

Universidade de Lisboa
Faculdade de Ciências
Departamento de Biologia Animal



**Caracterização das cadeias tróficas de zonas húmidas
costeiras na rota migratória de aves limícolas: uma
análise isotópica**

Joana Sofia dos Santos Costa

Dissertação
Mestrado em Biologia da Conservação
2013

Universidade de Lisboa
Faculdade de Ciências
Departamento de Biologia Animal



**Caracterização das cadeias tróficas de zonas húmidas
costeiras na rota migratória de aves limícolas: uma
análise isotópica**

Joana Sofia dos Santos Costa

Dissertação
Mestrado em Biologia da Conservação

Orientadores:
Doutora Teresa Catry
Professor Doutor Henrique Cabral

2013

Esta tese de mestrado foi desenvolvida no âmbito do Projeto: “Elos invisíveis: desvendando a origem de aves limícolas migradoras através de marcadores biogeoquímicos”, da responsabilidade da Fundação da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa e financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (PTDC/MAR/119920/2010).



Agradecimentos

Gostaria de agradecer a todos os que contribuíram para a realização desta tese de mestrado:

Especialmente à minha orientadora, Dra. Teresa Catry, por ter orientado esta tese de mestrado e por todo o apoio que me deu ao longo do último ano. Obrigada pela ajuda bibliográfica, pelas críticas, sugestões, revisões e por teres arranjado sempre um tempo para mim. Sem dúvida aprendi imenso!

Ao meu orientador, Dr. Henrique Cabral, pela disponibilidade, ajuda e revisões.

A toda a equipa do projeto, Dr. Pedro Lourenço, Dr. José Pedro Granadeiro, Dr. José Alves e Camilo Carneiro, pela ajuda no trabalho de campo no estuário do Tejo e Banc d'Arguin.

Um especial agradecimento ao Camilo por toda a disponibilidade e ajuda no campo e no processamento das amostras, e claro pela companhia! Passar dias sozinha a esmagar hydrobias teria sido uma chatice ;)

Ao grupo da campanha a Marrocos, Dr. Ricardo Lopes, Sara Pardal e Luís Pascoal, pela ajuda na recolha de amostras e por terem partilhado comigo aquela fantástica experiência.

Ao Dr. Hamid Rguibi-Idrissi, do Departamento de Biologia da Universidade de El-Jadida em Marrocos, pelo apoio logístico e utilização das instalações da universidade para processamento de amostras.

Ao director e *staff* do Parc National du Banc d'Arguin pela permissão concedida para realização do trabalho de campo no local e ao Dr. António Araújo (Fondation Internationale du Banc d'Arguin) pelo apoio na logística e aquisição de autorizações para recolher amostras em Banc d'Arguin.

Ao Dr. Theunis Piersma, Dr. Piet van den Hout e Dr. Jan van Gils do Royal Netherlands Institute for Sea Research pela ajuda na logística e colheita de amostras de aves em Banc d'Arguin.

A todos os investigadores do Centro de Oceanografia da FCUL que me permitiram utilizar as suas instalações e material. Um especial agradecimento à Dra. Susana França pela ajuda nos protocolos de amostragem e processamento de amostras.

Ao Rodrigo Maia por toda a disponibilidade e ajuda na análise de isótopos estáveis.

A todos os voluntários nas campanhas de anilhagem.

Aos amigos com quem tive o prazer e a sorte de partilhar estes últimos 6 anos na FCUL. Espero que possamos continuar a reunir-nos durante muito mais tempo!

E claro, eu disse que tinhas direito, Miguel Guerreiro, o meu especial agradecimento por toda a ajuda no trabalho de campo, aquelas saídas ficam para a história! Acabaste por ser o meu consultor nos isótopos estáveis e tornaste as amostragens muito menos aborrecidas (mas não menos perigosas...).

Ao meu pessoal, obrigada por todo o apoio e compreensão demonstrada durante esta última fase. O resto nem preciso de referir, vocês sabem o quão importantes têm sido durante os últimos 3,7, 8,9 ou 20 anos!

Ao Amílcar, por toda a ajuda, paciência (sim, muita paciência) e compreensão durante esta etapa. Sem ti teria sido um pouco mais difícil :) E acredito que ficaste apto para escrever uma tese de mestrado!

Por último, a toda a minha família que sempre me apoiou, especialmente os meus pais. Sem vocês não teria chegado aqui :)

Resumo

Nas últimas décadas foram registados declínios em muitas populações de aves limícolas pertencentes à rota migratória do Atlântico-Este. A descrição da estrutura e funcionamento das cadeias tróficas e a compreensão do papel das limícolas nas zonas húmidas costeiras, a uma larga escala geográfica, pode ser relevante para a previsão dos impactos nas suas populações, em resultado das alterações globais nos ecossistemas que estas ocupam. Neste estudo, foi utilizada a análise de isótopos estáveis de carbono e azoto ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) como ferramenta para caracterizar as cadeias tróficas de três zonas húmidas costeiras, importantes para as aves limícolas da rota migratória do Atlântico-Este: estuário do Tejo (Portugal), Sidi Moussa (Marrocos) e Banc d'Arguin (Mauritânia). Em cada ecossistema foram amostrados os produtores primários, consumidores, matéria orgânica particulada em suspensão e depositada no sedimento. Cada cadeia trófica foi caracterizada recorrendo a métricas de nicho e, através da análise de modelos mistos, foram identificadas para cada local as principais fontes de matéria orgânica e a contribuição das diferentes presas para a dieta das espécies de aves. Os resultados evidenciam diferenças nos nichos isotópicos das cadeias tróficas dos três locais. O estuário do Tejo apresenta uma variação sazonal e espacial significativa nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ e parece estar sujeito a uma maior influência antropogénica que os outros locais. Banc d'Arguin regista valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais enriquecidos, o estuário do Tejo menos enriquecidos e Sidi Moussa localiza-se numa situação intermédia, resultado de diferenças ao nível das fontes de matéria orgânica em cada sistema. As comunidades de aves limícolas expressam as assinaturas isotópicas das cadeias tróficas nos vários ecossistemas em estudo. O espaço isotópico ocupado pelas comunidades de aves não se sobrepõe, no entanto, em cada sistema, verifica-se a sobreposição do nicho isotópico de muitas das espécies. Apesar de não ter sido possível discriminar de forma fidedigna as principais contribuições de cada presa para muitas espécies de aves, é de realçar a potencial contribuição de larvas de insetos (*Chironomus* spp.) em Sidi Moussa e no estuário do Tejo. As comunidades de aves limícolas são susceptíveis a alterações nas cadeias tróficas e como tal, revela-se essencial aprofundar o conhecimento da estrutura das cadeias tróficas e requisitos destas espécies ao longo das rotas migratórias.

Palavras-chave: aves limícolas; zonas húmidas costeiras temperadas, subtropicais e tropicais; Atlântico-Este; isótopos estáveis; cadeias tróficas.

Abstract

In the last decades, a decline in many of wader populations has been recorded along the East-Atlantic flyway. Describing the structure and functioning of food webs and understanding the role of waders in coastal wetlands, on a wide geographic scale, might be relevant to predict the impacts of global environmental changes on waders' populations. In this study, stable isotope analysis of carbon and nitrogen ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) were used to characterize the food webs of three coastal wetlands, essential for wintering waders of the East-Atlantic flyway: Tagus estuary (Portugal), Sidi Moussa (Morocco) and Banc d'Arguin (Mauritania). Primary producers, consumers, suspended particulate organic matter and sedimentary organic matter were sampled in each ecosystem. Each food web was characterized using niche metrics, and mixed models were used to assess the main sources of organic matter and the contribution of different prey to the diet of wader's species at each site. Our results show significant differences among the isotopic niches of the three studied food webs. The Tagus estuary presents a significant seasonal and spatial variation in $\delta^{15}\text{N}$ values and appears to be subjected to greater anthropogenic influence than the other systems. Banc d'Arguin has more enriched $\delta^{13}\text{C}$ values, Tagus estuary less enriched values and Sidi Moussa shows an intermediate position, as a result of differences in the sources of organic matter in each system. The waders' communities express the isotopic signatures of food webs in each studied ecosystem. The isotopic space occupied by wader communities does not overlap, however, in each system, several species' isotopic niches' overlap. Although the main contributions of each prey for many of the waders' species were not possible to discriminate, we highlight the potential contribution of insect larvae (*Chironomus* spp.) in Sidi Moussa and the Tagus estuary. The communities of waders are susceptible to changes in food webs and as such, it is essential to extend the knowledge of food webs structure and of the requirements of these species along the migratory flyways.

Keywords: waders; temperate, subtropical and tropical coastal wetlands; East-Atlantic; stable isotopes; food webs.

Índice

1. Introdução	1
1.1. Cadeias tróficas de zonas húmidas costeiras	2
1.2. Análise de isótopos estáveis no estudo das cadeias tróficas	4
1.3. Relevância e objetivos do estudo	6
2. Materiais e Métodos	8
2.1. Área de estudo	8
2.1.1. Estuário do Tejo, Portugal.....	8
2.1.2. Sidi Moussa, Marrocos.....	9
2.1.3. Banc d' Arguin, Mauritânia	10
2.2. Recolha de Amostras	12
2.3. Processamento de Amostras	14
2.4. Análise de isótopos estáveis	15
2.5. Análise de dados	15
2.5.1. Métricas isotópicas.....	15
2.5.2. Análise multivariada de variância	18
2.5.3 Contribuição relativa das fontes de matéria orgânica para as cadeias tróficas	19
2.5.4. Estimativas da dieta das comunidades de aves limícolas.....	20
2.5.5. Níveis tróficos	21
3. Resultados.....	22
3.1. Caracterização das cadeias tróficas das três zonas húmidas costeiras.....	22
3.2. Caracterização das comunidades de aves limícolas nas três zonas húmidas costeiras	25
3.3. Estimativas da dieta das comunidades de aves limícolas	34
3.4. Contribuição relativa das fontes de matéria orgânica para os consumidores primários	43
3.5. Variação espacial e temporal na cadeia trófica do estuário do Tejo.....	47
4. Discussão.....	51
4.1. Caracterização das cadeias tróficas das três zonas húmidas costeiras.....	51
4.2. Caracterização das comunidades de aves limícolas das três zonas húmidas costeiras	54
4.3. Variação espacial e temporal na cadeia trófica do estuário do Tejo.....	58

5. Considerações finais	60
6. Referências	62
7. Anexos	69
7.1. Anexo I – Dados isotópicos das cadeias tróficas das três áreas de estudo	69
7.2. Anexo II – Dados isotópicos das espécies de aves de cada comunidade.....	75
7.3. Anexo III – Contribuição relativa das presas para a dieta das aves limícolas	77
7.4. Anexo IV – Contribuição das fontes de matéria orgânica para os consumidores primários	82
7.5. Anexo V – Figuras das áreas de estudo e alguns métodos de amostragem	87

1. Introdução

As aves limícolas (ordem Charadriiformes) são migradoras de longa distância e realizam alguns dos maiores movimentos migratórios conhecidos nos animais. Na rota migratória do Atlântico-Este, reproduzem-se nas regiões do ártico, bem como em áreas boreais e temperadas do hemisfério norte, e invernam majoritariamente em zonas costeiras do oeste da Europa e ao longo da costa ocidental africana (Delany et al. 2009). Ao longo desta rota migratória existem inúmeras zonas húmidas que desempenham um importante papel como locais de *stopover*, ou seja, locais onde as aves efetuam paragens curtas para restabelecer energias durante o período de migração (Delany et al. 2009).

Os ecossistemas estuarinos e outros sistemas tidais são caracterizados por serem dos biomas mais produtivos do mundo (Day et al. 2012) e suportarem processos biogeoquímicos fundamentais ao funcionamento do planeta (Dias & Marques 1999). Proporcionam habitat a um grande número e diversidade de organismos, nomeadamente invertebrados, representando um papel vital no ciclo de vida de inúmeras espécies da ictiofauna e avifauna de todo o mundo. Aqui as aves obtêm refúgio e alimento (Piersma et al. 1993), beneficiando do alto nível de produtividade destes sistemas (Ens et al. 1994). Estas áreas apresentam muitas vezes características geomorfológicas, hidrológicas e ecológicas distintas, que podem ser influenciadas pelo gradiente latitudinal, nomeadamente devido a diferenças ao nível do clima (Day et al. 2012). Os estuários temperados têm sido alvo de muitos estudos ecológicos focados na descrição e interpretação das dinâmicas tróficas (Baeta et al. 2009; Brotas et al. 1995; Cabral & Costa 1999; Drake et al. 2002; François et al. 2008; Rodrigues et al. 2006; Vinagre et al. 2011; Winemiller et al. 2007), mas pouco se sabe ainda sobre a estrutura e funcionamento das cadeias tróficas das zonas húmidas subtropicais ou tropicais (Faye et al. 2011).

As aves limícolas ocupam frequentemente uma posição de topo nas cadeias tróficas e têm um grande impacto predatório nas populações de invertebrados, desempenhando um papel fundamental nos fluxos de massa e energia ao longo das cadeias tróficas (Moreira 1997). Desta forma, podem constituir um bom modelo de estudo para compreender o funcionamento e a estrutura trófica dos ecossistemas onde ocorrem, revelando-se também excelentes indicadores na monitorização de alterações ambientais (Furness & Greenwood 1993). O facto de serem aves migradoras, e

utilizarem várias áreas húmidas durante o seu ciclo de vida (Delany et al. 2009), permite ainda efectuar comparações entre os vários sistemas utilizados, ao longo de um gradiente latitudinal, na perspectiva de um mesmo predador. Grande parte das espécies de aves limícolas apresenta requisitos ecológicos semelhantes e dependem do mesmo tipo de habitats (Kaiser et al. 2005). Desta forma, são comunidades interessantes de estudar também do ponto de vista da partição do nicho, particularmente quando é possível comparar as mesmas comunidades em ecossistemas distintos.

1.1. Cadeias tróficas de zonas húmidas costeiras

Para caracterizar a estrutura trófica de um ecossistema é necessário identificar as fontes de energia e as ligações tróficas entre os indivíduos (Webster et al. 2002). Sistemas aquáticos como estuários ou outras zonas húmidas com influência marinha podem revelar-se bastante complexos. Nestes ecossistemas é frequente ocorrer uma forte ligação ao ambiente terrestre e marinho e as fontes de energia podem depender de ambos os meios, variando de forma temporal e espacial (Deegan & Garrit 1997; Peterson 1999). A produtividade primária está normalmente associada a uma cadeia de detritos, ou seja, a matéria vegetal é decomposta, formando um *pool* de matéria orgânica que vai contribuir para a cadeia trófica (Day et al. 2012). Esta pode ser de diversas origens: microalgas (Currin et al. 1995), macroalgas (Deegan & Garrit 1997), ervas marinhas (por exemplo *Zostera* spp.) ou plantas de sapal (Day et al. 2012). O sapal apresenta uma elevada produtividade primária, sendo a área ocupada por este um fator determinante na sua contribuição de detritos para o sistema (Valiela et al. 2000). Apesar da contribuição das principais fontes de matéria orgânica ser variável, em muitos sistemas parece ocorrer uma mistura de fontes a contribuir para a cadeia detritívora (e.g. Vinagre et al. 2008).

A matéria orgânica particulada (POM) pode também revelar-se importante para a base das cadeias tróficas (Vinagre et al. 2011). Esta pode ser de origem marinha ou terrestre e a sua entrada no sistema influenciada por diversos fatores. Por exemplo, a presença de cursos de água adjacentes pode contribuir para a predominância de influência dulçaquícola ou terrestre, dado que a alteração no fluxo de água doce pode provocar alterações na produtividade primária (Chícharo et al. 2006; Loneragan & Bunn 1999). Fatores intrínsecos de cada estuário, como a amplitude das marés (Deegan &

Garrit 1997; Kwak & Zedler 1997) e o tamanho e características das bacias hidrográficas também afectam a importância das diferentes fontes de matéria orgânica (McClelland & Valiela 1998). Os compostos inorgânicos, derivados de descargas de efluentes, complexos industriais ou fertilizantes agrícolas à base de azoto podem provocar alterações no habitat, na reciclagem de nutrientes e na estrutura da cadeia trófica (Valiela et al. 1997), nomeadamente ao nível dos produtores primários (McClelland & Valiela 1998).

Os ecossistemas tidais são também moldados por um conjunto de variáveis biogeoquímicas que apresentam frequentemente grandes padrões geográficos, nomeadamente padrões latitudinais. Deste modo, os ecossistemas tidais temperados, subtropicais e tropicais podem apresentar características ecológicas distintas (Day et al. 2012). Os sapais ocorrem principalmente em regiões temperadas e boreais, sendo menos frequentes nos trópicos (Ibáñez et al. 2012). Por outro lado, os mangais são predominantes em climas tropicais ou subtropicais. A latitudes mais baixas, a incidência de luz solar é elevada e relativamente constante ao longo do ano, refletindo-se numa elevada e constante produtividade primária. A elevada temperatura provoca também um aumento da salinidade das águas costeiras pouco profundas, com influência na diversidade de fauna e flora das zonas intertidais. Por outro lado, as regiões de clima temperado são caracterizadas por uma sazonalidade na incidência de luz e salinidade. A produtividade primária sofre um declínio nos meses de inverno, devido ao menor ângulo da radiação solar (Kaiser et al. 2005) e diminuição da salinidade, derivada do regime de chuvas (Ibáñez et al. 2012).

As aves limícolas são elementos característicos de praticamente todos os ecossistemas tidais e muitas espécies ocorrem em grandes números nestes locais, tornando-os críticos para a sua sobrevivência (Delany et al. 2009). Nestas áreas, as aves concentram-se nas zonas intertidais compostas por vasa e areia (Burger et al. 1977), alimentando-se de macroinvertebrados presentes no sedimento (Goss-Custard 1977; Santos et al. 2005). As principais presas das aves limícolas são gastrópodes, bivalves, poliquetas e crustáceos (e.g. Dierschke et al. 1999; Durell & Kelly 1990; Goss-Custard 1967; Kaleijta & Hockey 1991; Lourenço et al. 2008; Moreira 1996). A diversidade e abundância de presas podem variar entre regiões e o seu consumo pelas aves limícolas passa por uma selecção de acordo com a disponibilidade de alimento em cada área (Piersma et al. 1993) e diferentes estratégias alimentares (Little 2000). A diversidade de

macroinvertebrados varia com a latitude (Kalejta & Hockey 1991), podendo os trópicos conter uma maior variedade de espécies (Piersma et al. 1993).

1.2. Análise de isótopos estáveis no estudo das cadeias tróficas

A análise de isótopos estáveis (principalmente de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e azoto ($\delta^{15}\text{N}$)) tem sido amplamente utilizada no estudo da ecologia ao nível dos ecossistemas (Michener & Kaufman 2007). Esta ferramenta tem contribuído significativamente para caracterizar e comparar cadeias tróficas em zonas húmidas distintas (Baeta et al. 2009; Deegan & Garrit 1997; Faye et al. 2011; Froneman 2001, 2002; Vinagre et al. 2011; Winemiller et al. 2007), avaliar a influência antropogénica nas cadeias tróficas destes sistemas (McClelland & Valiela 1998) e, mais recentemente, para caracterizar o nicho trófico de comunidades ou espécies (Layman & Allgeier 2011; Martinez del Rio et al. 2009; Quevedo et al. 2009; Vander Zanden et al. 2013) ou determinar a proporção de presas que contribuem para a dieta de uma espécie (Inger et al. 2006; Newsome et al. 2012).

Os isótopos estáveis são átomos de um mesmo elemento que diferem apenas no número de neutrões e, portanto, na sua massa atómica (Hobson 2005a). Estes elementos são energeticamente estáveis e não perdem neutrões, ou seja, não decaem ao longo do tempo (Sulzman 2007). As assinaturas da base das cadeias tróficas variam espacialmente como resultado de vários processos biogeoquímicos e são passados para os diferentes níveis de consumidores através das cadeias tróficas de uma forma previsível (Peterson & Fry 1987). Assim, os rácios isotópicos nos tecidos dos organismos podem ser utilizados para inferir a sua dieta e caracterizar os habitats onde vivem (Inger & Bearhop 2008).

A assinatura de carbono é geralmente utilizada para determinar as fontes de carbono orgânico que suportam as cadeias tróficas, ocorrendo um fracionamento de $0.4\text{‰} \pm 1.3\text{‰}$ da presa para o predador (Post 2002). Através deste isótopo é possível avaliar a dependência da cadeia trófica em relação a fontes de energia marinhas ou terrestres (Paterson & Whitfield 1997), dado que os produtores primários terrestres têm, geralmente, valores inferiores de $\delta^{13}\text{C}$ relativamente aos produtores primários marinhos (Michener & Kaufman 2007). Também é possível distinguir entre plantas com metabolismo fotossintético em C3, C4 ou CAM (Hobson 2005b), apresentando as

últimas duas uma assinatura isotópica de carbono mais enriquecida (Peterson & Fry 1987).

A assinatura isotópica de azoto, cujo fator de fracionamento é de cerca de $3.4\text{‰} \pm 1\text{‰}$, proporciona informação sobre a posição de uma determinada espécie na cadeia trófica (Post 2002). Pode, no entanto, contribuir também para determinar a origem da matéria orgânica em sistemas costeiros, dado que organismos marinhos são mais enriquecidos em $\delta^{15}\text{N}$ que os terrestres (Michener & Kaufman 2007), ou ainda avaliar a influência de compostos inorgânicos à base de azoto uma vez que estes tendem a apresentar valores de $\delta^{15}\text{N}$ mais elevados (Kendall et al. 2007). O fracionamento isotópico do azoto pode ser influenciado por diversos fatores, como o conteúdo de azoto da dieta, condições ambientais, grupo taxonómico e o grupo trófico (McCutchan et al. 2003; Vanderklift & Ponsard 2003).

A capacidade de interpretar as assinaturas isotópicas de um organismo depende do conhecimento da “janela temporal” a que estas se referem e, portanto, do conhecimento da taxa de *turnover* dos tecidos em estudo (Odgen et al. 2004). Os diferentes tecidos são sintetizados e repostos a diferentes velocidades e a sua composição isotópica proporciona informação relativa ao momento exacto da sua síntese (Pearson et al. 2003). Assim, é crucial a escolha de um tecido ser adequada ao período de estudo em questão. Através de uma escolha adequada é possível inferir a dieta de um organismo ou a sua preferência em termos de habitat, permitindo efectuar comparações a uma escala temporal ou espacial (Inger & Bearhop 2008). No entanto, é importante referir que este método pode ser relativamente pouco preciso se as assinaturas isotópicas das fontes forem muito semelhantes entre si (Parnell et al. 2010). Desta forma, a análise de isótopos estáveis pode ser usada como uma ferramenta complementar a métodos mais tradicionais, como por exemplo a análise do conteúdo estomacal (Hobson et al. 2004).

No caso das aves, a composição isotópica das penas pode fornecer informação de algumas semanas a meses, correspondente ao seu período de crescimento (Pearson et al. 2003). Estes tecidos são metabolicamente inertes e por isso preservam o registo isotópico por tempo indeterminado (Hobson 1999). No entanto, muitas espécies de aves, nomeadamente muitas limícolas, apresentam complexos padrões de muda, sendo difícil localizar o crescimento de determinada pena no espaço e no tempo, e por isso a sua assinatura isotópica torna-se difícil de interpretar. Neste grupo, as unhas têm-se

revelado uma alternativa ao uso das penas (Catry et al. 2012a; Clark et al. 2006), uma vez que para além de metabolicamente inertes, crescem continuamente integrando informação a uma escala de semanas a alguns meses, correspondente ao seu período de crescimento (Beahorp et al. 2003).

1.3. Relevância e objetivos do estudo

Estudos recentes indicam que muitas das populações de aves limícolas estão a diminuir e que ao longo da rota migratória do Atlântico-Este cerca de 37% das populações estudadas estão em declínio (International Wader Study Group 2003). As principais causas deste declínio são a perda de habitat e a crescente perturbação humana (Goss-Custard & Yates 1992; van de Kam 2004). Por outro lado, começam a surgir as primeiras previsões dos impactos que serão causados pelas alterações climáticas, nomeadamente da subida do nível de água do mar, cujas consequências agravarão a perda de habitat principalmente em zonas temperadas e no ártico (Watkinson et al. 2004). Os riscos associados a alterações globais são particularmente alarmantes para aves migradoras e, prendem-se essencialmente com o peso dos impactos acumulados nas várias áreas utilizadas por um mesmo indivíduo ao longo do seu ciclo de vida, bem como com a dessincronização das alterações globais nos diferentes locais, que pode romper o equilíbrio do seu ciclo de vida (Little 2000; Webster et al. 2002). Estes fatores destacam, portanto, a importância de estudos comparativos a larga escala geográfica (abrangendo zonas húmidas costeiras remotas e pouco conhecidas), de forma a obter um maior conhecimento sobre os requisitos e capacidade de resposta das aves limícolas às variações ambientais nestes sistemas.

A caracterização da estrutura e funcionamento dos ecossistemas da perspectiva de predadores de topo, é particularmente relevante, uma vez que, no caso de um predador de topo ser removido do ecossistema, é provável que ocorram alterações significativas nas comunidades devido ao facto de estes regularem a abundância e diversidade das espécies da base das cadeias tróficas (Estes et al. 2011). Deste modo, a descrição das estruturas tróficas, e a compreensão do papel das limícolas nos estuários e outras zonas húmidas costeiras, pode ser relevante na previsão do efeito deste processo nos seus habitats.

Através da análise de isótopos estáveis, este estudo pretende caracterizar as cadeias tróficas, associadas às aves limícolas invernantes, em três zonas húmidas costeiras da rota migratória do Atlântico-Este, ao longo de um marcado gradiente latitudinal: estuário do Tejo (Portugal), Sidi Moussa (Marrocos) e Banc d'Arguin (Mauritânia). Em particular, pretende-se:

- 1- Caracterizar e comparar a estrutura das cadeias tróficas nas três áreas de estudo;
- 2- Identificar as fontes de matéria orgânica que contribuem para cada cadeia trófica;
- 3- Caracterizar e comparar as comunidades de aves limícolas invernantes nas três áreas de estudo e relacionar as diferenças encontradas com as características das cadeias tróficas locais;
- 4- Estimar a contribuição das diferentes presas para a dieta das espécies de aves limícolas amostradas em cada local;
- 5- Identificar as fontes de variação espacial e temporal das cadeias tróficas do estuário do Tejo.

2. Materiais e Métodos

2.1. Área de estudo

2.1.1. Estuário do Tejo, Portugal

O estuário do Tejo (38°46'36.93"N, 9°1'35.90"W) localiza-se no sudoeste da Europa numa região de clima mediterrânico e sobre forte influência do oceano Atlântico. É um dos maiores estuários da Europa, com uma área de 325km², uma amplitude de maré de 4 metros e uma profundidade média de 10 metros. O fluxo médio de 400m³s⁻¹ é bastante variável sazonalmente e interanualmente. A salinidade varia entre 0, 50km acima da foz, e 35 para lá desta, e a temperatura entre 8°C e 26°C. A precipitação média anual é de 774mm (IPMA 2012), sendo variável interanualmente e concentrando-se principalmente no Inverno. O substrato é heterogéneo, predomina o sedimento lodoso a montante e a meio do estuário, enquanto a jusante e ao longo da costa predomina o substrato arenoso (Cabral & Costa 1999). Cerca de 40% da área do estuário é composta por zonas de vasa, limitadas por grandes áreas de sapal em que predominam maioritariamente as espécies *Spartina maritima* (Curtis, Fernald), *Halimione portulacoides* (L., Aellen) e *Sarcocornia fruticosa* (L., A.J. Scott; Caçador et al. 1996). A zona envolvente ao estuário do Tejo apresenta um elevado desenvolvimento industrial e urbanístico. A parte mais a montante é fortemente ocupada pela agricultura e a jusante ocorre uma maior pressão urbana (Cabral et al. 2001).

Em 1976 foi criada a Reserva Natural do Estuário do Tejo, com uma área aproximada de 14.560ha e, em 1994 uma área alargada de 44.772ha foi classificada como zona de protecção especial (ZPE) ao abrigo da Rede Natura 2000. Devido ao seu elevado valor para a conservação da avifauna aquática o estuário do Tejo está também classificado como zona húmida de importância internacional ao abrigo da Convenção de Ramsar (Dias & Marques 1999). O estuário do Tejo é a segunda zona húmida mais importante para as aves limícolas na Península Ibérica (Delany et al. 2009) e está localizado numa posição estratégica da rota migratória do Atlântico-Este, albergando um grande número de aves invernantes mas também migradores de passagem (Catry et al. 2011; Moreira 1997). A abundância e diversidade de espécies que alberga são reflexo da existência de habitats favoráveis onde a disponibilidade alimentar é elevada. Aqui, as principais presas das limícolas são macroinvertebrados bentónicos, maioritariamente poliquetas *Hediste diversicolor* (Muller, 1776), bivalves *Scrobicularia*

plana (Da Costa, 1778) e gastrópodes *Hydrobia ulvae* (Pennant, 1777; Catry et al. 2012b; Moreira 1996; Santos et al. 2005).

Foram definidas duas áreas de estudo no estuário do Tejo, uma mais a montante (Vasa Sacos/Samouco, doravante designada Vasa Sacos) e outra mais a jusante (Coina/Seixal, doravante designada Coina; Figura 1, imagem B). Em Vasa Sacos predominam extensas zonas de vasa e sapal. Esta área situa-se perto da foz do rio Sorraia e da ribeira de Enguias e está rodeado por extensas áreas agrícolas, bem como por alguns complexos de salinas. A área de Coina inclui zonas intertidais vasosas e arenosas e sapais menos extensos, sofre a influência da ribeira de Coina e é rodeada por uma zona fortemente urbanizada e com alguma pressão industrial.

2.1.2. Sidi Moussa, Marrocos

O complexo lagunar de Sidi Moussa (32°58'45.08"N, 8°44'59.58"W) situa-se aproximadamente a meio da costa atlântica de Marrocos, entre as cidades de El Jadida e Safi. Esta área é constituída por numerosas dunas paralelas à costa, com solos férteis ao longo do cordão dunar. A lagoa principal (Figura 1, imagem C) tem 6km de comprimento e menos de 1km de largura, e caracteriza-se pela presença de uma abertura ampla e permanente para o oceano Atlântico e um grande depósito de areia perto desta. O canal principal, com uma profundidade máxima de 5m, estende-se ao longo de um denso sapal constituído por numerosos canais secundários com profundidades máximas de 2m, diminuindo em profundidade para o interior. O sapal é caracterizado pela presença de *Spartina maritima* e *Sarcocornia sp.*, ocorrendo também áreas de ervas marinhas, *Zostera sp.*, nos bancos de vasa, a descoberto durante a maré baixa. O substrato da lagoa consiste numa mistura de areia e vasa e a água doce provém principalmente da chuva (água de escorrência) e do lençol freático (Cheggour et al. 2001).

Sidi Moussa localiza-se numa região subtropical. A estação húmida ocorre entre Setembro a Abril, com uma precipitação média de aproximadamente 500 a 700mm (Cheggour et al. 2001). A amplitude de maré atinge um máximo de 2m em marés vivas e 0.5 em marés mortas (Maanan et al. 2004). A temperatura da água e salinidade variam entre 13.5-26.4°C e 28.9-35.7, respetivamente (Maanan 2008). A lagoa encontra-se num

local rodeado por zonas agrícolas, as artes de pesca mantém-se em regime tradicional e existe alguma afluência turística durante o verão (Cheggour et al. 2001).

Sidi Moussa é um local importante para muitas aves migradoras que utilizam a rota migratória do Atlântico-Este (Delany et al. 2009). Aqui as aves alimentam-se na zona intertidal do sistema lagunar, assim como em salinas na periferia (complexo de salinas Sidi Moussa – Oualidia). Os macroinvertebrados mais comuns na dieta destas aves são *Hediste diversicolor* e *Hydrobia ulvae*, sendo provável que muitas limícolas se alimentem ainda de larvas de insetos (Chironomidae) nas salinas (Kersten et al. 1981). Esta área está classificada como zona húmida de importância internacional ao abrigo da Convenção de Ramsar e designada como local de interesse ecológico e zona de interesse para a conservação de aves, segundo protocolos nacionais (Ramsar Sites Information Service 2012).

2.1.3. Banc d'Arguin, Mauritânia

O Banc d'Arguin (19°56'27.48"N, 16°35'25.32"W) localiza-se na costa da Mauritânia, e compreende uma área com cerca de 10 000 km², composta por baixios e águas costeiras pouco profundas e rodeada pelo deserto do Sahara (Wolff et al. 1993). Esta área inclui cerca de 500km² de zonas intertidais, sem qualquer influxo de água doce devido ao facto de não haver rios nas proximidades (Honkoop et al. 2008). As águas do oceano Atlântico importam uma grande quantidade de nutrientes para o ecossistema (Sevrin-Reyssac 1993) e à medida que estas águas percorrem os baixios vão aumentando de temperatura e salinidade devido à evaporação e insolação (Wolff & Smit 1990). O sedimento é lodoso e argiloso na maior parte da zona intertidal (Wolff et al. 1993), ocorrendo também algumas áreas de sedimento arenoso (Wolff & Smit 1990). As zonas de vasa estão cobertas por ervas marinhas como a *Zostera noltii* (Hornemann, 1832), espécie mais comum que ocupa 80% da zona intertidal e *Halodule wrightii* (Acherson, 1868) que ocorre mais esporadicamente. *Spartina maritima* também ocorre em algumas zonas, por vezes em conjunto com *Zostera* sp. A produtividade primária provém essencialmente das extensas áreas de ervas marinhas, nomeadamente *Z. noltii* (Wolff et al. 1993).

O Banc d'Arguin é a mais importante área para a hibernação de aves limícolas ao longo da costa este do Atlântico (Blomert et al. 1990) e é um dos sítios mais

importantes para as limícolas a nível mundial, albergando perto de dois milhões de aves todos os anos (Delany et al. 2009). A macrofauna é extremamente diversa, constituída por inúmeras espécies de gastrópodes, moluscos, poliquetas e crustáceos (Wolff & Smit 1990). De entre as espécies consumidas pelas aves limícolas destacam-se os gastrópodes, *Hydrobia ulvae*, os bivalves *Loripes lucinalis* (Lamarck, 1818), *Dosinia isocardia* (Dunker, 1845) e *Anadara senilis* (Linnaeus, 1758), e várias espécies de poliquetas e crustáceos (Engelmoer et al. 1984; van Gills et al. 2013; Wolff & Smit 1990). Desde 1976 que esta área está incluída no Parque Nacional de Banc d'Arguin (Wolff et al. 1993). É uma região com muito pouca influência antropogénica, sendo a pesca artesanal a única actividade humana regular (Honkoop et al. 2008). Foi classificada como zona húmida de importância internacional ao abrigo da Convenção de Ramsar (Ramsar Sites Information Service 2012).

No Banc d'Arguin a área escolhida para este trabalho localiza-se perto da localidade de Iwik, incluindo as zonas da Baie d'Aouatif e de Abelgh Eiznaya (Figura 1, imagem D) Neste local a salinidade pode atingir valores de 40-41 e a amplitude média de maré é de 3.5 em marés-vivas e 1.6 em marés-mortas (Wolff & Smit 1990).

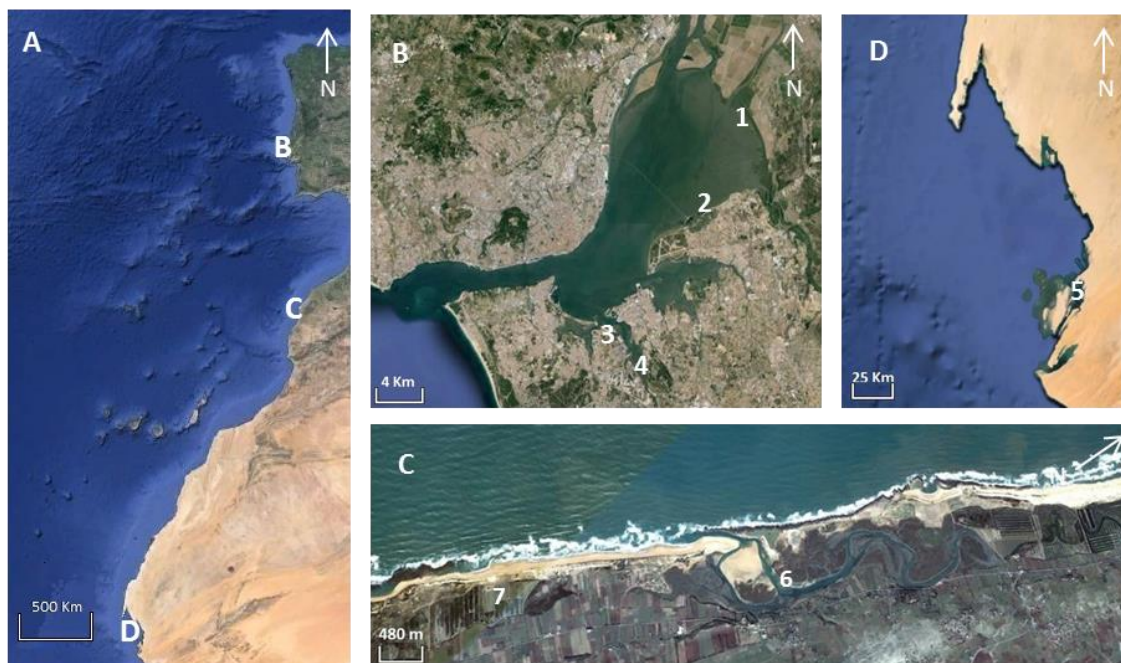


Figura 1 – Localização das três zonas húmidas de estudo (A). B – Estuário do Tejo, Portugal; C – Sidi Moussa, Marrocos; D – Banc d'Arguin, Mauritânia, e respetivos locais de amostragem: 1 – Vasa Sacos; 2 – Samouco; 3 – Seixal; 4 – Coina; 5 – Iwik ; 6 – Complexo lagunar de Sidi Moussa; 7 – Complexo de salinas Sidi Moussa – Oualidia.

2.2. Recolha de Amostras

No estuário do Tejo, a amostragem de todos os componentes da cadeia trófica (com exceção das aves, ver abaixo) foi efetuada em três períodos distintos: dois durante o Inverno, em Novembro de 2012 e Fevereiro de 2013, e um durante a Primavera, em Abril/Maio de 2013. Estas amostragens foram replicadas nas duas áreas de estudo, Vasa Sacos e Coína. No Banc d' Arguin e Sidi Moussa as amostragens decorreram em Janeiro e Fevereiro de 2013, respetivamente.

Os principais componentes da cadeia trófica amostrados, em cada local, foram: matéria orgânica particulada (POM), matéria orgânica sedimentar (SOM), zooplâncton, plantas, microalgas bentónicas, macroalgas e macroinvertebrados bentónicos. Sempre que possível foram recolhidos 3 replicados por amostra, por local e por data. As amostras, os replicados e o número de indivíduos amostrados, para cada local, são apresentados nas tabelas do Anexo I.

A amostragem dos componentes abaixo mencionados seguiu os métodos descritos em Vinagre et al. (2008) e França et al. (2011). As amostras de água para a análise de POM foram recolhidas com uma Garrafa de Van Dorn a uma profundidade mínima de 50cm, de modo a evitar a camada oleosa superficial da água. O volume de água necessário para a recolha de uma quantidade suficiente de POM revelou-se dependente do local de amostragem, tendo variado entre 5 a 10 litros. Para a análise de SOM foram recolhidas amostras da camada superficial do sedimento (1cm), livre de partículas maiores e outros organismos. O zooplâncton (maioritariamente copépodes) foi recolhido com uma rede de malha de 200 μ m, através de sucessivos arrastos durante aproximadamente 30min. As plantas, as macroalgas e ervas marinhas foram amostradas por recolha direta. Para cada amostra (dos produtores primários) foi recolhido material de 10 indivíduos diferentes. As microalgas concentram-se na superfície do sedimento, durante a maré baixa, e foram recolhidas durante este período com recurso à colocação de painéis têxteis de 20x20cm sobre o sedimento vasoso. As microalgas migram do sedimento para os painéis, permitindo assim a sua recolha. Foi colocada uma camada dupla de painéis de forma a evitar a mistura de microalgas com sedimento, apenas os painéis superiores foram recolhidos tendo os inferiores sido descartados. Não foi possível amostrar microalgas em Novembro no estuário do Tejo devido à sua baixa densidade.

Foram amostrados todos os macroinvertebrados bentónicos considerados potencialmente importantes para a dieta das aves em cada local, seleccionados de acordo com a literatura publicada para o estuário do Tejo (Catry et al. 2012b; Moreira 1996; Santos et al. 2005) e Banc d'Arguin (van Gils et al. 2013; Wolff & Smit 1990). A informação publicada sobre a dieta das limícolas em Sidi Moussa é extremamente escassa (mas ver Kersten et al. 1981), no entanto, através da informação dada por investigadores que trabalham no local e de uma amostragem preliminar, foram determinadas as presas mais prováveis de fazerem parte da dieta das aves. A maioria dos macroinvertebrados foi amostrada com recurso a um “core sample”, através da recolha de sedimento posteriormente crivado num crivo com malha de 1mm. O gastrópode *Hydrobia ulvae* foi amostrado por recolha direta com uma pinça. Os camarões *Crangon crangon* (Linnaeus, 1758) foram amostrados com uma rede e *Chironomus* spp. (Meigen, 1803) por recolha direta em tanques de salinas com baixo nível de água.

No estuário do Tejo, as aves foram amostradas em vários refúgios de preia-mar, locais onde as aves se concentram quando as zonas de alimentação intertidais ficam submersas, nas duas áreas de estudo, maioritariamente durante os meses de Inverno, entre Novembro de 2012 e Fevereiro de 2013. Na Mauritânia as aves foram capturadas em áreas de refúgio e zonas de alimentação em Dezembro e Janeiro de 2013. Em Marrocos, as capturas decorreram no complexo de salinas de Sidi Moussa-Oualidia, nos meses de Janeiro e Fevereiro de 2013. Para a amostragem das aves utilizaram-se *mist-nets* durante a noite e *whoosh-nets* durante o dia. As *mist-nets* foram colocadas em noites em que coincidissem marés de grande amplitude com pouca luminosidade. As *whoosh-nets* foram utilizadas durante a subida da maré/preia-mar, altura em que as aves procuram refúgio. Após captura e terem sido recolhidas as biometrias de cada ave, procedeu-se ao corte de aproximadamente 1 a 2mm de 4 a 5 unhas de cada indivíduo, utilizando para tal uma tesoura de dissecação. As unhas foram armazenadas individualmente num saco de plástico com a identificação da ave (nº da anilha), local e data. As espécies de aves amostradas em cada local são apresentadas no Anexo II.

2.3. Processamento de Amostras

As amostras de POM foram filtradas até 24h depois da recolha da água através de filtros Whatman GF/C (tamanho do poro 1.2 μm), levados a pré-combustão a 450°C durante 3h (Vinagre et al. 2008). Para as amostras do estuário do Tejo foi utilizada uma rampa de filtração, enquanto para os outros locais foi utilizado um sistema de vácuo mais simples recorrendo a um erlenmeyer e uma bomba de vácuo. O zooplâncton foi triado com recurso a uma lupa e pinça, separando os indivíduos vivos dos restantes e colocando-os em microtubos. Após a recolha e já no laboratório (no próprio dia), os painéis têxteis com as microalgas foram enxaguados com água destilada e esta filtrada para filtros Whatman GF/F (tamanho do poro 0.7 μm) sujeitos a pré-combustão a 450°C durante 3h (Vinagre et al. 2008). As macroalgas, ervas marinhas e plantas foram cuidadosamente lavadas de forma a remover o lodo e as plantas epífitas potencialmente presentes. Os macroinvertebrados bentónicos, após a recolha, foram mantidos em água durante 24h para esvaziar o conteúdo estomacal, tendo sido congelados até ao momento do processamento. Após descongelamento, os gastrópodes e bivalves foram removidos da concha por esta ser maioritariamente constituída por carbonato de cálcio e, como tal, enriquecida em ^{13}C relativamente à sua dieta (McConnaughey et al. 1997).

Todos os macroinvertebrados foram sujeitos a um processo de extracção de lípidos, adaptado do método Bligh & Dyer (1959), uma vez que os lípidos são empobrecidos em ^{13}C em relação aos hidratos de carbono e às proteínas e o seu conteúdo pode variar bastante entre indivíduos e espécies (Bond & Jones 2009). Para este processo, amostras secas e homogeneizadas (em pó) foram imersas numa solução de clorofórmio-metanol 2:1 de forma a que o solvente ocupasse 3 a 5 vezes o volume da amostra. As amostras foram misturadas durante 30s e deixadas em repouso durante 30min, centrifugadas durante 10min a 3500rpm e o sobrenadante contendo os lípidos removido. O processo foi repetido pelo menos três vezes até o sobrenadante ficar incolor. As unhas das aves foram lavadas em banhos duplos de uma solução de NaOH 10% alternadamente com água destilada (Catry et al. 2012a). Em cada banho, as amostras foram agitadas num Vortex durante aproximadamente 2min.

Todas as amostras foram testadas para a presença de carbonato de cálcio, que se sabe influenciar a assinatura isotópica do carbono dado que apresenta valores mais elevados de $\delta^{13}\text{C}$ que o carbono orgânico (Mateo et al. 2008). O procedimento consiste em acidificar uma subamostra com uma gota de solução HCl 10%. A presença de

carbonatos é detectada pelo borbulhar da solução. Sempre que se detectou presença de carbonatos nas subamostras, evidenciando a necessidade de proceder à acidificação, foi retirado metade de cada replicado para a acidificação, ficando a outra metade em separado para a análise isotópica de azoto. A acidificação consistiu em colocar gotas da solução de HCl em cada replicado até deixar de se observar o borbulhar (Vinagre et al. 2008). As amostras acidificadas estão assinaladas com (*) nas tabelas do Anexo I.

As amostras foram secas numa estufa a 60°C durante 24h e preservadas em local seco. As amostras de POM e microalgas foram raspadas, e as restantes reduzidas a pó com um almofariz, e colocadas em microtubos, até serem analisadas.

2.4. Análise de isótopos estáveis

Entre 0.5 e 1mg de cada amostra foram pesadas numa balança de precisão e colocadas em cápsulas de estanho. As razões $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ foram determinadas através de um espectrómetro de massa de razão isotópica de fluxo contínuo (SIIAF, Centro de Biologia Ambiental da Universidade de Lisboa) e os resultados apresentados na conotação δ relativa às referências padrão internacionais: Vienna Pee Dee Belemnite (V-PDB) e azoto atmosférico (N_2) para o $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, respetivamente. As razões isotópicas foram expressas em partes por mil (‰) de diferença em relação ao material padrão de referência: $\delta X = [(R_{\text{amostra}})/(R_{\text{padrão}}) - 1] \times 10^3$, onde X é ^{13}C ou ^{15}N , R é a razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ e δ é a medida do isótopo pesado em relação ao isótopo leve na amostra.

2.5. Análise de dados

2.5.1. Métricas isotópicas

O nicho trófico representa a posição de cada espécie dentro da cadeia trófica e tem sido utilizado para caracterizar a estrutura das cadeias tróficas e comunidades (Martinez del Rio et al. 2009; Newsome et al. 2012). Este conceito pode ser expresso através do nicho isotópico, definido pela área que contém as coordenadas dos valores isotópicos no espaço bidimensional $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$. A posição relativa das espécies ou indivíduos no espaço $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ é, portanto, utilizada para delinear o nicho isotópico e

inferir aspectos da estrutura das cadeias tróficas (Layman et al. 2012). Para tal, foram recentemente desenvolvidas métricas quantitativas, baseadas na distribuição geométrica dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ no espaço bidimensional, para avaliar a amplitude e dinâmica trófica das comunidades (Layman et al. 2007). Neste estudo, as métricas de nicho consideradas foram:

1. Variação no $\delta^{15}\text{N}$ (d15N): distância entre as duas espécies com os valores de $\delta^{15}\text{N}$ mais enriquecidos e mais empobrecidos (ou seja, $\delta^{15}\text{N}$ máximo - $\delta^{15}\text{N}$ mínimo). Representa a estrutura vertical da cadeia trófica.
2. Variação no $\delta^{13}\text{C}$ (d13C): distância entre as duas espécies com os valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais enriquecidos e mais empobrecidos (ou seja, $\delta^{13}\text{C}$ máximo - $\delta^{13}\text{C}$ mínimo). Um d13C elevado é esperado em cadeias tróficas onde existem múltiplos recursos basais com diferentes valores de $\delta^{13}\text{C}$ a contribuírem para a diversidade de nicho na base da cadeia trófica.
3. Área total (TA): a área do polígono que engloba todas as espécies no espaço bidimensional $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$. Representa o nicho total ocupado, e portanto uma aproximação da diversidade trófica total. A TA é influenciada pelas espécies que ocupam posições extremas em ambos os eixos, $\delta^{13}\text{C}$ ou $\delta^{15}\text{N}$, e tende a aumentar com o tamanho da amostra.
4. Distância média ao centróide (CD): distância euclidiana média de cada espécie ao centróide $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ (valor médio de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de todas as espécies da cadeia trófica). Proporciona uma medida do grau médio de diversidade trófica dentro da cadeia. Quando potenciais *outliers* podem influenciar a área da TA, esta medida tende a reflectir melhor o grau de diversidade trófica.
5. Distância média ao vizinho mais próximo (MNND): média das distâncias euclidianas de cada espécie ao seu vizinho mais próximo no espaço bidimensional. É uma medida do espaçamento entre as espécies. As cadeias tróficas com uma proporção elevada de espécies com ecologias tróficas similares vão exibir uma menor distância ao vizinho mais próximo que cadeias tróficas onde as espécies são, em média, mais divergentes em termos de nicho trófico.
6. Desvio padrão da distância média ao vizinho mais próximo (SDNND): medida da uniformidade do espaçamento entre as espécies no espaço

bidimensional. É menos influenciada pelo tamanho da amostra que o MNND. Um baixo SDNND sugere uma distribuição mais uniforme dos nichos tróficos.

Foram também calculadas as seguintes medidas:

1. Área da elipse *standard* corrigida (SEAc) – elipse que contém 40% dos dados, independentemente do tamanho da amostra, proporcionando uma estimativa do tamanho do nicho isotópico ocupado, comparável para amostras pequenas ou com diferentes dimensões. É uma estimativa pontual e por isso não permite comparações com significado estatístico.
2. Área da elipse *standard* Bayesiana (SEAb) – elipse calculada através do método Bayesiano utilizando 10^4 iterações. Retorna uma distribuição que representa a estimativa da área da elipse e reflecte incerteza derivada do processo de amostragem, com maior incerteza associada a amostras mais pequenas.

Com o intuito de caracterizar as cadeias tróficas e as comunidades de aves limícolas, foram produzidos gráficos bidimensionais $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ contendo as coordenadas isotópicas médias dos constituintes das cadeias tróficas e das espécies de aves amostradas em cada local. Apesar dos organismos de cada local diferirem ao nível específico (embora exista uma grande sobreposição entre os sistemas do estuário do Tejo e de Sidi Moussa), procurou-se incluir na comparação das cadeias tróficas exclusivamente organismos pertencentes a grupos funcionais presentes em todos os sistemas. As assinaturas de POM e SOM dos três locais, por não representarem seres vivos integrantes da cadeia trófica, e de *L. lucinalis* de Banc d'Arguin por ser um organismo com um metabolismo distinto (aloja uma bactéria endossimbionte nas brânquias) e pertencer por isso a um grupo funcional sem equivalentes nos outros sistemas, não foram contabilizadas para o cálculo das métricas de nicho, SEAc e SEAb. Os dados do estuário do Tejo correspondem à média dos dois locais, Coia e Vasa Sacos, amostrados nas duas épocas, Novembro e Fevereiro. Por ter sido amostrado apenas um indivíduo, a espécie *Calidris minuta* (Leisler, 1812) não foi contabilizada para os cálculos da comunidade do estuário do Tejo. As métricas de nicho consistem em estimativas pontuais e por isso têm propensão a ignorar informação ecológica relevante, devido a não incorporarem incerteza nas estimativas. Para evitar tal facto, as métricas foram calculadas através do método Bayesiano, segundo Jackson et al. (2011), para as cadeias tróficas e comunidades de aves de cada local. Este método consiste no cálculo de cada métrica utilizando 10^4 iterações de forma a contabilizar o grau de incerteza e

assim minimizar o efeito das diferenças de tamanho entre as amostras. Através deste processo, é possível efectuar comparações entre as métricas. Para tal, estas são representadas em diagramas-de-caixa contendo 95% dos dados. Afirma-se que as métricas diferem significativamente quando, por exemplo, dois diagramas-de-caixa não se sobrepõem, sendo, nesse caso, possível afirmar que existe 95% de probabilidade de as métricas serem distintas. Para a SEAb é também possível estimar a probabilidade de duas medidas serem diferentes recorrendo aos diagramas-de-caixa.

Para a caracterização das espécies de aves dentro de cada comunidade foram produzidos gráficos bidimensionais $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ contendo as coordenadas isotópicas das aves amostradas em cada local. Para a comparação entre espécies dentro de uma comunidade, ou entre comunidades, não é recomendável calcular as métricas de nicho através do método Bayesiano visto que estas apresentam uma grande variação consoante o tamanho da amostra (Jackson et al. 2011). Como tal, foram apenas calculadas as SEAc e SEAb, para cada espécie de aves, e as métricas como medidas pontuais.

De forma a caracterizar espacialmente e temporalmente a cadeia trófica do estuário do Tejo, foram produzidos gráficos bidimensionais $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ contendo as coordenadas isotópicas dos componentes da cadeia trófica, correspondentes a cada local e época de amostragem, e calculadas as respetivas SEAc e TA. Nesta parte do estudo não foram incluídas as aves por não terem sido amostradas em todas as épocas e locais considerados.

Esta componente do estudo foi realizada com recurso ao pacote SIAR (Parnell et al. 2010) do *software* R versão 3.0.0 (R Core Team 2013).

2.5.2. Análise multivariada de variância

De forma a determinar se existem diferenças isotópicas significativas (considerando ambos os elementos $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$), entre locais e épocas, na cadeia trófica do estuário do Tejo, foi realizada uma análise multivariada de variância (MANOVA), depois de verificar os pressupostos de normalidade e homogeneidade de variância dos dados. Posteriormente foi utilizada uma análise de variância (One-Way ANOVA) de forma a identificar, para cada isótopo, diferenças significativas entre locais e épocas. Sempre que registadas diferenças, foi utilizado um teste *à posteriori* Tukey HSD para

discriminar quais os locais, e correspondentes épocas, que diferem significativamente. A significância estatística foi aceite para valores de probabilidade inferiores a 0.05. Todos os testes estatísticos foram realizados com recurso ao *software* R versão 3.0.0 (R Core Team 2013).

2.5.3 Contribuição relativa das fontes de matéria orgânica para as cadeias tróficas

Com base nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das espécies de consumidores primários e dos produtores primários amostrados em cada local, foi calculada a contribuição relativa das potenciais fontes de matéria orgânica para a dieta dos consumidores primários, através do pacote SIAR (Parnell et al. 2010) do *software* R (R Core Team 2013). Esta análise baseia-se num modelo que oferece uma combinação de soluções possíveis que podem explicar a assinatura dos consumidores. O modelo é baseado numa abordagem Bayesiana que estima as distribuições de probabilidade das contribuições dos vários recursos para a dieta do consumidor, incorporando as incertezas associadas aos dados (assinatura isotópica das fontes e fatores de fracionamento; Parnell et al. 2010). Os *inputs* deste modelo misto para cada elemento ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) são as assinaturas médias de cada fonte, e respectivo desvio padrão, os valores e desvio padrão dos fatores de fracionamento e as assinaturas dos consumidores primários. Foi considerado um fator de fracionamento de $0.4 \pm 1.3\text{‰}$ para o $\delta^{13}\text{C}$ e $3.4 \pm 1.0\text{‰}$ para o $\delta^{15}\text{N}$ (Post 2002). Para correr o modelo, foi escolhido o número de 10^4 iterações. Posteriormente foi calculada a média e os intervalos de confiança das proporções resultantes.

Foram calculadas as possíveis contribuições das fontes de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ para todos os consumidores primários de cada área de estudo, tendo-se excluído apenas as larvas de *Chironomus* spp. por terem sido amostrados em salinas, e o bivalve *L. lucinalis* devido ao seu metabolismo distinto, como já foi referido. Devido ao facto de apenas ter sido realizada a análise isotópica de uma amostra de produtores primários, para Sidi Moussa e Banc d'Arguin, foi considerado o desvio padrão das amostras similares do estuário do Tejo e o valor de *Z. noltii* adaptado de Baeta et al. (2009).

2.5.4. Estimativas da dieta das comunidades de aves limícolas

Com base nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das espécies de aves e macroinvertebrados amostrados em cada local, foi calculada a contribuição relativa das diferentes espécies de macroinvertebrados para a dieta das aves, utilizando o pacote SIAR (Parnell et al. 2010) do *software* R (R Core Team 2013). O método foi similar ao descrito para a contribuição relativa das fontes de matéria orgânica para as cadeias tróficas. Foi considerado um fator de fracionamento de $0.4 \pm 1.3\text{‰}$ para o $\delta^{13}\text{C}$ e $3.4 \pm 1.0\text{‰}$ para o $\delta^{15}\text{N}$ (Post 2002).

No estuário do Tejo, a contribuição das presas para as espécies *Calidris alba* (Pallas, 1764) e *Charadrius hiaticula* (Linnaeus, 1758) foi calculada com base nas amostras recolhidas na área de estudo de Coima, uma vez que estas aves foram capturadas próximo deste local, sabendo-se que utilizam a área de estudo como local de alimentação (T. Catry, com.pess.). As restantes espécies de aves foram capturadas em refúgios adjacentes à área de estudo de Vasa Sacos, tendo-se utilizado os valores isotópicos de macroinvertebrados desta área para estudar a sua dieta. As amostras de *Chironomus spp.* foram recolhidas em Abril nas salinas do Samouco; apesar de não terem sido amostradas no mesmo período e no mesmo local que os restantes invertebrados, são potenciais presas de aves limícolas, e a análise efetuada permite inferir se as aves se alimentam nas salinas. Relativamente à dieta das aves no Banc d'Arguin, e tendo em conta o reduzido conhecimento para a maioria das espécies, foram incluídas em todos os modelos o total das presas amostradas, com exceção para *Calidris canutus* (Linnaeus, 1758), a única espécie para a qual existem dados bibliográficos detalhados sobre o regime alimentar (van Gils et al. 2013) no local e observações (T. Catry, com.pess.) que relatam a sua alimentação ocasional em rizomas de *Zostera sp.*

Para auxiliar a interpretação das contribuições das presas para a dieta das aves, foram criados gráficos bidimensionais $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ contendo as assinaturas isotópicas médias das presas e das espécies de aves de cada local. Aos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das aves, foram subtraídos os valores dos respetivos fatores de fracionamento.

2.5.5. Níveis tróficos

Os níveis tróficos dos consumidores primários e secundários foram calculados através da seguinte fórmula:

$$\text{Nível trófico} = 1 + (\delta^{15}\text{N}_{\text{consumidor}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{produtor}}) / 3.4,$$

onde 3.4‰ é o fator de fracionamento considerado segundo Post (2002), $\delta^{15}\text{N}_{\text{consumidor}}$ é o valor de $\delta^{15}\text{N}$ para cada espécie de ave, ou consumidor primário, $\delta^{15}\text{N}_{\text{produtor}}$ é o valor de $\delta^{15}\text{N}$ do produtor primário. O $\delta^{15}\text{N}$ do produtor foi calculado através da equação, segundo França et al. (2011):

$$\delta^{15}\text{N} (Pp_{\text{mix}}) = X \delta^{15}\text{N} (Pp_1) + X \delta^{15}\text{N} (Pp_2) + \dots + \delta^{15}\text{N} (Pp_n),$$

onde Pp_{mix} é a mistura das proporções dos diferentes produtores primários que contribuem para a dieta das aves ou macroinvertebrados; X é a fração (contribuição relativa) de cada produtor primário para a mistura e n é o número de produtores primários que suportam a dieta das aves. Através da utilização do pacote SIAR (Parnell et al. 2010) do *software* R (R Core Team 2013), foi calculada a contribuição relativa de cada produtor primário para os consumidores primários que formam a dieta das aves. Novamente, não foi considerada a amostra de *L. lucinalis* devido ao seu metabolismo distinto, nem a amostra de *C. minuta* do Tejo por conter apenas um indivíduo. *Chironomus spp.* foram amostrados em locais distintos dos produtores primários, e portanto também foram descartados do cálculo do nível trófico.

3. Resultados

3.1. Caracterização das cadeias tróficas das três zonas húmidas costeiras

O nicho isotópico das cadeias tróficas das três áreas de estudo encontra-se representado nos gráficos bidimensionais $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ contendo as coordenadas isotópicas médias das componentes de cada cadeia trófica (Figura 2). As SEAc e TA das três cadeias tróficas estudadas diferem no espaço bidimensional (Figura 2), havendo uma sobreposição apenas parcial do espaço isotópico entre as cadeias de Sidi Moussa e Banc d'Arguin. O cadeia trófica do estuário do Tejo ocupa uma posição superior em relação ao $\delta^{15}\text{N}$, evidenciando um maior enriquecimento no isótopo de azoto. Regista-se um maior enriquecimento nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ na cadeia trófica do Banc d'Arguin (Figura 2). Apesar das diferenças evidenciadas na ocupação do espaço isotópico, não se registaram diferenças significativas entre as medidas de nicho e entre as SEAb dos três locais (Figura 3; Tabela 1).

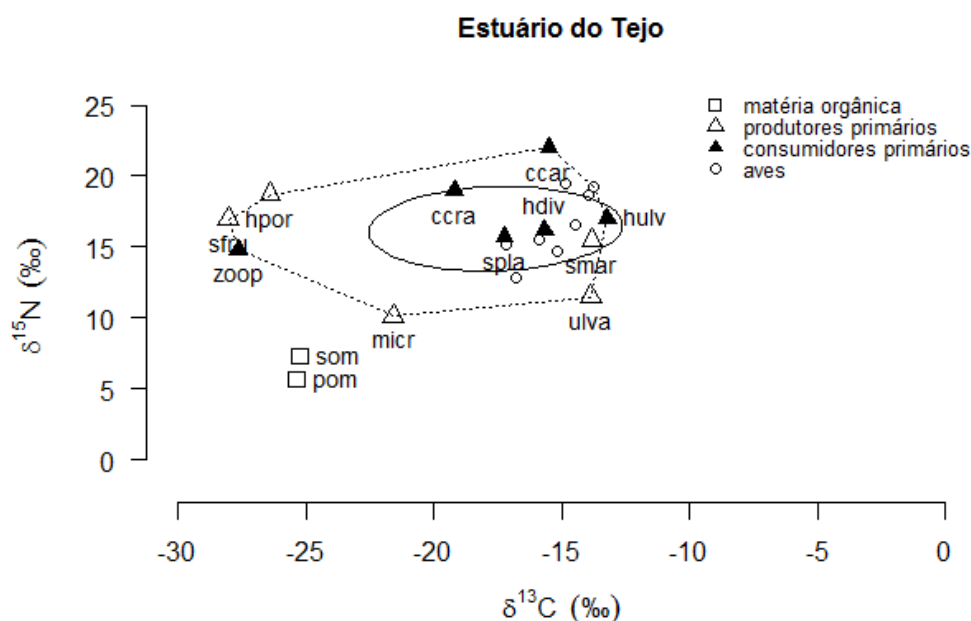


Figura 2 – Continua na página seguinte.

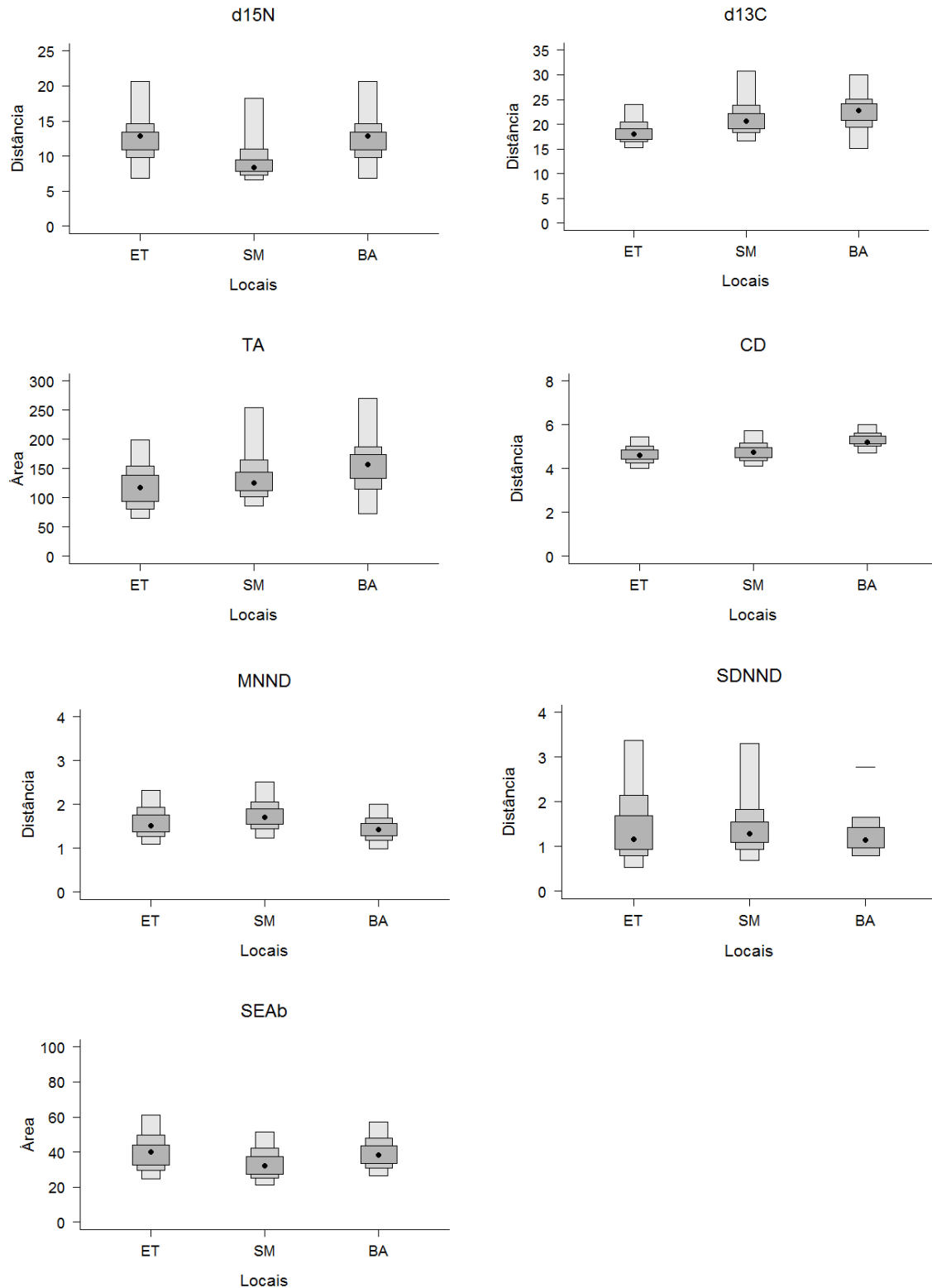


Figura 3 – Métricas de nicho e SEAb (Área da elipse Bayesiana) das cadeias tróficas das três áreas de estudo. As caixas representam os intervalos de confiança de 50%, 70% e 95%. O ponto representa a moda. ET – estuário do Tejo; SM – Sidi Moussa; BA – Banc d'Arguin; d15N – variação no $\delta^{15}\text{N}$; d13C – variação no $\delta^{13}\text{C}$; TA – área total; CD – distância ao centróide; MNND – distância média ao vizinho mais próximo; SDNND – desvio padrão da distância média ao vizinho mais próximo.

Tabela 1 – Métricas de nicho, SEAc (área da elipse *standard* corrigida) e SEAb (área da elipse Bayesiana) para a cadeia trófica do estuário do Tejo, Sidi Moussa e Banc d'Arguin. Estão representados a média e os intervalos de confiança de 95%. d15N – variação no $\delta^{15}\text{N}$; d13C – variação no $\delta^{13}\text{C}$; TA – Área total; CD – distância ao centróide; MNND – distância média ao vizinho mais próximo; SDNND – desvio padrão da distância média ao vizinho mais próximo.

	Estuário do Tejo	Sidi Moussa	Banc d'Arguin
d15N	11.7 [6.36-18.40]	10.3 [6.53-17.30]	13.5 [8.44-19.40]
d13C	19.1 [15.30-23.80]	22.1 [16.60-29.30]	21.8 [15.70-28.40]
TA	128 [64.50-201.00]	143 [82.70-226.00]	155 [90.10-236.00]
CD	4.71 [4.00-5.47]	4.61 [3.84-5.48]	5.07 [4.50-5.66]
MNND	1.67 [1.09-2.29]	1.89 [1.22-2.61]	1.5 [1.02-2.00]
SDNND	1.74 [0.56-3.32]	1.79 [0.73-3.12]	1.46 [0.50-2.56]
SEAb	41.76 [34.70-47.11]	35.34 [29.50-39.83]	40.89 [35.27-45.59]
SEAc	46.12	38.75	43.95

3.2. Caracterização das comunidades de aves limícolas nas três zonas húmidas costeiras

O nicho isotópico das comunidades de aves limícolas nas três áreas de estudo encontra-se representado no gráfico bidimensional $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ contendo as coordenadas isotópicas médias para cada espécie (Figura 4). Verifica-se que não existe sobreposição das SEAc e das TA entre as três comunidades. A comunidade de aves limícolas do estuário do Tejo destaca-se em relação às restantes pela posição mais elevada na escala de $\delta^{15}\text{N}$. Relativamente aos valores de $\delta^{13}\text{C}$, as comunidades do Tejo e Sidi Moussa apresentam alguma sobreposição enquanto a comunidade do Banc d'Arguin se separa totalmente destas, sendo caracterizada por assinaturas de carbono mais enriquecidas (Figura 4).

Em relação às medidas de nicho não se assinalam diferenças significativas, excepto na variação de $\delta^{15}\text{N}$, mais elevada no Estuário do Tejo (d15N=6.74; Figura 5; Tabela 2). É de salientar igualmente que a comunidade de aves do estuário do Tejo apresenta uma variação consideravelmente inferior nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ (d13C=3.75) e

valores de CD mais elevados (CD=2.41). Não se registam diferenças significativas entre as áreas das SEAb dos três locais, apesar de se observar uma área relativamente superior no estuário do Tejo (SEAb=6.65; Figura 5; Tabela 2).

As assinaturas de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ de todas as aves amostradas nas três áreas de estudo estão representadas na Figura 6. Observa-se que nos três locais, existe uma sobreposição da SEAc para a maior parte das espécies (Figura 6), sugerindo a ocupação do mesmo nicho trófico por parte dessas espécies. Esta sobreposição é, aparentemente, maior no Banc d'Arguin (Figura 6). A espécie *Limosa Limosa* (Linnaeus, 1758) ocupa um maior nicho isotópico no estuário do Tejo e em Sidi Moussa (Figura 6, Tabela 3), apesar de não se observarem diferenças significativas na SEAb em relação à maior parte das outras espécies (Figura 7). *C. canutus* ocupa um maior nicho isotópico em Banc d'Arguin (Figura 6, Tabela 3), com uma SEAb significativamente superior a algumas das espécies (Figura 7). Em todos os casos a maior dimensão da SEAc deve-se principalmente à grande variação intra-específica nas assinaturas de $\delta^{13}\text{C}$.

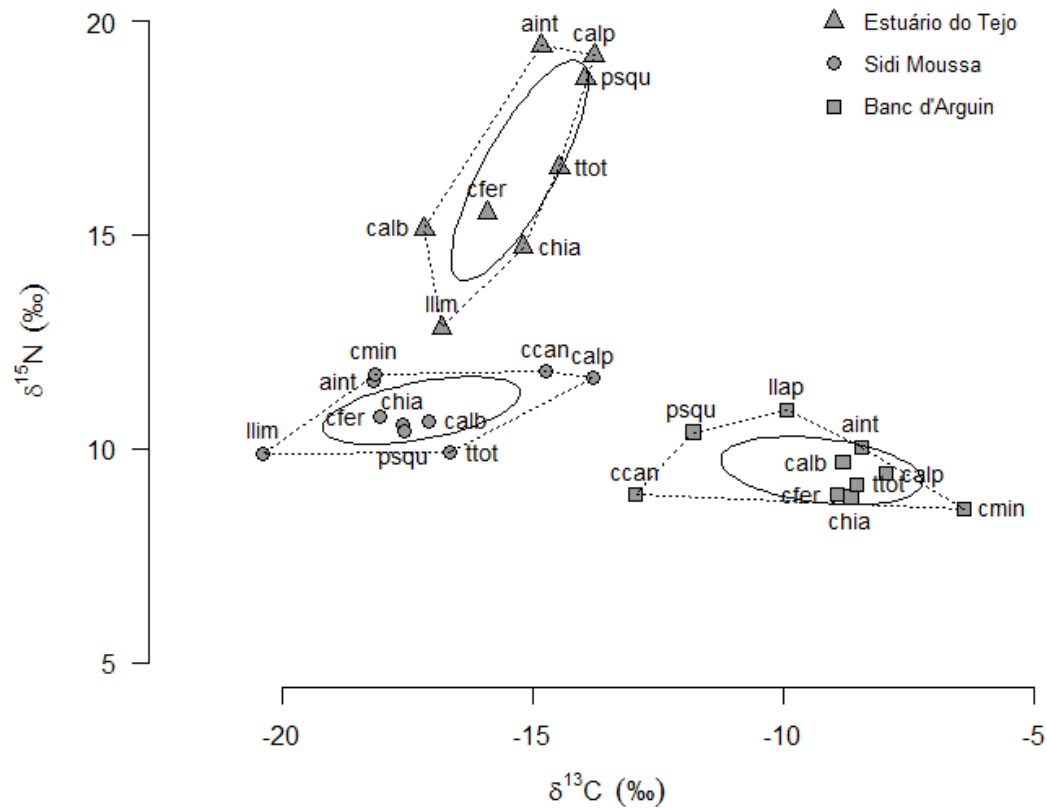


Figura 4 – Coordenadas isotópicas ($\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$) médias das espécies de aves limícolas da área de estudo. Está representada a SEAc (área da elipse *standard* corrigida; linha contínua) para cada local e a TA (área total; tracejado). aint – *Arenaria interpres*; calb – *Calidris alba*; calp – *Calidris alpina*; ccan – *Calidris canutus*; cfer – *Calidris ferruginea*; chia – *Charadrius hiaticula*; cmin – *Calidris minuta*; llap – *Limosa lapponica*; llim – *Limosa limosa*; psqu – *Pluvialis squatarola*; ttot – *Tringa totanus*.

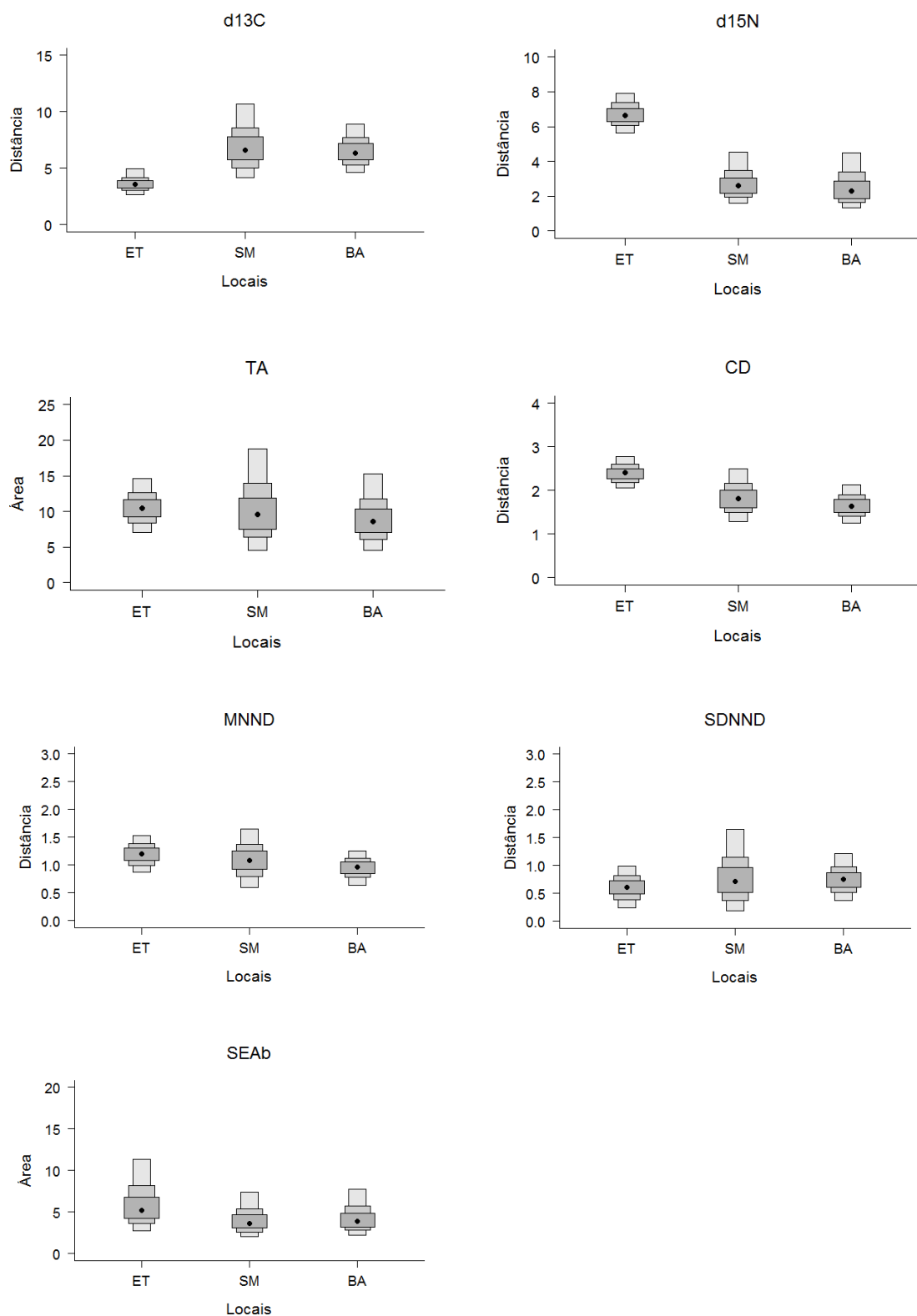


Figura 5 – Métricas de nicho e SEAb (área da elipse Bayesiana) das comunidades de aves das três áreas de estudo. As caixas representam os intervalos de confiança de 50%, 70% e 95%. O ponto representa a moda. ET – estuário do Tejo; SM – Sidi Moussa; BA – Banc d'Arguin; d15N – variação no $\delta^{15}\text{N}$; d13C – variação no $\delta^{13}\text{C}$; TA – área total; CD – distância ao centróide; MNND – distância média ao vizinho mais próximo; SDNND – desvio padrão da distância média ao vizinho mais próximo.

Tabela 2 – Métricas de nicho, SEAc (área da elipse *standard* corrigida) e SEAb (área da elipse Bayesiana) para as comunidades de aves do Estuário do Tejo, Sidi Moussa e Banc d'Arguin. Estão representados a média e intervalos de confiança de 95%. d15N – variação no $\delta^{15}\text{N}$; d13C – variação no $\delta^{13}\text{C}$; TA – área total; CD – distância ao centróide; MNND – distância média ao vizinho mais próximo; SDNND – desvio padrão da distância média ao vizinho mais próximo.

	Estuário do Tejo	Sidi Moussa	Banc d'Arguin
d15N	6.74 [5.62-7.94]	2.94 [1.58-4.56]	2.75 [1.32-4.47]
d13C	3.75 [2.69-4.95]	7.28 [4.17-10.80]	6.69 [4.61-8.94]
TA	10.7 [7.06-14.70]	11.2 [4.36-18.90]	9.63 [4.64-15.40]
CD	2.41 [2.05-2.78]	1.88 [1.27-2.52]	1.69 [1.27-2.14]
MNND	1.19 [0.86-1.53]	1.13 [0.61-1.66]	0.959 [0.65-1.27]
SDNND	0.614 [0.25-0.99]	0.883 [0.18-1.68]	0.782 [0.37-1.22]
SEAb	6.65 [4.91-7.75]	4.46 [3.42-5.12]	4.79 [3.62-5.47]
SEAc	6.60	4.22	4.76

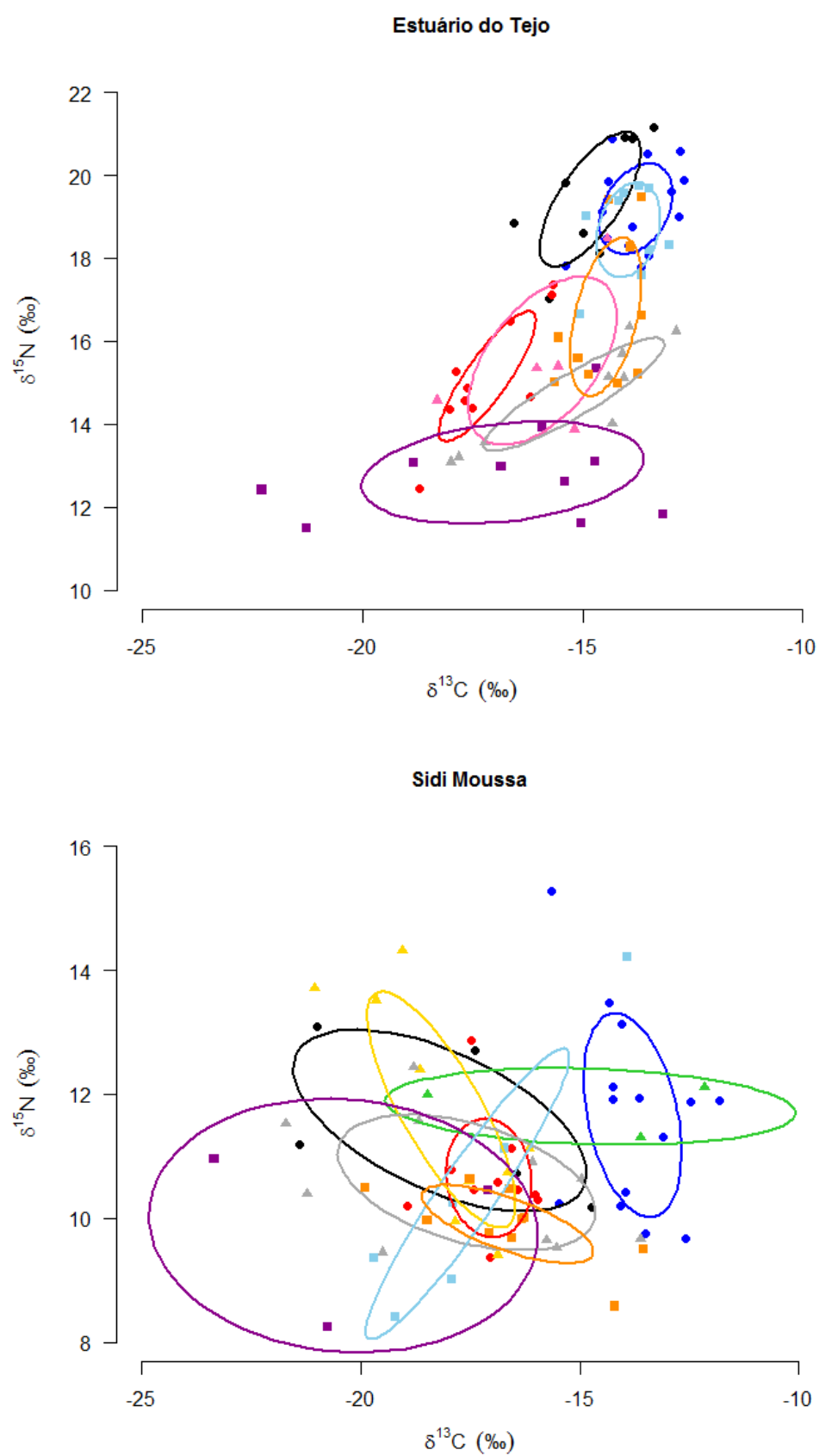


Figura 6 – Continua na página seguinte.

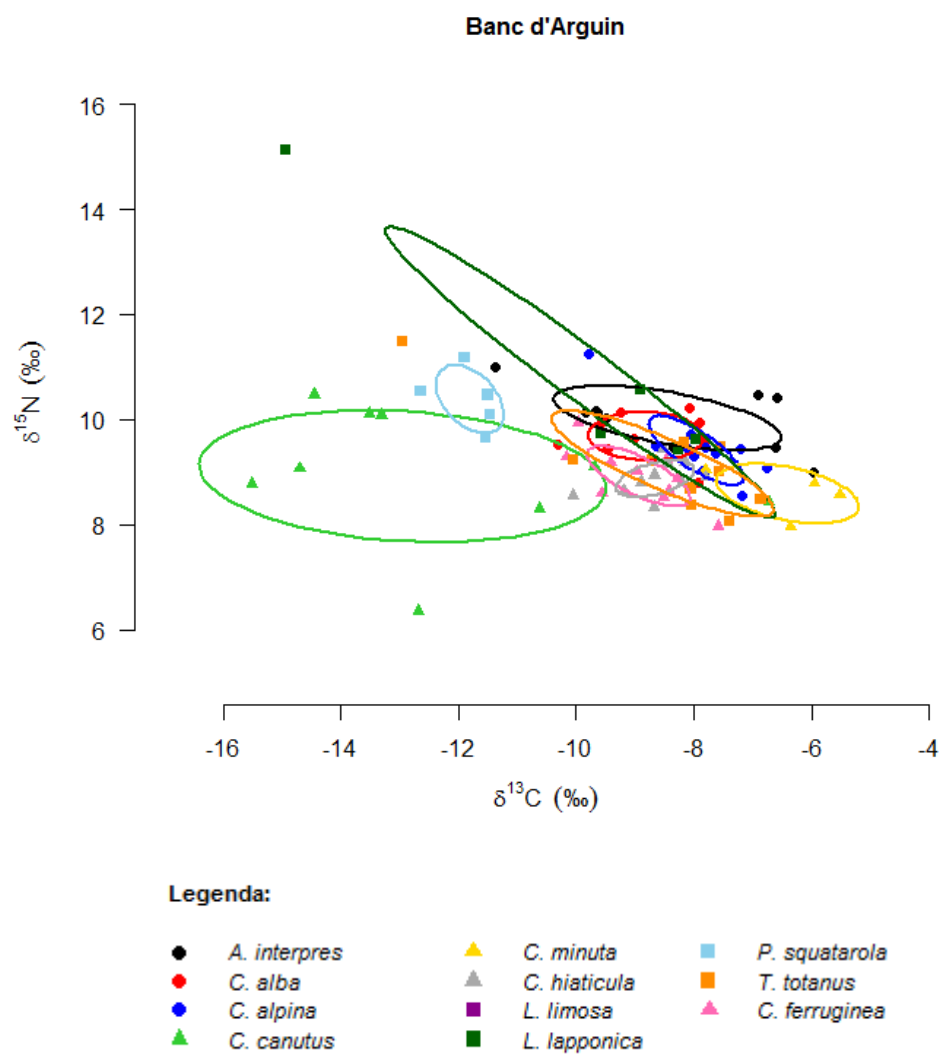


Figura 6 - Coordenadas isotópicas ($\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$) dos indivíduos de cada espécie de aves amostradas nas três áreas de estudo. Está representada a SEAc (área da elipse *standard* corrigida) para cada espécie.

Tabela 3 – Métricas de nicho, SEAb (área da elipse Bayesiana) e respectivos intervalos de confiança 95% e SEAc (área da elipse *standard* corrigida) das espécies de aves limícolas nas três áreas de estudo. n – nº de indivíduos; d15N – variação no $\delta^{15}\text{N}$; d13C – variação no $\delta^{13}\text{C}$; TA – área total; CD – distância ao centróide; MNND – distância média ao vizinho mais próximo; SDNND – desvio padrão da distância média ao vizinho mais próximo.

	n	SEAb	SEAc	d13C	d15N	CD	MNND	SDNND
Estuário do Tejo								
<i>C. alba</i>	10	3.58 [2.75-4.14]	2.83	3.04	4.92	1.48	0.67	0.63
<i>C. alpina</i>	14	2.86 [2.29-3.26]	2.68	2.69	3.09	1.20	0.60	0.24
<i>A. interpres</i>	8	4.39 [3.28-5.11]	4.13	3.18	4.11	1.61	0.80	0.57
<i>C. ferruginea</i>	5	7.25 [4.84-8.55]	9.16	3.87	4.59	1.66	1.64	1.22
<i>C. hiaticula</i>	9	4.69 [3.54-5.47]	9.98	5.11	3.25	2.01	0.59	0.34
<i>L. limosa</i>	10	10.60[8.17-12.29]	11.96	9.03	3.85	2.65	1.39	0.42
<i>P. squatarola</i>	9	2.83 [2.13-3.30]	6.81	2.05	3.08	1.11	0.56	0.48
<i>T. totanus</i>	10	4.54 [3.50-5.25]	4.36	1.98	4.47	1.73	0.75	0.33
Sidi Moussa								
<i>A. interpres</i>	5	9.70 [6.54-11.56]	12.65	6.66	2.93	2.69	1.95	0.16
<i>C. alba</i>	10	3.04 [2.35-3.52]	2.92	3.00	3.50	1.06	0.72	0.57
<i>C. alpina</i>	14	5.15 [4.15-5.87]	5.38	3.85	5.61	1.59	0.70	0.56
<i>C. canutus</i>	3	8.15 [4.80-9.58]	8.98	6.33	0.81	2.53	2.75	1.88
<i>C. minuta</i>	9	5.94 [4.47-6.92]	6.15	4.91	4.90	2.12	0.97	0.33
<i>C. hiaticula</i>	10	8.31 [6.42-9.60]	9.11	8.11	2.99	2.64	1.07	0.54
<i>L. limosa</i>	3	12.33[7.25-14.62]	28.44	6.25	2.72	2.72	3.93	0.30
<i>P. squatarola</i>	6	6.68 [4.66-7.90]	5.67	5.80	5.81	2.19	1.71	1.21
<i>T. totanus</i>	10	3.48 [2.67-4.05]	2.74	6.34	2.05	1.41	0.74	0.50
Banc d'Arguin								
<i>A. interpres</i>	10	3.61 [2.78-4.21]	3.04	5.40	2.01	1.66	0.57	0.58
<i>C. alba</i>	9	1.94 [1.46-2.26]	1.41	2.47	1.42	0.89	0.49	0.17
<i>C. alpina</i>	13	1.56 [1.24-1.79]	1.05	3.03	2.72	0.70	0.42	0.54
<i>C. canutus</i>	10	11.72[8.97-13.60]	13.42	11.55	4.11	2.89	1.42	1.07
<i>C. ferruginea</i>	10	1.71 [1.30-1.98]	1.08	2.58	1.97	0.81	0.50	0.28
<i>C. minuta</i>	4	2.84 [1.82-3.41]	1.95	2.28	1.08	0.87	0.92	0.62
<i>C. hiaticula</i>	10	1.28 [0.98-1.48]	0.65	2.26	1.11	0.57	0.39	0.19
<i>L. lapponica</i>	5	7.79 [5.30-9.21]	6.49	6.98	5.68	2.68	2.08	3.08
<i>P. squatarola</i>	5	2.02 [1.35-2.40]	1.06	1.18	1.51	0.64	0.59	0.27
<i>T. totanus</i>	10	3.72 [2.86-4.32]	3.12	6.10	3.42	1.42	0.92	1.01

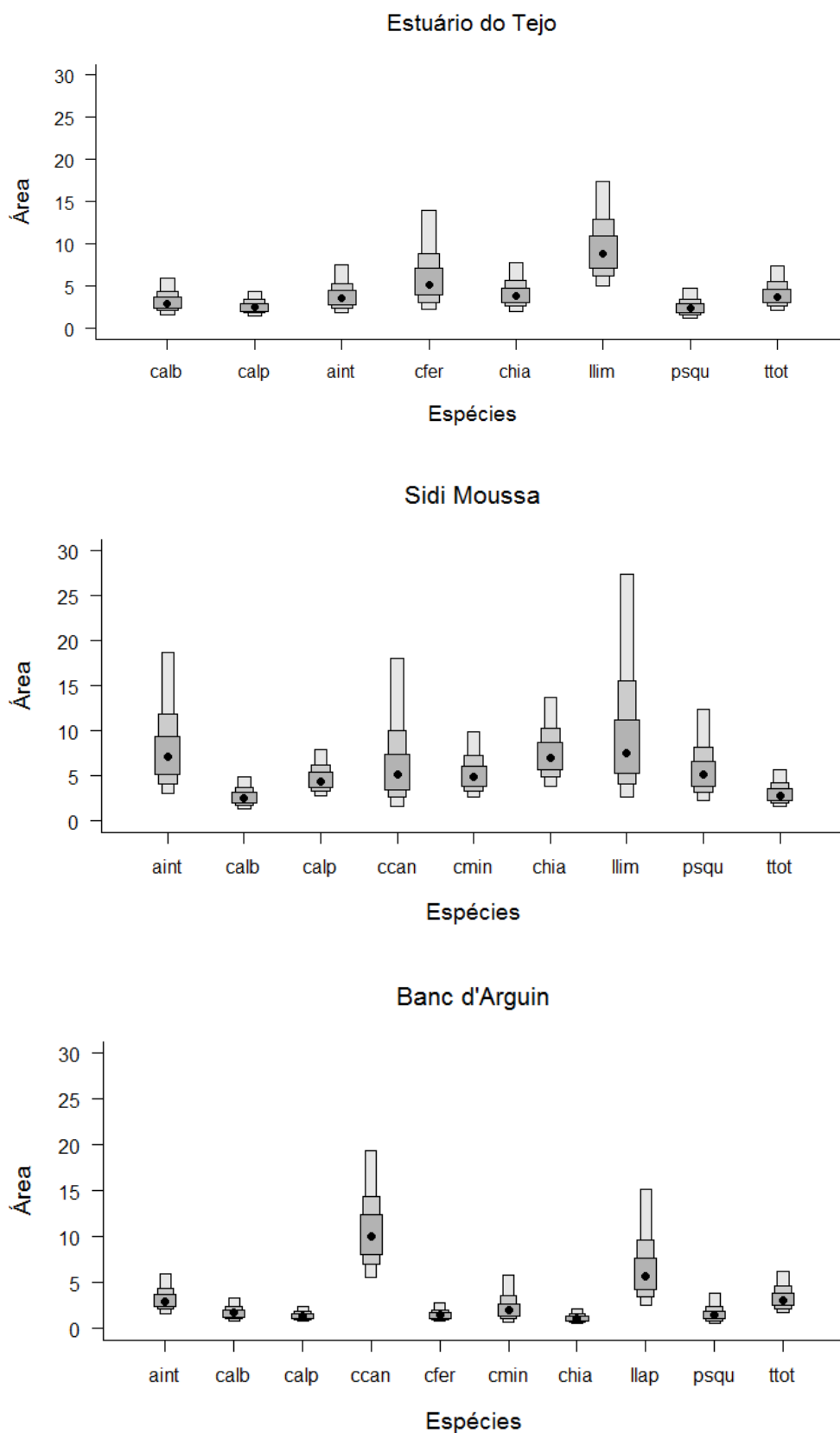


Figura 7 – SEAb para cada espécie de aves, de cada local. As caixas representam os intervalos de confiança de 50%, 70% e 95%. O ponto representa a moda. aint – *Arenaria interpres*; calb – *Calidris alba*; calp – *Calidris alpina*; ccan – *Calidris canutus*; cfer – *Calidris ferruginea*; chia – *Charadrius hiaticula*; cmin – *Calidris minuta*; llap – *Limosa lapponica*; llim – *Limosa limosa*; psqu – *Pluvialis squatarola*; ttot – *Tringa totanus*.

3.3. Estimativas da dieta das comunidades de aves limícolas

A contribuição relativa das presas para as espécies de aves limícolas, de cada local, está sumarizada nas tabelas do Anexo III.

Na Figura 8 estão representadas as aves e as respectivas presas amostradas em cada local. A cada espécie de aves foi retirado 3.4‰ ao valor médio de $\delta^{15}\text{N}$ e 0.4‰ ao valor médio de $\delta^{13}\text{C}$, de forma a poder comparar a contribuição relativa que cada presa poderá ter para cada espécie de aves. Observa-se que, na generalidade, as aves se localizam, na escala de $\delta^{15}\text{N}$, abaixo das suas presas.

No estuário do Tejo, o gastrópode *H. ulvae* parece ser a presa com maior contribuição para a dieta de grande parte das espécies de limícolas, excluindo apenas *Arenaria interpres* (Linnaeus, 1758), *L. limosa* e *Calidris ferruginea* (Pontoppidan, 1763). É de destacar a proporção elevada desta presa na dieta de *C. hiaticula*, com valores médios de 0.62. O bivalve *S. plana* e o poliqueta *H. diversicolor* surgem com contribuições relativas variáveis, mas potencialmente com maior importância para as espécies *C. alba*, *A. interpres*, *Calidris alpina* (Linnaeus, 1758) e *Pluvialis squatarola* (Linnaeus, 1758; Figura 9). As larvas de inseto *Chironomus* spp. parecem contribuir de forma relevante para a dieta de *C. ferruginea* e *Tringa totanus* (Linnaeus, 1758), constituindo aparentemente a principal presa na dieta de *L. limosa* (contribuição média=0.78; Figura 9).

Relativamente a Sidi Moussa, é difícil determinar com precisão quais as presas que mais contribuem para a dieta de cada espécie de limícola, uma vez que as proporções resultantes da análise dos modelos mistos são bastante semelhantes. Destaca-se, no entanto, a contribuição significativa de *S. plana* para a dieta de *C. alpina* (média=0.69; Figura 10), e em menor escala para as espécies *T. totanus*, *C. alba* e *C. hiaticula*. Uma vez mais as larvas de *Chironomus* spp. parecem ter alguma importância na dieta de várias espécies, nomeadamente *C. hiaticula*, *C. alba*, *A. interpres*, *C. minuta*, *P. squatarola* e *T. totanus* (Figura 10).

A determinação das contribuições de cada presa para a dieta da comunidade de limícolas do Banc d'Arguin é particularmente difícil, uma vez que o número de presas potenciais é muito elevado e as contribuições estimadas são muito semelhantes entre si, não se destacando nenhuma presa em particular (Figura 11). Apenas no caso de *C. canutus*, para a qual o leque de espécies potenciais é mais reduzido, parece existir uma

contribuição mais relevante do bivalve *D. isocardia* e do gastrópode *H. ulvae*, em comparação com a contribuição do bivalve *L. lucinalis* e de matéria vegetal (*Z. noltii*; Figura 11).

Os níveis tróficos dos consumidores primários (macroinvertebrados) e secundários (aves) apresentam alguma variação quando comparadas as três áreas de estudo (Tabela 4). De um modo geral, em Sidi Moussa as aves ocupam um nível trófico mais baixo do que nos restantes locais (com exceção de *L. limosa*). Quando presentes, *C. ferruginea*, *T. totanus* e *L. limosa* ocupam níveis tróficos mais baixos em relação às outras espécies do mesmo local. No Banc d'Arguin, também *C. minuta*, *C. canutus* e *C. hiaticula* apresentam baixos níveis tróficos. Os níveis tróficos mais elevados são ocupados por *C. alpina* e *A. interpres* no estuário do Tejo e Sidi Moussa (destacando-se também neste local *C. canutus*) e *Limosa lapponica* (Linnaeus, 1758), *P. squatarola* e *A. interpres* no Banc d'Arguin (Tabela 4). De registar que no Banc d'Arguin, os moluscos apresentam níveis tróficos mais baixos que nos outros locais, com exceção de *S. plana* de Sidi Moussa (Tabela 4).

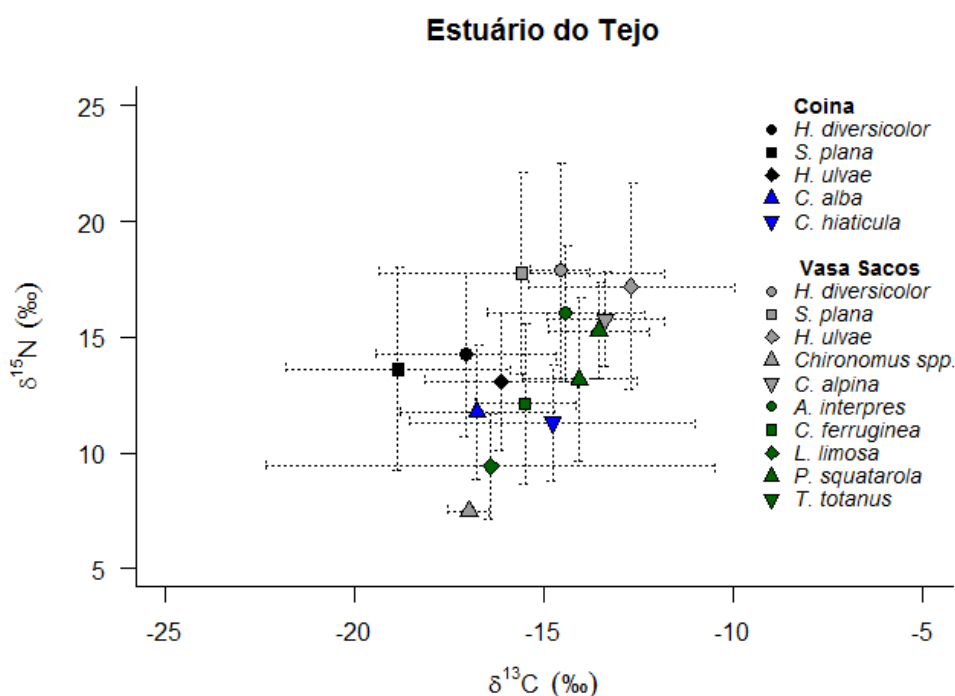


Figura 8 – Continua na página seguinte.

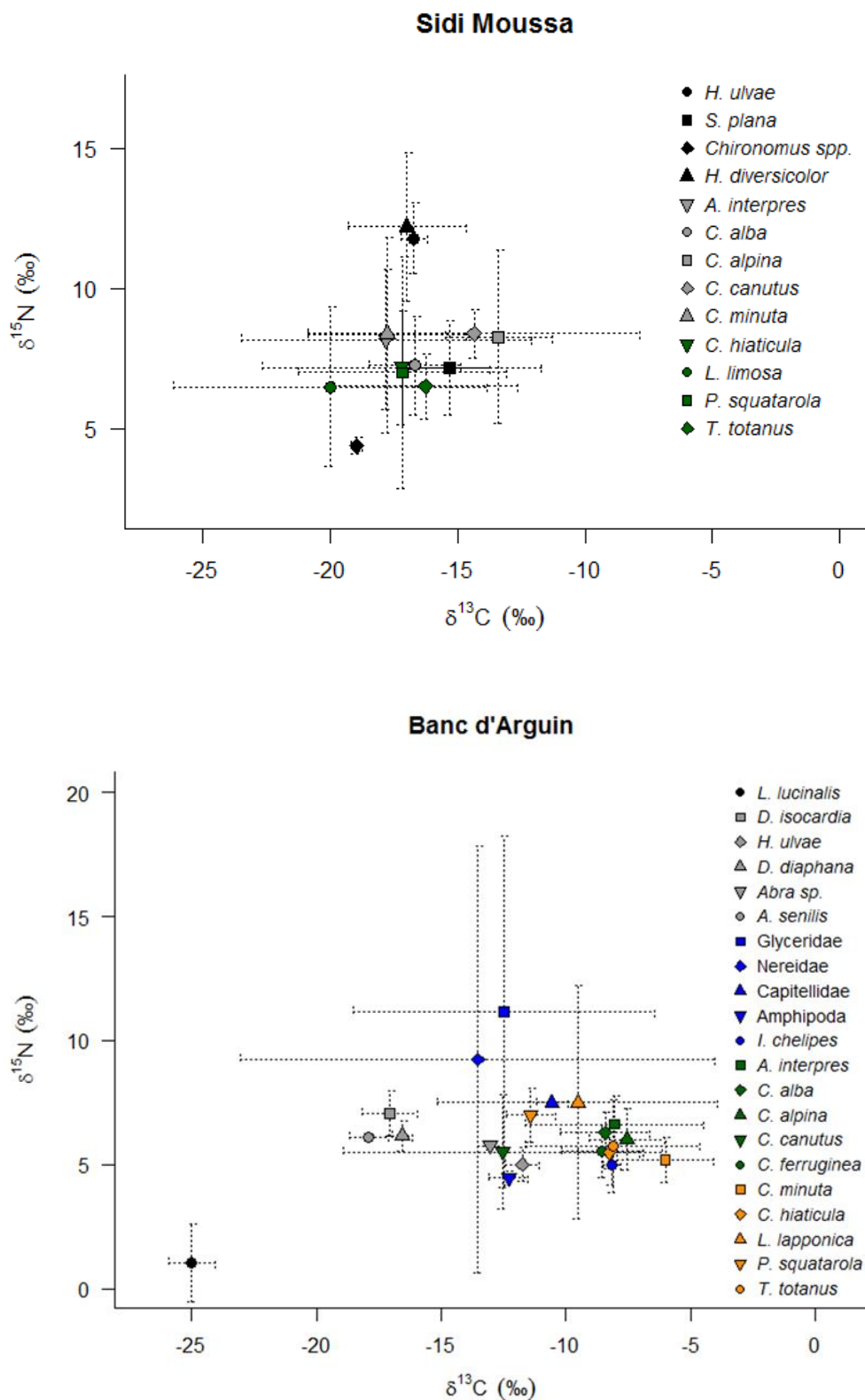


Figura 8 – Coordenadas isotópicas ($\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$) médias e desvio padrão dos consumidores primários (macroinvertebrados) e dos consumidores secundários (aves) de cada área de estudo. A legenda está representada do lado direito de cada gráfico. A cada consumidor secundário foi retirado 3.4‰ ao valor de $\delta^{15}\text{N}$ e 0.4‰ ao valor de $\delta^{13}\text{C}$, correspondente aos fatores de fracionamento considerados.

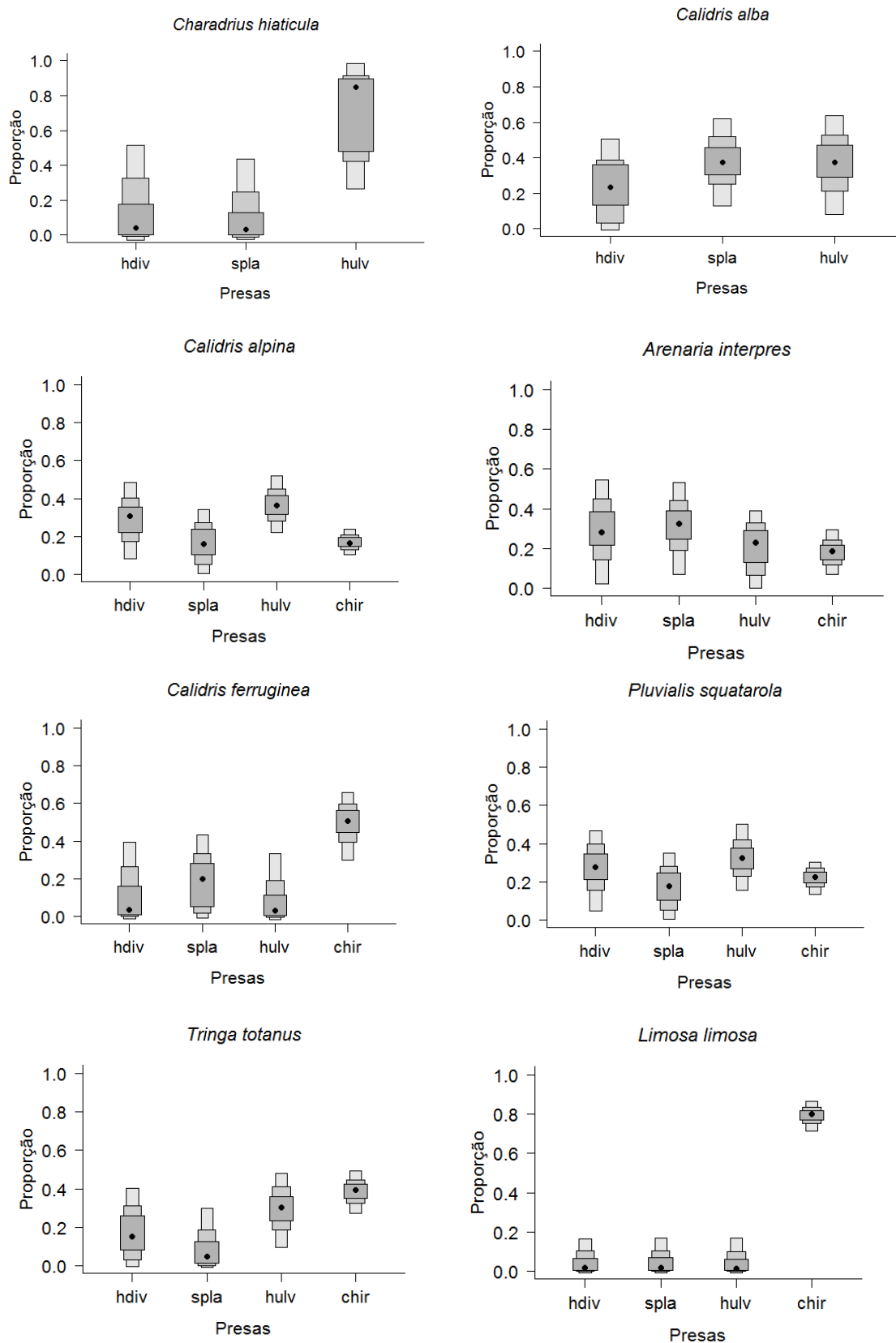


Figura 9 - Contribuição relativa das presas potenciais para a dieta de cada espécie de aves limícolas do estuário do Tejo. As caixas representam os intervalos de confiança de 50%, 70% e 95%. O ponto representa a moda. chir – *Chironomus* spp.; hdiv – *Hediste diversicolor*; hulv – *Hydrobia ulvae*; spla – *Scrobicularia plana*.

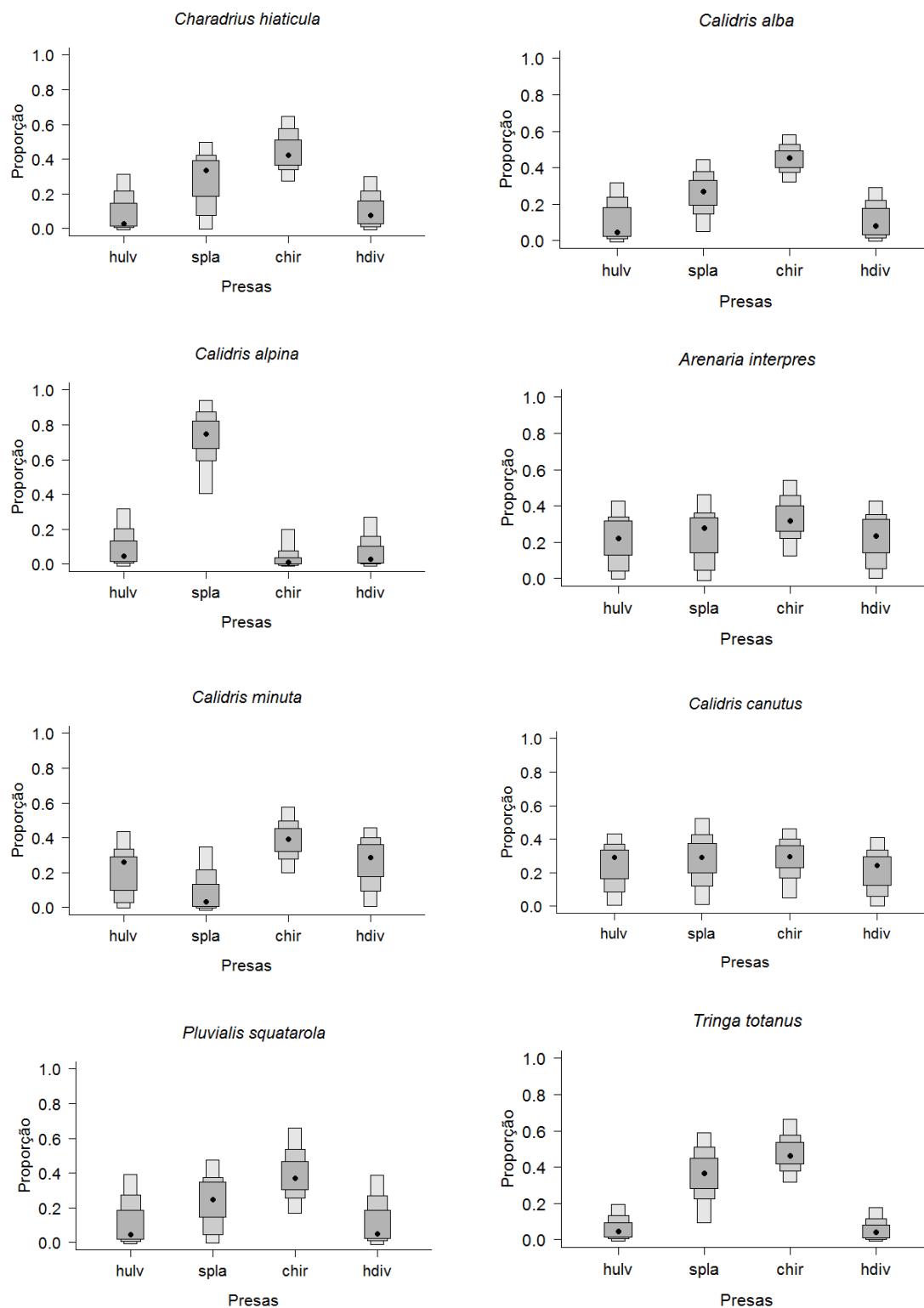


Figura 10 – Continua na página seguinte.

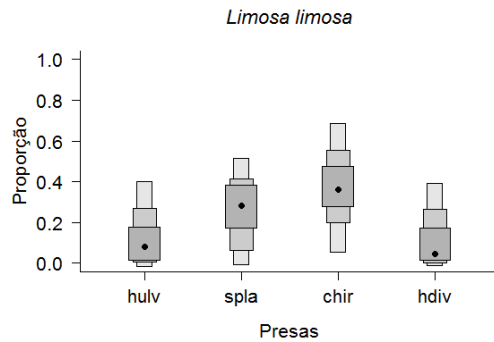


Figura 10 - Contribuição relativa das presas potenciais para a dieta de cada espécie de aves limícolas de Sidi Moussa. As caixas representam os intervalos de confiança de 50%, 70% e 95%. O ponto representa a moda. chir – *Chironomus* spp.; hdiv – *Hedistes diversicolor*; hulv – *Hydrobia ulvae*; spla – *Scrobicularia plana*.

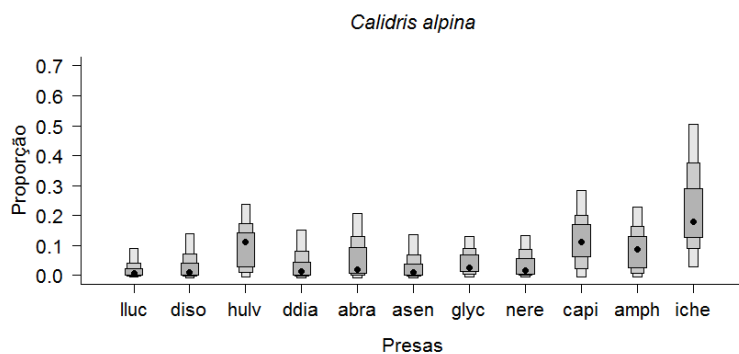
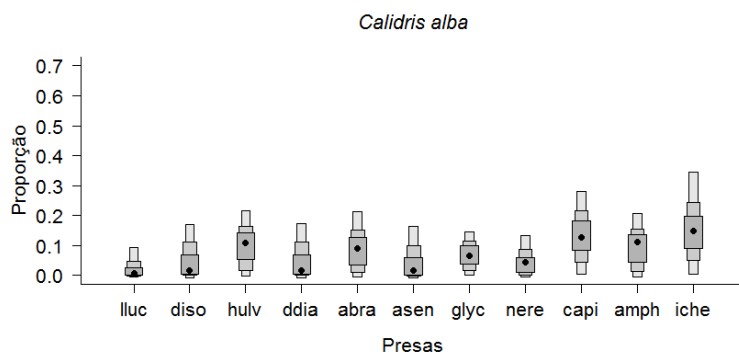
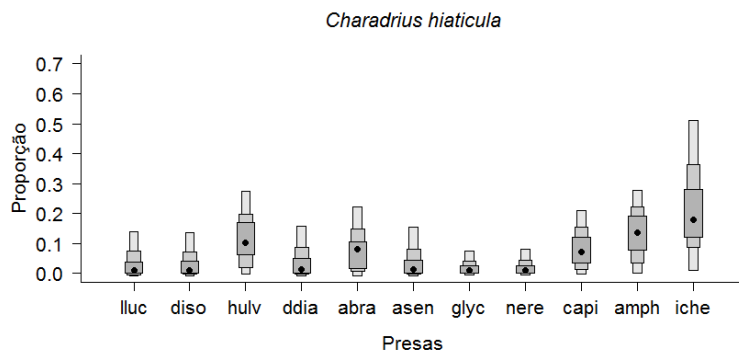


Figura 11 – Continua na página seguinte.

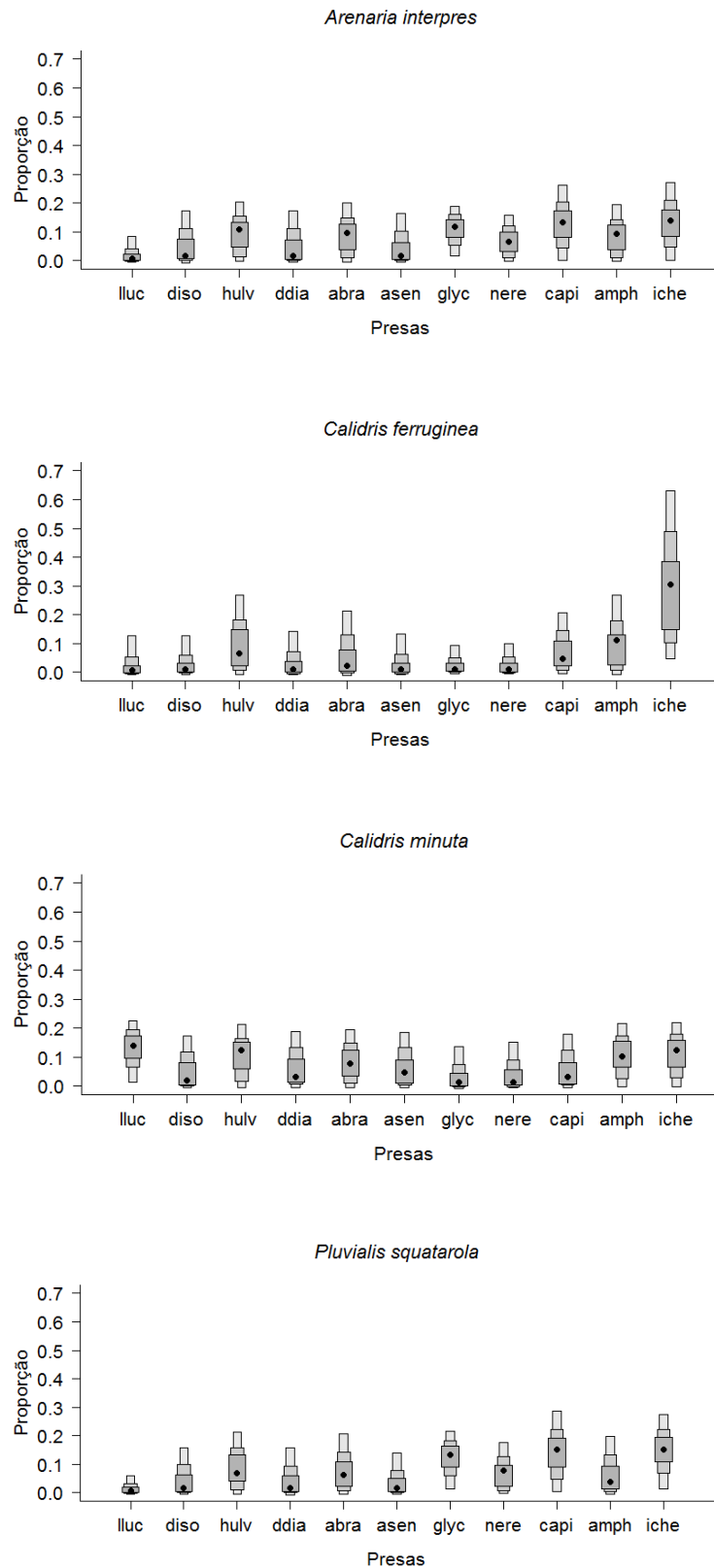


Figura 11 – Continua na página seguinte.

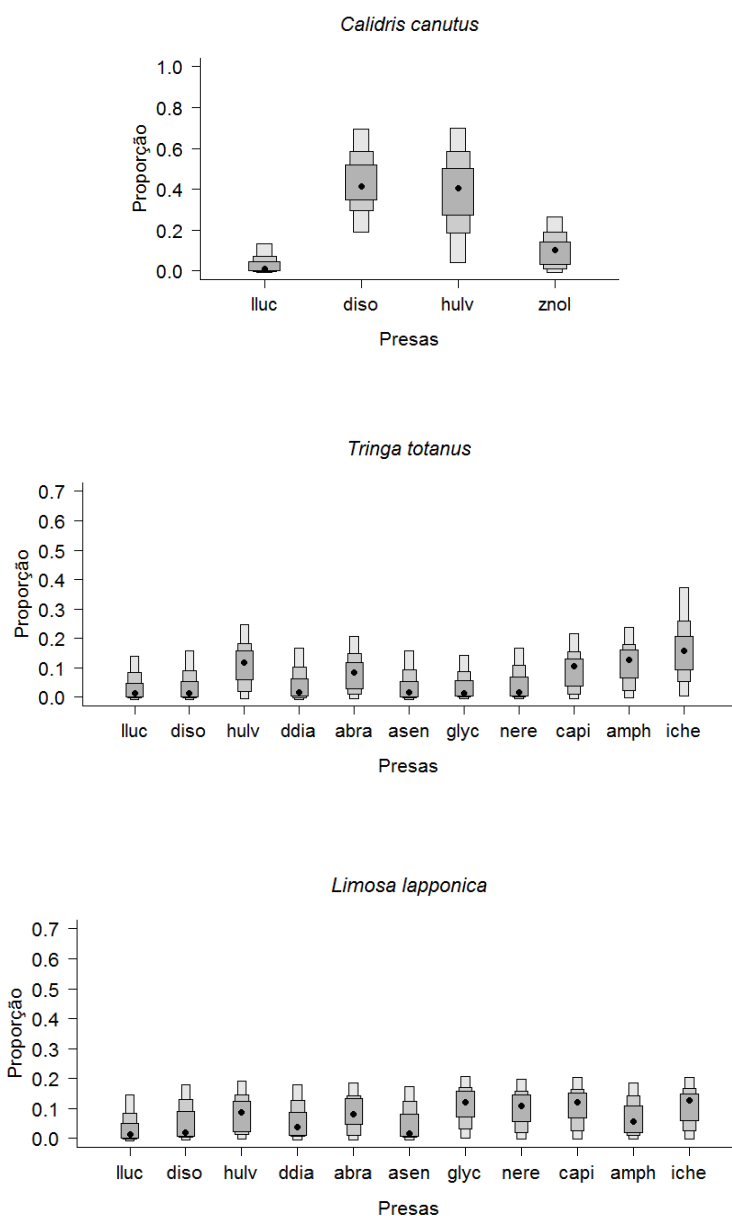


Figura 11 - Contribuição relativa das presas potenciais para a dieta de cada espécie de aves limícolas do Banc d'Arguin. As caixas representam os intervalos de confiança de 50%, 70% e 95%. O ponto representa a moda. abra – *Abra* sp.; amph – Amphipoda; asen – *Anadara senilis*; capi – Capitellidae; ddia – *Diplodonta diaphana*; diso – *Dosinia isocardia*; glyc – Glyceridae; hulv – *Hydrobia ulvae*; iche – *Idotea chelipes*; lluc – *Loripes lucinalis*; nere – Nereidae; znol – *Zostera noltii*.

Tabela 4 – Níveis tróficos dos consumidores primários (macroinvertebrados) e consumidores secundários (aves) nas três áreas de estudo.

	Estuário do Tejo	Sidi Moussa	Banc d'Arguin
Consumidores secundários			
<i>C. alba</i>	2.47	1.85	2.53
<i>C. alpina</i>	2.68	2.15	2.45
<i>C. minuta</i>		2.18	2.20
<i>C. hiaticula</i>	2.27	1.83	2.29
<i>P. squatarola</i>	2.33	1.78	2.73
<i>A. interpres</i>	2.75	2.12	2.63
<i>T. totanus</i>	1.91	1.63	2.37
<i>L. limosa</i>	0.81	1.63	
<i>C. canutus</i>		2.19	2.30
<i>L. lapponica</i>			2.88
<i>C. ferruginea</i>	1.60		2.30
Consumidores primários			
<i>H. diversicolor</i>	2.36	2.31	
<i>S. plana</i>	2.10	0.83	
<i>H. ulvae</i>	2.00	2.19	1.15
<i>C. carinata</i>	4.02		
<i>C. crangon</i>	3.14		
<i>D. isocardia</i>			1.76
<i>D. diaphana</i>			1.49
<i>Abra</i> sp.			1.37
<i>A. senilis</i>			1.48
Glyceridae			2.96
Nereidae			2.40
Capitellidae			1.88
Amphipoda			0.99
<i>I. chelipes</i>			1.14

3.4. Contribuição relativa das fontes de matéria orgânica para os consumidores primários

A contribuição relativa das fontes de matéria orgânica para os consumidores primários, de cada local, está sumarizada nas tabelas do Anexo IV.

No estuário do Tejo, uma mistura de várias fontes de matéria orgânica parecem contribuir para os consumidores primários, embora a contribuição de *Ulva* sp. e *S. maritima* se destaque particularmente para alguns consumidores. Na área de estudo de Coina, parece ocorrer uma maior contribuição de *Ulva* sp. e *S. maritima* para os macroinvertebrados *H. ulvae* e *H. diversicolor* (Figura 12), e em Vasa Sacos para as espécies *S. plana*, *H. diversicolor* e zooplâncton (Figura 13). Para Sidi Moussa e Banc d'Arguin não foi possível identificar claramente as fontes que mais contribuem para cada consumidor primário, uma vez que as contribuições estimadas são muito semelhantes entre si (Figura 14 e 15).

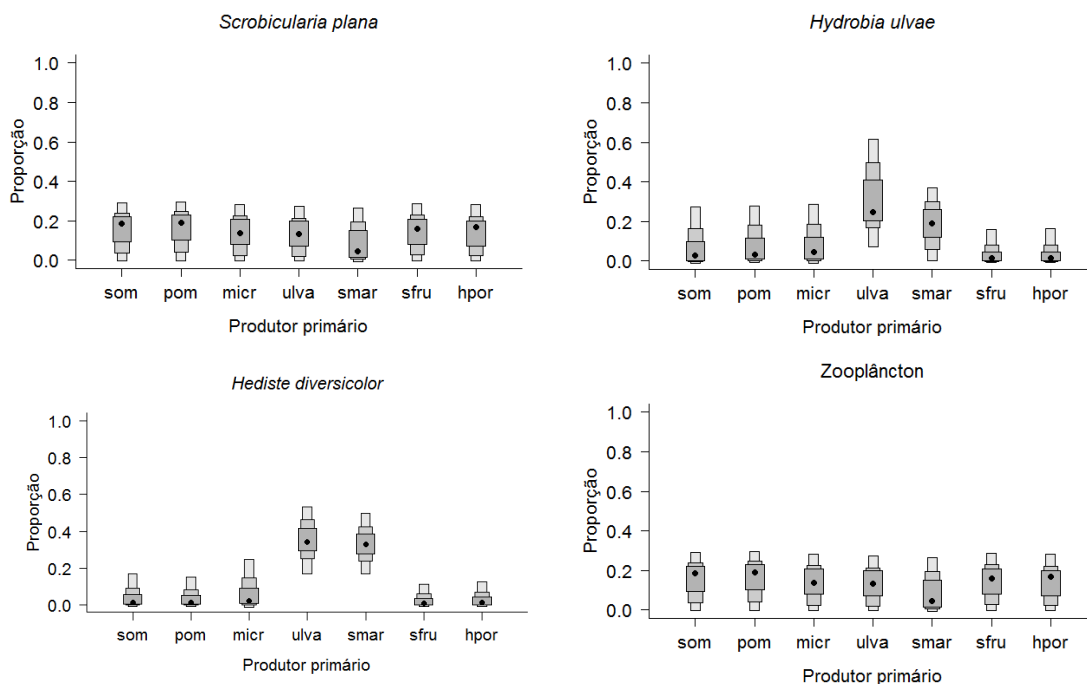


Figura 12 - Contribuição de fontes de matéria orgânica para a dieta de cada espécie de consumidores primários de Coina. As caixas representam os intervalos de confiança de 50%, 70% e 95%. O ponto representa a moda. hpor – *Halimione portulacoides*; micr – microalgas; pom – matéria orgânica particulada; sfru – *Sarcocornia fruticosa*; smar – *Spartina maritima*; som – matéria orgânica sedimentar; ulva – *Ulva* sp.

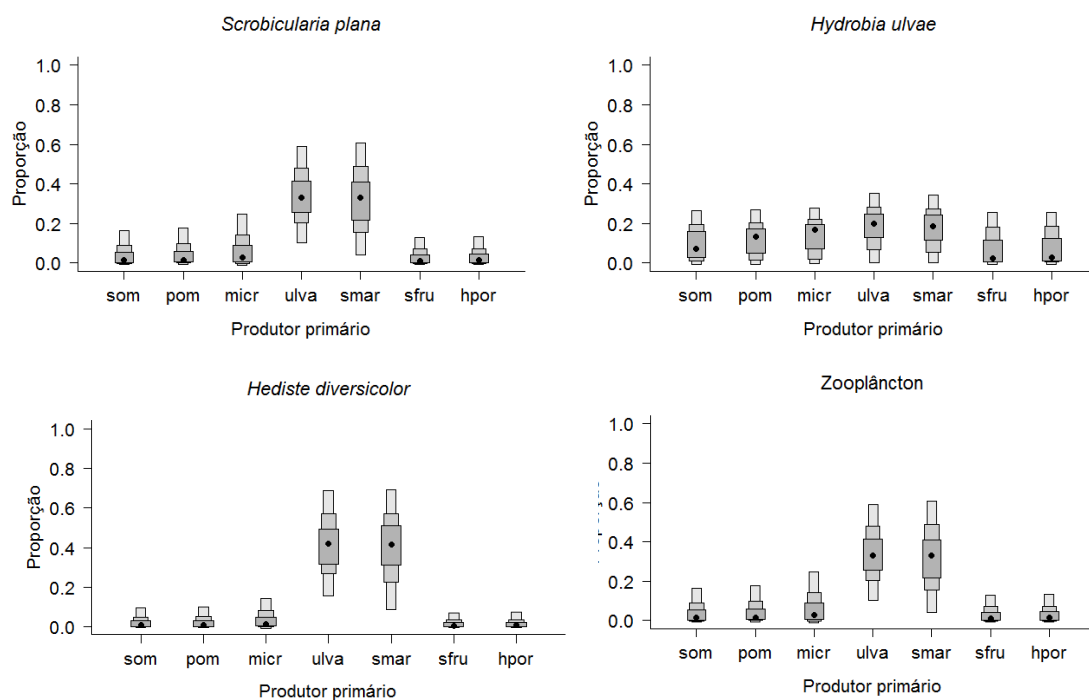


Figura 13 - Contribuição de fontes de matéria orgânica para a dieta de cada espécie de consumidores primários de Vasa Sacos. As caixas representam os intervalos de confiança de 50%, 70% e 95%. O ponto representa a moda. hpor – *Halimione portulacoides*; micr – microalgas; pom – matéria orgânica particulada; sfru – *Sarcocornia fruticosa*; smar – *Spartina maritima*; som – matéria orgânica sedimentar; ulva – *Ulva* sp.

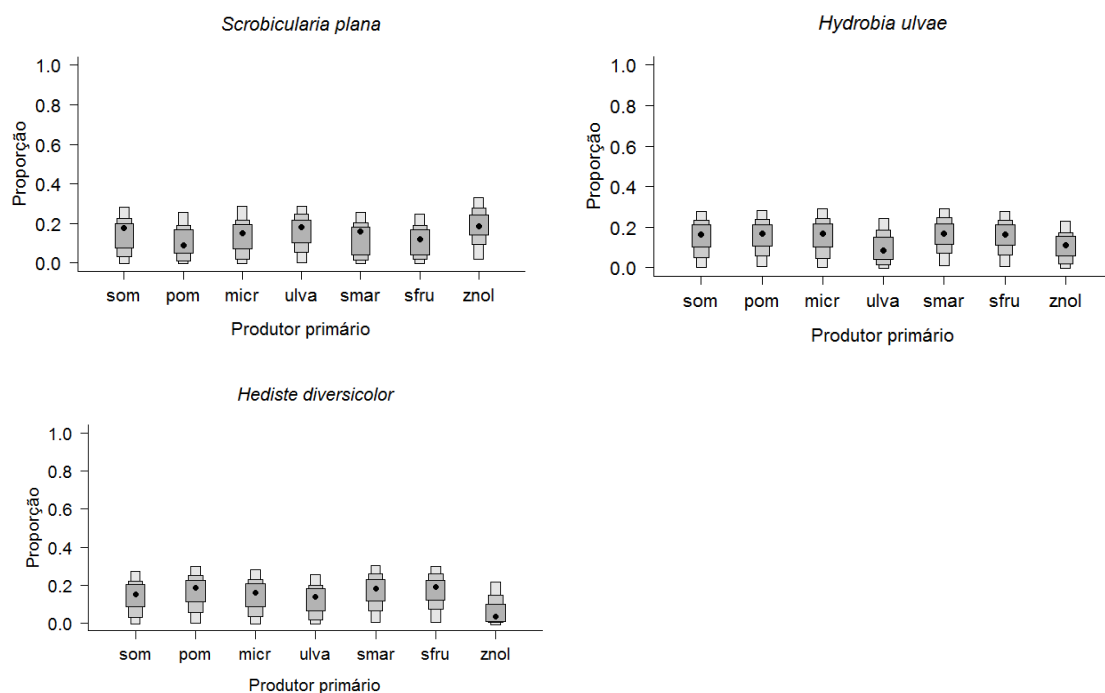


Figura 14 - Contribuição de fontes de matéria orgânica para a dieta de cada espécie de consumidores primários de Sidi Moussa. As caixas representam os intervalos de confiança de 50%, 70% e 95%. O ponto representa a moda. micr – microalgas; pom – matéria orgânica particulada; sfru – *Sarcocornia fruticosa*; smar – *Spartina maritima*; som – matéria orgânica sedimentar; ulva – *Ulva* sp.; znol – *Zostera noltii*.

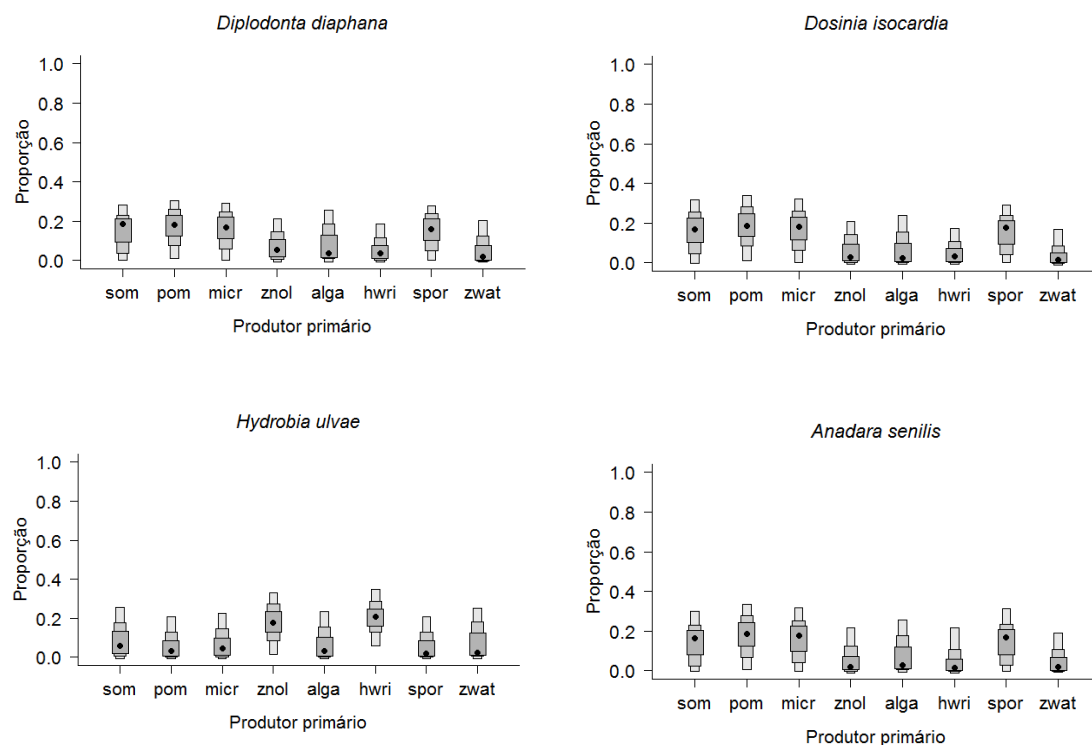


Figura 15 – Continua na página seguinte.

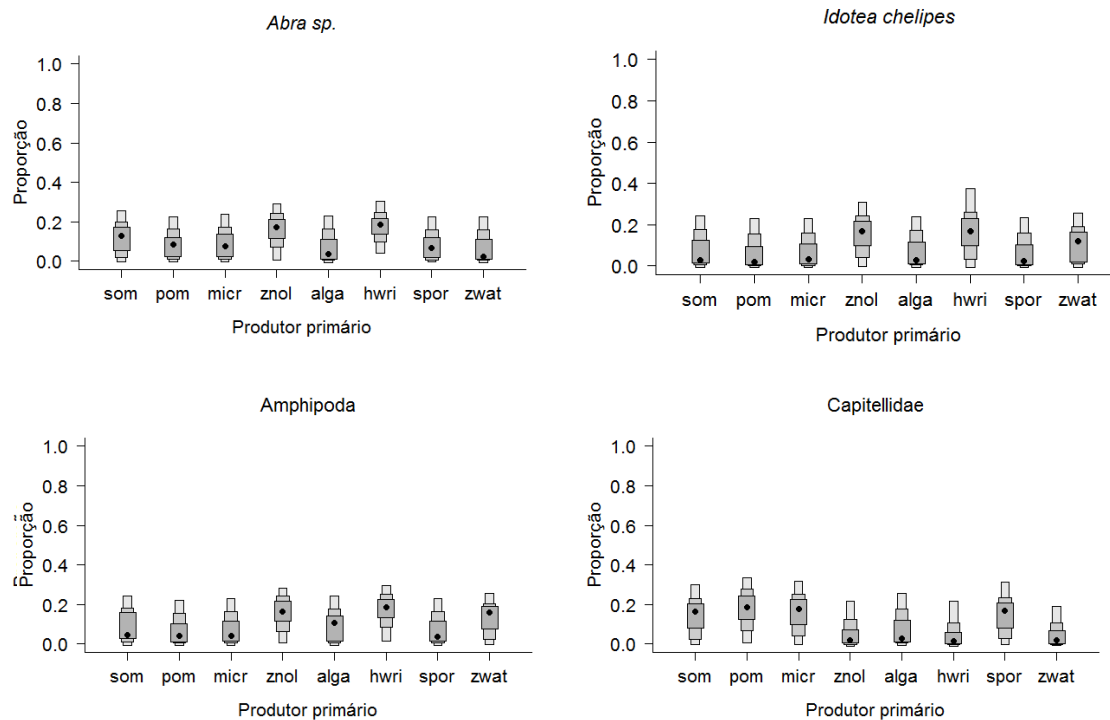


Figura 15 - Contribuição de fontes de matéria orgânica para a dieta de cada espécie de consumidores primários do Banc d'Arguin. As caixas representam os intervalos de confiança de 50%, 70% e 95%. O ponto representa a moda. alga – alga de espécie desconhecida; hwri – *Halodule wrightii*; micr – microalgas; pom – matéria orgânica particulada; som – matéria orgânica sedimentar; spor – *Sesuvium portulacastrum*; znol – *Zostera noltii*; zwat - *Zygophyllum waterlotii*.

3.5. Variação espacial e temporal na cadeia trófica do estuário do Tejo

De forma a analisar as diferenças espaciais e temporais nas cadeias tróficas do estuário do Tejo, os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de cada amostra foram reunidos nos gráficos da Figura 16, estando representados os dados de Coina e Vasa Sacos, correspondentes às épocas de amostragem de Novembro, Fevereiro e Abril. A SEAc de Vasa Sacos de Novembro ocupa uma posição superior em relação ao $\delta^{15}\text{N}$, em comparação com Coina, evidenciando uma cadeia trófica mais enriquecida no isótopo de azoto. O mesmo se verifica em Fevereiro e Abril, apesar das diferenças serem menos evidentes (Figura 16). Regista-se uma grande variação nas SEAc e TA de Vasa Sacos e Coina, ao longo das três épocas sem, no entanto, existir um padrão claro nesta (Figura 16; Tabela 5).

De acordo com os resultados do teste MANOVA, registam-se diferenças significativas nas assinaturas isotópicas ($\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$) das cadeias tróficas do estuário do Tejo entre os locais e épocas de amostragem (Tabela 6). No entanto, estas diferenças são significativas apenas para os valores de $\delta^{15}\text{N}$ (Tabela 6). Para este isótopo, as assinaturas registadas em Novembro apresentam diferenças significativas daquelas registadas em Fevereiro e em Abril (Tukey HSD; $p=0.01$ e $p=0.04$), independentemente do local. Quando considerados os locais e épocas, registam-se diferenças significativas entre Vasa Sacos de Novembro e Coina de Abril (Tukey HSD; $p=0.002$), Vasa Sacos de Novembro e Coina de Fevereiro (Tukey HSD; $p<0.001$), Coina de Fevereiro e Vasa Sacos de Abril (Tukey HSD; $p=0.02$) e Coina e Vasa Sacos de Fevereiro (Tukey HSD; $p=0.04$).

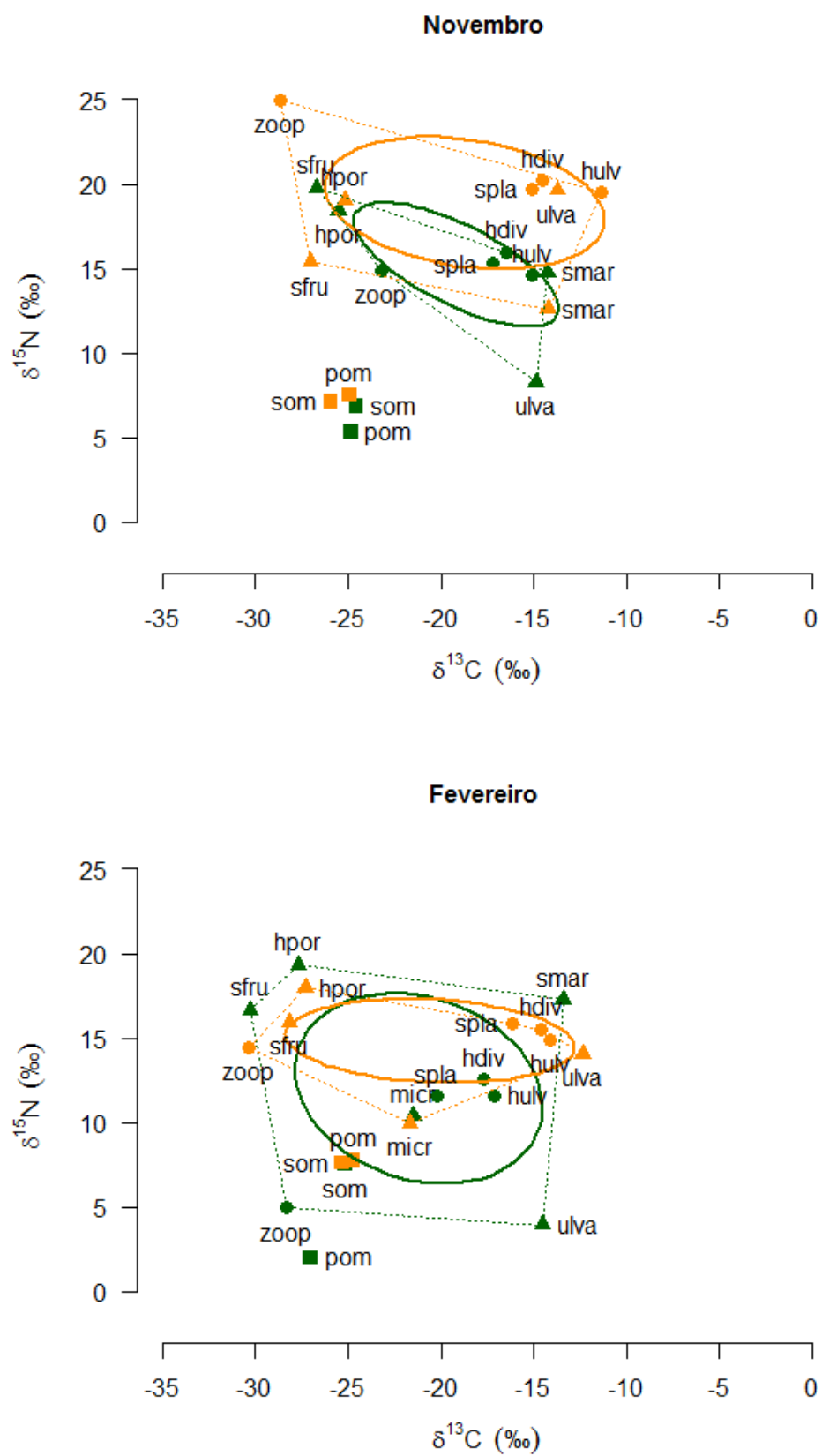


Figura 16 – Continua na página seguinte.

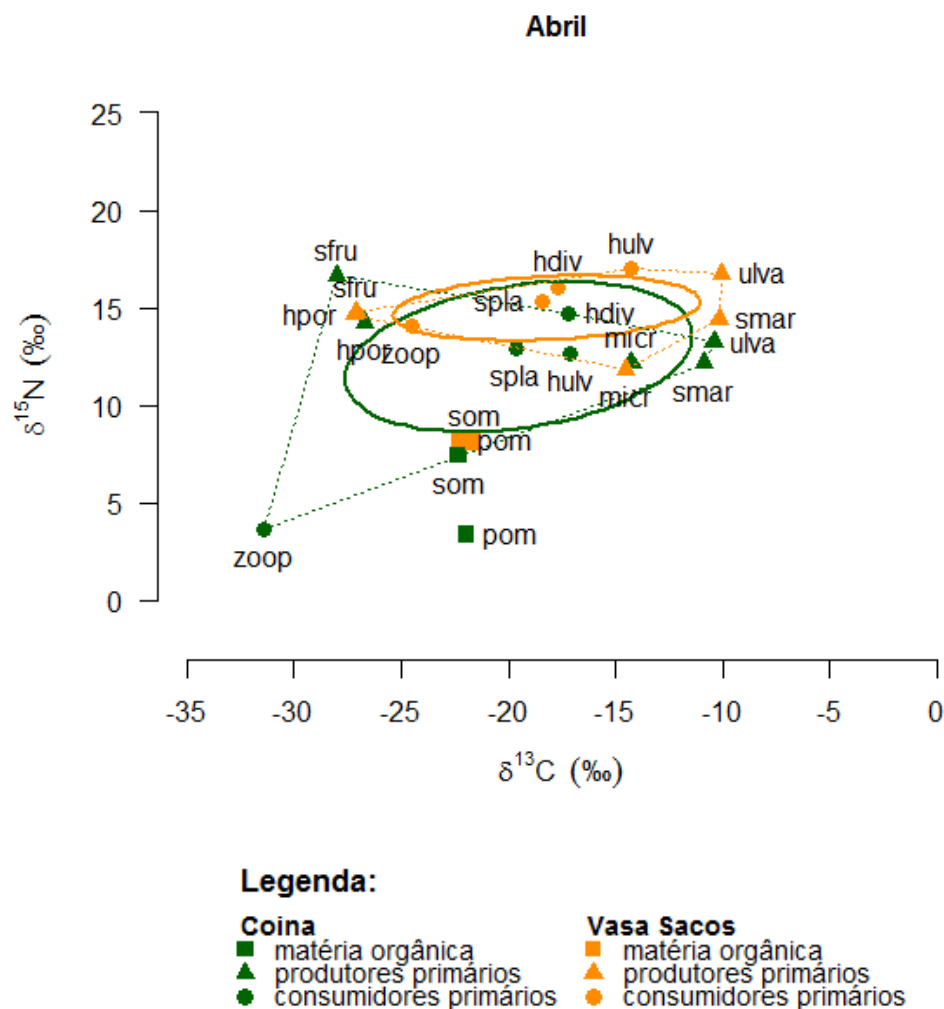


Figura 16 – Coordenadas isotópicas ($\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$) médias dos componentes das cadeias tróficas do estuário do Tejo amostrados em cada local (Coína e Vasa Sacos) e época (Novembro, Fevereiro e Abril) de amostragem. Está representada a SEAc (área da elipse *standard* corrigida; linha contínua) para cada local/época e a TA (área total; tracejado). hdiv – *Hedistes diversicolor*; hpor – *Halimione portulacoides*; hlv – *Hydrobia ulvae*; micr – microalgas; pom – matéria orgânica particulada; sfru – *Sarcocornia fruticosa*; smar – *Spartina maritima*; som – matéria orgânica sedimentar; spla – *Scrobicularia plana*; ulva – *Ulva sp.*; zoop – zooplâncton.

Tabela 5 – SEAc (área da elipse *standard* corrigida) e TA (área total) das cadeias tróficas de Coína e Vasa Sacos nas três épocas de amostragem (Novembro, Fevereiro e Abril).

	SEAc		TA	
	Coina	Vasa Sacos	Coina	Vasa Sacos
Novembro	44.98	89.67	52.41	126.52
Fevereiro	115.16	61.89	213.51	77.60
Abril	93.82	36.79	130.38	49.36

Tabela 6 – Resultados da MANOVA e ANOVA para as diferenças nos isótopos estáveis ($\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$) da cadeia trófica do estuário do Tejo entre locais (Coina vs. Vasa Sacos) e épocas de amostragem (Novembro, Fevereiro e Abril). *** $P < 0.001$; ** $P < 0.01$; * $P < 0.05$).

MANOVA ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$)	df	Pillai	F	P
Local	1	0.15	8.98	0.0002 ***
Época	2	0.10	2.70	0.0315*
Local:Época	2	0.01	0.23	0.9210
ANOVA ($\delta^{13}\text{C}$)	df	Mean SQ	F	P
Local	1	55.50	2.12	0.1480
Época	2	4.79	0.18	0.8330
Local:Época	2	7.89	0.30	0.7410
ANOVA ($\delta^{15}\text{N}$)	df	Mean SQ	F	P
Local	1	240.44	17.97	4.81e-05 ***
Época	2	71.38	5.34	0.0062 **
Local:Época	2	2.12	0.15	0.8534

4. Discussão

Apesar da grande quantidade de estudos que têm sido realizados com o objectivo de descrever e interpretar a estrutura e funcionamento das cadeias tróficas em ecossistemas estuarinos e outros sistemas tidais, recorrendo à análise de isótopos estáveis (e.g. Alfaro et al. 2006; Baeta et al. 2009; França et al. 2011; François et al. 2008; Froneman 2001; Winemiller et al. 2007), poucos são os que realizam comparações a uma escala geográfica alargada. Este estudo representa a primeira tentativa de caracterizar e comparar três áreas ao longo de um gradiente latitudinal na rota migratória do Atlântico-Este, com especial ênfase nas aves limícolas enquanto predadores destes sistemas. Para além da caracterização das cadeias tróficas (do ponto de vista das fontes e fluxos de energia) em locais pouco conhecidos mas com um elevado valor para a conservação, este é um dos primeiros estudos focados em descrever a partição do nicho trófico de comunidades de aves limícolas recorrendo a isótopos estáveis.

4.1. Caracterização das cadeias tróficas das três zonas húmidas costeiras

O gradiente latitudinal ao longo do qual as zonas húmidas estudadas se localizam tem um papel crucial na determinação das suas características ecológicas e biogeoquímicas (Kaiser et al. 2005), tendo-se registado, no presente estudo, diferenças ecologicamente relevantes entre as cadeias tróficas dos três ecossistemas em estudo. Nestes sistemas, as interacções tróficas são bastante complexas e é comum ocorrer uma grande diversidade de fontes a contribuir para a base das cadeias tróficas (Peterson 1999).

Os valores elevados de $\delta^{15}\text{N}$ registados no estuário do Tejo sugerem uma influência antropogénica significativa (McClelland & Valiela 1998; Abreu et al. 2006). Registaram-se valores entre 10.16‰ e 18.70‰ para os produtores primários deste estuário, bastante superiores aos registados para os outros ecossistemas em estudo. Um estudo anterior realizado por França et al. (2011) registou valores semelhantes de $\delta^{15}\text{N}$ (10.8‰-16.2‰) nos produtores primários do estuário do Tejo, concordante com uma origem de fontes antropogénicas. O enriquecimento em azoto de origem antropogénica que ocorre no estuário do Tejo é também consistente com o estudo de Vasconcelos et al. (2007) que refere o Tejo como um estuário com uma forte pressão humana derivada das

populações circundantes e intensa actividade industrial e agrícola. De facto, muitos dos estuários temperados ou zonas costeiras com influência antropogénica têm demonstrado um enriquecimento de azoto nas suas cadeias tróficas (Bode et al. 2006; Raffaelli 1999; Vizzini et al. 2005). A influência antropogénica nos dois sistemas estudados na costa ocidental Africana é significativamente menor do que no estuário do Tejo. No entanto, em Sidi Moussa, é provável que o sistema seja contaminado por fertilizantes utilizados na agricultura praticada em redor deste complexo lagunar (Ramsar Sites Information Service 2012). Além disso, ao longo da costa de Marrocos, entre El Jadida e Safi, é comum a ocorrência de eventos de upwelling, rico em nutrientes (Chafik et al. 2001). A conjugação destes fatores pode estar na origem dos níveis intermédios de $\delta^{15}\text{N}$ (4.90‰-11.17‰) nos produtores primários. Apesar do Banc d'Arguin estar sobre uma elevada influência marinha (Honkoop et al. 2008) que normalmente provoca um aumento nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ (Michener & Kaufman 2007), este local apresenta uma densidade populacional bastante baixa e portanto uma baixa influência antropogénica, reflectindo-se nos baixos valores de $\delta^{15}\text{N}$ registados nos produtores primários (0.20‰-7.17‰), em relação aos outros sistemas em estudo.

No que respeita às fontes de carbono, os valores mais elevados de $\delta^{13}\text{C}$ no Banc d'Arguin podem ser explicados por dois fatores: (1) a grande influência marinha, resultado da ausência de *inputs* de água doce na periferia (Honkoop et al. 2008), e (2) a predominância de *Z. noltii* e ocorrência ocasional de *H. wrightii* (Wolff et al. 1993), ervas marinhas com assinaturas isotópicas de carbono mais enriquecidas em relação às plantas terrestres com metabolismo em C3 (Hemminga & Mateo 1996). O estuário do Tejo, caracterizado por um clima temperado mediterrânico, sofre influência do fluxo de água doce do rio Tejo, que durante o inverno é mais elevado e transporta grandes quantidades de matéria orgânica de origem terrestre. A zona a montante do estuário é uma zona de deposição dos sedimentos e do POM transportados pelo rio (Vinagre et al. 2011). A grande influência fluvial e ausência de pradarias de ervas marinhas justificam uma cadeia trófica mais empobrecida em $\delta^{13}\text{C}$. O estuário do Tejo tem uma mancha de sapal extensa, composta principalmente pelas espécies *S. maritima*, *H. portulacoides* e *S. fruticosa*. Os sistemas dominados por sapal apresentam elevada produtividade primária, contribuindo significativamente para o *pool* de matéria orgânica (Paterson & Whitfield 1997). No caso do estuário do Tejo, *H. portulacoides* e *S. fruticosa* são plantas com um metabolismo em C3, com assinaturas isotópicas de carbono mais

empobrecidas e *S. maritima* é caracterizada por um metabolismo em C4, com valores de carbono mais enriquecidos (Vinagre et al. 2008). Os resultados deste estudo, nomeadamente os valores das assinaturas de carbono dos consumidores primários e secundários e a contribuição das fontes de matéria orgânica para os consumidores primários, sugerem que *S. maritima* seja uma das principais fontes de carbono deste sistema, em concordância com o que foi descrito em estudos anteriores para este (Vinagre et al. 2008) e outros estuários (Deegan & Garrit 1997; Weinstein et al. 2000; Kuak & Zedler 1997). Este produtor incorpora a cadeia trófica ao degradar-se e seguindo um “caminho” de detritos, contribuindo, no entanto, para detritos mais empobrecidos em $\delta^{13}\text{C}$, devido ao característico processo de decomposição das plantas (Currin et al. 1995). A contribuição da macroalga *Ulva* sp. para a dieta dos consumidores primários sugere que, para além das plantas, as algas podem ser um componente importante a contribuir para as cadeias tróficas (Deegan & Garrit 1997; Vizzini & Mazzola 2003), nomeadamente para a dieta dos invertebrados (Kwak & Zedler 1997). De facto, e de acordo com Little (2000), esta macroalga pode desempenhar um papel importante na alimentação do gastrópode *H. ulvae*. Em Sidi Moussa e Banc d’Arguin, o facto de não ter sido possível distinguir as principais fontes de matéria orgânica que contribuem para os consumidores primários pode dever-se à elevada mistura de fontes a contribuir para a base das cadeias tróficas, sendo provável que nenhum dos consumidores primários dependa apenas de um único recurso, como já foi descrito para outros estuários (e.g. Alfaro et al. 2006). No entanto, é de referir que em Sidi Moussa as áreas de sapal dominadas por *S. maritima* e *S. fruticosa*, e as pradarias de *Zostera* sp. deverão contribuir para a base da cadeia trófica através da cadeia de detritos. Em Banc d’Arguin, de acordo com bibliografia existente, é possível que o fluxo de carbono seja também “alimentado” pela fixação de dióxido de carbono por bactérias alojadas nas brânquias dos bivalves da família Lucinidae, desempenhando estes um papel importante no suporte das comunidades das áreas de sapal (van der Geest 2013). Apesar de não existirem evidências da contribuição das microalgas para as cadeias tróficas estudadas, sabe-se que estas podem ter um papel importante nos sistemas tidais, contribuindo para a produção primária das áreas de sapal (Pinckney & Zingmark 1993) e cadeias tróficas associadas (Currin et al. 1995), assim como representar um papel importante na alimentação dos macroinvertebrados bentónicos (Baeta et al. 2009).

O nicho ou espaço isotópico de uma determinada comunidade pode fornecer informação relevante sobre o uso de recursos, a diversidade geográfica e outros aspectos da composição e estrutura dessa mesma comunidade (McGill et al. 2006). A sobreposição parcial do nicho isotópico entre a cadeia trófica de Sidi Moussa e do Banc d'Arguin, contrastando com a quase inexistente sobreposição com a cadeia do estuário do Tejo, pode expressar uma maior partilha de características entre os dois sistemas da costa ocidental Africana. Este facto pode ser explicado pela menor influência terrestre nestes dois locais e pela presença de pradarias de *Zostera* sp. que parecem contribuir significativamente para o fluxo de carbono do sistema. Por outro lado, a ausência de diferenças significativas nas medidas de nicho entre cadeias tróficas dos três sistemas estudados, sugere que não existem diferenças muito acentuadas no que se refere à diversidade trófica dos ecossistemas. A incerteza associada às métricas de nicho é mais elevada quanto menor for o tamanho da amostra, sendo aconselhável um número mínimo de 10 replicados por amostra (Jackson et al. 2011). Deste modo, o facto de não terem sido encontradas diferenças significativas entre as métricas de nicho das três cadeias tróficas pode ser explicado por muitas das amostras serem compostas por poucos replicados.

4.2. Caracterização das comunidades de aves limícolas das três zonas húmidas costeiras

De um modo geral, as assinaturas de $\delta^{13}\text{C}$ dos consumidores secundários reflectem a matéria orgânica assimilada ao longo da cadeia trófica (uma vez que o fator de fracionamento do carbono é reduzido; Hemminga & Mateo 1996), e a sua variação espacial pode ser explicada maioritariamente por uma variação isotópica dos produtores primários (Richoux & Froneman 2007). Já os valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos consumidores podem depender de múltiplos fatores, como a origem da matéria orgânica e do nível trófico das presas que constituem a sua alimentação (Michener & Kaufman 2007). É deste modo, que a assinatura isotópica de cada comunidade de aves expressa as assinaturas isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das cadeias tróficas locais. Cada comunidade partilha características de nicho com a respectiva cadeia trófica: as aves no estuário do Tejo apresentam valores de $\delta^{15}\text{N}$ superiores, a comunidade do Banc d'Arguin um enriquecimento nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e Sidi Moussa valores intermédios, com assinaturas

de $\delta^{15}\text{N}$ mais próximos daquelas encontradas no Banc d'Arguin e assinaturas de $\delta^{13}\text{C}$ mais semelhantes com as do estuário do Tejo. Este facto é salientado pela distinta ocupação dos nichos isotópicos das três comunidades de aves, expresso pela não sobreposição das suas SEAc. Existem evidências de uma grande variação na densidade, biomassa e diversidade de invertebrados a diferentes latitudes (Kalejta & Hockey 1991; Piersma et al. 1993) e é conhecido que as aves limícolas se alimentam de uma variedade de presas, consoante a disponibilidade espacial e sazonal (Worral 1984; Piersma et al. 1993). Assim, para além da variação descrita nas assinaturas isotópicas da base das cadeias tróficas, também a diversidade nos regimes alimentares pode contribuir para diferentes assinaturas isotópicas de comunidades distintas. No entanto, o nível trófico superior da comunidade de aves limícolas do estuário do Tejo parece ser o reflexo do enriquecimento em azoto na base da cadeia trófica, e não necessariamente do facto das aves se alimentarem a um nível trófico superior. No entanto, é de referir que em Sidi Moussa parece haver uma maior contribuição de larvas de Chironomidae para a dieta de várias espécies (como aliás descrito em Kersten et al. 1981), sugerindo que estas se possam alimentar efectivamente a um nível trófico inferior.

O maior nicho isotópico encontrado na comunidade de aves do estuário do Tejo, em resultado maioritariamente de uma maior variação nos valores de azoto, é relativamente inesperado, tendo em conta que o número de presas descritas para esta comunidade é bastante reduzido (quase todas as espécies se alimentam maioritariamente de *H. ulvae*, *S. plana* e *H. diversicolor*; Catry et al. 2012b; Moreira 1996, 1997; Santos et al. 2005). A dimensão do nicho isotópico pode, no entanto, ser explicada por dois fatores. Em primeiro lugar, pelo facto das aves terem sido amostradas em duas áreas distintas (norte e sul do estuário) com assinaturas isotópicas basais distintas (ver resultados e discussão da variação espacial e temporal na cadeia trófica do estuário do Tejo). Em segundo lugar, pelo facto das assinaturas de *L. limosa* registadas neste estudo (aumentando significativamente a variação de $\delta^{15}\text{N}$ da comunidade) poderem não ser características da sua população invernante. Com efeito, o nicho isotópico ocupado por esta espécie, bastante distinto das restantes, pode dever-se ao facto de parte dos indivíduos amostrados pertencerem à subespécie *L. limosa limosa*, que pode ocorrer no estuário a partir de Janeiro, mas cujas áreas de invernada se estendem pela África ocidental. Não só nas áreas de invernada a sul, como nos períodos em que ocorrem no estuário do Tejo, os indivíduos desta espécie têm uma alimentação distinta da

subespécie invernante *L. limosa islandica*, alimentando-se maioritariamente de arroz (Gill et al. 2007). Por outro lado, uma pequena parte da população de *L. limosa islandica* pode explorar oportunisticamente condições sazonais que as salinas oferecem, quando os baixos níveis de água nos tanques permitem a esta espécie alimentar-se de larvas de Chironomidae. As aves desta espécie foram capturadas nas salinas do Samouco, precisamente num período em que se alimentavam de *Chironomus* spp. (embora se desconheça durante quanto tempo este recurso foi explorado).

A sobreposição de nicho isotópico, para muitas das espécies de aves de cada local, e a inexistência de diferenças significativas entre as SEAb de cada espécie, parecem refletir uma baixa diversidade nas presas consumidas (Newsome et al. 2012), ou seja uma partição de recursos relativamente baixa. Este resultado não é inesperado para o estuário do Tejo, tendo em conta que o número de espécies-presa é reconhecidamente baixo (Catry et al. 2012b; Moreira 1996, 1997; Santos et al. 2005), e que a densidade de presas é bastante elevada, o que naturalmente diminui a pressão de competição. É, no entanto, algo inesperado para o Banc d'Arguin, em que a diversidade da comunidade de macroinvertebrados é muito elevada mas a densidade/biomassa de potenciais presas é muito reduzida (Zwarts et al. 1990), sendo expectável uma maior partição do nicho trófico de forma a minimizar a competição interespecífica. Deve-se referir, porém, que o facto das assinaturas isotópicas dos macroinvertebrados serem bastante semelhantes não permite facilmente despistar a contribuição de cada presa para a dieta das aves, podendo mesmo mascarar a partição na utilização dos recursos. É também importante ter em consideração o número variável de aves amostradas de cada espécie, em cada local, quando comparando as métricas isotópicas e interpretando a contribuição das presas para a dieta.

A utilização de modelos mistos Bayesianos na determinação da composição das dietas permite contabilizar a variabilidade inerente aos sistemas naturais. No entanto, para se obter resultados significativos é necessário que as presas tenham assinaturas isotópicas distintas. Quanto mais semelhantes são as assinaturas isotópicas, menor é o poder do modelo na determinação das contribuições de presas para a dieta. Além disso, é importante integrar informação precisa relativa aos fatores de fracionamento associados aos tecidos dos consumidores (Layman et al. 2012). Deste modo, a impossibilidade de obter contribuições significativas para a maior parte das espécies de aves pode ser explicada por duas razões: (1) as presas potenciais apresentarem

assinaturas isotópicas semelhantes, e (2) ter sido considerado um fator de fracionamento não específico para as aves limícolas e para o tecido utilizado (unhas). De facto, ao contabilizar o fator de fracionamento nas assinaturas isotópicas médias de ^{15}N das aves, verificou-se que estas se apresentam mais baixas do que o esperado, em relação às suas potenciais presas. Este facto é particularmente inesperado no estuário do Tejo, onde existe um conhecimento elevado sobre as principais presas de muitas aves limícolas. Estudos realizados com limícolas, nomeadamente *C. alpina* (Odgen et al. 2004), sugerem que o fator de fracionamento do azoto para o sangue é 2.9‰. Resultados preliminares (T. Catry, com.pess) sugerem que para esta espécie o fator de fracionamento das unhas deve ser semelhante ao do sangue. Deste modo, a confirmação (em estudos futuros) e posterior utilização deste fator de fracionamento poderá melhorar os resultados.

Apesar das limitações referidas, foi possível determinar contribuições significativas e relativas para a dieta de algumas espécies. No estuário do Tejo, as contribuições relativas de *H. ulvae*, *H. diversicolor* e *S. plana* para a maior parte das espécies confirmam os dados bibliográficos existentes para o local (Catry et al. 2012b; Moreira 1996; Santos et al. 2005). A aparente contribuição de *Chironomus* spp. para *L. limosa* salienta a importância das salinas no suporte das comunidades de aves limícolas. As larvas deste inseto parecem constituir também um recurso importante para muitas espécies amostradas em Sidi Moussa, confirmando observações preliminares de alimentação nas salinas por parte de algumas espécies de aves, realizadas por investigadores que trabalham no local (R. Lopes com.pess.). Apesar de não existirem registos sobre a alimentação de *C. alpina* perto de Sidi Moussa, a contribuição significativa de *S. plana* para a sua dieta está de acordo com o referido pelos estudos sobre as suas preferências alimentares noutros locais (Moreira 1996; Santos et al. 2005, Martins et al. in press). É de salientar a contribuição relativa de *D. isocardia* e *H. ulvae* para a dieta de *C. canutus* no Banc d'Arguin. Esta espécie tem um regime alimentar especialista em moluscos (Piersma 2007) e de acordo com a bibliografia para este local, *L. lucinalis* e *D. isocardia* constituem as suas principais presas (van Gils et al. 2013). A potencial contribuição de *H. ulvae* para a sua dieta vem confirmar observações preliminares efetuadas no local. Apesar de *L. lucinalis* não ter sido evidenciado no modelo como potencial fonte de contribuição para a dieta de *C. canutus*, a possível

predação deste bivalve por alguns indivíduos poderia explicar a grande variação nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ para esta espécie.

4.3. Variação espacial e temporal na cadeia trófica do estuário do Tejo

Pretendeu-se realizar uma comparação espacial e temporal da cadeia trófica do estuário do Tejo com vista a uma melhor compreensão da dinâmica trófica deste local. As diferenças significativas registadas para os valores $\delta^{15}\text{N}$, entre Coina e Vasa Sacos, e a ocupação de uma posição superior na escala de $\delta^{15}\text{N}$ pela SEAc de Vasa Sacos pode dever-se ao facto de este local se localizar a montante do estuário, perto de uma área agrícola e bastante próximo da foz do Rio Sorraia, afluente do Tejo. Esta zona agrícola poderá estar a contribuir para o aumento das assinaturas isotópicas de azoto deste local (Vasconcelos et al. 2007), em detrimento de Coina. A área de Coina, por se situar mais a jusante, poderá estar sobre maior influência marinha associada ao regime de marés. Diferenças isotópicas entre cadeias tróficas de áreas distintas foram já anteriormente descritas no estuário do Tejo, e salientam a maior influência marinha nas cadeias tróficas mais a jusante do estuário (Vinagre et al. 2008).

Diversos estudos em ecossistemas estuarinos afirmam que podem ocorrer variações sazonais nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos componentes das cadeias tróficas (Fourqurean et al. 1997; Vizzini & Mazzola 2003), enquanto outros não registam diferenças (McClelland & Valiela 1998; Cole et al. 2004). A variação sazonal nos estuários pode estar principalmente associada aos volumes variáveis de descargas dos rios (Chícharo et al. 2006), e portanto depende da dinâmica de cada bacia hidrográfica. No estuário do Tejo, estas descargas são muito variáveis, não só devido ao clima mas também à ocorrência de inúmeras barragens a montante. As diferenças sazonais nos valores de $\delta^{15}\text{N}$, apesar de não apresentarem um padrão claro de variação, deverão ter origem nas diferenças dos fluxos de água doce no estuário, como já foi descrito por Vinagre et al. (2011).

As assinaturas isotópicas das aves amostradas, em cada local, parecem refletir as assinaturas das respetivas cadeias tróficas, como já foi referido anteriormente para as comunidades de aves (ver resultados e discussão da caracterização das comunidades de aves limícolas nas três zonas húmidas). Tal facto é evidenciado pelas assinaturas

isotópicas das espécies *C. hiaticula* e *C. alba*, amostradas na área de Coina, que apresentam valores de $\delta^{15}\text{N}$ em geral mais baixos que as restantes espécies.

5. Considerações finais

Através deste estudo foi possível concluir que os ecossistemas tidais essenciais para muitas espécies de aves limícolas migradoras diferem nas suas características tróficas, sendo estas determinadas por diversos fatores, entre eles a maior ou menor influência marinha, a presença de cursos de água doce ou o tipo de produtores primários que dominam o sistema, destacando-se o efeito que a elevada pressão humana pode ter nas cadeias tróficas dos ecossistemas das regiões mais humanizadas, como é o caso do estuário do Tejo. As comunidades de aves limícolas expressam as assinaturas isotópicas das cadeias tróficas nos vários ecossistemas em estudo, sendo susceptíveis a alterações nas assinaturas-base destas cadeias. Assim se justificam as diferenças registadas nas assinaturas isotópicas das espécies amostradas nos três sistemas estudados, com total ausência de sobreposição dos nichos isotópicos das três comunidades. O facto de existirem diferenças significativas nas assinaturas das aves limícolas das três áreas de invernada é extremamente relevante para estudos de conectividade migratória, pois permite identificar as origens de indivíduos amostrados ao longo da rota migratória, em locais de *stopover* ou mesmo nas áreas de reprodução (ver Catry et al. 2012a). Este estudo destaca ainda a potencial importância das salinas como área de alimentação para algumas espécies de limícolas em Sidi Moussa, salientando a relevância de novos estudos para melhor avaliar esta situação neste sistema costeiro pouco conhecido, de forma a posteriormente considerar uma adequada gestão destes locais. Deste modo, estes resultados contribuem para melhorar a compreensão da ecologia alimentar destas espécies, sugerindo a necessidade de desenvolver mais estudos no sentido de aprofundar o conhecimento sobre os requisitos das aves limícolas nos vários ecossistemas chave ao longo das rotas migratórias. No futuro, o uso simultâneo de técnicas tradicionais complementares para o estudo da dietas das aves limícolas nos sistemas da costa ocidental Africana, onde a informação actual é muito escassa, poderão ser cruciais para melhorar o poder dos modelos utilizados e assim maximizar a informação revelada pela análise de isótopos estáveis.

Em suma, este estudo veio demonstrar que, através da análise de isótopos estáveis, é possível caracterizar e comparar cadeias tróficas e comunidades a uma escala geograficamente alargada. Devido às elevadas pressões a que estes ecossistemas estão sujeitos ou pelo simples facto de se localizarem em locais remotos pouco estudados, revela-se essencial o desenvolvimento de mais estudos de forma a conseguir prever os

efeitos que podem advir de alterações nestes sistemas, extremamente importantes para a migração das aves limícolas ao longo da rota migratória do Atlântico-Este.

6. Referências

- Abreu PC, Costa CS, Bemvenuti C, Odebrecht C, Graneli W, Anesio AM (2006) Eutrophication processes and trophic interactions in a shallow estuary: preliminary results based on stable isotope analysis ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$). *Estuaries and Coasts* 29:277-285
- Alfaro AC, Thomas F, Sergeant L, Duxbury M (2006) Identification of trophic interactions within an estuarine food web (northern New Zealand) using fatty acid biomarkers and stable isotopes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70:271-286
- Baeta A, Pinto R, Valiela I, Richard P, Niquil N, Marques JC (2009) $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ in the Mondego estuary food web: Seasonal variation in producers and consumers. *Marine environmental research* 67:109-116
- Bearhop S, Furness RW, Hilton GM, Votier SC, Waldron S (2003) A forensic approach to understanding diet and habitat use from stable isotope analysis of (avian) claw material. *Functional Ecology* 17:270-275
- Bligh E, Dyer WJ (1959) A rapid method of total lipid extraction and purification. *Canadian journal of biochemistry and physiology* 37:911-917
- Blomert AM, Engelmoer M, Ntiamoa-Baidu Y (1990) The Banc d'Arguin, Mauritania, as a meeting point for Avocets during spring migration. *Ardea* 78:185-192
- Bode A, Alvarez-Osorio MT, Varela M (2006) Phytoplankton and macrophyte contributions to littoral food webs in the Galician upwelling estimated from stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series* 318:89-102
- Bond AL, Jones IL (2009) A practical introduction to stable-isotope analysis for seabird biologists: approaches, cautions and caveats. *Marine Ornithology* 37:183-188
- Brotas V, Cabrita T, Portugal A, Serôdio J, Catarino F (1995) Spatio-temporal distribution of the microphytobenthic biomass in intertidal flats of Tagus Estuary (Portugal). *Hydrobiologia* 300:93-104
- Burger J, Howe MA, Hahn DC, Chase J (1977) Effects of tide cycles on habitat selection and habitat partitioning by migrating shorebirds. *The Auk* 94:743-758
- Cabral HN, Costa MJ (1999) Differential use of nursery areas within the Tagus estuary by sympatric soles, *Solea solea* and *Solea senegalensis*. *Biology of Fishes* 56:389-397
- Cabral HN, Costa MJ, Salgado JP (2001) Does the Tagus estuary fish community reflect environmental changes? *Climate Research* 18:119-126
- Caçador I, Vale C, Catarino F (1996) Accumulation of Zn, Pb, Cu and Ni in sediments between roots of the Tagus estuary salt marshes, Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 42:393-403
- Catry T, Alves JA, Andrade J, Costa H, Dias MP, Fernandes P, Leal A, Lourenço PM, Martins RC, Moniz F, Pardal S, Rocha A, Santos CD, Encarnação V, Granadeiro JP (2011) Long-term declines of wader populations at the Tagus estuary, Portugal: a response to global or local factors? *Bird Conservation International* 21:238-453
- Catry T, Martins RC, Granadeiro JP (2012a) Discriminating geographic origins of migratory waders at stopover sites: insights from stable isotope analysis of toenails. *Journal of Avian Biology* 43:79-84
- Catry T, Alves JA, Gill JA, Gunnarsson TG, Granadeiro JP (2012b) Sex promotes spatial and dietary segregation in a migratory shorebird during the non-breeding season. *PLoS ONE* 7:e33811

- Chafik A, Cheggour M, Cossa D, Sifeddine SBM (2001) Quality of Moroccan Atlantic coastal waters: water monitoring and mussel watching. *Aquatic Living Resources* 14:239-249
- Cheggour M, Chafik A, Langston WJ, Burt GR, Benbrahim S, Texier H (2001) Metals in sediments and the edible cockle *Cerastoderma edule* from two Moroccan Atlantic lagoons: Moulay Bou Selham and Sidi Moussa. *Environmental Pollution* 115:149-160
- Chícharo MA, Chícharo L, Morais P (2006) Inter-annual differences of ichthyofauna structure of the Guadiana estuary and adjacent coastal area (SE Portugal/SW Spain): before and after Alqueva dam construction. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70:39-51
- Clark RG, Hobson KA, Wassenaar LI (2006) Geographic variation in the isotopic (δD , $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$, $\delta^{34}S$) composition of feathers and claws from lesser scaup and northern pintail: implications for studies of migratory connectivity. *Canadian Journal of Zoology* 84:1395-1401
- Cole ML, Valiela I, Kroeger KD, Tomasky GL, Cebrian J, Wigand C, McKinney A, Grady SP, Silva MHC (2004) Assessment of a δN Isotopic Method to Indicate Anthropogenic Eutrophication in Aquatic Ecosystems. *Journal of Environmental Quality* 33:124-132
- Currin CA, Stephen YN, Paerl HW (1995) The role of standing dead *Spartina alterniflora* and benthic microalgae in salt marsh food webs: considerations based on multiple stable isotope analysis. *Marine ecology progress series* 121:99-116
- Day JW, Yáñez-Arancibia A, Kemp WM, Crump BC (2012) Introduction to Estuarine Ecology. In: Day JW, Yáñez-Arancibia A, Kemp WM, Crump BC (eds) *Estuarine ecology*. Wiley-Blackwell, pp 1-18
- Deegan LA, Garritt RH (1997) Evidence for spatial variability in estuarine food webs. *Marine ecology progress series* 147:31-47
- Delany S, Scott D, Dodman T, Stroud D (2009) An atlas of Wader Populations in Africa and Western Eurasia. Wetlands International and International Wader Study Group
- Dias AA, Marques JMS (1999) Estuários. Estuário do Tejo: o seu valor e um pouco da sua história. Reserva Natural do Estuário do Tejo, Alcochete
- Dierschke V, Kube J, Probst S, Brenning U (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
- Drake P, Arias AM, Baldo F, Cuesta JA, Rodríguez A, Silva-Garcia A, Sobrino I, Garcia-Gonza D, Fernandez-Delgado C (2002) Spatial and temporal variation of the nekton and hyperbenthos from a temperate European estuary with regulated freshwater inflow. *Estuaries* 25:451-468
- Durell VD, Kelly CP (1990) Diets of dunlin *Calidris alpina* and grey plover *Pluvialis squatarola* on the Wash as determined by dropping analysis. *Bird Study* 37:44-47
- Engelmoer M, Piersma T, Altenburd W, Mes R (1984) The Banc d'Arguin (Mauritania). In Goss-Custard J, Evans PR, Hale WG (eds) *Coastal waders and wildfowl in winter*. Cambridge University Press, Cambridge
- Ens BJ, Piersma T, Drent RH (1994) The dependence of waders and waterfowl migrating along the East Atlantic Flyway on their coastal food supplies: what is the most profitable research program? *Ophelia* 6:127-151
- Estes JA, Terborgh J, Brashares JS, Power ME, Berger J, Bond WJ, Carpenter SR, Essington TE, Holt RD, Jackson JBC, Marquis RJ, Oksanen L, Oksanen T, Paine RT, Pikitch EK, Ripple WJ, Sandin SA, Scheffer M, Schoener TW, Shurin JB, Sinclair ARE, Virtanen R, Wardle DA (2011) Trophic downgrading of planet earth. *Science* 333:301-306

- Faye D, Morais LT, Raffray J, Oumar S, Thiaw OT, Loc'h FL (2011) Structure and seasonal variability of fish food webs in an estuarine tropical marine protected area (Senegal): evidence from stable isotope analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92:607-617
- Fourqurean JW, Moore TO, Fry B, Hollibaugh JT (1997) Spatial and temporal variation in C: N: P ratios, $\delta^{15}\text{N}$, and $\delta^{13}\text{C}$ of eelgrass *Zostera marina* as indicators of ecosystem processes, Tomales Bay, California, USA. *Marine Ecology Progress Series* 157:147-157
- França S, Vasconcelos RP, Tanner S, Máguas C, Costa MJ, Cabral HN (2011) Assessing food web dynamics and relative importance of organic matter sources for fish species in two Portuguese estuaries: A stable isotope approach. *Marine environmental research* 72:204-215
- François L, Christian H, Grall J (2008) Benthic community and food web structure on the continental shelf of the Bay of Biscay (North Eastern Atlantic) revealed by stable isotopes analysis. *Journal of Marine Systems* 72:17-34
- Froneman PW (2001) Stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$) composition of the food web of the temperate Kariëga estuary (Eastern Cape). *Southern African Journal of Aquatic Sciences* 26:49-56
- Froneman PW (2002) Food web structure in three contrasting estuaries determined using stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$) analysis. *African Journal of Aquatic Science* 27:107-115
- Furness RW, Greenwood JJD (1993) *Birds as Monitors of Environmental Change*. Chapman & Hall, London
- Gill JA, Langston HW, Alves JA, Atkinson PW, Bocher P, Vieira NC, Crockford NJ, Gélinaud G, Groen N, Gunnarsson TG, Hayhow B, Hooijmeijer J, Kentie R, Kleijn D, Lourenço PM, Masero JA, Meunier F, Potts PM, Roodbergen M, Schekkerman H, Schröder J, Wymenga E, Piersma T (2007) Contrasting trends in two Black-tailed Godwit populations: a review of causes and recommendations. *Wader Study Group Bull.* 114:43-50
- Goss-Custard JD (1967) The winter feeding ecology of the Redshank *Tringa totanus*. *Ibis* 111:338-356
- Goss-Custard JD (1977) Optimal foraging and the size selection of worms by redshank *Tringa totanus* in the field. *Animal Behaviour* 25:10-29
- Goss-Custard JD, Yates MG (1992) Towards predicting the effect of salt-marsh reclamation on feeding bird numbers on the Wash. *Journal of Applied Ecology* 29:330-340
- Hemminga MA, Mateo MA (1996) Stable carbon isotopes in seagrasses: variability in ratios and use in ecological studies. *Marine Ecology Progress Series* 140:285-298
- Hobson KA (1999) Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. *Oecologia* 120:314-326
- Hobson KA (2005a) Using stable isotopes to trace long-distance dispersal in birds and other taxa. *Diversity and Distributions* 11:157-164
- Hobson KA (2005b) Stable isotopes and the determination of avian migratory connectivity and seasonal interactions. *The Auk* 122:1037-1048
- Hobson KA, Bowen GJ, Wassenaar LI, Ferrand Y, Lormee H (2004) Using stable hydrogen and oxygen isotope measurements of feathers to infer geographical origins of migrating European birds. *Oecologia* 141:477-488
- Honkoop PJ, Berghuis EM, Holthuijsen S, Lavaleye MS, Piersma T (2008) Molluscan assemblages of seagrass-covered and bare intertidal flats on the Banc d'Arguin, Mauritania, in relation to characteristics of sediment and organic matter. *Journal of Sea Research* 60:255-263
- Ibáñez C, Morris JT, Mendelssohn IA, Day JW (2012) Coastal Marshes. In: Day JWJ, Yáñez-Arancibia A, Kemp WM, Crump BC (eds) *Estuarine ecology*. Wiley-Blackwell, pp 129-164

- Inger R, Bearhop S (2008) Applications of stable isotope analyses to avian ecology. *Ibis* 150:447-461
- Inger R, Ruxton GD, Newton J, Colhoun K, Robinson JA, Jackson AL, Bearhop S (2006) Temporal and intrapopulation variation in prey choice of wintering geese determined by stable isotope analysis. *Journal of Animal Ecology* 75:1190-1200
- International Wader Study Group (2003) Waders are declining worldwide. Conclusions from the 2003 International Wader Study Group Conference, Cádiz, Spain. *Wader Study Group Bull* 101:8-12
- IPMA (2012) Normais climatológicas 81-2010, Lisboa. Instituto português do mar e da atmosfera. Disponível em: <http://www.ipma.pt/pt/oclima/normais.clima/1981-2010/012/> (acedido Outubro 2013)
- Jackson AL, Inger R, Parnell AC, Bearhop S (2011) Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER—Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology* 80:595-602
- Kaiser MJ, Attrill MJ, Jennings S, Thomas DN, Barnes DKA, Brierley AS, Polunin NVC, Raffaelli DG, Williams PJB (2005) *Marine ecology: processes, systems, and impacts*. Oxford University Press
- Kalejta B, Hockey PAR (1991) Distribution, abundance and productivity of benthic invertebrates at the Berg River estuary, South Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 33:175-191
- Kendall C, Elliott EM, Wankel SD (2007) Tracing anthropogenic inputs of nitrogen to ecosystems. In: Lajtha K, Michener RH (eds) *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Sciences*. Blackwell Scientific Publications, New York pp 375-475
- Kersten M, Piersma T, Smit C, Zegers P (1981) Netherlands Morocco Expedition – Some preliminary results. Groningen, The Netherlands
- Kwak TJ, Zedler JB (1997) Food web analysis of southern California coastal wetlands using multiple stable isotopes. *Oecologia* 110:262-277
- Layman CA, Allgeier JE (2011) Characterizing trophic ecology of generalist consumers: a case study of the invasive lionfish in The Bahamas. *Marine Ecology Progress Series* 448:131-141
- Layman CA, Araujo MS, Boucek R, Hammerschlag-Peyer CM, Harrison E, Jud ZR, Matich P, Rosenblatt AE, Vaudo JJ, Yeager LA, Post, Bearhop S (2012) Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of analytical tools. *Biological Reviews* 87:545-562
- Layman CA, Arrington DA, Montaña CG, Post DM (2007) Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology* 88:42-48
- Little C (2000) *The biology of soft shores and estuaries*. Oxford University Press
- Loneragan NR, Bunn SE (1999) River flows and estuarine ecosystems: implications for coastal fisheries from a review and a case study of the Logan River, southeast Queensland. *Australian Journal of Ecology* 24:431-440
- Lourenço PM, Silva A, Santos CD, Miranda AC, Granadeiro JP, Palmeirim JM (2008) The energetic importance of night foraging for waders wintering in a temperate estuary. *Acta oecologica* 34:122-129
- Maanan M (2008) Heavy metal concentrations in marine molluscs from the Moroccan coastal region. *Environmental Pollution* 153:176-183

- Maanan M, Zourarah B, Carruesco C, Aajjane A, Naud J (2004) The distribution of heavy metals in the Sidi Moussa lagoon sediments (Atlantic Moroccan Coast). *Journal of African Earth Sciences* 39:473-483
- Martinez del Rio C, Sabat P, Anderson-Sprecher R, Gonzalez SP (2009) Dietary and isotopic specialization: the isotopic niche of three *Cinclodes* ovenbirds. *Oecologia* 161:149-159
- Martins RC, Catry T, Santos CD, Palmeirim JM, Granadeiro JP (in press) Seasonal variation in the diet & foraging behaviour of dunlins *Calidris alpina* in a South European Estuary: improved feeding conditions for northward migrants. *PLoS ONE*
- Mateo MA, Serrano O, Serrano L, Michener RH (2008) Effects of sample preparation on stable isotope ratios of carbon and nitrogen in marine invertebrates: implications for food web studies using stable isotopes. *Oecologia* 157:105-115
- McClelland JW, Valiela I (1998) Changes in food web structure under the influence of increased anthropogenic nitrogen inputs to estuaries. *Marine Ecology Progress Series* 168:259-271
- McConnaughey TA, Burdett J, Whelan JF, Paull CK (1997) Carbon isotopes in biological carbonates: respiration and photosynthesis. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 61:611-622
- McCutchan JH, Lewis WM, Kendall C, McGrath CC (2003) Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen and sulfur. *Oikos* 102:378-390
- McGill BJ, Enquist BJ, Weiher E, Westoby M (2006) Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution* 21:178-185
- Michener RH, Kaufman L (2007) Stable isotope ratios as tracers in marine food webs: An update. In: Lajtha K, Michener RH (eds) *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Sciences*. Blackwell Scientific Publications, New York pp 238-270
- Moreira F (1996) Diet and feeding behaviour of Grey Plovers *Pluvialis squatarola* and Redshanks *Tringa tetanus* 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 Shelf Science* 44:67-78
- Newsome SD, Yeakel JD, Wheatley PV, Tinker MT (2012) Tools for quantifying isotopic niche space and dietary variation at the individual and population level. *Journal of Mammalogy* 93:329-341
- Ogden LJE, Hobson KA, Lank DB (2004) Blood isotopic ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) turnover and diet-tissue fractionation factors in captive dunlin (*Calidris alpina pacifica*). *The Auk* 121:170-177
- Parnell AC, Inger R, Bearhop S, Jackson AL (2010) Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. *PLoS One* 5:e9672
- Paterson AW, Whitfield AK (1997) A stable carbon isotope study of the food-web in a freshwater-deprived South African estuary, with particular emphasis on the ichthyofauna. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 45:705-715
- Pearson SF, Levey DJ, Greenberg CH, Martinez del Rio C (2003) Effects of elemental composition on the incorporation of dietary nitrogen and carbon isotopic signatures in an omnivorous songbird. *Oecologia* 135:516-523
- Peterson BJ (1999) Stable isotopes as tracers of organic matter input and transfer in benthic food webs: a review. *Acta Oecologica* 20:479-487
- Peterson BJ, Fry B (1987) Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review Ecology Systematics* 18:293-320

- Peterson BJ, Howarth RW (1987) Sulfur, carbon, and nitrogen isotopes used to trace organic matter flow in the salt-marsh estuaries of Sapelo Island, Georgia. *Limnology and oceanography* 32:1195-1213
- Piersma T (2007) Using the power of comparison to explain habitat use and migration strategies of shorebirds worldwide. *Journal of Ornithology* 148:45-59
- Piersma T, Goeij T, Tulp I (1993) An evaluation of intertidal feeding habitats from a shorebird perspective: towards relevant comparisons between temperate and tropical mudflats. *Netherlands Journal of Sea Research* 31:503-512
- Pinckney JL, Zingmark RG (1993) Modeling the annual production of intertidal benthic microalgae in estuarine ecosystems. *Journal of Phycology* 29:396-407
- Post DM (2002) Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions *Ecology* 83.3:703-718
- Quevedo M, Svanbäck R, Eklöv P (2009) Intrapopulation niche partitioning in a generalist predator limits food web connectivity. *Ecology* 90:2263-2274
- R Core Team (2013) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org>
- Raffaelli D (1999) Nutrient enrichment and trophic organisation in an estuarine food web. *Acta Oecologica* 20:449-461
- Ramsar Sites Information Service (2012) Complexe de Sidi Moussa-Walidia, Morocco. Disponível em: <http://ramsar.wetlands.org/Database/SearchforRamsarsites/tabid/765/Default.aspx> (acedido Outubro 2013)
- Ramsar Sites Information Service (2012) Parc National du Banc d'Arguin, Mauritania. Disponível em: <http://ramsar.wetlands.org/Database/SearchforRamsarsites/tabid/765/Default.aspx> (acedido Outubro 2013)
- Richoux NB, Froneman PW (2007) Assessment of spatial variation in carbon utilization by benthic and pelagic invertebrates in a temperate South African estuary using stable isotope signatures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71:545-558
- Rodrigues AM, Meireles S, Pereira T, Gama A, Quintino V (2006) Spatial patterns of benthic macroinvertebrates in intertidal areas of a Southern European estuary: the Tagus, Portugal. *Hydrobiologia* 555:99-113
- Santos CD, Granadeiro JP, Palmeirim JM (2005) Feeding ecology of dunlin *Calidris alpina* in a southern European estuary. *Ardeola* 52:235-252
- Sevrin-Reyssac J (1993) Hydrology and underwater climate of the Banc d'Arguin, Mauritania: a review. *Hydrobiologia* 258:1-3
- Sulzman EW (2007) Stable isotope chemistry and measurement: a primer. In: Lajtha K, Michener RH (eds) *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Sciences*. Blackwell Scientific Publications, New York pp 1-18
- Valiela I, Cole ML, McClelland J, Hauxwell J, Cebrian J, Joye SB (2000) Role of salt marshes as part of coastal landscapes. *Concepts and controversies in tidal marsh ecology* 23-38
- Valiela I, Collins G, Kremer J, Lajtha K, Geist M, Seely B, Brawley J, Sham CH (1997) Nitrogen loading from coastal watersheds to receiving estuaries: new method and application. *Ecological Applications* 7:358-380
- van de Kam J, Ens B, Piersma T, Zwartz L (2004) *Shorebirds: an illustrated behavioural ecology*. Utrecht, The Netherlands: KNNV Publishers

- van der Geest M (2013) Multi-trophic interactions within the seagrass beds of Banc d'Arguin, Mauritania: a chemosynthesis-based intertidal ecosystem. PhD Thesis, University of Groningen, Groningen, The Netherlands
- van Gils JA, van der Geest M, Leyrer J, Oudman T, Lok T, Onrust J, de Fouw J, van der Heide T, van den Hout PJ, Spaans B, Dekinga A, Brugge M, Piersma T (2013) Toxin constraint explains diet choice, survival and population dynamics in a molluscivore shorebird. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280:1763
- Vander Zanden HBV, Arthur KE, Bolten AB, Popp BN, Lagueux CJ, Harrison E, Campbell CL, Bjorndal KA (2013) Trophic ecology of a green turtle breeding population. *Marine Ecology Progress Series* 476:237-249
- Vanderklift MA, Ponsard S (2003) Sources of variation in consumer-diet $\delta^{15}\text{N}$ enrichment: a meta-analysis. *Oecologia* 136:169-182
- Vasconcelos RP, Reis-Santos P, Fonseca V, Maia A Ruano M, França S, Vinagre C, Costa MJ, Cabral, H (2007) Assessing anthropogenic pressures on estuarine fish nurseries along the Portuguese coast: a multi-metric index and conceptual approach. *Science of the Total Environment* 374:199-215
- Vinagre C, Salgado J, Cabral HN, Costa MJ (2011) Food web structure and habitat connectivity in fish estuarine nurseries – impact of river flow. *Estuaries and Coasts* 34:663-674
- Vinagre C, Salgado J, Costa MJ, Cabral HN (2008) Nursery fidelity, food web interactions and primary sources of nutrition of the juveniles of *Solea solea* and *S. senegalensis* in the Tagus estuary (Portugal): A stable isotope approach. 76:255-264
- Vinagre C, Salgado J, Cabral HN, Costa MJ (2011) Food web structure and habitat connectivity in fish estuarine nurseries – impact of river flow. *Estuaries and Coasts* 34:663-674
- Vizzini S, Mazzola A (2003) A Seasonal variations in the stable carbon and nitrogen isotope ratios ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ and $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) of primary producers and consumers in a western Mediterranean coastal lagoon. *Marine Biology* 142:1009-1018
- Vizzini S, Savona B, Do Chi T, Mazzola A (2005) Spatial variability of stable carbon and nitrogen isotope ratios in a Mediterranean coastal lagoon. *Hydrobiologia* 550:73-82
- Watkinson AR, Gill JA, Hulme M (2004) Flying in the face of climate change: a review of climate change, past, present and future. *Ibis* 146:4-10
- Webster MS, Marra PP, Haig SM, Bensch S, Holmes RT (2002) Links between worlds: unraveling migratory connectivity. *Trends in Ecology & Evolution* 17:76-83
- Weinstein MP, Litvin SY, Bosley KL, Fuller CM, Wainright SC (2000) The role of tidal salt marsh as an energy source for marine transient and resident finfishes: a stable isotope approach. *Transactions of the American Fisheries Society* 129:797-810
- Winemiller KO, Senol A, Zeug SC (2007) Production sources and food web structure of a temperate tidal estuary: integration of dietary and stable isotope data *Marine Ecology Progress Series* 343:63-76
- Wolff WJ, Smit CR (1990) The Banc d'Arguin, Mauritania, as an environment for coastal birds. *Ardea* 78:17-38
- Wolff WJ, Van der Land J, Nienhuis PH, De Wilde PAWJ (1993). The functioning of the ecosystem of the Banc d'Arguin, Mauritania: a review. *Hydrobiologia* 258:211-222
- Worrall DH (1984) Diet of the Dunlin *Calidris alpina* in the Severn estuary. *Bird Study*, 31:203-212
- Zwarts L, Blomert AM, Ens BJ, Hupkes R, Van Spanje TM (1990) Why do waders reach high feeding densities on the intertidal flats of the Banc d'Arguin, Mauritania? *Ardea* 78:39-52

7. Anexos

7.1. Anexo I – Dados isotópicos das cadeias tróficas das três áreas de estudo

Tabela a – Média e desvio padrão (sd) dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das amostras de SOM, POM, produtores primários e consumidores primários da cadeia trófica do estuário do Tejo. Estão representados os replicados (rep) e o número de indivíduos por replicado (n). * indica as amostras acidificadas. Foram considerados os dados das amostragens de Novembro e Fevereiro (excepto para *Chironomus* spp. que foram amostrados em Abril).

Estuário do Tejo						
Amostras	rep	n	média $\delta^{15}\text{N}$	sd $\delta^{15}\text{N}$	média $\delta^{13}\text{C}$	sd $\delta^{13}\text{C}$
SOM*	2		7.28	0.35	-25.24	0.57
POM	2		5.66	2.66	-25.37	1.10
Produtores primários						
<i>Halimione portulacoides</i>	4	10	18.70	0.62	-26.41	1.27
<i>Sarcocornia fruticosa</i>	4	10	16.95	1.96	-28.04	1.62
<i>Spartina maritima</i>	4	10	15.47	2.32	-13.82	0.48
<i>Ulva</i> sp.	4	10	11.48	6.83	-13.86	1.12
Microalgas bentónicas	2		10.16	0.28	-21.58	0.13
Consumidores primários						
<i>Hediste diversicolor</i>	7	5-7	16.21	2.60	-15.67	1.52
<i>Chironomus</i> spp.	2	10	7.49	0.09	-17.00	0.28
<i>Scrobicularia plana</i> *	8	15	15.70	3.21	-17.24	2.57
<i>Hydrobia ulvae</i> *	4	100	17.02	3.25	-13.22	2.43
<i>Cyathura carinata</i>	1	3	21.98		-15.50	
<i>Crangon crangon</i> *	1	5-7	19.00		-19.20	
Zooplâncton	4		14.82	8.17	-27.64	3.09

Tabela b – Média e desvio padrão (sd) dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das amostras de SOM, POM, produtores primários e consumidores primários da cadeia trófica de Sidi Moussa. Estão representados os replicados (rep) e o número de indivíduos por replicado (n). * indica as amostras acidificadas.

Sidi Moussa						
Amostras	rep	n	média $\delta^{15}\text{N}$	sd $\delta^{15}\text{N}$	média $\delta^{13}\text{C}$	sd $\delta^{13}\text{C}$
SOM*	1		6.36	0.35	-22.42	0.57
POM	1		8.08	2.66	-24.26	1.10
Produtores primários						
<i>Sarcocornia fruticosa</i>	1	10	7.97	1.96	-26.13	1.62
<i>Spartina maritima</i>	1	10	11.17	2.32	-8.40	0.48
<i>Zostera</i> sp.	1	10	4.90	2.4	-6.52	0.2
<i>Ulva</i> sp.	1	10	8.11	6.83	-8.76	1.12
Microalgas bentónicas	1		7.40	0.28	-19.14	0.13
Consumidores primários						
<i>Hediste diversicolor</i>	4	21	12.20	1.34	-16.98	1.17
<i>Chironomus</i> spp.	3	35	4.39	0.16	-18.96	0.12
<i>Scrobicularia plana</i> *	4	10	7.17	0.85	-15.33	0.81
<i>Hydrobia ulvae</i> *	3	70	11.79	0.65	-16.71	0.27
Zooplâncton	1		7.26	8.17	-26.38	3.09

Tabela c – Média e desvio padrão (sd) dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das amostras de SOM, POM, produtores primários e consumidores primários da cadeia trófica de Banc d'Arguin. Estão representados os replicados (rep). * indica as amostras acidificadas.

Banc d'Arguin					
Amostras	rep	média $\delta^{15}\text{N}$	sd $\delta^{15}\text{N}$	média $\delta^{13}\text{C}$	sd $\delta^{13}\text{C}$
SOM*	1	4.39	0.35	-17.89	0.57
POM	1	6.03	2.66	-23.16	1.10
Produtores primários					
Microalgas bentônicas	1	5.68	0.28	-20.83	0.13
Macroalga	1	7.17	6.83	-16.36	1.12
<i>Zostera noltii</i>	2	0.82	0.71	-5.87	1.04
<i>Halodule wrightii</i>	1	0.20	0.71	-2.05	1.04
<i>Sesuvium portulacastrum</i>	1	6.22	1.96	-21.06	1.62
<i>Zygophyllum waterlotii</i>	1	7.12	1.96	-9.66	1.62
Consumidores primários					
<i>Loripes lucinalis</i> *	4	1.05	0.81	-25.00	0.48
<i>Dosinia isocardia</i> *	2	7.07	0.47	-17.06	0.56
<i>Diplodonta diaphana</i> *	3	6.15	0.31	-16.56	0.20
<i>Abra</i> sp.*	3	5.77	0.07	-13.03	0.26
<i>Anadara senilis</i>	3	6.11	0.04	-17.89	0.40
<i>Glyceridae</i>	3	11.16	3.62	-12.50	3.08
<i>Nereidae</i>	3	9.24	4.38	-13.53	4.84
<i>Capitellidae</i>	3	7.49	0.02	-10.56	0.33
<i>Amphipoda</i> *	2	4.46	0.14	-12.30	0.39
<i>Idotea chelipes</i> *	2	4.97	0.41	-8.17	0.19
<i>Hydrobia ulvae</i> *	3	5.00	0.35	-11.75	0.40
Zooplâncton	1	6.13	8.17	-22.17	3.09

Tabela d – Média e desvio padrão (sd) dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das amostras de SOM, POM, produtores primários e consumidores primários da cadeia trófica do estuário do Tejo, recolhidas nos dois locais (Coína e Vasa Sacos) e nas três épocas (Novembro, Fevereiro e Abril). Estão representados os replicados (rep) e o número de indivíduos por replicado (n). * indica as amostras acidificadas.

Amostras	Novembro											
	Coína						Vasa Sacos					
	rep	n	média $\delta^{15}\text{N}$	sd $\delta^{15}\text{N}$	média $\delta^{13}\text{C}$	sd $\delta^{13}\text{C}$	rep	n	média $\delta^{15}\text{N}$	sd $\delta^{15}\text{N}$	média $\delta^{13}\text{C}$	sd $\delta^{13}\text{C}$
SOM*	1		6.87		-24.56		1		7.11		-25.94	
POM	1		5.34		-24.84		1		7.53		-24.92	
Produtores primários												
<i>Halimium portulacoides</i>	1	10	18.44		-25.50		1	10	19.06		-25.15	
<i>Sarcocornia fruticosa</i>	1	10	19.78		-26.70		1	10	15.39		-27.01	
<i>Spartina maritima</i>	1	10	14.80		-14.26		1	10	12.60		-14.22	
<i>Ulva</i> sp.	1	10	8.27		-14.87		1	10	19.62		-13.70	
Consumidores primários												
<i>Hediste diversicolor</i>	2		15.94	0.43	-16.46	1.57	2		20.21	0.02	-14.55	0.64
<i>Scrobicularia plana</i> *	5		15.20	0.75	-17.17	0.62	3		20.08	1.31	-14.22	3.03
<i>Hydrobia ulvae</i> *	1		14.57		-15.12		1		11.59		-17.15	
<i>Cyathura carinata</i>	1		21.98		-15.50							
Zooplâncton	1		14.91		-23.20		1		24.97		-28.67	

Tabela d (continuação) – Média e desvio padrão (sd) dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das amostras de SOM, POM, produtores primários e consumidores primários da cadeia trófica do estuário do Tejo, recolhidas nos dois locais (Coia e Vasa Sacos) e nas três épocas (Novembro, Fevereiro e Abril). Estão representados os replicados (rep) e o número de indivíduos por replicado (n). * indica as amostras acidificadas.

Amostras	Fevereiro											
	Coia						Vasa Sacos					
	rep	n	média $\delta^{15}\text{N}$	sd $\delta^{15}\text{N}$	média $\delta^{13}\text{C}$	sd $\delta^{13}\text{C}$	rep	n	média $\delta^{15}\text{N}$	sd $\delta^{15}\text{N}$	média $\delta^{13}\text{C}$	sd $\delta^{13}\text{C}$
SOM*	1		7.54		-25.15		1		7.59		-25.31	
POM	1		2.02		-27.01		1		7.76		-24.70	
Produtores primários												
<i>Halimium portulacoides</i>	1	10	19.33		-27.67		1	10	17.96		-27.30	
<i>Sarcocornia fruticosa</i>	1	10	16.67		-30.28		1	10	15.95		-28.17	
<i>Spartina maritima</i>	1	10	17.25		-13.40							
<i>Ulva</i> sp.	1	10	3.95		-14.52		1	10	14.06		-12.36	
Microalgas bentónicas	1		10.36		-21.48				9.97		-21.67	
Consumidores primários												
<i>Hediste diversicolor</i>	4	5-7	12.54	0.41	-17.68	0.73	5	5-7	15.42	0.49	-14.64	0.38
<i>Scrobicularia plana</i> *	6	15	11.55	1.28	-20.20	0.96	6	15	15.86	0.32	-16.12	0.90
<i>Hydrobia ulvae</i> *	3	100	11.59	0.45	-17.15	0.20	3	100	14.92	0.13	-14.10	0.15
<i>Crangon crangon</i> *							1		19.00		-19.20	
Zooplâncton	1		4.95		-28.32		1		14.46		-30.35	

Tabela d (continuação) – Média e desvio padrão (sd) dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das amostras de SOM, POM, produtores primários e consumidores primários da cadeia trófica do estuário do Tejo, recolhidas nos dois locais (Coína e Vasa Sacos) e nas três épocas (Novembro, Fevereiro e Abril). Estão representados os replicados (rep) e o número de indivíduos por replicado (n). * indica as amostras acidificadas.

Amostras	Abril											
	Coína						Vasa Sacos					
	rep	n	média $\delta^{15}\text{N}$	sd $\delta^{15}\text{N}$	média $\delta^{13}\text{C}$	sd $\delta^{13}\text{C}$	rep	n	média $\delta^{15}\text{N}$	sd $\delta^{15}\text{N}$	média $\delta^{13}\text{C}$	sd $\delta^{13}\text{C}$
SOM*	1		7.44		-22.30		1		8.10		-21.61	
POM	1		3.37		-21.97		1		8.23		-22.22	
Produtores primários												
<i>Halimium portulacoides</i>	1	10	14.24		-26.69		1	10	14.63		-27.20	
<i>Sarcocornia fruticosa</i>	1	10	16.65		-28.01		1	10	14.75		-27.07	
<i>Spartina maritima</i>	1	10	12.14		-10.87		1	10	14.42		-10.16	
<i>Ulva</i> sp.	1	10	13.24		-10.41		1	10	16.76		-10.06	
Microalgas bentónicas	1	10	12.16		-14.25		1	10	11.84		-14.51	
Consumidores primários												
<i>Hediste diversicolor</i>	4	3-10	14.70	0.45	-17.20	0.55	4	3-10	16.04	0.40	-17.69	1.19
<i>Scrobicularia plana</i> *	6	2-15	12.95	0.88	-19.67	0.54	6	2-15	15.31	1.05	-18.43	1.89
<i>Hydrobia ulvae</i> *	3	100	12.64	0.79	-17.11	0.78	3	100	16.98	0.12	-14.25	0.15
<i>Crangon crangon</i> *							2	5-6	17.94	0.48	-17.87	0.17
<i>Chironomus</i> spp.							3	35	7.49	0.09	-17.00	0.28
Zooplâncton	2		3.69	0.41	-31.37	0.07	2		14.08	0.11	-24.47	0.21

7.2. Anexo II – Dados isotópicos das espécies de aves de cada comunidade

Tabela a – Média e desvio padrão (sd) dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos consumidores secundários (aves) amostrados no estuário do Tejo, Sidi Moussa e Banc d'Arguin. Está representado o número de indivíduos (n) amostrado para cada espécie.

Espécie	Estuário do Tejo					Sidi Moussa				
	n	média $\delta^{15}\text{N}$	sd $\delta^{15}\text{N}$	média $\delta^{13}\text{C}$	sd $\delta^{13}\text{C}$	n	média $\delta^{15}\text{N}$	sd $\delta^{15}\text{N}$	média $\delta^{13}\text{C}$	sd $\delta^{13}\text{C}$
<i>Calidris alba</i>	10	15.15	1.48	-17.17	1.04	10	10.65	0.90	-17.07	0.92
<i>Charadrius hiaticula</i>	10	14.45	1.45	-16.22	3.72	10	10.58	1.03	-17.59	2.78
<i>Calidris alpina</i>	14	19.19	1.05	-13.78	0.80	14	11.66	1.58	-13.79	1.07
<i>Calidris ferruginea</i>	5	15.53	1.76	-15.91	1.46					
<i>Calidris minuta</i>	1	14.28		-19.12		9	11.75	1.78	-18.16	1.59
<i>Pluvialis squatarola</i>	10	18.00	2.37	-14.46	1.72	6	10.40	2.10	-17.56	2.08
<i>Arenaria interpres</i>	8	19.42	1.50	-14.83	1.06	5	11.57	1.27	-18.20	2.90
<i>Tringa totanus</i>	10	16.59	1.80	-14.47	0.77	10	9.91	0.60	-16.65	1.85
<i>Limosa limosa</i>	10	12.84	1.16	-16.82	3.02	3	9.88	1.45	-20.40	3.14
<i>Calidris canutus</i>						3	11.80	0.44	-14.76	3.31

Tabela a (continuação) – Média e desvio padrão (sd) dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos consumidores secundários (aves) amostrados no estuário do Tejo, Sidi Moussa e Banc d'Arguin. Está representado o número de indivíduos (n) amostrado para cada espécie.

Espécie	Banc d'Arguin				
	n	média $\delta^{15}\text{N}$	sd $\delta^{15}\text{N}$	média $\delta^{13}\text{C}$	sd $\delta^{13}\text{C}$
<i>Calidris alba</i>	9	9.68	0.43	-8.82	0.91
<i>Charadrius hiaticula</i>	10	8.88	0.33	-8.66	0.63
<i>Calidris alpina</i>	13	9.41	0.63	-7.96	0.77
<i>Calidris ferruginea</i>	10	8.93	0.54	-8.94	0.54
<i>Calidris minuta</i>	4	8.59	0.46	-6.41	0.99
<i>Pluvialis squatarola</i>	5	10.39	0.56	-11.81	0.50
<i>Arenaria interpres</i>	10	10.03	0.58	-8.44	1.82
<i>Tringa totanus</i>	10	9.16	0.95	-8.53	1.78
<i>Calidris canutus</i>	10	8.92	1.18	-12.95	3.26
<i>Limosa lapponica</i>	5	10.90	2.40	-9.93	2.87

7.3. Anexo III – Contribuição relativa das presas para a dieta das aves limícolas

Tabela a – Contribuição relativa das presas para a dieta das aves limícolas amostradas no estuário do Tejo. Estão representados os intervalos de confiança de 95%, a moda e a média.

Espécies	Presas	95% inferior	95% superior	Moda	Média
<i>C. alba</i>	<i>H. diversicolor</i>	0.00	0.52	0.33	0.26
	<i>S. plana</i>	0.13	0.62	0.38	0.38
	<i>H. ulvae</i>	0.09	0.64	0.37	0.37
<i>C. hiaticula</i>	<i>H. diversicolor</i>	0.00	0.52	0.04	0.21
	<i>S. plana</i>	0.00	0.44	0.03	0.16
	<i>H. ulvae</i>	0.27	0.98	0.86	0.62
<i>C. alpina</i>	<i>H. diversicolor</i>	0.08	0.48	0.31	0.29
	<i>S. plana</i>	0.01	0.34	0.16	0.18
	<i>H. ulvae</i>	0.22	0.52	0.36	0.37
	<i>Chironomus spp.</i>	0.10	0.24	0.17	0.17
<i>A. interpres</i>	<i>H. diversicolor</i>	0.02	0.54	0.28	0.30
	<i>S. plana</i>	0.07	0.53	0.33	0.31
	<i>H. ulvae</i>	0.00	0.39	0.23	0.21
	<i>Chironomus spp.</i>	0.07	0.30	0.19	0.18
<i>C. ferruginea</i>	<i>H. diversicolor</i>	0.00	0.39	0.04	0.17
	<i>S. plana</i>	0.00	0.43	0.20	0.21
	<i>H. ulvae</i>	0.00	0.33	0.03	0.13
	<i>Chironomus spp.</i>	0.30	0.66	0.51	0.49
<i>L. limosa</i>	<i>H. diversicolor</i>	0.00	0.17	0.02	0.07
	<i>S. plana</i>	0.00	0.17	0.02	0.07
	<i>H. ulvae</i>	0.00	0.17	0.02	0.07
	<i>Chironomus spp.</i>	0.71	0.87	0.80	0.79
<i>P. squatarola</i>	<i>H. diversicolor</i>	0.05	0.47	0.28	0.27
	<i>S. plana</i>	0.00	0.35	0.18	0.18
	<i>H. ulvae</i>	0.16	0.50	0.32	0.33
	<i>Chironomus spp.</i>	0.14	0.30	0.22	0.22
<i>T. totanus</i>	<i>H. diversicolor</i>	0.00	0.40	0.15	0.20
	<i>S. plana</i>	0.00	0.30	0.05	0.13
	<i>H. ulvae</i>	0.10	0.48	0.30	0.29
	<i>Chironomus spp.</i>	0.27	0.49	0.39	0.38

Tabela b – Contribuição relativa das presas para a dieta das aves limícolas amostradas em Sidi Moussa. Estão representados os intervalos de confiança de 95%, a moda e a média.

Espécies	Presas	95% inferior	95% superior	Moda	Média
<i>A. interpres</i>	<i>H. ulvae</i>	0.00	0.42	0.20	0.21
	<i>S. plana</i>	0.00	0.46	0.28	0.24
	<i>Chironomus</i> spp.	0.12	0.54	0.32	0.33
	<i>H. diversicolor</i>	0.00	0.42	0.27	0.22
<i>C. alba</i>	<i>H. ulvae</i>	0.00	0.32	0.05	0.15
	<i>S. plana</i>	0.06	0.45	0.26	0.26
	<i>Chironomus</i> spp.	0.32	0.58	0.43	0.45
	<i>H. diversicolor</i>	0.00	0.29	0.05	0.14
<i>C. alpina</i>	<i>H. ulvae</i>	0.00	0.30	0.04	0.13
	<i>S. plana</i>	0.39	0.41	0.74	0.70
	<i>Chironomus</i> spp.	0.00	0.20	0.01	0.06
	<i>H. diversicolor</i>	0.00	0.28	0.03	0.12
<i>C. canutus</i>	<i>H. ulvae</i>	0.01	0.43	0.26	0.23
	<i>S. plana</i>	0.01	0.51	0.30	0.28
	<i>Chironomus</i> spp.	0.06	0.47	0.29	0.28
	<i>H. diversicolor</i>	0.00	0.41	0.21	0.21
<i>C. ferruginea</i>	<i>H. ulvae</i>	0.00	0.44	0.23	0.22
	<i>S. plana</i>	0.00	0.35	0.03	0.14
	<i>Chironomus</i> spp.	0.20	0.58	0.37	0.39
	<i>H. diversicolor</i>	0.00	0.46	0.27	0.25
<i>C. minuta</i>	<i>H. ulvae</i>	0.00	0.31	0.03	0.14
	<i>S. plana</i>	0.00	0.50	0.33	0.26
	<i>Chironomus</i> spp.	0.27	0.64	0.42	0.45
	<i>H. diversicolor</i>	0.00	0.30	0.14	0.14
<i>C. hiaticula</i>	<i>H. ulvae</i>	0.00	0.40	0.04	0.18
	<i>S. plana</i>	0.00	0.51	0.30	0.26
	<i>Chironomus</i> spp.	0.06	0.68	0.35	0.38
	<i>H. diversicolor</i>	0.00	0.40	0.07	0.18
<i>L. lapponica</i>	<i>H. ulvae</i>	0.00	0.39	0.12	0.18
	<i>S. plana</i>	0.00	0.47	0.28	0.24
	<i>Chironomus</i> spp.	0.16	0.66	0.36	0.40
	<i>H. diversicolor</i>	0.00	0.39	0.05	0.18
<i>P. squatarola</i>	<i>H. ulvae</i>	0.00	0.20	0.03	0.09
	<i>S. plana</i>	0.09	0.58	0.36	0.35
	<i>Chironomus</i> spp.	0.32	0.66	0.47	0.49
	<i>H. diversicolor</i>	0.00	0.18	0.05	0.08

Tabela c – Contribuição relativa das presas para a dieta das aves limícolas amostradas em Banc d’Arguin. Estão representados os intervalos de confiança de 95%, a moda e a média.

Espécies	Presas	95% inferior	95% superior	Moda	Média
<i>A. interpres</i>	<i>L. lucinalis</i>	0.00	0.08	0.01	0.03
	<i>D. isocardia</i>	0.00	0.17	0.02	0.08
	<i>H. ulvae</i>	0.00	0.21	0.11	0.10
	<i>D. diaphana</i>	0.00	0.17	0.02	0.07
	<i>Abra</i> sp.	0.00	0.20	0.09	0.10
	<i>A. Senilis</i>	0.00	0.16	0.02	0.07
	Glyceridae	0.01	0.19	0.11	0.11
	Nereidae	0.00	0.16	0.05	0.08
	Capitellidae	0.00	0.27	0.13	0.14
	Amphipoda	0.00	0.20	0.08	0.09
	<i>I. chelipes</i>	0.00	0.28	0.13	0.14
<i>C. alba</i>	<i>L. lucinalis</i>	0.00	0.09	0.01	0.03
	<i>D. isocardia</i>	0.00	0.17	0.02	0.07
	<i>H. ulvae</i>	0.00	0.22	0.12	0.11
	<i>D. diaphana</i>	0.00	0.17	0.02	0.07
	<i>Abra</i> sp.	0.00	0.22	0.09	0.10
	<i>A. Senilis</i>	0.00	0.16	0.01	0.07
	Glyceridae	0.00	0.14	0.06	0.07
	Nereidae	0.00	0.13	0.04	0.06
	Capitellidae	0.00	0.29	0.14	0.15
	Amphipoda	0.00	0.21	0.09	0.10
	<i>I. chelipes</i>	0.00	0.34	0.14	0.17
<i>C. alpina</i>	<i>L. lucinalis</i>	0.00	0.09	0.01	0.03
	<i>D. isocardia</i>	0.00	0.14	0.01	0.05
	<i>H. ulvae</i>	0.00	0.25	0.07	0.12
	<i>D. diaphana</i>	0.00	0.15	0.01	0.05
	<i>Abra</i> sp.	0.00	0.20	0.02	0.09
	<i>A. Senilis</i>	0.00	0.13	0.01	0.05
	Glyceridae	0.00	0.13	0.04	0.06
	Nereidae	0.00	0.13	0.01	0.06
	Capitellidae	0.00	0.27	0.13	0.13
	Amphipoda	0.00	0.22	0.08	0.10
	<i>I. chelipes</i>	0.03	0.50	0.24	0.26
<i>C. canutus</i>	<i>L. lucinalis</i>	0.00	0.13	0.01	0.05
	<i>D. isocardia</i>	0.19	0.70	0.39	0.44
	<i>H. ulvae</i>	0.02	0.69	0.12	0.38
	<i>Z. noltii</i>	0.00	0.27	0.11	0.12

Tabela c (continuação) – Contribuição relativa das presas para a dieta das aves limícolas amostradas em Banc d'Arguin. Estão representados os intervalos de confiança de 95%, a moda e a média.

Espécies	Presas	95% inferior	95% superior	Moda	Média
<i>C. ferruginea</i>	<i>L. lucinalis</i>	0.00	0.12	0.01	0.04
	<i>D. isocardia</i>	0.00	0.12	0.01	0.04
	<i>H. ulvae</i>	0.00	0.27	0.06	0.12
	<i>D. diaphana</i>	0.00	0.13	0.01	0.05
	<i>Abra</i> sp.	0.00	0.20	0.02	0.08
	<i>A. Senilis</i>	0.00	0.13	0.01	0.04
	Glyceridae	0.00	0.09	0.01	0.03
	Nereidae	0.00	0.10	0.01	0.04
	Capitellidae	0.00	0.22	0.06	0.10
	Amphipoda	0.00	0.26	0.08	0.12
	<i>I. chelipes</i>	0.07	0.65	0.31	0.34
<i>C. minuta</i>	<i>L. lucinalis</i>	0.01	0.22	0.13	0.13
	<i>D. isocardia</i>	0.00	0.17	0.02	0.08
	<i>H. ulvae</i>	0.00	0.21	0.11	0.11
	<i>D. diaphana</i>	0.00	0.18	0.04	0.09
	<i>Abra</i> sp.	0.00	0.20	0.09	0.10
	<i>A. Senilis</i>	0.00	0.18	0.02	0.08
	Glyceridae	0.00	0.14	0.01	0.05
	Nereidae	0.00	0.15	0.01	0.06
	Capitellidae	0.00	0.18	0.05	0.08
	Amphipoda	0.00	0.22	0.12	0.11
	<i>I. chelipes</i>	0.00	0.22	0.12	0.11
<i>C. hiaticula</i>	<i>L. lucinalis</i>	0.00	0.14	0.01	0.05
	<i>D. isocardia</i>	0.00	0.14	0.01	0.05
	<i>H. ulvae</i>	0.00	0.28	0.13	0.14
	<i>D. diaphana</i>	0.00	0.16	0.01	0.06
	<i>Abra</i> sp.	0.00	0.22	0.05	0.10
	<i>A. Senilis</i>	0.00	0.15	0.01	0.05
	Glyceridae	0.00	0.08	0.01	0.03
	Nereidae	0.00	0.08	0.01	0.03
	Capitellidae	0.00	0.21	0.08	0.10
	Amphipoda	0.00	0.27	0.12	0.13
	<i>I. chelipes</i>	0.02	0.54	0.20	0.26

Tabela c (continuação) – Contribuição relativa das presas para a dieta das aves limícolas amostradas em Banc d'Arguin. Estão representados os intervalos de confiança de 95%, a moda e a média.

Espécies	Presas	95% inferior	95% superior	Moda	Média
<i>L. lapponica</i>	<i>L. lucinalis</i>	0.00	0.14	0.01	0.06
	<i>D. isocardia</i>	0.00	0.18	0.05	0.08
	<i>H. ulvae</i>	0.00	0.19	0.11	0.09
	<i>D. diaphana</i>	0.00	0.18	0.02	0.08
	<i>Abra</i> sp.	0.00	0.19	0.10	0.09
	<i>A. Senilis</i>	0.00	0.17	0.02	0.08
	Glyceridae	0.00	0.21	0.13	0.11
	Nereidae	0.00	0.20	0.12	0.10
	Capitellidae	0.00	0.21	0.12	0.10
	Amphipoda	0.00	0.19	0.06	0.09
	<i>I. chelipes</i>	0.00	0.20	0.11	0.10
<i>P. squatarola</i>	<i>L. lucinalis</i>	0.00	0.06	0.01	0.02
	<i>D. isocardia</i>	0.00	0.16	0.02	0.07
	<i>H. ulvae</i>	0.00	0.22	0.08	0.10
	<i>D. diaphana</i>	0.00	0.16	0.02	0.06
	<i>Abra</i> sp.	0.00	0.21	0.06	0.09
	<i>A. Senilis</i>	0.00	0.14	0.01	0.06
	Glyceridae	0.01	0.22	0.13	0.12
	Nereidae	0.00	0.17	0.05	0.08
	Capitellidae	0.00	0.28	0.13	0.15
	Amphipoda	0.00	0.20	0.08	0.09
	<i>I. chelipes</i>	0.02	0.27	0.15	0.15
<i>T. totanus</i>	<i>L. lucinalis</i>	0.00	0.14	0.01	0.06
	<i>D. isocardia</i>	0.00	0.16	0.02	0.06
	<i>H. ulvae</i>	0.00	0.25	0.13	0.12
	<i>D. diaphana</i>	0.00	0.17	0.02	0.07
	<i>Abra</i> sp.	0.00	0.21	0.06	0.10
	<i>A. Senilis</i>	0.00	0.16	0.01	0.06
	Glyceridae	0.00	0.14	0.01	0.06
	Nereidae	0.00	0.17	0.02	0.07
	Capitellidae	0.00	0.22	0.11	0.10
	Amphipoda	0.00	0.23	0.13	0.12
	<i>I. chelipes</i>	0.00	0.37	0.14	0.18

7.4. Anexo IV – Contribuição das fontes de matéria orgânica para os consumidores primários

Tabela a – Contribuição relativa das fontes de matéria orgânica para os consumidores primários amostrados em Coia, estuário do Tejo. Estão representados os intervalos de confiança de 95%, a moda e a média.

Consumidores primários	Fontes	95% inferior	95% superior	Moda	Média
<i>H. ulvae</i>	SOM	0.00	0.27	0.02	0.11
	POM	0.00	0.28	0.04	0.12
	Microalgas bentónicas	0.00	0.30	0.03	0.13
	<i>Ulva</i> sp.	0.08	0.62	0.27	0.34
	<i>S. maritima</i>	0.00	0.36	0.20	0.19
	<i>S. fruticosa</i>	0.00	0.16	0.01	0.06
	<i>H. portulacoides</i>	0.00	0.16	0.01	0.06
<i>H. diversicolor</i>	SOM	0.00	0.17	0.02	0.07
	POM	0.00	0.15	0.01	0.06
	Microalgas bentónicas	0.00	0.26	0.03	0.10
	<i>Ulva</i> sp.	0.17	0.52	0.36	0.35
	<i>S. maritima</i>	0.18	0.49	0.35	0.34
	<i>S. fruticosa</i>	0.00	0.11	0.01	0.04
	<i>H. portulacoides</i>	0.00	0.12	0.01	0.05
<i>S. plana</i>	SOM	0.00	0.30	0.06	0.14
	POM	0.00	0.30	0.18	0.16
	Microalgas bentónicas	0.00	0.31	0.06	0.14
	<i>Ulva</i> sp.	0.09	0.46	0.25	0.27
	<i>S. maritima</i>	0.01	0.31	0.19	0.17
	<i>S. fruticosa</i>	0.00	0.15	0.02	0.06
	<i>H. portulacoides</i>	0.00	0.16	0.02	0.06
Zooplâncton	SOM	0.00	0.29	0.18	0.15
	POM	0.00	0.30	0.17	0.15
	Microalgas bentónicas	0.00	0.28	0.14	0.14
	<i>Ulva</i> sp.	0.00	0.27	0.14	0.13
	<i>S. maritima</i>	0.00	0.27	0.04	0.13
	<i>S. fruticosa</i>	0.00	0.29	0.17	0.15
	<i>H. portulacoides</i>	0.00	0.29	0.18	0.14

Tabela b – Contribuição relativa das fontes de matéria orgânica para os consumidores primários amostrados em Vasa Sacos, estuário do Tejo. Estão representados os intervalos de confiança de 95%, a moda e a média.

Consumidores primários	Fontes	95% inferior	95% superior	Moda	Média
<i>H. ulvae</i>	SOM	0.00	0.26	0.14	0.13
	POM	0.00	0.26	0.16	0.13
	Microalgas bentónicas	0.00	0.28	0.18	0.14
	<i>Ulva</i> sp.	0.00	0.35	0.19	0.18
	<i>S. maritima</i>	0.00	0.34	0.19	0.18
	<i>S. fruticosa</i>	0.00	0.26	0.03	0.12
	<i>H. portulacoides</i>	0.00	0.25	0.03	0.12
<i>H. diversicolor</i>	SOM	0.00	0.09	0.01	0.03
	POM	0.00	0.10	0.01	0.04
	Microalgas bentónicas	0.00	0.15	0.01	0.06
	<i>Ulva</i> sp.	0.15	0.65	0.39	0.40
	<i>S. maritima</i>	0.13	0.70	0.45	0.42
	<i>S. fruticosa</i>	0.00	0.07	0.01	0.03
	<i>H. portulacoides</i>	0.00	0.07	0.01	0.03
<i>S. plana</i>	SOM	0.00	0.16	0.02	0.06
	POM	0.00	0.18	0.02	0.07
	Microalgas bentónicas	0.00	0.24	0.03	0.10
	<i>Ulva</i> sp.	0.10	0.59	0.32	0.34
	<i>S. maritima</i>	0.04	0.62	0.30	0.33
	<i>S. fruticosa</i>	0.00	0.13	0.01	0.05
	<i>H. portulacoides</i>	0.00	0.14	0.01	0.05
Zooplâncton	SOM	0.00	0.28	0.17	0.14
	POM	0.00	0.28	0.15	0.14
	Microalgas bentónicas	0.00	0.28	0.16	0.14
	<i>Ulva</i> sp.	0.00	0.27	0.15	0.13
	<i>S. maritima</i>	0.00	0.28	0.12	0.13
	<i>S. fruticosa</i>	0.00	0.29	0.18	0.15
	<i>H. portulacoides</i>	0.00	0.29	0.19	0.15

Tabela c – Contribuição relativa das fontes de matéria orgânica para os consumidores primários amostrados em Sidi Moussa. Estão representados os intervalos de confiança de 95%, a moda e a média.

Consumidores primários	Fontes	95% inferior	95% superior	Moda	Média
<i>H. ulvae</i>	SOM	0.00	0.28	0.17	0.15
	POM	0.01	0.28	0.18	0.15
	Microalgas bentônicas	0.00	0.29	0.17	0.15
	<i>Ulva</i> sp.	0.00	0.24	0.11	0.12
	<i>S. maritima</i>	0.01	0.29	0.18	0.16
	<i>S. fruticosa</i>	0.01	0.28	0.17	0.15
	<i>Z. noltii</i>	0.00	0.22	0.10	0.11
<i>H. diversicolor</i>	SOM	0.00	0.28	0.14	0.14
	POM	0.00	0.30	0.18	0.16
	Microalgas bentônicas	0.00	0.28	0.17	0.14
	<i>Ulva</i> sp.	0.00	0.26	0.13	0.13
	<i>S. maritima</i>	0.01	0.31	0.18	0.17
	<i>S. fruticosa</i>	0.01	0.30	0.19	0.16
	<i>Z. noltii</i>	0.00	0.22	0.05	0.10
<i>S. plana</i>	SOM	0.00	0.29	0.15	0.14
	POM	0.00	0.26	0.09	0.13
	Microalgas bentônicas	0.00	0.28	0.15	0.14
	<i>Ulva</i> sp.	0.00	0.29	0.17	0.15
	<i>S. maritima</i>	0.00	0.26	0.17	0.13
	<i>S. fruticosa</i>	0.00	0.25	0.11	0.12
	<i>Z. noltii</i>	0.02	0.33	0.19	0.18
Zooplâncton	SOM	0.00	0.28	0.16	0.14
	POM	0.00	0.29	0.18	0.14
	Microalgas bentônicas	0.00	0.28	0.15	0.14
	<i>Ulva</i> sp.	0.00	0.28	0.17	0.14
	<i>S. maritima</i>	0.00	0.28	0.18	0.14
	<i>S. fruticosa</i>	0.00	0.28	0.18	0.14
	<i>Z. noltii</i>	0.00	0.28	0.17	0.14

Tabela d – Contribuição relativa das fontes de matéria orgânica para os consumidores primários amostrados em Banc d'Arguin. Estão representados os intervalos de confiança de 95%, a moda e a média.

Consumidores primários	Fontes	95% inferior	95% superior	Moda	Média
<i>D. isocardia</i>	SOM	0.00	0.32	0.17	0.16
	POM	0.01	0.34	0.18	0.18
	Microalgas bentônicas	0.00	0.32	0.18	0.17
	<i>Z. noltii</i>	0.00	0.21	0.06	0.09
	Macroalga	0.00	0.23	0.02	0.10
	<i>H. wrightii</i>	0.00	0.17	0.04	0.07
	<i>S. portulacastrum</i>	0.00	0.29	0.17	0.15
	<i>Z. waterlotii</i>	0.00	0.16	0.02	0.06
<i>H. ulvae</i>	SOM	0.00	0.25	0.04	0.12
	POM	0.00	0.21	0.02	0.09
	Microalgas bentônicas	0.00	0.22	0.04	0.10
	<i>Z. noltii</i>	0.01	0.33	0.19	0.18
	Macroalga	0.00	0.23	0.03	0.11
	<i>H. wrightii</i>	0.06	0.35	0.20	0.21
	<i>S. portulacastrum</i>	0.00	0.21	0.02	0.09
	<i>Z. waterlotii</i>	0.00	0.25	0.03	0.12
<i>D. diaphana</i>	SOM	0.00	0.28	0.17	0.15
	POM	0.01	0.31	0.18	0.17
	Microalgas bentônicas	0.00	0.29	0.17	0.15
	<i>Z. noltii</i>	0.00	0.21	0.03	0.10
	Macroalga	0.00	0.25	0.05	0.12
	<i>H. wrightii</i>	0.00	0.18	0.02	0.08
	<i>S. portulacastrum</i>	0.00	0.28	0.17	0.15
	<i>Z. waterlotii</i>	0.00	0.21	0.02	0.08
<i>Abra</i> sp.	SOM	0.00	0.26	0.11	0.13
	POM	0.00	0.23	0.07	0.11
	Microalgas bentônicas	0.00	0.24	0.11	0.12
	<i>Z. noltii</i>	0.01	0.29	0.17	0.16
	Macroalga	0.00	0.23	0.02	0.11
	<i>H. wrightii</i>	0.04	0.30	0.18	0.17
	<i>S. portulacastrum</i>	0.00	0.23	0.03	0.10
	<i>Z. waterlotii</i>	0.00	0.23	0.02	0.10
<i>A. senilis</i>	SOM	0.00	0.30	0.14	0.15
	POM	0.00	0.34	0.18	0.18
	Microalgas bentônicas	0.00	0.33	0.17	0.17
	<i>Z. noltii</i>	0.00	0.22	0.02	0.09
	Macroalga	0.00	0.26	0.05	0.12
	<i>H. wrightii</i>	0.00	0.21	0.02	0.07
	<i>S. portulacastrum</i>	0.00	0.30	0.16	0.16
	<i>Z. waterlotii</i>	0.00	0.19	0.02	0.07

Tabela d (continuação) – Contribuição relativa das fontes de matéria orgânica para os consumidores primários amostrados em Banc d'Arguin. Estão representados os intervalos de confiança de 95%, a moda e a média.

Consumidores primários	Fontes	95% inferior	95% superior	Moda	Média
Glyceridae	SOM	0.00	0.24	0.11	0.12
	POM	0.00	0.23	0.12	0.11
	Microalgas bentónicas	0.00	0.24	0.14	0.12
	<i>Z. noltii</i>	0.00	0.25	0.16	0.13
	Macroalga	0.00	0.25	0.15	0.13
	<i>H. wrightii</i>	0.00	0.25	0.16	0.13
	<i>S. portulacastrum</i>	0.00	0.24	0.10	0.12
	<i>Z. waterlotii</i>	0.00	0.26	0.15	0.14
Nereidae	SOM	0.00	0.24	0.15	0.12
	POM	0.00	0.24	0.15	0.12
	Microalgas bentónicas	0.00	0.25	0.13	0.12
	<i>Z. noltii</i>	0.00	0.24	0.13	0.12
	Macroalga	0.00	0.25	0.15	0.13
	<i>H. wrightii</i>	0.00	0.24	0.13	0.13
	<i>S. portulacastrum</i>	0.00	0.25	0.15	0.12
	<i>Z. waterlotii</i>	0.00	0.25	0.15	0.13
Capitellidae	SOM	0.00	0.24	0.03	0.11
	POM	0.00	0.17	0.02	0.07
	Microalgas bentónicas	0.00	0.21	0.03	0.09
	<i>Z. noltii</i>	0.02	0.34	0.20	0.19
	Macroalga	0.00	0.20	0.04	0.08
	<i>H. wrightii</i>	0.05	0.36	0.21	0.21
	<i>S. portulacastrum</i>	0.00	0.20	0.03	0.08
	<i>Z. waterlotii</i>	0.01	0.31	0.19	0.17
Amphipoda	SOM	0.00	0.24	0.06	0.12
	POM	0.00	0.22	0.04	0.10
	Microalgas bentónicas	0.00	0.23	0.04	0.11
	<i>Z. noltii</i>	0.01	0.28	0.18	0.15
	Macroalga	0.00	0.24	0.07	0.12
	<i>H. wrightii</i>	0.01	0.29	0.19	0.17
	<i>S. portulacastrum</i>	0.00	0.23	0.03	0.11
	<i>Z. waterlotii</i>	0.00	0.25	0.15	0.13
<i>I. chelipes</i>	SOM	0.00	0.24	0.03	0.11
	POM	0.00	0.23	0.02	0.10
	Microalgas bentónicas	0.00	0.23	0.02	0.10
	<i>Z. noltii</i>	0.00	0.34	0.18	0.16
	Macroalga	0.00	0.24	0.03	0.11
	<i>H. wrightii</i>	0.00	0.40	0.16	0.19
	<i>S. portulacastrum</i>	0.00	0.23	0.02	0.10
	<i>Z. waterlotii</i>	0.00	0.25	0.10	0.12

7.5. Anexo V – Figuras das áreas de estudo e alguns métodos de amostragem



Figura a – Zona de vasa da área de estudo do Seixal, estuário do Tejo, durante a maré baixa.



Figura b – Canal principal do complexo lagunar de Sidi Moussa, Marrocos.



Figura c – Amostragem de macroinvertebrados. Banc d’Arguin, Mauritânia.

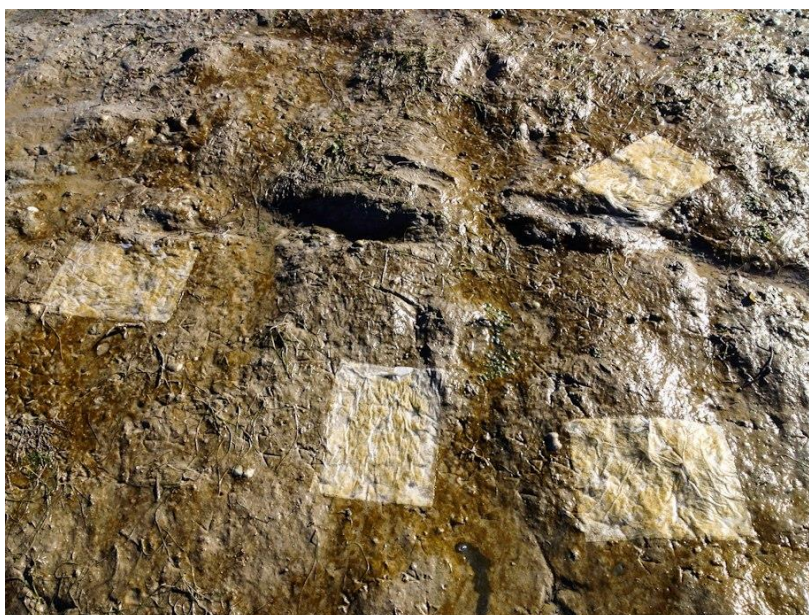


Figura d – Amostragem de microalgas com recurso a painéis têxteis. Complexo lagunar de Sidi Moussa, Marrocos.



Figura e – Amostragem de unhas de uma ave limícola. Estuário do Tejo, Portugal.