

UNIVERSIDADE DO ALGARVE

Faculdade de Ciências do Mar e do Ambiente

**Contribuição para o estudo da ictiofauna do Sapal de
Castro Marim e Vila Real de Santo António**

Pedro Filipe Duarte Alves da Veiga

Relatório de estágio do Curso de Licenciatura em Biologia Marinha e
Pescas

Faro, 2003

O conteúdo deste trabalho é da exclusiva responsabilidade do autor ,

AGRADECIMENTOS

Gostaria de deixar os meus sinceros agradecimentos a um conjunto de pessoas que, de uma forma ou de outra, tornaram possível a realização deste trabalho.

Ao Prof. Doutor Karim Erzini, por ter aceite ser meu orientador, por todo o apoio e disponibilidade ao longo deste trabalho.

Ao Prof. Doutor Adelino Canário, coordenador do Projecto em que se inseriu o meu estágio.

Ao Doutor Jorge Gonçalves pela revisão crítica do trabalho e todo o apoio dado. Um sincero Muito Obrigado.

Às minhas colegas de projecto, Constança Bexiga, Rita Sá e Lina Vieira por toda a sua contribuição para este trabalho e, acima de tudo, pela sua amizade.

A todo o pessoal do grupo de Investigação Costeira e Pesqueira, em especial ao Joaquim Ribeiro. Ao Joaquim Ribeiro, pelas por todas aquelas horas passadas no laboratório, em que me ajudou nas várias etapas deste trabalho e pela motivação que sempre me deu.

Ao pessoal do J30, Artur Araújo, Cristina Brice, Carina Lobo e Paula Serafim pelas boas conversas que tivemos e dicas que me deram. Artur e Cristina obrigado por me terem ajudado a encontrar incentivo\$ durante este período.

Ao Prof. Doutor Manuel Afonso Dias, pela ajuda e dicas que me deu sempre que lhe expus algumas dúvidas sobre o trabalho e por aquelas conversas produtivas de café.

Ao Prof. Doutor Martin Sprung, por todo o apoio e vontade de ajudar, na fase final do trabalho.

À Prof. Doutora Alexandra Chícharo pela bibliografia facultada.

À Dra. Margarida Machado e Dr. Jordi Sala pela amizade e por todos aqueles bons momentos que passámos em Mértola, enquanto contávamos os “bichos maus de cabeça preta”. Ao Jordi, um muito obrigado pelas explicações e ideias na parte da estatística e por toda a paciência que teve comigo.

À Arquitecta e amiga Carla Alfarrobinha, por se ter prontificado a ajudar-me na realização do plano técnico da redinha.

Ao João Sendão pela sua ajuda e pelas ideias que me deu, em momentos em que já escasseavam.

À Vânia Raposo por todo o apoio e pelo material facultado.

A toda a equipa da Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António, em especial à Dra. Ana Xavier e aos vigilantes Paulo Monteiro e António Severo pela disponibilidade demonstrada e material facultado.

Ao senhor José João, mestre da embarcação onde se fizeram as campanhas de recolha, e aos pescadores Manuel e “Astérix” pela amizade e apoio que deram, contribuindo bastante, como é óbvio, para este trabalho.

Aos meus colegas de laboratório, Feijóo, Marco, Gonçalo, Jorge, Laura, Daniel, Fred, Tércio e Daniel Famalicão, que fizeram com que aquelas infindáveis horas no laboratório passassem depressa.

A todos os meus amigos de Portimão, Brito, André, Marta, Luís Gonçalves, Vieira, Ricardo Santana, Pintas, Ana Ildefonso, Ana Brito, Guida Paulino, Luís António, Guida Carrilho, Luís Matos, Carla, Jorge, Bruno Fernandes, Sandra Windfield, Vera Ferreira, Paulo Viegas, Patrícia, Pedro Batalau, por todo o apoio que me deram e pelas horas que pacientemente, e, apesar de não lhes interessar nada, me escutaram e ouviram falar do ”pêxe”. Vocês são e serão sempre os melhores amigos do mundo. É bom ter amigos assim.

Aos meus colegas de casa e grandes amigos Bruno Freitas, Miguel Coelho, Brito, Luís Baiona e Eduardo, pelos anos maravilhosos que passámos juntos em Faro. Bons tempos.

Aos meus grandes amigos de Faro, em especial ao Hugo Saldanha, Filipe Ceia, Rui Sequeira, Gonçalo Viegas, Mónica, Madalena, Xana, Dina, Patrícia, Joni, André, Hugo Meliço, Xico, Kiko, Zequinha, Catarina, Rodrigo, André Pires e Inês. Mais uma razão pela qual valeu a pena ter feito este curso.

À minha família, em especial aos meus pais, mana, cunhado e sobrinho, por toda a paciência, amor, carinho que só a família pode dar. Aos meus pais dedico este trabalho, vocês são os meus heróis, obrigado pela confiança que depositaram em mim e pelo incansável apoio.

Enfim, a todos aqueles que de uma forma ou de outra contribuíram para este trabalho, e que por não estarem aqui referidos não quer dizer que sejam menos importantes.

A ti Cláudia, porque...sem ti nada fazia sentido.

RESUMO

As comunidades ictiológicas do sapal de Castro Marim foram estudadas com base em amostragens mensais realizadas em 5 estações de amostragem, entre Setembro de 2000 e Agosto de 2001. Para a captura dos exemplares foi utilizada uma redinha. Foram capturados 7955 indivíduos (37995,7 g), pertencentes a 34 espécies e 17 famílias. A maioria das espécies apresentou uma ocorrência ocasional, sendo as mais abundantes *Pomatoschistus microps* (51,9%) e *Atherina* spp. (10,3%), juntas contribuindo para 62,2% do total de indivíduos. Em termos de biomassa, dominaram as espécies marinhas *Liza ramada* (15,9%), *Mullus surmuletus* (13,5%) e *Liza aurata* (13,4%). Os parâmetros abióticos temperatura e salinidade mostraram um padrão sazonal bem marcado, com mínimos nos meses de Inverno e máximos nos meses de Verão. Este padrão parece reflectir-se nas comunidades ictiológicas, que apresentaram duas composições distintas nestas estações do ano: i) a comunidade de Inverno caracterizou-se por poucas espécies, uma dominância acentuada dos residentes, e a presença de espécies dulciaquícolas; ii) a comunidade de Verão, foi caracterizada pela presença de muitas espécies marinhas, a maioria juvenis, que utilizam o sapal na fase inicial do seu ciclo de vida. A temperatura foi o parâmetro abiótico que melhor explicou a estruturação das comunidades. A abundância e biomassa totais, no entanto, já não evidenciaram um padrão sazonal, reflectindo antes as variações das espécies dominantes. As espécies residentes dominaram a comunidade em termos de abundância, enquanto que as espécies marinhas que utilizam o estuário como viveiro e as marinhas ocasionais, foram as que tiveram maior contribuição para a riqueza específica. O sapal de Castro Marim constitui um ecossistema importante para a ictiofauna, uma vez que fornece habitat a muitas espécies de peixes, principalmente juvenis, que encontram neste ecossistema condições propícias ao seu desenvolvimento.

Palavras-chave: Ictiofauna, sapal, Castro Marim, redinha

ABSTRACT

Fish communities of the Castro Marim salt marsh were studied based on monthly sampling surveys at five sites, between September 2000 and August 2001. A beach seine was the sampling gear used to capture the fishes. A total of 7955 fish specimens (37995,7 g), comprising 34 species and 17 families were sampled. The occurrence of most species was occasional, with *Pomatoschistus microps* (51,9%) and *Atherina* spp. (10,3%) being the most abundant species, together accounting for 62,2% of the total fish captured. The biomass was dominated by the marine species *Liza ramada* (15,9%), *Mullus surmuletus* (13,5%) and *Liza aurata* (13,4%). The abiotic parameters temperature and salinity had a seasonal pattern, with minimums in winter months and maximums in summer months. This pattern seems to be reflected in the fish assemblages, which present two distinct compositions in the two periods. A few species, with dominance by the residents and the presence of freshwater species, characterised the Winter fish assemblage; the Summer communities were characterised by the presence of many marine visitors, that use the salt marsh in their first months/years of life. Temperature was the parameter that proved to be most important in explaining the community structure. Temporal variations in total abundance and biomass reflected fluctuations in the dominant species. Resident species presented the highest abundance values, while marine species that use the salt marsh as a nursery ground and marine adventitious had the major contribution for community species richness. Castro Marim salt marsh constitutes an important ecosystem for fishes, since it provides habitat for many species, mostly juveniles, which find here suitable conditions for their development.

Key words: Fish assemblage, salt marsh, Castro Marim, beach seine

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	
1.1. Os sapais: Definição e características.....	1
1.2. Os sapais e a ictiofauna.....	2
2. MATERIAL E MÉTODOS	
2.1. Generalidades sobre a área de estudo	
2.1.1. Localização Geográfica.....	4
2.1.2. Caracterização.....	5
2.1.3. Rio Guadiana.....	7
2.2. Estações de amostragem.....	7
2.3. Características da embarcação e arte utilizadas.....	8
2.4. Estratégia de amostragem.....	9
2.5. Metodologia de campo	
2.5.1. Parâmetros Abióticos.....	10
2.5.2. Captura da ictiofauna.....	10
2.5.3. Amostragem laboratorial.....	11
2.6. Tratamento de dados	
2.6.1. Análise Quantitativa.....	11
2.6.2. Índices de diversidade.....	12
2.6.3. Variação espacio- temporal.....	14
2.6.4. Variação diária.....	14
2.6.5. Estrutura das comunidades.....	14
2.6.6. Relação entre os parâmetros abióticos e os parâmetros biológicos.....	16
2.6.7. Classificação ecológica das espécies.....	17
3. RESULTADOS	
3.1. Parâmetros Abióticos.....	18
3.2. Representatividade da amostra.....	19
3.3. Composição e organização da ictiofauna do sapal de Castro Marim	
3.3.1. Lista faunística.....	20
3.3.2. Parâmetros biológicos.....	22
3.3.2.1. Índice de Importância Relativa (IRI).....	23
3.3.3. Variação espacio-temporal.....	24

3.3.3.1 Abundância e biomassa.....	24
3.3.3.2. Índice de Importância Relativa.....	27
3.3.3.3. Riqueza específica.....	29
3.3.3.4. Índices de diversidade.....	30
3.3.3.5. Principais espécies.....	31
3.3.5. Variação diária.....	32
3.4. Estrutura das comunidades.....	34
3.5. Relação entre os parâmetros abióticos e os parâmetros biológicos.....	37
3.6. Classificação ecológica das espécies.....	39
4. DISCUSSÃO.....	42
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	61
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	63

ANEXOS

Anexo I - Representação esquemática da arte utilizada neste estudo

Anexo II – Parâmetros abióticos: Tabelas e Figuras

Anexo III – A pesca no sapal de Castro Marim- Inquéritos

Anexo IV – Registos fotográficos

Anexo V – Lista sistemática das espécies capturadas

Anexo VI – Parâmetros biológicos: Tabelas

1. INTRODUÇÃO

1.1. OS SAPAIS: DEFINIÇÃO E CARACTERÍSTICAS

Os sapais são ecossistemas intertidais que constituem uma interface entre o meio terrestre e o meio marinho (um estuário ou o mar), possuindo elementos e atributos de ambas as comunidades, terrestre e aquática (Wiegert *et al.*, 1981).

Em geral, os sapais encontram-se distribuídos nas médias e altas latitudes de todo o planeta, sendo substituídos por mangais nas regiões tropicais (Boaden & Seed, 1985). Ocorrem em zonas adjacentes a estuários, baías ou rias, em áreas protegidas da acção directa das vagas e das correntes (Teal, 2001).

Formam-se na zona intertidal pela deposição sucessiva de sedimentos finos provenientes das marés que periodicamente os inundam (Wiegert & Freeman, 1990). A vegetação não somente é um elemento caracterizante dos sapais, como também intervém activamente na sua formação. Actua como uma armadilha de sedimentos, permitindo a sua deposição, e protege da erosão (Packham & Willis, 1997).

A importância ecológica e económica dos sapais é inquestionável, destacando-se uma série de características que os tornam um dos mais valiosos ecossistemas litorais de todo o planeta: 1) possuem uma das maiores taxas de produtividade primária conhecidas (Kneib, 1997); 2) são uma importante fonte de nutrientes para estuários e zonas costeiras adjacentes (Moyle & Cech, 1996; Lefeuvre *et al.*, 1999); 3) têm um papel importante no controle da erosão e inundação (Wiegert *et al.*, 1981); 4) fornecem habitat para ambas as comunidades, terrestre e aquática, suportando grandes densidades de organismos (Wiegert *et al.*, 1981); 5) diminuem os efeitos das vagas provenientes das tempestades (Teal, 2001); 6) melhoram a qualidade da água filtrando poluentes e nutrientes em excesso (Lousã, 1986; Connolly *et al.*, 1997); 7) são extensivamente utilizados para as mais variadas actividades humanas (aquacultura, pesca desportiva e comercial, salinas, fins recreativos, etc.) (Adam, 1990; Wiegert & Freeman, 1990).

1.2. OS SAPAIS E A ICTIOFAUNA

Muitos autores realçaram a importância dos sapais como viveiros de peixes (Labourg *et al.*, 1985; Rountree & Able, 1992; Costa *et al.*, 1994; Ambrose & Meffert, 1999). Nestes ecossistemas, os peixes encontram águas abrigadas e ricas em alimento, que lhes permitem um crescimento rápido (Costa *et al.*, 1994).

Não obstante, as flutuações abióticas que caracterizam os sapais tornam-nos ambientes pouco estáveis e rigorosos, permitindo que apenas algumas espécies possam permanecer todo o seu ciclo de vida nestes ecossistemas. Estas espécies, bem adaptadas às condições do meio, são a componente dominante da ictiofauna dos sapais, atingindo elevadas abundâncias (Haedrich, 1983). Segundo Heck *et al.* (1995) e Moyle & Cech (1996), nestes ecossistemas podem mesmo encontrar-se das maiores densidades de peixes de todos os ecossistemas aquáticos.

As populações de peixes que utilizam os sapais são, deste modo, muito dinâmicas, verificando-se alterações na composição da ictiofauna a nível sazonal, diário e mesmo tidal (Kneib, 1997).

Rountree & Able (1992), dividiram os sapais em vários sub-habitats contíguos: i) superfície do sapal irregularmente inundada; ii) superfície do sapal regularmente inundada; iii) esteiros intertidais (só têm água na preia-mar); iv) esteiros subtidais e v) zonas pouco profundas adjacentes ao sapal.

É, no entanto, nos esteiros intertidais, subtidais e nas zonas pouco profundas adjacentes ao sapal que se encontram as maiores densidades e diversidade de peixes, pois nestes sub-habitats existe uma comunicação contínua com o estuário. Este cenário é ainda mais evidente nos sapais europeus, onde a superfície do sapal só é totalmente inundada nas marés vivas (Kneib, 1997).

Na Europa, a ictiofauna que usa os esteiros dos sapais raramente tem sido estudada e o papel que estes ecossistemas desempenham para os peixes permanece pouco investigada (Cattrijsse *et al.*, 1994). A maioria das publicações provém da América do Norte (90%), pertencendo somente 3% do total a estudos realizados na Austrália e 7% neste continente (Connolly, 1999). Em Portugal, o cenário não muda, sendo raros trabalhos que incidem exclusivamente nas comunidades ictiológicas de sapais (p.ex. Costa *et al.*, 1994; Costa *et al.*, 1995; Gonçalves & Ó Beldade, 2000; Mathieson *et al.*, 2000).

Dos trabalhos publicados, a maioria incide sobre: i) o papel dos sapais como viveiros de juvenis; ii) as variações sazonais da composição das comunidades e da diversidade das espécies; iii) a influência de factores abióticos na abundância e comportamento das espécies (p.ex. Rogers *et al.*, 1984; Rountree & Able, 1992; Drake & Arias, 1991a, 1991b; Cattrijsse *et al.*, 1994; Kneib, 1997; Rozas & Minello, 1997; Mathieson *et al.*, 2000; Thomas & Connolly, 2001).

O sapal de Castro Marim está classificado desde 1975 como reserva natural, criada ao abrigo do Decreto-lei Nº 162/75 de 27 de Março. Até ao momento, e apesar do estatuto que possui, os únicos trabalhos visando a ictiofauna nesta área foram os de Machado (1978), Gonçalves & Ó Beldade (2000) e algumas campanhas de inventariação levadas a cabo pelos funcionários da reserva natural.

Com a construção da barragem do Alqueva a montante no rio Guadiana, e sem se saber qual o impacto ecológico que este empreendimento vai causar nesta bacia, é importante um estudo mais aprofundado sobre a ictiofauna do sapal de Castro Marim. Este estudo deve avaliar o estado das populações de peixes, para desta forma ser feita uma melhor gestão e conservação desta área, onde a pressão antropogénica é cada vez maior.

O presente trabalho esteve inserido no projecto: “Estudo das condições ambientais no estuário do rio Guadiana e zonas adjacentes”, tendo como principais objectivos:

- inventariar as espécies ictiológicas que utilizam o sapal de Castro Marim, mais especificamente os esteiros da Carrasqueira e Lezíria;
- avaliar a variação temporal das comunidades ictiológicas e a sua relação com parâmetros ambientais;
- avaliar a importância do sapal de Castro Marim para a ictiofauna, particularmente o papel deste como viveiro para espécies de valor económico.

2. METODOLOGIA

2.1. GENERALIDADES SOBRE A ÁREA DE ESTUDO

2.1.1. LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA

O presente trabalho foi desenvolvido no sapal de Castro Marim, que está situado no extremo sudeste do Algarve, perto das localidades de Castro Marim e Vila Real de Santo António e junto à foz do rio Guadiana (margem direita). As coordenadas do seu ponto central são $37^{\circ} 12' 0''$ N de latitude e $7^{\circ} 26' 0''$ W de longitude (ICN, 2002) (Figura 1).

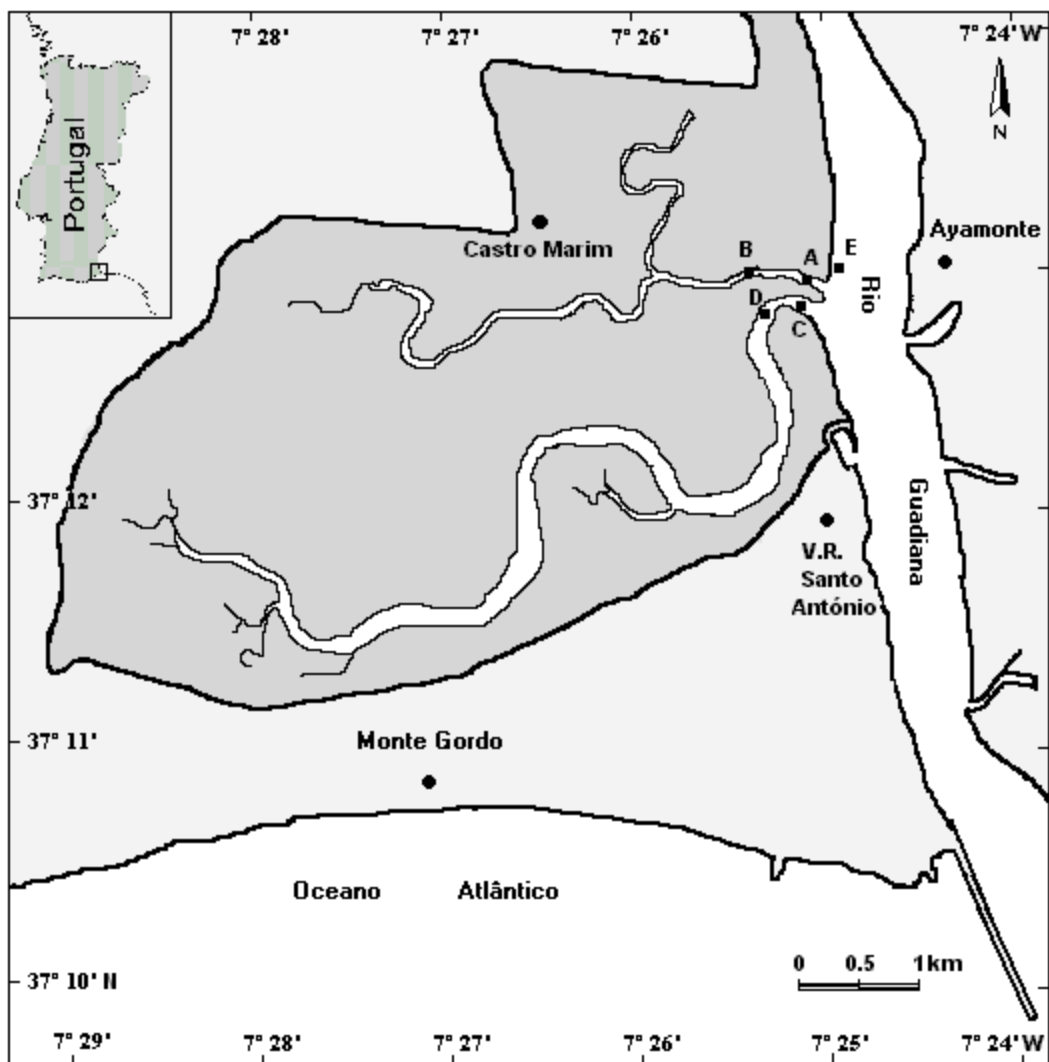


Figura 1- Mapa da área de estudo, com localização das estações de amostragem. Estuário da Lezíria (A, B); estuário da Carrasqueira (C, D); desembocadura dos estuários (E). □: Área da Reserva Natural Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António (RNSCMVRS).

2.1.2. CARACTERIZAÇÃO

A Reserva Natural Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António (RNSCMVRSA) abrange uma área de 2089 hectares, sendo o Estado proprietário de somente 113 ha. Trata-se de uma zona húmida abrangida pela convenção RAMSAR, e considerada uma zona de protecção especial pela directiva 79/409/CEE (Lousã, 1986; ICN, 2002). A sua importância ecológica deve-se essencialmente à avifauna aquática, existindo espécies que utilizam esta zona como local de reprodução, outras como local de alimentação em período pós-reprodutor, e outras como local de invernada (Neto, 1999; ICN, 2002). Pela riqueza de biótopos que possui (salinas, pastagens, charcos, esteiros e zonas de sapal), constitui ainda um local importante para outros grupos de organismos aquáticos e terrestres (Serrano, 1988; ICN, 2002).

A RNSCMVRSA apresenta duas zonas distintas: uma, denominada húmida, que corresponde a 58,5% da área total da reserva e que é constituída por salinas e extensas manchas de sapal; e outra, denominada seca, que ocupa os restantes 42,5% da área total da reserva e é constituída por áreas agrícolas, montados, pinhais e matos (ICN, 2002).

Esta região tem um clima do tipo mediterrâneo, caracterizado por um Verão muito seco (Faria *et al.*, 1981 *in* Lousã, 1986). O clima tem características mais continentais que marítimas. Predomina no Inverno o vento Norte, que percorre as terras baixas do vale do Guadiana e, no Verão, o vento de Sudoeste. Em relação à temperatura do ar, os registos médios mensais variam durante o ano, atingindo valores máximos em Agosto e mínimos em Janeiro (Serrano, 1988). A temperatura média da água do mar na costa é da ordem dos 14 °C no mês mais frio (Janeiro) e dos 21 °C no mês mais quente (Agosto) (Faria *et al.*, 1981 *in* Lousã, 1986). Quanto aos valores médios mensais da humidade relativa do ar, têm o seu mínimo em Julho ou Agosto e o máximo em Dezembro ou Janeiro. A pluviosidade média anual tem valores abaixo dos 600 mm (Serrano, 1988).

O sapal de Castro Marim é periodicamente inundado, devido ao efeito das marés. No entanto, como acontece na maioria dos sapais europeus (Cattrijsse *et al.*, 1994), o “alto sapal” só inunda aquando das marés vivas.

Em semelhança ao que acontece com o rio Guadiana, o sapal de Castro Marim é um sistema mesotidal com uma amplitude média de marés de 2,0 m (amplitude média das marés mortas é 1,22 m e amplitude média das marés vivas é 2,82 m). As marés são semi-diurnas, ou seja, nas 24h de um dia existem duas preia-mar e duas baixa-mar. A

vazante é apreciavelmente mais demorada (6 h 50 min) que a enchente (5 h 35 min), o que resulta num transporte de sedimentos para as zonas costeiras adjacentes (Morales, 1997).

Em relação à vegetação, o sapal de Castro Marim é ocupado por uma grande diversidade de plantas halofílicas, assim designadas devido à sua capacidade de tolerar ambientes salinos. Junto aos esteiros deste e ao rio Guadiana, a vegetação apresenta uma zonação vertical (Lousã, 1986) (Figura 2).

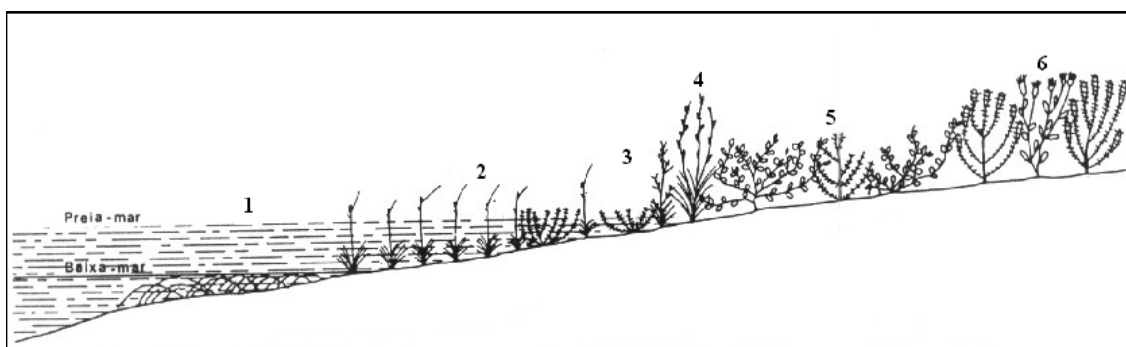


Figura 2- Distribuição da principal vegetação halófila perto dos esteiros e rio Guadiana (adaptado de Lousã, 1986). *Zostera noltii* (1); *Spartina maritima* (2); *Puccinellia maritima*- *Arthrocnemum perenne* (3); *Spartina densiflora* (4); *Cistanche lutea*- *Arthrocnemum fruticosi* (5); *Inula crithmoides*- *Arthrocnemum glaucum* (6).

Dois esteiros principais, Lezíria e Carrasqueira (Figura 1), atravessam o sapal de Castro Marim no sentido Oeste-Este e, juntamente com uma rede de pequenos canais, asseguram a drenagem natural e permitem que as marés penetrem o mais profundo possível no sapal (Lousã, 1986). Apesar de possuírem fontes dulciaquícolas, a maior parte da água presente nos esteiros é proveniente do rio Guadiana.

As actividades económicas regionais são a exploração de salinas, agricultura, aquacultura e turismo. Na área da RNSCMVRSa há essencialmente zonas de pastoreio, salinas e uma piscicultura. A actividade piscatória nesta área é realizada por um reduzido número de pescadores, na sua maioria reformados da pesca profissional, que se dedicam à pesca da enguia utilizando uma arte semelhante à utilizada neste estudo, denominada localmente como “levada” (pescadores, *com. pess.*). As embarcações utilizadas são de pequenas dimensões e não possuem motor.

2.1.3. RIO GUADIANA

O rio Guadiana é o terceiro maior rio da Península Ibérica, com uma extensão de 810 km (Almaça, 1988), dos quais 150 km em Portugal e 110 km servem de fronteira com Espanha (Pires *et al.*, 1999). A sua bacia hidrográfica ocupa uma área de 67500 km², da qual 12000 km² ocorre em Portugal (Morales, 1997). Localizado entre os 37°-47°N e os 02°-08° W, nasce em Espanha, no planalto triássico em campo Montiel (Lagoas De Ruidera). A sua largura varia entre os 550 m, perto da foz, e diminui para montante, onde atinge valores de 30 m (Costa, 1980 *in* Gouveia *et al.*, 1999).

O caudal do rio Guadiana é caracterizado por uma grande irregularidade sazonal e inter-anual consequente das variações climáticas verificadas na bacia hidrográfica e, mais recentemente, da regularização do caudal para armazenamento de água nomeadamente para fins agrícolas (Loureiro *et al.*, 1986 *in* Pires, 1999).

A bacia hidrográfica do Guadiana está referenciada como sendo a mais importante de Portugal, do ponto de vista da abundância e diversidade da fauna piscícola dulciaquícola (Pires, 1999). Talvez seja por esta razão que a maioria da informação existente diga respeito à fauna dulciaquícola, e a zonas mais a montante no rio (p.ex. Almaça, 1988, Godinho *et al.*, 1997; Pires, 1999; Collares-Pereira *et al.*, 2000; Cowx & Collares-Pereira, 2000; Filipe *et al.*, 2002), sendo que as comunidades ictiológicas estuarinas do rio Guadiana têm sido alvo de poucos estudos.

2.2. ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM

Como já havia sido referido anteriormente, o sapal de Castro Marim é formado por um conjunto de sub-habitats aquáticos, os quais são utilizados por muitas espécies de peixes e outros organismos. Entre estes sub-habitats, podem destacar-se os dois esteiros principais do sapal, Carrasqueira e Lezíria, que estão permanentemente inundados e comunicam directamente com estuário. Para este estudo foram escolhidas cinco estações de amostragem, duas no esteiro da Lezíria (A e B), duas no esteiro da Carrasqueira (C e D) e uma na desembocadura dos esteiros (E). As razões para a escolha destas estações foram a acessibilidade da embarcação e a representatividade das amostras, uma vez que vários autores defendem ser nos esteiros subtidaís que ocorre o maior número de espécies dos sapais (Rountree & Able, 1992; Kneib, 1997).

Todas as estações possuíam vegetação submersa, embora numa escala muito reduzida. Em termos físicos, a estação E, pelo facto de estar situada já no rio Guadiana, apresentava um regime hidrológico e um tipo de substrato diferente das restantes (Tabela 1).

Tabela 1 – Características físicas das Estações de amostragem. Gr: *Gracillaria* spp.; Zo: *Zostera noltii*; En: *Enteromorpha* spp.; Ul: *Ulva* spp.

Estação de amostragem	Substrato	Cobertura vegetal	Coordenadas	
A	Vasa	Gr; Zo; En; Ul	37° 12' 895" N	7° 25' 349" W
B	Vasa	Gr; Zo; En; Ul	37° 12' 887" N	7° 25' 279" W
C	Vasa	Gr; Zo; En; Ul	37° 12' 753" N	7° 25' 356" W
D	Vasa	Gr; Zo; En; Ul	37° 12' 773" N	7° 25' 293" W
E	areia e vasa	Gr; Zo; En; Ul	37° 12' 956" N	7° 25' 000" W

2.3. CARACTERÍSTICAS DA EMBARCAÇÃO E ARTE UTILIZADAS

As campanhas de recolha da ictiofauna realizaram-se numa pequena embarcação da frota pesqueira local (“Telo” VR-360L), com casco de fibra de vidro, comprimento de fora a fora (c.f.f.) de 5,5 m, tonelagem de arqueação bruta (t.a.b.) de 0,85 ton, motor fora de bordo com 30 cv de potência (Figura 3.B).

A arte utilizada foi uma redinha (Figura 3.A), pertencente ao grupo das artes envolventes arrastantes (Franca *et al.*, 1987). Tem como características um comprimento de 40 m (40 m no cabo das bóias e 39 m no cabo dos chumbos), por 4,5 m de altura na zona do saco, e uma malhagem de 20 mm (malha estirada de nó a nó). Cada asa mede aproximadamente 19 metros e a altura da arte diminui da zona central para as pontas, onde é aproximadamente de 0,9 m. O saco mede 2,6 m de comprimento, tem um diâmetro de 0,7 m e uma malhagem de 12 mm (Anexo I).

A escolha da redinha como arte de pesca baseou-se em duas razões: (1) é bastante utilizada em estudos de abundância de ictiofauna em habitats litorais pouco profundos (p.ex. Jorge, 1991; Rebelo, 1993; Ambrose & Meffert, 1999; Moura & Gordo, 2000); (2) é pouco selectiva e, quando utilizada em habitats pouco profundos, varre toda a coluna de água, fornecendo uma das amostras que melhor retratam a

ictiofauna presente num dado local (Pienburg, 1984 *in* Ruth & Berghahn, 1989; Rebelo, 1993; Ambose & Meffert, 1999).

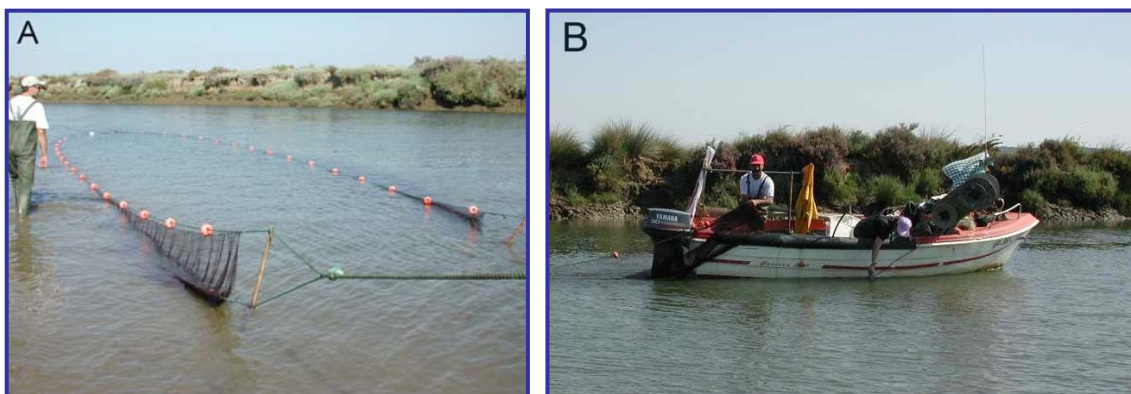


Figura 3 – Vista geral da redinha a operar (A) e da embarcação utilizada (B).

2.4. ESTRATÉGIA DE AMOSTRAGEM

As amostragens biológicas foram realizadas mensalmente, com uma duração média de 4 horas, no período de Setembro de 2000 a Agosto de 2001 (não foram realizadas amostragens nos meses de Outubro e Dezembro por impossibilidade dos pescadores), perfazendo um total de 10 campanhas e de 39 lances. Em cada local foi realizado somente um lance, não se tendo utilizado o método de replicados uma vez que vários autores já demonstraram que estes não correspondem a amostras independentes (o segundo lance é enviesado, sendo-lhe atribuído um valor inferior ao real) (Wilson & Wiesberg, 1993 *in* Wiesberg *et al.*, 1996). Numa tentativa de minimizar erros de amostragem, todas as campanhas foram realizadas de noite, geralmente com a Lua na fase de quarto-minguante, em marés mortas e no início da enchente (Tabela I, Anexo II). Allen *et al.* (1992) defende o princípio que, padronizando o esforço de pesca, as diferenças nas abundâncias, biomassa, riqueza específica e noutras variáveis, ao longo do tempo, irão depender principalmente de alterações actuais nas próprias populações e comunidades.

Em Setembro foram realizadas duas campanhas, tendo a primeira um carácter preliminar, uma vez que visou averiguar a adequação da arte a utilizar às características físicas das estações de amostragem. Com excepção de Maio, nas restantes campanhas não foi possível realizar todos os lances pretendidos, devido a factores ambientais, nomeadamente a situação da maré. Sendo a pesca com a redinha um método de pesca

rudimentar, no qual é necessário ter pessoas em terra, a situação de maré é, por vezes, impeditiva da sua utilização.

Em Julho, para além da campanha normal, realizou-se uma segunda denominada “variação diária”, tendo em vista averiguar se existem diferenças significativas nas capturas obtidas de dia e de noite.

A localização correcta de cada ponto era feita com auxílio de um aparelho de GPS (*Global Positioning System*) Magellan NAV DLX-10TM e através de pontos de referência conhecidos.

Numa tentativa de possuir um conhecimento mais abrangente da ictiofauna e actividade piscatória no sapal de Castro Marim, foram ainda realizados inquéritos a pescadores locais (Anexo III).

2.5. METODOLOGIA DE CAMPO

2.5.1. PARÂMETROS ABIÓTICOS

Sempre que possível, em cada local de amostragem era anotada a situação de maré (baixa-mar, enchente, preia-mar, vazante), as horas, a posição geográfica no início e fim de cada lance com o auxílio do GPS, assim como a leitura de vários parâmetros abióticos (Oxigénio dissolvido, salinidade e temperatura) da água através de uma sonda YSI 85 CE/10 FT. A profundidade foi registada no início, meio e fim de cada lance, através de um profundímetro acústico.

2.5.2. CAPTURA DA ICTIOFAUNA

Para a captura da ictiofauna, o início da largada da redinha era feito em terra, onde ficavam dois homens a segurar um dos cabos de alagem, ficando o outro cabo preso ao barco. Em seguida o barco afastava-se cerca de 15 metros de terra e era percorrida uma distância de aproximadamente 100 metros. Procedia-se depois à operação de cerco e, na última fase, à alagem da rede para terra (Figuras IV a IX, Anexo IV). Cada lance durava, em média, 6 minutos.

No fim de cada lance era feita a recolha das capturas do saco da rede, procedendo-se de seguida a uma triagem, separando-se os peixes das restantes capturas (crustáceos, moluscos, algas e outros). Em seguida, as amostras eram etiquetadas (data, local, lance) e acondicionadas no frio de modo a ficarem o menos danificadas possível.

Sempre que possível também se identificaram as algas presentes nas amostras, de modo a obter um conhecimento mais aprofundado do tipo de habitat de cada uma das estações de amostragem.

2.5.3. AMOSTRAGEM LABORATORIAL

Já em laboratório, os indivíduos foram identificados até ao grupo taxonómico mais baixo possível, com base nos guias de identificação de Whithead *et al.* (1986), Arias & Drake (1990), Almaça (1996) e Muus & Dahlström (1981). Numa fase seguinte à identificação, determinou-se o comprimento total (CT) dos indivíduos com o auxílio dum ictiómetro (precisão 1 mm), e o peso total (P) numa balança analítica (precisão 0,01 g).

Numa tentativa de evitar erros de identificação, os mugilídeos com comprimentos inferiores a 6 cm foram identificados somente até à família, devido ao facto da identificação dos indivíduos deste grupo ser complicada e ambígua em tamanhos tão reduzidos.

2.6. TRATAMENTO DE DADOS

Após a recolha de toda a informação, os dados foram inseridos em folhas de cálculo do EXCEL e criadas duas bases de dados: uma com os parâmetros abióticos e outra com os dados biológicos.

2.6.1. ANÁLISE QUANTITATIVA

Para cada espécie foram estimados os seguintes parâmetros:

- Abundância absoluta (nº de exemplares) e relativa (%)
- Biomassa absoluta (grama) e relativa (%)
- Frequência de ocorrência (Foc) (%): Este parâmetro fornece uma ideia da permanência de cada espécie na área estudada. É expresso em percentagem e é calculado pela seguinte fórmula:

$$\text{Foc} = \frac{C_i}{C_t} \times 100$$

em que C_i é o número de lances em que a espécie foi capturada e C_t é o número total de lances realizados. Consoante a sua frequência de ocorrência, as espécies foram

classificadas em: i) Muito frequentes: $Foc \geq 90\%$; ii) Frequentes: $50\% \leq Foc < 90\%$; iii) Pouco frequentes: $25\% \leq Foc < 50\%$; iv) Raras: $Foc < 25\%$.

- Índice de importância relativa (IRI) - O índice de importância relativa (IRI) foi desenvolvido por Pinkas *et al.* (1971), de forma a integrar num só índice os principais métodos de avaliação (numérico, volumétrico e frequências de ocorrência) (Gonçalves, 2000). Desde então, tem sido o índice misto mais utilizado em dietas alimentares (Cailliet *et al.*, 1986 *in* Santos, 2001). O IRI é calculado pela seguinte fórmula:

$$IRI = (N\% + W\%) \times Foc\%$$

sendo, N%, W% e Foc%, a abundância, biomassa relativas e frequência de ocorrência, respectivamente. O IRI não tem unidade e pode ser apresentado em valores absolutos ou percentuais.

A sua utilização para estudos de ictiofauna é perfeitamente viável, bastando fazer a analogia de que o estômago de um peixe corresponde ao ecossistema estudado, e as presas à ictiofauna desse ecossistema (Lopes da Cunha, 1994). No entanto, uma busca na base de dados ASFA (*Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*), permitiu verificar que este índice misto é ainda pouco utilizado em estudos do género.

- A proporção de juvenis em percentagem (%), foi determinada com base no comprimento teórico de 1ª maturação (L_{50}) de cada espécie (Dulcic *et al.*, 1997; Cabral *et al.*, 2000). A proporção foi calculada da seguinte forma:

$$\%juvenis = \frac{\text{n}^\circ \text{ de indivíduos com comprimento inferior ao } L_{50} \text{ teórico}}{\text{n}^\circ \text{ total de indivíduos}} \times 100$$

2.6.2. ÍNDICES DE DIVERSIDADE

Os índices de diversidade fornecem, através de um simples coeficiente, uma expressão instantânea compreensível da diversidade. São, também, frequentemente vistos como indicadores do “bem-estar” dos sistemas ecológicos (Magurran, 1988)

A diversidade é caracterizada por duas componentes: o número de espécies (ou riqueza específica), e pela descrição das suas abundâncias relativas (ou equitabilidade)

(Magurran, 1988). Deste modo, existem índices que têm em conta um ou ambos os factores. Os índices de diversidade calculados foram:

- Índice de diversidade de Shannon-Wiener (Ludwig & Reynolds, 1988) – Este índice é representado pela seguinte fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^{S^*} \frac{n_i}{N} \times \ln \frac{n_i}{N}$$

em que n_i corresponde ao número de indivíduos da espécie i , e N ao número total de indivíduos. O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') é influenciado tanto pela riqueza em espécies de uma comunidade, como do modo que os indivíduos nelas se repartem (Krebs, 1999).

- Índice de equitabilidade (Pielou, 1975 in Ludwig & Reynolds, 1988) – Este índice mede o grau de distribuição da abundância entre as espécies. Numa amostra em que todas as espécies estejam igualmente representadas, a regularidade é máxima e igual à unidade. Esta tende para 0 à medida que a abundância de uma espécie se torna significativamente mais elevada que a abundância das restantes (Krebs, 1999). É representado pela seguinte fórmula:

$$J' = \frac{H'}{H \max} = \frac{H'}{\ln (S)}$$

em que H' é o índice de Shannon –Wiener e S é o número total de espécies

- Índice de Margalef (1958 in Ludwig & Reynolds, 1988) – Este índice baseia-se directamente na riqueza específica, com a particularidade de ter em conta o tamanho da amostra (Ludwig & Reynolds, 1988). O índice de Margalef (D) é representado pela seguinte fórmula:

$$D = \frac{S - 1}{\ln (N)}$$

sendo S o número total de espécies e N o número total de indivíduos.

Todos os mugilídeos não identificados (mugilidae n.id.) foram excluídos no cálculo dos índices de diversidade, para deste modo evitar sobreposição de *taxa*.

2.6.3. VARIAÇÃO ESPACIO-TEMPORAL

Para uma análise espacio-temporal da ictiofauna do sapal de Castro Marim foram estimados valores médios por lance dos parâmetros abundância, biomassa, riqueza específica e índices de diversidade, por mês e estação de amostragem. Esta normalização permitiu compensar o diferente esforço empregue nos vários meses (Lopes da Cunha, 1994).

Neste capítulo, foi ainda utilizado o IRI (%) para fazer a análise temporal e espacial das espécies mais importantes. Para tal, considerou-se 90% de IRI (%) acumulado, o limite para definir as espécies mais importantes. Este procedimento é análogo ao utilizado por Rodríguez-Romero *et al.* (1998), que utilizou as abundâncias relativas para classificar as espécies dominantes em cada mês.

2.6.4. VARIAÇÃO DIÁRIA

Para determinar se existiam diferenças significativas entre o dia e a noite, na abundância de cada espécie, fez-se um teste Qui-Quadrado (χ^2) (Zar, 1999).

Foram ainda comparados os comprimentos médios nos dois períodos, com recurso ao teste t-student. Como se trata de um teste paramétrico, as amostras tinham de apresentar distribuições normais e homogeneidade nas variâncias. Quando estes pressupostos não foram cumpridos, recorreu-se ao uso do teste não paramétrico de Mann-Whitney, sendo que neste são analisadas as medianas (Zar, 1999).

Todos os testes estatísticos utilizados foram considerados significativos para um nível de significância igual ou superior a 0,95 ($\alpha= 0,05$). O programa utilizado para os cálculos realizados foi o SPSS 11.0 ©.

2.6.5. ESTRUTURA DAS COMUNIDADES

Neste capítulo pretendeu-se, através de técnicas multivariadas, analisar a estruturação espacial e temporal da ictiofauna do sapal de Castro Marim. O programa utilizado foi o PRIMER 5.2.0 ©.

Construção da matriz de similaridade

Os dados de abundância foram dispostos em matrizes de tipo Q. Dada a ocorrência de certas inconsistências na identificação de alguns mugilídeos, optou-se por inserir todos no grupo Mugilidae, ou seja, como se de um só *taxon* se tratasse.

O passo seguinte foi construir uma matriz de similaridade simétrica, tendo sido utilizado o coeficiente de Bray-Curtis, proposto por Bray & Curtis (1957 in Clarke & Warwick, 1994):

$$S_{jk} = 100 \times \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^n |Y_{ij} - Y_{ik}|}{\sum_{i=1}^n (Y_{ij} + Y_{ik})} \right]$$

em que S corresponde ao coeficiente de similaridade de Bray-Curtis, Y_{ij} e Y_{ik} correspondem ao número de indivíduos da espécie i em cada amostra (j, k) e n ao número de espécies das amostras. O coeficiente de similaridade de Bray-Curtis varia de 0, quando um par de unidades de amostragem é completamente diferente, a 100%, quando é idêntico (Clarke & Warwick, 1994). Este é um coeficiente muito utilizado em análises quantitativas, tendo como vantagem o facto de ignorar os casos de duplas ausências (Krebs, 1999). Porém, sobrevaloriza as espécies mais abundantes, conquanto que as espécies raras têm uma contribuição reduzida (Krebs, 1999). Deste modo, antes de aplicado o índice, os dados foram transformados por raiz quarta.

Na construção das matrizes de similaridade que comparam todos os lances, foram utilizadas abundâncias totais. Aqui as três primeiras letras de cada unidade de amostragem correspondem ao mês, enquanto que a última corresponde à estação de amostragem.

Para a matriz de similaridade em que se comparam os meses e estações de amostragem, foram utilizadas abundâncias médias, mais uma vez para compensar o diferente esforço empregue em cada mês.

De seguida foi feito o agrupamento das estações, de forma a que os elementos de cada grupo apresentassem características comuns que os afastassem dos outros grupos de elementos (Gamito, 1990). A classificação hierárquica aglomerativa e a ordenação foram as técnicas de agrupamento utilizadas.

Classificação hierárquica aglomerativa

A classificação hierárquica aglomerativa tem início com a fusão das entidades mais semelhantes em grupos inclusivos de dimensão progressivamente maior, até só restar um grupo que englobe todas as entidades (Hermy, 1988 *in* Gamito, 1990). Este tipo de classificação é representado sob a forma de dendrogramas. Para a construção dos dendrogramas utilizou-se o método de “group-average”.

Ordenação

O método de ordenação utilizado foi o de MDS (Ordenação multidimensional não-métrica). Este método cria um mapa não métrico, que tenta dispor as unidades de amostragem geralmente em duas dimensões, de tal forma que as distâncias das unidades de amostragem no mapa estejam de acordo com a sua dissimilaridade na matriz de similaridade (Clarke & Warwick, 1994).

2.6.6. RELAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS ABIÓTICOS E OS PARÂMETROS BIOLÓGICOS

Fizeram-se dois tipos de análise para determinar a relação entre os parâmetros abióticos temperatura e salinidade, e os parâmetros biológicos.

Numa primeira fase, os valores médios mensais de salinidade e temperatura foram correlacionados com os valores médios mensais de abundância, biomassa, nº de espécies, índice de diversidade e índice de equitabilidade. Para testar a hipótese de que existe uma correlação significativa utilizaram-se os coeficientes de correlação de Pearson e Spearman. O primeiro pressupõe que as distribuições bivariadas sejam normais e que exista uma relação linear entre as amostras. O segundo, tratando-se de um coeficiente não paramétrico, não possui estes pressupostos (Ludwig & Reynolds, 1988).

Os valores destes dois coeficientes variam entre -1 (correlação negativa perfeita) e 1 (correlação positiva perfeita), e não têm unidades (Ludwig & Reynolds, 1988).

Para uma análise dos dados mais robusta, recorreu-se também a métodos multivariados (opção BIOENV do programa PRIMER 5.2.0) na determinação de uma relação entre os parâmetros abióticos e a estrutura das comunidades. Com esta metodologia, os meses de amostragem, utilizando os valores médios de abundância de cada espécie, transformados por raiz quarta e utilizando o índice de Bray-Curtis, são dispostos num mapa de MDS. De seguida, os valores médios dos parâmetros abióticos

temperatura e salinidade são sobrepostos no mapa de MDS sob a forma de “bubble values”.

O objectivo era verificar qual dos parâmetros explica melhor a estruturação das comunidades. Inerente a este processo estava um método multivariado denominado PCA (*Principal Component Analysis*) e o coeficiente de correlação de Spearman.

De referir que os resultados obtidos neste programa são apenas explicativos e não possuem nenhum teste de significância associado (Clarke & Warwick, 1994; Jackson & Jones, 1999).

2.6.7. CLASSIFICAÇÃO ECOLÓGICA DAS ESPÉCIES

As espécies foram classificadas segundo os hábitos de reprodução, de migração e de ocorrência, referidas na bibliografia (Monteiro, 1989; Rebelo, 1993; Elliott & Dewailly, 1995; Cabral, 1999; Mathieson, 2000), assim como pela sua ocorrência, distribuição e abundância observadas no presente trabalho. Desta forma, as espécies foram agrupadas nas seguintes componentes:

- espécies residentes (R): espécies que vivem no sapal durante todo o seu ciclo de vida;
- espécies marinhas que utilizam o sapal como viveiro (MJ): espécies que passam parte do seu ciclo de vida no sapal e utilizam este ecossistema como viveiro, ocorrendo raramente na fase adulta;
- espécies marinhas ocasionais (MO): espécies que visitam o sapal ocasionalmente, não possuindo nenhuma preferência conhecida por este tipo de ecossistema;
- espécies migradoras anádromas (MA) e migradoras catádromas (MC): espécies que ocorrem no sapal em trânsito durante os seus ciclos migratórios;
- espécies dulciaquícolas ocasionais (DO): espécies que vivem no meio dulciaquícola e visitam ocasionalmente o meio salobro.

Foi calculada a importância relativa das diferentes componentes ecológicas em termos de riqueza específica, abundância e biomassa, para valores globais e por estação do ano.

3. RESULTADOS

3.1. PARÂMETROS ABIÓTICOS

A Figura 4 ilustra as variações temporais dos valores de salinidade, nas várias estações de amostragem do sapal de Castro Marim, entre 2000 e 2001.

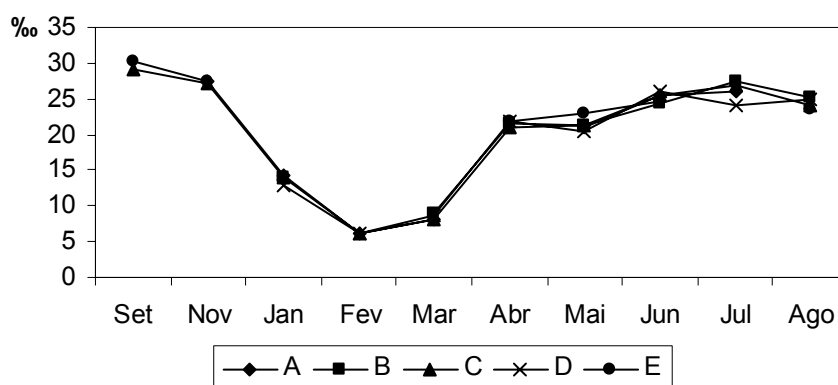


Figura 4 – Valores mensais de salinidade (‰) por estação de amostragem, registados no sapal de Castro Marim, entre 2000 e 2001.

A salinidade variou entre 6,2 ‰, valor registado na estação E em Fevereiro, e 30,1 ‰, registado na estação B em Setembro. A análise temporal revelou um decréscimo neste parâmetro de Setembro a Fevereiro e um aumento posterior até aos meses de Verão. Foi demonstrado um padrão sazonal, verificando-se as salinidades mais baixas nos meses de Inverno e as salinidades mais elevadas nos meses de Verão. A variação deste parâmetro entre estações de amostragem foi pouco acentuada, tendo sido registada a maior amplitude (3,4 ‰) no mês de Julho, entre as estações A e D.

As variações temporais dos valores de temperatura, registadas nas várias estações de amostragem do sapal de Castro Marim entre 2000 e 2001, estão ilustradas na Figura 5.

A temperatura variou entre 11,1 °C, na estação A em Janeiro, e 23,5 °C, nas estações A e E, em Julho e Agosto, respectivamente. Observou-se uma forte variação sazonal neste parâmetro, com valores mínimos nos meses de Inverno e máximos no Verão.

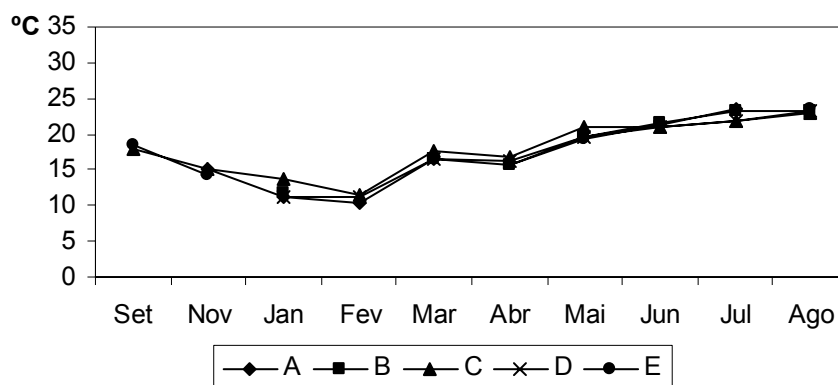


Figura 5 – Valores mensais de temperatura (°C) por estação de amostragem, registados no sapal de Castro Marim, entre 2000 e 2001.

A variação entre estações de amostragem foi pouco marcada, com um valor médio de 1,2 °C. A maior disparidade de temperatura entre locais (no mesmo período) verificou-se no mês de Janeiro, altura em que as estações A e C apresentaram uma diferença de 2,7 °C.

O oxigénio dissolvido (Tabela I, Anexo II) variou entre 6,21 mg/l, valor registado na estação B em Agosto, e 9,87 mg/l, registado na estação A em Julho. A variação deste parâmetro no tempo foi relativamente baixa, com excepção de Agosto. Neste mês, os valores de oxigénio dissolvido registados baixaram significativamente, o que poderá ser explicado pela hora a que foram recolhidos os parâmetros. Entre estações a variação do oxigénio dissolvido foi sempre baixa.

3.2. REPRESENTATIVIDADE DA AMOSTRA

O número acumulado de espécies mostra uma tendência assintótica (Figura 6). Esta tendência é contrariada nos últimos lances, o que pode dever-se ao facto de terem sido efectuados no Verão, período em que existe uma maior diversidade e, logo, maior probabilidade de aparecerem espécies novas. No entanto, o facto de se ter feito uma amostragem com um intervalo de 12 meses, percorrendo deste modo todas as estações do ano, antevê que tenham sido registadas a maioria das espécies que utilizam os locais correspondentes às 5 estações de amostragem.

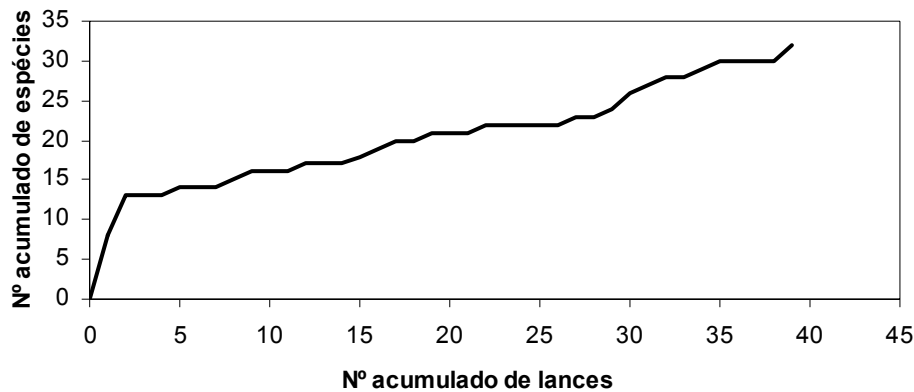


Figura 6 – Variação no número acumulado de espécies em função do número acumulado de lances, no período de amostragem.

3.3. COMPOSIÇÃO E ORGANIZAÇÃO DA ICTIOFAUNA DO SAPAL DE CASTRO MARIM

3.3.1. LISTA FAUNÍSTICA

Durante o período de amostragem foram realizadas 10 campanhas de amostragem, com um total de 39 lances. Foram capturados 7955 exemplares, pertencentes a 34¹ espécies e 17 famílias de Osteichthyes (Teleostei) (ver lista sistemática em Anexo V), com um valor de biomassa total de 37996 g. As famílias mais bem representadas foram Sparidae com 6 espécies registradas, e Mugilidae com 5.

Conforme ilustra a Tabela 2, das 34 espécies capturadas, 22 possuem valor comercial e 2 valor recreativo (são consideradas importantes na pesca desportiva em águas interiores). Em termos de estatuto de conservação, 2 espécies são consideradas vulneráveis (*Alosa alosa* e *Alosa fallax*) e 8 comercialmente ameaçadas (*Anguilla anguilla*, *Dicentrarchus labrax*, *Mullus surmuletus*, *Diplodus annularis*, *Diplodus bellottii*, *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris* e *Sparus aurata*).

¹ Duas espécies foram capturadas na amostragem preliminar tendo, por este motivo, sido somente consideradas para a lista sistemática (ANEXO V) e para a Tabela 2.

Tabela 2 – Espécies ictiológicas capturadas no sapal de Castro Marim, no período de Setembro de 2000 a Agosto de 2001. **IE** - Importância Económica (C, comercial; R, recreativo); **EC** – Estatuto de conservação (V, vulnerável; CT, comercialmente ameaçado; NT, não ameaçado).

Ordem	Família	Espécie	IE ¹	EC ²
Anguilliformes	Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	C	CT
Atheriniformes	Atherinidae	<i>Atherina</i> spp. Linnaeus, 1758		
Batrachoidiformes	Batrachoididae	<i>Halobatrachus didactylus</i> (Bloch & Schneider, 1801)		
Beloniformes	Belonidae	<i>Belone belone</i> (Linnaeus, 1761)		
	Clupeidae	<i>Alosa alosa</i> (Linnaeus, 1758)	C	V
		<i>Alosa fallax</i> (Lacepède, 1803)	C	V
Clupeiformes		<i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1792)	C	
	Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758)	C	
	Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	R	
Cypriniformes		<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	R	
Cyprinodontiformes	Fundulidae	<i>Fundulus heteroclitus</i> (Linnaeus, 1776)		
Gasterosteiformes	Syngnathidae	<i>Syngnathus acus</i> Linnaeus, 1758		
	Blenniidae	<i>Parablennius gattorugine</i> (Brünnich, 1768)		
	Gobiidae	<i>Gobius niger</i> Linnaeus, 1758		
		<i>Pomatoschistus microps</i> (Krøyer, 1838)		
		<i>Pomatoschistus minutus</i> (Pallas, 1770)		
	Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	C	CT
		<i>Dicentrarchus punctatus</i> (Bloch, 1792)	C	
	Mugilidae	<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1827)	C	
		<i>Liza aurata</i> (Risso, 1810)	C	
		<i>Liza ramada</i> (Risso, 1810)	C	
		<i>Liza saliens</i> (Risso, 1810)	C	
		<i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	C	
Perciformes		Mugilidae n.id.		
	Mullidae	<i>Mullus barbatus</i> Linnaeus, 1758	C	
		<i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758	C	CT
	Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)	C	
	Sparidae	<i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758)	C	CT
		<i>Diplodus bellottii</i> (Steindachner, 1882)	C	CT
		<i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	C	CT
		<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy St.Hilaire, 1817)	C	CT
		<i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758 ³	C	CT
		<i>Spondylisoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)	C	CT
	Stromateidae	<i>Stromateus fiatola</i> Linnaeus, 1758 ³		
Pleuronectiformes	Soleidae	<i>Solea senegalensis</i> Kaup, 1858	C	

Fonte: ¹ IGP (2002); DGF (2002)

² SNPRCN (1991, 1993)

³ Espécies capturadas na amostragem preliminar

3.3.2. PARÂMETROS BIOLÓGICOS

Na Tabela 3 encontram-se descritas as abundâncias e biomassas totais e relativas, frequência de ocorrência, índice de importância relativa, comprimentos médios, gama de tamanhos e fase do ciclo de vida das espécies capturadas no sapal de Castro Marim.

Em termos globais, *P. microps* foi a espécie mais abundante, contribuindo com 51,9% do total de indivíduos capturados neste estudo. Seguiram-se, por ordem decrescente, *Atherina* spp., Mugilidae n.id., *L. aurata*, *D. sargus*, *S. cantharus*, *L. ramada* e *M. surmuletus* que, juntamente com *P. microps*, contribuíram para 91,9% do total de indivíduos capturados. As restantes 25 espécies capturadas apresentaram baixas abundâncias, perfazendo no seu conjunto 8,1% do total. Destas 25, 14 foram representadas com menos de 10 exemplares cada.

As espécies *L. ramada*, *M. surmuletus*, *L. aurata*, *C. carpio*, *S. cantharus* e *Atherina* spp. foram as mais importantes em termos de biomassa, contribuindo com 69,6% do total.

Das espécies registadas, somente *Atherina* spp., *P. microps* e *L. ramada* foram consideradas muito frequentes. Mugilidae n.id., *L. aurata* e *L. saliens* foram consideradas frequentes; *C. labrosus*, *D. sargus*, *E. encrasicolus* e *S. pilchardus*, pouco frequentes e as restantes consideradas raras. Entre as raras, *T. tinca*, *D. punctatus*, *D. annularis*, *F. heteroclitus*, *M. cephalus*, *P. gattorugine*, *P. saltatrix* e *S. senegalensis* ocorreram numa só ocasião (Tabela 3).

De uma forma geral, o comprimento médio dos indivíduos capturados no sapal de Castro Marim foi inferior a 15 cm, com exceção das espécies *A. anguilla*, *B. belone* e *C. carpio*, com comprimentos médios de 27,9 cm, 47 cm e 45,5 cm, respectivamente. Das 23 espécies classificadas segundo o comprimento de 1º maturação teórico, 15 foram representadas somente por indivíduos juvenis. Das restantes, *P. microps*, *E. encrasicolus*, *Atherina* spp. e *G. niger*, foram representados por uma baixa proporção de juvenis e *C. carpio* foi representada apenas por indivíduos adultos.

Tabela 3 – Captura, frequência de ocorrência (FOC), índice de importância relativa (IRI), comprimento total (CT) médio e gama de tamanhos por espécie, no sapal de Castro Marim, no presente estudo. MF- muito frequente; F- frequente; PF- pouco frequente; R- raro; % juv.- Percentagem de juvenis.

Espécie	Abundância (N)		Biomassa (W)		Foc		IRI	CT médio ±sd	Gama de tamanhos (cm)	% juv.
	Nº ind.	%	g	%	%	Class.				
<i>P. microps</i>	4130	51,9	2215,6	5,8	97,4	MF	5627,0	3,9±0,5	2,0-6,0	2,2
<i>Atherina</i> spp.	818	10,3	2971,0	7,8	100,0	MF	1810,2	7,9±1,3	4-12,3	24
Mugilidae n.id.	525	6,6	1543,1	4,1	64,1	F	683,4	5±0,8	2,4-6	100
<i>L. aurata</i>	523	6,6	5091,3	13,4	84,6	F	1690,2	10,2±2,7	6,0-19,6	100
<i>D. sargus</i>	426	5,4	1496,2	3,9	28,2	PF	262,2	5,6±1,6	2,7-10,7	100
<i>S. cantharus</i>	346	4,3	3558,3	9,4	15,4	R	210,9	8,5±1,5	4,1-11,7	100
<i>L. ramada</i>	309	3,9	6023,1	15,9	94,9	MF	1872,4	11,3±4,9	6,0-39,7	96,9
<i>M. surmuletus</i>	233	2,9	5125,2	13,5	18,0	R	294,7	11,4±1,7	5,0-15,8	100
<i>S. pilchardus</i>	192	2,4	197,2	0,5	38,5	PF	112,8	5,3±0,7	3,8-9,0	100
<i>L. saliens</i>	117	1,5	1737,3	4,6	71,8	F	433,8	11±4,2	6,4-22,5	98,3
<i>D. labrax</i>	81	1,0	884,7	2,3	23,1	R	77,2	9,6±2,6	5,2-17,2	100
<i>D. vulgaris</i>	51	0,6	424,3	1,1	12,8	R	22,5	7,6±1,7	4,0-10,7	100
<i>H. didactylus</i>	36	0,5	519,0	1,4	18,0	R	32,6	6,5±4,2	2,1-20,8	100
<i>C. labrosus</i>	27	0,3	649,0	1,7	33,3	PF	68,2	13,1±4	7,1-22,3	100
<i>G. niger</i>	27	0,3	173,6	0,5	23,1	R	18,4	7,9±1,1	6-9,95	18,5
<i>E. encrasicolus</i>	23	0,3	155,3	0,4	28,2	PF	19,7	10,2±1	8,4-11,7	15
<i>D. bellottii</i>	21	0,3	83,7	0,2	15,4	R	7,4	6,1±1,2	4,1-8,2	100
<i>P. minutus</i>	18	0,2	8,4	0,0	5,1	R	1,3	3,5±1	2,5-5,9	77,8
<i>M. barbatus</i>	14	0,2	106,3	0,3	10,3	R	4,7	8,4±1	7,0-9,8	100
<i>A. alosa</i>	9	0,1	74,8	0,2	10,3	R	3,2	10,1±1,2	9-13,0	-
<i>A. anguilla</i>	5	0,1	216,8	0,6	10,3	R	6,5	27,9±4	3,1-32,9	100
<i>B. belone</i>	5	0,1	791,3	2,1	7,7	R	16,5	47±12,8	36,3-68,2	-
<i>A. fallax</i>	4	0,1	37,9	0,1	7,7	R	1,2	10,4±0,5	9,9-11,0	-
<i>C. carpio</i>	4	0,1	3681,3	9,7	7,7	R	74,9	45,5±1	44,1-46,3	0
<i>S. acus</i>	2	0,0	0,5	0,0	5,1	R	0,1	9,6±0,2	9,4-9,7	-
<i>T. tinca</i>	2	0,0	7,5	0,0	2,6	R	0,1	6,7±1,7	5,5-7,9	-
<i>D. annularis</i>	1	0,0	31,2	0,1	2,6	R	0,2	11,9	11,9	100
<i>D. punctatus</i>	1	0,0	2,2	0,0	2,6	R	0,0	6,1	6,1	100
<i>F. heteroclitus</i>	1	0,0	0,3	0,0	2,6	R	0,0	3,2	3,2	-
<i>M. cephalus</i>	1	0,0	109,3	0,3	2,6	R	0,8	23,0	23,0	100
<i>P. gattorugine</i>	1	0,0	5,1	0,0	2,6	R	0,1	7,3	7,3	-
<i>P. saltatrix</i>	1	0,0	4,0	0,0	2,6	R	0,1	8,2	8,2	-
<i>S. senegalensis</i>	1	0,0	71,0	0,2	2,6	R	0,5	18,6	18,6	-
Total	7955		37995,7		851,3		13353,9			

3.3.2.1. ÍNDICE DE IMPORTÂNCIA RELATIVA (IRI)

Na Tabela 4 encontram-se descritos os índices de importância relativa em percentagem (IRI%), para as espécies mais importantes do presente estudo.

As espécies, *P. microps*, *L. ramada*, *Atherina* spp., *L. aurata*, Mugilidade n.id., *L. saliens*, *M. surmuletus*, *D. sargus* e *S. cantharus*, revelaram ser as mais importantes, perfazendo juntas um índice de importância relativa (IRI) acumulado de 96,5%. As restantes espécies apresentaram índices de importância relativa inferiores a 1%.

A espécie *P. microps* foi, segundo este índice, a espécie mais importante neste estudo, com um IRI cerca de 3 vezes superior à espécie seguinte, *L. ramada*. Seguiram-se as espécies *L. ramada* (14,0%), *Atherina* spp. (13,6%) e *L. aurata* (12,7%).

Tabela 4 – Índice de importância relativa (IRI) em percentagem, para as espécies mais importantes do presente estudo.

Espécie	IRI (%)	IRI acumulado (%)
<i>P. microps</i>	42,1	42,14
<i>L. ramada</i>	14,0	56,2
<i>Atherina</i> spp.	13,6	69,7
<i>L. aurata</i>	12,7	82,4
Mugilidae n.id.	5,1	87,5
<i>L. saliens</i>	3,3	90,7
<i>M. surmuletus</i>	2,2	92,9
<i>D. sargus</i>	2,0	94,9
<i>S. cantharus</i>	1,6	96,5

3.3.3. VARIAÇÃO ESPACIO-TEMPORAL

3.3.3.1. ABUNDÂNCIA E BIOMASSA

A Figura 7 ilustra a variação mensal dos valores de abundância e biomassa totais, por estação de amostragem.

De uma forma geral, foi na estação B que se verificaram valores de abundância e biomassa mais regulares durante o período de amostragem.

O valor mais elevado de abundância foi observado na estação de amostragem D no mês de Julho, com a captura de 757 exemplares. Em termos de biomassa, o valor mais elevado de capturas em peso (9107,5 g) foi registado na estação E em Agosto.

Na estação de amostragem A em particular, os valores de biomassa variaram entre 120,8 g em Janeiro e 3587,58 g em Março. O número mais elevado de exemplares capturados ocorreu em Julho (N=419), enquanto que Março foi o mês de menor abundância (N=67).

Na estação B, o pico de biomassa foi observado em Março (1225,6 g), altura a que correspondeu o menor valor de abundância (N=40). O maior valor de abundância

registou-se em Maio (N=343), e Abril foi o mês em que foi registado o menor valor de biomassa (87,2 g).

A estação C, única onde foi possível realizar amostragens todos os meses, apresentou dois picos de abundância e biomassa: em Janeiro (N=358, 1370,8 g) e em Março (N=340, 2608,5 g). Setembro foi, nesta estação de amostragem, o mês em que menor número de indivíduos foi capturado (N=47). As capturas com menor peso verificaram-se em Abril (230,8 g), e as com biomassa inferior em Julho (1076,7 g).

Em relação à estação de amostragem D, o valor mais elevado de abundância foi registado em Março (N=757), e o de maior biomassa em Julho (1076,7 g). Os valores mais baixos de abundância e biomassa foram registados em Agosto (N=70) e em Abril (129 g), respectivamente.

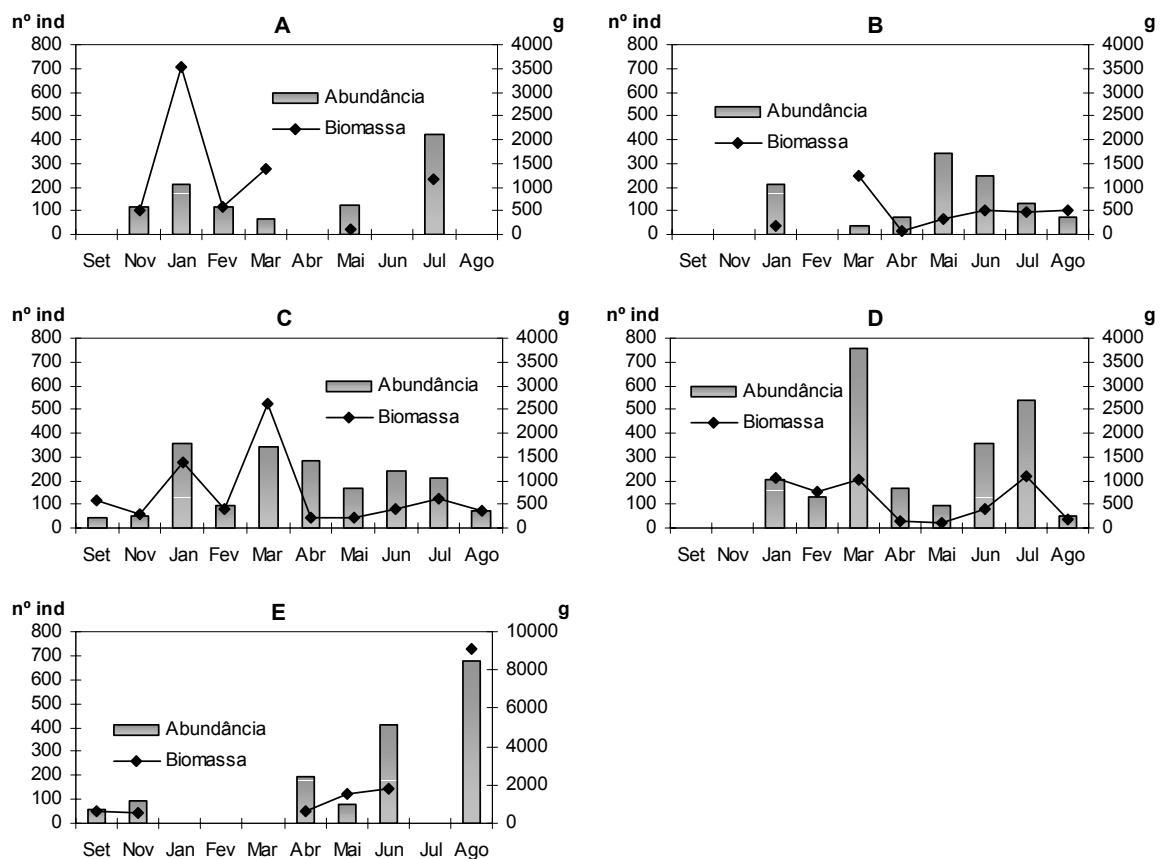


Figura 7 – Variação mensal das abundâncias e biomassas totais, nas várias estações de amostragem (A, B, C, D e E), no sapal de Castro Marim, entre Setembro de 2000 e Agosto de 2001. A escala no eixo de biomassa da estação E é diferente das restantes.

Na estação E os valores mais elevados de abundância e biomassa foram registados no mês de Agosto, tendo sido capturados 681 indivíduos com um total em

peso de 9107,6 g. Por outro lado, o valor mais baixo de abundância foi registado no mês de Setembro (N=58) e o de biomassa em Novembro (517 g).

De uma forma geral, não foi verificado qualquer padrão comum dos parâmetros biomassa e abundância nas estações amostradas. Não se verificou que qualquer estação, ao longo dos meses, evidenciasse supremacia nos parâmetros referidos, em relação às demais. Observaram-se, no entanto, lances pontuais em que foram registados valores ou muito elevados ou muito reduzidos de uma dada estação.

ABUNDÂNCIA MÉDIA

Na Figura 8 apresentam-se os valores médios de abundância, por estação de amostragem e por mês.

Em termos globais, o mês com maior abundância média foi Julho (325 ind. /lance) e o mês com menor abundância média foi Setembro (55 ind. /lance). Verifica-se também que os valores mais elevados de abundância média foram observados nos meses de Inverno (excepto Fevereiro), e nos meses de Verão. Outono (Setembro e Novembro) foi a estação do ano em que, em média, menos exemplares foram capturados.

A nível espacial, foi na estação de amostragem D que se registou a abundância média mais elevada (287 ind. /lance). Por outro, a estação B foi aquela onde, em média, se capturaram menos exemplares (159 ind./lance).

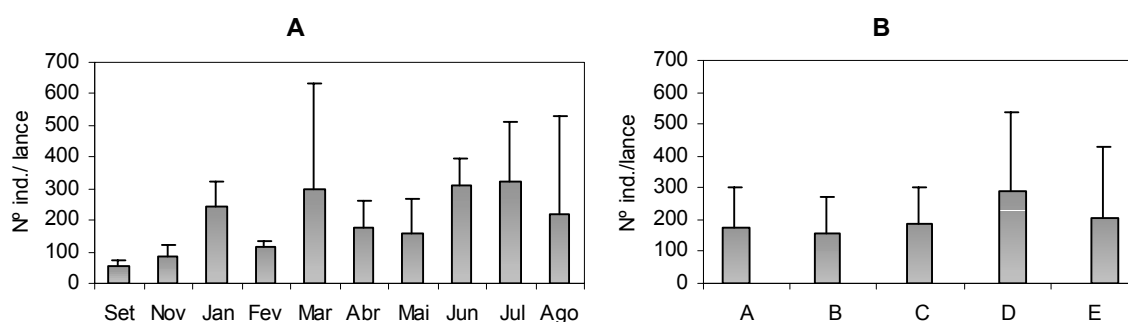


Figura 8 – Valores médios e desvio padrão de abundância, por mês (A) e por estação de amostragem (B), no sapal de Castro Marim, entre Setembro de 2000 e Agosto de 2001.

BIOMASSA MÉDIA

No que diz respeito à biomassa média, foram registados três picos durante o ano: o primeiro em Janeiro (1535,9 g/lance), o segundo em Março (1556,1 g/lance), e o terceiro em Agosto (2538,6 g/lance) (Figura 9).

A nível espacial, a maior biomassa média foi observada na estação E (1939,6 g/lance), e a menor na estação B (469,5 g/lance).

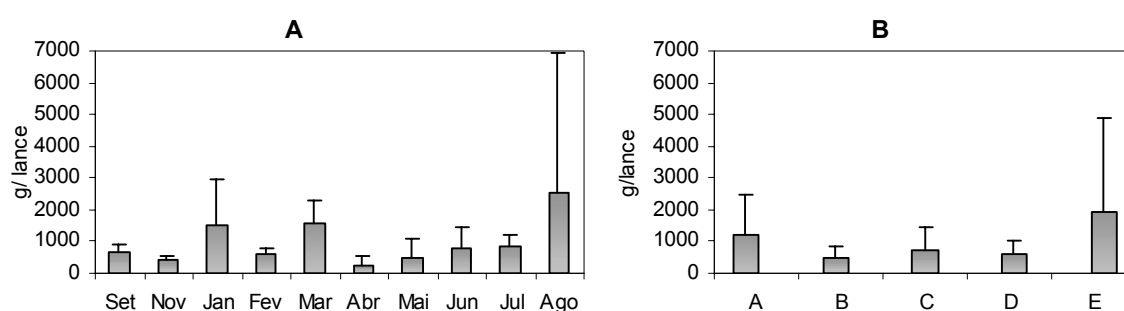


Figura 9 – Valores médios e desvio padrão de biomassa, por mês (A) e por estação de amostragem (B), no sapal de Castro Marim, entre Setembro de 2000 e Agosto de 2001.

3.3.3.2. ÍNDICE DE IMPORTÂNCIA RELATIVA (IRI)

A nível temporal, verifica-se que, à excepção de Setembro (*M. surmuletus*), Novembro (*Atherina* spp.) e Agosto (*S. cantharus*), a espécie *P. microps* foi aquela mais importante (Tabela 5).

Pela análise da Tabela 5, verifica-se também que, nos meses da Primavera e Verão, há um maior número de espécies a perfazer os 90% do IRI, em comparação com os meses de Inverno.

As espécies que dominam o sapal de Inverno são residentes e mugilídeos, enquanto que no Verão, para além das anteriormente referidas, as espécies marinhas que utilizam este ecossistema como viveiro possuem uma importância relevante.

Março foi o único mês em que ocorreram espécies dulciaquícolas, tendo estas contribuído de forma importante para o índice referido. A espécie dulciaquícola *C. carpio*, apesar dos poucos exemplares capturados, obteve o segundo maior IRI deste mês, devido ao elevado peso de cada um.

Tabela 5 – Índice de importância relativa (IRI) para as principais espécies de cada mês de amostragem, no sapal de Castro Marim, entre Setembro de 2000 e Agosto de 2001.

Setembro		Novembro		Janeiro		Fevereiro	
Espécie	IRI (%)	Espécie	IRI (%)	Espécie	IRI (%)	Espécie	IRI (%)
<i>M. surmuletus</i>	45,4	<i>Atherina</i> spp.	54,2	<i>P. microps</i>	33,1	<i>P. microps</i>	41,8
<i>H. didactylus</i>	14,1	<i>P. microps</i>	22,4	<i>L. aurata</i>	21,8	<i>L. ramada</i>	33,5
<i>Atherina</i> spp.	11,6	<i>L. ramada</i>	12,2	<i>L. ramada</i>	19,8	<i>L. aurata</i>	11,0
<i>L. ramada</i>	8,0	<i>G. niger</i>	4,3	<i>Atherina</i> spp.	16,4	<i>Atherina</i> spp.	5,8
<i>P. microps</i>	7,1						
<i>M. barbatus</i>	5,7						
Março		Abril		Maio		Junho	
Espécie	IRI (%)	Espécie	IRI (%)	Espécie	IRI (%)	Espécie	IRI (%)
<i>P. microps</i>	43,7	<i>P. microps</i>	73,3	<i>P. microps</i>	48,9	<i>P. microps</i>	33,7
<i>C. carpio</i>	24,4	<i>L. ramada</i>	7,0	<i>L. ramada</i>	19,4	<i>L. aurata</i>	19,3
<i>Atherina</i> spp.	16,6	<i>L. aurata</i>	6,0	<i>Atherina</i> spp.	9,6	Mugilidae n.id.	17,1
<i>L. ramada</i>	7,3	<i>S. pilchardus</i>	3,1	<i>L. aurata</i>	5,6	<i>L. ramada</i>	8,0
		<i>Atherina</i> spp.	3,1	<i>S. pilchardus</i>	5,2	<i>Atherina</i> spp.	6,7
		<i>B. belone</i>	3,0	Mugilidae n.id.	4,6	<i>L. saliens</i>	6,1
Julho		Agosto					
Espécie	IRI (%)	Espécie	IRI (%)				
<i>P. microps</i>	23,6	<i>S. cantharus</i>	44,6				
<i>D. sargus</i>	22,8	<i>M. surmuletus</i>	17,2				
Mugilidae n.id.	21,3	<i>L. aurata</i>	8,8				
<i>L. aurata</i>	13,6	<i>D. sargus</i>	6,8				
<i>D. labrax</i>	8,5	<i>Atherina</i> spp.	6,4				
<i>L. ramada</i>	2,9	<i>D. labrax</i>	4,6				
		<i>L. saliens</i>	3,2				

A nível espacial verifica-se, mais uma vez, que *P. microps* foi a espécie mais importante, dominando em todas as estações, excepto na E, onde obteve o segundo IRI mais alto. Nessa estação de amostragem, a espécie mais importante foi *M. surmuletus* (Tabela 6).

Nos esteiros do sapal (estações A, B, C e D), as espécies residentes (*P. microps* e *Atherina* spp.) e os mugilídeos obtiveram os IRI mais elevados. Por outro lado, na estação E (desembocadura dos esteiros), a dominância por parte dos residentes foi menos acentuada, existindo um maior número de espécies entre as principais. A estação B foi a única em que surgiu uma espécie dulciaquícola, entre as mais importantes.

Tabela 6 – Índice de importância relativa (IRI) para as espécies mais importantes de cada estação de amostragem, no sapal de Castro Marim.

A		B		C		D	
Espécie	IRI (%)	Espécie	IRI (%)	Espécie	IRI (%)	Espécie	IRI (%)
<i>P. microps</i>	33,7	<i>P. microps</i>	52,8	<i>P. microps</i>	36,5	<i>P. microps</i>	46,6
<i>L. ramada</i>	21,8	<i>L. aurata</i>	15,6	<i>Atherina</i> spp.	21,7	<i>L. ramada</i>	16,9
<i>L. aurata</i>	21,0	<i>L. saliens</i>	7,5	<i>L. ramada</i>	16,2	<i>Atherina</i> spp.	11,3
<i>Atherina</i> spp.	7,8	<i>L. ramada</i>	7,1	<i>L. aurata</i>	12,5	Mugilidae n.id.	10,2
<i>L. saliens</i>	6,4	<i>Atherina</i> spp.	6,0	Mugilidae n.id.	4,0	<i>L. aurata</i>	10,1
		<i>C. carpio</i>	2,8				

E	
Espécie	IRI (%)
<i>M. surmuletus</i>	24,1
<i>P. microps</i>	22,6
<i>Atherina</i> spp.	16,8
<i>L. aurata</i>	7,5
<i>L. ramada</i>	7,0
<i>S. cantharus</i>	5,3
<i>D. sargus</i>	4,3
<i>B. belone</i>	2,1
<i>C. labrosus</i>	1,6

3.3.3.3. RIQUEZA ESPECÍFICA

Como já havia sido referido anteriormente, foram capturadas 34 espécies neste estudo. A nível temporal, o número médio de espécies capturadas variou entre 4,7 (Novembro) e 12,3 (Agosto). É possível também verificar um padrão temporal, com aumento neste parâmetro do Inverno para o Verão (Figura 10.A).

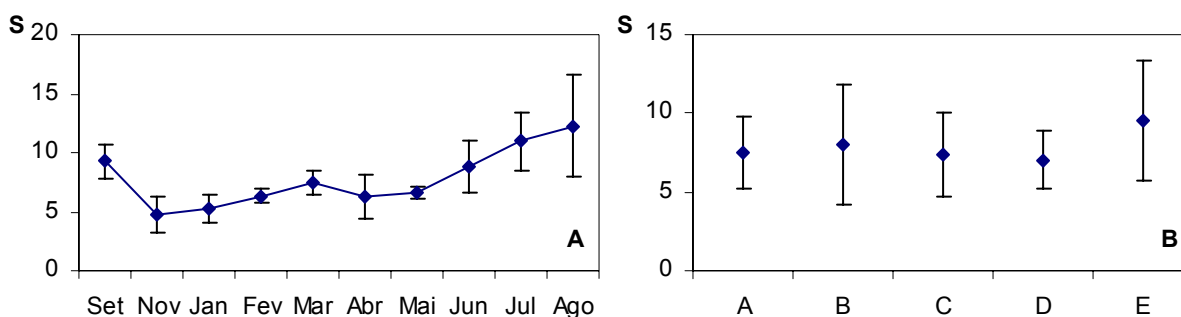


Figura 10 – Valores médios e desvio padrão de riqueza específica, por mês (A) e por estação de amostragem (B), no sapal de Castro Marim, entre Setembro de 2000 e Agosto de 2001.

A nível espacial, a variação no número médio de espécies foi reduzida, tendo, no entanto, sido a estação E a apresentar o maior valor (9,5), enquanto que a estação D foi aquela em que menos espécies se capturaram, em média (7) (Figura 10.B).

3.4.3.4. ÍNDICES DE DIVERSIDADE

Os valores dos índices de diversidade obtidos neste estudo foram os seguintes:

- (1) índice de diversidade de Shannon-Wiener- 1,71;
- (2) índice de equitabilidade- 0,50;
- (3) índice de Margalef- 3,37.

A nível espacial, o local D foi o que apresentou menores valores médios nos índices de riqueza específica (1,17), equitabilidade (0,49) e diversidade (0,93). No local E foram observados os valores mais altos de riqueza específica (1,75), equitabilidade (0,60) e diversidade (1,34) (Figura 11).

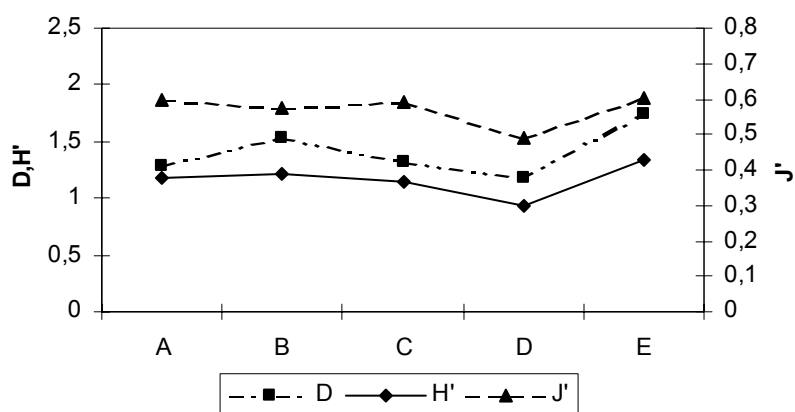


Figura 11 – Valores médios dos Índices de Margalef (D), equitabilidade (J') e diversidade (H'), para as várias estações de amostragem, no sapal de Castro Marim.

A nível temporal, o índice de diversidade variou entre 1,78 em Setembro, e 0,51 em Abril. O índice de equitabilidade variou entre 0,76 em Setembro, e 0,29 em Abril. O valor mais baixo de riqueza específica foi obtido em Janeiro (0,78), e o maior em Agosto (2,37) (Figura 12).

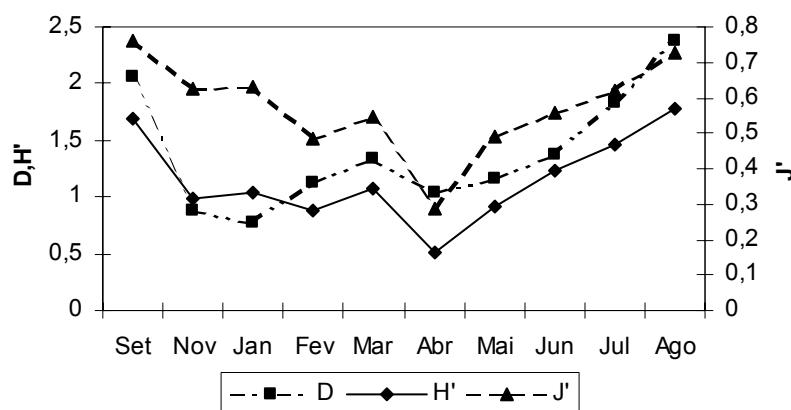


Figura 12 – Valores médios nos índices de Margalef (D), equitabilidade (J') e diversidade (H'), para os vários meses de amostragem, no sapal de Castro Marim, entre Setembro de 2000 e Agosto de 2001.

3.3.3.4. PRINCIPAIS ESPÉCIES

As abundâncias médias mensais para as principais espécies, em termos de abundância, estão descritas na Figura 13.

Das principais espécies, *P. microps*, *Atherina* spp., *L. aurata* e *L. ramada* foram as únicas a ocorrer em todos os meses de amostragem

A espécie *P. microps* teve o seu pico de abundância média em Março, mês em que em média foram capturados 217 indivíduos por lance (ind./lance). Setembro foi o mês em que menos indivíduos foram capturados (9 ind./lance). Esta espécie apresentou um decréscimo na abundância dos meses de Inverno para os meses de Verão.

Atherina spp. apresentou três picos de abundância: Novembro, Janeiro e Março. Todavia foi no último que esta espécie apresentou uma maior abundância média (56 ind./lance). Setembro foi o mês em que se capturou menos indivíduos (1 ind./lance). Nesta espécie também se verificou um decréscimo na abundância, dos meses de Inverno (excepto Fevereiro) para os meses de Verão.

As abundâncias médias de *L. aurata* variaram de 1 ind./lance (Setembro) a 36 ind./lance em Junho.

L. ramada foi capturada em maior número em Janeiro e Junho (17 ind./lance). Setembro foi o mês em que se capturaram menos indivíduos desta espécie (2 ind./lance).

Nos meses de Setembro (2000) e Agosto (2001) não foram capturados mugilídeos com comprimentos inferiores a 6 cm. No mês de Julho foi capturado o maior número de indivíduos deste grupo (59 ind./lance).

A espécie *D. sargus* só ocorreu a partir de Maio, mês em que foi verificada a menor abundância média (<1 ind./lance), sendo no mês de Julho que esta espécie foi capturada em maior quantidade (73 ind./lance).

S. cantharus foi capturada somente nos meses de Verão (Julho e Agosto), tendo sido registrada a maior abundância média em Agosto (83 ind./lance).

Depois de ter sido capturada em Setembro de 2000, a espécie *M. surmuletus* voltou a ocorrer nas amostras nos meses de Julho e Agosto. Em Julho foi capturado o menor número de exemplares desta espécie (<1 ind./lance), enquanto que Agosto foi o mês em que se verificou o maior valor de abundância média (43 ind./lance).

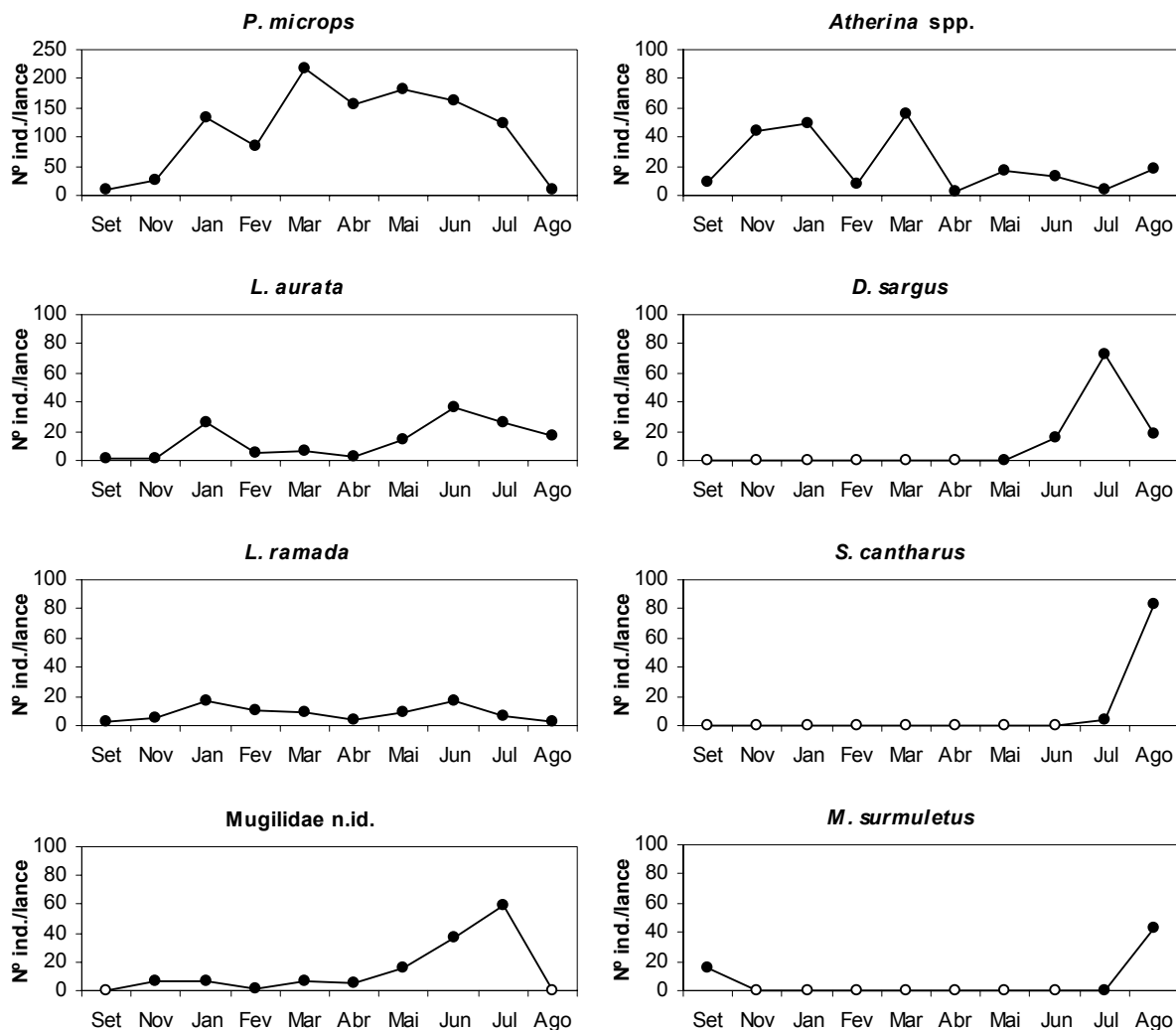


Figura 13 – Valores médios de abundância das principais espécies capturadas no presente estudo, entre Setembro de 2000 e Agosto de 2001. (—○—) Não capturado. A escala no eixo da abundância média da espécie *P. microps* é diferente das restantes.

3.3.4. VARIAÇÃO DIÁRIA

No que diz respeito ao número total de exemplares capturados, não se verificou uma diferença importante entre as campanhas diurna e nocturna. No entanto, analisando

as espécies em particular, verifica-se que, no caso da *Atherina* spp. e *P. microps*, o número de exemplares do período noturno é significativamente superior ($p < 0,05$). Para a espécie *L. aurata* ocorreu o oposto, tendo também esta diferença, sido significativa (Tabela 7).

Tabela 7 – Variação diária das abundâncias. As espécies em que se verificaram diferenças significativas ($p < 0,05$), estão indicadas a sombreado. O teste de Qui-Quadrado foi somente feito para espécies com $N > 30$.

Espécie	N Dia (obs.)	N Noite (obs.)	N Dia/noite (esp.)	Qui-Quadrado	p
<i>Atherina</i> spp.	12	25	18,5	4,57	0,03
<i>D. labrax</i>	19	26	22,5	1,01	0,3
<i>D. sargus</i>	82	91	86,5	0,47	0,5
<i>L. aurata</i>	76	158	117	28,7	0,00
<i>L. ramada</i>	15	24	19,5	2,01	0,15
Mugilidae n.id.	23	12	17,5	3,46	0,06
<i>P. microps</i>	179	246	212,5	10,6	0,00

Na Tabela 8 estão apresentadas as espécies utilizadas para os testes estatísticos, t-student e Mann-Whitney.

Verificou-se que a maioria das espécies apresentava valores mais elevados de comprimento médio à noite. No entanto, só para as espécies *Atherina* spp., *L. ramada* e *L. aurata*, a diferença foi significativa (teste t-student, $p < 0,05$). De noite, os indivíduos capturados da espécie *Atherina* spp. em particular, tinham, em média, o dobro do tamanho dos capturados de dia.

Tabela 8 – Espécies utilizadas para os testes estatísticos paramétricos (t-Student) e não paramétricos (Mann-Whitney). CT- comprimento total; t e p- parâmetros estatísticos. As espécies em que se verificaram diferenças significativas ($p < 0,05$), estão indicadas a sombreado. O n° de indivíduos utilizados para o comprimento médio está entre parênteses.

Espécie	CT médio \pm sd		t	p	Teste
	Dia	Noite			
<i>Atherina</i> spp.	4,5 \pm 0,38 (5)	8,5 \pm 2,4 (14)	-3,57	0,002	t-student
<i>D. labrax</i>	8,45 \pm 1,2 (17)	8,1 \pm 0,88 (20)	1,04	0,31	t-student
<i>D. sargus</i>	4,2 \pm 0,64 (62)	4,4 \pm 0,65 (59)	-1,9	0,06	t-student
<i>L. aurata</i>	8,2 \pm 1,2 (141)	8,7 \pm 1,1 (68)	-2,66	0,009	t-student
<i>L. ramada</i>	8,4 \pm 1,1 (14)	9,4 \pm 1,0 (22)	-2,71	0,001	t-student
<i>L. saliens</i>	9,4 \pm 0,68 (5)	10,6 \pm 4,0 (5)	-0,66	0,53	t-student
<i>P. microps</i> ¹	3,6 (155)	3,75 (179)	25238,5	0,41	Mann-Whitney

¹ Para esta espécie estão descritas as medianas

3.4. ESTRUTURA DAS COMUNIDADES

CLASSIFICAÇÃO E ORDENAÇÃO

A análise da classificação hierárquica aglomerativa dos lances realizados permitiu definir 5 grupos (Figura 14):

- O primeiro grupo aglomerou as estações B, C e D do mês de Agosto, todas as estações do mês de Julho, e as estações D e E do mês de Junho;
- o segundo grupo aglomerou as estações C e A de Novembro, as estações C e D de Junho e todas as estações dos meses de Janeiro, Fevereiro, Março, Abril e Maio;
- o terceiro grupo incluiu apenas a estação E do mês de Novembro;
- o quarto grupo aglomerou as estações C e E do mês de Setembro;
- o quinto grupo incluiu apenas a estação E do mês de Agosto.

Pela análise da Figura 14, é também possível verificar que existe uma maior similaridade entre diferentes estações de amostragem, no mesmo mês, do que entre meses diferentes na mesma estação. Constata-se, neste caso em particular, que o factor tempo tem uma maior influência na estruturação das comunidades que o factor espaço. Deste modo, e devido ao facto da análise de cada lance ter-se revelado exaustiva, optou-se por analisar os valores de similaridade mensal, utilizando os valores médios de abundância das espécies, para cada mês.

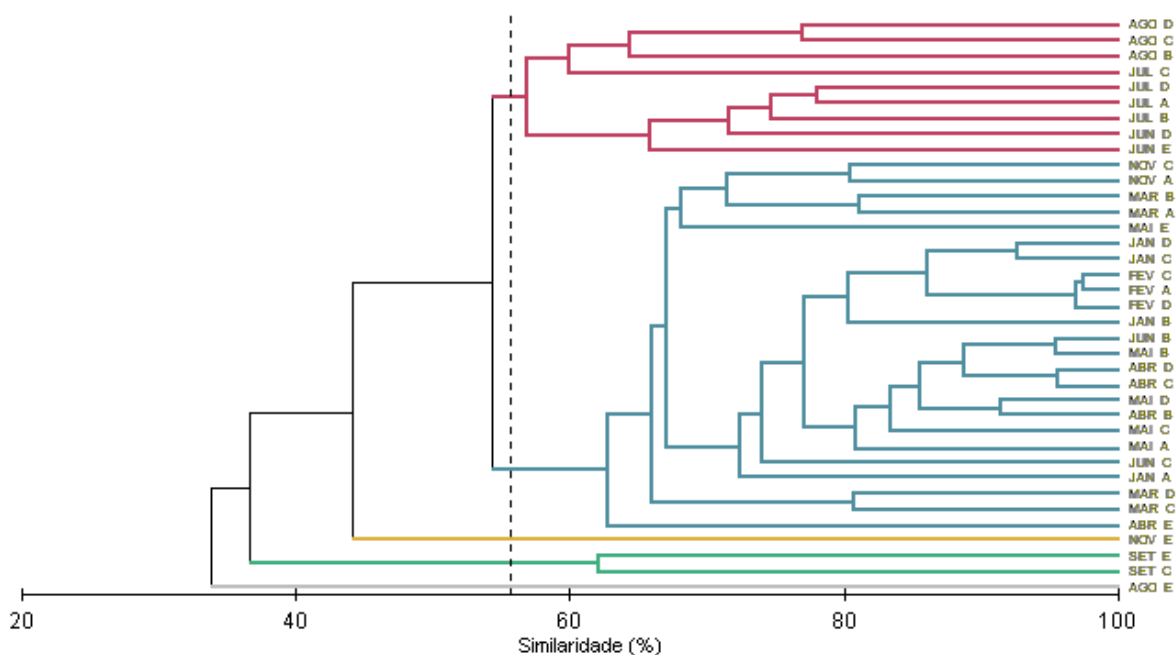


Figura 14 – Dendrograma de similaridades entre lances, segundo o índice de Bray-Curtis, método “group-average”, calculado a partir dos valores de abundâncias das espécies, transformados por raiz quarta.

Analisando o dendrograma da Figura 15 e o MDS da Figura 16, referentes aos meses de amostragem, verifica-se a aglomeração de 5 grupos de meses:

- o primeiro (1), formado pelos meses de Verão, divide-se nos subgrupos A e B:
 - o subgrupo A, engloba os meses de Junho e Julho, que se caracterizaram por ter uma grande riqueza específica, essencialmente de espécies marinhas;
 - o subgrupo B, inclui apenas o mês de Agosto, caracterizado por elevadas abundâncias das espécies *S. cantharus* e *M. surmuletus*;
- o segundo (2), formado pelos meses de Inverno e Primavera, divide-se nos subgrupos C e D:
 - o subgrupo C, engloba Janeiro, Fevereiro, Novembro e Março, os quais foram caracterizados por um número relativamente pequeno de espécies, algumas com elevadas abundâncias (*Atherina* spp. e *P. microps*);
 - o subgrupo D, formado pelos meses de Abril e Maio, que se caracterizaram pelo aparecimento das primeiras espécies marinhas no sapal (*B. belone*, *S. pilchardus*);
- o terceiro (3), inclui apenas Setembro, o mês que apresenta menor similaridade com os restantes (45,0%).

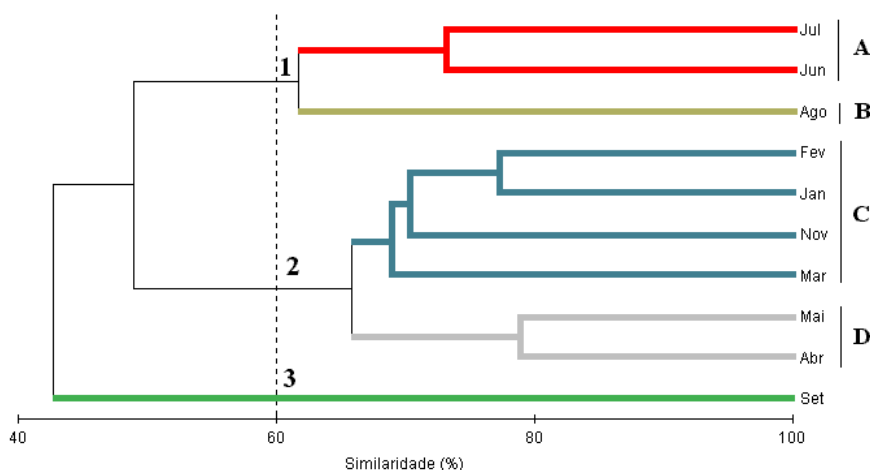


Figura 15 – Dendrograma de similaridades entre meses, segundo o índice de Bray-Curtis, método “group-average”, calculado a partir dos valores de abundâncias médias das espécies, transformados por raiz quarta.

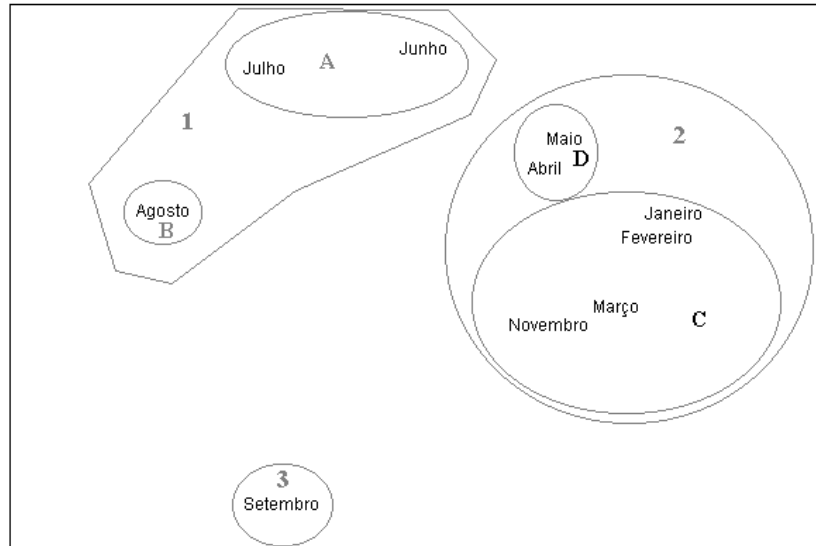


Figura 16 – MDS (Ordenação multidimensional não-métrica) mostrando a disposição espacial 2D dos meses de amostragem, com base na abundância média das espécies capturadas no presente estudo. *Stress value*: 0,07.

Em termos espaciais, a análise do dendrograma da Figura 17 permite definir 2 grupos:

- o primeiro, formado pelas estações A,B,C e D, que se caracterizam pela dominância 4 espécies: *P. microps*, *Atherina* spp., *L. aurata* e *L. ramada*;
- o segundo inclui somente a estação E, que se caracteriza por uma maior riqueza em espécies marinhas e pela reduzida importância de *P. microps*

Tendo em conta que a separação dos grupos se dá a um valor de 67,7%, verifica-se que mesmo assim a estação E ainda é bastante similar das restantes, em termos de composição ictiológica.

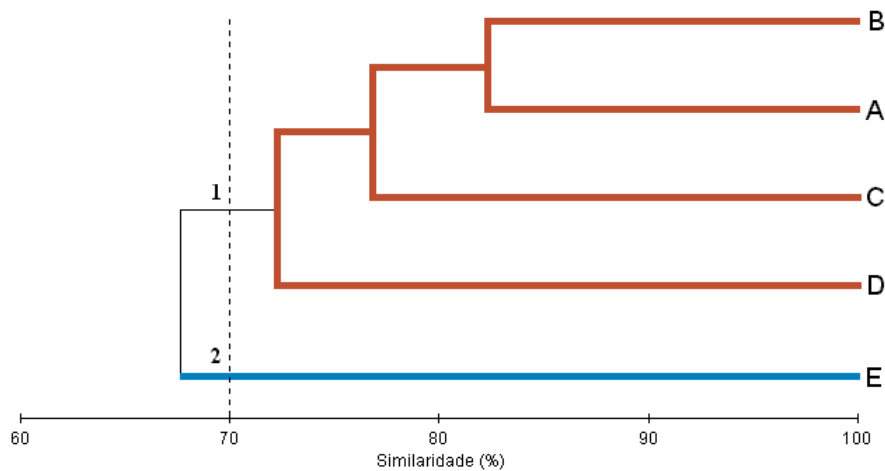


Figura 17 – Dendrograma de similaridades entre estações de amostragem, segundo o índice de Bray-Curtis, método “group-average”, calculado a partir dos valores de abundâncias médias das espécies, transformados por raiz quarta.

3.5. RELAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS ABIÓTICOS E OS PARÂMETROS BIOLÓGICOS

A temperatura e o número de espécies foram as únicas variáveis a demonstrar uma correlação positiva ($p < 0,01$) a nível temporal, no que diz respeito ao coeficiente de correlação de Pearson (Tabela 9).

Em relação às restantes variáveis bióticas, verificou-se, através do coeficiente de correlação não paramétrico de Spearman, que o índice de diversidade também apresentou uma correlação positiva com a temperatura ($p < 0,05$). Os parâmetros abundância e biomassa não mostraram qualquer correlação com nenhuma das duas variáveis abióticas registadas neste estudo.

Tabela 9 – Resultados das correlações de Pearson e Spearman entre as variáveis abióticas e bióticas, no sapal de Castro Marim, entre Setembro de 2000 e Agosto de 2001. Zonas a sombreado denotam valores de correlação significativos ($p < 0,05$).

	Pearson		Spearman	
	Temperatura	Salinidade	Temperatura	Salinidade
Abundância	$r = 0,42$	$r = -0,17$	$r = 0,44$	$r = -0,20$
	$p = 0,22$	$p = 0,65$	$p = 0,20$	$p = 0,58$
Biomassa	$r = 0,28$	$r = -0,17$	$r = 0,42$	$r = -0,15$
	$p = 0,43$	$p = 0,64$	$p = 0,23$	$p = 0,68$
Nº de espécies	$r = 0,82$	$r = 0,39$	$r = 0,94$	$r = 0,35$
	$p = 0,00$	$p = 0,27$	$p = 0,00$	$p = 0,32$
Diversidade	$r = 0,61$	$r = 0,45$	$r = 0,71$	$r = 0,53$
	$p = 0,11$	$p = 0,19$	$p = 0,02$	$p = 0,12$
Equitabilidade	$r = 0,06$	$r = 0,38$	$r = 0,31$	$r = 0,60$
	$p = 0,40$	$p = 0,28$	$p = 0,39$	$p = 0,07$

Em relação à composição específica das comunidades, a temperatura provou ser o parâmetro que melhor explicou a disposição gráfica dos meses ($r = 0,27$) (Tabela 10). Como se observa no MDS da Figura 18, os meses com temperaturas mais próximas apresentam maiores similaridades entre si no que diz respeito à composição ictiofaunística e à maneira como esta está distribuída. Observa-se, pelo menos, três grupos distintos: o primeiro formado pelos meses com temperaturas mais baixas (Janeiro e Fevereiro); o segundo, formado pelos meses de temperaturas intermédias (Abril e Maio); e o terceiro formado pelos meses com temperaturas mais altas (Junho, Julho e Agosto).

Tabela 10 – Resultados do BIOENV indicando a influência da temperatura e salinidade. Os valores são os coeficientes de correlação de Spearman (r) para cada combinação. Nenhum teste de significância foi feito, deste modo os resultados só indicam a natureza e magnitude de cada relação.

	Temperatura	salinidade	Temperatura + salinidade
r	0,27	0,04	0,14

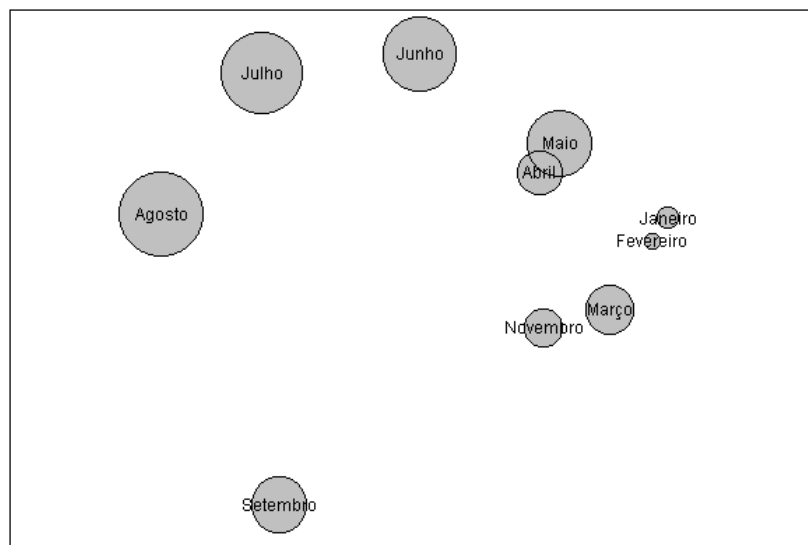


Figura 18 – MDS (Ordenação multidimensional não-métrica) mostrando a disposição espacial 2D dos meses de amostragem, com base na abundância média das espécies capturadas no presente estudo. Os valores de temperatura estão sobrepostos sob a forma de “bubble values”. *Stress value:* 0,07.

A salinidade por si só não foi tão explicativa como a temperatura ($r= 0,04$) (Tabela 3). No entanto, é também possível observar que os meses com menores salinidades (Janeiro, Fevereiro e Março), à exceção de Novembro, apresentavam maiores similaridades entre si. O mesmo ocorre com os meses de maiores salinidades (Junho, Julho e Agosto), à exceção de Setembro (Figura 19).

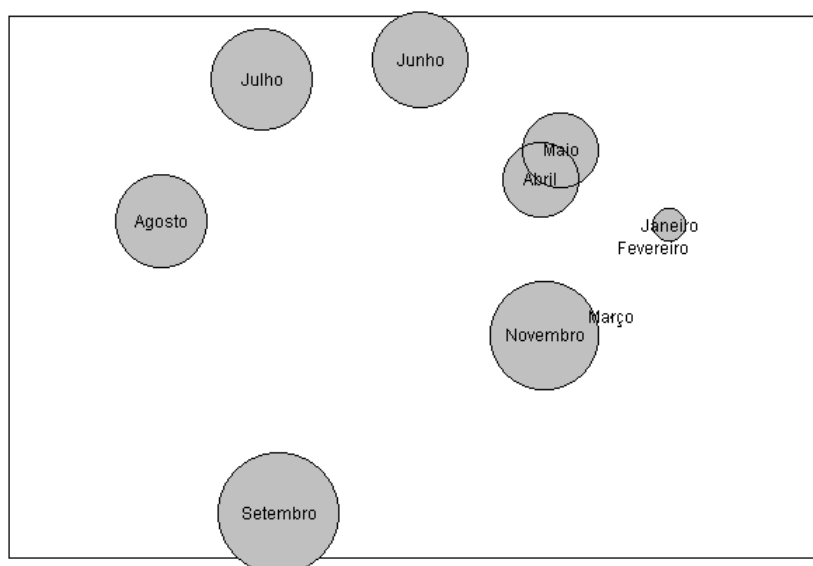


Figura 19 – MDS (Ordenação multidimensional não-métrica) mostrando a disposição espacial 2D dos meses de amostragem, com base na abundância média das espécies capturadas no presente estudo. Os valores de salinidade estão sobrepostos sob a forma de “bubble values”. *Stress value*: 0,07.

3.6. CLASSIFICAÇÃO ECOLÓGICA DAS ESPÉCIES

A classificação das espécies capturadas no sapal de Castro Marim foi efectuada com base nos critérios enunciados na alínea 2.7.7. (Material e Métodos), e encontra-se descrita na Tabela 11.

Tabela 11 – Classificação ecológica das espécies capturadas no sapal de Castro Marim, entre Setembro de 2000 e Agosto de 2001.

Residentes (R)	Marinhas ocasionais (MO)	Marinhas que utilizam o sapal como viveiro (MJ)	Migradoras anádromas (MA)	Migradoras catádromas (MC)	Dulciaquícolas ocasionais (DO)
<i>Atherina</i> spp.	<i>B. belone</i>	<i>D. labrax</i>	<i>A. alosa</i>	<i>A. anguilla</i>	<i>C. carpio</i>
<i>F. heteroclitus</i>	<i>D. annularis</i>	<i>D. bellottii</i>	<i>A. fallax</i>		<i>T. tinca</i>
<i>P. microps</i>	<i>D. punctatus</i>	<i>D. sargus</i>			
<i>P. minutus</i>	<i>E. encrasicolus</i>	<i>D. vulgaris</i>			
<i>G. niger</i>	<i>H. didactylus</i>	<i>S. cantharus</i>			
	<i>M. barbatus</i>	<i>C. labrosus</i>			
	<i>M. cephalus</i>	<i>L. aurata</i>			
	<i>P. gattorugine</i>	<i>L. ramada</i>			
	<i>P. saltatrix</i>	<i>L. saliens</i>			
	<i>S. acus</i>	<i>M. surmuletus</i>			
	<i>S. senegalensis</i>	<i>S. pilchardus</i>			

A importância relativa das diferentes componentes para o número de espécies, abundância e em biomassa, está ilustrada na Figura 20, para valores globais, e na Figura 21, em função da estação do ano.

As espécies marinhas que utilizam o sapal como viveiro foram, em parceria com as marinhas ocasionais, as mais numerosas (11). Foi também este grupo que apresentou a maior biomassa (70,6%). Foi dominante em todas as estações do ano, tanto em número de espécies como em biomassa. O Verão em particular, foi o período em que essa dominância foi mais evidente, para os 3 parâmetros analisados: riqueza específica (47,8%), biomassa (93,1%), abundância (69,8%). Tanto em abundância, como em número de espécies, verificou-se um aumento neste grupo do Inverno para o Verão.

No que respeita à abundância, foram as espécies residentes, que em termos globais apresentaram os valores mais elevados de todas as categorias ecológicas (62,8%). Estes valores deveram-se maioritariamente às espécies *P. microps* e *Atherina* spp., que conjuntamente representaram 62,2% (Tabela 3) do total de exemplares capturados neste estudo. A nível sazonal, verificou-se uma diminuição neste parâmetro, de Inverno para Verão. Em termos de biomassa, as 5 espécies classificadas como residentes só contribuíram para 14,1% do total deste parâmetro, sendo o Outono a estação do ano em que foram mais representativas, correspondendo a 25,5% da biomassa capturada.

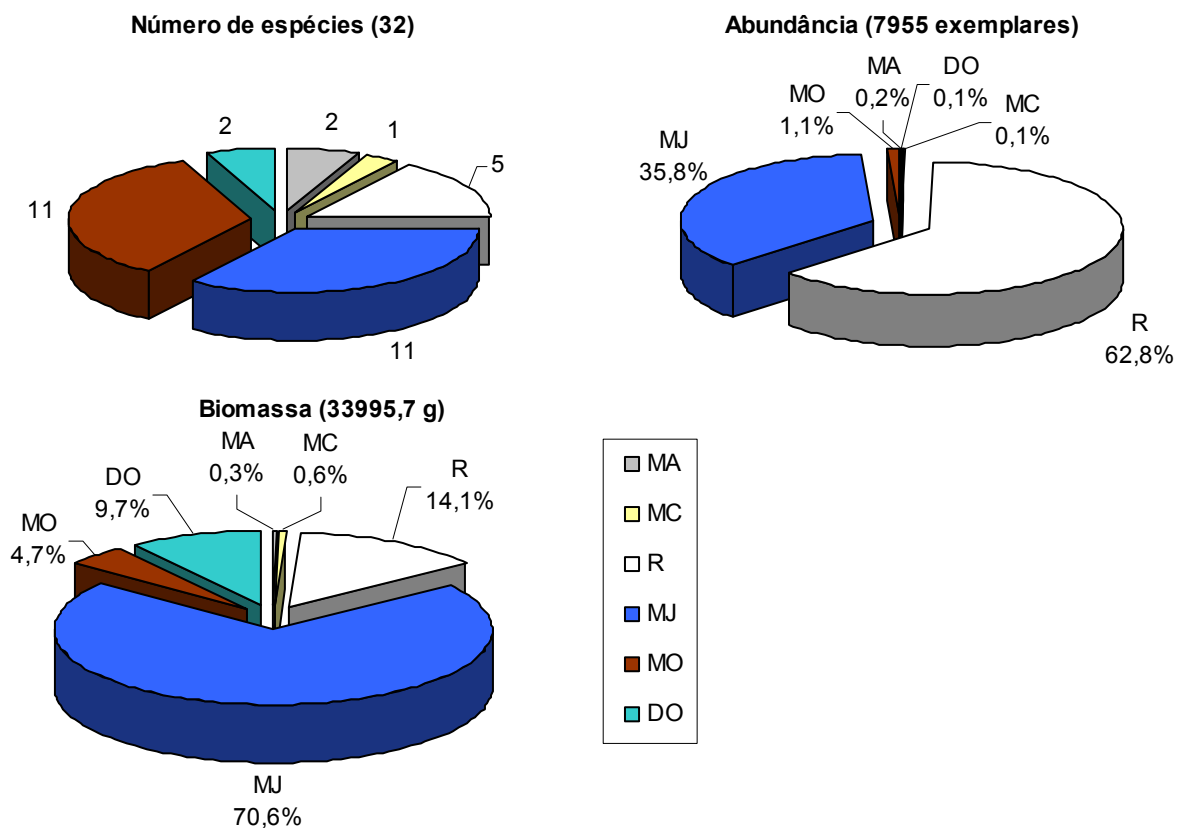


Figura 20 – Totais do número de espécies e totais em percentagens da abundância e da biomassa das espécies migradoras anádromas (MA), migradoras catádromas (MC), residentes (R), marinhas que utilizam o estuário como viveiro (MJ), marinhas ocasionais (MO) e dulciaquícolas ocasionais (DO).

As espécies marinhas ocasionais, como já havia sido referido anteriormente, foram a categoria ecológica mais numerosa (11 espécies). Em termos de biomassa e abundância não tiveram a mesma representatividade, já que só contribuíram para 4,7% e 1,1% do total destes parâmetros, respectivamente. Sazonalmente, ocorreram todo o ano, verificando-se um aumento no número de espécies do Inverno para o Verão. Em abundância, só tiveram alguma representatividade no Outono, com 10,1% do total de exemplares capturados e em termos de biomassa, no Outono (10,6%) e na Primavera (15,8%).

As espécies dulciaquícolas *C. carpio* e *T. tinca*, pertencentes à categoria ecológica Dulciaquícolas Ocasionais, ocorreram só no Inverno, mais propriamente em Março. No entanto, apesar dos baixos valores de abundância (0,1%), este grupo foi o terceiro mais representativo, em termos de biomassa (9,7%), explicada pelo peso elevado dos exemplares de *C. carpio*.

As espécies migradoras anádromas (*A. alosa* e *A. fallax*) e migradoras catádromas (*A. anguilla*), com valores relativos de abundância e de biomassa inferiores a 1% do total, foram pouco representativas neste estudo. No entanto, a categoria ecológica migradoras anádromas ocorreu em todas as estações do ano. A espécie *A. anguilla* só não ocorreu na Primavera.

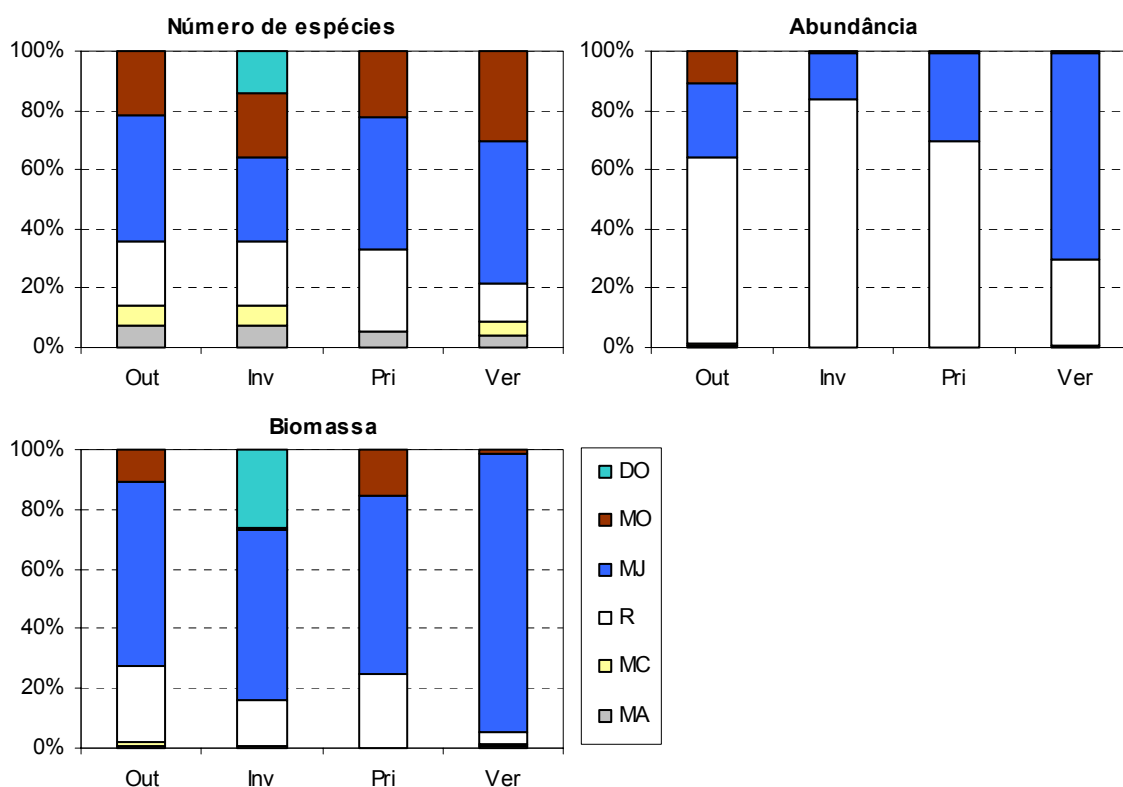


Figura 21 – Variação temporal das frequências percentuais das espécies migradoras anádromas (MA), migradoras catádromas (MC), residentes (R), marinhas que utilizam o sapal como viveiro (MJ), marinhas ocasionais (MO) e dulciaquícolas ocasionais (DO), para o número de espécies, densidade e biomassa.

4. DISCUSSÃO

Estudos de abundâncias de populações de peixes têm sido sempre úteis para propósitos de gestão pesqueira, e a procura de tais informações tem aumentado nos últimos anos (Gunderson, 1993). São também considerados importantes na avaliação da qualidade da água e em estimativas do impacto antropogénico dos estuários (Ferreira *et al.*, 1996; Elliott & Hemingway, 2002 *in* Pombo *et al.*, 2002). Tanto a abundância como a diversidade específica duma determinada comunidade, fornecem aos gestores uma boa indicação da “saúde” dum sistema particular (Ferreira *et al.*, 1996; Whitfield, 1996; Whitfield & Elliott, 2002), embora exista uma necessidade de considerar variações nesta “saúde” a curto e longo prazo (Pombo *et al.*, 2002).

Este estudo foi o primeiro a recolher dados quantitativos e a utilizar estatística actual para caracterizar a ictiofauna do sapal de Castro Marim. Não só pelo facto de se tratar de uma reserva natural, mas também pela riqueza ecológica que esta área apresenta, o presente estudo reveste-se de uma grande importância. A sua contribuição para o melhor conhecimento da comunidade ictíica do sapal de Castro Marim é, pois, inquestionável. Poderá assim, servir de base para futuras monitorizações, visando a ictiofauna.

CONDICIONANTES DO TRABALHO- UMA REFLEXÃO

A composição das comunidades referente a um só estudo pode ser influenciada por muitos factores, tais como: localização geográfica, o habitat ou grupo de fauna ao qual o estudo é dirigido, arte e método de captura, numero de amostras, área de amostragem, estado da maré, altura do dia, estação do ano e duração ou intensidade do programa de amostragem (Kneib, 1997). Não existem trabalhos sem lacunas, sendo que aqueles que dependem de amostras recolhidas em campo, estão sujeitos a uma grande variabilidade de factores. Entre as principais condicionantes do trabalho, enunciam-se as seguintes:

- A arte utilizada:

O uso de uma arte e método de pesca adequados é crucial para a compreensão das comunidades nectónicas em habitats aquáticos (De Silva, 1985 *in* Kneib, 1997; Rozas & Minello, 1997). A arte utilizada deve ser apropriada às espécies alvo e tipo de

habitat, assim como a todos os objectivos dum estudo (Rozas & Minello, 1997). A redinha, como vários autores já referiram (Monteiro, 1989; Harrison & Whitfield, 1995; Ambrose & Meffert, 1999), fornece uma das amostras que melhor retratam as faunas ictiológicas, em águas pouco profundas, assegurando a captura tanto de peixes pelágicos como bentónicos, razão pela qual é muito utilizada para este tipo de estudos (p.ex. Antunes *et al.*, 1988; Hinz, 1989; Monteiro, 1989; Jorge, 1991; Allen *et al.*, 1992; Rebelo, 1993; Hanson & Courtenay, 1995; Moreno & Castro, 1995; Grijalva-Chon, 1996; Weisberg *et al.*, 1996; Dulcic, 1997; Ambrose & Meffert, 1999; Bouchereau *et al.*, 2000; Cabral *et al.*, 2000). No entanto, apresenta limitações, algumas das quais verificadas no presente estudo: i) dadas as dificuldades inerentes à operação de pesca, esta arte não fornece estimativas fiáveis de densidades de peixes, tendo sido este facto já referido (Jordan *et al.*, 1997; Rozas & Minello, 1997); ii) esta arte não pode ser utilizada em habitats muito profundos e com correntes muito fortes, uma vez que é alada para terra (Jorge, 1991). Este facto afectou o presente estudo, uma vez que não foi possível amostrar a estação de amostragem E nos meses de Inverno, devido às fortes correntes que se fizeram sentir. Em adição, em raras ocasiões foi possível fazer todos os lances em cada mês, devido à situação de maré o não permitir.

Alguns autores recorrem à utilização de várias artes de pesca (p.ex. Antunes *et al.*, 1988; Rebelo, 1993; Grijalva-Chon *et al.*, 1996; Gonçalves & Ó Beldade, 2000), defendendo que deste modo obtêm uma amostra mais válida da ictiofauna de um local. O problema deste tipo de metodologia é que raramente fornece dados quantitativos comparáveis, porque a maioria das artes estão sujeitas a enviesamentos que resultam na selecção de certas espécies ou classes de tamanho. Quando combinados com outras variáveis, tais como diferenças nas áreas das unidades amostradas, número de unidades amostradas por cada arte, e experiência das pessoas envolvidas na amostragem, é muito difícil determinar até mesmo abundâncias relativas do nécton (Kneib, 1997).

- Identificação ambígua:

Outro dos problemas associados a estudos do género é a identificação de espécies morfologicamente muito semelhantes. Neste trabalho em concreto, surgiram dificuldades na identificação das famílias Atherinidae e Mugilidade.

No caso da família Atherinidae, optou-se por identificar somente até ao género (*Atherina* spp.), deixando-se em aberto a possibilidade de ser uma das duas espécies

possíveis nesta área (*Atherina presbyter* e *Atherina boyeri*). Isto porque, assim como já havia sido referido por vários autores (Cottiglia, 1980; Jorge, 1991; Bamber & Henderson, 1985 *in* Lopes da Cunha, 1994), a identificação destas espécies, é ambígua em relação a algumas características. Por outro lado, também não há concordância em relação à espécie deste género que ocorre no estuário do Guadiana e, conseqüentemente, no sapal de Castro Marim (Collares-Pereira *et al.*, 2000), uma vez que nos estudos espanhóis só vem referenciada *A. boyeri*, enquanto que nos portugueses consta *A. presbyter*.

Em relação aos mugilídeos, as dificuldades de identificação surgem principalmente nos tamanhos mais pequenos (Monteiro, 1986), razão pela qual com o intuito de eliminar potenciais erros optou-se por considerar todos os indivíduos com tamanhos inferiores a 6 cm como mugilídeos não identificados (mugilidae n.id). É possível que com esta opção se tenha perdido informação importante, uma vez que a família em questão foi das mais abundantes.

- Locais amostrados:

O tipo de locais amostrados é outro dos factores que influencia as capturas obtidas (Kneib, 1997). Como já havia sido referido anteriormente, no presente estudo só foram amostrados os esteiros da Carrasqueira e Lezíria, os dois principais corpos de água no sapal de Castro Marim. Esta zona húmida, para além de toda a extensão dos referidos esteiros, ainda possui uma vasta variedade de habitats aquáticos, nomeadamente esteiros secundários, tejos de salinas abandonadas e pequenas poças. Deste modo, e apesar de, segundo vários autores ser nos esteiros intertidais e subtidais do sapal que a maioria dos peixes se encontram (Rountree & Able, 1992; Kneib, 1997), principalmente no caso dos sapais europeus (Cattrijsse *et al.*, 1994), uma abrangência de todos estes locais complementaria o presente trabalho, uma vez que uma maior variedade de habitats seria estudada. Tendo em conta que a riqueza específica aumenta com a heterogeneidade de habitats (Raz-Guzman & Huidobro, 2002), talvez uma das razões para a não captura de algumas espécies referidas por Gonçalves & Ó Beldade (2000), advenha deste facto.

- Espécies sub-representadas:

Presume-se que pelo menos cinco grupos de peixes foram sub-representados neste estudo: i) mugilídeos; ii) soleídeos; iii) *A. anguilla*; iv) género *Pomatoschistus*; v) *F. heteroclitus*.

Os mugilídeos terão sido, provavelmente, o grupo de peixes mais sub-representado deste trabalho. Em todas as campanhas, indivíduos deste grupo escapavam ao cerco saltando por cima do cabo das bóias (*obs. pess.*). Este comportamento já foi observado por vários autores (Parsley *et al.*, 1989; Allen *et al.*, 1992; Rebelo, 1993; Cattrijsse *et al.*, 1994), tendo mesmo alguns acrescentado que também existe fuga lateral (circundando o cerco) e por baixo do cabo dos chumbos (Parsley *et al.*, 1989).

Os soleídeos, segundo Monteiro (1989), são pouco vulneráveis a artes do tipo da redinha, estando geralmente sub-representados. Este facto, aliado à presença de quantidades razoáveis deste grupo de peixes em algumas zonas do sapal (pescadores, *com. pess.*), suportam a hipótese proposta em relação a este grupo.

Em relação à espécie *A. anguilla*, o número de indivíduos capturados é muito reduzido (5) para 10 meses de amostragem, tendo em conta que no sapal alguns pescadores se dedicam à pesca desta espécie (pescadores, *com. pess.*). Pode-se supor que os indivíduos desta espécie são mal amostrados, devido a factores relacionados com o comportamento da arte, ou então da própria espécie, uma vez que se tratam de peixes muito esguios, e que se escondem em buracos durante o dia (Drake & Arias, 1991a) e neste caso, à noite devido ao ruído provocado pela embarcação. Por outro lado, é possível que estes indivíduos utilizem a parte terminal dos esteiros (área amostrada) como zona de passagem para outros locais mais a montante no sapal, onde abunda a espécie *F. heteroclitus* (pescadores, *com. pess.*), provável componente na dieta da espécie [tal como acontece para a parente *Anguilla rostrata* (Kneib, 1986)].

Também seguramente sub-representado terá sido o género *Pomatoschistus*, tendo-se verificado que muitos indivíduos escapavam pelas malhas da rede devido às suas reduzidas dimensões (*obs. pess.*). Kneib (1997), acrescenta ainda que os gobídeos, em geral, não são eficazmente capturados pela maioria das artes.

A população de *F. heteroclitus* no sapal de Castro Marim está mal estudada. Porém, o facto da redinha ser uma arte pouco eficiente na captura desta espécie (Allen *et al.*, 1992), associado à preferência que tem pelas zonas intertidais dos sapais (Kneib, 1986, 1997; Halpin, 2000), poderão estar na base das fraca ocorrência no presente

estudo. Em adição, segundo os pescadores locais esta espécie é abundante nas zonas mais a montante do sapal.

PARÂMETROS ABIÓTICOS

A capacidade de uma espécie para colonizar um determinado habitat depende da tolerância que apresenta em relação aos factores ambientais determinantes nesse local. O estudo dos parâmetros físico-químicos reveste-se, portanto, de uma importância fundamental para a compreensão da estrutura dos povoamentos (Lopes da Cunha, 1994). Sobretudo porque nas zonas pouco profundas dos sapais estes parâmetros são extremamente variáveis, causando grandes variações sazonais, e mesmo diárias, na composição das comunidades nectónicas (Kneib, 1997).

Verificou-se uma forte variação sazonal na salinidade e temperatura, com os valores mais baixos registados nos meses de Inverno, enquanto os mais altos se observaram nos meses de Verão. Este padrão vai de encontro ao já referido por outros autores, para o estuário do Guadiana (Gouveia *et al.*, 1999). De facto, o caudal do rio Guadiana é caracterizado por uma grande irregularidade sazonal e inter-anual consequente das condições climáticas verificadas na bacia hidrográfica (Loureiro *et al.*, 1986 *in* Pires, 1999). Este foi um ano especialmente chuvoso, caracterizado por um Inverno longo, que se traduziu em caudais maiores do que é que é habitual noutros anos (Figuras I e II, Anexo II). Talvez por isso tenham sido registados valores tão baixos de salinidade em Março, quando comparado com os registados por Gouveia *et al.* (1999), para uma zona do estuário do Guadiana próxima aos locais amostrados.

Em termos de oxigénio dissolvido, a variação temporal foi reduzida, não se verificando nenhum padrão sazonal. No entanto, é habitual serem verificadas variações sazonais inversas às dos parâmetros salinidade e temperatura (Rebelo, 1993), isto porque, segundo Day (1981 *in* Harrison & Whitfield, 1995), a solubilidade do oxigénio na água é uma função da sua pressão parcial, da temperatura e da salinidade, e varia inversamente a estes dois últimos parâmetros. Os valores baixos de oxigénio dissolvido observados no mês de Agosto deveram-se provavelmente à hora da colheita dos parâmetros. Ao contrário das restantes, a campanha do mês de Agosto foi feita mais tarde, hora a que, devido aos fenómenos de respiração, os valores de oxigénio dissolvido na água eram provavelmente mais baixos.

A variação espacial dos parâmetros abióticos observada foi reduzida, o que era de esperar uma vez que as estações de amostragem estão muito próximas e situadas em habitats semelhantes.

RELAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS ABIÓTICOS E OS PARÂMETROS BIOLÓGICOS

A composição das comunidades piscícolas em zonas pouco profundas depende em grande parte na temperatura e salinidade da água (Thorman, 1986a). As flutuações da temperatura atmosférica, precipitação e vento, e a influência constante dos meios marinho e dulciaquícola, produzem, no meio hidrológico, consideráveis variações espaciais e sazonais em parâmetros físico-químicos que, influenciam a ecologia das espécies ictíicas (Rebelo, 1993).

A temperatura foi o parâmetro abiótico que melhor explicou variações na composição das comunidades ictiológicas no sapal de Castro Marim. Os resultados dos coeficientes de correlação de Pearson e de Spearman e os resultados obtidos pela projecção dos meses de amostragem e dos valores médios dos factores abióticos (temperatura e salinidade) no diagrama de ordenação de MDS, suportam esta afirmação. Tanto a riqueza específica como o índice de Shannon-Wiener, mostraram uma correlação positiva com a temperatura média.

Muitos estudos sobre variações sazonais registaram a temperatura como um factor determinante sobre a abundância dos peixes, considerando a salinidade, turbidez e vento, parâmetros com importância secundária (p.ex. McFarland, 1963; Senta & Kinoshita, 1985; Ross *et al.*, 1987 *in* Lamberth *et al.*, 1995b). Gibson *et al.*, (1993 *in* Lamberth *et al.*, 1995b), argumentou que, mesmo que flutuações sazonais de abundâncias e riqueza específica possam espelhar alterações nas temperaturas e salinidades do meio, estes ciclos sazonais serão mais resultado de mortalidade e recrutamento, do que de fenómenos de imigração e emigração em resposta aos parâmetros abióticos.

Rodríguez-Romero (1998), também verificou que a distribuição espacial e temporal das espécies da baía Concepción (México), entre Fevereiro e Setembro, apresentou uma forte relação com a gradual variação da temperatura.

A salinidade mostrou correlações fracas, mas é um parâmetro que em casos extremos é importante, uma vez que exclui as espécies mais estenohalinas (Remmert, 1983 *in* Thorman, 1986b). Este parâmetro parece assim determinar a entrada e saída do

referido grupo no sapal, e explicaria a ausência de espécies marinhas nos meses de salinidades mais baixas, assim como a presença das espécies dulciaquícolas somente nesses meses. Todavia, não parece influenciar as abundâncias e biomassas das espécies que utilizam este ecossistema, uma vez que não se verificou nenhum padrão sazonal.

Apesar dos resultados obtidos, deve ser feita uma análise prudente. Para além das correlações apenas traduzirem a variação relativa entre duas variáveis e não relações causa-efeito (Vicente, 1997), e o BIOENV ser um método apenas “explicativo” sem ter nenhum teste de significância associado (Jackson & Jones, 1999), os parâmetros analisados foram somente a temperatura e a salinidade, quando se sabe que um factor ambiental por si só dificilmente pode ser responsável pela distribuição e abundância dos peixes num sistema aquático (Pires, 1999), a não ser em casos extremos (Drake & Arias, 1991b). Em adição, Cattrijsse *et al.* (1994) refere vários estudos que demonstraram que as flutuações de salinidade e temperatura têm pouco efeito nas comunidades nectónicas. O mesmo autor refere que Subrahmanyam & Coultos (1980) chegaram à conclusão que menos de 20% das variações sazonais observadas na riqueza específica e na biomassa estão relacionadas com a temperatura, oxigénio dissolvido e salinidade. Alterações dramáticas nestes parâmetros não influenciaram as comunidades de sapal no estudo de Weinstein *et al.* (1980 *in* Cattrijsse *et al.*, 1994). As mesmas observações foram feitas por Rogers *et al.* (1984) e por Drake & Arias (1991a), que não detectaram alterações na função de viveiro nas áreas mais a montante do estuário, durante descargas de água doce. Estes autores defendem que o recrutamento e a sucessão sazonal de dominantes têm uma influência mais determinante que os factores abióticos.

COMPOSIÇÃO E ORGANIZAÇÃO DA COMUNIDADE

A composição da ictiofauna do sapal de Castro Marim é semelhante à encontrada nos restantes sapais, estuários, rias e sistemas lagunares de Portugal (Antunes *et al.*, 1988; Monteiro, 1989; Jorge, 1991; Rebelo, 1993; Costa *et al.*, 1994; Cabral, 1999) e da Europa (Drake & Arias, 1991a, 1991b; Cattrijsse *et al.*, 1994; Elliott & Dewailly, 1995; Bouchereau *et al.*, 2000; Mathieson *et al.*, 2000). Das 34 espécies capturadas no presente estudo, 20 já haviam sido descritas para este ecossistema (Gonçalves & Ó Beldade, 2000) e 19 para o estuário do Guadiana (Arias, 2001). As espécies *A. alosa*, *A. fallax*, *B. belone*, *D. bellottii*, *L. ramada*, *L. saliens*, *M. barbatus*,

M. surmuletus, *P. gattorugine*, *P. minutus*, *P. saltatrix*, *S. fiatola* e *T. tinca*, são exclusivas deste estudo, para o sapal. Deste modo, ao todo passam a ficar descritas 48 espécies para o sapal de Castro Marim (Tabela IV, Anexo VI). Se for tido em conta o facto de a RNSCMVRSa abranger uma área total de 2089 ha, e que somente 58,5% (1222 ha) dessa área é constituída por zonas húmidas, pode-se dizer que o sapal possui uma grande riqueza de espécies para a área em causa, comparando com outros sistemas, como os sapais do rio Mira (49) ou do rio Tejo (40) (Costa *et al.*, 1995).

As espécies *T. tinca* e *F. heteroclitus* merecem especial atenção, por diferentes razões. A primeira nunca foi referenciada para a porção estuarina do rio Guadiana, sendo, no entanto, considerada uma espécie habitual da fauna piscícola dulciaquícola portuguesa (Almaça, 1995). A segunda é uma das espécies dominantes nos sapais da zona Este dos Estados Unidos da América, (Rountree & Able, 1992; Lazzari *et al.*, 1999; Halpin, 2000). Na Europa está descrita somente nos estuários do Guadiana, onde ocorre apenas no sapal de Castro Marim (Almaça, 1995), Guadalquivir (Fernandez-Delgado, 1989) e Cádiz (Drake & Arias, 1991b). No sapal de Castro Marim, foi estudada pela primeira vez em 1976 (Coelho *et al.*, 1976) tendo, nessa altura, sido confundida com outra espécie semelhante: *Valencia hispânica* (Almaça, 1995). Segundo Almaça (1995), a referida espécie foi introduzida no estuário do Guadalquivir, tendo depois, provavelmente devido a migrações pelo litoral, colonizado o estuário do Guadiana. No entanto, esta teoria é discutível, uma vez que segundo Lotrich (1975 *in* Halpin, 2000) os indivíduos desta espécie podem deslocar-se entre habitats no mesmo sapal, mas geralmente não percorrem grandes distâncias, necessárias para se deslocarem entre sapais.

Se forem consideradas de valor comercial as espécies com tamanhos mínimos de captura, implementados pela Inspeção-Geral das Pescas (IGP), verifica-se que das 34 capturadas, 22 (64,7%) possuem interesse económico. Resultados comparáveis obtiveram Drake & Arias (1991b) e Thomas & Connolly (2001), que registaram valores relativos de 61% e 53,8%, respectivamente, para esteiros de sapal. Deste modo, e apesar do facto de várias espécies terem sido apenas representadas por alguns indivíduos, os esteiros do sapal de Castro Marim poderão contribuir de certa forma para as pescas locais, para além da enguia, para a qual existe uma pesca dirigida (pescadores, *com. pess.*).

As famílias mais representativas neste estudo foram Sparidae (6) e Mugilidae (5). Estas famílias juntamente com Gobiidae e Atherinidae são habituais nos sapais e

estuários de todo o mundo (Drake & Arias, 1991b; Rebelo, 1993; Harrison & Whitfield, 1995; Kneib, 1997; Rodríguez-Romero *et al.*, 1998). No estudo realizado no sapal de Castro Marim por Gonçalves & Ó Beldade (2000), as famílias mais bem representadas foram por ordem decrescente, Sparidae (5), Gobiidae (4) e Syngnathidae (4). A diferença encontrada pode ser devida às diferentes estratégias de amostragem adoptadas pelos dois estudos. Gonçalves & Ó Beldade (2000) amostraram uma maior gama de locais e habitats, e recorreram ao uso de várias artes de pesca (redinha, nassas, chalrão, etc.), optando pela utilização de arrasto de vara na amostragem dos esteiros principais. No presente estudo foram somente amostrados os dois esteiros principais do sapal de Castro Marim (Carrasqueira e Lezíria) e a desembocadura destes, sendo uma redinha a arte utilizada. Por outro lado, a captura de somente uma espécie da família Syngnathidae pode ser devido ao facto dos locais amostrados no presente estudo serem pobres em vegetação subaquática, habitats a que estes indivíduos se encontram geralmente associados (Whithead *et al.*, 1986; Elliott & Dewailly, 1995).

À excepção de *P. microps*, a espécie capturada em maior número no presente estudo, as capturas foram dominadas por espécies pelágicas (p.ex. mugilídeos e *Atherina* spp.), o que aliás já foi referido noutros estudos com redinha (Santos & Nash, 1995; Lazzari *et al.*, 1999), e que poderá estar relacionado ou com o comportamento da arte ou com o comportamento das espécies.

Os peixes capturados no presente estudo eram, na sua maioria, juvenis, com a excepção de algumas espécies. Estes resultados indicam que o sapal de Castro Marim fornece áreas alternativas de viveiro para algumas das espécies com valor comercial que ocorrem no estuário do Guadiana. Resultados semelhantes foram encontrados noutras zonas de sapal (Labourg *et al.*, 1985; Drake & Arias, 1991b; Rountree & Able, 1992; Costa *et al.*, 1994; Lazzari *et al.*, 1999). Muitas espécies marinhas migram para as águas baixas dos sapais, tirando proveito destes locais ricos em alimento e com escassez de predadores (Irlandi & Crawford, 1997; Jordan *et al.*, 1997). A proporção encontrada nas espécies *P. microps* e *Atherina* spp. e *G. niger*, no que diz respeito a juvenis, poderá estar subestimada, uma vez que é provável que os juvenis destas espécies, devido às suas reduzidas dimensões, tenham escapado pelas malhas da rede.

Duas espécies, *S. aurata* e *S. fiatola*, foram capturadas somente na amostragem preliminar, fazendo, como tal, parte do inventário ictiofaunístico. *S. aurata*, embora seja uma espécie frequente em estuários, dado tolerar águas salobras, foi também, noutros estudos realizados em ecossistemas deste tipo (p.ex. Drake & Arias, 1991a; Lopes da

Cunha, 1994; Cabral, 1999), pouco representativa em termos numéricos. A sua fraca ocorrência no presente estudo indicia que é bastante rara no Sapal de Castro Marim e, porventura, no rio Guadiana, sendo este um cenário menos favorável para as pescas locais, já que se trata de uma espécie com elevado valor comercial. *S. fiatola*, apesar de estar descrita para a costa portuguesa (Whitehead *et al.*, 1986), não é uma espécie muito vulgar nos estuários e rias portuguesas, tendo sido somente registados 3 exemplares por Lopes da Cunha (1994) no estuário do Sado.

A dominância por parte de algumas espécies foi bem evidente no presente estudo. Vários autores referem que, apesar da baixa riqueza específica característica de sapais e estuários, quando comparados com as zonas costeiras adjacentes, estes ecossistemas suportam elevadas abundâncias e biomassas. Ainda salientam, que geralmente estes ecossistemas são dominados por poucas espécies (Haedrich, 1983; Kneib, 1997; Sogard & Able, 1991; Cattrijsse *et al.*, 1994).

A espécie mais abundante foi *P. microps*, contribuindo para 51,9% do total de indivíduos capturados. Trata-se de uma espécie característica dos sapais europeus, tendo já sido referenciada como dominante noutros estudos (Drake & Arias, 1991b; Cattrijsse *et al.*, 1994), com abundâncias relativas ainda superiores, o que pode estar relacionado com a arte utilizada (Rozas & Minello, 1997). Arias (2001), num estudo realizado na mesma altura no estuário do Guadiana, só registou a espécie *P. minutus*. Este cenário faz sentido, pois já Cattrijsse *et al.* (1994), no estudo realizado nos sapais do estuário Westerschelde, tinha encontrado quase exclusivamente *P. microps*, enquanto que no estuário a espécie mais capturada era *P. minutus*. Drake & Arias (1991b), constataram também que a espécie *P. minutus* só ocorreu no estuário, enquanto que *P. microps* dominava as comunidades ictiológicas dos esteiros tidais da baía de Cádiz. Lopes da Cunha (1994) salienta, inclusive, que a espécie *P. minutus* é encontrada nos estuários nas regiões mais a montante, e com um predomínio principalmente no Verão, facto este também verificado por Arias (2001).

Os mugilídeos foram, no entanto, o grupo mais importante em termos de biomassa. Resultados semelhantes obtiveram Rebelo (1993) e Salgado (2002), para a ria de Aveiro e esteiros do estuário do Tejo, respectivamente. Esta família, para além de abundante, é representada geralmente por indivíduos de maiores dimensões que têm, como tal, uma contribuição importante para a biomassa total dum sistema. Por outro lado, as espécies dominantes em termos numéricos neste tipo de ecossistemas, têm

geralmente tamanhos reduzidos, não sendo deste modo tão importantes no que respeita à biomassa (Kneib, 1997; Rodríguez-Romero, 1998).

Somente *Atherina* spp., *P. microps*, *L. aurata* e *L. ramada* ocorreram em todas as campanhas. A maioria das espécies foram pouco frequentes, o que poderá significar que o sapal de Castro Marim é um local de passagem para grande parte das espécies que lá ocorrem. As rigorosas condições verificadas nestes ecossistemas desafiam os mecanismos fisiológicos de todas as espécies, excluindo as menos bem adaptadas (McLusky, 1989).

VARIAÇÃO ESPACIO-TEMPORAL

O conhecimento das alterações sazonais na abundância, no comportamento de uma espécie de peixe em particular, ou mesmo num grupo de espécies, é vital para os pescadores e para os gestores das pescas, que pretendem que haja uma exploração sustentável destes recursos. As variações sazonais são tidas em conta na gestão das pescas quando se implementam, por exemplo, épocas de defeso (Buxton, 1993 *in* Lamberth *et al.*, 1995b).

Ao contrário do que é geralmente observado neste tipo de ecossistemas (p.ex. Clark *et al.*, 1994; Lamberth *et al.*, 1995b; Ambrose & Meffert, 1999; Lazzari *et al.*, 1999), os parâmetros abundância e biomassa não apresentaram nenhum padrão sazonal. Este facto deveu-se à grande influência das espécies *P. microps*, *Atherina* spp. e mugilídeos, dominantes neste estudo. Facilmente se repara, salvo algumas exceções, que as variações sazonais e espaciais observadas na abundância total reflectem a variação em número das espécies dominantes. A influência das espécies dominantes nas abundâncias foi também constatada por Rountree & Able (1992), Rodríguez-Romero (1998) e Jackson & Jones (1999). Estes autores referiram, inclusive, que a presença consistente deste grupo num determinado local “mascara” a influência das imigrações e emigrações sazonais.

A elevada variabilidade observada nestes dois parâmetros, nas estações de amostragem mostra que são zonas muito próximas, de passagem, onde não existem comunidades pré-estabelecidas.

Tanto no que diz respeito aos meses, como às estações de amostragem, é possível verificar, nos valores médios de abundância e biomassa, que os picos são

causados por lances casuais em que se registaram grandes capturas. Daí se explica que os desvios padrão maiores se verifiquem exactamente nestas ocasiões.

Em relação à composição das comunidades, foi possível verificar uma variação temporal, muito mais acentuada que a variação espacial. Analisando o dendrograma referente aos meses de amostragem, é notória a estruturação destes nas várias estações do ano, constatando-se mais uma vez a forte variação sazonal que se faz sentir nas comunidades do sapal de Castro Marim. Resultados semelhantes obtiveram vários autores (p.ex. Drake & Arias, 1991b; Cattrijsse *et al.*, 1994; Cabral, 1999), verificando também nos seus estudos que a composição das comunidades é dinâmica a nível temporal. Valiela (1987 *in* Jackson & Jones, 1999) salienta, inclusive, que as variações sazonais são geralmente superiores às variações inter-anuais.

Os meses de Novembro e Abril podem corresponder aos meses de transição de faunas, invernante e estival. Por um lado, em Novembro já não se registaram espécies marinhas (excepto os mugilídeos) no sapal, demonstrando que a migração sazonal para as zonas costeiras adjacentes se deu provavelmente em Outubro. As comunidades invernantes foram caracterizadas por um reduzido número de espécies, fisiologicamente mais tolerantes (McLusky, 1989; Lazzari *et al.*, 1999), e por espécies dulciaquícolas.

Por outro lado, em Abril foram registadas as primeiras espécies marinhas que iniciam o seu ciclo sazonal no sapal, tirando proveito das águas abrigadas e ricas em alimento que caracterizam este tipo de ecossistema (McLusky, 1989; Odum, 2001). No entanto, foi somente em Junho-Julho que a maioria o recrutou, talvez devido ao Inverno longo e chuvoso que caracterizou este ano.

Cabral (1999) salienta que o reduzido número de espécies registadas no Inverno deve-se, provavelmente, a dois factores: (1) à preferência das espécies ocasionais pelas zonas marinhas adjacentes aos estuários, uma vez que estes locais apresentam maior constância das condições ambientais nesta época do ano; (2) à emigração de algumas espécies, em grande medida representadas por juvenis, que, após a fase estuarina, vão integrar as populações de adultos no ambiente marinho. Relativamente aos máximos registados no Verão, o mesmo autor refere que são resultado da imigração de muitas espécies para o estuário, face à grande disponibilidade de alimento e à existência de condições favoráveis a um crescimento rápido nesta altura do ano, comparativamente às zonas costeiras adjacentes.

O mês de Setembro aparece neste estudo como um mês singular, em relação à estrutura da ictiofauna. As reduzidas abundâncias de *P. microps*, a ocorrência de duas

espécies únicas em todo o trabalho (*A. fallax*, *M. barbatus*) e o elevado número de indivíduos capturados da espécie *H. didactylus*, poderão ter contribuído para tal resultado. Em adição, o facto de neste mês só terem sido amostradas as estações C e E, sendo que na segunda foram realizados 3 lances, poderá também ter tido influência na composição ictiológica obtida.

Na maioria dos estudos em que se verificaram diferenças espaciais nas comunidades ictiológicas, as estações de amostragem estão localizadas em habitats completamente diferentes (influência antropogénica, tipo de substrato, vegetação submersa, regime hidrológico, etc.) (Monteiro, 1989; Sogard & Able, 1991; Rebelo, 1993; Lopes da Cunha, 1994), ou seguem um gradiente de salinidade (Zimmerman *et al.*, 1990; Bouchereau *et al.*, 2000; Arias, 2001).

Thomas & Connoly (2001) referem que a variação das comunidades ictiológicas em termos de habitat pode estar relacionada com a escala espacial a que um estudo é feito. Em adição, Wootton (1990) salienta que a diversidade de espécies piscícolas numa determinada área é função, por um lado, dos nichos ecológicos disponíveis e, por outro, da área amostrada.

No presente estudo, as estações de amostragem eram muito semelhantes em termos de habitat (à excepção da E) e estavam geograficamente muito próximas. Por esta razão, é perfeitamente aceitável que as diferenças espaciais nas comunidades ictiológicas tenham sido reduzidas.

Não obstante, a estação E foi a que apresentou menores similaridades com as restantes. O facto de estar situada já na margem rio Guadiana (caracterizada deste modo por condições hidrológicas e tipo de substrato diferentes), associado à ausência de amostragens nos meses de Inverno, podem ter influenciado estes resultados. A fraca representação de *P. microps* nesta estação poderá advir também das razões referidas, uma vez que é conhecida a preferência desta espécie pelos esteiros dos sapais em relação aos estuários (Drake & Arias, 1991b; Cattrijsse *et al.*, 1994).

VARIAÇÃO DIÁRIA

O problema da variação diária das capturas devido a alterações da selectividade da arte, do comportamento dos peixes, ou a uma combinação de ambos é bem conhecida (Santos & Nash, 1995). Factores tais como luminosidade, ruído, velocidade da embarcação, velocidade dos peixes, e órgãos sensoriais (p.ex. linha lateral, visão,

audição), podem também influenciar o comportamento de fuga dos peixes (Martyshevski & Korotkov, 1969 in Rodríguez-Romero *et al.*, 1998).

A metodologia deste estudo previa que as campanhas fossem realizadas à noite, uma vez que segundo os pescadores locais e vários autores (Hinz, 1989; Ruth & Berghahn, 1989), é nesta fase do dia que as artes de pesca em geral, são mais eficazes. A experiência realizada teve como objectivo verificar se este pressuposto era fiável, ou seja, se no período nocturno era obtida uma amostra mais representativa da comunidade piscícola do sapal de Castro Marim.

Os resultados vieram demonstrar que, em termos gerais, as abundâncias obtidas foram muito próximas nos dois períodos. No entanto, para algumas espécies em particular, nomeadamente *Atherina* spp., *L. aurata* e *P. microps*, as diferenças neste parâmetro foram significativas. Nos casos das espécies *Atherina* spp. e *P. microps*, o número de indivíduos capturados à noite foi superior, enquanto que para a espécie *L. aurata* se verificou o contrário. Cabral *et al.* (2000), também verificou que para a maioria das espécies as abundâncias eram superiores à noite que de dia.

No que diz respeito ao número de espécies, *A. anguilla* (dia), *F. heteroclitus* (dia) e *S. cantharus* (noite), só ocorreram num dos períodos em causa, o que fez com que na campanha diurna fosse capturada mais uma espécie (Tabela IX, Anexo VI). No entanto, qualquer uma das espécies em causa só foi representada por um indivíduo, não permitindo sugerir que geralmente ocorrem nas capturas somente num dos períodos. Fica a curiosidade da espécie *A. anguilla*, que possui hábitos essencialmente nocturnos (Hanson & Courtenay, 1995), ter sido capturada na campanha diurna.

Em relação aos comprimentos médios, verificou-se neste estudo que os indivíduos da espécie *Atherina* spp. capturados de noite, apresentavam em média, comprimentos duas vezes superiores aos capturados de dia, sendo esta diferença significativa ($\alpha < 0,01$). Mediante estes resultados, é possível que exista fuga dos indivíduos de maiores dimensões quando visualizam a rede, ou seja, durante o dia. Resultados semelhantes foram obtidos por Drake & Arias (1991a) para a espécie *A. boyeri*, em que houve diferenças significativas nos comprimentos médios dos indivíduos capturados no período nocturno e diurno. No entanto, a diferença de comprimentos médios (7,68-7,97 cm) obtidos por este autor foi muito inferior à verificada no presente estudo (4,5-8,5 cm). O facto de Cabral *et al.* (2000) também ter verificado que a espécie *A. presbyter* se capturava em muito maiores quantidades de noite, e de Kuipers (1975 in Allen *et al.*, 1992) e Rodríguez-Romero (1998) sugerirem

que os peixes de maiores dimensões possuem maior capacidade de escapar às artes, fortalecem a suposição de que uma maior percentagem de atherinídeos de maiores dimensões, escapa à arte no período diurno.

L. aurata e *L. ramada* foram as outras duas espécies a apresentar diferenças significativas nos comprimentos médios nos dois períodos em causa. O mesmo resultado foi obtido por Morton *et al.* (1987), para a parente australiana *Liza argentea*. Neste caso, os autores sugeriram que as diferenças obtidas nos dois períodos se poderia dever à predação por parte da avifauna. Todavia no presente estudo, para além do facto dos mugilídeos de menores dimensões não terem sido identificados até à espécie e deste grupo ser conhecido pela sua evitabilidade às artes de pesca (Allen *et al.*, 1992; Cattrijsse *et al.*, 1994) em qualquer um dos períodos (*obs. pess.*), torna-se deste modo, arriscado afirmar que os indivíduos de maiores dimensões das espécies em causa (*L. aurata* e *L. ramada*) estejam melhor representados nas capturas nocturnas.

É importante referir que se tratou duma experiência somente de um dia de amostragem, e que para resultados mais completos e fiáveis seriam necessárias mais dias. É também de referir, que foram mantidos na medida do possível, factores que se sabe afectarem o comportamento e distribuição das próprias espécies, como é o caso da situação da maré (Lamberth *et al.*, 1995a; Santos & Nash, 1995) e o ruído provocado pela embarcação e arte (Misund, 1994). Não se consideraram a distribuição e comportamento das próprias espécies (Allen *et al.* 1992; Parsley *et al.*, 1989; Kneib & Wagner, 1994), só se pretendendo determinar qual o período do dia que fornecia amostras mais representativas.

CLASSIFICAÇÃO ECOLÓGICA

A inclusão de uma espécie num dado grupo ecológico nem sempre é fácil, recorrendo-se, em alguns casos, à informação obtida noutros ecossistemas, a qual poderá não ser válida para um caso particular (Lopes da Cunha, 1994).

Neste estudo, todas as espécies foram classificadas segundo os seus hábitos de reprodução, migração e ocorrência descritos na bibliografia, assim como pela sua ocorrência nas amostragens. No entanto, há casos em que o autor se baseou mais num aspecto, sendo deste modo legítimo que possa existir alguma discordância em relação à classificação de algumas das espécies descritas. Desta forma, referem-se as espécies em que tal aconteceu, assim como as razões que suportam a classificação adoptada:

- *F. heteroclitus*: Esta espécie foi somente representada por um indivíduo. Porém, e apesar de se tratar de uma espécie introduzida (Fernandez-Delgado, 1989; Almaça, 1995), *F. heteroclitus* é característica de sapais, sendo muito abundante nos esteiros intertidais dos sapais do leste dos Estados Unidos (Kneib, 1997; Halpin, 2000). Este facto, aliado ao de na bacia do Guadiana esta espécie só ter sido referenciada no sapal de Castro Marim (Almaça, 1988, 1995; Collares-Pereira *et al.*, 2000), suportam a razão para a classificação adoptada.

- *H. didactylus*: Apesar desta espécie ter sido considerada marinha ocasional (MO) para o sapal, é residente no estuário do Guadiana (Bexiga, 2002). Porém, o número reduzido de exemplares capturados no presente estudo, sugere que se tratará de uma espécie que prefere as águas mais profundas do estuário, fazendo incursões esporádicas ao sapal. Alguns autores (p.ex. Adam, 1990; Teal, 2001) classificam certas espécies como migradoras tidais (residentes nas águas adjacentes que entram nos sapais para se alimentar); poderá ser este o caso para *H. didactylus*.

- *P. minutus* e *G. niger*: São outras das espécies cuja classificação como residentes poderá ser discutida. Esta questão é fundamentada, em primeiro lugar, na baixa frequência de ocorrência de ambas no presente estudo; em segundo lugar, e principalmente no que diz respeito a *P. minutus*, no facto desta espécie não ter sido capturada por Gonçalves & Ó Beldade (2000); em terceiro lugar, por *P. minutus* ocorrer geralmente com maiores abundâncias nos estuários (Cattrijsse *et al.*, 1994), correntemente encontrando-se associada a fundos arenosos (Elliott & Dewailly, 1995). No entanto, optou-se por manter a classificação de residentes, deixando em aberto esta questão, para ser esclarecida em trabalhos futuros no sapal de Castro Marim.

- *E. encrasicolus*: Chícharo & Teodósio (1991) e Chícharo *et al.* (2001) consideraram o estuário do Guadiana como uma importante zona de viveiro para a espécie *E. encrasicolus*. Neste estudo, no entanto foi considerada marinha ocasional, dada a sua fraca ocorrência nas capturas e a reduzida proporção de juvenis. Pensa-se que os indivíduos desta espécie, por qualquer razão, têm uma preferência pelas águas do canal principal do estuário do Guadiana.

Tal como foi verificado por Elliott & Dewailly (1995), a maioria das espécies encontradas no presente estudo são marinhas ocasionais. Os mesmos resultados foram obtidos por Rebelo (1993) e Monteiro (1989).

Este grupo, que inclui as espécies mais estenohalinas, compreende essencialmente taxa marinhas das zonas costeiras que não são dependentes dos sapais e estuários (Whitfield, 1994 *in* Harrison & Whitfield, 1995). Estas espécies, no entanto, contribuíram pouco em termos de abundância e biomassa. Tal acontece porque para além de ocorrerem esporadicamente nestes ecossistemas, geralmente são representados por poucos indivíduos.

As espécies residentes foram um dos grupos menos numerosos, mas o mais abundante, tal como é verificado noutros sapais e estuários portugueses e mediterrâneos (Monteiro, 1989; Rebelo, 1993; Cattrijsse *et al.*, 1994; Elliott & Dewailly, 1995; Cabral, 1999; Mathieson *et al.*, 2000). A magnitude das flutuações abióticas e/ou a recente formação geológica dos estuários para permitir o desenvolvimento de uma diversa e fauna típica, são geralmente os factores tidos como responsáveis pelo reduzido número de espécies residentes (McLusky, 1989; Rebelo, 1993).

Thorman (1986a) e Deegan & Thompson (1985 *in* Rebelo, 1993), traçaram um perfil para as espécies residentes. Segundo estes, o referido grupo evidencia uma elevada capacidade de adaptação, uma rápida taxa de crescimento, um período de vida curto e mecanismos de reprodução muito especializados.

A redução em termos numéricos deste grupo no Verão poderá ser explicada por fenómenos de predação e competição por parte das espécies sazonais, ou então pela migração para locais mais a montante no sapal para escapar à predação (Rountree & Able, 1992).

O grupo das espécies que utilizam o sapal como viveiro inclui a maior parte das espécies de valor comercial que ocorrem neste ecossistema. À excepção dos mugilídeos, que podem ficar os 2-3 primeiros anos de vida neste tipo de habitats (Monteiro, 1989; Rebelo, 1993), a maioria das espécies são sazonais, ou seja, recrutam o sapal na Primavera e abandonam-no no princípio do Outono.

Este grupo apresenta um padrão sazonal bem marcado, com picos de riqueza específica e abundância no Verão, resultante da imigração de muitas espécies marinhas. Nos meses de Inverno, somente as espécies mais eurihalinas permanecem no sapal, uma vez que os extremos verificados nas salinidades e temperaturas as excluem (Thorman, 1986b). No presente estudo, o recrutamento de muitas espécies marinhas deu-se já

muito tarde (Julho-Agosto), o que pode estar relacionado com o facto deste ter sido um Inverno muito chuvoso, não permitindo a entrada destas espécies mais cedo.

Lenanton & Potter (1987) defendem que apenas algumas das espécies que utilizam os estuários/sapais na sua primeira fase de desenvolvimento “dependem” destes ecossistemas; as restantes ocorrem também nas zonas costeiras adjacentes, utilizando oportunisticamente os estuários devido à riqueza em alimento e escassez de predadores que lá encontram. Deve, portanto, ser tido em conta que os comportamentos de alimentação, reprodução e relações inter-específicas entre peixes, determinam a sua distribuição e abundância, influenciando os seus movimentos directamente (Nikolsky, 1963).

Cabral *et al.* (2000), para o estuário do Tejo, referiu que apenas a espécie *D. labrax* e alguns soleídeos utilizavam o estuário como uma área preferencial de viveiro. O mesmo foi verificado no estuário do Sado, onde Cabral (1999) referiu somente as espécies *D. bellottii*, *Buglossidium luteum*, *S. senegalensis* e *Solea solea*. Contudo, os dados disponíveis não nos permitem tirar qualquer conclusão em relação a este aspecto, no que diz respeito ao sapal de Castro Marim.

As espécies dulciaquícolas são, como já havia sido referido em estudos deste tipo (p.ex. Rebelo, 1993; Lopes da Cunha, 1994), um grupo com pouca importância, que ocorre com maior ou menor intensidade dependendo do local do estuário em que o sapal se encontra. Neste estudo, as duas espécies capturadas (*C. carpio* e *T. tinca*) ocorreram em Março, representadas, em semelhança ao mencionado por Arias (2001), por indivíduos adultos e subadultos. Neste mês verificaram-se pluviosidades excepcionalmente elevadas para a altura, o que se reflectiu em caudais elevados e salinidades baixas. Estes factores contribuíram para que se reunissem condições para a sua ocorrência e sobrevivência no local de estudo, pois são espécies que, apesar de dulciaquícolas, toleram águas salobras (Cottiglia, 1980).

Em relação à sua origem, *C. carpio* e *T. tinca* ocorreram provavelmente vindas de montante do rio Guadiana, procurando abrigo nas águas calmas do sapal de Castro Marim [são espécies que apreciam águas com correntes fracas e em que exista vegetação abundante (Maitland & Campbell, 1992; González *et al.*, 2000)]. Outra hipótese é terem surgido das barragens adjacentes ao sapal, facto este já sugerido por Gonçalves & Ó Beldade (2000) para outras espécies dulciaquícolas. Esta última hipótese é a mais provável para *T. tinca*, uma vez que se trata de uma espécie que ainda não havia sido descrita para a porção estuarina do rio Guadiana.

As espécies diádromas (*A. alosa*, *A. fallax*, *A. anguilla*) foram muito pouco representativas, tanto em número como em biomassa. Gonçalves & Ó Beldade (2000) e Arias (2001) não chegaram a capturar *Alosa* spp. No entanto, todas estas espécies estão descritas para zonas mais a montante, no rio Guadiana (Collares-Pereira *et al.*, 2000).

Mathieson *et al.* (2000) agruparam resultados de estudos feitos em sapais de vários estuários europeus, e também constataram que as espécies diádromas eram pouco representativas neste tipo de ecossistemas. Os mesmos sugeriram que tal se devia à natureza das zonas de sapal (águas baixas), ou ao relativo tempo que estas espécies passam nos estuários aquando das suas migrações. Esta explicação é viável, mas é também sabido que as populações de peixes migradores estão em declínio (Nicola *et al.*, 1996; Assis *et al.*, 1992), podendo estes resultados reflectir o estado dos mananciais destas espécies.

Assis *et al.* (1992) salientam várias causas para o declínio observado nos peixes diádromos, entre as quais referem o aumento dos níveis de poluição, implantação de barragens e a sobrepesca. Segundo Elvira *et al.* (1998), a construção de barragens parece ser a actividade do Homem com maior impacto nas comunidades de peixes dos rios. O problema destas infra-estruturas prende-se com o facto de não possuírem sistemas que permitam a passagem dos peixes, tendo consequências desastrosas para as espécies migratórias, uma vez que, para além das alterações que imprimem nos habitats, exercem um efeito de barreira à migração num e noutra sentido do rio (Nicola *et al.*, 1996).

A necessidade de uma classificação ecológica específica para os sapais está bem patente neste estudo, notando-se que existem espécies que podem utilizar o estuário e o sapal de formas diferentes. É óbvio que é impraticável uma classificação que conseguisse explicar a realidade de todos os sapais, uma vez que cada ecossistema possui um conjunto de características que o tornam único, tendo isso também influência nas espécies que lá ocorrem e no modo como o utilizam. Constata-se aqui a importância da classificação das espécies tendo em conta o estudo em causa.

Para acabar, era importante ficar a ideia de que os resultados e conclusões obtidos referem-se apenas ao período estudado e às condições ambientais que nessa altura ocorriam e que, de forma alguma, apresentam toda a realidade do sapal de Castro Marim. Vários autores referem que para um conhecimento aprofundado da realidade de um ecossistema, são necessários vários anos de estudo (p.ex. Jackson & Jones, 1999; Lazzari *et al.*, 1999).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O sapal de Castro Marim pode ser considerado um ecossistema importante para a ictiofauna. Neste estudo foram capturadas 34 espécies de peixes, aumentando para 48 o número de espécies registadas até ao momento neste ecossistema. Em adição, 22 espécies possuem valor comercial e destas, 10 apresentam estatuto de conservação: 2 são consideradas vulneráveis (*A. alosa* e *A. fallax*); e 8 comercialmente ameaçadas (*A. anguilla*, *D. labrax*, *M. surmuletus*, *D. annularis*, *D. bellottii*, *D. sargus*, *D. vulgaris* e *S. aurata*).

Não obstante, em semelhança ao que acontece noutros sapais, a maioria das espécies descritas foram apenas representadas por alguns indivíduos. A grande parte dos indivíduos capturados pertenciam às espécies residentes *P. microps* e *Atherina* spp., antevendo que este ecossistema é fundamentalmente utilizado como local de passagem.

Como acontece no estuário do Guadiana e outros estuários portugueses, as variações sazonais verificadas no sapal de Castro Marim em termos de parâmetros abióticos são acentuadas. Deste modo, os meses de Inverno são caracterizados por águas frias e baixas salinidades, enquanto que no Verão as águas são mais quentes e possuem salinidades mais elevadas.

Este padrão parece reflectir-se nas comunidades ictiológicas, que apresentam duas composições distintas nestas estações do ano: i) a comunidade de Inverno é caracterizada por poucas espécies, uma dominância acentuada dos residentes, e a presença de espécies dulciaquícolas; ii) a comunidade de Verão, caracterizada pela presença de muitas espécies marinhas, a maioria juvenis, que utilizam o sapal na fase inicial do seu ciclo de vida.

A temperatura é o parâmetro abiótico que parece ser mais explicativo da variação temporal na estrutura da comunidade ictiológica do sapal de Castro Marim.

A abundância e biomassa totais, no entanto, já não evidenciam um padrão sazonal, reflectindo antes as variações das espécies dominantes neste trabalho.

Pelo elevado número de juvenis capturados no presente trabalho, pode dizer-se que o sapal de Castro Marim é uma importante zona de viveiro para muitas espécies de peixes, que procuram este ecossistema para passar a primeira fase do seu ciclo de vida. No entanto, para a maioria destas espécies o sapal de Castro Marim poderá ser importante, mas não essencial, uma vez que muitas ocorrem também nas zonas costeiras adjacentes.

O presente estudo fornece um contributo importante para o conhecimento da ictiofauna do sapal de Castro Marim, mas não é completo. Com o fecho da barragem do Alqueva e a consequente alteração no regime de caudais do rio Guadiana, é fundamental que trabalhos do género continuem a ser realizados, de modo a acompanhar a evolução das comunidades ictiológicas desta área.

Como tal, para um conhecimento mais aprofundado, futuros estudos deveriam ser feitos de modo periódico, incidindo sobre mais habitats dentro do sapal, abrangendo os 12 meses do ano e tendo em conta o máximo de parâmetros abióticos possível (para desta forma verificar quais os que mais influenciam as populações de peixes, e de que modo as influenciam).

Ficam ainda mais algumas sugestões de estudos que também poderiam enriquecer o conhecimento das comunidades ictiológicas do sapal de Castro Marim:

- estudar a ictiofauna, tanto no sapal como nas zonas costeiras adjacentes, para verificar qual a importância deste ecossistema para algumas espécies e, se de facto, estas o utilizam preferencialmente como viveiro ou oportunisticamente;
- em vários estudos já se comprovou que a introdução de espécies exóticas pode desequilibrar um ecossistema. Um trabalho interessante seria estudar com mais pormenor a população de *F. heteroclitus*, introduzida no sapal de Castro Marim. Projectos futuros poder-se-iam basear no presente trabalho para verificar o estado de equilíbrio das populações indígenas de peixes no sapal de Castro Marim, nomeadamente a espécie dominante *P. microps*.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adam, P. 1990. *Saltmarsh Ecology*. Cambridge University Press. Cambridge. 461 p.
- Allen, D.M.; Service, S.K. & Ogburn-Matthews, M.V. 1992. Factors Influencing the Collection Efficiency of Estuarine Fishes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 121: 234-244.
- Almaça, C. 1988. Fish and their environment in large european river ecosystems – Tejo and Guadiana. *Sciences de L'eau*, 7: 3-19.
- Almaça, C. 1995. Fish species and varieties introduced into portuguese inland waters. *Publicações avulsas do Museu Bocage*. Lisboa. 29 p.
- Almaça, C. 1996. *Peixes dos rios de Portugal*. Edições Inapa. Lisboa. 129 p.
- Almeida, P.M.R. 1996. *Biologia e Ecologia de Liza ramada (Risso, 1826) e Chelon labrosus (Risso, 1826) (Pisces, Mugilidae) no Estuário do Mira (Portugal). Interrelações com o Ecosistema Estuarino*. Tese de Doutoramento da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa. 331 p.
- Ambrose, R.F. & Meffert, D.J. 1999. Fish-assemblage dynamics in Malibu lagoon, a small, hydrologically altered estuary in southern California. *Wetlands*, 19: 327-340.
- Antunes, M.M.; da Cunha, P.L.; Duarte, A.P. & Mendonça, E.P. 1988. Ria de Alvor as a spawning place and a nursery ground. *Journal of Fish Biology*, 33: 185-190.
- Arias, A.M. 2001. Caracterización físico-química e ictiológica del estuario del río Guadiana. CSIC. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía. Cadiz. 142 p.
- Arias, A.M. & Drake, P. 1990. *Estados juveniles de la ictiofauna en los caños de las salinas de la Bahía de Cadiz*. CSIC. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía. Cadiz. 163 p.
- Assis, C.A.; Costa, J.L.; Moreira, F.; Almeida, P. & Gonçalves, J. 1992. *Ameaças à sobrevivência dos peixes migradores do Tejo. Sugestões para a sua conservação*. Publicações Avulsas do Instituto Nacional de Investigação das Pescas. Lisboa, no. 17: 429-439.
- Bexiga, C. 2002. *Comunidade ictiológica estuarina do Guadiana e do Sapal de Castro Marim*. Tese de Mestrado da Faculdade de Ciências do Mar e do Ambiente da Universidade do Algarve. Faro. 79 p.
- Boaden, P.J.S. & Seed, S. 1985. *An Introduction to Coastal Ecology*. Blackie Academic & Professional. London. 218 p.
- Bouchereau, J.L.; Quinard, J.P.; Tomasini, J.A.; Joyeux, J.C. & Capape, C. 1990. Sexual cycle, condition, fecundity and spawning of *Pomatoschistus minutus* (Pallas, 1770) (Gobiidae), from the Gulf of Lion, France. *Cybium*, 14: 251-267.
- Bouchereau, J.L.; Quinard, J.P.; Joyeux, J.C. & Tomasini, J.A. 1993. Population structure of reproductive specimens of *Pomatoschistus microps* Krøyer, 1838 (Gobiidae), in the lagoon of Mauguio, France. *Cybium*, 17: 3-15.
- Bouchereau, J. L.; Guelorget, O.; Vergne, Y. & Perthuisot, J.P. 2000. L'Ichtyofaune dans l'organization biologique d'un système paraliqye de type lagunaire: Le complexe des étangs du prévost et de L'Arnel (Languedoc, FRANCE). *Vie et Milieu*, 50: 19-27.
- Cabral, H.N. 1999. Ictiofauna do Estuário do Sado. *Relatórios Científicos e Técnicos do Instituto de Investigação das Pescas e do Mar*, no. 47, 30 p.
- Cabral, H.N.; Duque, J. & Costa, M.J. 2000. Importance of the coastal zone adjacent to the Tagus Estuary as a nursery area for fish. *Thalassas*, 16: 27-32.

- Cattrijsse, A.; Makwaiá, E.S.; Dankwa, H.R.; Hamerlynck, O. & Hemminga, M.A. 1994. Nekton communities of an intertidal creek of a European estuarine brackish marsh. *Marine Ecology Progress Series*, 109: 195-208.
- Chícharo, L.M.Z. (1988). *Contribuição para o estudo do ictioplâncton no Estuário do Guadiana*. Relatório de estágio do curso de Licenciatura em Biologia Marinha e Pescas, Universidade do Algarve. Faro. 75 p.
- Chícharo, L.M. & Teodósio, M.A. 1991. Utilização do estuário do Guadiana como local de postura para *Engraulis encrasicolus*. *Revista de Biologia da Universidade de Aveiro*, 4: 263-276.
- Chícharo, L.M.; Chícharo, M.A.; Esteves, E.; Andrade, J.P. & Morais, P. 2001. Effects of alterations in freshwater supply on the abundance and distribution of *Engraulis encrasicolus* in the Guadiana estuary and adjacent coastal areas of south Portugal. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 1: 341-345.
- Clark, B.M.; Bennett, B.A. & Lamberth, S.J. 1994. Assessment of the impact of commercial Beach-Seine netting on juvenile teleost populations in the surf zone of False Bay, South Africa. *South African Journal of Marine Science*, 14: 255-262.
- Clark, K.R. & Warwick, R.M. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council. UK. 144 p.
- Coelho, M.M., Gomes, J. & Ré, P. 1976. *Valencia hispanica*, a new fish to Portugal. *Arquivos do Museu Bocage*, 2^a Série, 2: 1-3.
- Collares-Pereira, M.J.; Cowx, I. G.; Ribeiro, J.A. & Rogado, L. 2000. Threats imposed by water resource development schemes on the conservation of endangered fish species in the Guadiana River Basin in Portugal. *Fisheries Management and Ecology*, 7: 167-178.
- Connolly, R.M. 1999. Saltmarsh as habitat for fish and nektonic crustaceans: Challenges in sampling designs and methods. *Australian Journal of Ecology*, 24: 422-430.
- Connolly, R.M.; Dalton, A. & Bass, D.A. 1997. Fish use of an inundated saltmarsh flat in a temperate Australian estuary. *Australian Journal of Ecology*, 22: 222-226.
- Costa, M.J.; Costa, J.L.; Almeida, P.R. & Assis, C.A. 1994. Do eel grass beds and salt marsh borders act as preferential nurseries and spawning grounds for fish? An example of the Mira Estuary in Portugal. *Ecological Engineering*, 3: 187-195.
- Costa, M.J.; Lopes, M.T.; Domingos, I.M.; Almeida, P.R. & Costa, J.L. 1995. *The effects of environmental changes on European salt marshes: Structure, functioning and exchange potentialities with marine coastal waters*- Final Report. Lisboa. 174 p.
- Cottiglia, M. 1980. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque lagunari e costiere italiane. Vol. 1- Pesci Lagunari*. Consiglio Nazionale Delle Ricerche. Genova. 140 p.
- Cowx, I.G. & Collares-Pereira, M.J. 2000. *Conservation of endangered fish species in the face of water resource development schemes in the Guadiana River, Portugal: harmony of the incompatible*. Cap. 30. In "Management and Ecology of River Fisheries" (Cowx, I.G., ed.), pp. 428-438. Fishing News Books, Blackwell Science. Oxford.
- DGF 2002. Endereço Internet (acedido em Novembro de 2002):
<http://www.dgf.min-agricultura.pt/v4/dgf/area.php?areaid=DSCPAI-P>
- Drake, P. & Arias, A.M. 1991a. Ichthyoplankton of a shallow coastal inlet in South-west Spain: Factors contributing to colonization and retention. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 32: 347-364.

- Drake, P. & Arias, A.M. 1991b. Composition and seasonal fluctuations of the ichthyoplankton community in a shallow tidal channel of Cadiz Bay (S.W. Spain). *Journal of Fish Biology*, 39: 245-263.
- Dulcic, J.; Kraljevic, M.; Grbec, B. & Pallaoro, A. 1997. Composition and temporal fluctuations of inshore juvenile fish populations in the Kornati Archipelago, eastern middle Adriatic. *Marine Biology*, 129: 267-277.
- Elliott, M. & Dewailly, F. 1995. The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 29: 397-417.
- Elvira, B.; Almodóvar, A. & Nicola, G.G. 1998. Fish communities of the middle-upper Tagus River (central Spain): a story of river regulation and exotic introductions. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 45: 165-171.
- Erzini, K.; Bentes, L.; Coelho, R.; Correia, C.; Lino, P.; Monteiro, P.; Ribeiro, J. & Gonçalves, J.M.L. 2001. Fisheries Biology and assessment of demersal species (sparidae) from the south Portugal. *Commission of the European communities DG XIV/C/1- Final Report*. 263 p.
- Fernandez-Delgado, C. 1989. Life history patterns of the salt marsh killifish *Fundulus heteroclitus* (L.) introduced in the estuary of the Guadalquivir river (South West Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 29: 573-582.
- Fernandez-Delgado, C. 1990. Life history patterns of the common carp, *Cyprinus carpio*, in the estuary of the Guadalquivir river in south-west Spain. *Hydrobiologia*, 206: 19-28.
- Ferreira, M.T.; Cortes, R.M.V.; Godinho, F.N. & Oliveira, J.M. 1996. Indicadores da qualidade biológica da água aplicados à bacia do Guadiana. *Recursos Hídricos*, 17: 9-19.
- Filipe, A.F.; Cowx, I.G. & Collares-Pereira, M.J. 2002. Spatial modelling of freshwater fish in semi-arid river systems: A tool for conservation. *River Research and Applications*, 18: 123-136.
- Franca, M.L.P.; Costa, F.C. & Lopes, M.F.R. 1987. *Contribuição para o conhecimento da pesca no rio Guadiana, em particular no baixo Guadiana*. Publicações Avulsas do Instituto Nacional de Investigação das Pescas. Lisboa, no. 11. 67 p.
- Gamito, S. 1990. *Classificação e ordenação em ecologia*. Unidade de Ciências e Tecnologias dos Recursos Aquáticos. Universidade do Algarve. Faro. 47 p.
- Godinho, F.N.; Ferreira, M.T. & Cortes, R.V. 1997. Composition and spatial organization of fish assemblages in the lower Guadiana basin, Southern Iberia. *Ecology of Freshwater Fish*, 6: 134-143.
- Gonçalves, E. & Ó Beldade, R. 2000. *Avaliação do Estado de Conhecimento e Inventariação das Comunidades Ictiológicas da Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António*. Relatório Final- ISPA, ICN, RNSCMVRSA. Lisboa. 26 p.
- Gonçalves, J.M.S. 2000. *Biologia pesqueira e dinâmica populacional de *Diplodus vulgaris* (Geoff.) e *Spondyllosoma cantharus* (L.) (Pisces, Sparidae) na costa Sudoeste de Portugal*. Tese de doutoramento da Universidade do Algarve. Faro. 352 p.
- González, G.; Mazé, R.A.; Domínguez, J. & Pena, J.C. 2000. Trophic ecology of the tench, Tinca tinca in two different habitats in North-West of Spain. *Cybium*, 24: 123-138.
- Gouveia, I.; Miguel, C.; Chicharo, M.A.; Marques, M.H. & Chicharo, L.M. 1999. Plâncton do Estuário do Guadiana: sazonalidade e relação com os parâmetros ambientais: Resultados preliminares. *Revista de Biologia (Lisboa)*, 17: 179-192.

- Grijalva-Chon, J.M.; Núñez-Quevedo, S. & Castro-Longoria, R. 1996. Ichthyofauna of La Cruz coastal lagoon, Sonora, Mexico. *Ciencias Marinas*, 22: 129-150.
- Gunderson, D.R. 1993. *Surveys of Fisheries Resources*. John Wiley & Sons. New York. 248 p.
- Haedrich, R.L. 1983. *Estuarine Fishes*. Cap. 7. In: *Ecosystems of the World*, Vol. 26 - Estuaries and Enclosed Seas (Ketchum, B., ed.), pp. 183-207. Elsevier. Amsterdam.
- Halpin, P.M. 2000. Habitat use by an intertidal salt-marsh fish: trade-offs between predation and growth. *Marine Ecology Progress Series*, 198: 203-214.
- Hanson, J.M. & Courtenay, S.C. 1995. Seasonal abundance and distribution of fishes in the Miramichi Estuary. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, no. 123: 141-160
- Harrison, T.D. & Whitfield, A.K. 1995. Fish community structure in three temporarily open/closed estuaries on the Natal coast. *Ichthyological Bulletin*, no. 64, 80 p.
- Heck, K.L. JR.; Able, K.W.; Roman, C.T.; Fahay, M.P. 1995. Composition, Abundance, Biomass, and Production of Macrofauna in a New England Estuary: Comparisons Among Eelgrass Meadows and Other Nursery Habitats. *Estuaries*, 18: 379-389.
- Hinz, V. 1989. Monitoring the fish fauna in the Wadden Sea with special reference to different fishing methods and effects of wind and light on catches. *Helgoländer Meeresunters*, 43: 447-459.
- ICN 2002. Endereço Internet (acedido em Novembro de 2002):
http://www.icn.pt/reservas/rncm/f_tec.html
- IGP 2002. Endereço Internet (acedido em Novembro de 2002):
<http://www.igp.pt/>
- INAG 2002. Endereço Internet (acedido em Novembro de 2002):
http://snirh.inag.pt/snirh/dados_sintese/main_nav_fr.html
- Irlandi, E.A. & Crawford, M.K. 1997. Habitat linkages: The effect of intertidal saltmarshes and adjacent subtidal habitats on abundance, movement, and growth of an estuarine fish. *Oecologia*, 110: 222-230.
- Jackson, G. & Jones, G.K. 1999. Spatial and temporal variation in nearshore fish and macroinvertebrate assemblages from a temperate Australian estuary over a decade. *Marine Ecology Progress Series*, 182: 257-268.
- Jordan, F.; Coyne, S. & Trexler, J. C. 1997. Sampling fishes in vegetated habitats: effects of habitat structure on sampling characteristics of the 1-m² throw trap. *Transactions of the American Fisheries Society*, 126: 1012-1020.
- Jorge, I. 1991. Contribuição para o conhecimento da ictiofauna do estuário do Mondego. *Relatórios Técnicos e Científicos do Instituto Nacional de Investigação das Pescas*, no. 44: 80 p.
- Joyeux, J.C.; Bouchreau, J.L. & Tomasini, J.A. 1991. Growth and population structure of *Gobius niger* (Pisces, Teleostei) in a North Mediterranean lagoon. *Cahiers de Biologie Marine*, 32: 415-437.
- Kneib, R.T. 1986. The role of *Fundulus heteroclitus* in Salt Marsh trophic dynamics. *American Zoologist*, 26: 259-269.
- Kneib, R.T. & Wagner, S.L. 1994. Nekton use of vegetated marsh habitats at different stages of tidal inundation. *Marine Ecology Progress Series*, 227: 227-238.
- Kneib, R.T. 1997. The Role of tidal marshes in the ecology of estuarine nekton. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 35: 163-220.
- Kozlova, M.F. 1976. Investigations on the eel population in the Kurshsky Bay. *Annals Biologique- Conseil International pour l'Exploration de la Mer, Copenhague*, 31: 177-178.

- Krebs, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. 2nd ed. Addison-Welsey Educational Publishers. Menlo Park. 654 p.
- Labourg, P.J.; Clus, C. & Lasserre, G. 1985. Preliminary results on the distribution of juvenile fish assemblages occupying a tidal marsh in Arcachon Bay (France). *Oceanologica Acta*, 8: 331-341.
- Lamberth, S.J.; Bennett, B.A. & Clark, B.M. 1995a. The vulnerability of fish to capture by commercial beach-seine nets in False Bay, South Africa. *South African Journal of marine Science*, 15: 25-31.
- Lamberth, S.J.; Clark, B.M. & Bennett, B.A. 1995b. Seasonality of beach-seine catches in False Bay, South Africa, and implications for management. *South African Journal of marine Science*, 15: 157-167.
- Lazzari, M.A.; Sherman, S.; Brown, C.S.; King, J.; Joule, B.J.; Chenoweth, S.B. & Langton, R.W. 1999. Seasonal and annual variations in abundance and species composition of two nearshore fish communities in Maine. *Estuaries*, 22: 636-647.
- Lefeuvre, J.C.; Laffaille, P. & Feunteun, E. 1999. Do fish communities function as biotic vectors of organic matter between salt marshes and marine waters?. *Aquatic Ecology*, 33: 293-299.
- Lenanton, R.C.J. & Potter, I.C. 1987. Contribution of estuaries to commercial fisheries in temperate Western Australia and the concept of estuarine dependence. *Estuaries*, 10: 28-35.
- Lopes da Cunha, P.G.C. 1994. *Estrutura e dinâmica da ictiofauna do estuário do Sado*. Tese de Doutoramento da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa. 372 p.
- Lousã, M.F. 1986. *Comunidades Halofílicas da Reserva Natural de Castro Marim- Vila Real de Santo António*. Universidade Técnica de Lisboa- Instituto Superior de Agronomia. Lisboa. 157 p.
- Ludwig, J.A. & Reynolds, J.F. (1988). *Statistical Ecology- A primer on methods and computing*. John Wiley & Sons. New York. 337 p.
- Machado, F.G. 1978. Acerca dum novo reconhecimento ictiológico efectuado na Reserva do Sapal de Castro Marim. *Natureza e Paisagem*, 4: 29-25.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Chapman & Hall. London. 167 p.
- Maitland, P.S. & Campbell, R.N. 1992. *Freshwater fishes of the british Isles*. Harper-Collins Publishers. London. 368 p.
- Mathieson, S.; Cattrijsse, A.; Costa, M.J.; Drake, P.; Elliott, M.; Gardner, J. & Marchand, J. 2000. Fish assemblages of European tidal marshes; a comparison based on species, families and functional guilds. *Marine Ecology Progress Series*, 204: 225-242.
- McLusky, D.S. 1989. *The Estuarine Ecosystem*, 2nd ed. Blakie Academic & Professional, London, 215 p.
- Misund, O.A. 1994. *Swimming behaviour of fish schools in connection with capture by purse seine and pelagic trawl*. Cap. 6. In: Marine fish behaviour in capture and abundance estimation (Fernö, A. & Olsen, S., eds.), pp. 84-106. Fishing News Books. Oxford.
- Monteiro, C.C. 1986. Contribuição para o conhecimento das comunidades ictiológicas da Ria Formosa. *Boletim do Instituto Nacional de Investigação das Pescas*, no. 14: 59-94.

- Monteiro, C.C. 1989. *La Faune Ichthyologique de la lagune Ria Formosa (sud Portugal), Répartition et organization spatio-temporelle des communautés : application à l'aménagement des ressources*. These doctorat d'État, Université des Sciences et Technologies. Montpellier. 165 p.
- Morales, J.A. 1997. Evolution and facies architecture of the mesotidal Guadiana River delta (S.W. Spain-Portugal). *Marine Geology*, 138: 127-148.
- Moreno, T. & Castro, J.J. 1995. Community structure of the juvenile of coastal pelagic fish species in the Canary Islands waters. *Scientia Marina*, 59: 405-413.
- Morton, R.M.; Pollock, B.R. & Beumer, J.P. 1987. The occurrence and diet of fishes in a tidal inlet to a saltmarsh in southern Moreton Bay, Queensland. *Australian Journal of Ecology*, 12: 217-237.
- Moura, I.M. & Gordo, L.S. 2000. Abundance, age, growth and reproduction of grey mullets in Óbidos lagoon, Portugal. *Bulletin of Marine Science*, 67:677-686.
- Moyle, P.B. & Cech Jr., J.J. 1996. *Fishes- An Introduction to Ichthyology*. 3rd ed. Prentice-Hall. New Jersey. 590 p.
- Muus, B.J. & Dahlström, P. 1981. *Guide des Poissons d'eau douce et pêche*. Delachaux & Niestlé. Neuchâtel-Paris. 242 p.
- Neto, E.F. 1999. *Avifauna invernante na Reserva Natural do sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António*. Relatório de estágio, RNSCMVRS. Castro Marim. 11 p.
- Nicola, G.G.; Elvira, B. & Almodóvar, A. 1996. Dams and fish passage facilities in the large rivers of Spain: effects on migratory species. *Archive Hydrobiological Supplements*, 113: 375-379.
- Nikolsky, G.V. 1963. *The Ecology of Fishes*. Academic Press. London. 352 p
- N'Da, K. 1992. *Biologie du rouget de roche Mullus surmuletus (Poisson Mullidae) dans le nord du Golf de Gascogne: reproducteurs, larves et juveniles*. Thèse de Doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 177 p.
- Odum, E.P. 2001. *Fundamentos de Ecologia*. 6^a ed. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa. 927 p.
- Packham, J.R. & Willis, A.J. 1997. *Ecology of dunes, salt marshes and shingle*. Chapman & Hall. London. 335 p.
- Pajuelo, J.G. & Lorenzo, J.M. 2000. Biology of the sand smelt, *Atherina presbyter* (teleostei: Atherinidae) of the Canary Islands (central coast Atlantic). *Environmental Biology of Fishes*, 59: 91-97.
- Palazón-Fernández, J.L.; Arias, A.M. & Sarasquete, C. 2001. Aspects of the reproductive biology of the toadfish, *Halobatrachus didactylus* (Schneider, 1801) (Pisces: Batrachoididae). *Scientia Marina*, 65: 131-138.
- Parsley, M.J.; Palmer, D.E. & Burkhardt, R.W. 1989. Variation in capture efficiency of a beach seine for small fishes. *North American Journal of Fisheries Management*, 9: 239-244.
- Pawson, M.G. & Pickett, G.D. 1996. The annual pattern of condition and maturity in bass, *Dicentrarchus labrax*, in waters around England and Wales. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 76: 107-126.
- Perez, N; Porteiro, C. & Alvarez, F. 1985. Contribution to the knowledge of the biology of the pilchard from the Galician coast (NW Spain). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 2: 27-37.
- Pires, A.M. 1999. *Aspectos da ecologia de peixes e macroinvertebrados em rios intermitentes da bacia do Guadiana*. Tese de Doutoramento da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa. 177 p.

- Pires, A.M.; Cowx, I.G. & Coelho, M.M. 1999. Seasonal changes in fish community structure of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana basin. *Journal of Fish Biology*, 54: 235-249.
- Pombo, L.; Elliott, M. & Rebelo, J.E. 2002. Changes in the fish fauna of the ria de Aveiro estuarine lagoon (Portugal) during the twentieth century. *Journal of Fish Biology*, 61: 167-181.
- Raz-Guzman, A. & Huidobro, L. 2002. Fish communities in two environmentally different estuarine systems of Mexico. *Journal of Fish Biology*, 61: 182-195.
- Rebelo, J.E. 1993. *A ictiofauna da ria de Aveiro e o período lagunar do ciclo de vida do robalo *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758)*. Tese de Doutoramento da Universidade de Aveiro. Aveiro. 180 p.
- Rodríguez-Romero, J.; Abitia-Cárdenas, L.A.; Galván-Magaña, F.; Gutiérrez-Sánchez, F.J.; Aguilar-Palomino, B. & Arvizú-Martínez, J. 1998. Ecology of fish communities from the soft bottoms of Bahía Concepción, México. *Archive of Fishery and Marine Research*, 46: 61-76.
- Rogers, S.G.; Targett, T.E. & Van Sant, S.B. 1984. Fish-nursery use in Georgia salt-marsh estuaries: the influence of springtime freshwater conditions. *Transactions of the American Fisheries Society*, 113: 595-606.
- Rountree, R.A. & Able, K.W. 1992. Fauna of polyhaline subtidal marsh creeks in Southern New Jersey: composition, abundance and biomass. *Estuaries*, 15: 171-185.
- Rozas, L.P. & Minello, T.J. 1997. Estimating densities of small fishes and decapod crustaceans in shallow estuarine habitats: a review of sampling design with focus on gear selection. *Estuaries*, 20: 199-213.
- Ruth, M. & Berghahn, R. 1989. Biological monitoring of fish and crustaceans in the Wadden Sea- potential and problems. *Helgoländer Meeresunters*, 43: 479-487.
- Salgado, J.P.; Cabral, H.N. & Costa, M.J. 2002. Necton use of salt marsh creeks in the upper Tejo estuary- Poster Abstracts. *Journal of Fish Biology*, 61: 280.
- Sanches, J.G. 1989. *Nomenclatura Portuguesa de Organismos Aquáticos*. Publicações Avulsas do Instituto Nacional de Investigação das Pescas. Lisboa, no. 14: 322 p.
- Santos, R.M.L. 2001. *Estudo da dieta dos juvenis de tubarão-limão, *Negaprion brevirostris* (Poey, 1868), na lagoa de Bimini, Bahamas*. Relatório de estágio do curso de Licenciatura em Biologia Marinha e Pescas, Universidade do Algarve. Faro. 66 p.
- Santos, R.S. & Nash, R.D.M. 1995. Seasonal changes in a sandy beach fish assemblage at Porto Pim, Faial, Azores. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 41: 579-591.
- Santos, M.N.; Monteiro, C.C.; Erzini, K. & Lassere, G. 1998. Maturation and gill-net selectivity of two small sea breams (genus *Diplodus*) from the Algarve coast (south Portugal). *Fisheries Research*, 36: 185-194.
- Serrano, A.R.M. 1988. *Contribuição para o conhecimento dos coleópteros da Reserva Natural do sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António. I- Os cicindelídeos (Coleoptera, Cicindelidae)*. SNPRCN. Lisboa. 91 p.
- Sinovic, G. 1998. The population dynamics of the juvenile anchovy, *Engraulis encrasicolus* (L.), under the Estuarine conditions (Nivigrad Sea – Central Eastern Adriatic). *CIHEAM- Options Mediterraneennes*, 35: 273-282.
- SNPRCN 1991. *Livro vermelho dos vertebrados de Portugal. II. Dulciaquícolas e migradores*. ICN, Lisboa. 146 p.
- SNPRCN 1993. *Livro vermelho dos vertebrados de Portugal. III. Peixes marinhos e estuarinos*. ICN, Lisboa. 146 p.
- Sogard, S.M. & Able, K.W. 1991. A comparison of eelgrass, sea lettuce macroalgae, and marsh creeks as habitats for epibenthic fishes and decapods. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 33: 501-519.

- Teal, J.M. 2001. *Salt marshes and mud flats*. In: Encyclopedia of Ocean Sciences, Vol. 5 (Steele, J.H.; Turekian, K.K. & Thorpe, S.A., eds.), pp. 2490-2495. Academic Press, San Diego.
- Thomas, B.E. & Connolly, R.M. 2001. Fish use of subtropical saltmarshes in Queensland, Australia: relationships with vegetation, water depth and distance onto the marsh. *Marine Ecology Progress Series*, 209: 275-288.
- Thorman, S. 1986a. Physical factors affecting the abundance and species richness of fishes in the shallow waters of the southern Bothnian Sea (Sweden). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 22: 357-369.
- Thorman, S. 1986b. Seasonal colonisation and effects of salinity and temperature on species richness and abundance of fish of some brackish and estuarine shallow waters in Sweden. *Holarctic Ecology*, 9: 126-132.
- Vassilopoulou, V. 1992. Biological aspects of red mullet, *Mullus barbatus*, of the coasts of central Greece. *Proceedings of the international seminar on the combat of Pollution and the conservation of Marine Wealth in the mediterranean sea, 5-8 June, 1989, RAS LANUF, Gulf of Sirte*, no. 9-A: 61-81.
- Vicente, M.J.D. 1997. *Abundância, diversidade e estrutura das comunidades ictiológicas da foz do Rio Itajaí-Açu (S.C., Brasil)*. Relatório de estágio do curso de Licenciatura em Biologia Marinha e Pescas, Universidade do Algarve. Faro. 84 p.
- Weisberg, S.B.; Himchak, P.; Baum, T.; Wilson, H.T. & Allen, R. 1996. Temporal trends in abundance of fish in the tidal Delaware River. *Estuaries*, 19: 723-729.
- Whitehead, P.J.P.; Bauchot, H.; Hureau, J.C.; Nielsen, J. & Tortonese, E. 1986. *Fishes of the North-Eastern Atlantic and Mediterranean*. Vols I-III. UNESCO, Chaucer Press, UK. 1473 p.
- Whitfield, A.K. 1996. Fishes and the environmental status of South African Estuaries. *Fisheries Management and Ecology*, 3: 45-57.
- Whitfield, A.K. & Elliott, M. 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology*, 61: 229-250.
- Wiegert, R.G. & Freeman, B.J. 1990. Tidal Salt Marshes of the Southeast Atlantic coast: A community profile. *Fish Wildlife Service- U.S. Department of the Interior, Biological Report*, no. 85: 70 p.
- Wiegert, R.G.; Pomeroy, L.R. & Wiebe, W.J. 1981. *Ecology of Salt Marshes: An Introduction*. In: The ecology of a Salt Marsh (Pomeroy, L.R. & Wiegert, R.G., eds.), pp. 3-19. Springer-Verlag. New York.
- Wootton, R.J. 1990. *Ecology of Teleost Fishes*. Chapman & Hall. London. 404 p.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*, 4th ed. Prentice-Hall. Englewood Cliffs, N.J. 663 p.
- Zimmerman, R.J.; Minello, T.J.; Castiglione, M.C. & Smith, D.L. 1990. Utilization of Marsh and associated habitats along a salinity gradient in Galvestone Bay. *NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC-250*, 68 p.

ANEXOS

ANEXO I – Representação esquemática da arte utilizada neste estudo.

Anexo II – Parâmetros abióticos: Tabelas e Figuras.

Tabela I – Registo da data, hora, fase da lua e situação de maré e parâmetros abióticos observados no sapal de Castro Marim, entre Setembro de 2000 e Agosto de 2001.

Amostragem	Data	Hora	Lua	Maré	Estação de amostragem	Nº lances	Temperatura (°C)	Profundidade (m)	Salinidade (‰)	Oxigénio dissolvido (mg/L)
Preliminar	14-09-2000	-	Cheia	-	E	3	-	-	-	-
Setembro	24-09-2000	20:00	Q. Minguante	encher	E	3	18,4	1,5	30,1	-
	24-09-2000	20:45	Q. Minguante	encher	C	1	17,9	1,7	29,2	-
Novembro	19-11-2000	19:05	Q. Minguante	vazar	A	1	15,2	2,3	27,5	-
	19-11-2000	18:40	Q. Minguante	vazar	C	1	15,2	1,7	27,2	-
Janeiro	19-11-2000	19:32	Q. Minguante	vazar	E	1	14,2	1,5	27,4	-
	17-01-2001	19:26	Q. Minguante	encher	A	1	11,1	2,8	14,3	-
	17-01-2001	19:45	Q. Minguante	encher	B	1	11,7	2,8	14,1	-
Fevereiro	17-01-2001	18:18	Q. Minguante	encher	C	1	13,8	2,0	13,9	-
	17-01-2001	18:42	Q. Minguante	encher	D	1	11,2	2,3	12,9	-
	15-02-2001	19:27	Q. Minguante	encher	A	1	10,3	2,9	6,3	-
Março	15-02-2001	18:20	Q. Minguante	encher	C	1	11,4	2,0	6,2	-
	15-02-2001	18:45	Q. Minguante	encher	D	1	11,3	2,3	6,3	-
	19-03-2001	20:20	Q. Minguante	encher	A	1	16,4	2,1	8,0	8,9
Abril	19-03-2001	20:38	Q. Minguante	encher	B	1	16,5	2,3	8,9	8,6
	19-03-2001	19:21	Q. Minguante	encher	C	1	17,7	1,4	8,2	9,3
	19-03-2001	19:45	Q. Minguante	encher	D	1	16,7	2,0	8,8	8,7
	19-04-2001	20:42	Q. Minguante	encher	B	1	15,6	1,7	21,5	-
	19-04-2001	21:11	Q. Minguante	encher	C	1	16,7	1,8	21,0	-
Mai	19-04-2001	21:31	Q. Minguante	encher	D	1	16,1	2,0	21,7	-
	19-04-2001	20:23	Q. Minguante	encher	E	1	15,8	1,7	22,0	-
	17-05-2001	21:02	Q. Minguante	encher	A	1	19,7	2,3	20,9	7,5
	17-05-2001	21:17	Q. Minguante	encher	B	1	19,6	2,6	21,2	8,1
	17-05-2001	20:22	Q. Minguante	encher	C	1	21,0	2,1	21,3	8,1
Junho	17-05-2001	20:38	Q. Minguante	encher	D	1	19,7	2,2	20,4	9,1
	17-05-2001	21:40	Q. Minguante	encher	E	1	19,4	1,1	22,9	9,1
	18-06-2001	21:25	Q. Minguante	encher	B	1	21,4	1,8	24,3	7,2
	18-06-2001	22:25	Q. Minguante	encher	C	1	21,1	1,6	25,6	7,1
Julho	18-06-2001	22:06	Q. Minguante	encher	D	1	21,1	1,8	26,0	6,7
	18-06-2001	21:00	Q. Minguante	encher	E	1	21,3	1,4	24,7	7,5
	11-07-2001	22:15	Q. Minguante	vazar	A	1	23,5	1,9	26,1	9,9
	11-07-2001	22:00	Q. Minguante	vazar	B	1	23,1	1,9	27,4	8,5
	11-07-2001	23:15	Q. Minguante	vazar	C	1	21,9	1,5	26,8	9,0
Agosto	11-07-2001	22:47	Q. Minguante	vazar	D	1	21,9	1,6	24,0	9,1
	22-08-2001	2:20	Q. Crescente	encher	B	1	23,3	1,2	25,2	6,2
	22-08-2001	3:31	Q. Crescente	encher	C	1	23,1	2,0	24,1	6,6
	22-08-2001	3:10	Q. Crescente	encher	D	1	23,1	1,4	24,8	6,6
	22-08-2001	1:42	Q. Crescente	encher	E	1	23,5	1,8	23,6	6,7
Varição diária	01-07-2001	9:05	Q. Crescente	encher	A	1	23,6	1,8	25,0	9,4
	01-07-2001	8:50	Q. Crescente	encher	B	1	23,6	1,8	25,5	9,4
	01-07-2001	9:44	Q. Crescente	encher	C	1	23,5	1,3	25,6	9,1
	01-07-2001	9:30	Q. Crescente	encher	D	1	23,6	1,5	25,5	9,7
	01-07-2001	8:21	Q. Crescente	encher	E	1	23,5	1,4	24,8	9,5
	01-07-2001	21:15	Q. Crescente	encher	A	1	24,0	1,5	26,1	10,1
	01-07-2001	20:56	Q. Crescente	encher	B	1	24,2	1,8	27,0	9,6
	01-07-2001	21:55	Q. Crescente	encher	C	1	23,7	1,4	26,5	8,9
	01-07-2001	21:40	Q. Crescente	encher	D	1	24,2	1,2	27,3	9,3
	01-07-2001	20:33	Q. Crescente	encher	E	1	24,0	1,4	26,4	10,2

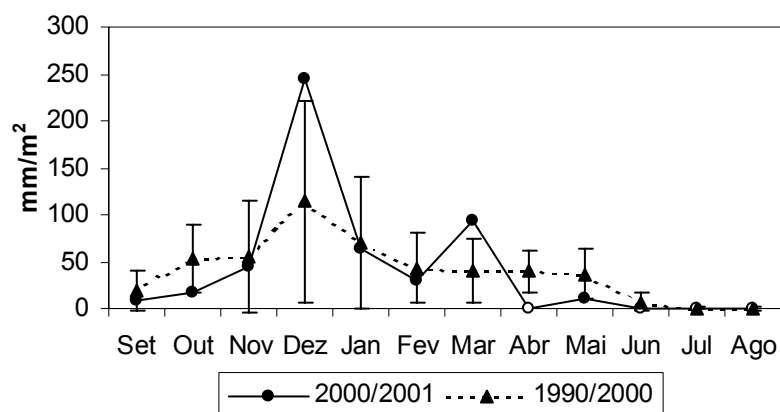


Figura I – Valores de precipitação mensal entre Setembro e Agosto, para o ano 2000/2001 e média para 1990/2000, com o respectivo desvio-padrão. (—○—) não choveu. Fonte: INAG (2002), estação: Castro Marim.

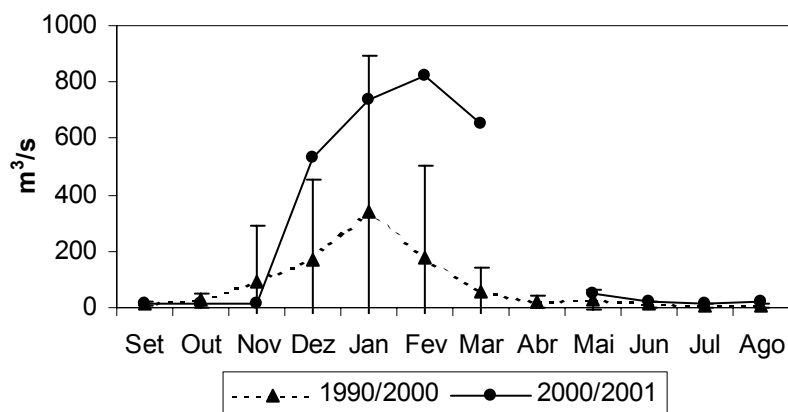


Figura II – Valores médios de caudais do rio Guadiana entre Setembro de 2000 e Agosto de 2001 e médios (\pm sd) referentes ao período entre 1990 e 2000. Fonte: INAG (2002); estação: Pulo do Lobo.

Tabela II – Valores de amplitude de marés, no sapal de Castro Marim, nos dias de amostragem.

Data	2000			2001									
	14-Set	24-Set	19-Nov	17-Jan	15-Fev	19-Mar	19-Abr	17-Mai	18-Jun	Dia Noite 1-Jul 1-Jul	11-Jul	22-Ago	
Amplitude de maré (m)	2,2	1	1,7	1,3	1,2	1	1,6	1,1	1,9	1,8	1,8	1,6	2,8

Fonte: Instituto Portuário do Sul (IPS)

ANEXO III - A pesca no sapal de Castro Marim- Inquéritos

INQUÉRITO ANÓNIMO

IDADE DO INQUIRIDO: ____

1. Já pescou antes nos esteiros do sapal de Castro Marim?

2.1 Sim

2.2 Não

2. Actualmente pesca nos esteiros do sapal de Castro Marim?

2.1. Sim

2.2. Não

3. Com que frequência?

3.1. Muitas vezes (mais de 50 por ano)

3.2. Algumas vezes (entre 20 e 50 por ano)

3.3. Poucas vezes (menos de 20 por ano)

4. Em que circunstâncias?

4.1 só quando o mar está mau

4.2 Porque se apanha peixe

4.3 Porque é hábito

5. Que arte usa?

Redinha/levada	<input type="checkbox"/>	Nassas	<input type="checkbox"/>
Arrasto de vara	<input type="checkbox"/>	Chalrão	<input type="checkbox"/>
Arrasto de Portas	<input type="checkbox"/>	Tapa esteiros	<input type="checkbox"/>
Outras, Quais?	<input type="checkbox"/>		

6. Local onde pesca?

7. Em que altura?

7.1 Estação do ano

Inverno	<input type="checkbox"/>	Verão	<input type="checkbox"/>
Primavera	<input type="checkbox"/>	Outono	<input type="checkbox"/>
Todo o ano	<input type="checkbox"/>		

7.2 Altura do dia

Dia	<input type="checkbox"/>	Noite	<input type="checkbox"/>
Alvorada	<input type="checkbox"/>	crepúsculo	<input type="checkbox"/>

7.3 estado da maré

Enchente	<input type="checkbox"/>	Vazante	<input type="checkbox"/>
Preia-mar	<input type="checkbox"/>	Baixa-mar	<input type="checkbox"/>

8. Que tipo de pescado pretende apanhar (espécie-alvo)?

Robalo	<input type="checkbox"/>	Enguia	<input type="checkbox"/>
Linguado	<input type="checkbox"/>	Dourada	<input type="checkbox"/>
Camarão	<input type="checkbox"/>		
Outros, quais?	<input type="checkbox"/>		

9. O que costuma apanhar (espécie-alvo e espécies-acessórias)?

Peixe-Rei: M A P	<input type="checkbox"/>	Tainha: M A P	<input type="checkbox"/>
○ ○ ○		○ ○ ○	
Biqueirão: M A P	<input type="checkbox"/>	Enguia: M A P	<input type="checkbox"/>
○ ○ ○		○ ○ ○	
Sável: M A P	<input type="checkbox"/>	Xarroco: M A P	<input type="checkbox"/>
○ ○ ○		○ ○ ○	
Savelha: M A P	<input type="checkbox"/>	Caranguejo: M A P	<input type="checkbox"/>
○ ○ ○		○ ○ ○	
Sargo: M A P	<input type="checkbox"/>	Choco: M A P	<input type="checkbox"/>
○ ○ ○		○ ○ ○	
Safia: M A P	<input type="checkbox"/>	Polvo: M A P	<input type="checkbox"/>
○ ○ ○		○ ○ ○	
Dourada: M A P	<input type="checkbox"/>	Berbigão: M A P	<input type="checkbox"/>
○ ○ ○		○ ○ ○	
Sardinha: M A P	<input type="checkbox"/>	Ostra: M A P	<input type="checkbox"/>
○ ○ ○		○ ○ ○	
Carapau: M A P	<input type="checkbox"/>	Camarão Mouro: M A P	<input type="checkbox"/>
○ ○ ○		○ ○ ○	
Rascasso: M A P	<input type="checkbox"/>	Camarão Branco: M A P	<input type="checkbox"/>
○ ○ ○		○ ○ ○	
Caboz: M A P	<input type="checkbox"/>	Linguado: M A P	<input type="checkbox"/>
○ ○ ○		○ ○ ○	
		Amêijoa: M A P	<input type="checkbox"/>
		○ ○ ○	

Outras, Quais?

Legenda:

M - Muitos (mais de 100 indivíduos)
 A - Alguns (entre 30 e 100 indivíduos)
 P - Poucos (menos de 30 indivíduos)

A PESCA NO SAPAL DE CASTRO MARIM- RESUMO DOS INQUÉRITOS

Introdução

A actividade piscatória na Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António (RNSCMVRSA) é reduzida, sendo poucos os pescadores que ainda lá operam. Não obstante, a actividade piscatória nesta área remonta há décadas, muito antes do sapal ter sido considerado Reserva Natural. Franca *et al.* (1987) referiu que existiam 4 pescadores em Castro Marim que se dedicavam à pesca e ao marisqueio. Actualmente, o número deve ser pouco superior, não existindo números concretos dos pescadores que operam nesta área.

Com o intuito de conhecer melhor a pesca no sapal de Castro Marim e, acima de tudo, para aprofundar o conhecimento sobre as comunidades ictíicas que ocorrem nesta área, foram realizados alguns inquéritos a pescadores locais. Porém, o reduzido número de pescadores impossibilitou que fosse realizado o número de inquéritos desejado. Deste modo, o presente capítulo possui um carácter apenas qualitativo das informações obtidas com os inquéritos.

Caracterização da pesca

Os resultados estão apresentados por pontos, de modo a facilitar a interpretação:

- Embarcações: as embarcações de pesca são de dimensões reduzidas, com cascos de madeira e sem motor;
- artes de pesca: a arte de pesca mais utilizada no sapal de Castro Marim é a levada, uma arte semelhante à utilizada no presente estudo, e que pertence ao grupo das artes envolventes arrastantes (Franca *et al.*, 1987). As outras artes encontradas no sapal são, por exemplo, as armadilhas (covos e nassas) e o aparelho de anzol;
- a pesca: a pesca é efectuada no esteiro da Carrasqueira, na zona da “barquinha”. O número de pescadores por embarcação é variável, estando geralmente situado entre os

2-3. A pesca é realizada à noite pois, segundo os pescadores locais, é a altura do dia em que a enguia é melhor capturada. A fase da maré não é importante;

- os pescadores: basicamente existem dois grupos de pescadores a operar no sapal de Castro Marim. O primeiro grupo engloba os pescadores de classes etárias mais avançadas, geralmente reformados da pesca profissional, e que pescam no sapal durante todo o ano. O segundo grupo inclui os pescadores ainda activos, que só pescam no sapal quando não podem ir ao mar, o que acontece com mais frequência no Inverno;

- espécies capturadas: a espécie alvo desta pesca é a enguia, apesar de, pelas próprias características da arte utilizada (pouco selectiva), serem geralmente capturados muitos indivíduos de outras espécies, em regra com elevada predominância de juvenis. Na tabela III estão descritas as espécies habitualmente capturadas pelos pescadores locais;

Tabela III – Espécies capturadas pelos pescadores do sapal de Castro Marim.

Peixes	Moluscos	Crustáceos
Enguia- <i>Anguilla anguilla</i>	Chocos- Família Sepiidae	Camarão-castanho- <i>Crangon crangon</i>
Fúndulo- <i>Fundulus heteroclitus</i>	Berbigão- Família Cardiidae	Caranguejos- Ordem Decapoda
Peixe-rei- <i>Atherina</i> spp.		
Sardinha- <i>Sardina pilchardus</i>		
Tainhas- Família Mugilidae		
Charroco- <i>Halobatrachus didactylus</i>		
Biqueirão- <i>Engraulis encrasicolus</i>		
Linguados- Família Soleidae		
Dourada- <i>Sparus aurata</i>		
Sargos- <i>Diplodus</i> spp.		

ANEXO IV – Registos fotográficos da área de estudo, estações de amostragem e operação de pesca.

REGISTOS FOTOGRÁFICOS



Figura III – Fotografia aérea do sapal de Castro Marim, com as estações de amostragem. Fonte: RNSCMVRS (2002).

MANOBRA DE PESCA



Figura IV – Largada da arte.



Figura V – Arrasto da arte (vista dos homens em terra).



Figura VI – Arrasto (perspectiva da embarcação).



Figura VII – Manobra de cerco.



Figura VIII - Alagem da arte para terra.



Figura IX – Recolha das capturas.

ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM



Figura X – Desembocadura dos esteiros (estação E).



Figura XI – Esteiro da Lezíria (estações A e B).



Figura XII – Esteiro da Carrasqueira (estações C e D).

ANEXO V - Lista sistemática das espécies capturadas no Sapal de Castro Marim, no período de Setembro de 2000 a Março de 2001, segundo Whithead *et al.* (1986) e Moyle & Cech, Jr. (1996). Nomes comuns segundo Sanches (1989).

LISTA SISTEMÁTICA

Classe: OSTEICHTHYES

Sub-classe: ACTINOPTERYGII

Sub-divisão: TELEOSTEI

Infradivisão: ELOPOMORPHA

Ordem: ANGUILLIFORMES

Sub-ordem: ANGUILLOIDEI

Família: ANGUILLIDAE

Anguilla anguilla (Linnaeus, 1758) – Enguia-Europeia

Infradivisão: CLUPEOMORPHA

Ordem: CLUPEIFORMES

Sub-ordem: CLUPEOIDEI

Família: CLUPEIDAE

Alosa alosa (Linnaeus, 1758) - Sável

Alosa fallax (Lacepède, 1803) - Savelha

Sardina pilchardus (Walbaum, 1792) - Sardinha

Família: ENGRAULIDAE

Engraulis encrasicolus (Linnaeus, 1758) - Biqueirão

Infradivisão: EUTELEOSTEI

Super-ordem: OSTARIOPHYSI

Ordem: CYPRINIFORMES

Família: CYPRINIDAE

Cyprinus carpio Linnaeus, 1758 – Carpa

Tinca tinca (Linnaeus, 1758) - Tenca

Super-ordem: PARACANTHOPTERYGII

Ordem: BATRACHOIDIFORMES

Família: BATRACHOIDIDAE

Halobatrachus didactylus (Bloch & Schneider, 1801) -
Charroco

Ordem: CYPRINODONTIFORMES

Família: FUNDULIDAE

Fundulus heteroclitus (Linnaeus, 1776) - Fúndulo

Ordem: ATHERINIFORMES

Família: ATHERINIDAE

Atherina spp. Linnaeus, 1758 – Peixe-rei

Ordem: BELONIFORMES

Sub-ordem: SCOMBEROSOCIDEI

Família: BELONIDAE

Belone belone (Linnaeus, 1761) – Peixe-agulha

Ordem: PERCIFORMES

Sub-ordem: BLENNIOIDEI

Família: BLENNIIDAE

Parablennius gattorugine (Brünnich, 1768) – Marachombababosa

Sub-ordem: GOBIOIDEI

Família: GOBIIDAE

Gobius niger Linnaeus, 1758 – Caboz-negro

Pomatoschistus microps (Krøyer, 1838)

Pomatoschistus minutus (Pallas, 1770) – Caboz-da-areia

Sub-ordem: PERCOIDEI

Família: MORONIDAE

Dicentrarchus labrax (Linnaeus, 1758) – Robalo-legítimo

Dicentrarchus punctatus (Bloch, 1792) – Robalo-baila

Família: MULLIDAE

Mullus barbatus Linnaeus, 1758 – Salmonete-de-vasa

Mullus surmuletus Linnaeus, 1758 – Salmonete-legítimo

Família: POMATOMIDAE

Pomatomus saltatrix (Linnaeus, 1766) - Anchova

Família: SPARIDAE

Diplodus annularis (Linnaeus, 1758) – Sargo-alcorraz

Diplodus bellottii (Steindachner, 1882) – Sargo-do-Senegal

Diplodus sargus (Linnaeus, 1758) – Sargo-legítimo

Diplodus vulgaris (Geoffroy St.Hilaire, 1817) – Sargo-safia

Sparus aurata Linnaeus, 1758 – Dourada (*)

SpondylIOSoma cantharus (Linnaeus, 1758) – Choupa

Sub-ordem: MUGILOIDEI

Família: MUGILIDAE

Chelon labrosus (Risso, 1827) - Tainha-liça

Liza aurata (Risso, 1810) - Tainha-garrento

Liza ramada (Risso, 1810) - Tainha-fataça

Liza saliens (Risso, 1810) – Tainha-de-salto

Mugil cephalus Linnaeus, 1758 – Tainha-olhalvo

Sub-ordem: STROMATEOIDEI

Família: STROMATEIDAE

Stromateus fiatola Linnaeus, 1758 ^(*) – Pampo-godinho

Ordem: PLEURONECTIFORMES

Sub-ordem: PLEURONECTOIDEI

Família: SOLEIDAE

Solea senegalensis Kaup, 1858 – Linguado-branco

Ordem: GASTEROSTEIFORMES

Sub-ordem: SYNGNATHOIDEI

Família: SYNGNATHIDAE

Syngnathus acus Linnaeus, 1758 – Marinha-comum

^(*) Espécies capturadas na amostragem preliminar

ANEXO VI – Parâmetros biológicos: Tabelas

Tabela IV – Ocorrência das espécies inventariadas no sapal de Castro Marim e Estuário do Guadiana.

Familia	Espécie	sapal de Castro Marim (a)	sapal de Castro Marim (b)	sapal de Castro Marim (c)	estuário do Guadiana (d)	estuário do Guadiana (e)
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	+	+	+	+	
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>		+		+	
	<i>Atherina presbyter</i>		+			+
	<i>Atherina</i> spp.	+		+		
Batrachoididae	<i>Halobatrachus didactylus</i>	+	+		+	
Belonidae	<i>Belone belone</i>	+				+
Blenniidae	<i>Lipophrys pavo</i>		+	+		
	<i>Parablennius gattorugine</i>	+				+
	<i>Bothus podas</i>				+	
	<i>Trachurus trachurus</i>		+		+	
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i>				+	
Centrarchidae	<i>Micropterus salmoides</i>		+			
Clupeidae	<i>Alosa alosa</i>	+				
	<i>Alosa fallax</i>	+				
	<i>Sardina pilchardus</i>	+	+		+	+
	<i>Sardinella aurita</i>				+	
Cyprinidae	<i>Barbus comiza</i>				+	
	<i>Barbus sclateri</i>				+	
	<i>Cyprinus carpio</i>	+	+		+	
	<i>Tinca tinca</i>	+				
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	+	+		+	+
Fundulidae	<i>Fundulus heteroclitus</i>	+	+			
Gobiidae	<i>Gobius niger</i>	+	+			
	<i>Gobius</i> spp.			+		
	<i>Pomatoschistus microps</i>	+	+			
	<i>Pomatoschistus minutus</i>	+			+	
	<i>Pomatoschistus pictus</i>		+			
	<i>Pomatoschistus</i> sp.		+			
	<i>Pomatoschistus</i> spp.					+
Labridae	<i>Symphodus bailloni</i>		+			
	<i>Symphodus cinereus</i>		+			
	<i>Symphodus roissali</i>				+	
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	+	+		+	+
	<i>Dicentrarchus punctatus</i>	+	+		+	
Mugilidae	<i>Chelon labrosus</i>	+	+			
	<i>Liza aurata</i>	+	+		+	
	<i>Liza ramada</i>	+				
	<i>Liza saliens</i>	+			+	
	<i>Mugil cephalus</i>	+	+			
	Mugilidae n.id.	+		+		
Mullidae	<i>Mullus barbatus</i>	+				
	<i>Mullus surmuletus</i>	+			+	
Poeciliidae	<i>Gambusia affinis</i>		+			
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>	+				
Sciaenidae	<i>Argyrosomus regius</i>				+	

Tabela IV - (continuação)

Família	Espécie	Sapal de Castro Marim (a)	Sapal de Castro Marim (b)	Sapal de Castro Marim (c)	estuário do Guadiana (d)	estuário do Guadiana (e)
Soleidae	<i>Microchirus ocellatus</i>		+			
	<i>Solea vulgaris</i>		+		+	
	<i>Solea senegalensis</i>	+	+		+	+
	Soleidae n.id.					+
	<i>Synaptura lusitanica</i>				+	
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i>	+	+		+	
	<i>Diplodus bellottii</i>	+				
	<i>Diplodus puntazzo</i>		+			
	<i>Diplodus sargus</i>	+			+	+
	<i>Diplodus vulgaris</i>	+	+		+	
	Sparidae n.id.					+
	<i>Sparus aurata</i>	+	+		+	
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	+	+		+	
Stromateidae	<i>Stromateus fiatola</i>	+				
Syngnathidae	<i>Hippocampus hippocampus</i>		+		+	
	<i>Hippocampus ramulosus</i>		+			
	<i>Syngnathus abaster</i>		+			
	<i>Syngnathus acus</i>	+	+		+	+
	<i>Syngnathus</i> spp.					
Triglidae	<i>Trigla lucerna</i>				+	

(a) Presente estudo (d) Arias (2001)
(b) Gonçalves & Ó Beldade (2000) (e) Chicharo (1988)
(c) Machado (1978)

Tabela V – Valores absolutos e relativos dos juvenis capturados com base no comprimento teórico de 1ª maturação (L_{50}) de cada espécie.

Espécie	Total ¹	Juvenis	% Juvenis	Comprimento (CT) de 1ª maturação (cm)- L_{50}	Referência Bibliográfica
<i>A. alosa</i>	-	-	-	-	-
<i>A. fallax</i>	-	-	-	-	-
<i>A. anguilla</i>	5	5	100	Ambos os sexos: 40,5	Kozlova (1976)
<i>Atherina</i> spp. ²	764	183	24,0	Ambos os sexos: 6,8	Pajuelo <i>et al.</i> (2000)
<i>B. belone</i>	-	-	-	-	-
<i>C. labrosus</i>	21	21	100	Machos: 26,5	Almeida (1996)
<i>C. carpio</i>	4	0	0	Ambos os sexos: 11 ³	Fernandez-Delgado (1990)
<i>D. labrax</i>	75	75	100	Ambos os sexos: 32-36	Pawson & Pickett (1996)
<i>D. punctatus</i> ⁴	1	1	100	Ambos os sexos: 32-36	Pawson & Pickett (1996)
<i>D. annularis</i>	1	1	100	Fêmeas: 13,4	Santos <i>et al.</i> (1998)
<i>D. bellottii</i>	21	21	100	Fêmeas: 11,4	Santos <i>et al.</i> (1998)
<i>D. sargus</i>	379	379	100	Ambos os sexos: 17,28± 0,06	Erzini <i>et al.</i> (2001)
<i>D. vulgaris</i>	48	48	100	Ambos os sexos: 17,24±0,05	Erzini <i>et al.</i> (2001)
<i>E. encrasicolus</i>	20	3	15	Ambos os sexos: 9,0	Sinovic (1998)
<i>F. heteroclitus</i>	-	-	-	-	-
<i>G. niger</i>	27	5	18,5	Ambos os sexos: 6,4-7	Joyeux <i>et al.</i> (1991)
<i>H. didactylus</i>	36	36	100	Machos: 30,2; Fêmeas: 26,2	Palazón-Fernández (2001)
<i>L. aurata</i>	432	432	100		Almeida (1996)
<i>L. ramada</i>	294	285	96,9	Machos: 23,3; Fêmeas: 24,0	Almeida (1996)
<i>L. saliens</i>	116	114	98,3	Machos: 18,4; Fêmeas: 22,2	Almeida (1996)
<i>M. cephalus</i>	1	1	100	Machos: 38,0; Fêmeas: 44,2	Almeida (1996)
Mugilidae n.id.	117	117	100	-	Almeida (1996)
<i>M. barbatus</i>	14	14	100	Machos: 9-11; Fêmeas: 11-13	Vassilopou (1992)
<i>M. surmuletus</i>	232	232	100	Ambos os sexos: 22	N'Da (1992)
<i>P. gattorugine</i>	-	-	-	-	-
<i>P. microps</i>	2974	65	2,2	Ambos os sexos: 2,7	Bouchereau <i>et al.</i> (1993)
<i>P. minutus</i>	18	14	77,8	Ambos os sexos: 4,0	Bouchereau <i>et al.</i> (1990)
<i>P. saltatrix</i>	-	-	-	-	-
<i>S. pilchardus</i>	153	153	100	Ambos os sexos: 14,5	Perez <i>et al.</i> (1985)
<i>S. senegalensis</i>	-	-	-	-	-
<i>S. cantharus</i>	340	340	100	Ambos os sexos: 18,47±0,19	Erzini <i>et al.</i> (2001)
<i>S. acus</i>	-	-	-	-	-
<i>T. tinca</i>	-	-	-	-	-

¹ Total de indivíduos medidos

² Baseado no L_{50} teórico de *A. presbyter*

³ Comprimento furcal (CF)

⁴ Baseado no L_{50} teórico de *D. labrax*

Tabela VI – Comprimentos médios (cm) estimados e desvio padrão das espécies capturadas no sapal de Castro Marim, entre Setembro de 2000 e Agosto de 2001.

Espécie	2000		2001							
	Set	Nov	Jan	Fev	Mar	Abr	Mal	Jun	Jul	Ago
<i>A. alosa</i>					9,7	13,0				9,8±0,7
<i>A. fallax</i>	10,4±0,5									
<i>A. anguilla</i>	27,3				24,2±0,7				32±1,3	
<i>Atherina</i> spp.	7,1±1,2	8,7±0,8	7,5±0,9	7,6±1,1	7,7±1,2	8,7±1,6	8,7±1,1	9,2±0,9	7,2±2,0	7,1±2,0
<i>B. belone</i>						46,4±1,3	53,0±21,5	36,3		
<i>C. labrosus</i>	10±1,3		13,9±5,4	12,5±0,9	11,3±3,9		16,2±4,4	14,5		10,6±1,1
<i>C. carpio</i>					45,5±1					
<i>D. labrax</i>									8,5±1,6	12,3±2,5
<i>D. punctatus</i>									6,1	
<i>D. annularis</i>										11,9
<i>D. bellottii</i>	7,6±0,4								4,5±0,7	5,8±0,4
<i>D. sargus</i>								3,7±0,6	5,3±0,9	8,1±1,1
<i>D. vulgaris</i>								4,6±0,4	6,2±0,9	8,7±0,9
<i>E. encrasicolus</i>		8,8±0,6			9,9±0,3	11,4±0,2	10,7	11,7	11,1±0,6	10,2±0,5
<i>F. heteroclitus</i>								3,2		
<i>G. niger</i>	7,2±0,8	8,5±1				7,9±0,8				9,2±1,7
<i>H. didactylus</i>	6,0±3,2							20,8	13,1	2,1
<i>L. aurata</i>	12,6±2,6	15,2±2,4	12,8±2,0	13±0,6	13,3±2,7	14,1±2,1	7,1±0,6	8,3±1,3	8,6±1,4	10,7±0,9
<i>L. ramada</i>	14,6±4,4	13,9±1,7	15,2±5,0	15,2±4,0	12,1±4	8,6±3,1	8,3±6,4	7,9±1,0	7,8±1,0	9,4±1,4
<i>L. saliens</i>	14,6		14,7±4,4	13,3±4,2	8,4±0,8	6,9±0,4	7,7±0,8	9,5±3,6	9,5±2,7	11,8±3,7
<i>M. cephalus</i>				23,0						
Mugilidae n.id.		3,7±0,6	4,5±0,6	4,6±0,5	4,9±0,6	5,6±0,4	5,3±0,5	5,4±0,3	5,8±0,1	
<i>M. barbatus</i>	8,4±1,0									
<i>M. surmuletus</i>	11,8±1,7								5,0	11,3±1,6
<i>P. gattorugine</i>										7,3
<i>P. saltatrix</i>			8,2							
<i>P. microps</i>	3,6±0,7	3,4±0,6	3,9±0,5	3,7±0,5	4,0±0,5	4,1±0,4	3,9±0,5	4,0±0,6	3,7±0,5	3,4±0,6
<i>P. minutus</i>			3,2±0,9					4,8±0,7		
<i>S. pilchardus</i>						5±1,1	5,1±0,6	5,5±0,4	5,8±0,9	9,0
<i>S. senegalensis</i>									18,6	
<i>S. cantharus</i>									6,4±1,4	8,5±1,5
<i>S. acus</i>								9,4	9,7	
<i>T. tinca</i>					6,7±1,7					

Tabela VII - Lista das espécies capturadas em número de indivíduos (N), peso (W) em grama e frequência de ocorrência (Foc) em percentagem. Totais mensais.

	Setembro			Novembro			Janeiro			Fevereiro			Março			Abril			Maio			Junho			Julho			Agosto			
	N	W	Foc	N	W	Foc	N	W	Foc	N	W	Foc	N	W	Foc	N	W	Foc	N	W	Foc	N	W	Foc	N	W	Foc	N	W	Foc	
<i>A. alosa</i>												1	6,6	25	1	18,7	25				4							7	49,5	50	
<i>A. fallax</i>	4	37,9	75																												
<i>A. anguilla</i>	1	38,7	25									2	49,8	25									2	128,3	50						
<i>Atherina</i> spp.	38	108,2	100	133	700,8	100	198	562,8	100	25	72,6	100	223	735,3	100	9	42,9	100	50	226,8	100	52	257,1	100	18	51,6	100	72	213,1	100	
<i>B. belone</i>																2	216,6	25	2	529,1	20	1	45,7	25							
<i>C. labrosus</i>	2	20,2	50				7	245,3	25	4	71,3	100	2	32,1	50				3	144,3	40	7	116,3	50				2	19,6	25	
<i>C. carpio</i>												4	3681,3	75																	
<i>D. labrax</i>																						1	0,5	25	57	391,4	100	23	492,8	100	
<i>D. punctatus</i>																								1	2,2	25					
<i>D. annularis</i>																												1	31,2	25	
<i>D. bellottii</i>	6	47,8	50																				4	5,4	25	11	30,5	75			
<i>D. sargus</i>																			1	87,1	20	61	45,2	75	293	695,7	100	71	668,2	75	
<i>D. vulgaris</i>																							7	10,5	25	12	51,6	50	32	362,2	50
<i>E. encrasicolus</i>				4	18,7	33,3						5	30,7	75	2	19,9	25	1	7,2	20	1	9,2	25	6	43,7	50	4	25,8	50		
<i>F. heteroclitus</i>																						1	0,3	25							
<i>G. niger</i>	13	62,7	75	8	68,9	100									3	19,6	25											3	22,5	50	
<i>H. didactylus</i>	33	286,6	100																			1	192,0	25	1	40,3	25	1	0,1	25	
<i>L. aurata</i>	4	69,1	50	4	113,8	66,7	103	1744,1	100	17	288,9	100	27	507,4	100	9	204,0	50	43	143,7	80	143	760,3	100	105	595,2	100	68	664,8	100	
<i>L. ramada</i>	8	287,2	100	16	383,5	66,7	69	2465,4	75	32	984,6	100	36	645,2	100	15	104,3	100	26	673,8	100	68	293,5	100	28	110,9	100	11	74,6	100	
<i>L. saliens</i>	1	24,0	25				29	812,9	75	5	105,0	100	5	23,2	75	6	14,5	75	12	44,5	80	26	286,0	100	14	117,5	75	19	309,8	100	
<i>M. cephalus</i>											1	109,3	33,3																		
Mugilidae n.id.				20	10,4	66,7	24	19,8	75	3	2,4	66,7	28	29,2	75	20	26,9	75	48	84,6	80	145	626,1	100	237	743,7	100				
<i>M. barbatus</i>	14	106,3	100																												
<i>M. surmuletus</i>	60	1455,3	100																							1	1,5	25	172	3668,5	50
<i>P. gattorugine</i>																												1	5,1	25	
<i>P. saltatrix</i>							1	4,0	25																						
<i>P. microps</i>	37	17,7	75	77	35,1	133	534	284,2	100	258	120,5	100	869	476,1	100	625	383,0	100	545	315,5	100	648	342,2	100	494	225,5	100	43	15,9	100	
<i>P. minutus</i>							15	5,4	25										3	3,0	20										
<i>S. pilchardus</i>																23	22,1	100	69	52,7	80	89	104,0	75	10	13,1	75	1	5,3	25	
<i>S. senegalensis</i>																									1	71,0	25				
<i>S. cantharus</i>																									14	63,3	50	332	3494,9	100	
<i>S. acus</i>																						1	0,2	25	1	0,3	25				
<i>T. tinca</i>												2	7,5	25																	

Tabela VIII – Lista de capturas em número de exemplares (N), peso (W) em grama e frequência de ocorrência (Foc) em porcentagem. Totais para cada estação de amostragem.

	A			B			C			D			E		
	N	W	Foc	N	W	Foc	N	W	Foc	N	W	Foc	N	W	Foc
<i>A. alosa</i>				7	49,1	28,6							2	25,6	25
<i>A. fallax</i>													4	37,9	37,5
<i>A. anguilla</i>							2	108,7	20	3	108,1	25			
<i>Atherina</i> spp.	84	358,2	100	52	146,6	100	324	1018,4	100	184	585,8	100	174	862,0	100
<i>B. belone</i>													5	791,3	37,5
<i>C. labrosus</i>	9	286,4	33,3	1	12,3	14,3	2	23,8	20	3	57,3	37,5	12	269,2	62,5
<i>C. carpio</i>	1	999,3	16,7	1	957,8	14,3	2	1724,1	10						
<i>D. labrax</i>	24	170,5	16,7	10	78,7	28,6	3	26,7	20	25	168,8	37,5	19	440,0	12,5
<i>D. punctatus</i>										1	2,2	12,5			
<i>D. annularis</i>													1	31,2	12,5
<i>D. bellottii</i>				1	1,9	14,3	4	5,4	10	1	2,0	12,5	15	74,4	37,5
<i>D. sargus</i>	44	91,9	16,7	40	104,7	28,6	123	329,9	30	114	231,2	25	105	738,5	37,5
<i>D. vulgaris</i>	1	3,4	16,7	1	8,5	14,3	11	48,2	10				38	364,2	25
<i>E. encrasicolus</i>	5	28,1	33,3	9	60,2	42,9	2	12,8	10	3	17,9	25	4	36,3	37,5
<i>F. heteroclitus</i>										1	0,3	12,5			
<i>G. niger</i>	3	32,5	16,7	1	10,2	14,3	12	58,1	20				11	72,8	62,5
<i>H. didactylus</i>				1	0,1	14,3	25	250,6	20				10	268,3	50
<i>L. aurata</i>	126	1664,4	100	96	622,5	85,7	99	920,2	100	75	828,2	87,5	127	1055,9	50
<i>L. ramada</i>	64	2192,5	100	43	286,3	85,7	77	1389,4	100	93	1253,2	100	32	901,7	87,5
<i>L. saliens</i>	30	728,1	83,3	26	294,5	100	28	292,8	70	24	145,6	75	9	276,3	37,5
<i>M. cephalus</i>	1	109,3	16,7												
Mugilidae n.id.	80	329,1	66,7	25	57,2	71,4	99	140,1	80	229	520,9	87,5	92	495,8	12,5
<i>M. barbatus</i>							4	41,2	10				10	65,1	37,5
<i>M. surmuletus</i>	1	1,5	16,7	2	27,7	14,3	1	27,6	10				229	5068,4	50
<i>P. gattorugine</i>													1	5,1	12,5
<i>P. saltatrix</i>				1	4,0	14,3									
<i>P. microps</i>	551	260,9	100	742	433,7	100	974	488,8	90	1530	813,9	100	333	218,3	100
<i>P. minutus</i>	18	8,4	33,3												
<i>S. pilchardus</i>	6	5,2	33,3	45	47,2	71,4	50	32,8	30	9	9,1	37,5	82	102,8	25
<i>S. senegalensis</i>							1	71,0	10						
<i>S. cantharus</i>	8	51,2	16,7	9	83,6	14,3	11	98,7	20	1	9,6	12,5	317	3315,2	12,5
<i>S. acus</i>							2	0,5	20						
<i>T. tinca</i>							2	7,5	10						

Tabela IX – Lista de capturas em número de exemplares (N), peso (W) em gramas e frequência de ocorrência (Foc) em porcentagem. Variação diária.

Espécie	Dia			Noite			Total		
	N	W	Foc	N	W	Foc	N	W	Foc
<i>A. anguilla</i>	1	16,2	20			0	1	16,2	10
<i>Atherina</i> spp.	12	7,8	100	25	109,0	80	37	116,7	90
<i>C. labrosus</i>	1	6,2	20	2	14,9	20	3	21,0	20
<i>D. labrax</i>	19	121,2	60	26	142,0	100	45	263,2	80
<i>D. sargus</i>	91	92,3	100	82	99,8	100	173	192,1	100
<i>D. vulgaris</i>	2	2,5	40	5	9,2	20	7	11,8	30
<i>F. heteroclitus</i>	1	4,1	20				1	4,1	10
<i>L. aurata</i>	158	846,3	100	76	469,1	100	234	1315,3	100
<i>L. ramada</i>	15	79,0	100	24	178,4	80	39	257,4	90
<i>L. saliens</i>	5	33,4	60	5	60,6	80	10	94,0	70
Mugilidae n.id.	23	59,4	100	12	36,6	100	35	96,0	100
<i>P. microps</i>	179	78,9	100	246	106,9	100	425	185,8	100
<i>S. pilchardus</i>	4	4,4	20	1	1,2	20	5	5,6	20
<i>S. cantharus</i>				1	1,3	20	1	1,3	10
Total	511	1351,7		505	1228,9		1016	2580,6	

Tabela X – Relação peso comprimento (W-L) de algumas das espécies capturadas no sapal de Castro Marim, entre Setembro de 2000 e Agosto de 2001.

Espécie	W-L			
	N	a	b	r ²
<i>A. alosa</i>	9	0,0036	3,3236	0,988
<i>A. fallax</i>	4	0,0071	3,0658	0,938
<i>A. anguilla</i>	6	0,0002	3,7016	0,983
<i>Atherina</i> spp.	783	0,0043	3,2189	0,962
<i>B. belone</i>	5	0,0001	3,5869	0,989
<i>C. labrosus</i>	23	0,0079	3,0646	0,989
<i>D. labrax</i>	112	0,0091	3,052	0,991
<i>D. bellottii</i>	21	0,0059	3,5181	0,957
<i>D. sargus</i>	500	0,01	3,2504	0,988
<i>D. vulgaris</i>	51	0,0092	3,2625	0,996
<i>E. encrasicolus</i>	20	0,01	2,8091	0,963
<i>G. niger</i>	25	0,0091	3,166	0,956
<i>H. didactylus</i>	36	0,0235	2,9227	0,99
<i>L. aurata</i>	641	0,016	2,7113	0,988
<i>L. ramada</i>	330	0,0076	3,0166	0,993
<i>L. saliens</i>	126	0,0082	2,9712	0,994
<i>M. barbatus</i>	14	0,0067	3,282	0,971
<i>M. surmuletus</i>	244	0,0064	3,3152	0,982
<i>P. microps</i>	3308	0,0062	3,2346	0,896
<i>P. minutus</i>	18	0,0069	3,1528	0,979
<i>S. pilchardus</i>	156	0,0029	3,4928	0,909
<i>S. cantharus</i>	341	0,0092	3,2365	0,986