela 2 - Percentagem de habitat de alimentação afectado pela presença dos mariscadores, percentagem de habitat afectado considerando uma variação de 50% na “Distância de fuga” (DF) e densidade de aves final.

	Nº médio de mariscadores/10 ha	% de habitat afectado	% de habitat afectado + 50 % DF	% de habitat afectado - 50 % DF	Densidade de aves final (aves/ha)
<i>C. alpina</i>	0,17	2,8	6,3	0,7	8,64
<i>R. avosetta</i>	0,06	1,2	2,8	0,3	4,25
<i>L. limosa</i>	0,22	4,2	9,5	1,1	1,88
<i>P. squatarola</i>	0,15	3,5	7,8	0,9	2,38
<i>T. totanus</i>	0,20	2,0	4,5	0,5	1,73
<i>L. lapponica</i>	0,01	0,6	1,4	0,2	0,50
<i>C. hiaticula</i>	0,33	2,3	5,2	0,6	0,72
<i>C. alba</i>	0,32	0,7	1,5	0,2	22,96
<i>C. canutus</i>	0,05	0,6	1,3	0,1	0,80
<i>C. alexandrinus</i>	0,21	0,6	1,4	0,2	0,30

A análise da potencial perda de habitat por cada estação do ano revela que a estação do ano em que a perda de habitat é mais elevada, é o Outono (Figura 9).

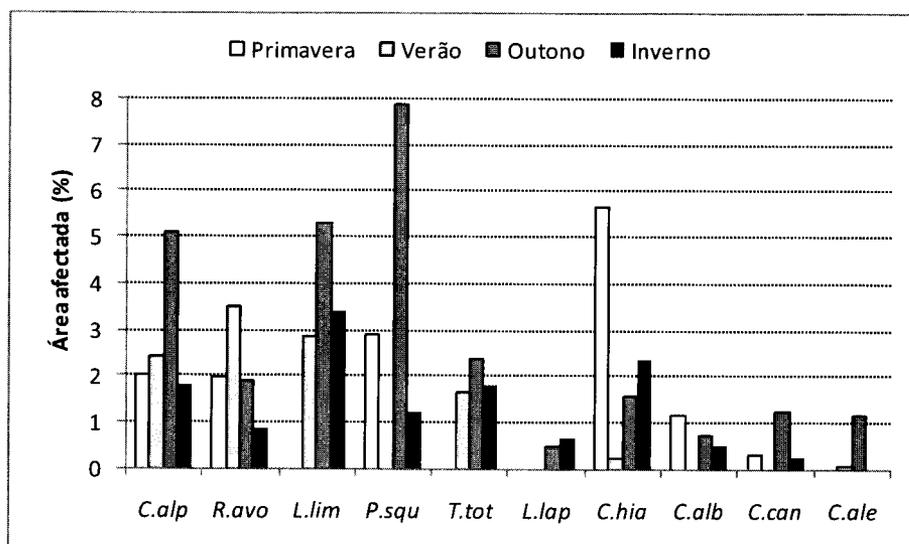


Figura 9 – Percentagem de habitat de alimentação de cada espécie afectado pela presença de mariscadores, ao longo das diferentes estações do ano.

Para apenas quatro espécies (*P. squatarola*, *C. hiaticula*, *L. limosa*, e *C. alpina*) a percentagem de habitat afectado é superior a 5%, sendo que entre estas, *P. squatarola* é a espécie com a maior área de alimentação afectada, mas este valor não ultrapassa os 8% (Figura 9). Simulando um aumento de 50% da “Distância de fuga”, *P. squatarola* vê a sua área de alimentação reduzida em 17,8% (Figura 10), durante o período correspondente ao Outono.

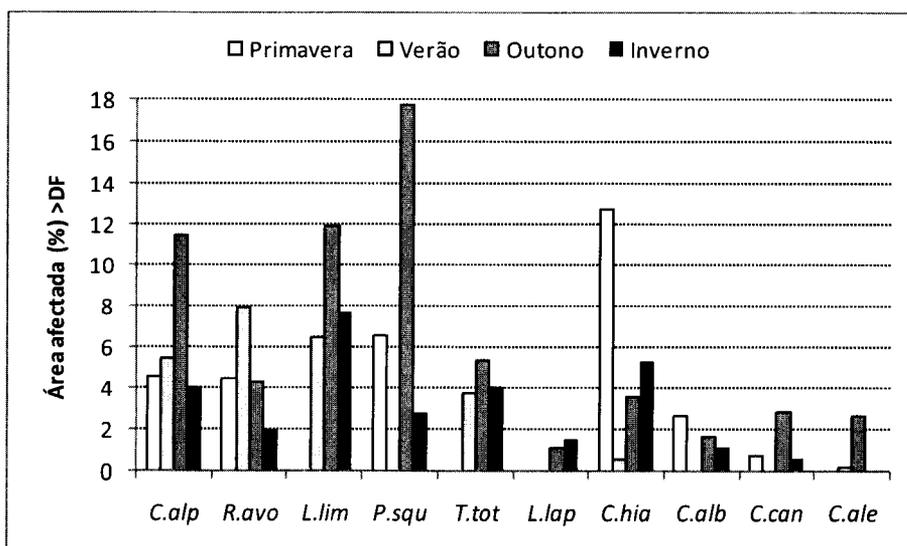


Figura 10 - Percentagem de habitat de alimentação de cada espécie afectado pela presença de mariscadores, ao longo das diferentes estações do ano, considerando uma “Distância de fuga” aumentada em 50%.

A densidade final das aves ao considerarmos a sua redistribuição pelas áreas não afectadas é reduzida (Tabela 3). Deste modo, apesar de *P. squatarola* ter uma área afectada de 17,8% continua com densidades muito baixas.

Tabela 3 – Densidade de aves (aves/ha) final, após a redução da área de alimentação disponível, para cada estação do ano e entre parêntesis, densidade de aves (aves/ha) final, após a redução da área de alimentação disponível, para cada estação do ano considerando um aumento de 50% na “Distância de fuga”.

	Outono	Inverno	Primavera	Verão
<i>C. alpina</i>	5,27 (5,65)	8,55 (8,75)	4,80 (4,93)	0,62 (0,63)
<i>R. avosetta</i>	2,34 (2,40)	4,24 (4,29)	0,10 (0,10)	0,10 (0,11)
<i>L. limosa</i>	1,90 (2,04)	1,86 (1,95)	-	0,72 (0,75)
<i>P. squatarola</i>	0,98 (1,09)	2,33 (2,37)	2,27 (2,35)	-
<i>T. totanus</i>	0,92 (0,95)	1,73 (1,77)	-	0,10 (0,10)
<i>L. lapponica</i>	0,20 (0,20)	0,50 (0,51)	-	-
<i>C. hiaticula</i>	0,71 (0,73)	0,31 (0,32)	0,21 (0,23)	0,20 (0,20)
<i>C. alba</i>	13,20 (13,32)	22,91 (23,06)	6,98 (7,09)	-
<i>C. canutus</i>	0,71 (0,72)	0,70 (0,70)	0,80 (0,81)	-
<i>C. alexandrinus</i>	0,30	0,30 (0,30)	-	0,10 (0,10)

4.3.2 COMPETIÇÃO PELO MESMO RECURSO

Os mariscadores removeram cerca de 7650 kg PSSC de lambujinha durante um ano, o que significa, que apenas 0,3% da produção anual de lambujinha é removida por esta actividade.

No entanto, considerando cada sector de mariscagem isoladamente, estes valores podem atingir significâncias mais elevadas, na ordem dos 3,8% (Figura 11).

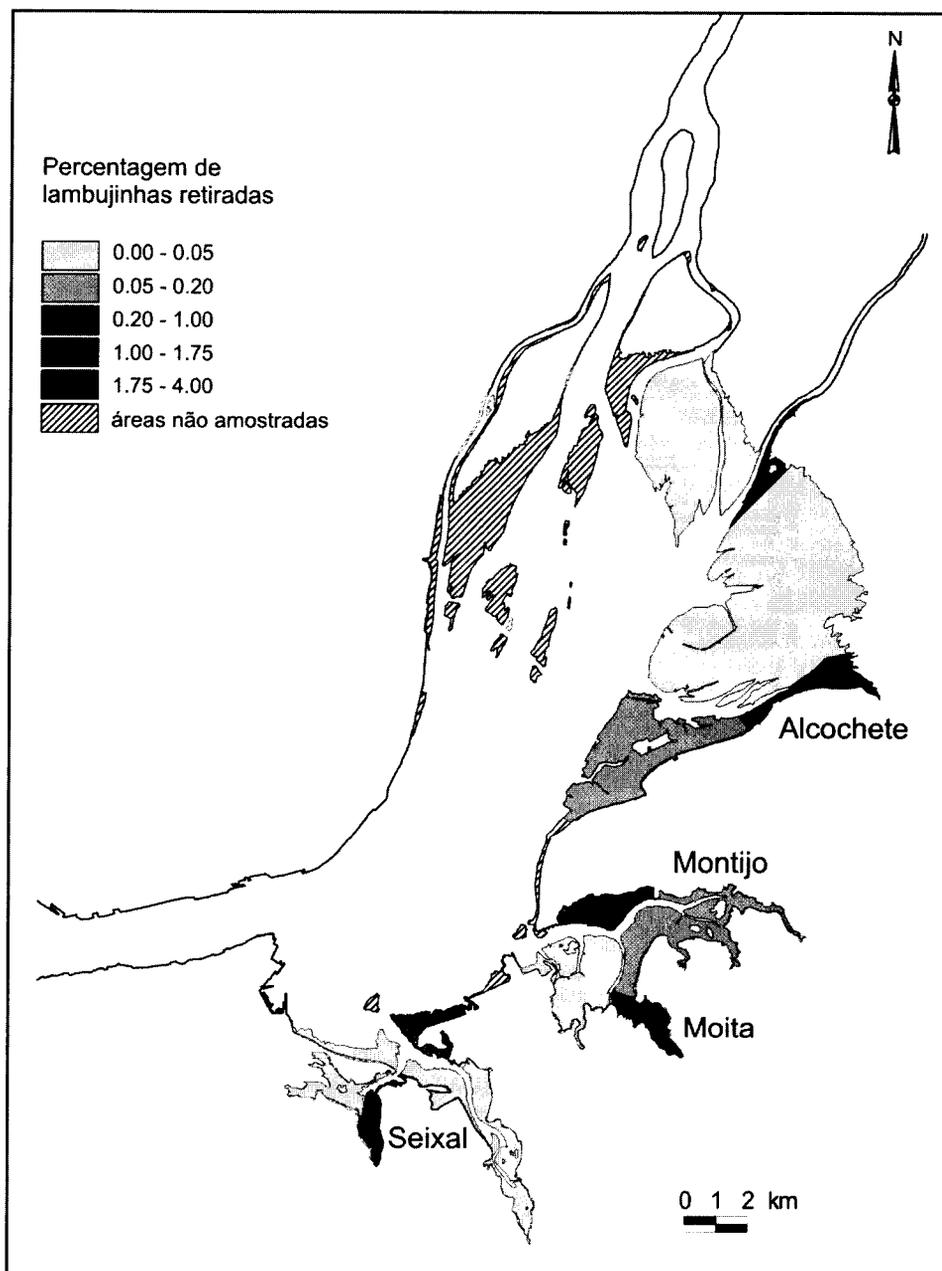


Figura 11 – Percentagem de lambujinhas removidas por sector de mariscagem em relação à produção anual deste bivalve no estuário do Tejo.

Pela comparação entre os tamanhos de lambujinha recolhidos pelos mariscadores com os tamanhos consumidos por *L. limosa* e *C. alpina* que são as aves para as quais a lambujinha é um dos alimentos mais importantes, conclui-se que não há uma competição directa pelo mesmo recurso, uma vez que os tamanhos seleccionados pelos mariscadores são maiores do que os consumidos por estas duas espécies de limícolas (Figura 12).

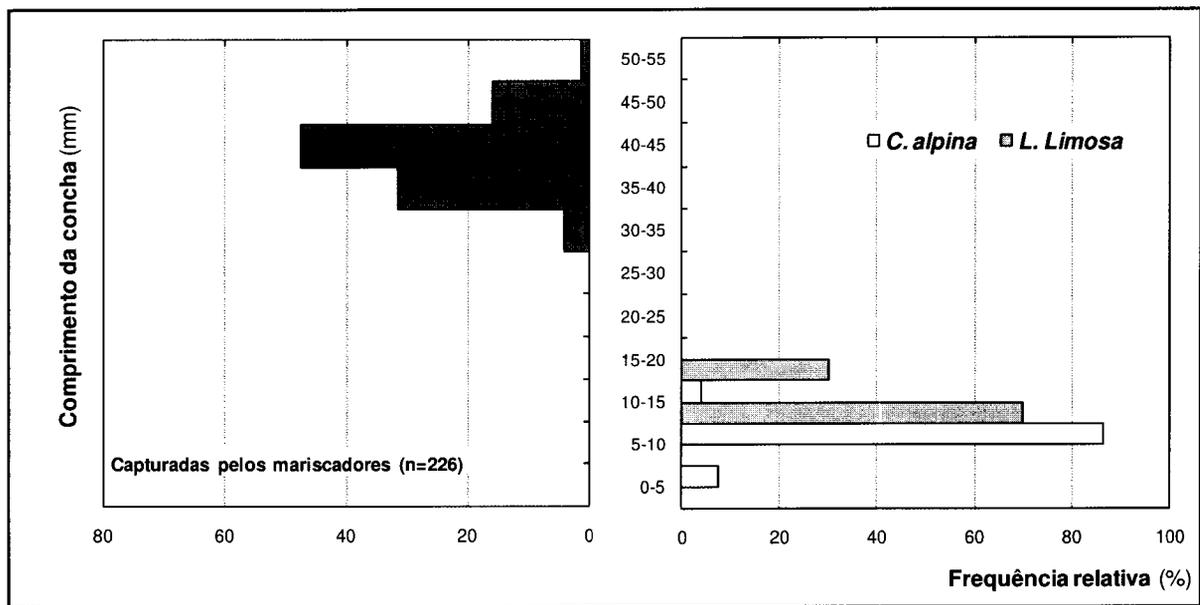


Figura 12 - Comparação das classes de tamanho de lambujinha consumidas por *L. limosa* (n=414) (Moreira, 1995a) e *C. alpina* (n=74) (Santos *et al.*, 2005) com os tamanhos removidos pelos mariscadores (n=226).

O impacto da actividade de apanha de lambujinha na produção anual deste bivalve é reduzido. No entanto, é interessante comparar este valor com o impacto predatório da comunidade de aves limícolas, que utiliza este estuário para se alimentar. A estimativa da biomassa ingerida diariamente pela comunidade de aves obtida por Moreira (1997) foi de 1755 PSSC kg sendo que 14,7% deste valor foi removido pelas aves limícolas. Nesse mesmo trabalho foi estimado que durante o inverno 43,4 % da biomassa total predada pelas limícolas correspondia a lambujinha. Considerando os valores de produção de lambujinha referidos anteriormente, é possível estimar o impacto da predação pela comunidade de aves limícolas na produtividade anual de lambujinha, sendo cerca de 1,2%.

4.3.3 ALTERAÇÕES NA DISPONIBILIDADE DE PRESAS E NO COMPORTAMENTO ALIMENTAR DAS AVES

Na figura 13 verifica-se que a actividade de apanha de lambujinha alterou a substancialmente a distribuição vertical de invertebrados. Nas áreas controlo a densidade de invertebrados diminuiu à medida que a profundidade aumentou, embora nas áreas remexidas esta diminuição não tenha sido tão evidente. De modo geral, verificou-se uma diminuição da densidade de invertebrados nas áreas remexidas em relação às áreas controlo (Figura 13), excepto para as últimas fatias de sedimento, onde ocorreu um ligeiro aumento da densidade em relação às áreas controlo.

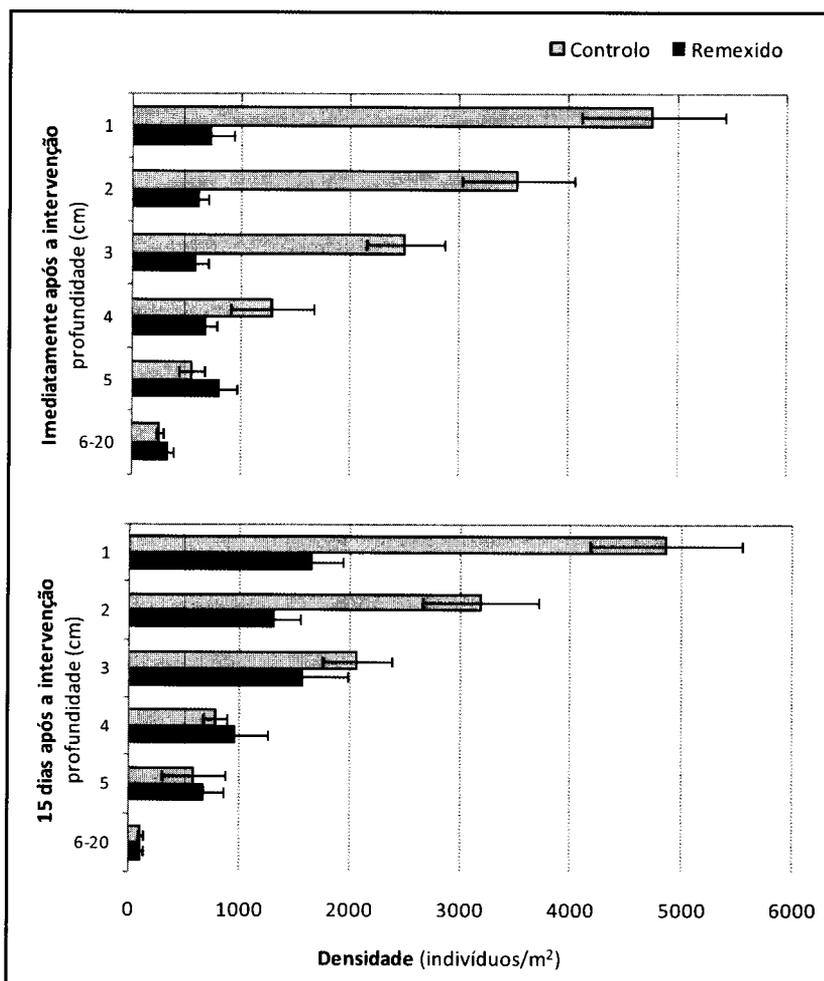


Figura 13 – Distribuição vertical da densidade média (\pm erro padrão) dos invertebrados presentes nas áreas controlo *versus* remexidas nas duas ocasiões de amostragem.

Imediatamente após a intervenção, a composição da comunidade de invertebrados, em termos de abundância, nas fatias de sedimento 1 cm, 2 cm, 3 cm, 4cm e 6-20 cm foi distinta nas áreas controlo *versus* áreas remexidas (Tabela 4). Contudo, após quinze dias, a composição da comunidade de invertebrados só foi significativamente distinta nas duas primeiras fatias de sedimento (Tabela 4).

Tabela 4 – Valores de R do teste ANOSIM (one-way) para os dados de **abundância** nas áreas controlo *versus* remexidas nas duas ocasiões de amostragem.

Profundidade (cm)	Imediatamente após		Após 15 dias	
	R	p	R	p
1	0,566	0,001	0,249	0,002
2	0,329	0,001	0,225	0,006
3	0,653	0,001	0,075	0,101
4	0,154	0,012	0,019	0,312
5	0,007	0,345	0,092	0,115
6-20	0,384	0,001	-0,03	0,657

Na tabela 5 é apresentada a dissimilaridade média, identificada anteriormente pelo teste de Anosim, entre as amostras recolhidas nas áreas controlo e nas áreas alvo de apanha. São também apresentadas por ordem decrescente as espécies que mais contribuíram para esta dissimilaridade. Estas espécies correspondem a indivíduos de pequenas dimensões e bastante numerosos. Nas três primeiras fracções de sedimento ocorreu uma diminuição da abundância destas espécies das áreas controlo para as áreas remexidas., enquanto que na última fracção ocorreu um aumento. A dissimilaridade média entre as duas áreas amostradas, imediatamente após a intervenção, foi superior a 50 até à profundidade de 4 cm, a partir dos 6 cm a dissimilaridade foi mais fraca (31,65).

Na segunda ocasião de amostragem a dissimilaridade entra as áreas controlo e remexidas, não chegou aos 50, mas também seguiu o mesmo padrão de diminuição.

Tabela 5 – Abundância média (\pm erro padrão, indivíduos) nas áreas controlo (C) e remexidas (R) e respectiva dissimilaridade média total, nas duas ocasiões de amostragem. São apresentadas as espécies que contribuíram para pelo menos 50% dessa dissimilaridade.

Espécie	C	R	Diss. média	D.P.	Contribuição %	% Cumulativa	Diss. média total
Fatia 1cm - Imediatamente após a intervenção							
<i>Abra</i> sp.	22,6 \pm 3,28	3,1 \pm 1,04	11,01	1,33	19,36	19,36	
<i>S.shrubsolii</i>	3,6 \pm 1,02	0	9,76	1,81	17,18	36,54	56,85
<i>H. ulvae</i>	6,9 \pm 2,62	1,6 \pm 0,60	9,32	1,19	16,40	52,94	
Fatia 1 cm - 15 dias após a intervenção							
<i>H. ulvae</i>	11,6 \pm 3,55	1,4 \pm 0,45	8,26	1,15	19,27	19,27	
Nematoda	1,1 \pm 0,41	1,5 \pm 0,54	5,6	1,1	13,08	32,35	
<i>S.shrubsolii</i>	2,3 \pm 1,65	0,3 \pm 0,15	5,51	1,09	12,85	45,2	47,87
<i>A. ramnji</i>	0,9 \pm 0,32	0,1 \pm 0,10	5,19	1,12	12,11	57,31	
Fatia 2 cm - Imediatamente após a intervenção							
<i>S.shrubsolii</i>	8,2 \pm 1,71	0,4 \pm 0,16	11,3	1,84	21,40	21,40	
Oligoquetas	8 \pm 2,43	1,2 \pm 0,41	8,68	1,27	16,44	37,84	52,81
<i>H. ulvae</i>	3,7 \pm 1,00	0,9 \pm 0,28	6,98	1,25	13,21	51,05	
Fatia 2 cm - 15 dias após a intervenção							
<i>S.shrubsolii</i>	9,2 \pm 2,76	2,5 \pm 1,05	7,96	1,47	20,25	20,25	
Nematoda	2,1 \pm 0,75	0,5 \pm 0,22	5,47	1,32	13,91	34,16	
<i>H. ulvae</i>	3,7 \pm 0,84	0,9 \pm 0,28	5,19	1,21	13,19	47,35	39,32
Oligoquetas	1,4 \pm 0,52	1,2 \pm 0,47	4,63	1,13	11,79	59,14	
Fatia 3 cm - Imediatamente após a intervenção							
Oligoquetas	8 \pm 2,40	0,2 \pm 0,13	15,02	2,4	25,42	25,42	
<i>S.shrubsolii</i>	5,6 \pm 1,08	0,3 \pm 0,21	13,65	2,4	23,10	48,51	59,09
<i>H. ulvae</i>	3 \pm 0,69	1 \pm 0,33	7,43	1,12	12,57	61,09	
Fatia 4 cm - Imediatamente após a intervenção							
Oligoquetas	3,9 \pm 1,31	0,8 \pm 0,42	12,48	1,33	25,11	25,11	
<i>H. ulvae</i>	3,4 \pm 1,35	1,5 \pm 0,37	10,13	1,1	20,38	45,49	49,71
<i>Abra</i> sp.	1,9 \pm 0,62	3,1 \pm 0,48	8,72	0,92	17,54	63,03	
Fatia 6-20 cm - Imediatamente após a intervenção							
<i>S.shrubsolii</i>	0,3 \pm 0,21	4,4 \pm 1,26	5,92	1,61	18,72	18,72	
Nematoda	0,2 \pm 0,2	1,5 \pm 0,48	4,62	1,36	14,59	33,31	
<i>H.diversicolor</i>	1,1 \pm 0,34	3,3 \pm 0,61	3,81	1,21	12,04	45,35	31,65
Oligoquetas	2,2 \pm 0,66	6,3 \pm 1,50	3,41	1,03	10,79	56,74	

Relativamente à distribuição vertical da biomassa dos invertebrados verificou-se também, uma diminuição da sua biomassa nas áreas remexidas em relação às áreas controlo, excepção para a fracção de sedimento localizada a 5 cm de profundidade, na primeira ocasião de amostragem (Figura 14).

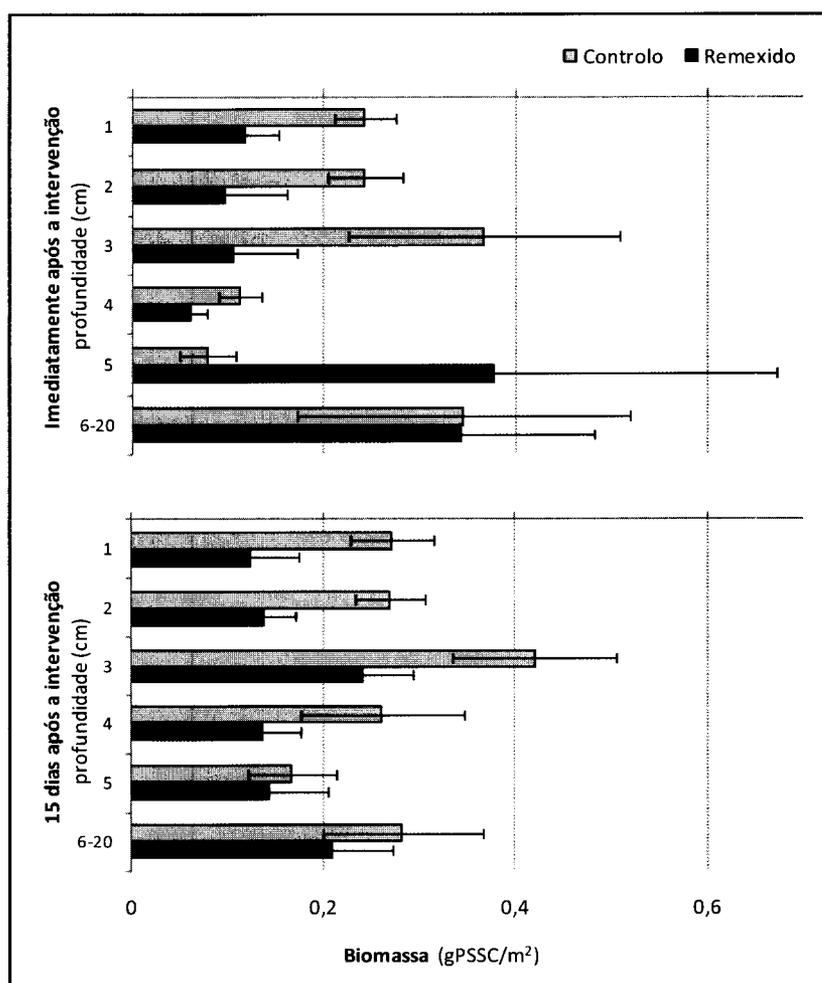


Figura 14 – Distribuição vertical da biomassa média (\pm erro padrão) dos invertebrados presentes nas áreas controlo *versus* remexidas nas duas ocasiões de amostragem.

A análise da comunidade de invertebrados (em termos de biomassa), presente nas fracções de sedimento 1 cm, 2 cm, 3 cm e 4 cm indica que, imediatamente após a intervenção de apanha de lambujinha, as amostras recolhidas nas áreas controlo diferiram das recolhidas nas áreas remexidas. Ao fim de 15 dias, a comunidade de invertebrados

presente nas fatias de sedimento 1 cm, 2 cm e 3 cm nas áreas controlo ainda era distinta da comunidade das áreas remexidas (Tabela 6).

Tabela 6 – Valores de R do teste ANOSIM (one-way) para os dados de **biomassa** nas áreas controlo *versus* remexidas nas duas ocasiões de amostragem.

Profundidade (cm)	Imediatamente após		Após 15 dias	
	R	p	R	p
1	0,333	0,002	0,2	0,01
2	0,252	0,003	0,122	0,043
3	0,569	0,001	0,11	0,037
4	0,131	0,025	0,05	0,192
5	0,006	0,369	0,102	0,103
6-20	0,082	0,82	-0,05	0,803

Um menor número de espécies contribuiu para as dissimilaridades registadas através da análise da biomassa das comunidades de invertebrados do grupo controlo e do grupo alvo de apanha (Tabela 7). A dissimilaridade média entre as duas áreas amostradas (controlo *versus* remexido), imediatamente após a intervenção, foi superior a 50 até à fracção de sedimento situada a 4 cm profundidade.

Na segunda ocasião de amostragem a dissimilaridade entra as áreas controlo e remexidas, não chegou aos 40.

Tabela 7 - Biomassa média (\pm erro padrão, mg) nas áreas controlo (C) e remexidas (R) e respectiva dissimilaridade média, nas duas ocasiões de amostragem. São apresentadas as espécies que contribuíram para pelo menos 50% dessa dissimilaridade.

Espécie	C	R	Diss. média	D.P.	Contrib. %	% Cum.	Diss.média total
Fatia 1 cm - Imediatamente após a intervenção							
<i>H.diversicolor</i>	0,37 \pm 0,190	0,55 \pm 0,205	12,21	1,03	23,33	23,33	
<i>H. ulvae</i>	0,56 \pm 0,211	0,14 \pm 0,045	10,82	1,18	20,67	44,0	52,36
<i>Abra sp.</i>	0,93 \pm 0,109	0,32 \pm 0,158	10,08	1,15	19,25	63,25	
Fatia 1 cm - 15 dias após a intervenção							
<i>H. ulvae</i>	1,04 \pm 0,317	0,18 \pm 0,061	9,79	1,07	24,62	24,62	
<i>H.diversicolor</i>	0,13 \pm 0,060	0,42 \pm 0,379	7,34	0,97	18,47	43,09	39,76
<i>S.shrubsolii</i>	0,06 \pm 0,042	0,01 \pm 0,004	5,22	1,06	13,12	56,22	
Fatia 2 cm - Imediatamente após a intervenção							
<i>H.diversicolor</i>	0,66 \pm 0,310	0,58 \pm 0,506	11,23	1,13	20,76	20,76	
<i>S.shrubsolii</i>	0,21 \pm 0,044	0,01 \pm 0,004	10,36	1,73	19,15	39,91	54,08
<i>H. ulvae</i>	0,39 \pm 0,129	0,10 \pm 0,049	9,29	1,27	17,18	57,09	
Fatia 2 cm - 15 dias após a intervenção							
<i>H.diversicolor</i>	0,61 \pm 0,216	0,54 \pm 0,256	7,54	1,22	21,99	21,99	
<i>H. ulvae</i>	0,31 \pm 0,110	0,08 \pm 0,041	6,55	1,41	19,10	41,09	34,28
<i>S.shrubsolii</i>	0,24 \pm 0,071	0,03 \pm 0,012	6	1,29	17,51	58,60	
Fatia 3 cm - Imediatamente após a intervenção							
<i>H.diversicolor</i>	2,13 \pm 1,223	0,55 \pm 0,522	14,45	1,14	24,01	24,01	
Oligoquetas	0,21 \pm 0,094	0,01 \pm 0,003	12,17	2,12	20,23	44,24	60,16
<i>S.shrubsolii</i>	0,14 \pm 0,028	0,01 \pm 0,005	10,94	2,13	18,18	62,43	
Fatia 3 cm - 15 dias após a intervenção							
<i>Abra sp.</i>	0,90 \pm 0,215	0,29 \pm 0,143	7,32	1,35	22,44	22,40	
<i>H.diversicolor</i>	2,03 \pm 0,682	1,32 \pm 0,387	6,58	1,02	20,18	42,63	32,60
<i>H. ulvae</i>	0,30 \pm 0,118	0,21 \pm 0,096	4,75	1,10	14,58	57,21	
Fatia 4 cm - Imediatamente após a intervenção							
<i>Abra sp.</i>	0,17 \pm 0,089	0,32 \pm 0,112	11,29	1,3	21,19	21,19	
<i>H. ulvae</i>	0,32 \pm 0,154	0,13 \pm 0,037	11,0	1,2	20,62	41,81	53,31
Oligoquetas	0,10 \pm 0,034	0,02 \pm 0,011	9,99	1,34	18,74	60,55	

Para *R. avosetta*, *T. totanus*, *C. alpina*, *P. squatarola* e *C. canutus* ocorreu uma diminuição da densidade de presas disponíveis logo aquando da intervenção (Tabela 8), sendo esta diminuição ainda significativa após quinze dias.

R. avosetta foi a espécie mais afectada pela diminuição de biomassa disponível no sedimento pois as diferenças entre as áreas controlo e remexidas, mantiveram-se

significativas mesmo após quinze dias. Para *P. squatarola* e *C. canutus* também ocorreu uma diminuição da biomassa de presas disponíveis, mas apenas logo após a intervenção. Para *C. canutus* e *Charadrius* sp. a diminuição da biomassa disponível só ocorreu quinze dias após o evento de mariscagem. A diminuição da densidade de presas também só ocorreu na segunda recolha para *Charadrius* sp.

Apenas para *L. limosa*, *L. lapponica* e *C. alba* não foram detectadas diferenças na biomassa e densidade de presas disponíveis no sedimento.

Tabela 8 - Biomassa (média \pm erro padrão, PSSC mg/m²) e densidade (média \pm erro padrão, indivíduos/m²) das presas disponíveis para as aves nas áreas controlo versus remexidas nas duas ocasiões de amostragem (teste U- Mann-Whitney).

Espécie		Imediatamente após a intervenção			15 dias após a intervenção		
		Controlo	Remexidas	U-MW	Controlo	Remexidas	U-MW
<i>C.alpina</i>	Bio.	1823,6 \pm 181,96	567,3 \pm 139,89	-3,55 ^{***}	1719,2 \pm 348,12	834,2 \pm 111,66	-1,89
	Den.	3244,2 \pm 497,71	976,7 \pm 121,58	-3,56 ^{***}	4360,5 \pm 474,79	1790,7 \pm 191,62	-3,78 ^{***}
<i>R.avosetta</i>	Bio.	483,1 \pm 64,94	212,9 \pm 90,96	-2,72 ^{**}	485,1 \pm 43,42	260,5 \pm 57,52	-2,72 ^{**}
	Den.	8406,9 \pm 1138,64	1348,8 \pm 1138,64	-3,74 ^{***}	8209,3 \pm 958,26	2976,7 \pm 387,67	-3,77 ^{***}
<i>L.limosa</i>	Bio.	1318,3 \pm 637,86	3300,1 \pm 1571,60	-1,24	2545,9 \pm 572,38	1476,9 \pm 540,84	-1,51
	Den.	139,5 \pm 37,97	232,5 \pm 49,02	-1,28	337,2 \pm 80,28	279,1 \pm 77,91	-0,60
<i>P.squatarola</i>	Bio.	1464,2 \pm 193,49	432,1 \pm 107,33	-3,55 ^{***}	1184,7 \pm 337,37	512,1 \pm 81,26	-1,28
	Den.	1755,8 \pm 424,75	465,1 \pm 67,13	-2,93 ^{**}	2209,3 \pm 436,11	593,0 \pm 83,94	-3,49 ^{***}
<i>T.totanus</i>	Bio.	1678,7 \pm 220,67	1617,7 \pm 463,96	-0,90	1598,9 \pm 381,23	1319,5 \pm 283,23	-0,52
	Den.	2662,8 \pm 585,88	1139,5 \pm 143,77	-2,34 [*]	2930,2 \pm 450,28	1197,7 \pm 129,77	-3,13 ^{**}
<i>L.lapponica</i>	Bio.	1202,0 \pm 651,47	2860,4 \pm 1621,30	-0,76	1251,9 \pm 428,99	929,4 \pm 281,80	-0,53
	Den.	127,9 \pm 40,47	197,7 \pm 49,18	-1,01	255,8 \pm 80,93	255,8 \pm 79,05	-0,04
<i>C.alba</i>	Bio.	3673,6 \pm 158,09	1964,0 \pm 93,96	-0,98	3218,2 \pm 92,49	2645,3 \pm 69,94	-0,22
	Den.	3255,8 \pm 97,75	1860,5 \pm 49,64	-0,83	4534,8 \pm 101,74	5348,8 \pm 121,58	-0,56
<i>C.canutus</i>	Bio.	119,8 \pm 32,13	47,0 \pm 17,60	-1,51	215,6 \pm 48,90	76,4 \pm 15,07	-2,57 [*]
	Den.	1523,3 \pm 430,02	395,3 \pm 75,95	-2,32 [*]	2046,5 \pm 427,48	523,3 \pm 78,00	-3,41 ^{**}
<i>Charadrius</i> sp.	Bio.	232,3 \pm 55,17	160 \pm 84,90	-1,21	242,2 \pm 46,03	141,4 \pm 57,45	-1,96 [*]
	Den.	1441,9 \pm 411,00	465,1 \pm 91,72	-1,67	1988,4 \pm 433,50	511,6 \pm 108,53	-3,42 ^{**}

Contudo, para as aves em que foram avaliadas alterações no comportamento alimentar (*R. avosetta*, *L. limosa* e *T. totanus*), não foram detectadas diferenças nas taxas de alimentação (Tabela 9).

Tabela 9 – Taxas de alimentação (presas ingeridas/minuto e “varrimentos”/minuto no caso do *R. avosetta*; média \pm erro padrão), nos locais controlo e onde foi simulada a apanha de lambujinha. Entre parêntesis é apresentado o tamanho da amostra.

	Controlo	Remexido	t-teste
<i>R. avosetta</i>	34.80 \pm 0.66 (76)	35.66 \pm 0.89 (38)	t=0.78 n.s. p= 0,437
<i>L. limosa</i>	5.30 \pm 0.31 (54)	4.80 \pm 0.43 (49)	t=0.95 n.s. p=0,347
<i>T. totanus</i>	41.22 \pm 2.13 (38)	34.22 \pm 3.68 (16)	t=1.65 n.s. p=0,112

4.4 DISCUSSÃO

4.4.1 PERTURBAÇÃO DIRECTA ORIGINADA PELA PRESENÇA DOS MARISCADORES

O Inverno, é o período do ano em que o estuário do Tejo assume uma maior importância para as aves em actividade alimentar (Moreira, 1995a). É também durante o Inverno que o número médio de mariscadores é mais reduzido. Assim, não é surpreendente que a percentagem de área de alimentação, afectada pela presença de mariscadores seja relativamente reduzida, mesmo considerando cada estação do ano isoladamente.

O Outono é o período do ano em que maiores áreas de alimentação das aves são afectadas pela presença dos mariscadores, o que resulta do facto das densidades de aves serem também elevadas, e o número de mariscadores ser maior que no Inverno.

Em algumas situações, estas perdas de habitat atingem percentagens um pouco mais elevadas. Contudo, são perdas de habitat temporárias, uma vez que essas zonas podem ser utilizadas finda a perturbação. Por outro lado ao multiplicar a área afectada pelo número de mariscadores, assumiu-se uma distribuição uniforme destes (e conseqüentemente, o pior cenário possível em termos de área total afectada). No entanto, geralmente os mariscadores não estão afastados entre si em distâncias regulares, concentrando-se, frequentemente em grupos de mariscadores perto de locais facilmente acessíveis pela costa. Deste modo, a área afectada pela presença de mariscadores para cada ave estará provavelmente sobrestimada, porque o raio à volta de cada mariscador que impede a utilização da área pelas aves, estará na realidade sobreposto com o de outros mariscadores presentes na vizinhança.

A área em volta de cada mariscador que não é utilizada pelas aves, baseada na “Distância de fuga” de cada limícola considerada, foi obtida através de informação recolhida noutros estuários ou calculada a partir desta. Contudo, as “Distâncias de fuga” podem variar de local para local e podem depender da estação do ano (Smit & Visser, 1993; Boer & Longamane, 1996; Blumstein *et al.*, 2005; Goss-Custard *et al.*, 2006a). Estudos já realizados, demonstraram que as “Distâncias de fuga” aumentam quando o estímulo perturbador se aproxima mais rapidamente, se aproxima de modo mais directo e é maior, quando a distância ao refúgio é maior (Frid & Dill, 2002), podendo também variar em função das dimensões do bando e do número de espécies presentes (Mori *et al.*, 2001). Pode ocorrer também uma habituação a estímulos de perturbação, mas geralmente é parcial ou negligenciável (Frid & Dill, 2002). No entanto, os mariscadores que estão quase parados durante muito tempo podem acabar por ser mais facilmente tolerados pelas aves (Smit & Visser, 1993). Neste trabalho foi considerada a possível variação na “Distância de fuga”, ao incluir uma variação positiva e negativa nas “Distância de fuga” utilizadas para determinar as áreas perturbadas.

Aparentemente a perturbação humana é entendida pelas aves, e outros animais, como um risco de predação (Frid & Dill, 2002). Contudo, a resposta comportamental de um animal à perturbação é influenciada por um conjunto complexo de factores interligados, como a densidade de presas, o risco natural de predação, e a extensão da

ameaça humana entre outros (Yasué, 2006). As alterações comportamentais resultantes da perturbação irão depender do modo como a animal vê essa ameaça e dos custos energéticos associados a essas alterações comportamentais (Frid & Dill, 2002).

As aves perturbadas podem levantar voo e dirigir-se para outras áreas de alimentação. Nessa situação, as aves perdem tempo de alimentação e têm um dispêndio energético adicional devido ao voo (West *et al.*, 2002). Estes custos de tempo e energia podem ser compensados se a ave se alimentar durante mais tempo na ausência de perturbação, como por exemplo durante a noite (West *et al.*, 2002). No entanto, os custos de se deslocarem para outros locais de alimentação podem ser elevados, principalmente se as aves estiverem sujeitas a fenómenos de interferência por competição ou serem espécies territoriais (Gill *et al.*, 2001). Assim, não só as aves que levantam voo são perturbadas, como também aves que se estavam a alimentar em locais não perturbados, uma vez que aumenta a densidade de aves nos seus locais de alimentação, ficando também sujeitas aos fenómenos de interferência. A interferência pode ocorrer devido à acção de duas classes de mecanismos: a interações entre indivíduos competidores, na qual os indivíduos em melhores condições ou com um estatuto social mais elevado (indivíduos dominantes) impedem o acesso de outros ao seus territórios (ou mesmo por cleptoparasitismo) (*e.g.* Triplet *et al.*, 1999) ou devido à diminuição da actividade das presas devido à presença de um grande número de predadores com a consequente diminuição da sua detectabilidade (*e.g.* Yates *et al.*, 2000). Contudo, ambos os mecanismos actuam com maior severidade quando as densidades de indivíduos competidores aumentam acima de um nível crítico (Yates *et al.*, 2000). Por essa razão, neste trabalho foi calculada a densidade de aves final resultante de perda de habitat de alimentação. Para a maioria das espécies estes valores estão muito abaixo das densidades obtidas nos estudos de limícolas para as quais os fenómenos de interferência já foram avaliados, 100-300 aves por hectare (*e.g.* Stillman *et al.*, 2000a; Yates *et al.*, 2000; Goss-Custard *et al.*, 2006a). Não sendo provável que estes fenómenos ocorram no estuário do Tejo.

Os custos de tempo e energia a que as aves perturbadas estão sujeitas não foram analisados neste trabalho. Contudo, quando as densidades de aves são baixas e áreas de alimentação perturbadas são reduzidas (como no estuário do Tejo), estes custos têm um

efeito reduzido na taxa de sobrevivência das aves, como foi verificado no modelo desenvolvido por West *et al.* (2002).

Deste modo, parece que a actual intensidade das actividades de mariscagem que ocorre no estuário do Tejo tem efeitos muito reduzidos na perturbação das limícolas que utilizam as zonas entre-marés para se alimentar. Contudo, estes efeitos podem tornar-se mais relevantes para a comunidade de limícolas, se ocorrer uma conjugação de factores, que reduza a área de alimentação disponível.

Não foi determinado se esta perda de habitat temporária conduz efectivamente a uma redução na taxa de sobrevivência das aves, que em última análise seria fundamental para determinar se os números de mariscadores presentes no estuário do Tejo afectam o *fitness* das aves.

Existem actualmente modelos que permitem determinar os níveis críticos de perturbação que afectam a sobrevivência das aves, envolvendo vários parâmetros e estimando a taxa de mortalidade das aves. Estes modelos foram inicialmente desenvolvidos para o *H. ostralegus* no estuário do Exe por Stillman *et al.* em 2000. O principal pressuposto deste modelo é que cada indivíduo, numa população, se comporta de modo a maximizar o seu *fitness*, isto é, as suas hipóteses de sobrevivência. Assim, por muito que as condições ambientais mudem, a base das previsões – a maximização do *fitness*, é uma constante (Stillman *et al.*, 2000b). As decisões de cada indivíduo, são baseadas na “Optimal Foraging Theory” e na “Game Theory”, portanto cada indivíduo em alimentação pretende otimizar a sua taxa de ingestão de presas, estando as suas decisões dependentes das dos outros indivíduos da população.

Estes modelos, apesar de inicialmente terem sido desenvolvidos para prever a sobrevivência das aves em relação a actividades de mariscagem, (Stillman *et al.*, 2000b, Stillman *et al.*, 2001; Stillman *et al.*, 2003; West *et al.*, 2003, Goss-Custard *et al.*, 2004), já foram também aplicados na avaliação da perturbação (West *et al.*, 2002), da qualidade do habitat (West *et al.*, 2005; West *et al.*, 2007) e das perdas de habitat devido à construção de

infra-estruturas (West & Caldow, 2006) ou resultantes de alterações climáticas (Durell *et al.*, 2006).

Contudo estes modelos, apesar de se terem tornado mais flexíveis e aplicáveis a um maior número de espécies e situações ambientais, continuam a necessitar de um grande conjunto de parâmetros base, tais como a disponibilidade de presas nos diferentes tipos de sedimento, a mortalidade natural de presas e aves, os requisitos energéticos diários das aves (entre outros), informações estas que não existem para o estuário do Tejo, nem para a grande maioria dos outros estuários. Embora neste trabalho não seja possível detectar efeitos a longo prazo resultantes da perturbação das aves nas suas áreas de alimentação, a aproximação apresentada possui a mais-valia de ser baseada em dados que são relativamente simples de obter, como a densidade de mariscadores e aves, permitindo assim uma avaliação relativamente rápida de locais, que como o estuário do Tejo não foram estudados intensivamente.

4.4.2 COMPETIÇÃO PELO MESMO RECURSO

De modo geral, a biomassa removida pelos mariscadores na apanha de lambujinha foi mais reduzida que a biomassa removida pelas aves limícolas. Contudo em alguns locais o impacto da apanha é superior, embora, os tamanhos capturados pelos mariscadores sejam superiores aos consumidos pelas limícolas. Há no entanto que ter em conta, que algumas espécies de limícolas se alimentam de sífões de lambujinha, e que portanto podem ser afectadas pela apanha dos exemplares de maiores dimensões. Por outro lado, a recolha de lambujinha poderá também alterar a disponibilidade da biomassa de outras espécies não alvo acessíveis para as aves.

A recolha dos indivíduos maiores poderá afectar a dinâmica populacional de lambujinha, principalmente se se conjugarem outros efeitos adversos que se sabem prejudicar o seu recrutamento, como por exemplo, invernos muito rigorosos (Hughes, 1970) e ou fenómenos de eutrofização (Verdelhos *et al.*, 2005). Grandes flutuações no recrutamento são características das populações de bivalves, especialmente no caso dos tellinídeos, resultando em densidades que podem variar grandemente de ano para ano de

acordo com o sucesso do recrutamento., podendo a população ser dominada durante vários anos por uma única classe de idades (Hughes, 1970). No Norte da Europa é comum o recrutamento ser irregular com apenas um período de reprodução por ano, embora no sul da Europa haja uma tendência para recrutamentos mais regulares e com mais do que um evento de reprodução por ano (Sola, 1997). No estuário do Tejo já foram identificados dois períodos de recrutamento e de reprodução (Guerreiro, 1998), não havendo assim uma probabilidade tão grande de um evento desfavorável na época de reprodução ou da fixação das larvas afectar o recrutamento. Por outro lado, o facto dos indivíduos maiores (possíveis reprodutores) serem retirados poderá aumentar o sucesso do recrutamento, ao aumentarem áreas disponíveis para a fixação das larvas. De facto, os indivíduos maiores poderão alimentar-se das larvas que se tentam estabelecer no sedimento (Green, 1957), ou porque as larvas podem não conseguir estabelecer-se nos locais onde os adultos se encontram pois podem não conseguir competir com os adultos por espaço e por comida. Uma relação inversa entre o número de adultos de berbigão e as suas larvas encontrados numa mesma área já foi demonstrada (e.g. Andre & Rosenberg, 1991).

Para além disto os indivíduos que não são recolhidos durante a apanha poderão ver alterada a sua distribuição vertical no sedimento, estando sujeitos a sofrer danos físicos que poderão afectar a sua capacidade de se voltarem a enterrar. Tornando-os mais susceptíveis à predação tanto por aves como por peixes e ou caranguejos, (e.g. Robinson & Richardson, 1998; Coffen-Smout & Rees, 1999, Gaspar *et al.*, 2003).

4.4.3 ALTERAÇÕES NA DISPONIBILIDADE DE PRESAS E DO COMPORTAMENTO ALIMENTAR DAS AVES

Apesar da apanha ter alterado a distribuição vertical dos invertebrados presentes no sedimento, passados quinze dias ocorreu uma recuperação, tanto da densidade como da biomassa. Provavelmente esta recuperação deveu-se à migração vertical dos invertebrados, uma vez que a densidade de invertebrados na última fatia de sedimento, na zona intervencionada, aumentou aquando da intervenção e após quinze dias esta diferença já não

era significativa. Também a colonização das áreas remexidas por invertebrados presentes nas áreas adjacentes, pode ter contribuído para a recuperação.

Parece que alguma da diminuição registada corresponde a um enterramento ou soterramento dos invertebrados. É interessante verificar que entre as espécies que justificaram até 50% da dissimilaridade encontrada entre as zonas controlo *versus* remexidas, não se encontra a lambujinha, a espécie alvo de apanha, por causa da baixa abundância.

As fracções de sedimento superiores foram mais afectadas que as fracções de sedimento mais profundas, pois ao fim de quinze dias ainda eram significativas as diferenças, de biomassa e densidade de invertebrados, entre as áreas controlo e remexidas (Tabela 4 e Tabela 6). Por essa razão, as espécies de aves que, pelo tamanho do seu bico ou pela forma, apenas têm acesso às fracções de sedimento mais superficiais (tais como *R. avosetta*, *T. totanus*, *C. alpina*, *P. squatarola*, *C. canutus* e *Charadrius sp.*) sofreram uma redução na densidade e biomassa de presas disponíveis. No entanto, para a maioria destas aves a redução na disponibilidade de presas foi mais afectada em densidade, que em biomassa, sendo que, em última análise, é a biomassa das presas (ou o seu valor energético) e não a sua densidade o que condiciona o *fitness* das aves (Goss-Custard *et al.*, 2006b). No entanto, não foram detectadas diferenças nas taxas de alimentação para as limícolas cujo comportamento alimentar foi avaliado (Tabela 9). O facto de não ter sido detectada uma diferença na taxa de alimentação das aves poderá estar relacionado com o facto de na maioria das aves limícolas o consumo energético máximo estar limitado pelo tempo de procura e manuseamento das presas (Piersma *et al.*, 1995; Goss-Custard *et al.*, 2006b), atingindo uma assíntota (consumo máximo) a uma densidade de presas relativamente baixa (cerca de 150 presas/m²) (Goss-Custard *et al.*, 2006b). Assim, apesar de terem sido detectadas diferenças nas densidades de presas disponíveis para *T. totanus* e *R. avosetta* estes valores encontram-se acima da de 150 presas/m², sendo natural que não se encontrem diferenças nas taxas de alimentação, para estas espécies.

Para além de reduzir a densidade de presas, o remexer do sedimento resultante da apanha de lambujinha, pode também obscurecer pistas visuais e tácteis afectando a

detectabilidade das presas (Shepherd & Boates, 1999; Masero *et al.*, 2005). No entanto, os resultados parecem indicar que a diminuição da densidade de presas, e a possível influencia do remexer dos sedimentos na sua detectabilidade, resultante da apanha de lambujinhas, não é suficiente para fazer diminuir as taxas de alimentação das aves limícolas estudadas.

5. CONCLUSÕES GERAIS

Neste trabalho é realizada pela primeira vez uma avaliação da intensidade das actividades de apanha manual de bivalves e outros invertebrados que decorrem durante a baixa-mar no estuário do Tejo, e dos possíveis impactos que esta actividade poderá ter na comunidade de aves limícolas que utiliza este estuário.

Os níveis de exploração de lambujinha no estuário do Tejo são reduzidos, sendo na maioria das vezes inferiores à predação desta espécie pela comunidade de aves limícolas. Adicionalmente, os tamanhos capturados pelos mariscadores são maiores do que os consumidos pelas aves, não ocorrendo uma competição directa entre o Homem e as aves pelo mesmo recurso.

As perdas de habitat temporárias calculadas, resultantes da presença de mariscadores nas áreas de alimentação das aves, foram reduzidas, mesmo considerando cada estação do ano isoladamente. Para além disso, estas perdas de habitat de alimentação conduziram a um aumento da densidade de aves nas áreas não perturbadas muito abaixo dos valores para os quais os fenómenos de interferência conduzem a reduções nas suas taxas de alimentação.

Ocorreram alterações na comunidade macrobentónica nos locais onde a actividade de apanha de lambujinha foi efectuada e um conseqüente decréscimo das espécies presa das limícolas. Contudo, para as espécies de aves em que o comportamento alimentar foi avaliado, não foram detectadas diferenças nas taxas de alimentação.

Os três potenciais impactos analisados não afectaram significativamente a comunidade de limícolas que utiliza o estuário do Tejo. Contudo, em alguns locais mais próximos da costa e de fácil acesso, estes efeitos podem ser um pouco mais elevados, mas continuam a ocorrer no estuário grandes áreas que são pouco exploradas pelos mariscadores (Figura 5), permitindo à comunidade de limícolas satisfazer os seus requisitos energéticos.

A metodologia apresentada neste trabalho é de fácil aplicabilidade, podendo ser muito útil para analisar a problemática das actividades de apanha de bivalves e outros

invertebrados que decorrem durante a baixa-mar, não apenas do ponto de vista de conservação das aves, mas também dos recursos, e em especial, em situações em que a apanha de determinados bivalves ou invertebrados, apesar de proibida, seja uma actividade recorrente e não existam dados oficiais sobre as suas capturas. Pode também ser utilizada como uma alternativa aos recentes modelos comportamentais que tem por base a maximização do *fitness* do indivíduo (Stillman *et al.*, 2000b), que continuam a necessitar de um grande conjunto de informações base para serem aplicados.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andre, C. & R. Rosenberg (1991). Adult-larval interactions in the suspension-feeding bivalves *Cerastoderma edule* and *Mya arenaria*. *Marine Ecology Progress Series*, 71 (3): 227-234.
- Atkinson, P.W., Clark, N.A., Bell, M.C., Dare, P.J., Clark, J.A. & P.L. Ireland (2003). Changes in commercially shellfish stocks and shorebird populations in the Wash, England. *Biological Conservation*, 114: 127-141.
- Baeta, F., Pinheiro, A., Corte-Real, M., Costa, J.L., Almeida, P.R., Cabral, H. & M.J. Costa (2005). Are the fisheries in the Tagus estuary sustainable? *Fisheries research*, 76: 243-251.
- Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P, Albaret, J.J., Chong Ving Ching., Day, J.W., Elliot, M., Fonseca, M.S., Hoss, D.E., Orensanz, J., Potter, I.C. & W. Silvert (2000). Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 590-602.
- Blumstein, D.T. (2006). Developing an evolutionary ecology of fear: How life history and natural history traits affect disturbance tolerance in birds. *Animal Behaviour*, 71: 389-399.
- Blumstein, D.T., Fernandez-Juricic, E., Zollner, P.A. & S.G. Garity (2005). Inter-specific variation in avian responses to human disturbance. *Journal of Applied Ecology*, 42: 943-953.
- Boer, W.F. & F.A. Longamane (1996). The exploitation of intertidal food resources in Inhaca bay, Mozambique, by shorebirds and humans. *Biological Conservation*, 78: 295-303.

- Bray, J.R. & J.T. Curtis (1957). An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 325-349.
- Brown, B. & W.H. Wilson Jr. (1997). The role of commercial digging of mudflats as an agent for change of infaunal intertidal populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 218: 46-61.
- Burton, N.H., Armitage, M.J.S., Musgrove, A.J. & M.M. Rehfisch (2002). Impacts of Man-made landscape features on numbers of estuarine waterbirds at low tide. *Environmental Assessment*, 30 (6): 857-864.
- Cabral, H., Costa, M.J. & J.P. Salgado (2001). Does the Tagus estuary fish community reflect environmental change? *Climate Research*, 18: 119-126.
- Camphuysen, C.J., Berrevoets, C.M., Cremers, H.J.W.M., Dekinga, A., Dekker, R., Ens, B.J., Van der Have, T.M., Kats, R.K.H., Kuiken, T., Leopold, M.F., Van de Meer, J. & T. Piersma (2002). Mass mortality of common eiders (*Somateria molissima*) in the Dutch Wadden Sea, winter 1999/2000: starvation in a commercially exploited wetland of international importance. *Biological Conservation*, 106: 303-317.
- Clarke, K.R. & R.N. Gorley (2001). *PRIMER v5: User Manual/ Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth.
- Clarke, K.R. & R.M. Warwick (1994). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- Castro, M. & A. Perez-Hurtado (1996). Estudio preliminar sobre la dieta de pollos y adultos del Chortilejo patinegro *Charadrius alexandrinus* en el Parque Natural Bahía de Cádiz (SO España). *Airo*, 7: 58-62.

- Coffen-Smout, S.S. & E.I.S. Rees (1999). Burrowing behaviour and dispersion of cockles *Cerastoderma edule* L. following simulated fishing disturbance. *Fisheries Research*, 40: 65-72.
- Collie, J.S., Hall, S.J., Kaiser, M.J. & I.R. Poiner (2000). A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *Journal of Animal Ecology*, 69: 785-798.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farberk, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Suttonkk, P. & M. van den Belt (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.
- Cramp, S. & K. Simmons (1983). Waders to Gulls. In: *Handbook of birds of Europe and the Middle East and North Africa*, vol. 3. Oxford University Press, Oxford.
- Davidson, P.E. (1971). Some foods taken by waders in Morecambe Bay, Lancashire. *Bird Study*, 18: 177-186.
- Davidson, N.C. & P.I. Rothwell (1993). Disturbance to waterfowl on estuaries: conservation and coastal management implications of current knowledge. *Wader Study Group Bulletin.*, 68: 97-105.
- Dierschke, V., Kube, J., Probst, S. & U. Brenning (1999). Feeding ecology of dunlins *Calidris alpina* staging in the southern Baltic Sea, 1. Habitat use and food selection. *Journal of Sea Research*, 42: 49-64.
- Durell, S.E.A., Stillman, R.A., Caldow, R.W.G., McGroarty, S., West, A.D. & J. Humphreys (2006). Modelling the effect of environmental change on shorebirds: A case study on Poole Harbour, UK. *Biological Conservation*, 131: 459-473.
- Elliot, M. & D.S. McLusky (2002). The need for definitions in understanding estuaries. *Estuaries, Coastal and Shelf Science*, 55: 815-827.

- Ens, B.J. (2006). The conflict between shellfisheries and migratory waterbirds in the Dutch Wadden Sea. *Waterbirds around the world*. Eds. G.C. Boer, C.A. Galbraith & D.A. Stroud. The Stationery Office, Edinburgh. pp. 806-811.
- ESRI, (1999). *ArcView 3.2 Computer Software*. Environmental Systems Resource Institute Inc.
- Ewel, K.C., Cressa, C., Kneib, R.T., Lake, P.S., Levin, L. A., Palmer, M.A., Snelgrove, P. & D. H. Wall (2001). Managing Critical Transition Zones. *Ecosystems*, 4: 452-460.
- Ferns, P.N., Rostron, D.M. & H.Y. Siman (2000). Effects of mechanical cockle harvesting on intertidal communities. *Journal of Applied Ecology*, 37: 464-474.
- Fitzpatrick, S. & B. Bouchez (1998). Effects of recreational disturbance on the foraging behaviour of waders on a rocky beach. *Bird Study*, 45: 157-171.
- Frid, A. & L. Dill (2002). Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology*, 6 (1): 11-26.
- Gaspar, M.B., Leitão, F., Roque C. & C.C. Monteiro (2003). Impacte da pesca de berbigão com draga de mão e faca de mariscar sobre a comunidade macrobentónica da Ria Formosa. *Relatórios Científicos Técnicos IPIMAR*, Série digital (<http://ipimar-iniap.ipimar.pt>) n.º 1, 23pp.
- Gill, J.A., Norris, K. & W.J. Sutherland (2001). Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological Conservation*, 97: 265-268.

- Granadeiro, J.P., Dias, M.P., Martins, R.C. & J.M. Palmeirim (2006). Variation in numbers and behaviour of waders during the tidal cycle: implications for the use of estuarine sediment flats. *Acta Oecologica*, 29: 293-300.
- Granadeiro, J.P., Santos, C.D., Dias, M.P. & J.P. Palmeirim (2007). Environmental factors drive habitat partitioning in birds feeding in intertidal flats: implications for conservation. *Hydrobiologia*, 587: 291-302.
- Goss-Custard, J.D., Jones, R.D. & P.E. Newbery (1977). The ecology of the Wash I. Distribution and diet of wading birds (Charadrii). *Journal of Applied Ecology*, 14:681-700.
- Goss-Custard, J.D., Stillman, R.A., West, A.D., Caldow, R.W.G., Triplet, P., Durell, S.E.A.V. & S. McGroarty (2004). When enough is not enough: shorebirds and shellfishing. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 271:233-237.
- Goss-Custard, J.D., Triplet, P., Sueur, F. & A.D. West (2006a). Critical thresholds of disturbance by people and raptors in foraging wading birds. *Biological Conservation*, 127: 88-97.
- Goss-Custard, J.D., West, A.D., Yates, M.G., Caldow, W.G., Stillman, R.A., Bardsley, L., Castilla, J., Castro, M., Dierschke, V., Durell, S.E.A., Le Vit, Eichhorn, G., Ens, B.J., Exo, K.M., Udayangani-Fernando, P.U., Ferns, P.N., Hockey, P.A.R., Gill, J.A., Johnstone, I., Kalejta-Summers, B., Masero, J.A., Moreira, F., Nagarajan, R.V., Owens, I.P.F., Pacheco, C., Perez-Hurtado, A., Rogers, D., Scheiffarth, G., Sitters, H., Sutherland, W.J., Triplet, P., Worrall, D.H., Zharikov, Y., Zwarts, L. & R.A. Pettifor (2006b). Intake rates and the functional response in shorebirds (Charadriiformes) eating macro-invertebrates. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81: 501-529.
- Green, J. (1957). The growth of *Scrobicularia plana* (Da Costa) in the Gwendraeth estuary. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 36: 41-47.

- Guerreiro, J. (1998). Growth and production of the bivalve *Scrobicularia plana* in two southern European estuaries. *Vie Milieu*, 48(2): 121-131.
- Hughes, R.N. (1970). Population dynamics of the bivalve *Scrobicularia plana* (da Costa) on an intertidal mudflat in North Wales. *Journal of Animal Ecology*, 39: 333-356.
- Kaiser, M.J., Broad, G. & S.J. Hall (2001). Disturbance of intertidal soft-benthic communities by cockle hand raking. *Journal of Sea Research*, 45: 119-130.
- Kam, J., Ens, B., Piersma, T., & L. Zwarts (2004). *Shorebirds: An illustrated behavioural ecology*. KNNV Publishers, Utrecht.
- Lafferty, K.D. (2001). Disturbance to wintering western snowy plovers. *Biological conservation*, 101: 315-325.
- Leitão, D., Catry, P., Costa, H., G.L. Elias, G.L. & L.M. Reino (1998). *As aves do Estuário do Tejo*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Levin, L.A., Donald, F.B., Covich, A., Dahm, C., Erseus, C., Ewel, K.C., Kneib, R.T., Moldenke, A., Palmer, M.A., Snelgrove, P., Strayer, D. & J. M. Weslawski (2001). The function of Marine Critical Transition Zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems*, 4: 430-451.
- Lopes, R.J., Cabral, J.A, Múrias, T. & J.C. Marques (1998). Contribuição para o conhecimento da dieta de Pilrito-comum *Calidris alpina* e da Tarambola-cinzenta *Pluvialis squatarola* no estuário do Mondego. *Airo*, 9: 27-32.
- Lourenço, P., Granadeiro, J.P. & J.M. Palmeirim (2005). Importance of drainage channels for waders foraging on tidal flats: relevance for the management of estuarine wetlands. *Journal of Applied Ecology*, 42: 477-486.

- Masero, J.A. (2003). Assessing alternative anthropogenic habitats for conserving waterbirds: salinas as buffer areas against the impact of natural habitat loss for shorebirds. *Biodiversity and Conservation*, 12: 1157- 1173.
- Masero, J.A., Castro, M., Estrella, S.M. & A. Pérez-Hurtado (2005). Evaluating impacts of shellfish and baitworm digging on bird populations: short-term negative effects on the availability of the mudsnail *Hydrobia ulvae* to shorebirds. *Biodiversity and Conservation*, 00: 1-11.
- Masero, J.A., Perez-Gonzalez, M., Basadre, M. & M. Otero-Saavedra (1999). Food supply for waders (Aves: Charadrii) in an estuarine area in the Bay of Cádiz (SW Iberian Peninsula). *Acta Oecologica*, 20: 429-434.
- McLusky, D. (1981). *The Estuarine Ecosystem*. Tertiary Level Biology. Blackie, Glasgow.
- McLusky, D.S. & M. Elliot (2004). *The Estuarine Ecosystem. Ecology, Threats and Management*. Oxford University Press, Oxford.
- Moreira, F. (1994a). Diet, prey-size selection and intakes rates of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* feeding on mudflats. *Ibis*, 136: 349-355.
- Moreira, F. (1994b). Diet and feeding rates of knots *Calidris canutus* in the Tagus estuary (Portugal). *Ardea*, 82: 133- 136.
- Moreira, F. (1995a). A utilização das zonas entre-marés do estuário do Tejo por aves aquáticas e suas implicações para os fluxos de energia na teia trófica estuarina. Tese de Doutoramento, Universidade de Lisboa
- Moreira, F. (1995b). The winter feeding ecology of avocets *Recurvirostra avosetta* on intertidal areas II. Diet and feeding mechanisms. *Ibis*, 137: 99-108.

- Moreira, F. (1996). Diet and feeding behaviour of grey plovers *Pluvialis squatarola* and Redshank *Tringa totanus* in a Southern European estuary. *Ardeola*, 43:145-156.
- Moreira, F. (1997). The importance of shorebirds to energy fluxes in a food web of a south European estuary. *Estuarine, Coastal and Shellfish Science*, 44:67-78.
- Moreira, F. (1999). On the use by birds of intertidal areas of the Tagus estuary: implications for management. *Aquatic Ecology*, 33:301-309.
- Mori, Y., Sodhi, N.S., Kawanishi, S. & S. Yamagishi (2001). The effect of human disturbance and flock composition on the flight distances of waterfowl species. *Journal of Ethology*, 19: 115-119.
- Norris, K., Bannister, R.C.A. & P.W. Walker (1998). Changes in the number of oystercatchers wintering in the Burry inlet in relation to the biomass of cockles and its commercial exploitation. *Journal of Applied Ecology*, 35: 75-85.
- Perez-Hurtado, A., Goss-Custard, J.D. & F. Garcia (1997). The diet of wintering waders in Cadiz Bay, southwest Spain. *Bird Study*, 44: 45-52.
- Piersma, T., Gils, J., Goeij, P. & J. Meer (1995). Holling's functional response model as a tool to link the food-finding mechanism of a probing shorebird with its spatial distribution. *Journal of Applied Ecology*, 64: 493-504.
- Piersma, T., Koolhaas, A., Dekinga, A., Beukema, J.J., Dekker, R. & K. Essink (2001). Long-term indirect effects of mechanical cockle-dredging on intertidal bivalve stocks in the Wadden Sea. *Journal of Applied Ecology*, 38: 976-990.
- Robinson, R.F. & C.A. Richardson (1998). The direct and indirect effects of suction dredging on a razor clam (*Ensis arcuatus*) population. *ICES Journal of Marine Sciences*, 55: 970-977.

- Rodrigues, A.M., Meireles, S., Pereira, T., Gama, A. & V. Quintino (2006). Spatial patterns of benthic macroinvertebrates in intertidal areas of a southern European estuary: the Tagus, Portugal. *Hydrobiologia*, 555: 99-113.
- Santos, C.D., Granadeiro, J.P. & J.M. Palmeirim (2005). Feeding ecology of dunlin *Calidris alpina* in a southern European estuary. *Ardeola*, 52 (2):235:252.
- Scheiffart, G. (2001). The diet of bar-tailed godwits *Limosa lapponica* in the Wadden Sea: Combining visual observations and faeces analyses. *Ardea*, 89: 481-493.
- Shepherd, P.C.F & J.S. Boates (1999). Effects of a commercial baitworm harvest on Semipalmated Sandpipers and their prey in the Bay of Fundy Hemispheric Shorebird Reserve. *Conservation Biology*, 13 (2): 347-356.
- Smit, C.J. & T Piersma (1989). Numbers, Midwinter Distribution and Migration of Wader Populations Using the East Atlantic Flyway. in Boyd, H. & J. Y. Pirot (Eds.). *Flyway and Reserve Networks for Wader Birds*. I.W.R.B. Special Publication 9. Slimbridge.
- Smit, C. & J.M. Visser (1993). Effects of disturbance on shorebirds: a summary of existing knowledge from the Dutch Wadden Sea and Delta area. *Wader Study Group Bulletin*, 68: 6-19.
- Sola, J.C. (1997). Reproduction, population dynamics, growth and production of *Scrobicularia plana* Da Costa (Pelecypoda) in the Bidasoa estuary, Spain. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 30(4): 283-296-
- Stillman, R.A., Caldow, R.W.G., Goss-Custard, J.D. & M.J. Alexander (2000a). Individual variation in intake rate: the relative importance of foraging efficiency and dominance. *Journal of Animal Ecology*, 69: 484-493.

- Stillman, R.A., Goss-Custard, J.D., West, A.D., Le V. Dit Durell, S.E.A., Caldow, R.W.G., McGrorty, S. & T. Clarke (2000b). Predicting mortality in novel environments: tests and sensitivity of a behaviour-based model. *Journal of Applied Ecology*, 37: 564-588.
- Stillman, R.A., Goss-Custard, J.D., West, A.D., Le V. Dit Durell, S.E.A., Mcgrorty, S., Caldow, R.W.G., Norris, K.J., Johnstone, I.G., Ens, B.J., Van der Meer, J. & P. Triplet (2001). Predicting shorebird mortality and population size under different regimes of shellfishery management. *Journal of Applied Ecology*, 38: 857-868.
- Stillman, R.A., West, A.D., Goss-Custard, J.D., Caldow, R.W.G., Mcgrorty, S., Le V. Dit Durell, S.E.A., Yates, M.G., Atkinson, P.W., Clark, N.A., Bell, M.C., Dare, P.J. & M. Mander (2003). An individual behaviour-based model can predict shorebird mortality using routinely collected shellfishery data. *Journal of Applied Ecology*, 40: 1090-1101.
- Stroud, D., Davidson, N., West, R., Scott, D.A., Haanstra, L., Thorup, O., Ganter, B. & S. Delaney (2004). Status of migratory wader populations in Africa and Western Eurasia in the 1990s. *International Wader Studies*, 15: 1-259.
- Thomas, K., Kvitek, R.G. & C. Bretz (2003). Effects of human activity on the foraging behaviour of sanderlings *Calidris alba*. *Biological Conservation*, 109: 67-71.
- Triplet, P., Stillman, R.A. & J.D. Goss-Custard (1999). Prey abundance and the strength of interference in a foraging shorebird. *Journal of Animal Ecology*, 68: 254-265.
- Vahl, W.K., van der Meer, J., Weissing, F.J., van Dullemen, D., & T. Piersmaa (2005). The mechanisms of interference competition: two experiments on foraging waders. *Behavioral Ecology*, 16: 845-855.

- Verdelhos, T., Neto, J.M., Marques, J.C. & M.A. Pardal (2005). The effect of eutrophication abatement on the bivalve *Scrobicularia plana*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 63: 261–268.
- Vives, P.T. (1996). *Monitoring Mediterranean Wetlands. A methodological guide*. MedWet Publication Wetlands International, Slimbridge UK & ICN, Lisboa.
- West, A.D. & R.W.G. Caldow (2006). The development and use of individual-based models to predict the effects of habitat loss and disturbance on waders and waterfowl. *Ibis*, 148: 158-168.
- West, A.D., Goss-Custard, J.D., McGrorty, S., Stillman, R.A., le V. dit Durell, S. E. A., Stewart, B., Walker, P., Palmer, D.W. & P.J. Coates (2003). The Burry shellfishery and oystercatchers: using a behaviour-based model to advise on shellfishery management policy. *Marine Ecology Progress Series*, 248: 279–292.
- West, A.D., Goss-Custard, J.D., Stillman, R.A., Caldow, R.W.G., le V. dit Durell, S.E.A. & S. McGrorty (2002). Predicting the impacts of disturbance on shorebird mortality using a behaviour-based model. *Biological Conservation*, 106: 319–328.
- West, A.D., Goss-Custard, J.D., le V. dit Durell, S.E.A. & R.A. Stillman (2005). Maintaining estuary quality for shorebirds: towards simple guidelines. *Biological Conservation*, 123: 211-224.
- West, A.D., Yates, M.G., S. McGrorty & R.A. Stillman (2007). Predicting site quality for shorebird communities: A case study on the Wash embayment, UK. *Ecological Modelling*, 202:527-539.
- Worrall, D.H. (1984). Diet of dunlin *Calidris alpina* in the Severn estuary. *Bird study*, 31: 203-212.

- Yasué, M. (2006). Environmental factors and spatial scale influence shorebirds' response to human disturbance. *Biological Conservation*, 128: 47-54.
- Yates, M.G., Stillman, R.A. & J.D. Goss-Custard (2000). Contrasting interference functions and foraging dispersion in two species of shorebird (Charadrii). *Journal of Animal Ecology*, 69: 314-322.
- Zwarts, L & A.M. Blomert (1992). Why knot *Calidris canutus* take medium-sized *Macoma balthica* when six prey species are available. *Marine Ecology Progress Series*, 83: 113-128.
- Zwarts, L. & J.H. Wanink (1993). How the food supply harvestable by waders in the Wadden Sea depends on the variation in energy density, body weight, biomass, burying depth and behaviour of tidal-flat invertebrates. *Netherlands Journal of Sea Research*, 31(4): 441-476.
- Zwarts, L., Blomert, A.M., Spaak, P. & B. de Vries (1994). Feeding radius, burying depth and siphon size of *Macoma balthica* and *Scrobicularia plana*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 183: 193-212.

7. ANEXOS

Tabela A.I – Equações utilizadas para determinar a biomassa dos invertebrados. PSSC - Peso seco sem cinzas (mg); CC- Comprimento da concha (mm); CT- Comprimento total (mm), CM- comprimento da mandíbula (mm), CSS- comprimento à superfície do sifão (mm), C₃- comprimento do *protostomium*, *peristomium* e do primeiro *setigerous* (mm). n - número de amostras; R²- coeficiente de correlação; n.p.- dados não publicados.

Espécie	Equação	n	R ²	Local	Autor
<i>S. plana</i> ≥ 10 mm	PSSC=0,008 CC ^{2,87}	158	>0,99	Wadden	Zwarts & Blomert, 1992
<i>S.plana</i> e <i>Abra</i> sp. < 10 mm	PSSC=0,013 CC ^{2,23}	17	0,97	Tejo	Santos <i>et al.</i> , 2005
Sifões de <i>S.plana</i>	CSS=(0,9CC + 14)10	75	0,49	Wadden	Zwarts <i>et al.</i> , 1994
	log(0,842PSSC)=1,03 logCSS-0,783	29	0,48	Tejo	Moreira, 1996
<i>Hydrobia ulvae</i>	PSSC=0,0154CC ^{2,61}	28	0,92	Tejo	Santos <i>et al.</i> , 2005
<i>Hediste diversicolor</i>	CT=21,422C ₃ ^{1,4538}	73	0,93	Tejo	Lourenço (n.p.)
	CT=40.173CM-3.4225	41	0,98	Cádiz	Masero <i>et al.</i> , 1999
	LnPSSC=2,208 lnCT/10-0,898	3586	>0,99	Wadden	Zwarts & Wanink, 1993
<i>Alkamaria ramniji</i>	PSSC=0,0159	44	-	Tejo	Santos (n.p.)
<i>Tharyx</i> sp.	PSSC=0,0448	415	-	Tejo	Santos (n.p.)
<i>Streblospio shrubsolii</i>	PSSC=0,0256	4044	-	Tejo	Martins e Dias (n.p.)
Oligoquetas	PSSC=0,0262	7327	-	Tejo	Martins e Dias (n.p.)
<i>Cyathura carinata</i>	PSSC=10 ^{((2,5003*log CT)-5,6345)}	213	0,99	Tejo	Martins e Dias (n.p.)
Nematoda	PSSC=0,0014	74	-	Tejo	Santos (n.p.)

Tabela A.II – Presas disponíveis para cada espécie de ave. São indicadas as fatias de sedimento acessíveis (cm), as presas e os tamanhos consumidos.

Espécie	Fatia (cm)	Presas consumidas	Autores	Local
<i>C. alpina</i>	1, 2 e 3	<i>Abra</i> sp. (2-12,5 mm),	Goss-Custard <i>et al.</i> , 1977	Wash
		<i>S.plana</i> (2-12,5 mm),	Moreira, 1995a	Tejo
		<i>H. ulvae</i> (< 4mm)	Worral, 1984	Severn
		<i>H. diversicolor</i> (<65 mm)	Dierschke <i>et al.</i> , 1999	Baltico
		e sífões	Santos <i>et al.</i> , 2005	Tejo
		Lopes <i>et al.</i> , 1998	Mondego	
<i>R. avosetta</i>	1 e 2	Todas as espécies	Moreira, 1995b	Tejo
<i>L. limosa</i>	1, 2, 3, 4, 5 e 6	<i>H. diversicolor</i> (> 20 mm) e	Perez-Hurtado <i>et al.</i> , 1997	Cádiz
		<i>S. plana</i> (10 - 20 mm)	Moreira, 1994a	Tejo
<i>P. squatarola</i>	1, 2 e 3	<i>H. diversicolor</i> (> 20 mm),	Goss-Custard <i>et al.</i> , 1977	Wash
		<i>H. ulvae</i> (< 3.1 mm) e	Lopes <i>et al.</i> , 1998	Mondego
		sífões	Perez-Hurtado <i>et al.</i> , 1997	Cádiz
			Moreira, 1996	Tejo
<i>T. totanus</i>	1, 2,3,4 e 5	<i>H. diversicolor</i> (18–85 mm)	Goss-Custard <i>et al.</i> , 1977	Wash
		<i>H. ulvae</i> <4 mm e	Davidson, 1971	Lacanshire
		sífões	Perez-Hurtado <i>et al.</i> , 1997	Cádiz
			Moreira, 1996	Tejo
<i>L. lapponica</i>	1, 2, 3, 4, 5 e 6	<i>H. diversicolor</i> (> 20mm)	Goss-Custard <i>et al.</i> , 1977	Wash
			Perez-Hurtado <i>et al.</i> , 1997	Cádiz
			Scheiffarth, 2001	Wadden
<i>C. hiaticula</i>	1, 2	<i>H. ulvae</i> (< 5 mm) e	Lourenço (n.p.)	Tejo
		<i>H. diversicolor</i> (< 88 mm)	Perez-Hurtado <i>et al.</i> , 1997	Cadiz
<i>C. alba</i>	1, 2 e 3	<i>H.diversicolor</i> (< 11 mm)	Masero, 2003	Cadiz
<i>C. canutus</i>	1, 2 e 3	<i>Abra</i> sp. (6-17 mm),	Davidson, 1971	Lacanshire
		<i>S. plana</i> (6-17 mm)e	Goss-Custard <i>et al.</i> , 1977	Wash
		<i>H.ulvae</i> (< 3,5 mm)	Moreira, 1994b	Tejo
			Zwarts & Blomert, 1992	Wadden
<i>C. alexandrinus</i>	1, 2	<i>H. ulvae</i> (< 5 mm) e	Castro & Perez-Hurtado,1996	Cadiz
		<i>H. diversicolor</i> (< 88 mm)	Lourenço (n.p.)	Tejo