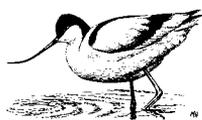


# DISTRIBUIÇÃO, ABUNDÂNCIA E MEDIDAS DE CONSERVAÇÃO PARA A POPULAÇÃO REPRODUTORA DE ALFAIATE *RECURVIROSTRA AVOSETTA* EM PORTUGAL

TERESA CATRY<sup>1,2\*</sup>, INÊS CATRY<sup>3</sup> & MIGUEL LECOQ<sup>1</sup>



**RESUMO** - Em 2001 e 2002, a população reprodutora de Alfaiate (*Recurvirostra avosetta*) em Portugal foi estimada entre 351 a 454 casais, maioritariamente circunscritos ao sotavento algarvio. Apesar da escassa informação sobre a reprodução da espécie no passado, parece existir um aumento no número de casais reprodutores, mantendo-se as salinas de Castro Marim e de Santa Luzia (Tavira) como os dois principais núcleos de nidificação desde o início do século XX. Registou-se também a colonização de novas áreas do sotavento algarvio, contrastando com o desaparecimento da espécie na região de Mira e no estuário do Sado. Actualmente, a espécie nidifica maioritariamente em complexos de salinas activas artesanais, semi-industriais e industriais, registando-se em algumas delas elevadas taxas de insucesso reprodutor. O abandono das salinas ou a sua conversão em pisciculturas e a elevada taxa de predação sobre as posturas constituem as principais ameaças à espécie no nosso país. Acções de manutenção e gestão das salinas surgem assim como as medidas prioritárias de conservação, podendo ser complementadas com o desenvolvimento e implementação de medidas de controlo da predação.

**DISTRIBUTION, ABUNDANCE AND CONSERVATION MEASURES FOR THE AVOCET *RECURVIROSTRA AVOSETTA* IN PORTUGAL.** In 2001 and 2002, the breeding population of Avocet (*Recurvirostra avosetta*) in Portugal was estimated at 351 to 454 pairs, located mainly in the Algarve, southern Portugal. Despite little data on the Portuguese Avocet breeding population in the past, recent records indicate a possible increase. The salinas (salt-pans) of Castro Marim and Santa Luzia (Tavira) have been and are the major breeding areas in Portugal. We also recorded the recent colonization of other wetlands in the Algarve and the abandonment of areas such as lagoas de Mira and Sado estuary. Presently, Avocets nest mainly in artisanal, semi-industrial and industrial salinas, despite the high predation rate in some of these salinas. Urgent conservation actions for Avocet include habitat management and predation control.

O Alfaiate *Recurvirostra avosetta* apresenta uma vasta área de distribuição no Paleártico Ocidental, estando a maioria da população reprodutora (31.000-56.000 casais) concentrada na Europa (Snow & Perrins 1998). Durante o século XIX, registou-se um declínio importante das populações reprodutoras de Alfaiate do noroeste da Europa, chegando

mesmo a extinguir-se temporariamente no Reino Unido e na Suécia (Snow & Perrins 1998). Porém, nas últimas décadas, a população tem aumentado, presumivelmente devido à protecção da espécie e à melhoria de condições de habitat nas áreas de nidificação e de alimentação (Tucker & Heath 1994).

<sup>1</sup>SPEA - Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Rua da Vitória 53-3ºEsq., 1100-618 Lisboa, Portugal / <sup>2</sup>IMAR – Instituto do Mar, Departamento de Zoologia, Universidade de Coimbra, 3004-517 Coimbra, Portugal / <sup>3</sup>Rua de Campolide 215-4º Dto., 1070-030 Lisboa, Portugal. / \*teresacatry@yahoo.com

Em Portugal, o Alfiate tem estatuto de *Vulnerável* segundo o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (SNPRCN 1990). Como nidificante está presente em reduzido número (Rufino 1989), sendo a população invernante, com 7.000 a 20.000 aves, reconhecida internacionalmente como crucial para a conservação da espécie (Tucker & Heath 1994). Com efeito, o estuário do Tejo e a Ria de Aveiro encontram-se entre as 10 IBA's ("Important Bird Areas") que concentram 90% do total da população europeia invernante (Tucker & Heath 1994), mas também os estuários do Sado e do Mondego, a Ria Formosa e Castro Marim albergam números importantes desta espécie durante o Inverno (e.g. Costa & Rufino 1994, Farinha & Costa 1999).

No que respeita à nidificação do Alfiate em Portugal, os dados são escassos e dispersos, não existindo informação recente relativa à sua distribuição e abundância nem se conhecendo com pormenor a sua tendência populacional nem tão pouco os factores de ameaça. Os objectivos deste trabalho prendem-se, assim, com o preenchimento desta lacuna, pretendendo dar a conhecer a evolução temporal e situação actual da espécie em Portugal, bem como estudar o sucesso de eclosão nas colónias mais importantes e propor a implementação de medidas de gestão.

## MÉTODOS

### Revisão bibliográfica

Foi efectuada uma revisão bibliográfica exaustiva de forma a reunir toda a informação publicada em Portugal sobre nidificação de Alfiate. Paralelamente, foram estabelecidos contactos com diversos ornitólogos no sentido de obter registos não publicados.

### Estimativa e distribuição da população reprodutora

Em 2002 foram prospectadas durante os meses de Abril, Maio e Junho, todas as áreas potenciais para a nidificação do Alfiate no sotavento algarvio, tendo-se estimado o número de casais sempre que registada a presença da espécie. O estuário do Tejo também foi prospectado. Nas Lagoas de Mira e no estuário do Sado, não se realizaram trabalhos de prospecção uma vez que informações recolhidas junto de ornitólogos que aí trabalham confirmam a ausência da espécie como reprodutora (Petronilho 2001, J. Ministro com. pess.). Em 2003 fizeram-se visitas pontuais à Lagoa dos Salgados e às salinas do Ludo. A estimativa nacional da população reprodutora foi calculada com base nos censos efectuados em 2002 e ainda nos censos efectuados nas salinas de Castro Marim (Catty 2001) e no estuário do Tejo em 2001.

### Sucesso de eclosão

A análise deste parâmetro tem em consideração resultados obtidos nas salinas de Castro Marim em 2001 (Catty 2001) e nas salinas de Santa Luzia (Tavira) em 2002. Em Castro Marim foram efectuadas visitas regulares (no mínimo semanais) durante toda a época reprodutora, identificando-se o sucesso de cada postura com elevada precisão. Nas salinas de Santa Luzia o sucesso de eclosão foi estimado com menor precisão, tendo em conta cinco visitas ao local.

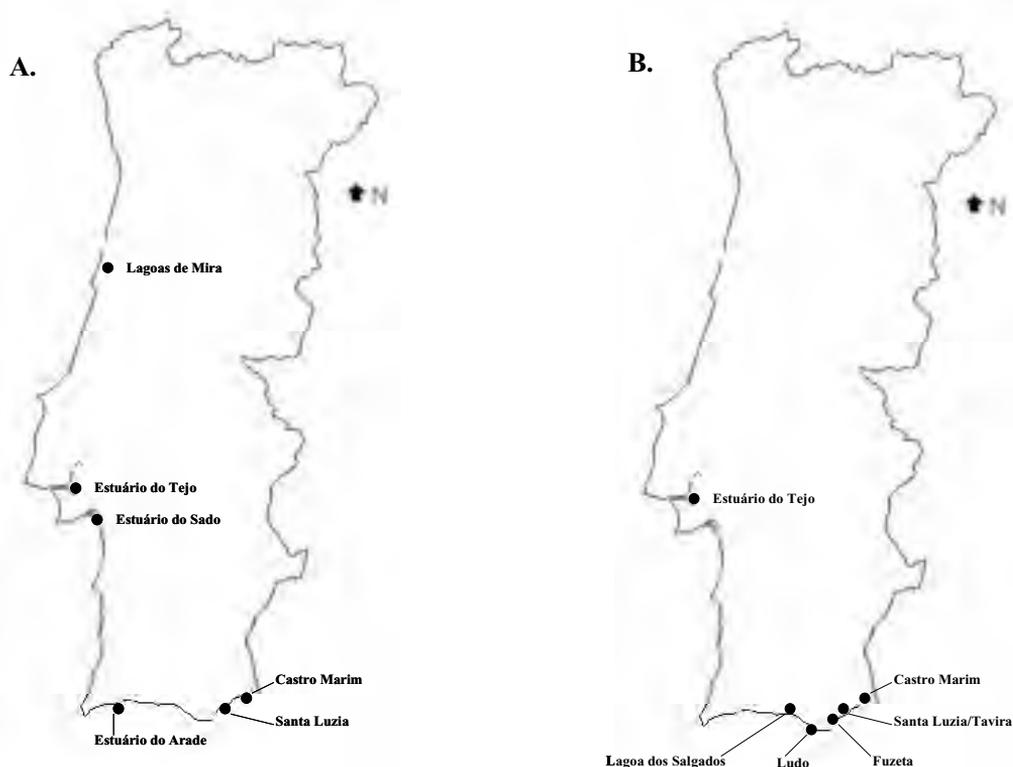
## RESULTADOS

### Revisão bibliográfica

O primeiro registo de reprodução de Alfiate em Portugal data dos anos 20-30 do século XX quando Coverley (sem data) refere

a possibilidade da espécie nidificar na região de Mira e ainda perto de Vila Real de Santo António. Tait (1924) confirma a reprodução em Mira em pequenas lagoas costeiras localizadas no sistema dunar. Apenas em 1979 surge a primeira confirmação de nidificação no sotavento algarvio, nas salinas de Castro Marim (15 casais) e de Santa Luzia -Tavira (30-40 casais) (Rufino *et al.* 1980). No ano seguinte, em 1980, terão nidificado cerca de 50 casais em Castro Marim e apenas 5 a 10 em Santa Luzia (Rufino *et al.* 1980). Na década de 80, a população portuguesa de Alfaiate estava reduzida a estes dois complexos de salinas, com excepção de 1984 quando se registou a nidificação no Estuário do Sado (Rufino 1989). Assim, desde as primeiras décadas do século XX até ao presente, não foi mais referida a

presença de uma população nidificante na região de Mira (Rufino 1989, Petronilho 2001). Desde a década de 1990 até ao presente, a reprodução da espécie foi registada, de forma esporádica e em reduzido número, em diversas áreas do país: no estuário do Arade, no sapal da Maromba (Volwes & Volwes 1994) e na ETAR do Bom Retiro (N. Fonseca com. pess.), no estuário do Tejo (Leitão *et al.* 1998, L.Gordinho com. pess., obs. pess.), no Estuário do Sado (L.Costa com. pess.), na Lagoa dos Salgados e nas salinas do Ludo. Apesar de todos estes registos, esta espécie só continuou a nidificar regularmente, nas últimas décadas, e em números significativos nas salinas de Castro Marim e Santa Luzia (Tabela 1, Figura 1). Verifica-se também que, exceptuando os registos da Lagoa dos



**Figura 1.** Áreas de reprodução de Alfaiate *Recurvirostra avosetta* entre 1920 e 2000 (A) e actualmente (2001-2003) (B). / **Figure 1.** Avocet (*Recurvirostra avosetta*) breeding areas between 1920 and 2000 (A) and at present (2001-2003) (B).

**Tabela 1.** Registos de nidificação de Alfiate *Recurvirostra avosetta* em Portugal (revisão bibliográfica). / **Table 1.** *Avocet* (*Recurvirostra avosetta*) *breeding records in Portugal (literature review)*.

Área	Local	Ano	Habitat	Nº casais	Fonte
Mira	Lagoas de Mira	1920-1930	dunas	?	Coverley (sem data)
	Lagoas de Mira	1920-1930	dunas	?	Tait (1924)
Castro Marim	Castro Marim	1920-1930	salinas	?	Coverley (sem data)
		1979	salinas	15	Rufino <i>et al.</i> (1980)
		1980	salinas	50	P. Monteiro & A. Severo (c. pess.)
		1991	salinas	136	P. Monteiro & A. Severo (c. pess.)
		1992	salinas	61	P. Monteiro & A. Severo (c. pess.)
		1993	salinas	30	P. Monteiro & A. Severo (c. pess.)
		1994	salinas	63	P. Monteiro & A. Severo (c. pess.)
		2001	salinas	121-198	Catry (2001)
StªLuzia/Tavira	Santa Luzia	1979	salinas	30-40	Rufino <i>et al.</i> (1980)
		1980	salinas	5-10	Rufino <i>et al.</i> (1980)
		2002	salinas	161-176	Este estudo
	Vale Caranguejo	2002	salinas	20-28	Este estudo
	Arraial Ferreira Neto	2002	salinas	15-18	Este estudo
	Quatro Águas	2002	salinas	17	Este estudo
Fuzeta	Fuzeta	2002	salinas	5	Este estudo
Estuário do Sado		1984	salinas	?	Rufino (1989)
		1993	salinas	1	Luís Costa (com. pess.)
Estuário do Tejo		1993	salinas	1-2	Leitão <i>et al.</i> (1998)
		1996	salinas	1-2	Leitão <i>et al.</i> (1998)
		1998	salinas	1	L.Gordinho

Salgados, das lagoas de Mira e do Sapal da Maromba, a espécie tem sido sempre encontrada a nidificar em salinas.

#### Estimativa e distribuição da população reprodutora

Em 2001-2002, a população reprodutora de Alfiate em Portugal foi estimada entre 351 a 454 casais (Tabela 2), maioritariamente circunscritos ao sotavento algarvio (Figura 1). As salinas de Castro Marim e de Santa Luzia reúnem a quase totalidade da população reprodutora, à semelhança do que parece ter sucedido desde o final dos anos 1970.

Na Lagoa dos Salgados e nas salinas do Ludo foi registada pela primeira vez a nidificação desta espécie em 2001 e em 2002, respectivamente (Ministro & Fernandes 2002, N. Fonseca e J. Raiado com. pess.). Nos anos

seguintes a reprodução de Alfiate foi novamente confirmada (obs. pess.), sempre em números reduzidos (Tabela 1).

No estuário do Tejo registou-se a nidificação de 2 casais nas salinas de Alverca. Nos estuários do Arade e do Sado não foi efectuado qualquer registo de nidificação, comprovando que apenas esporadicamente tal poderá suceder.

#### Sucesso de eclosão

Em 2001, em Castro Marim, foi registada uma taxa de eclosão extremamente baixa: de 198 posturas, apenas em 6 (3%) se registou a eclosão de pelo menos um ovo. O principal factor condicionante do sucesso reprodutor foi a predação (maioritariamente por aves, nomeadamente Cegonha-branca *Ciconia ciconia* e Gaivotas *Larus* sp.), responsável pela perda

de 89% das posturas (Catry 2001).

Nas salinas de Santa Luzia, em 2002, estimou-se a taxa de eclosão em cerca de 30% (N = 48-52), valor muito superior ao obtido em Castro Marim.

## DISCUSSÃO

### Estimativa e distribuição da população reprodutora

Os escassos dados existentes não permitem descrever uma tendência populacional clara desde 1979 até ao presente. No entanto, parece existir um aumento no número de casais nos dois principais núcleos de nidificação bem como a colonização de novas áreas no sotavento algarvio nos últimos anos. Este aumento poderá estar directamente relacionado com o aumento da população espanhola (Purroy 1997), sendo provável que existam movimentos de aves espanholas para Portugal (Catry 2001). Este facto parece ser em parte confirmado por diversas observações em Castro Marim de Alfiates com anilhas espanholas (obs. pess.).

Contrariamente ao que sucede em muitos países europeus, a população reprodutora portuguesa de Alfiate encontra-se maioritariamente confinada a complexos de salinas artesanais, semi-industriais e industriais activas. Em Espanha, além da utilização de salinas, parte da população reprodutora ocorre em zonas húmidas do interior (Purroy 1997). Em Inglaterra os alfiates nidificam em lagoas costeiras (Sutherland & Hill 1995) e, no Mar de Wadden, criam nas margens de sapais com vegetação baixa e também em zonas mais interiores (Rasmussen *et al.* 2000)). Em Portugal, as lagoas de Mira, no passado, e a Lagoa dos Salgados, actualmente, são os habitats que mais se aproximam daqueles descritos para outros países europeus.

### Sucesso de eclosão

Em Portugal, os dados existentes demonstram uma elevada pressão de predação de ovos essencialmente por aves (Gaivotas *Larus* sp., Cegonha-branca *Ciconia ciconia*, Alcaravão *Burhinus oedicephalus*, entre outros) mas também por mamíferos (ratazanas *Rattus norvegicus* e cães assilvestrados). Com efeito, a predação de posturas e crias é referida por outros autores como uma das principais causas do insucesso reprodutor da espécie (Purroy 1997, Hotker 2000, Hotker & Segebade 2000).

O acompanhamento da reprodução de Alfiate nas salinas de Castro Marim e de Santa Luzia sugere uma taxa de predação de ovos bastante superior em Castro Marim. Esta tendência foi registada igualmente para outras espécies (obs. pess.), nomeadamente para a Chilreta (*Sterna albifrons*) (Catry 2001). A diferença a nível do sucesso reprodutor nos dois locais poderá ser em parte explicada pela maior densidade de ninhos de Alfiate nas salinas de Santa Luzia, reduzindo deste modo a taxa de predação, principalmente por aves (Hotker 2000). Por outro lado, também o aparente menor número de predadores nestas salinas e a baixa perturbação humana durante a fase mais crítica da época de reprodução serão factores que privilegiam o sucesso desta colónia relativamente a Castro Marim.

## CONSERVAÇÃO DA POPULAÇÃO REPRODUTORA DE ALFAIATE EM PORTUGAL

A destruição e perturbação dos habitats de reprodução constituem as principais ameaças para as populações de Alfiate reprodutoras na Europa (Tucker & Heath 1994). Em Espanha, a perda de habitats tradicionais de nidificação devido à transformação das salinas em pisciculturas e à drenagem das zonas

**Tabela 2.** Censo da população reprodutora de Alfiate *Recurvirostra avosetta* em Portugal (2001-2002). / **Table 2.** *Avocet* (*Recurvirostra avosetta*) *breeding population census in Portugal (2001-2002).*

Área	Local	Ano	Habitat	Nº casais
Castro Marim	Castro Marim	2001	salinas	121-198
	Santa Luzia	2002	salinas	161-176
Stª.Luzia/Tavira	Vale Caranguejo	2002	salinas	20-28
	Arraial Ferreira Neto	2002	salinas	15-18
	Quatro Águas	2002	salinas	17
Fuzeta	Fuzeta	2002	salinas	5
Faro	Ludo	2002	salinas	<sup>3</sup> 7
Albufeira	Lagoa dos Salgados	2002	lagoa costeira	3
Estuário Tejo	Alverca	2001	salinas	2
Total				351-454

húmidas, colocam em risco o recente incremento da população da espécie neste país (Purroy 1997). Em Portugal, o Alfiate nidifica quase exclusivamente em complexos de salinas no sotavento algarvio. Nas últimas três décadas, a área total de salinas no nosso país foi drasticamente reduzida em resultado do abandono e da conversão de salinas em pisciculturas e em arrozais (Pullan 1988, Neves & Rufino 1994). Na maioria das salinas abandonadas o rápido crescimento de vegetação torna-as inadequadas à nidificação desta espécie. Nas pisciculturas, o aumento da perturbação humana em consequência da actividade de exploração das mesmas leva ao afastamento da maioria das aves que outrora nidificaram nas salinas. O elevado nível de água nos tanques das pisciculturas durante todo o ano tornam-nos inadequados como locais de alimentação. Assim, e apesar de ambos os complexos de salinas que suportam mais de 90% da população reprodutora portuguesa de Alfiate se encontrarem dentro de Áreas Protegidas – Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António (RNSCMVRSA) e Parque Natural da Ria Formosa (PNRF) –, não existem certezas quanto ao seu futuro, uma vez que o estatuto das áreas não exclui só por si as ameaças

referidas anteriormente. O facto de serem áreas protegidas poderá, no entanto, despoletar com maior facilidade uma série de futuras medidas de conservação e/ou gestão de habitat.

Entre as acções de gestão prioritárias para a conservação das populações nidificantes de Alfiate contam-se:

### 1. Manutenção e gestão das salinas

Actualmente é opinião unânime que a forma mais eficaz de conservar as salinas é mantê-las em actividade (Britton & Johnson 1987, Neves & Rufino 1994, Velasquez 1992, Pullan 1998, Dias 1999). O abandono das salinas e a consequente degradação do habitat é prejudicial a um grande número de espécies de aves (Neves & Rufino 1992), nomeadamente ao Alfiate, para o qual as salinas constituem locais de primordial importância como zonas de nidificação. No entanto, a possibilidade de colocar todas as salinas a produzir sal é pouco realista do ponto de vista financeiro. Deste modo, foi sugerido que se adoptem também medidas de gestão para as salinas abandonadas, nomeadamente através da gestão de níveis de água e da manutenção de comportas e esteiros (Neves

e Rufino 1994) e ainda do controlo da vegetação nos cômodos e caminhos de acesso.

Esta é, sem dúvida, a principal medida de gestão sendo as restantes acessórias e dependentes da mesma.

2. Estabelecimento de um compromisso/acordo entre os salineiros e as Áreas Protegidas no sentido de assegurar a protecção das posturas e ninhadas das aves reprodutoras nas salinas activas.

A intensa perturbação provocada pela actividade salineira nas áreas de nidificação do Alfiate pode trazer consequências drásticas para o sucesso reprodutor destas espécies se decorrer em simultâneo com o período de maior actividade reprodutora (Catry 2001). Assim, a fixação de uma calendarização do ciclo anual da exploração salineira que permita um desfazamento temporal entre a actividade salineira e o período crítico de nidificação do Alfiate, revela-se de extrema importância para a conservação destas aves. A sensibilização dos trabalhadores para aspectos relacionados com a biologia e conservação da avifauna em geral, e desta espécie em particular, poderá ser também uma aposta importante.

3. Desenvolvimento e implementação de medidas de controlo da predação.

A predação constitui, actualmente, o principal factor responsável pelo insucesso reprodutor do Alfiate. De um modo geral, o controlo da predação terrestre (maioritariamente efectuada por cães e raposas) pode ser realizado através da edificação de vedações, electrificadas ou não, em torno das colónias ou com vigilância nocturna do local (e.g. Haddon & Knight 1983, Rimmer & Deblinger 1992). Nas salinas de Castro Marim, um projecto piloto de instalação de uma vedação numa área de

reprodução com 44.100 m<sup>2</sup> demonstrou alcançar resultados positivos (Catry 2001). O controlo da predação por aves, nomeadamente no que respeita à predação de ovos, está menos desenvolvido e parece ser mais problemático, uma vez que é difícil impedir o acesso aos ninhos por este tipo de predadores.

**Agradecimentos:** a todos aqueles que gentilmente nos cederam informação sobre a nidificação de Alfiate: João Ministro, Nelson Fonseca, Luís Gordinho, Paulo Monteiro, António Severo, Miguel Mendes, Luís Costa e J. Raiado. Ao Paulo Catry pela cedência de bibliografia e pela revisão do artigo. Ao Francisco Moreira, Jaime Ramos e um referee anónimo pelas sugestões que contribuíram para melhorar este artigo.

## REFERÊNCIAS

- Britton, R.H. & A.R. Johnson 1987. An Ecological Account of a Mediterranean Salina: The Salin de Giraud, Camargue (S. France). *Biological Conservation* 42: 185-230.
- Catry, T. 2001. *Monitorização das populações reprodutoras de Andorinha-do-mar-anã (Sterna albifrons), Alfiate (Recurvirostra avosetta) e Perna-longa (Himantopus himantopus) na Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António: caracterização do sucesso reprodutor, identificação das principais ameaças e apresentação de propostas de gestão*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa. Relatório não publicado.
- Costa, L.T. & R. Rufino 1994. Contagens de aves aquáticas em Portugal – Janeiro 1994. *Airo* 5: 8-16.
- Coverley (sem data). *Bird Notes, Portugal*. Manuscrito 192 pp. Direcção-Geral do Ordenamento e Gestão Florestal, Lisboa.
- Dias, M.P. 1999. *Aves Aquáticas das Salinas de Castro Marim: Fenologia, Utilização do Habitat*,

- Prioridades de Conservação e Propostas de Gestão*. Relatório de Estágio para obtenção da Licenciatura em Biologia Aplicada aos Recursos Animais. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Farinha, J.C. & H. Costa 1999. *Aves Aquáticas de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa
- Haddon, P.C. & R.C. Knight 1983. *A guide to Little Tern conservation*. Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, Reino Unido.
- Hotker, H. 2000. Intraspecific variation in size and density of Avocet colonies: effects of nest-distances on hatching and breeding success. *Journal of Avian Biology* 31: 387-398.
- Hotker, H. & A. Segebadé 2000. Effect of predation and weather on the breeding success of Avocets *Recurvirostra avosetta*. *Bird Study* 47: 91-101.
- Leitão, D., P. Catry, H. Costa, G.L. Elias, L.M. Reino 1998. *As aves do Estuário do Tejo*. Instituto de Conservação da Natureza, Lisboa.
- Ministro, J.S. & J. Fernandes 2002. Avifauna nidificante na Lagoa dos Salgados (Algarve, Portugal): valor de conservação e medidas de gestão. *Airo* 12: 17-24.
- Neves, R. & R. Rufino 1992. As salinas em Portugal – sua importância ornitológica. *Correio da Natureza* 15: 2-7.
- Neves, R. & R. Rufino 1994. *Importância Ornitológica das Salinas; o caso particular do Estuário do Sado*. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza N° 15. Instituto de Conservação da Natureza, Lisboa
- Petronilho, J. 2001. *Fauna do concelho de Mira*. Câmara Municipal de Mira, Mira
- Pullan, R. 1998. Salinas in the Western Algarve. *O Relatório Annual de A Rocha* 1998: 26-36.
- Purroy, F.J. (Ed.) 1997. *Atlas de las aves de España*. Madrid: Lynx Editions and Sociedad Española de Ornitología, Barcelona e Madrid.
- Rasmussen, L.M., D.M. Fleet, B. Halterlein, B.J. Koks, P. Potel & P. Sudbeck 2000. Breeding birds in the Wadden Sea in 1996. *Wadden Sea Ecosystem* 10: 39-40.
- Rimmer, D.W. & R.D. Deblinger 1992. Use fencing to limit terrestrial predator movements into least tern colonies. *Colonial Waterbirds* 15: 226-229.
- Rufino, R., R.S. Guedes & D. Candeias 1980. *Notas sobre a nidificação de 4 espécies de “patos” e 1 espécie de limícola*. Serviços de Estudos do Ambiente. CEMPA, Lisboa.
- Rufino (Ed.) 1989. *Atlas das aves que nidificam em Portugal Continental*. CEMPA. Serviço Nacional de Parques Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Snow, D.M. & C.M. Perrins (Eds.) 1998. *The birds of the Western Palearctic*. Concise Edition; vol. 1 Non passerines. Oxford University Press, Oxford.
- SNPRCN 1990. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Vol.1 Mamíferos, Aves, Répteis e Anfíbios*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Sutherland, W.J. & D.A. Hill 1995. *Managing Habitats for Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tait, W.C. 1924. *The Birds of Portugal*. London. Witherby.
- Tucker, G.M. & M.F. Heath 1994. *Birds in Europe: Their Conservation Status*. Birdlife Conservation Series, Cambridge.
- Velasquez, C.R. 1992. Managing artificial saltplains as a waterbird habitat: species' responses to water Level manipulation. *Colonial Waterbirds* 15 (1): 43-55.
- Vowles G.A. & R.S. Vowles 1994. *Breeding Birds of the Algarve*. Centro de Estudos Ornitológicos no Algarve, Portimão.

# ESTIMATIVA POPULACIONAL E SELECÇÃO DE HABITAT PELA CORUJA-DAS-TORRES *TYTO ALBA* NO CONCELHO DE CORUCHE (SANTARÉM, PORTUGAL)

INÊS ROQUE<sup>1</sup> & R. TOMÉ<sup>2</sup>



**RESUMO** - Este trabalho teve como objectivos produzir uma estimativa fiável da população de Coruja-das-torres *Tyto alba* no concelho de Coruche (ca. 1120,7 km<sup>2</sup>) e avaliar a sua importância no contexto nacional. Adicionalmente, estudou-se o efeito de diferentes variáveis de habitat na ocorrência de territórios da espécie, com vista a determinar quais as mais influentes no padrão de distribuição registado. A fim de se determinar o número de territórios existentes no concelho efectuou-se uma prospeção intensiva de locais potencialmente ocupados pela Coruja-das-torres (ex. edifícios agrícolas, casas abandonadas, etc.), tendo sido encontrados 41 ninhos, 44 poisos, e ainda 6 territórios através da realização de pontos de escuta. A densidade populacional foi estimada em 0,07 casais/km<sup>2</sup>, correspondendo a uma estimativa de 83 territórios, resultante da extrapolação e ajustamento dos resultados. Comparando com outros estudos realizados em Portugal, a região do Vale do Tejo parece reunir uma importante população de Coruja-das-torres, no contexto nacional. A selecção de habitat foi avaliada através da comparação entre 54 territórios ocupados pela Coruja-das-torres e 54 territórios seleccionados aleatoriamente. Os principais factores influentes na ocorrência de um território foram a maior diversidade (i.e. maior número de parcelas de diferentes habitats) e menor complexidade (i.e. existência de parcelas pouco sinuosas) da paisagem, embora o seu efeito seja complexo e de difícil interpretação apenas com base nos resultados deste estudo. Não foram registadas diferenças significativas na proporção representada pelos vários habitats, embora pareça existir uma associação positiva da espécie ao arrozal e negativa ao eucaliptal. Será importante promover estudos aprofundados de ecologia da paisagem, por forma a implementar medidas de gestão dos usos do solo direccionadas para a conservação da espécie.

**POPULATION ESTIMATE AND HABITAT SELECTION BY THE BARN OWL *TYTO ALBA* IN CORUCHE (SANTARÉM, PORTUGAL).** *The objectives of this study were: (1) to estimate the population of Barn Owl *Tyto alba* in the region of Coruche (central Portugal, ca. 1120.7 km<sup>2</sup>) and evaluate its importance at a national level; (2) to determine which habitat variables may influence the occurrence of Barn Owl territories in that region. We intensively surveyed sites potentially occupied by the species (e.g. farmhouses, old buildings, etc.) and found 41 nests, 44 roosting sites and 6 other territories using auditory surveys. The local population density was estimated at 0.07 pairs/ km<sup>2</sup>, corresponding to 83 territories resulting from the extrapolation and adjustment of the results. The comparison of this estimate with that of other studies, suggests that the Barn Owl population of the Tejo Basin area is important at a national level. Habitat selection was studied comparing 54 territories occupied by Barn Owls and 54 randomly selected territories. Selection of territories was associated to a higher landscape diversity (i.e. more patches of different habitats) and lower complexity (i.e. patches with simple shapes), although their effect is difficult to explain based solely on the present results. There were no significant differences in habitat proportions in Barn Owl and random territories. Nevertheless, the presence of the species seemed to be positively associated to rice-fields and negatively associated to eucalyptus plantations. In conservation terms, further studies relating presence of Barn Owls with landscape and habitat features are needed.*

<sup>1</sup>Rua da Moagem, Fajarda, 2100-507 Coruche, Portugal. e-mail inroque@hotmail.com / <sup>2</sup>Rua Principal, Lote 14C-1ºEsq., Alto dos Lombos, 2775-682 Carcavelos, Portugal, e-mail ricmocho@iol.pt

A Coruja-das-torres *Tyto alba* distribui-se por todo o território de Portugal Continental, sendo aparentemente mais comum no Centro e no Sul do país (Rufino 1989). A espécie encontra-se sobretudo associada a habitats abertos, como pastagens e terrenos agrícolas, e semiabertos, como montados pouco densos (Elias *et al.* 1998), evitando normalmente a floresta (particularmente a de resinosas; Rufino 1989).

Em Portugal, existem ainda poucas estimativas regionais das populações de Coruja-das-torres e, ao nível nacional, estima-se que a população se situe entre os 1.000 e os 10.000 casais (Rufino 1989), intervalo que traduz a falta de dados precisos sobre a espécie. Dado tratar-se de uma espécie sedentária, a selecção de habitat (i.e. a selecção de áreas cujas características preencham os requisitos ecológicos da espécie; Hildén 1965) é determinante na disponibilidade de recursos para o casal, sendo essencial à maximização da sobrevivência e do sucesso reprodutor dos indivíduos (Cody 1985).

A perda de habitat foi o principal factor de decréscimo das populações de aves de rapina a nível mundial e, a longo termo, constitui ainda a principal ameaça, devido ao contínuo desenvolvimento e crescimento das populações humanas (Newton 1979). As populações europeias de Coruja-das-torres sofreram particularmente este efeito durante o século XX (Mikkola 1983), devido a alterações súbitas na paisagem, causadas principalmente pelo desenvolvimento agrícola e pela expansão de infra-estruturas (Andries *et al.* 1994). Apesar de aparentemente não se verificar no concelho de Coruche, a perda de habitat parece estar associada ao declínio de algumas populações de Coruja-das-torres noutros pontos do país (Álvaro 2002).

Os principais objectivos deste trabalho foram produzir uma estimativa da população de Coruja-das-torres no concelho de Coruche

e determinar quais os biótopos e os parâmetros paisagísticos mais favoráveis ao estabelecimento da espécie na área de estudo, por forma a contribuir para o desenvolvimento de medidas de gestão que visem a sua conservação.

## METODOLOGIA

### Área de estudo

O concelho de Coruche (ca. 1120,7 km<sup>2</sup>) localiza-se no Centro-Sul de Portugal Continental (39°58' N, 8°06' W), constituindo o limite Sudeste do distrito de Santarém (Figura 1). Toda a área se encontra a cotas baixas, entre 7 a 264 m de altitude. O território caracteriza-se pela predominância de solos com aptidão florestal, sendo o Sobreiro *Quercus suber* e o Pinheiro-bravo *Pinus pinaster* as espécies mais representadas. A maior superfície agrícola localiza-se ao longo das margens do rio Sorraia, sendo os principais tipos de exploração as culturas temporárias (destacando-se a policultura de pequena dimensão) e as culturas intensivas com mais de 100 ha (nomeadamente as culturas de milho, arroz, tomate e beterraba sacarina).

### Estimativa populacional

A quantificação dos pontos de presença da Coruja-das-torres foi realizada entre 1 de Outubro de 2001 e 1 de Junho de 2002, com base em 322 inquéritos e 33 saídas de campo para prospecção de locais de ocorrência potencial. Em cada local visitado (edifícios agrícolas, casas abandonadas, depósitos de água, silos, etc.) foram pesquisados indícios de presença, nomeadamente dejectos, regurgitações, penas, ovos e cadáveres de juvenis ou de adultos. Em locais onde não foram encontrados indícios de presença ou onde a densidade de estruturas artificiais era muito

reduzida, foram realizados pontos de escuta de forma complementar. Para tal foram definidos 13 transectos com cerca de 4 a 8 km de comprimento, realizando-se em cada transecto 3 a 5 pontos de escuta. O delineamento do esquema de emissão e escuta teve em conta as sugestões de Tomé & Silva (1994) para a optimização das metodologias de pontos de escuta para a Coruja-das-torres. Este procedimento foi executado entre 6 de Março e 28 de Maio de 2002, durante o período reprodutor, altura em que a espécie emite vocalizações como forma de marcação territorial (Bunn *et al.* 1982, Mikkola 1983, Cramp 1985), e em noites com vento ausente a fraco-moderado, por forma a evitar interferências na audibilidade das gravações e das respostas (Tomé & Silva 1994).

Em torno dos pontos de presença confirmada foram definidas zonas onde seria muito improvável existir outro território, utilizando como raio o valor da distância

média entre pares de ninhos consecutivos conhecidos (2,1 km;  $n=8$ ). Em casos de sobreposição superior a 50% do raio, considerou-se a possibilidade de se tratarem de indícios de presença dos indivíduos de um mesmo território, tendo-se eliminado um dos pontos, seguindo um critério baseado na probabilidade de corresponderem à ocupação de um território (tendo em conta a quantidade e o tipo de vestígios encontrados). Os resultados foram extrapolados para a área florestada, dada a importância das árvores enquanto estrutura de nidificação na área de estudo (Roque 2003). O valor encontrado foi convertido numa estimativa da densidade populacional (n.º de casais por km<sup>2</sup>).

#### Seleccção de habitat

Foram comparados 54 territórios ocupados pela Coruja-das-torres (definidos no cálculo da estimativa populacional média) e



**Figura 1.** Localização da área de estudo no território nacional. A sombreado claro: área agrícola; a sombreado escuro: área florestal. / **Figure 1.** Study area with farming area (light shaded) and wooded area (dark shaded).

54 territórios de igual dimensão, seleccionados aleatoriamente a partir de uma grelha definida sobre a área do concelho. Para a selecção dos territórios aleatórios não foram definidos quaisquer pressupostos relacionados com as condições existentes ou com a ausência de Corujas-das-torres, pelo que poderão ter sido abrangidas áreas igualmente ocupadas pela espécie. Em todas estas áreas foram quantificados 26 biótopos e 15 parâmetros paisagísticos (Tabela 2). Os biótopos foram discriminados de acordo com uma adaptação da Nomenclatura da Carta Digital de Ocupação do Solo de Portugal Continental (IGP 1990), e as áreas de cada um dos biótopos contidos nos territórios em análise foram calculadas recorrendo à extensão Xtools do programa ArcView GIS 3.1. Os restantes parâmetros paisagísticos (definidos por Elkie *et al.* 1999) foram calculados recorrendo à extensão Patch Analyst 2.2 do programa ArcView GIS 3.1.

Todas as variáveis foram submetidas ao teste *t* de student (Zar 1996) ou ao teste não paramétrico de Mann-Whitney (Sokal & Rolph 1995, Zar 1996). As variáveis que nas análises univariadas registaram valores de  $P < 0,25$  foram introduzidas no modelo inicial de regressão logística (Hosmer & Lemeshow 1989), juntamente com todas as interações entre variáveis seleccionadas do mesmo tipo, i.e. entre áreas de diferentes biótopos e entre índices paisagísticos.

A análise de regressão logística permitiu testar simultaneamente a contribuição de cada variável independente (proporção dos vários biótopos e valores dos parâmetros paisagísticos) para a presença ou ausência da Coruja-das-torres nos diferentes territórios (variável dependente). As variáveis e interações não significativas ( $P > 0,05$ ) foram eliminadas sequencialmente por ordem crescente de significância, recorrendo à estatística de Wald (Hosmer & Lemeshow 1989, Menard 1995).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Estimativa populacional

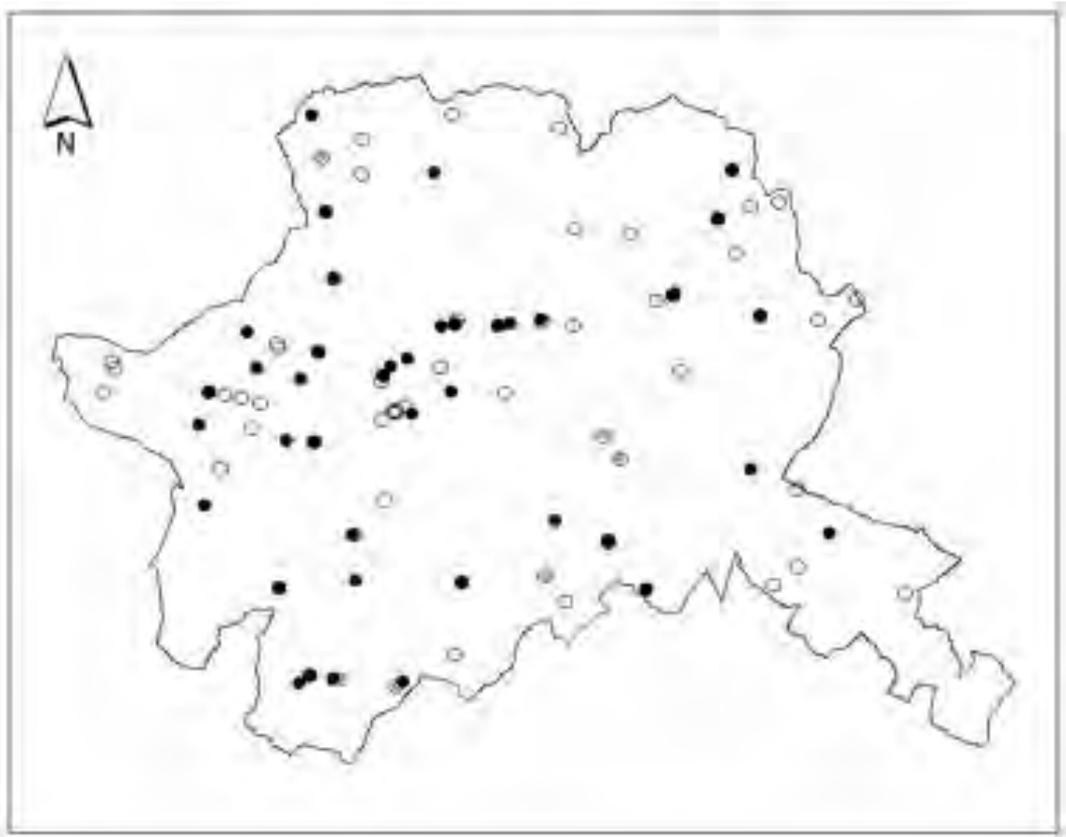
No cálculo da estimativa populacional foram considerados 91 pontos onde se registou a presença da Coruja-das-torres, correspondentes a 41 ninhos, 44 poisos e 6 pontos de escuta (Figura 2). Estimou-se a existência de 55 territórios, correspondendo a uma densidade populacional de 0,05 casais/km<sup>2</sup>. O valor da estimativa com extrapolação foi calculado em 83 territórios, correspondendo a uma densidade populacional de 0,07 casais/km<sup>2</sup>. Este valor deverá, no entanto, estar algo sobrestimado, uma vez que transporta para as áreas florestadas territórios cuja dimensão se baseia em distâncias entre ninhos existentes na zona agrícola do concelho, onde o habitat será, à partida, mais favorável para a espécie (Bunn *et al.* 1982, Mikkola 1983, de Bruijn 1994, Elias *et al.* 1998). De acordo com as informações recolhidas em inquéritos e em conversas com proprietários, trabalhadores rurais e guardas florestais, a área florestada parece ser bastante importante para a Coruja-das-torres (Roque 2003). Face à prospecção ter incidido essencialmente em estruturas construídas pelo Homem (em maior densidade nas zonas agrícolas), existe uma lacuna de informação relativamente à área florestada. A obtenção de uma estimativa mais fiável para essas zonas poderá passar pela realização de pontos de escuta de forma sistemática, cobrindo toda a área florestal do concelho e servindo de base a uma prospecção intensiva de árvores com cavidades propícias à nidificação.

Os valores das estimativas regionais existentes em Portugal apontam para a grande importância da região do Vale do Tejo para a Coruja-das-torres (Tabela 1). Os resultados do estudo de Tomé & Valkama (2001) sobre a fenologia da espécie na Reserva Natural do

Estuário do Tejo já apontavam para a existência de populações importantes de Coruja-das-torres no Vale do Tejo, tendo em conta o número extremamente elevado de juvenis ocorrente na zona da Ponta da Erva durante o período não reprodutor. Os resultados do presente trabalho parecem apoiar essa hipótese, realçando a importância de trabalhos futuros que permitam compreender a dinâmica dos movimentos nesta região, por exemplo, através da anilhagem de juvenis nos ninhos e da tentativa de recaptura dos indivíduos anilhados na zona do Estuário do Tejo.

### Seleção de habitat

Nos testes univariados, apenas a área de arrozal (ARRO) apresentou diferenças significativas entre os territórios ocupados pela Coruja-das-torres e os territórios aleatórios (Tabela 2), havendo uma área de arrozal superior nos territórios ocupados pela espécie. O arrozal constitui uma das principais monoculturas da região, estando essencialmente concentrado nos terrenos das margens do rio Sorraia. Pelo facto de estarem normalmente associados a um sistema de valas com vegetação herbácea desenvolvida, os



**Figura 2.** Localização e tipo dos pontos de presença da Coruja-das-torres na área de estudo. ● – locais de nidificação, ○ – poisos, ⊙ – pontos de escuta onde se registou resposta de Coruja-das-torres. / **Figure 2.** Presence of Barn Owl in the study area: ● – nesting sites, ○ – roosting sites, ⊙ – point counts with Barn Owl positive responses to playbacks.

**Tabela 1.** Estimativas populacionais de Coruja-das-torres em diferentes localidades de Portugal. / **Table 1.** Regional Barn Owl population estimates in Portugal.

Localização/Region	Densidade/Density (casais/km <sup>2</sup> ) (pairs/km <sup>2</sup> )	Autores / References
Distrito de Aveiro e concelhos limítrofes	0,01	Fernandes 1991
Parque Natural de S. Mamede e concelhos limítrofes	0,02	Santos 1998
Ponta da Erva	0,16	Tomé 1994
Reserva Natural do Estuário do Tejo	0,03	Leitão et al. 1998
Ciborro (Montemor-o-Novo)	0,07	R. Lourenço (com. pess.)
São Manços (Évora)	0,02	R. Lourenço (com. pess.)
Nordeste Algarvio	0,01	Lourenço et al. 2002
Parque Natural do Nordeste Algarvio e Sudeste Alentejano	0,01	Álvoro 2002
Coruche (Santarém)	0,07	Roque & Tomé 2003

**Tabela 2.** Resultados da análise univariada aplicada a 26 biótopos e a 14 parâmetros paisagísticos referentes a 54 territórios de Coruja-das-torres e 54 territórios aleatórios: variáveis seleccionadas para entrar no modelo de regressão logística. Biótopos: AGRI – agrícola, ARRO – arrozal, FLOR – florestal, EUCA – eucaliptal, MAZI – montado de azinho, MMIS – montado misto, POVVM – povoamento misto, C30-50 – cobertura florestal entre 30 e 50 %. Índices paisagísticos: MEDPS – mediana do tamanho das parcelas, MPAR – média das razões perímetro/área das parcelas, MSI – razão entre a soma do perímetro de todas as parcelas e a raiz quadrada da área total das parcelas, ajustada à forma circular e dividida pelo número de parcelas, SDI – índice de diversidade de Shannon (Elkie et al. 1999). / **Table 2.** Results of univariate analysis applied to 26 habitat types and 14 landscape parameters referring to 54 Barn Owl territories and 54 random territories: variables selected to enter the logistic regression model. Habitats: AGRI – farmed fields, ARRO – rice fields, FLOR – wooded fields, EUCA – eucalyptus fields, MAZI – “montado” with *Quercus rotundifolia*, MMIS – “montado” with *Quercus suber* and *Q. rotundifolia*, POVVM – mixed woods, C30-50 – trees covering 30 to 50 % of the territory. Landscape parameters: MEDPS – median patch size, MPAR – Mean of the ratio perimeter/area of each patch, MSI – mean shape index, SDI – Shannon’s diversity index (Elkie et al. 1999).

Variáveis/ Variables	t	U	P	Média±Desvio Padrão/ Mean ± SD		
				Territórios ocupados Barn Owl territories	Territórios aleatórios Random territories	
Biótopos/ Habitat types	AGRI	1,667	–	0,099	93,39±150,61	162,84±266,59
	ARRO	2,260	–	0,026	5,66±19,35	20,63±44,69
	FLOR	1,827	–	0,071	0,11±0,04	0,13±0,08
	EUCA	1,875	–	0,063	8,53±30,28	0,78±1,86
	MAZI	–	1290,0	0,233	0,21±0,51	0,26±0,56
	MMIS	–	1281,5	0,238	0,72±1,28	0,90±1,49
	POVVM	1,357	–	0,178	0,41±0,36	0,56±0,74
	C30-50	–	1270,5	0,247	55,01±74,56	44,69±73,08
Índ. Paisagísticos/ Landscape parameters	MEDPS	–	1264,5	0,234	5,38±2,01	5,07±2,16
	MPAR	1,312	–	0,192	2,09×10 <sup>10</sup> ±1,05×10 <sup>11</sup>	2,21×10 <sup>9</sup> ±6,03×10 <sup>9</sup>
	MSI	–	1378,0	0,623	1,74±0,08	1,74±0,10
	SDI	–	1215,0	0,135	0,96±0,17	1,00±0,19

arrozais proporcionam a existências de boas densidades de micromamíferos e de outras presas (van der Hut *et al.* 1992, de Bruijn 1994); para além disto, são habitats abertos, onde as presas se encontram bastante acessíveis, sobretudo durante a fase de restolho. Devido à grande disponibilidade de recursos tróficos (i.e. sementes que permanecem no solo após a ceifa), os restolhos apresentam também elevadas densidades de presas, sendo um dos biótopos seleccionados pela Coruja-das-torres na Ponta da Erva (Tomé 1994).

Apesar de não significativo, o eucalipto (EUCA) apresentou um valor de probabilidade bastante baixo (o segundo menor) nos testes univariados (Tabela 2), representando uma área inferior nos territórios de Coruja-das-torres. A associação negativa da espécie a este habitat foi também referida por outros autores (Fernandes 1991, Santos 1998). Esta influência está provavelmente relacionada com a baixa riqueza, em termos de comunidades vegetais e faunísticas (levando a baixas densidades de presas), normalmente associada à presença do eucalipto *Eucalyptus globulus*.

O facto de não terem existido diferenças significativas entre a representatividade dos restantes biótopos nos territórios aleatórios e ocupados pela Coruja-das-torres poderá significar que a espécie se encontra relativamente bem adaptada à maior parte dos biótopos existentes no concelho de Coruche. É possivelmente também por essa razão que os territórios se encontram bem distribuídos por toda a área (Roque 2003). Por outro lado, a selecção de biótopos poderá fazer-se mais marcadamente a outra escala, envolvendo, por exemplo, características do micro-habitat não detectadas pela análise efectuada neste trabalho. De realçar também que a utilização de pontos aleatórios em vez de pontos de ausência confirmada da Coruja-das-torres constitui uma fonte de imprecisão, que poderá ter reduzido a probabilidade de se encontrarem diferenças

significativas em relação a um maior número de variáveis. No entanto, dada a aparente importância da utilização das árvores (Roque 2003), a confirmação da ausência da espécie implicaria a inspecção intensiva de cavidades naturais, sendo incomportável a sua realização no âmbito deste trabalho.

Na regressão logística multivariada não se verificaram influências significativas de nenhum dos biótopos no estabelecimento da Coruja-das-torres. Por outro lado, registou-se uma associação entre a complexidade (MPAR) e a diversidade (SDI) das parcelas com a distribuição da espécie (Tabela 3). De uma forma geral, nos territórios de Coruja-das-torres existe uma menor complexidade e uma maior diversidade da paisagem, não se verificando correlações significativas entre estas variáveis ( $r_s=0,004$ ,  $P>0,05$ ).

A maior diversidade paisagística, que poderá traduzir a existência de uma maior riqueza de biótopos ou uma distribuição mais equitativa do número de parcelas por biótopo, proporciona a ocorrência de mais orlas e zonas de transição, onde normalmente se desenvolvem micro-habitats que favorecem maiores densidades de micromamíferos (van der Hut *et al.* 1992, de Bruijn 1994), os quais constituem o principal grupo de presas da Coruja-das-torres na área de estudo (Roque 2003).

Por outro lado, os resultados indicam que uma menor complexidade de habitat parece favorecer a existência dos territórios de Coruja-das-torres. Este resultado não seria o mais esperado, uma vez que maiores valores de complexidade corresponderão a parcelas mais sinuosas e, conseqüentemente, com orlas mais extensas (onde as presas serão mais abundantes). O efeito das orlas (i.e. da complexidade da forma), associado à diversidade das parcelas parece ter um efeito complexo, indicado também pela significância da interacção destas duas variáveis no modelo obtido. Estas variáveis e a sua relação poderão

**Tabela 3.** Resultados da análise multivariada de regressão logística aplicada a 12 variáveis e 34 interações, referentes a 54 territórios de Coruja-das-torres e 54 territórios aleatórios. MPAR – média da razão entre a soma dos perímetros e a soma das áreas das parcelas, SDI – índice de diversidade de Shannon. / **Table 3.** Results of multivariate logistic regression analysis applied to 12 variables and 34 interactions, referring to 54 Barn Owl territories and 54 random territories. MPAR – mean perimeter-area ratio, SDI – Shannon's diversity index.

Variáveis independentes/ Independent variables	<i>b</i>	SE	$W_k^2$	P
MPAR	0,005	0,002	4,709	0,030
SDI	5,758	2,196	6,873	0,009
MPAR*SDI	- 0,005	0,002	4,893	0,027
Constante	- 5,695	2,219	6,585	0,010

afectar a abundância de presas e a sua disponibilidade para as corujas, se interferirem, por exemplo, na existência de elementos paisagísticos como sebes naturais, valas, orlas de zonas florestadas (de Bruijn 1994, Taylor 1994) e cercas com postes que possam servir de poisos de caça para a Coruja-das-torres (Taylor 1994, Tomé & Valkama 2001). Na impossibilidade de interpretar a influência conjunta destas variáveis, é necessário promover estudos mais detalhados e a várias escalas, para avaliar exactamente o significado dos resultados obtidos.

**Agradecimentos:** à Câmara Municipal de Coruche pelo apoio logístico, ao Normando Ferreira pela ajuda nas visitas de prospecção, ao Prof. Dr. António Mira (Laboratório de Biologia da Conservação da Universidade de Évora) pelo apoio ao nível de SIGs, ao Dr. Pedro Segurado (Unidade de Macroecologia e Conservação – Centro de Ecologia Aplicada da Universidade de Évora) pela revisão da regressão logística e ao Dr. Rui Lourenço (Centro de Estudos da Avifauna Ibérica) pelas informações relativas às estimativas populacionais. Agradecemos também os

comentários de Bárbara Fráguas e Nuno Onofre, a uma versão final do manuscrito.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Álvaro, M.C. 2002. *Ecologia e Conservação da Coruja-das-torres (Tyto alba Scopoli, 1769) no Nordeste Algarvio e Sudeste Alentejano*. Relatório não publicado. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Andries, A.M., H. Gulinck & M. Herremans 1994. Spatial modelling of the Barn Owl *Tyto alba* habitat using landscape characteristics from SPOT data. *Ecography* 17: 278-287.
- Cody, M.L. 1985. *Habitat selection in birds*. Academic Press Inc, San Diego.
- Cramp, S. (Ed.) 1985. *The Birds of the Western Palearctic*, Vol. IV. Oxford University Press, Oxford.
- de Bruijn, O. 1994. Population ecology and conservation of the Barn Owl *Tyto alba* in farmland habitats in Liemers and Achterhoek (The Netherlands). *Ardea* 82: 41-109.
- Elias, G.L., L.M. Reino, T. Silva, R. Tomé & P. Geraldes (Coords.) 1998. *Atlas das Aves Invernantes do Baixo Alentejo*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Elkie, P., R. Remple & A. Carr 1999. *Patch Analyst User's Manual*. Ontario Ministry of Natural Resources, Northwest Science & Technology, Thunder Bay Ontario TM-002.
- Fernandes, C. 1991. *Alguns aspectos da biologia da coruja-das-torres (Tyto alba) na região de Aveiro*. Relatório não publicado. Universidade de Aveiro, Aveiro.
- Hildén, O. 1965. Habitat selection in birds: a review. *Annales Zoologica Fennica* 2: 53-75.
- Hosmer, D.W. & S. Lemeshow 1989. *Applied logistic regression*. Wiley Interscience Publication. John Wiley & Sons, New York.

- IGP. 1990. Carta de Ocupação do Solo. URL: [http://snig.igeo.pt/Portugues/Igd/html/frm\\_tipo\\_dados.html](http://snig.igeo.pt/Portugues/Igd/html/frm_tipo_dados.html)
- Leitão, D., P. Catry, H. Costa, G.L. Elias & L.M. Reino 1998. As aves do Estuário do Tejo. Instituto de Conservação da Natureza, Lisboa.
- Lourenço, R.F., M.P. Basto, R. Cangarato, M.C. Álvaro, V.A. Oliveira, S. Coelho & M.C. Pais 2002. The Owl (Order Strigiformes) Assemblage in the North-eastern Algarve. *Airo* 12: 25-33.
- Menard S.W. 1995. *Applied logistic regression analysis*. Sage university papers series: Quantitative applications in the social sciences, California.
- Mikkola, H. 1983. Owls of Europe. T& AD Poyser, Calton.
- Newton, I. 1979. *Population Ecology of Raptors*. Poyser, Berkhamsted.
- Roque, I. 2003. *A população de Coruja-das-torres Tyto alba (Scopoli 1769) no concelho de Coruche: abundância e distribuição, seleção de habitat, biologia de reprodução, alimentação e mortalidade*. Relatório não publicado. Universidade de Évora, Évora.
- Rufino, R. (Coord.) 1989. *Atlas das aves que nidificam em Portugal Continental*. Serviço Nacional de Parques Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Santos, S.M.L. 1998. *Rapinas nocturnas (Aves, Strigiformes do Parque Natural da Serra de São Mamede*. Relatório publicado. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Sokal, R. & F. Rolph 1995. *Biometry*. Freeman, New York.
- Taylor I. 1994. *Barn Owls: predator-prey relationships and conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tomé, R. 1994. *A coruja-das-torres (Tyto alba Scopoli, 1769) no estuário do Tejo: fenologia, dinâmica populacional, utilização do espaço e ecologia trófica*. Relatório não publicado. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Tomé, R. & J. Valkama 2001. Seasonal variation in the abundance and habitat use of Barn Owl *Tyto alba* on lowland farmland. *Ornis Fennica* 78: 109-118.
- Tomé, R. & T. Silva 1994. Métodos de censo de aves nocturnas. In Almeida J. & R. Rufino (eds). *Métodos de censos e atlas de aves*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- van der Hut, R.M.G., J. de Jong & E.R. Osieck 1992. *Biologie en bescherming van de Kerkuil Tyto alba: aanzet tot her beschermingsplan*. Technisch rapport (7). Vogelbescherming, Zeist.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall International Inc., New Jersey.

# SERÁ O AUMENTO DA DISPONIBILIDADE DE LOCAIS DE NIDIFICAÇÃO UMA MEDIDA DE GESTÃO EFICAZ PARA A RECUPERAÇÃO DO FRANCELHO EM PORTUGAL?

INÊS CATRY, SUSANA REIS, RITA ALCAZAR, ANA CORDEIRO, PEDRO ROCHA & ALDINA FRANCO



**RESUMO** - O Projecto Peneireiro-das-torres, coordenado pela Liga para a Protecção da Natureza (LPN) com co-financiamento do programa da União Europeia Life-Natureza (Contrato LIFE2002NAT/P/8481), teve início em Outubro de 2002 e tem como principal objectivo a recuperação da população de Francelbo (*Falco naumanni*) em Portugal. As áreas de intervenção do projecto compreendem as Zonas de Protecção Especial (ZPE) de Castro Verde e do Vale do Guadiana (onde se concentram cerca de 75% da população nacional) e ainda a ZPE de Campo Maior, utilizada actualmente apenas como área de alimentação. Durante o primeiro ano do Projecto Peneireiro-das-torres disponibilizaram-se na ZPE de Castro Verde 158 novos locais de nidificação. Estes locais resultaram de obras de melhoramento efectuadas nas cavidades existentes em duas torres de nidificação (36), da abertura de novas cavidades numa estrutura que já albergava uma colónia (25) e da construção de raiz de uma parede de nidificação (55). Foram ainda colocadas caixas-ninbo (42), na sua maioria em colónias já existentes. Em 2003, durante a monitorização realizada detectaram-se 349 a 376 casais em todo o território nacional, repartidos por 45 colónias. A taxa de ocupação por Francelbos dos novos locais disponibilizados para nidificação na época de nidificação de 2003 foi de cerca de 18%, correspondente a um total de 28 casais (16 em cavidades e 12 em caixas-ninbo), que corresponde a cerca de 8% da população nacional.

**IS THE AVAILABILITY OF NEW NESTS SITES AN EFFICIENT CONSERVATION MEASURE FOR THE PORTUGUESE LESSER KESTREL POPULATION?.** *The Project "Re-establishment of the Lesser Kestrel (*Falco naumanni*) in Portugal", coordinated by LPN (League for the Protection of Nature) and co-financed by the European Union Life-Nature Programme (Contract LIFE2002NAT/P/8481), started in October 2002 and aims to increase the Portuguese population of this species. The intervention areas of this project comprise the Special Protection Areas (SPA) of Castro Verde and Vale do Guadiana (holding more than 75% of the national population) and Campo Maior (where the species occurs but does not breed). Throughout the first year of the project, 158 new breeding sites were created by improving old unused cavities (36), by building new cavities in some colonies through agreements with the landowners (25) and by building new walls with suitable breeding cavities (55). Furthermore, 42 nest-boxes were placed in several known Lesser Kestrel colonies. During 2003, the census of the breeding population estimated 349 to 376 pairs for Portugal, in 45 colonies. In the current year the occupation rate of the new structures was 18%, corresponding to 28 pairs that used the new available breeding sites (16 cavities and 12 nest-boxes). This corresponds to 8% of the total number of breeding pairs.*

<sup>1</sup>Liga para a Protecção a Natureza (LPN), Estrada do Calhariz de Benfica 187, 1500-124 Lisboa, Portugal. e-mail peneireiro.torres@lpn.pt

O Francelho (*Falco naumanni*) é um pequeno falconiforme migrador classificado como globalmente ameaçado devido ao forte e recente declínio sofrido na sua área de reprodução no Paleártico Ocidental (Biber 1994, Collar *et al.* 1994, Biber 1996). O declínio verificado na Europa foi atribuído à contaminação das aves por pesticidas e metais pesados (Cramp & Simmons 1980, Bijlsma *et al.* 1988), à redução da disponibilidade de locais de nidificação (Araújo *et al.* 1990), à competição interespecífica e à alteração das práticas agrícolas (Gárzon 1968, Donázar *et al.* 1993, Parr *et al.* 1995).

O Francelho é uma espécie colonial que nidifica quase exclusivamente em cavidades de edifícios, sobretudo construções desabitadas, em ruínas e com cavidades nas paredes ou com telhados degradados, o que o torna particularmente tolerante à presença humana. A sua distribuição em Portugal estava por isso, no início do século XIX, estreitamente relacionada com inúmeras povoações do sul do país, detentoras de edifícios antigos e monumentos e rodeadas por extensas áreas abertas. Reis Júnior (1931) considerava o Francelho muito comum e abundante nas vilas alentejanas referindo que em Évora seriam tão abundantes como as andorinhas (Araújo *et al.* 1990). A sua área de distribuição regrediu drasticamente nas últimas décadas, em consequência do desaparecimento de inúmeros núcleos reprodutores (*e.g.* Portalegre, Elvas, Vila Viçosa, Beja, Marvão, Castro Marim, entre outros) (Araújo *et al.* 1990).

Um dos principais factores que terá contribuído para a regressão da espécie em Portugal foi o desaparecimento dos locais de nidificação, resultante da destruição e reconstrução de edifícios com colónias e à perseguição e perturbação humana. A colónia do castelo de Castro Marim desapareceu quando se realizaram obras de reconstrução iniciadas em 1980, existindo dados que levam

a supôr que o mesmo se terá passado noutros locais. Nesta mesma colónia, em 1939, foram deliberadamente retirados dos ninhos cerca de 200 ovos (Araújo *et al.* 1990).

O último censo nacional realizado em 2001 estimou a população nacional em 286 a 291 casais, repartidos por 34 colónias distribuídas maioritariamente no Baixo Alentejo (Rocha *et al.* 2002), registando-se um aumento relativamente ao censo de 1996 que contabilizou 155 a 158 casais em 10 colónias (Rocha *et al.* 1996). Actualmente, a única povoação onde a espécie ocorre como nidificante é a Vila de Mértola. Em Portugal, esta espécie tem o estatuto de Vulnerável, estando ainda incluída nos anexos das Convenções de Washington, Berna, Bona e Directiva Aves (SNPRCN 1990) e sendo considerada como Espécie Globalmente Ameaçada a nível europeu – SPEC1 (*Species of European Conservation Concern*).

Para inverter a tendência de declínio populacional que se tem verificado nas últimas décadas em Portugal, a LPN (Liga para a Protecção da Natureza) iniciou em Outubro de 2002 o Projecto Peneireiro-das-torres, cofinanciado pelo programa Europeu LIFE-Natureza (Contrato LIFE2002NAT/P/8481). Este projecto tem como objectivo recuperar as populações da espécie, aumentando o número de indivíduos e ampliando a sua área de distribuição, através do aumento dos locais de nidificação, melhoria das áreas de alimentação, diminuição da competição interespecífica e predação, e ainda através da divulgação ao público. As áreas de intervenção do projecto compreendem as Zonas de Protecção Especial (ZPE) de Castro Verde e do Vale do Guadiana, que albergam cerca de 75% da população portuguesa da espécie, e ainda a ZPE de Campo Maior, utilizada actualmente apenas como área de alimentação por indivíduos de colónias espanholas localizadas junto à fronteira.

Desta forma, este trabalho, realizado no âmbito do primeiro ano do Projecto LIFE Peneireiro-das-torres, teve como objectivos (i) realizar intervenções em vários locais da ZPE de Castro Verde com o objectivo de incrementar a disponibilidade de cavidades de nidificação para a espécie, (ii) avaliar o efeito da criação dos novos locais de nidificação e (iii) realizar um censo nacional da espécie.

## MÉTODOS

### Disponibilização de novos locais de nidificação

No início de 2003 efectuaram-se várias acções na ZPE de Castro Verde com vista ao melhoramento das condições de nidificação existentes e à disponibilização de novos locais de nidificação. Em todas as situações as intervenções efectuaram-se com base em resultados científicos obtidos no estabelecimento dos requisitos ecológicos da espécie. A selecção dos locais foi efectuada com base na disponibilidade de habitat adequado. Todos os novos locais disponibilizados foram monitorizados durante o período reprodutor para avaliar o sucesso da implementação destas medidas.

### Colónia na área de Castro Verde

Em 2003 foi estabelecido um protocolo com o proprietário de um monte abandonado onde se localizava uma colónia, que permitiu consolidar uma área de paredes quase em ruínas e abrir novas cavidades de nidificação na taipa. Fizeram-se também melhoramentos em antigos locais de nidificação debaixo de telha e disponibilizaram-se novos locais aproveitando frestas existentes nas paredes de um palheiro. No total disponibilizaram-se 25 novos locais de nidificação.

### Torres de nidificação

Durante o primeiro ano deste projecto, em 2003, procedeu-se à adaptação de 36 das 60 cavidades existentes nas duas torres de nidificação construídas em 1996 e 1999 pela LPN mas nunca antes utilizadas por Francelho. As alterações efectuadas compreenderam o alargamento da cavidade interior e da abertura de entrada e ainda a modificação do substrato.

### Parede de nidificação

Trata-se de uma parede de nidificação construída de raiz na ZPE de Castro Verde para potenciar a nidificação do Francelho. Esta estrutura, com cerca de 15 metros de extensão linear e 4,2 metros de altura, foi construída em tijolo de cimento e em taipa (material de construção tradicional que consiste na compressão de terra em blocos), onde foram disponibilizadas 55 cavidades, tentando recriar as condições de nidificação habituais da espécie.

### Colocação de caixas-ninho

De forma a reforçar a disponibilidade de locais de nidificação, colocaram-se 42 caixas-ninho em 7 colónias de Francelho e numa estrutura que não albergava qualquer casal (apenas três caixas-ninho).

### Censo nacional

Durante a época reprodutora de 2003, foram monitorizadas todas as colónias detectadas no censo nacional realizado em 2001 (Rocha *et al.* 2002) e também as novas colónias, identificadas durante a prospecção realizada em 2003 e através de informações de vários observadores.

Considerou-se a existência de uma colónia sempre que foi confirmada a nidificação de

pelo menos um casal da espécie numa dada estrutura isolada de outros locais de nidificação. As exceções são feitas na colónia de Mértola onde as várias estruturas na Vila onde a espécie cria são consideradas como uma única colónia e em Vila Fernando onde a espécie nidifica em montes de pedra e onde não foi feita uma monitorização que permitisse a identificação e separação de diferentes núcleos reprodutores.

Para estimar o efectivo reprodutor de cada colónia, realizaram-se visitas ao longo de toda a época de reprodução (entre Abril e Julho) para prospecção activa de ninhos (verificação de todas as cavidades e potenciais locais debaixo de telha). Em muitos casos recorreu-se ainda a períodos de observação da colónia à distância para detectar, através do movimento dos adultos, a localização dos

ninhos. Para o cálculo do efectivo populacional de cada colónia teve-se ainda em conta a existência de segundas posturas para evitar uma sobre-estimação do efectivo.

## RESULTADOS

### Disponibilização de novos locais de nidificação

#### *Colónia na área de Castro Verde*

A taxa de ocupação dos novos locais ( $n=25$ ) por Francelho foi de 16% ( $n=4$ ), albergando cerca de 30% da população reprodutora desta colónia (Tabela 1). A disponibilização de novas cavidades nesta colónia terá permitido o incremento da população na mesma, que passou de 6 a 7 casais em 2002 para 13 casais em 2003.

**Tabela 1.** Resultados da disponibilização de novos locais de nidificação para o Francelho (*Falco naumanni*) na ZPE de Castro Verde; número de ninhos disponibilizados, taxa de ocupação e ocorrência de outras espécies. / **Table 1.** Results of the implementation of new breeding sites for Lesser Kestrel (*Falco naumanni*) in the SPA of Castro Verde; number of new artificial nests, occupation rate and occurrence of other species.

	Ninhos disponibilizados <i>New artificial nests</i>	Ninhos ocupados (taxa de ocupação) <i>Occupied nests</i> (occupation rate)	Outras espécies (nº casais) <i>Other species</i> (number of pairs)
Colónia Castro Verde Castro Verde colony	25	4 (16%)	<i>Falco tinnunculus</i> (3) <i>Coracias garrulus</i> (1)
Torre Belver Belver Tower	17	3 (18%)	<i>Falco tinnunculus</i> (1) <i>Tyto alba</i> (1) <i>Corvus monedula</i>
Torre V. Gonçalves V. Gonçalves Tower	19	6 (32%)	<i>Falco tinnunculus</i> (1) <i>Coacas garrulus</i> (2)
Parede S. Marcos S.Marcos Wall	55	3 (5%)	<i>Falco tinnunculus</i> (2) <i>Coracias garrulus</i> (2) <i>Sturnus unicolor</i>
Caixas-ninho Nest-boxes	42	12 (29%)	<i>Falco tinnunculus</i> (2) <i>Coracias garrulus</i> (2) <i>Tyto alba</i> (1) <i>Corvus monedula</i> (2)
Total	158	28 (18%)	

### *Torres de nidificação*

Após a reestruturação das duas torres de nidificação, a ocupação por várias espécies foi imediata - numa das torres nidificaram 2 a 3 casais e na outra nidificaram 7 casais de Francelho (6 em cavidades modificadas e 1 numa caixa-ninho). As torres foram ainda ocupadas por Peneireiro (*Falco tinnunculus*), Coruja-das-torres (*Tyto alba*) e Gralha-de-nuca-cinzenta (*Corvus monedula*) (Tabela 1).

### *Parede de nidificação*

Apesar da edificação da parede ter sido concluída tardiamente relativamente ao início da época de nidificação (meados do mês de Abril), foi ocupada por 3 casais de Francelho, entre outras espécies (Tabela 1).

### *Colocação de caixas-ninho*

Foram ocupadas 12 das 42 caixas-ninho colocadas em 2003 (Tabela 1) e mais duas das colocadas em anos anteriores.

No total foram disponibilizados 158 novos locais de nidificação (116 cavidades e 42 caixas-ninho) dos quais 28 foram ocupados por Francelho, o que corresponde a uma taxa de ocupação de 18% (Tabela 1). Em 2003, estes novos locais albergaram 8% da população nacional da espécie.

As cavidades e caixas-ninho foram ainda ocupados por outras espécies com requisitos de nidificação semelhantes, como é o caso do Peneireiro, do Rolieiro (*Coracias garrulus*), da Coruja-das-torres e da Gralha-de-nuca-cinzenta.

### Censo nacional

Em 2003, durante a monitorização realizada detectaram-se 349 a 376 casais em todo o território nacional, repartidos por 45 colónias (Figuras 1 e 2).

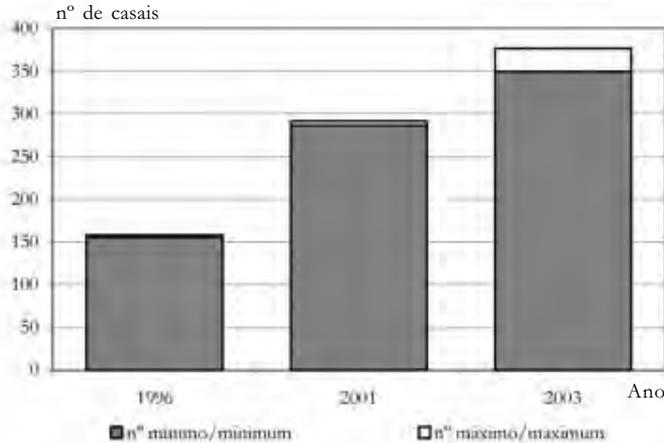
## DISCUSSÃO

### Disponibilização de novos locais de nidificação

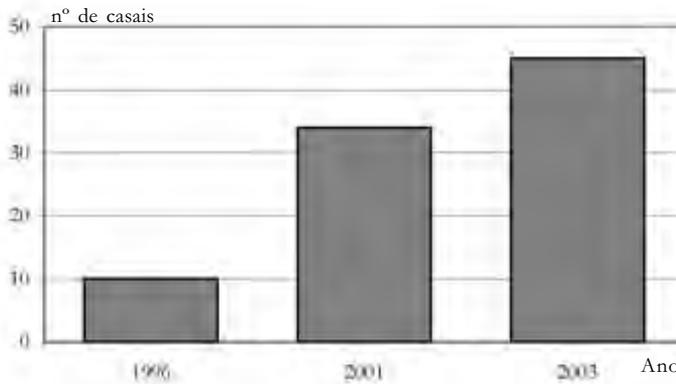
A disponibilidade de locais de nidificação é, frequentemente, um factor limitante para as populações de aves que nidificam em cavidades (Village 1983, Newton 1994 *in* Forero *et al.* 1996), podendo a competição interespecífica contribuir para reduzir essa disponibilidade e provocar um declínio populacional (González & Merino 1990). O elevado número de locais facilmente acessíveis faz aumentar a taxa de predação, funcionando como uma forte pressão selectiva sobre algumas populações (Bijlsma *et al.* 1988, González & Merino 1990). A disponibilização de ninhos artificiais é assim uma das medidas mais utilizadas para incentivar a reprodução destas espécies de aves (Newton 1979). O aumento no número de locais de nidificação poderá não só ter um papel directo no incremento do número de casais reprodutores mas também contribuir para a diminuição da competição interespecífica e da predação.

Em Portugal, a reduzida disponibilidade de locais de nidificação parece ser, em muitos locais, um importante factor limitante ao crescimento das colónias e à expansão da espécie em áreas onde o habitat de alimentação é favorável.

As acções efectuadas no âmbito do Projecto Peneireiro-das-torres permitiram aumentar o número de locais de nidificação disponíveis para a espécie na ZPE de Castro Verde. Este incremento reflectiu-se numa ocupação imediata de todos os tipos de locais disponibilizados, com taxas de ocupação que parecem ser bastante razoáveis, considerando que a ocupação ocorreu no primeiro ano após a sua colocação. É de esperar um incremento nesta taxa de ocupação nos próximos anos. Estes resultados indiciam que este tipo de



**Figura 1.** Estimativas do efectivo populacional de Francelho (*Falco naumanni*) em 1996 (Rocha *et al.* 1996), 2001 (Rocha *et al.* 2002) e 2003 (presente estudo). / **Figure 1.** Estimates of the portuguese Lesser Kestrel (*Falco naumanni*) population in 1996 (Rocha *et al.* 1996), 2001 (Rocha *et al.* 2001) and 2003 (present study).



**Figura 2.** Número de colónias de Francelho (*Falco naumanni*) recenseadas em 1996 (Rocha *et al.* 1996), 2001 (Rocha *et al.* 2002) e 2003 (presente estudo). / **Figure 2.** Number of Portuguese Lesser Kestrel colonies (*Falco naumanni*) in 1996 (Rocha *et al.* 1996), 2001 (Rocha *et al.* 2002) and 2003 (present study).

acções podem desempenhar um papel fundamental na manutenção e incremento da população portuguesa de Francelho. Dado que as caixas-ninho representam uma intervenção com carácter mais efémero, dever-se-á procurar investir em soluções com um carácter de maior permanência, que possibilitem uma ocupação pela espécie menos dependente da constante intervenção humana. Nos próximos dois anos de Projecto está programado o alargamento destas intervenções para a ZPE do Vale do Guadiana e de Campo Maior. Nesta última, onde a espécie deixou de nidificar recentemente em consequência da derrocada da estrutura que albergava a última colónia na região, espera-se criar condições para que a espécie volte a nidificar. Nesta área ainda são

observados com alguma regularidade indivíduos desta espécie, provavelmente provenientes de colónias espanholas localizadas junto à fronteira.

#### Censo nacional

Nem todas as colónias monitorizadas em 2001 se mantiveram em 2003. De facto, os locais onde se registou o desaparecimento de Francelho correspondiam a colónias com reduzido número de casais. Neste último censo, foram também detectadas novas colónias, como consequência provável do aumento no número de casais e, também, da disponibilização de novos locais propícios à nidificação. Na região prospectada,

nomeadamente no Baixo Alentejo, o número de montes desabitados é elevado e a degradação destes é muito rápida. No intervalo de dois anos que separa os dois censos, uma estrutura pouco degradada pode tornar-se numa estrutura potencial de nidificação para vários casais. Em vários casos, o aumento do número de casais numa dada colónia está directamente relacionada com a disponibilização de um maior número de locais de nidificação em consequência da degradação das estruturas. Mas a degradação progressiva das estruturas que albergam colónias pode também condicionar, pela negativa, o efectivo reprodutor destas. A queda dos telhados constitui um dos principais factores de diminuição da disponibilidade de locais de nidificação e conduz a médio prazo à rápida derrocada das paredes de taipa e consequente desaparecimento do edifício.

As estimativas apresentadas dizem respeito a resultados obtidos apenas durante três anos de censos e, como tal, o aumento aparente do número de casais reprodutores deve ser analisado cuidadosamente. O aumento no efectivo populacional registado entre 1996 e 2001 deveu-se, essencialmente, ao incremento do número de casais observado nas principais colónias existentes na ZPE de Castro Verde, favorecendo a dispersão de indivíduos e o aparecimento de novas colónias nas proximidades. Poderá ser também, consequência do maior esforço de prospecção realizado que terá permitido descobrir novas colónias provavelmente já existentes e não detectadas anteriormente (Rocha *et al.* 2002). O aumento demográfico que ocorreu na ZPE de Castro Verde estará relacionado com as acções de melhoramento do habitat de nidificação, mediante disponibilização de cavidades e obras de consolidação de estruturas, algumas das quais efectuadas pela LPN desde 1994 com o apoio de anteriores projectos (como o Projecto Life-Natureza de

Conservação da Avifauna Estepária em Castro Verde) e confirmadas pelo respectivo acompanhamento por parte da LPN. Este aumento está ainda certamente relacionado com medidas de manejo de habitat decorrentes da Medida Agro-Ambiental designada Plano Zonal de Castro Verde (Rocha *et al.* 2002), que se reflectem na disponibilidade de habitat de alimentação. O aumento registado entre os dois últimos censos poderá dever-se a vários factores conjugados: à confirmação da tendência de incremento da população nacional da espécie, ao esforço continuado de melhoramento dos locais de nidificação e ainda, a uma prospecção crescente e mais minuciosa mesmo nas colónias já conhecidas.

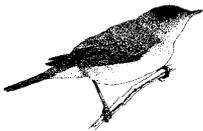
## REFERÊNCIAS

- Araújo, A. 1990. Datos sobre la evolución de las poblaciones de Cernícalo Primilla *Falco naumanni* en Portugal, com especial referencia al periodo 1975-1990: pp 71-81 in L. González, & M. Merino (eds). *El Cernícalo Primilla Falco naumanni en la Península Ibérica. Situación, problemática y aspectos biológicos*. ICONA. Série Técnica, Madrid
- Biber, J.P. 1994. Lesser Kestrel: pp 188-189 in G.M Tucker & M.F. Heath (eds). *Birds in Europe: their conservation status*. Birdlife International (Birdlife Conservation Series nº 3), Cambridge UK.
- Biber, J.P. 1996. International action plan for the Lesser Kestrel *Falco naumanni*: pp 191-203 in B. Heredia, L. Rose & M. Painter (eds). *Globally threatened birds in Europe: action plans*. Council of Europe and BirdLife International, Strasbourg.
- Bijlsma, S.E., J.M. Hagemeyer, G.J.M. Verkley & R. Zollinger 1988. *Ecological aspects of the Lesser Kestrel in Extremadura (Spain)*. Report 285 Werkgroep Dieroecologie, Vakgroep Experimentele Zoologie, Katholieke

- University, Nijmegen.
- Collar, N.J., M.J. Crosby & A.J. Stattersfield 1994. *Birds to watch 2: the world list of threatened birds*. Birdlife International (Birdlife Conservation Series n° 4), Cambridge UK.
- Cramp, S. & K.E.L. Simmons (eds). 1980. *The birds of Western Palearctic*, Vol. 2. Oxford University Press, Oxford.
- Donazar, J.A., J.J. Negro & F. Hiraldo 1993. Foraging habitat selection, land-use changes and population decline in the Lesser Kestrel *Falco naumanni*. *Journal of Applied Ecology* 30: 512-522.
- Forero, M.G., J.L. Tella, J.A. Donazar & F. Hiraldo 1996. Can interspecific competition and nest site availability explain the decrease of Lesser Kestrel *Falco naumanni* populations? *Biological Conservation* 78: 289-293.
- Garzón, J. 1968. Las rapaces y otras aves de la Sierra de Gata. *Ardeola* 14: 97-130.
- González, J.L. & M. Merino 1990. *El cernícalo primilla Falco naumanni en la Península Ibérica. Situación, problemática y aspectos biológicos*. ICONA, Serie Técnica, Madrid.
- Newton, I. 1979. *Population Ecology of raptors*. T & AD Poyser, Berkhamsted.
- Parr, S., P. Collin, S. Silk, J. Wilbraham, N.P. Williams & M. Yazar 1995. A baseline survey of Lesser Kestrels *Falco naumanni* in central Turkey. *Biological Conservation* 72: 45-53.
- Rocha, P.A., A. Araújo & C. Cruz 1996. A evolução das populações portuguesas do Francelho-das-torres *Falco naumanni*: pp 97-98 in *Actas do I Congresso de Ornitologia. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves. SPEA, Vila Nova de Cerveira, 1-3 Novembro, 1994. Lisboa*.
- Rocha, P., I. Catry & S. Reis 2002. Censo nacional do Francelho *Falco naumanni*. *Airo* 12: 3-9.
- SNPRCN 1990. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Vol.1 Mamíferos, Aves, Répteis e Anfíbios. Serviço Nacional de Parques Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Village, A. 1983. The role of nest-site availability and territorial behaviour in limiting the breeding density of kestrels. *Journal of Animal Ecology* 52: 635-645.

# OCORRÊNCIA, UTILIZAÇÃO DE HABITAT E DIETA DA TOUTINEGRA-DE-BARRETE-MACARONÉSICA *SYLVIA ATRICAPILLA GULARIS* NA ILHA DO PICO, AÇORES

V. NEVES<sup>1</sup>, J.A. RAMOS<sup>2</sup>, J. PEREIRA<sup>3</sup> & A.G. SILVA<sup>4</sup>



**RESUMO** - Este é o primeiro trabalho efectuado sobre a ocorrência, utilização de habitat e dieta da Toutinegra-de-barrete-macaronésica *Sylvia atricapilla gularis* na ilha do Pico, Açores. Avaliou-se a ocorrência da espécie na Primavera, Verão e Outono em três habitats (matos costeiros, floresta de exóticas e floresta natural de altitude) utilizando 20 pontos por habitat. A densidade de cada espécie vegetal foi caracterizada em redor de cada ponto ao longo de transectos de 30 m. Foram ainda marcadas plantas em cada habitat para determinar o seu período de frutificação. A dieta foi avaliada a partir da análise dos conteúdos estomacais de 67 indivíduos encontrados mortos ao longo de estradas. A ocorrência de Toutinegra macaronésica foi sempre mais elevada em florestas exóticas. Na floresta natural de altitude o número de pontos onde se registaram toutinegras no Verão foi significativamente superior aos do Outono e Inverno, o que sugere movimentos altitudinais. As aves preferiram áreas de vegetação com clareiras e com um elevado número de espécies que fornecem bagas, e evitaram áreas com Urze (*Erica azorica*). A Toutinegra macaronésica, na Ilha do Pico, é uma espécie generalista, que consome frutos de espécies nativas (nomeadamente *Myrica faia*, *Picconia azorica* e *Vaccinium cylindraceum*) e exóticas (nomeadamente *Pittosporum undulatum* e *Hedychium gardneranum*). Artrópodes (insectos, aracnídeos, diplopodes e isópodes) e Moluscos foram consumidos sobretudo na altura da reprodução. O carácter generalista desta espécie deverá contribuir para a dinâmica actual da vegetação, em particular na expansão de plantas exóticas ao longo do gradiente de altitude, uma vez que é um agente dispersor de espécies exóticas.

**ABUNDANCE, HABITAT USE AND DIET OF THE MACARONESIAN BLACKCAP *SYLVIA ATRICAPILLA GULARIS* ON PICO ISLAND, AZORES.** This is the first study on the occurrence, habitat use and diet of the Macaronesian Blackcap *Sylvia atricapilla gularis* on Pico Island, Azores. The occurrence was evaluated in Spring, Summer and Autumn in three habitats (coastal scrub, exotic forests and high altitude natural forest) using point-counts. The density of each plant species was evaluated at each point using 30 m long transects. Plant species were marked in each habitat to document their fruiting season. Diet was evaluated from stomach contents of 67 individual found dead along roads. The occurrence of Macaronesian Blackcap was always higher in exotic forests. At high altitude natural forests, the number of points with birds in summer was significantly higher than those in autumn and winter, which suggests altitudinal movements. Forest areas with openings and with a higher proportion of plants bearing fleshy fruits were preferred, whereas areas with *Erica azorica* were avoided. The Macaronesian Blackcap at Pico is a generalist bird taking fruits of native (mainly *Myrica faia*, *Picconia azorica* and *Vaccinium cylindraceum*) and exotic (mainly *Pittosporum undulatum* e *Hedychium gardneranum*) species. Arthropods (insects, arachnids, isopods and diplopods) and gastropods were taken mainly during the breeding season. The generalist character of this bird should contribute to the actual vegetation dynamics, notably the spread of exotic species along the altitudinal gradient.

<sup>1</sup>Calçada da Ajuda 119-2<sup>o</sup>Esq, 1300-007 Lisboa, Portugal. e-mail vaniavanilla@hotmail.com / <sup>2</sup>Instituto do Mar, Departamento de Zoologia, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 3004-517 Coimbra, Portugal. e-mail jramos@ci.uc.pt / <sup>3</sup>Vila Komonte 670H, S. Rafael, 8200-383 Albufeira, Portugal / <sup>4</sup>Instituto Superior de Psicologia Aplicada, Rua Jardim do Tabaco 34, 1149-041 Lisboa, Portugal.

Algumas aves frugívoras do Palearctico Ocidental tal como a Toutinegra-de-barrete-macaronésica *Sylvia atricapilla gularis*, o Pisco-de-peito-ruivo *Eritacus rubecula* e o Melro *Turdus merula azorensis* são residentes e comuns no Arquipélago dos Açores (Bannerman & Bannerman 1965, Ramos 1998). Na Europa estas espécies desenvolvem hábitos frugívoros no Outono e Inverno, ou pelo menos, adoptam dietas com uma alta proporção de frutos (Jordano 1988, Rey 1993). As florestas naturais de alta e média altitude presentes nos Açores são ricas em espécies de plantas que frutificam ao longo do ano (Sjögren 1984) e desta forma as aves frugívoras residentes podem beneficiar do facto da vegetação no arquipélago frutificar ao longo de praticamente todo o ano, podendo desempenhar um papel muito importante no ciclo reprodutivo de várias espécies de vegetação presente nos Açores.

No entanto, a vegetação natural foi gradualmente destruída e substituída por pastagens e invadida por espécies exóticas agressivas, especialmente pela Roca *Hedychium gardnerianum* e pelo Incenso *Pittosporum undulatum*. Estas espécies são uma ameaça à manutenção das florestas naturais de alta e média altitude e a sua abundância tem aumentado nos últimos anos (Ramos 1996, 1998). Se os frugívoros locais se alimentarem de plantas introduzidas poderão actuar como vectores de sementes, dificultando assim o controle de espécies vegetais invasoras (Ramos 1996).

A Toutinegra-de-barrete é uma dispersora de plantas comum e eficiente no Palearctico Ocidental, que se alimenta de frutos carnudos de forma oportunista (Jordano & Herrera 1981, Jordano 1987). Apesar de esta espécie ser comum nos Açores, para além de algumas observações efectuadas sobre a sua dieta na Ilha de S. Miguel (Ramos 1998), não existe praticamente informação sobre a ecologia desta espécie no arquipélago.

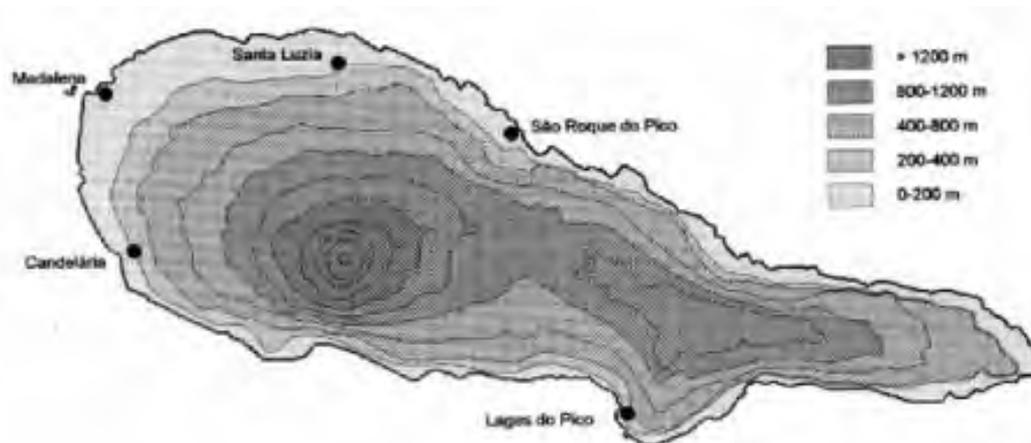
Neste trabalho examinou-se a variação

sazonal da ocorrência da Toutinegra-de-barrete-macaronésica na Ilha do Pico (Arquipélago dos Açores) a várias altitudes, a associação entre a presença desta espécie e a vegetação, e a dieta da espécie através de análises de conteúdos estomacais. O nosso principal objectivo foi investigar a importância relativa de espécies autóctones *versus* exóticas para a Toutinegra-de-barrete-macaronésica. Com base em estudos de frugivoria de Toutinegra-de-barrete na Europa (Jordano 1987a, 1987b, 1987c, Jordano & Herrera 1981, Rey 1993, Snow and Snow) consideramos que esta é uma espécie generalista e portanto poderá ser uma dispersora importante tanto para espécies autóctones como para exóticas. Por outro lado, dado o elevado grau de desconhecimento no que diz respeito às comunidades de aves residentes da Ilha do Pico e às relações com o meio envolvente, este trabalho irá contribuir para preencher essa lacuna existente.

## ÁREA DE ESTUDO

Este trabalho foi desenvolvido na Ilha do Pico - Açores (Figura 1). Esta ilha tem origem vulcânica recente e clima temperado oceânico. Apresenta uma riqueza específica baixa, e ao nível da flora foi ao longo dos anos fortemente afectada pelo Homem através da introdução de plantas exóticas, da desflorestação e da implantação de pastagens. No entanto, na Ilha do Pico existem ainda algumas das zonas de vegetação natural mais importantes do Arquipélago.

O estudo da ocorrência sazonal da espécie e utilização de habitat foi realizado em 3 tipos de habitat de acordo com a altitude: matos costeiros, floresta de exóticas e floresta natural de altitude. O primeiro habitat é bastante fragmentado e com muitas orlas, essencialmente dominado pelo Incenso *P. undulatum*, Faia *Myrica faya*, Urze *Erica azorica* e algumas zonas pelo Pau-branco *Picconia azorica*, que vai



**Figura 1.** Mapa da Ilha do Pico, evidenciando a variação de altitude na ilha (Isolinhas em cada 200m). / **Figure 1.** Map of Pico island, showing the variation of altitude in the island (Isolines every 200m).

até à faixa dos 150-200 m de altitude. Neste trabalho, este habitat foi dividido em fragmentos distribuídos ao longo da ilha, nomeadamente, na zona da Mirateca-Candelária, na zona do Cabrito-Sta. Lúzia, e na zona da Piedade (Figura 1). O segundo habitat corresponde a um habitat de média altitude, a meia encosta, e é basicamente um habitat muito modificado onde predominam espécies exóticas como *P. undulatum*, a Acácia *Acacia melanoxydon*, e *H. gardnerianum*, e também com uma grande quantidade de orlas e clareiras. Toda a área de estudo deste habitat se concentra na zona de Sta. Lúzia, entre as faixas dos 250 e os 400 metros (Figura 1). O terceiro habitat situa-se entre os 800 e os 1100 metros de altitude e foi dividido em 3 fragmentos: Cabeço do Sintrão (perto da Lagoa do Capitão), Cabeços do Mistério e Cabeços do Caveiro. Uma outra característica deste habitat são as inúmeras fendas, que no fundo são pequenos bosques, onde estão presentes espécimes de vegetação natural da ilha bem desenvolvidos.

## MÉTODOS

### Ocorrência sazonal da espécie ao longo do gradiente de altitude

A ocorrência da espécie foi avaliada ao longo de três estações (Primavera, Verão e Outono) em três tipos de habitats de acordo com a altitude (matos costeiros, floresta de exóticas e floresta natural de altitude), utilizando o método de “point counts” (Bibby *et al.* 1992). Foram utilizados 20 pontos em cada habitat, separados entre si por 150 m e afastados o mais possível das orlas do coberto, de modo a evitar o efeito de orla. Em cada época, cada ponto foi monitorizado duas vezes, de modo a perfazer 40 observações por habitat (no habitat costeiro foram monitorizados 25 pontos na primeira contagem e 15 na segunda).

Em cada ponto foram registado o número de *Toutinegras*, dentro e fora de um raio de 30 metros. O tempo de permanência em cada ponto foi de cinco minutos, com um período de espera de 1 minuto entre a chegada ao ponto e o início da contagem, para estabilização da avifauna. Em cada época

comparou-se o nº de pontos com aves (pontos com pelo menos um indivíduo dentro de um raio de 30 m) e sem aves por tipo de habitat, utilizando um teste Chi-quadrado.

### Utilização de habitat

A caracterização da área envolvente em cada um dos pontos de contagem, foi efectuada através da avaliação da densidade de cada espécie vegetal em 2 transectos de 30 metros em redor dos pontos marcados para avaliar a ocorrência da espécie. Ao longo destes transectos obteve-se uma medida da densidade de cada espécie vegetal, contabilizando a extensão ocupada por cada espécie ao longo de uma vara colocada à altura do peito e marcada com intervalos de 10 em 10 cm (Sutherland 1997). Estas medidas de densidade são expressas em percentagem. Assim, 100% de densidade corresponde ao facto de todos os intervalos de 10 cm apresentarem contactos com vegetação.

Em cada um dos habitats foram comparadas as características dos pontos mais utilizados ( $\geq 2$  indivíduos por ponto dentro de um raio de 30 metros) com as dos pontos menos utilizados ( $< 2$  indivíduos por ponto dentro de um raio de 30 metros), utilizando o teste de Mann-Whitney. Este teste foi utilizado uma vez que os dados de extensão de vegetação foram obtidos em termos de percentagem, e não apresentavam uma distribuição normal (Fowler & Cohen 1996). Em Setembro foi introduzida outra variável, “Plantas com fruto”, que é a soma de todas as plantas que dão fruto/semente que possa ser ingerido pela Toutinegra-de-barrete-macaronésica. Esta variante só foi introduzida em Setembro, pois é nesta altura que a maior parte das plantas frutifica. A determinação da altura de frutificação de algumas espécies vegetais importantes na dieta da espécie foi efectuada através da marcação de alguns espécimes e

verificação do seu estado de maturação ao longo das 3 estações (Primavera, Verão e Outono). Foram assinaladas todas as diferenças a partir de uma probabilidade de erro inferior a  $P < 0,10$ .

### Dieta

O estudo da dieta foi efectuado através da análise de conteúdos estomacais de 67 indivíduos de Toutinegra-de-barrete-macaronésica acidentados nas estradas principais da Ilha do Pico. Os indivíduos analisados foram divididos pelas 4 estações do ano e por altitudes onde foram encontradas (baixa altitude  $\leq 300$  m e alta altitude  $> 300$  m). A identificação dos itens vegetais foi feita com base numa colecção de referência elaborada a partir de material recolhido no local de estudo, e no Jardim Botânico do Faial. A identificação da componente animal, foi efectuada através do reconhecimento de peças características do exoesqueleto. Após identificação, os itens de cada amostra foram colocados numa caixa de Petri com quadrículas de 0,5 mm de lado, e a percentagem do volume total ocupado por cada item diferente foi estimado visualmente, em intervalos de 10%. Foi determinada a percentagem de material vegetal, animal e mineral (Herrera 1977) presente na amostra, em cada uma das 4 estações: Reprodução (de Junho a Agosto), Muda (de Setembro a Novembro), Inverno (de Dezembro a Fevereiro) e Primavera (de Março a Maio). Para cada item (vegetais e animais) foi calculada a frequência de ocorrência, ou seja o número de amostras em que determinado item ocorre (Rosenberg & Cooper 1990, Hartley 1948 *in* Eggers 2000).

## RESULTADOS

### Abundância sazonal da espécie ao longo do gradiente de altitude

Em cada uma das estações foi registada uma diferença significativa entre o número de pontos em que não se registaram aves e o número de pontos em que se registou pelo menos um indivíduo entre os três tipos de habitat (Tabela 1). Na Floresta Costeira e Floresta de Exóticas foram registadas toutinegras em praticamente todos os pontos em cada uma das estações, mas na Floresta Natural de Altitude foram detectados menos pontos com aves, o que permite explicar a diferença existente entre os três habitats (Tabela 1). Na Floresta Natural de Altitude foi ainda registada uma diferença significativa entre o número de pontos com aves e sem aves entre as 3 estações do ano (percentagem de pontos com aves= 47,5%, 87,5% e 52,5%, respectivamente na Primavera, Verão e Outono;  $\chi^2_2=16,22$ ;  $P<0,001$ ;  $n=40$ ). Esta diferença explica-se pelo facto do número de pontos em que foram registadas toutinegras no Verão, ser muito superior ao valor esperado (35:25).

### Utilização de Habitat

Dos três habitats a Floresta Natural de Altitude apresentou uma densidade de vegetação bastante superior aos restantes dois habitats (Tabela 2). O Habitat Costeiro caracterizado, apresentou uma densidade de vegetação mais

reduzida (14,8%) , sendo dominado por *P. undulatum* (5,68%), *M. faya* (2,25%), *E. azorica* (1,71%), Feto-comum *Pteridium aquilinum* (1,20%) e *P. azorica* (1,04%). Deve realçar-se que esta última espécie apenas se encontrou nos transectos efectuados na zona Costeira de Sta. Lúzia (Cabrito). As restantes espécies ocorreram esporadicamente e em muito pouca quantidade, excepto o caso da Figueira *Ficus carica* e da Silva *Rubus sp.*, um pouco mais frequentes em qualquer uma das zonas de estudo deste habitat. É ainda curioso, o aparecimento de espécies endémicas típicas de uma altitude muito superior, como é o caso do Cedro-do-mato *Juniperus brevifolia* e do Tamujo *Myrsine africana*. Estas espécies só foram encontradas na zona da Piedade.

O Habitat de média altitude (Tabela 2) com exóticas, é um habitat essencialmente de árvores com um porte alto (*A. melanoxyylon*, *P. undulatum*, Criptoméria *Cryptomeria japonica*, *M. faya* com alturas superiores a 5 metros) e portanto ainda mais aberto (densidade de vegetação=9,75%) do que o habitat costeiro. Neste habitat estavam essencialmente presentes *P. undulatum* (2,89%), *A. melanoxyylon* (0,94%), e outras plantas de porte mais baixo como *P. aquilinum* (1,83%), *H. gardnerianum* (1,28%) e *Rubus sp.* (0,71%). Quanto às espécies endémicas e autóctones, apareceram esporadicamente no meio da vegetação exótica, sendo o Louro *Laurus azorica*, *M. faya* e *E. azorica* aquelas que mais se destacaram (Tabela 2).

No Habitat de Floresta Natural em Altitude (Tabela 2), predominaram as espécies

**Tabela 1.** Variação sazonal na percentagem de pontos ( $n = 40$ ) em que se registou a presença de Toutinegra-de-barrete-macaronésica na Ilha do Pico, por tipo de habitat. / **Table 1.** Seasonal variation in the percentage of points ( $n=40$ ) with Macaronesian Blackcaps per different habitats, in Pico Island.

Estação Season	Matos costeiros Coastal scrub	Floresta de Exóticas Exotic forests	Floresta Natural High altitude natural forests	$\chi^2$	$P <$
Primavera/ <i>Spring</i>	97,50%	100%	47,50%	47,0	0,001
Verão/ <i>Summer</i>	100%	100%	87,5%	10,2	0,001
Outubro/ <i>Autumn</i>	97,50%	100%	52,50%	41,0	0,001

**Tabela 2.** Composição da Vegetação nos três Habitats: Matos Costeiros, Floresta de Exóticas e Floresta Natural de Altitude. Para cada espécie foi obtida uma medida de densidade, medindo a extensão ocupada pela vegetação com uma cana marcada de 10 em 10 cm e colocada à altura do peito (ver métodos). Os valores apresentados são a média  $\pm$  desvio padrão da densidade de vegetação de cada espécie ( $n = 20$  pontos por habitat). \* representa as espécies com bagas em Setembro. / **Table 2.** Composition of vegetation in the three habitats: coastal scrub, exotic forests and high altitude natural forest. For each species a measure of density was obtained measuring the length occupied by each vegetation type with a rod placed at breast height and marked at 10 cm intervals. Values presented are mean  $\pm$  standard deviation of the density of each plant species ( $n = 20$  points per habitat). \* represents the species with fleshy fruits in September.

Espécies		Média $\pm$ Desvio padrão		
Nome Comum	Nome científico	Costeiro	Exóticas	Altitude
Incenso*	<i>Pittosporum undulatum</i>	5,68 $\pm$ 3,41	2,89 $\pm$ 1,58	0
Faia*	<i>Myrica faya</i>	2,25 $\pm$ 2,03	0,52 $\pm$ 0,58	0
Urze	<i>Erica azorica</i>	1,71 $\pm$ 2,34	0,26 $\pm$ 0,63	6,13 $\pm$ 3,75
Fetos	Várias espécies	1,20 $\pm$ 2,52	1,83 $\pm$ 2,22	2,67 $\pm$ 2,71
Pau-branco*	<i>Picconia azorica</i>	1,04 $\pm$ 2,16	0,06 $\pm$ 0,12	0
Figueira*	<i>Ficus carica</i>	0,97 $\pm$ 2,57	0	0
Silva*	<i>Rubus</i> sp.	0,94 $\pm$ 1,66	0,71 $\pm$ 0,61	0,89 $\pm$ 1,00
Cedro*	<i>Juniperus brevifolia</i>	0,27 $\pm$ 0,89	0	8,53 $\pm$ 3,21
Vinha*	<i>Vitis</i> sp.	0,17 $\pm$ 0,71	0	0
Lantana*	<i>Lantana Camara</i>	0,10 $\pm$ 0,31	0	0
Ameixeira	<i>Prunus domestica</i>	0,10 $\pm$ 0,36	0	0
Uva de Cão*	<i>Phytolaca americana</i>	0,08 $\pm$ 0,17	0,03 $\pm$ 0,15	0
Tabaqueira*	<i>Sollanum sublobatum</i>	0,08 $\pm$ 0,19	0,05 $\pm$ 0,11	0
Louro	<i>Laurus azorica</i>	0,05 $\pm$ 0,17	0,51 $\pm$ 0,51	0,56 $\pm$ 0,77
Senécio	<i>Senecio petasitis</i>	0,05 $\pm$ 0,12	0	0
Ageratina	<i>Ageratina adenophora</i>	0,03 $\pm$ 0,16	0,004 $\pm$ 0,02	0
Tamujo*	<i>Myrsine africana</i>	0,02 $\pm$ 0,08	0	2,11 $\pm$ 1,15
Gramíneas	Várias espécies	0,01 $\pm$ 0,05	0	0,08 $\pm$ 0,35
Hera*	<i>Hedera azorica</i>	0,01 $\pm$ 0,05	0,02 $\pm$ 0,09	0,06 $\pm$ 0,20
Rabo Raposa	<i>Chenopodium</i> sp.	0,01 $\pm$ 0,04	0	0
Jarro	<i>Zantedeschia aethiopica</i>	0,01 $\pm$ 0,03	0,01 $\pm$ 0,03	0
Erva leiteira	<i>Euphorbia azorica</i>	0,005 $\pm$ 0,02	0	0
Funcho	<i>Foeniculum vulgare</i>	0,002 $\pm$ 0,01	0	0
Roca*	<i>Hedychium gardnerianum</i>	0	1,28 $\pm$ 1,52	0
Acácia	<i>Acacia melanoxylon</i>	0	0,94 $\pm$ 0,86	0
Castanheiro	<i>Castanea sativa</i>	0	0,21 $\pm$ 0,42	0
Criptoméria	<i>Cryptomeria japonica</i>	0	0,18 $\pm$ 0,38	0
Azevinho*	<i>Ilex perado azorica</i>	0	0,12 $\pm$ 0,22	6,00 $\pm$ 3,65
Sanguinho*	<i>Frangula azorica</i>	0	0,07 $\pm$ 0,12	0,20 $\pm$ 0,42
Uva-da-Serra*	<i>Vaccinium cylindraceum</i>	0	0,01 $\pm$ 0,06	4,01 $\pm$ 1,14
Malfurada*	<i>Hypericum foliosum</i>	0	0,01 $\pm$ 0,03	0,35 $\pm$ 0,41
Smilax	<i>Smilax divaricata</i>	0	0,004 $\pm$ 0,02	0,38 $\pm$ 0,48
Cardos	Várias espécies	0	0,002 $\pm$ 0,01	0
Queiró	<i>Calluna vulgaris</i>	0	0	2,66 $\pm$ 4,91
Folhado	<i>Viburnum tinus subcordatum</i>	0	0	1,08 $\pm$ 2,34
Juncos	<i>Juncus</i> sp.	0	0	0,20 $\pm$ 0,49

autóctones e endémicas açoreanas. A vegetação foi mais densa (64,10%), sendo dominada por *J. brevifolia* (8,53%), *E. azorica* (6,13%), Azevinho

*Ilex perado azorica* (6,00%), Uva-da-Serra *Vaccinium cylindraceum* (4,01%), Queiró *Calluna vulgaris* (2,66%) e *M. africana* (2,11%). Os Fetos

também apareceram em quantidade razoável (2,67%), embora compreendendo várias espécies (nomeadamente *P. aquilinum* e *Culcita macrocarpa*).

Na Tabela 3 apresentam-se os dados do teste Mann-Whitney para as variáveis cuja probabilidade associada a um erro tipo I é inferior a 0,10. Assim, para a Floresta Costeira no mês de Abril (Primavera), a cobertura de *E. azorica* foi a única variável significativamente diferente entre os dois tipos de pontos. Uma vez que os pontos mais utilizados apresentavam uma cobertura menor de *E. azorica*, tal denota uma relação significativa negativa entre a maior presença das aves e a Urze. Não foi detectada nenhuma outra diferença significativa, nem mesmo com aquelas espécies que são utilizadas na sua alimentação, provavelmente porque nesta época do ano ainda não ocorreu a frutificação da maioria das espécies. Já em Setembro (Outono), e no mesmo habitat (Tabela 3), notou-se haver uma relação negativa entre a presença de mais aves e a Uva-de-cão *Phytolaca americana*. A diferença entre os pontos com mais aves e os pontos com menos aves no que diz respeito às variáveis “*M. faya*”, “*Rubus* sp.” e “Plantas com fruto” foi quase significativa ( $0,5 < P < 0,10$ ). Assim, a análise da Tabela 3 sugere que as Toutinegras-de-barrete-macaronésicas deverão preferir áreas com *M. faya*, *Rubus* sp. e plantas com frutos, mas estes resultados devem ser interpretados com cuidado devido ao número bastante reduzido de pontos pouco utilizados nesta altura do ano ( $n=4$ , Tabela 3).

Na Floresta de Exóticas, em Setembro (Outono) verificou-se uma diferença significativa entre pontos com mais aves e com menos aves para a variável “Plantas com bagas” e *P. undulatum*, estando as Toutinegras-de-barrete-macaronésicas associadas a plantas com bagas e a Incenso (Tabela 3).

Na Floresta Natural de Altitude em Abril (Primavera), não foi encontrada nenhuma diferença significativa, mas, mais uma vez, nesta

altura do ano as plantas ainda não haviam frutificado. Em Setembro (Outono), neste mesmo habitat, aparece uma associação positiva entre a ocorrência de fetos e as Toutinegras-de-barrete-macaronésica (Tabela 3).

### Dieta

Os resultados são apresentados na Figura 2, onde podemos observar que a Toutinegras-de-barrete-macaronésica apresentou um regime alimentar misto, dominado pela fracção vegetal, mesmo na época da Reprodução, altura em que a componente animal apresenta o valor máximo (48,92%). Nas restantes estações, em especial durante a Muda e o Inverno, a componente vegetal (sempre superior a 80%) é largamente superior à componente animal (inferior a 20%). O material mineral representa apenas uma pequena porção pouco significativa já que aparece em percentagens muito reduzidas e apenas no Inverno e na Primavera (0,24% e 1,86%, respectivamente), o que deverá estar relacionado com o seu efeito de atrito na digestão do material vegetal.

A dieta da Toutinegras-de-barrete-macaronésica diferiu entre as zonas de maior e menor altitude. Relativamente às espécies vegetais, nas zonas de menor altitude os frutos das espécies mais abundantes, quer exóticas (*P. undulatum* e *H. gardneranum*), quer autóctones (*M. faya*) predominaram na dieta (Tabela 4). Na Floresta de Altitude predominaram os frutos das espécies de Floresta Natural aí existentes (*J. brevifolia*, *V. cylindraceum* e *I. perado* spp *azorica*). As espécies existentes foram utilizadas na alimentação à medida que iam frutificando: assim, *P. azorica* foi consumido na altura da Reprodução enquanto as outras espécies foram consumidas nomeadamente entre o Outono e Primavera, altura em que apresentavam frutos. Estas observações denotam o carácter oportunista

**Tabela 3.** Comparação da densidade de cada espécie vegetal (em percentagem, ver métodos) entre os pontos mais utilizados ( $\geq 2$  indivíduos por ponto num raio de 30 m) e os pontos menos utilizados ( $< 2$  indivíduos por ponto num raio de 30 m) pela Toutinegra-de-barrete-macaronésica. Apresentam-se apenas as variáveis cujo valor de probabilidade é inferior a 0,10. A variável “plantas com bagas” é a soma das variáveis marcadas com \* na tabela 2, as quais foram avaliadas em Setembro. / **Table 3.** Comparison of vegetation density (in percentage) between points highly used by Macaronesian Blackcaps ( $\geq 2$  birds per point within 30 m radius) and points rarely used by Macaronesian Blackcaps ( $< 2$  birds per point within 30 m radius). Only variables with P-value $<0.10$  are shown. The variable “plantas com bagas (plants with fleshy fruits)” is the sum of the variables marked with \* in Table 2 .

Habitat	Variável	Pontos mais utilizados Média $\pm$ D.P.	Pontos menos utilizados Média $\pm$ D.P.	Mann-Whitney U=	P <
<u>Costeiro</u>					
Abril (n=14 e 11)	<i>Erica azorica</i>	0,67 $\pm$ 0,99	3,03 $\pm$ 2,90	41,0	0,04
Setembro (n=21 e 4)	<i>Myrica faia</i>	2,48 $\pm$ 2,13	0,99 $\pm$ 0,58	19,5	0,10
	<i>Rubus</i> sp	1,12 $\pm$ 1,76	0,02 $\pm$ 0,04	17,5	0,06
	<i>Phytolaca americana</i>	0,07 $\pm$ 0,17	0,17 $\pm$ 0,13	20,5	0,03
	Plantas com bagas	12,35 $\pm$ 6,85	7,04 $\pm$ 2,22	17	0,06
<u>Florestas exóticas</u>					
Setembro (n = 10 e 10)	<i>Pittosporum undulatum</i>	3,54 $\pm$ 1,65	2,24 $\pm$ 1,26	25,0	0,05
	Plantas com bagas	6,76 $\pm$ 2,11	4,79 $\pm$ 2,05	24,5	0,05
<u>Floresta natural de altitude</u>					
Setembro (n = 10 e 10)	Fetos	4,01 $\pm$ 3,27	1,33 $\pm$ 0,94	24	0,05

desta espécie na ilha do Pico. Um largo espectro de itens de origem animal apareceu na dieta o que sugere igualmente o carácter generalista da espécie.

## DISCUSSÃO

### Ocorrência ao longo do gradiente de altitude

Parece haver uma clara preferência da Toutinegra-de-barrete-macaronésica pelas zonas mais baixas, já que os resultados apontam para uma ocorrência superior nestas altitudes. Coloca-se a hipótese de existir uma movimentação de aves para as zonas mais altas durante o Verão, quando as condições climáticas se tornam mais amenas, uma vez que, nesta estação, a ocorrência de aves

aumentou significativamente em relação à ocorrência de Inverno. Após a reprodução, deverá existir um novo movimento de aves para as zonas baixas.

### Utilização de Habitat

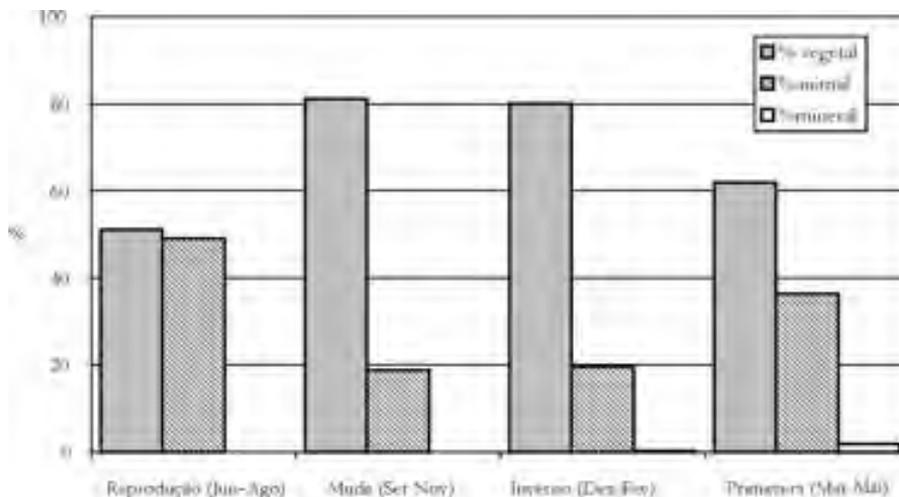
O estudo das relações da presença de aves com a vegetação permitem observar que estas preferem áreas de vegetação com clareiras e com um elevado número de espécies que dão bagas. A influência negativa que a *E. azorica* aparentou ter na escolha das aves, poderá ser explicada pelo facto de esta espécie não fornecer bagas para a Toutinegra-de-barrete-macaronésica. A possível associação destas aves com manchas de *M. faya*, *P. undulatum*, *Rubus* sp. e de Plantas com bagas, parece estar relacionada com a sua alimentação, a qual é

**Tabela 4.** Variação sazonal da dieta da Toutinegra-de-barrete-macaronésica: frequência de ocorrência dos diferentes itens alimentares (animais e vegetais) em indivíduos de Altitude e Baixa altitude (Matos Costeiros). Na época da Muda e Primavera não foram capturados indivíduos nas zonas de altitude. / **Table 4.** Seasonal variation in the diet of Macaronesian blackcaps: frequency of occurrence of different food items at high and low altitudes. In the moult period and in Spring there were no captures at high altitude.

	Reprodução <i>Breeding</i> (Jun- Ago)		Muda <i>Moult</i> (Set-Nov)	Inverno <i>Winter</i> (Dez-Fev)		Primavera <i>Spring</i> (Mar-Mai)
	Alt. n=4	Cost. n=9	Cost. n=6	Alt. n=1	Cost. n=40	Cost. n=7
<b>Mat. Vegetal</b>						
<i>Pittosporum undulatum</i>	0	0	0,33	1,00	0,85	0,43
<i>Myrica faya</i>	0	0,11	0,83	0	0,58	0,28
<i>Hedychium gardnerianum</i>	0	0	0,50	0	0,25	0
<i>Phytolaca americana</i>	0	0	0,17	0	0,02	0
<i>Sollanum sublobatum</i>	0	0,11	0,33	0	0,18	0,14
<i>Psidium grayava</i>	0	0	0,17	1,00	0	0
<i>Rubus</i> sp.	0	0	0,17	0	0	0
<i>Hedera azorica</i>	0	0	0	0	0,05	0,14
<i>Picconia azorica</i>	0	0,44	0	0	0	0
<i>Juniperus brevifolia</i>	0,25	0	0	0	0	0
<i>Vaccinium cylindraceum</i>	0,50	0	0	0	0	0
<i>Ilex perado</i>	0,25	0	0	0	0	0
<b>Mat não ident.</b>	0,75	0,89	0,67	1,00	0,92	1,00
<b>Mat. Animal</b>						
Artropoda						
•Arachnida						
Araneae	0	0,11	0	0	0,05	0,14
Opiliones	0	0	0	0	0,02	0
•Crustacea						
Isopoda	0	0	0	0	0,02	0
•Insecta						
Lepidoptera	0,50	0	0	0	0	0
Formicidae	0,25	0,33	0,17	0	0,15	0,43
Coleoptera	0	0	0,17	0	0,15	0,28
Hemiptera	0	0	0	0	0,08	0
Homoptera	0	0	0	0	0,05	0,28
Diptera	0,25	0,11	0,67	0	0,15	0,14
•Diplopoda	0,50	0,11	0	0	0,18	0,43
Mollusca						
•Gastropoda	0,25	0	0	0	0,02	0

muito variada e assenta exactamente em *M. Faya* e *P. undulatum*. No Habitat de Altitude verificou-se uma relação positiva significativa com a densidade de Fetos, que deverá estar relacionado com pequenas clareiras. De facto,

na área onde estes apareciam em maior quantidade, nomeadamente na zona do Caveiro, a vegetação apresentava um menor porte, era mais variada e existiam bastantes espécies com bagas.



**Figura 2.** Variação sazonal das componentes vegetal, animal e mineral na dieta de Toutinegra-de-barrete-macaronésica na ilha do Pico ( $n = 13, 6, 41$  e  $7$ , respectivamente para a época de Reprodução, Muda, Inverno e Primavera, que foram definidas por Neves 2002). Os valores referem-se à percentagem do volume ocupado (ver métodos) por cada tipo de material. / **Figure 2.** Seasonal variation of vegetal, animal and mineral diet parts of Macaronesian Blackcap in Pico Island ( $n = 13, 6, 41$  e  $7$ , respectively for the Breeding season, Moulting period, Winter and Spring, defined by Neves 2002). Values refer to the % of volume occupied by each type of material.

### Dieta

Em termos gerais, a análise da dieta de Toutinegra-de-barrete-macaronésica na Ilha do Pico sugere que este é um animal generalista, que acompanha a disponibilidade e sazonalidade de alimento existente no meio. Assim se verifica que, apesar de ter um regime alimentar misto, a matéria vegetal predomina na sua dieta, mais uma vez com preferência pelas espécies vegetais mais abundantes no habitat que ocupa. De realçar que a importância do material vegetal é maior entre Setembro e Fevereiro, diminui entre Março e Maio, e é consideravelmente menor na altura da Reprodução, altura do ano em que as necessidades proteicas da Toutinegra-de-barrete-macaronésica deverão ser maiores. Nesta altura dá-se um acréscimo da importância da matéria animal, tendo os insectos (Formicidae, Coleoptera e Diptera) um papel especial.

Jordano (1987a) verificou que a importância relativa dos insectos aumenta na dieta à medida que tanto a quantidade como a diversidade de frutos diminui. Portanto, a diversidade de espécies de frutos disponíveis pode influenciar a quantidade de insectos ingeridos (Jordano & Herrera 1981). De facto verificou-se que nas alturas em que a variedade e disponibilidade de frutos maduros na Ilha do Pico era mais reduzida (Primavera e início de Verão) a importância do material animal na dieta aumentou. A limitação principal provém do facto das dietas totalmente ou maioritariamente frugívoras terem de ser diversas, pois nenhum fruto fornece a combinação de nutrientes básicos, necessária para as actividades de sustentação do indivíduo, de forma que devem suplementar a sua dieta com outros itens para além dos frutos (insectos, néctar) para fornecer quantidades adequadas de certos nutrientes

(Jordano 1987a).

O papel das Toutinegras-de-barrete como dispersoras de sementes vem sido discutido em vários estudos (Herrera 1982, 1984a; Jordano 1982, 1984, 1987c), assim como o dos frugívoros no geral (Herrera 1984b, Jordano 1987b, Levey & Benkman 1999, Morton 1973), sendo por vezes sugerida uma relação com a vegetação ou estrutura do habitat (Herrera 1984a, 1984b; Jordano 1982). A dispersão de sementes por aves frugívoras é um processo mutualístico em que tanto as aves como as plantas deverão retirar algum benefício (Herrera 1982). É de notar que a elevada percentagem de *P. undulatum* consumido pela Toutinegra-de-barrete-macaronésica durante os meses de Inverno (85%), poderá contribuir para a dominância desta espécie vegetal nos matos costeiros e a meia altitude, consequência de uma provável dispersão das suas sementes pelas toutinegras. Este tipo de dispersão poderá ocorrer também ao nível das sementes de outras exóticas, como por exemplo *H. gardnerianum*. A verificar-se estas relações, as preferências ecológicas desta ave na Ilha do Pico, poderão estar a contribuir de uma forma muito significativa na dinâmica actual da vegetação dos matos costeiros e de meia encosta, tornando muito difícil a erradicação destas espécies de exóticas.

**Agradecimentos:** à Direcção de Serviços da Conservação da Natureza da Secretaria Regional de Ambiente dos Açores, e a todas as pessoas que dentro desse serviço apoiaram e ajudaram na realização deste trabalho. Os comentários de um revisor anónimo contribuíram para melhorar uma versão inicial deste artigo.

## REFERÊNCIAS

- Bannerman D. A. & W.M. Bannerman 1966. *Birds of the Atlantic Islands – A history of the birds of the Azores*. Oliver and Boyd, Ltd. Edimburgo e Londres.
- Bibby, C.J., N.D. Burgess & D.A. Hill 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press, Londres.
- Eggers, S. 2000. Compensatory frugivory in migratory *Sylvia* Warblers: geographical responses to season length. *Journal of Avian Biology* 31: 63-74.
- Fowler, J. & L Cohen 1996. *Statistics for Ornithologists*. 2nd ed. BTO Guide 22. British Trust for Ornithology, Tring.
- Herrera, C.M. 1977. Ecología alimenticia del Petirrojo (*Erythacus rubecula*) durante su invernada en encinares del Sur de España. *Doñana Acta Vertebrata* 4: 35-59.
- Herrera, C.M. 1982. Seasonal variation in the quality of fruits and diffuse coevolution between plants and avian dispersers. *Ecology* 63: 773-785.
- Herrera, C.M. 1984a. A study of avian frugivores, bird dispersed plants and their interaction in Mediterranean shrublands. *Ecological Monographs* 54: 1-23.
- Herrera, C.M. 1984b. Adaptation to Frugivory of Mediterranean Avian seed Dispersers. *Ecological Monographs* 65: 609-617.
- Jordano, P. 1982. Migrant birds are the main seed dispersers of blackberries in Southern Spain. *Oikos* 38: 183-193.
- Jordano, P. 1984. Seed weight variation and differential avian dispersal in blackberries *Rubus ulmifolius*. *Oikos* 43:149-153.
- Jordano, P. 1987a. Frugivory, external morphology and digestive system in mediterranean sylviid warblers *Sylvia* spp. *Ibis* 129: 175-189.
- Jordano, P. 1987b. Patterns of mutualistic interactions in pollination and seed dispersal: connectance, dependence

- asymmetries, and coevolution. *The American Naturalist* 129: 657-677.
- Jordano, P. 1987c. Avian fruit removal: effects of fruit variation, crop size, and insect damage. *Ecology* 68: 1711-1723.
- Jordano, P. 1988. Diet, fruit choice and variation in body condition of frugivorous warblers in mediterranean scrubland. *Ardea* 76: 193-209.
- Jordano, P. & C.M. Herrera 1981. The frugivorous diet of blackcap populations *Sylvia atricapilla* wintering in Southern Spain. *Ibis* 123: 502-507.
- Levey, D. J. & C.W. Benkman 1999. Fruit seed disperser interactions: timely insights from a long-term perspective. *TREE* 14: 41-43.
- Morton, E.S. 1973. On the evolutionary advantages and disadvantages of the fruit eating in tropical birds. *The American Naturalist* 107: 8-22.
- Neves, V. 2002. *Aspectos morfológicos e ecológicos da Toutinegra-de-barrete Sylvia atricapilla atlantis na Ilha do Pico*. Trabalho de Final de Curso na Licenciatura em Biologia. Universidade de Évora, Évora.
- Ramos, J. A. 1996. Introduction of exotic tree species as a threat to the Azores Bullfinch population. *Journal of Applied Ecology* 33: 710-722.
- Ramos, J.A. 1998. Biometrics, weights, breeding and moulting seasons of passerines in an Azores cloud forest. *Ringing & Migration* 19: 17-22.
- Rosenberg, K.V. & R.J. Cooper 1990. Quantification of diets – Approaches to Avian Diet Analysis. *Studies in Avian Biology* 13: 80-90.
- Sjögren E. 1984. “Açores - Flores”. Direcção Regional de Turismo, Horta, Faial.
- Sutherland, W. (Ed.) 1997. *Ecological Census Techniques – a Handbook*. Cambridge University Press, Cambridge.

# CARACTERIZAÇÃO DA AVIFAUNA ESTEPÁRIA E SUAS RELAÇÕES COM O USO DO SOLO NA ZONA IMPORTANTE PARA AVES DE VILA FERNANDO/VEIROS

PATRÍCIA SILVA<sup>1,2</sup>, LUÍS T. COSTA<sup>1</sup> & JOÃO PAULO SILVA<sup>3</sup>



*RESUMO - A Zona Importante para Aves (IBA) de Vila Fernando/Veiros é particularmente importante para uma série de espécies, ditas estepárias ou pseudo-estepárias, com estatuto de conservação desfavorável. Neste trabalho, caracterizámos a avifauna estepária durante o Outono/Inverno e no período de nidificação de 2002/03 e analisámos as suas preferências quanto ao uso do solo, para cada uma das seguintes espécies presentes na área de estudo: Milvus milvus, M. migrans, Elanus caeruleus, Circus cyaneus, C. pygargus, Falco tinnunculus, F. naumanni, Otis tarda, Tetrax tetrax, Burhinus oedicnemus, Pluvialis apricaria, Coracias garrulus e Melanocorypha calandra. Entre os resultados mais relevantes destaca-se a descoberta de uma colónia de Falco naumanni com sete casais, a ocorrência de 106-110 indivíduos de Otis tarda na época reprodutora e de 361 machos reprodutores de Tetrax tetrax. Em termos de selecção de habitat, a maior parte das espécies preferiu zonas abertas, como os pousios. A conservação destas espécies está intimamente ligada às práticas realizadas pelos agricultores no que respeita às sucessivas rotações de culturas, bem como à gestão do gado, pelo que as práticas agrícolas tradicionais de sequeiro não devem ser abandonadas e/ou substituídas por outras de carácter mais intensivo.*

**SUMMARY - STEPPE BIRD COMMUNITY AND ITS RELATION WITH THE LAND-USE IN THE IMPORTANT BIRD AREA OF VILA FERNANDO/VEIROS (ALENTEJO, SOUTHERN PORTUGAL).** *The Important Bird Area of Vila Fernando/Veiros is a stronghold for many steppe bird species of unfavourable conservation status. This area covers a total of 7741 ha and is dominated by open plains, used for extensive cereal cultivation and cattle grazing, with some scattered cork-oak and holm-oak parklands ("montados"). The breeding and non-breeding steppe bird communities, as well as the habitat preferences were studied in 2002/03 for each of the following species: Milvus milvus, M. migrans, Elanus caeruleus, Circus cyaneus, C. pygargus, Falco tinnunculus, F. naumanni, Otis tarda, Tetrax tetrax, Burhinus oedicnemus, Pluvialis apricaria, Coracias garrulus and Melanocorypha calandra. Among the most relevant results it stands out the discovery of an important colony of Falco naumanni with seven breeding pairs, the existence of 106-110 individuals of Otis tarda in the breeding season and the occurrence of 361 breeding males of Tetrax tetrax. The results suggest that most species prefer open habitats with fallow fields. The conservation of these species is mainly related to agriculture and how farms are managed, regarding the rotation of cultures and cattle management. Therefore, the traditional extensive cereal agriculture should not be abandoned or substituted by more intensive practices.*

A pseudo-estepe constitui uma das paisagens dominantes da Península Ibérica associada, de uma maneira geral, a pastagens

e à prática da cerealicultura extensiva, que origina um mosaico de habitats com pousios de duração variável, cereais, forragens,

<sup>1</sup>Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Rua da Vitória 53-3<sup>o</sup>Esq, 1100-618 Lisboa, Portugal. e-mail patriciasilva@portugalmail.pt. / <sup>2</sup>Polinho de Cima – Casével, 2000-458 Casével, Santarém, Portugal; <sup>3</sup>Rua Dr. Telo da Gama 110, 7370-112 Campo Maior, Portugal.

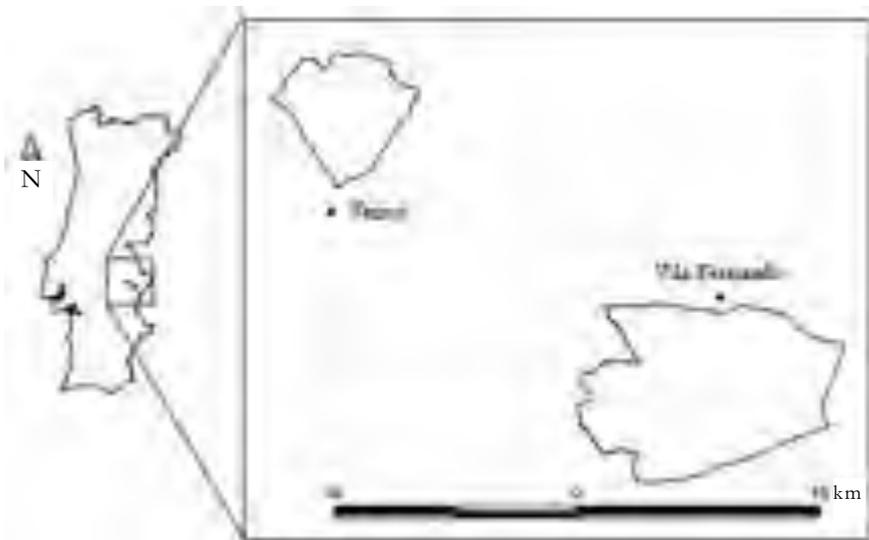
alqueives e outras culturas como as leguminosas de sequeiro (Suárez *et al.* 1997, Moreira 1999). Dependem deste ecossistema um número muito significativo de aves, no entanto, segundo Tucker & Heath (1994), cerca de 81% possuem um estatuto de conservação desfavorável na Europa. As causas para o seu declínio estão associadas por um lado, à intensificação agrícola nos solos mais produtivos e, por outro, ao abandono e à florestação nos menos produtivos (Suárez *et al.* 1997).

Na região do Alentejo ocorrem as pseudo-estepes mais importantes do país, com populações expressivas de um conjunto de espécies ameaçadas, como é o caso da Abetarda (*Otis tarda*), do Sisão (*Tetrax tetrax*), do Francelho (*Falco naumanni*), da Águia-caçadeira (*Circus pygargus*) e do Cortiçol-de-barriga-preta (*Pterocles orientalis*) (ICN *in prep.*).

No Alto Alentejo, destacam-se as IBAs

(Zonas Importantes para as Aves) de Campo Maior, Planície de Évora e Vila Fernando/Veiros por serem as zonas estepárias mais importantes desta região (Costa *et al.* 2003). No entanto, a informação relativa às populações de aves da IBA de Vila Fernando/Veiros encontrava-se desactualizada (Costa *et al.* 2003), e, ao tratar-se de uma área de elevado valor ornitológico, tornou-se evidente a necessidade de obter informação rigorosa e actualizada, tendo em vista a conservação das aves e dos seus habitats, em especial, da avifauna estepária.

O presente trabalho teve como objectivos: (1) compreender a importância ornitológica da IBA de Vila Fernando/Veiros através da realização de censos das aves que contribuíram para a sua classificação; (2) entender as suas relações com o uso do solo de forma a avaliar as medidas de gestão mais adequadas para a sua conservação.



**Figura 1.** Mapa de Portugal Continental contendo a localização da área de estudo: IBA de Vila Fernando/Veiros. Os pontos pretos correspondem à localização das respectivas localidades. / **Figure 1.** Map of Portugal with the location of the study area: IBA of Vila Fernando/Veiros. The black points correspond to the location of the respective human settlements.

## MÉTODOS

### Área de estudo

A área de estudo fica situada no Alto Alentejo (38°55'N 07°23'W), e é constituída por duas áreas disjuntas, Vila Fernando (5788 ha) e Veiros (1953 ha), que distam cerca de 15 Km uma da outra, ocupando um total de 7741 ha. Estas áreas, na sua maioria, são formadas por planície abertas, as quais são utilizadas sobretudo como pastagem e para a prática de uma agricultura predominantemente extensiva. Este tipo de exploração origina um mosaico agrícola com parcelas cultivadas, como as searas de sequeiro (trigo e aveia), pastagens permanentes, pousios com e sem vegetação arbustiva, terrenos lavrados, alguns olivais e montados de sobro e azinho. Ocorrem ainda, de forma pontual, cultivos de regadio, como sejam o milho e o girassol, uma variedade de habitats que permite a coexistência de muitas espécies de aves. A sub-área de Vila Fernando apresenta um relevo algo variável, com altitudes entre os 300 m e os 469 m. Pelo contrário, a zona de Veiros apresenta um relevo muito homogéneo e pouco acentuado (234-289 m). As variações anuais de temperatura e precipitação na área foram da ordem dos 10-28°C e dos 500-600 mm, respectivamente (H/COBA/HP 2003).

### Uso do Solo

Foram elaboradas duas cartas do uso do solo, uma para o Outono/Inverno e outra para a Primavera, no programa ArcView, tendo por base cartas militares (à escala 1:25.000), ortofotomapas (1:15.000), carta de ocupação do solo (1:25.000) e a validação no campo das diferentes classificações efectuadas. Para análise das relações da avifauna com o uso do solo apenas foram consideradas os usos com uma representatividade superior a 5% (Zar 1996).

Os restantes usos foram agrupados na categoria “Outros”. Para a época não reprodutora e reprodutora foram consideradas 11 e 13 categorias de uso do solo, respectivamente (ver Tabelas 2 e 3).

### Espécies-alvo

As espécies-alvo deste estudo tiveram por base os critérios de definição da IBA de Vila Fernando/Veiros, em grande parte devido a espécies com estatutos de conservação desfavoráveis em Portugal e na Europa (ver Costa *et al.* 2003): Milhafre-real *Milvus milvus*, Peneireiro-cinzento *Elanus caeruleus*, Abetarda *Otis tarda*, Sisão *Tetrax tetrax*, Alcaravão *Burhinus oedipnemus*, Rolieiro *Coracias garrulus* e Calhandra-real *Melanocorypha calandra*. Para além destas, foram incluídas outras espécies ameaçadas, tais como o Milhafre-preto *Milvus migrans*, o Tartaranhão-cinzento *Circus cyaneus*, a Águia-caçadeira *Circus pygargus*, o Peneireiro *Falco tinnunculus*, o Francelho *Falco naumanni* e a Tarambola-dourada *Pluvialis apricaria*.

### Censos da avifauna

Na época não reprodutora (Outubro de 2002 a Fevereiro de 2003) a área de estudo foi prospectada de forma homogénea, recorrendo a transectos de carro e/ou a pé, bem como a partir de pontos de observação estratégicos que ficavam geralmente nas cotas de maior altitude, permitindo uma boa visibilidade da área em redor. No total foram realizadas oito sessões de amostragem (entenda-se uma amostragem como uma volta completa a toda a área de estudo).

Para a época reprodutora (Abril a Junho de 2003) foi utilizada essencialmente uma metodologia dirigida para o Sisão, que consistiu numa rede de pontos (com raio de 250 m) distribuídos ao longo de caminhos com uma distância mínima de 600 m entre si, estradas

**Tabela 1.** Número de efectivos das espécies-alvo de estudo na IBA de Vila Fernando/Veiros, e importância ornitológica da IBA no contexto nacional (percentagem da população). NR – época não reprodutora (Novembro de 2002 a Fevereiro de 2003; R – época reprodutora (Abril a Junho de 2003); i – indivíduos; c – casais; mr – machos reprodutores. / **Table 1.** Population estimates of the study-species in IBA of Vila Fernando/Veiros, as well as its ornithological importance at a national level. NR - non-breeding season (November of 2002 to February of 2003; R - breeding season (April to June of 2003); i - individuals; c - breeding pairs; mr - breeding males.

Espécie	Época	n.º de efectivos estimados	% da população estimada	População nacional nidificante mínima
<i>Milvus milvus</i>	NR	20-25i		
<i>Milvus migrans</i>	R	3-4c	1%	400c <sup>1</sup>
<i>Elanus caeruleus</i>	R	12-14c	4-5%	300c <sup>1</sup>
<i>Circus cyaneus</i>	NR	6-8i		
<i>Circus pygargus</i>	R	19-22c	4%	500c <sup>1</sup>
<i>Falco tinnunculus</i>	R	13-15c	1-2%	1.000c <sup>1</sup>
<i>Falco naumanni</i>	R	7c	3%	286c <sup>1</sup>
<i>Otis tarda</i>	NR	22i		
<i>Otis tarda</i>	R	106-110i	8-9%	1300i <sup>2</sup>
<i>Tetrax tetrax</i>	NR	570-700i		
<i>Tetrax tetrax</i>	R	361mr*	7%	10.000i <sup>1</sup>
<i>Burbinus oedicephalus</i>	NR	170i		
<i>Burbinus oedicephalus</i>	R	20-30c		3
<i>Pluvialis apricaria</i>	NR	8.050i		
<i>Coracias garrulus</i>	R	5-6c	5-6%	100c <sup>1</sup>
<i>Melanocorypha calandra</i>	R	115-170c		3

\* - Segundo Schulz (1987) o sex-ratio encontrado em Vila Fernando é de aproximadamente 1:1.

Fonte: <sup>1</sup> Costa et al. 2003; <sup>2</sup> Censo Nacional da Abetarda de 2003, Pinto (com. pess.).

<sup>3</sup> Não se encontram disponíveis estimativas fiáveis para esta espécie (Costa et al. 2003).

ou montes habitados, onde eram registados por períodos de 5 minutos todos os contactos auditivos ou visuais. Cada ponto foi contado 3 vezes (1ª contagem - 2ª quinzena de Abril; 2ª contagem - 1ª quinzena de Maio; 3ª contagem - 2ª quinzena de Maio); alternando, sempre que possível, as horas das visitas a cada ponto. Para efeitos de análise, o habitat considerado resultou da média das três contagens, feitas em 55 pontos em Vila Fernando (1028 ha) e 25 pontos (475 ha) em Veiros, dado que os habitats foram, por vezes, alterados entre visitas consecutivas, devido ao ciclo agrícola (transformação dos alqueives em girassol ou milho), e também porque houve pontos que não foram prospectados na primeira visita, devido a caminhos intransitáveis.

O número médio de sídões contabilizado em cada habitat foi depois extrapolado para cada uma das categorias de uso do solo presentes nas sub-áreas consideradas para este estudo (4718 ha em Vila Fernando e 1814 ha em Veiros). Esta metodologia permitiu de igual modo recolher informação para as outras espécies observadas durante os transectos entre cada ponto. Posteriormente, foram realizados pontos de observação estratégicos de modo a confirmar a nidificação e quantificar o número de casais de determinada espécie em cada local. Para as abetardas foi feita uma única contagem no início da época de reprodução em toda a área, especialmente nos locais de parada nupcial.

Tabela 2. Comparação entre as observações efectuadas (usado) e esperadas (disponível) em Vila Fernando (V.F.) e em Veiros, para cada uma das categorias de habitat: pou – pousio com mais de um ano; pou1 – pousio de 1º ano; pas – pastagem permanente; pva – pousio com vegetação arbustiva; alq – alqueive; sea – seara; mde – montado denso; mdi – montado disperso; mtd – montado; oli – olival; out – outros. Os dados correspondem às espécies presentes na **época não reprodutora** (Novembro de 2002 a Fevereiro de 2003). Os sinais (+) e (-) indicam, respectivamente, a selecção e rejeição duma espécie por determinado biótopo. Foram estimados com base nos Intervalos de Confiança Simultâneos de Bailey com 95% de confiança. / **Table 2.** Comparison between observed and expected records in Vila Fernando (V.F.) and in Veiros, for each one of the habitat categories: pou - old fallow; pou1 - new fallow; pas - permanent pastures; pva - fallow with shrubs; alq - ploughed land; sea - cereal crops; mde - "montado" dense; mdi - "montado" scattered; mtd - "montado"; oli - olive grove; out - others. The data correspond to the bird species in the non-breeding season (November of 2002 to February of 2003). The signs (+) and (-) represent the selection or rejection of a species for a certain habitat, respectively, according to Bailey's Simultaneous 95% Confidence Intervals.

Habitat	Disponível		Usado %							
	%	<i>Milvus milvus</i>	<i>Elanus caeruleus</i>	<i>Circus cyaneus</i>	<i>Falco tinnunculus</i>	<i>Otis tarda</i>	<i>Tetrax tetrax</i>	<i>Burbinus oedicephalus</i>	<i>Pluvialis apricaria</i>	<i>Miliaria calandra</i>
V. F.		n=71	n=26	n=16	n=48	n=24	n=101	n=17	n=65	n=52
pou	32,3	15,5 (-)	42,3	25,0	56,3 (+)	33,3	61,4 (+)	11,8 (-)	63,1 (+)	32,7
pou1	12,7	9,9	7,7	25,0 (+)	12,5	37,5 (+)	24,8 (+)	0,0 (-)	7,7	26,9 (+)
pas	4,5	1,4	0,0 (-)	0,0 (-)	4,2	0,0 (-)	0,0 (-)	0,0 (-)	9,2	0,0 (-)
pva	5,7	1,4	0,0 (-)	0,0 (-)	2,1	0,0 (-)	0,0 (-)	88,2 (+)	3,1	0,0 (-)
sea	16,0	7,0	3,9	43,8 (+)	4,2 (-)	20,8	13,9	0,0 (-)	13,9	38,5 (+)
mde	13,7	14,1	15,4	6,3	12,5	0,0 (-)	0,0 (-)	0,0 (-)	1,5	0,0 (-)
mdi	5,7	12,7	19,2 (+)	0,0 (-)	4,2	0,0 (-)	0,0 (-)	0,0 (-)	1,5	0,0 (-)
oli	5,3	31,00 (+)	11,5	0,0 (-)	4,2	8,3	0,0 (-)	0,0 (-)	0,0 (-)	0,0 (-)
out	4,1	7,0	0,0 (-)	0,0 (-)	0,0 (-)	0,0 (-)	0,0 (-)	0,0 (-)	0,0 (-)	1,9
$\chi^2$ ; P<0,001		155,1	38,8	91,0	33,6	85,3	76,9	1267,8	60,9	82,3
Veiros		n=25	n=18		n=21				n=18	n=33
pou	34,0	28,0	50,0 (+)	-	42,9	-	-	-	27,8	36,4
pou1	9,1	12,0	5,6	-	0,0 (-)	-	-	-	11,1	18,2
pas	5,1	12,0	0,0 (-)	-	9,5	-	-	-	11,1	0,0 (-)
pva	13,6	12,0	0,0 (-)	-	0,0 (-)	-	-	-	5,6	3,0
alq	9,3	0,0 (-)	11,1	-	4,8	-	-	-	16,7	6,1
sea	12,8	12,0	11,1	-	0,0 (-)	-	-	-	27,8 (+)	24,2
mtd	5,3	20,0 (+)	5,6	-	9,5	-	-	-	0,0 (-)	0,0 (-)
oli	6,6	4,0	11,1	-	4,8	-	-	-	0,0 (-)	0,0 (-)
out	4,2	0,0 (-)	5,6	-	28,6* (+)	-	-	-	0,0 (-)	12,1
$\chi^2$ ; P<0,001		67,2	34,5	-	189,3	-	-	-	53,5	60,6

- Não se obtiveram observações suficientes para se fazer este tipo de análise.

\* - Corresponde à categoria Sorgo com 2,2% de disponibilidade na área de estudo.

### Análise dos dados

Os estudos sobre a selecção de habitat para cada espécie foram baseados na contagem do número de vezes que os indivíduos utilizaram um determinado biótopo (percentagem das

observações efectuadas), e na sua comparação com o número de observações esperadas (percentagem da disponibilidade de habitat) através do teste do Qui-quadrado, sob a  $H_0$  de que não existem diferenças significativas entre a percentagem de utilização e a

**Tabela 3.** Comparação entre as observações efectuadas (usado) e esperadas (disponível) em Vila Fernando (V.F.) e em Veiros, para cada uma das categorias de habitat: pou – pousio com mais de um ano; pou1 – pousio de 1º ano; pas – pastagem permanente; pva – pousio com vegetação arbustiva; alq – alqueive; sea – seara; mil+gir – milho e girassol; mil – milho; mde – montado denso; mdi – montado disperso; mtd – montado; oli – olival; out – outros. Os dados correspondem às espécies presentes na **época reprodutora** (Abril a Junho de 2003). Os sinais (+) e (-) indicam, respectivamente, a selecção e rejeição duma espécie por determinado biótopo. Foram estimados com base nos Intervalos de Confiança Simultâneos de Bailey com 95% de confiança. / **Table 3.** Comparison between recorded and expected observations in Vila Fernando (V.F.) and in Veiros, for each one of the habitat categories: pou - old fallow; pou1 - new fallow; pas - permanent pastures; pva - fallow with shrubs; alq - ploughed land; sea - cereal crops; mil+gir - corn and sunflower; mil - corn; mde - "montado" dense; mdi - "montado" scattered; mtd - "montado"; oli - olive grove; out - others. The data correspond to the bird species in **breeding season** (April to June of 2003). The signs (+) and (-) represent the selection or rejection of a species for a certain habitat, respectively, according to Bailey's Simultaneous 95% Confidence Intervals.

Habitat Disponível	Usado %							Hab.	Disp.	Usado %	
	%	<i>Elanus caeruleus</i>	<i>Circus pygargus</i>	<i>Falco tinnunculus</i>	<i>Falco naumanni</i>	<i>Burbinus oedicnemus</i>	<i>Miliaria calandra</i>			%	<i>Tetrax tetrax</i>
V. F.	n = 50	n = 84	n = 65	*	n = 28	n = 94	V. F.	n = 66			
pou	31,5	46,0	34,5	47,7 (+)	69,9 (+)	46,4 (+)	91,5 (+)	pou	39,7	81,6 (+)	
pou1	5,3	2,0	4,8	9,2	0,0 (-)	3,6	2,1	pou1	8,0	2,6	
pas	4,5	0,0 (-)	0,0 (-)	12,3	0,3	0,0 (-)	0,0 (-)	sea	20,0	0,0 (-)	
pva	5,7	0,0 (-)	2,4	3,1	0,0 (-)	32,1 (+)	0,0 (-)	alq	8,6	2,6	
sea	16,8	28,0	56,0 (+)	13,9	25,2	0,0 (-)	0,0 (-)	mde	5,2	0,5	
mil+gir	4,9	0,0 (-)	0,0 (-)	1,5	0,0 (-)	0,0 (-)	0,0 (-)	mdi	4,3	4,1	
mde	13,7	4,0	0,0 (-)	6,2	2,5	0,0 (-)	0,0 (-)	oli	7,0	0,0 (-)	
mdi	5,7	12,0	0,0 (-)	3,1	1,8	3,6	0,0 (-)	out	7,2	8,7	
oli	5,3	6,0	0,0 (-)	3,1	0,0 (-)	10,7	0,0 (-)				
out	6,6	2,0	2,4	0,0 (-)	0,4	3,6	6,4				
$\chi^2$ ; P<0,001		48,6	130,1	41,9	93,7	177,6	173,0			83,6	
Veiros	n = 28	n = 17	n = 23				n = 49	Veiros	n = 18		
pou	40,7	50,0	47,1	65,2 (+)	-	-	49,0	pou	49,0	75,9 (+)	
pas	5,1	0,0 (-)	0,0 (-)	0 (-)	-	-	0,0 (-)	pva	11,3	7,4	
pva	13,6	3,6	11,8	4,4 (-)	-	-	51,0 (+)	sea	13,5	0,0 (-)	
sea	12,8	17,9	23,5	0,0 (-)	-	-	0,0 (-)	mil	8,6	11,1	
mil	8,4	10,7	17,7	13,0	-	-	0,0 (-)	alq	6,7	3,7	
mtd	5,3	17,9 (+)	0,0 (-)	8,7	-	-	0,0 (-)	oli	7,7	0,0 (-)	
oli	6,6	0,0 (-)	0,0 (-)	4,4	-	-	0,0 (-)	out	3,3	1,8	
out	7,5	0,0 (-)	0,0 (-)	4,4	-	-	0,0 (-)				
$\chi^2$ ; P < 0,001		61,1	44,9	45,8	-	-	149,9			40,1	

- Não se obtiveram observações suficientes para se fazer este tipo de análise.

\* Corresponde à percentagem de habitats presentes em torno da colónia (1 km de raio).

percentagem de disponibilidade (Sokal & Rohlf 1995, Zar 1996). Nos casos em que  $H_0$  foi rejeitada, utilizaram-se Intervalos de Confiança Simultâneos de Bailey para  $P < 0,05$ , de modo a identificar em qual ou quais dos biótopos as diferenças foram significativas e,

consequentemente, verificar onde ocorreu a selecção ou rejeição de determinado habitat pelas aves (Cherry 1996).

Para o caso particular de *Falco naumanni*, foi criado um *buffer* em torno da colónia com 1 km de raio, dado que os indivíduos foram

vistos a caçar não mais de 1 km de distância em torno desta (área vital). Procedeu-se à comparação entre o uso de habitats na área vital e a disponibilidades de biótopos na área total de estudo.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Importância ornitológica da IBA

A Tabela 1 indica o número de efectivos de cada espécie-alvo estimados para a IBA de Vila Fernando/Veiros entre Novembro de 2002 e Junho de 2003. Entre as aves de rapina que nidificaram na área, a espécie mais comum foi a Águia-caçadeira, seguido do Peneireiro e do Peneireiro-cinzento. Para estas duas últimas espécies registou-se uma presença constante na área de estudo durante todo o ano. Deve destacar-se a descoberta de sete casais de Francelho, a nidificar em amontoados de pedras (março) em Vila Fernando, uma vez que não havia registos da sua presença desde finais dos anos 80 (Pinto, com. pess.). A nidificação em marços terá possivelmente resultado de um processo de adaptação, provavelmente associado à falta de condições para a nidificação nas estruturas edificadas da zona. Quanto às aves de rapina invernantes na área, o Milhafre-real foi a mais abundante e a mais comum, aliás foram observados em actividade de caça simultaneamente 14 indivíduos na sub-área de Vila Fernando e seis indivíduos em Veiros.

De notar a grande diferença no número de abetardas encontradas no Outono/Inverno (22 indivíduos) face à época de reprodução (106 a 110 indivíduos). Tal facto pode ser explicado por movimentos dispersivos para outras áreas com maior disponibilidade alimentar, após a época de reprodução, como foi comprovado por Morales *et al.* (2000), Alonso *et al.* (2001) e Osborne *et al.* (2001) em estudos recorrendo

a técnicas de telemetria.

Quanto aos sisões na Primavera, obteve-se uma média de cerca de 66 machos reprodutores em Vila Fernando (6,28 machos reprodutores/100 ha), que extrapolando para os diversos tipos de habitat nos 4718 ha dá uma estimativa da população em cerca de 296 machos reprodutores. Observações feitas durante o Outono/Inverno em diversos bandos, foi possível verificar um *sex-ratio* de aproximadamente 1:1, tal como Schulz (1987) também havia verificado para esta área. Assim sendo, as estimativas indicam que provavelmente, a população de sisões que se encontraram na época não reprodutora (550-650 indivíduos) terá sido a mesma que utilizou esta área para nidificar (cerca de 300 casais), valorizando Vila Fernando por ser um local muito importante para a nidificação do Sisão. Tal facto já tinha sido constatado por Schulz (1985a), que estimou uma densidade bastante elevada para esta área, cerca de 9-13 machos territoriais/100 ha. Em Veiros, registou-se uma média de 18 machos reprodutores (3,6 machos reprodutores/100 ha), que extrapolando para os diversos tipos de habitat nos 1814 ha, dá uma estimativa de 65 machos reprodutores.

Durante o Outono/Inverno foi localizado um bando de cerca de 170 Alcaravões, que constituía provavelmente a população invernante, contudo, na Primavera a sua população foi estimada em cerca de 20 a 30 casais. Este Inverno foi particularmente rigoroso em toda a Europa, principalmente mais a Norte, e parece ter sido um factor muito importante para a elevada abundância de Tarambola-dourada na área de estudo. Durante os percursos realizados no mês de Janeiro foram estimados cerca de 6115 indivíduos em Vila Fernando e cerca de 1935 indivíduos em Veiros. Na Primavera foi também possível estimar entre cinco a seis casais de Rolieiro a nidificar sobretudo em fendas e cavidades encontradas nas casas

abandonadas. Quanto à Calhandra-real foi uma espécie abundante na área de estudo, estimando-se a sua população em cerca de 115 a 170 casais.

### Seleção de habitat

Apesar de não se ter considerado outras variáveis que influenciam a seleção de habitat das diferentes espécies, foi possível para a maioria das espécies estudadas determinar um padrão claro de ocorrência associado ao uso do solo.

### Época não reprodutora

A Tabela 2 evidencia os diversos tipos de habitat disponíveis em Vila Fernando e em Veiros na época não reprodutora (Novembro de 2002 a Fevereiro de 2003) e a utilização destes por determinada espécie em estudo. As aves de rapina parecem preferir, de uma forma geral, zonas abertas com boas características de visibilidade de maneira a detectarem as suas presas com alguma facilidade, como os pousios (Peneireiro-cinzento e Peneireiro), as searas e os pousios recentes (Tartaranhão-cinzento), montado disperso (Peneireiro-cinzento) e outras culturas com baixo coberto vegetal como o sorgo (Peneireiro) e o olival (Milhafre-real). Outras espécies, como o Sisão e a Tarambola-dourada, seleccionaram de forma positiva os pousios antigos face à sua disponibilidade. Estas preferências poderão estar associadas a numa maior disponibilidade de invertebrados que constituem a dieta principal das tarambolas (Leitão 2002), bem como numa diversidade de plantas, que, segundo Cramp & Simmons (1980) e Schulz (1985b), são preferidas pelos sisões nesta época.

Os pousios recentes (antigos restolhos) foram escolhidos preferencialmente sobretudo pelas abetardas, o que está de acordo com o

estudo feito por Morgado (1997); pelas calandras; e também pelos sisões, à semelhança de Silva *et al.* (2004). Este facto deveu-se provavelmente à disponibilidade de sementes que ainda podiam estar no solo, ou por aquelas que germinaram após as primeiras chuvas, e também pela maior diversidade florística que apresentam em relação aos pousios mais antigos (Morgado 1997). As searas, principalmente as recém-semeadas, foram utilizadas preferencialmente por bandos de Tarambola-dourada bem como por diversos passeriformes, incluindo a Calhandra-real. Isto deveu-se possivelmente à grande disponibilidade de sementes e invertebrados que podem ser encontrados nestes terrenos mobilizados e cultivados, e que constituem a sua dieta (Cramp 1988, Leitão 2002). O Alcaravão denotou uma preferência altamente significativa pelos pousios com vegetação arbustiva. Barros *et al.* (1996) sugerem também a preferência por este tipo de habitat, associado aos terrenos pedregosos durante o Inverno.

### Época reprodutora

Nesta época, os pousios revelaram-se extremamente importantes, dado que foram utilizados preferencialmente por quase todas as espécies (Tabela 3), não só para alimentação, mas principalmente para locais de nidificação e parada nupcial. Quanto às aves de rapina, à semelhança com a época não reprodutora, preferiram habitualmente zonas abertas para caçar, e que ficaram nas imediações dos seus locais de nidificação, como sejam, árvores dispersas em pousios (Peneireiro) ou zonas de montado (Peneireiro-cinzento). As searas revelaram-se importantes para a nidificação e alimentação da Águia-caçadeira, à semelhança de estudos realizados por Claro (2000) e Onofre (1996), enquanto que os pousios assumiram uma importante relevância para o

Francelho, não só pela maior diversidade de insectos (Tella *et al.* 1998, Teodósio 2000), mas também pela presença de pequenos mamíferos e répteis (Tella *et al.* 1998), de que estes se alimentam.

O Alcaravão preferiu também os pousios para nidificar, contudo mostrou claramente uma preferência nítida pelos pousios com vegetação arbustiva com um alto índice de pedregosidade. Outros autores, como Solis & Lope (1996), Salamolard *et al.* (1996) e Brito (1996a,b) referem a importância que este tipo de habitat possui na selecção positiva para a nidificação desta espécie. A Calhandra-real (em Vila Fernando), também seleccionou de forma positiva os pousios para nidificar. A elevada abundância desta espécie em pousios antigos foi verificada em vários trabalhos na região de Castro Verde, desenvolvidos por Leitão & Moreira (1995), Moreira & Leitão (1996), Delgado (1997), Moreira (1999) e Delgado & Moreira (2000). Aliás, Moreira (1999) verificou que esta espécie responde negativamente ao aumento da altura de vegetação, o que se verificou na baixa percentagem em pousios de 1º ano, uma vez que estes apresentavam alturas superiores face aos pousios mais antigos. Em Veiros, as preferências recaíram pelos pousios com vegetação arbustiva, onde dominam arbustos de *Retama sphaerocarpa*.

Quanto ao Sisão, os machos optaram preferencialmente pelos pousios para realizarem as suas paradas nupciais, existindo diferenças significativas relativamente a outros habitats. Tal já havia sido verificado por diversos autores, nomeadamente: Schulz (1985b, 1987), Martínez (1994), Leitão & Moreira (1995), Campos & López (1996), Delgado (1997), Salamolard & Moreau (1999), Moreira (1999) e Delgado & Moreira (2000). No que respeita à selecção de habitat para a Abetarda, apenas se pode concluir que durante as paradas nupciais os machos (e consequentemente as fêmeas) utilizaram os

pousios de forma muito significativa, dado o seu carácter extensivo, o que permite uma boa visibilidade da área circundante. Outros autores (Leitão & Moreira 1995, Delgado 1997, Morgado 1997), obtiveram resultados semelhantes. A selecção de habitat de nidificação esteve de acordo com Martínez (1991), Morgado (1997), Morgado & Moreira (2000), no que concerne à utilização preferencial das searas para esse efeito, e de pousios recentes (Morgado & Moreira 2000). As poucas observações de Rolieiro e de Milhafre-preto estiveram sempre associadas aos locais de nidificação, pelo que não se pode inferir quanto às suas preferências ao nível do uso do solo.

## CONCLUSÕES

### Importância ornitológica da IBA e a necessidade de a classificar como Zona de Protecção Especial

Ao compararmos as estimativas actuais das populações de aves estudadas com aquelas apresentadas em Costa *et al.* (2003), verificou-se que: (1) o número de indivíduos de Milhafre-real apresentados em Costa *et al.* 2003 refere-se apenas àqueles observados em Vila Fernando e não necessariamente da IBA; (2) houve um aumento significativo da população de Peneireiro-cinzento desde 1994; (3) a população de Abetarda na época reprodutora manteve-se praticamente a mesma desde 2002; (4) obtivemos uma estimativa fiável da população de Sisão, a qual é aproximadamente quatro vezes superior àquela que foi estimada em 2001; (5) a população de Alcaravão subiu ligeiramente desde 1994; (6) obtivemos estimativas fiáveis acerca do Rolieiro e também da Calhandra-real; (7) passam a estar incluídos nos novos critérios para a designação desta IBA, as estimativas de Francelho e de Águia-caçadeira.

Podemos também dizer que a IBA de Vila Fernando/Veiros alberga respectivamente a nível nacional cerca de 7% da população de Sisão, 8-9% de Abetarda e 3% da população de Francelho, espécies prioritárias de conservação, das quais as duas últimas estão ameaçadas a nível global (Tucker & Heath 1994, IUCN 2002). Destaque também para a estimativa da população de Rolieiro (5-6%), de Águia-caçadeira (4%) e de Peneireiro-cinzento (4-5%).

Realça-se assim, o elevado valor conservacionista desta IBA, pela existência de várias espécies com estatuto de protecção prioritário, que requerem a classificação desta área como “Zona de Protecção Especial para Aves”, de acordo com a Directiva Aves (79/409/CEE).

#### Conservação da avifauna estepária em conformidade com o uso do solo

As preferências das diferentes espécies estudadas quanto ao uso do solo estão concordantes com a bibliografia. Preferiram de uma maneira geral as áreas de pousio, pela maior disponibilidade alimentar, nomeadamente invertebrados e vegetação herbácea, pelas boas características de visibilidade que oferecem às aves de rapina para detectarem as suas presas, mas sobretudo para nidificação e locais de parada nupcial. As culturas de sequeiro (searas de trigo e aveia) também assumem um importante papel quando integradas neste sistema extensivo, nomeadamente para a alimentação e nidificação de muitas espécies estepárias.

A conservação destas espécies está dependente da agricultura extensiva e duma boa gestão do gado. Este permite controlar as variáveis associadas à estrutura da vegetação, como sejam a altura e a percentagem de cobertura. A altura da vegetação parece ser um dos factores chave na escolha de

determinado pousio por muitas espécies, diminuindo com o seu aumento considerável. No entanto, na época reprodutora, é necessário ter em conta que muitas espécies estepárias fazem os seus ninhos no solo, pelo que o pastoreio é passível de contribuir para o insucesso reprodutor, como aliás foi relatado por Schulz (1987) para o caso particular do Sisão. De facto, verificou-se que as pastagens com utilização permanente foram evitadas pela maior parte das espécies, enquanto que as pastagens onde se efectuava uma rotação do gado pelas diferentes parcelas ao longo do ano não foram preteridas. Assim, sugere-se uma boa gestão e planeamento das diferentes parcelas, de forma a evitar o pastoreio intensivo, ou mesmo a evitá-lo de todo em determinadas parcelas de elevada sensibilidade nessa altura do ano, como são os locais de parada nupcial da Abetarda.

A gestão destes sistemas agrícolas de características extensivas, não deverá passar pela sua substituição por outros mais intensivos, como as culturas de regadio, nem pelo seu simples abandono ou florestação. A aposta terá de passar pela utilização sustentável do espaço agrícola pelas comunidades locais e pela implementação de actividades compatíveis com a conservação deste património.

**Agradecimentos:** agradecemos a Márcia Pinto, Domingos Leitão, João Carlos Claro, e à Prof. Helena Calado e aos colegas da Secção de Geografia da Universidade dos Açores, por todos os comentários, sugestões e entusiasmo por este trabalho; à Junta de Freguesia de Vila Fernando por todo o apoio prestado, aos guardas de caça e a todos os proprietários/agricultores por nos terem deixado circular livremente nas suas terras. Aos revisores pelas sugestões e comentários que muito ajudaram para enriquecer este artigo.

## REFERÊNCIAS

- Alonso, J.A., C.A. Martín, J.C. Alonso, M.B. Morales & S.J. Lane 2001. Seasonal movements of male Great Bustards in Central Spain. *Journal of Field Ornithology* 72: 504-508.
- Barros, C., M.N. Borbón & E. De Juana 1996. Selección de hábitat del Alcaraván (*Burbinus oedicnemus*), la Ganga (*Pterocles alchata*) y la Ortega (*Pterocles orientalis*) en pastizales y cultivos de La Serena (Badajoz, España): pp 221-229 in J.F. Gutiérrez & J. Sanz-Zuasti (eds). *Conservation de las aves esteparias y su habitat*. Junta de Castilla y León, Valladolid.
- Brito, P. 1996a. *Aspectos sobre a selecção do habitat e biologia da reprodução do Alcaravão (Burbinus oedicnemus) numa região do Alto Alentejo*. Relatório de Estágio. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Brito, P. 1996b. Nest site selection by the Stone Curlew (*Burbinus oedicnemus*) in Southern Portugal: pp 231-238 in J.F. Gutiérrez & J. Sanz-Zuasti (eds). *Conservation de las aves esteparias y su habitat*. Junta de Castilla y León, Valladolid.
- Campos, B. & M. López 1996. Densidad y selección de hábitat del sisón (*Tetrax tetrax*) en el campo de Montiel (Castilla – La Mancha), España: pp 201-208 in J.F. Gutiérrez & J. Sanz-Zuasti (eds). *Conservation de las aves esteparias y su habitat*. Junta de Castilla y León, Valladolid.
- Cherry, S. 1996. A comparison of confidence interval methods for habitat use-availability studies. *Journal of Wildlife Management* 60: 653-658.
- Claro, J. 2000. *Ecologia da reprodução do Tartaranhão-caçador Circus pygargus (L.) na região de Évora*. Tese de Mestrado. Universidade de Évora, Évora.
- Costa, L.T., M. Nunes, P. Geraldès & H. Costa 2003. *Zonas Importantes para as Aves em Portugal*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Cramp, S. & K.E.L. Simmons (eds) 1980. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of the Western Palearctic*. Vol. 2. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S. (ed) 1988. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of the Western Palearctic*. Vol. 5. Oxford University Press, Oxford.
- Delgado, A. 1997. *Variacão anual da utilização da estepe cerealífera de Castro Verde pela avifauna*. Relatório de Estágio. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Delgado, A. & F. Moreira 2000. Bird assemblages of an Iberian cereal steppe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78: 65-76.
- H/COBA/HP (Hidroprojecto/Consultores para Obras, Barragens e Planeamento/Hidrotécnica Portuguesa) 2003. *Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana. Análise e Diagnóstico da Situação de Referência*. Lisboa.
- ICN in prep. *Plano de Acção para a Conservação das Aves dependentes da Estepe Cerealífera. 1ª fase: Abetarda, Sisão, Cortiçol-de-barriga-negra, Tartaranhão-caçador, Peneireiro, Grou*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- IUCN 2002. *2002, IUCN Red List of Threatened Species*. Disponível em [www.redlist.org](http://www.redlist.org). Último acesso a 29 de Setembro de 2003.
- Leitão, D. & F. Moreira 1995. *Relações da Avifauna com o uso da terra na região de Castro Verde*. Relatório da 1ª fase do projecto de conservação da avifauna estepária de Castro Verde. Liga para a Protecção da Natureza, Lisboa.
- Leitão, D. 2002. *Ecologia do Abibe Vanellus vanellus e da Tarambola-dourada Pluvialis apricaria em Portugal: A influência dos factores climáticos nas estratégias de invernada*. Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.

- Martínez, C. 1991. Selección de microhabitat en una población de Avutarda (*Otis tarda*) de un medio agrícola. *Doñana Acta Vertebrata* 18: 173-185.
- Martínez, C. 1994. Habitat selection by the Little Bustard *Tetrax tetrax* in cultivated areas of Central Spain. *Biological Conservation* 67: 125-128.
- Morales, M.B., J.C. Alonso, J.A. Alonso & E. Martín 2000. Migration Patterns in Male Great Bustards (*Otis tarda*). *The Auk* 117: 493-498.
- Moreira, F. & D. Leitão 1996. A comunidade de aves nidificantes nos pousios da região de Castro Verde. *Ciência e Natureza* 2: 109-113.
- Moreira, F. 1999. Relationships between vegetation structure and breeding bird densities in fallow cereal steppes in Castro Verde, Portugal. *Bird Study* 46: 309-318.
- Morgado, R. 1997. *Alguns aspectos da ecologia da Abetarda (Otis tarda L.) na região de Castro Verde*. Relatório de Estágio. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Morgado, R. & F. Moreira 2000. Seasonal population dynamics, nest site selection, sex-ratio and clutch size of the Great Bustard *Otis tarda* in two adjacent lekking areas. *Ardeola* 47: 237-246.
- Onofre N. 1996. Aves de Rapina de uma Região Dominantemente Desarborizada dos Concelhos de Castro Verde e Mértola. Abordagem à Estrutura da Comunidade e às suas Relações com o Habitat. *Silva Lusitana* n.º especial: 65-92.
- Osborne, P.E., J.C. Alonso & R.G. Bryant 2001. Modelling landscape-scale habitat use using GIS and remote sensing: a case study with great bustards. *Journal of Applied Ecology* 38: 458-471.
- Salamolard, M., V. Bretagnolle & J.M. Boutin 1996. Habitat use by Montagu's Harrier, Little Bustard and Stone Curlew in Western France: Crop types and spatial heterogeneity: pp 209-220 in J.F. Gutiérrez & J. Sanz-Zuasti (eds). *Conservation de las aves esteparias y su habitat*. Junta de Castilla y León, Valladolid.
- Salamolard, M. & C. Moreau 1999. Habitat selection by Little Bustard *Tetrax tetrax* in a cultivated area of France. *Bird Study* 46: 25-33.
- Schulz, H. 1985a. A review of the world status and breeding distribution of the Little Bustard. *Bustard Studies* 2: 131-151.
- Schulz, H. 1985b. *Grundlagenforschung zur Biologie der Zwergtrappe Tetrax tetrax*. Braunschweig. PhD thesis. Staatlichen Naturhistorischen Museum, Braunschweig, Germany.
- Schulz, H. 1987. Biologie et protection de l'Outarde canepetière *Tetrax tetrax*. Rapport de synthèse d'un projet de recherches des Communautés Européennes avec une bibliographie sur l'Outarde canepetière. *Faune de Provence (CEEP)* 8: 54-78.
- Silva, J.P., M. Pinto & J. M. Palmeirim 2004. Managing landscapes for the little bustard *Tetrax tetrax*: lessons from the study of winter habitat selection. *Biological Conservation* 117: 521-528.
- Sokal, R.R. & F.J. Rohlf 1995. *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research*. Third edition. W.H. Freeman and Company, New York.
- Solis, J.C. & F. Lope 1996. Un ejemplo del manejo de un área protegida: la selección de hábitats de nidificación del Alcaraván (*Burbinus oediconemus*) en Doñana: pp 81-89 in J.F. Gutiérrez & J. Sanz-Zuasti (eds). *Conservation de las aves esteparias y su habitat*. Junta de Castilla y León, Valladolid.
- Suárez, F., M.A. Naveso & E. De Juana 1997. Farming in the drylands of Spain: birds of the pseudosteppes: pp 297-330 in D.J. Pain & M.W. Pienkowski (eds). *Farming and Birds in Europe. The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation*.

- Academic Press, San Diego.
- Tella, J.L., M.G. Forero, F. Hiraldo & J.A. Donazar 1998. Conflicts between Lesser Kestrel Conservation and European Agricultural Policies as Identified by Habitat Use Analyses. *Conservation Biology* 12: 593-604.
- Teodósio, J.M. 2000. *Dieta e seleção de presas do Francelbo (Falco naumanni) na região de Castro Verde, Baixo Alentejo*. Relatório de Estágio. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Tucker, G.M. & M.F. Heath (eds) 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International (BirdLife Conservation, Series n.º 3). Cambridge.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical Analysis*. Third edition. Prentice-Hall Inc.

# FORAGING BEHAVIOUR OF BREEDING LITTLE TERN *STERNA ALBIFRONS* AT RIA DE AVEIRO

FILIPA PESTE<sup>1</sup>, SANDRA TRIGO<sup>1</sup> & ANTÓNIO LUÍS<sup>1</sup>



**SUMMARY** - Feeding habitats of Little Terns *Sterna albifrons* breeding at Ria de Aveiro were identified. To define feeding habitats, different parameters (e.g. tide, water depth and windspeed) were measured. Number of dives and number of prey captured were recorded to evaluate the success rate of Little Terns in different habitats. A foraging range as short as  $402 \pm 4,3$  meters was estimated and on average each bird attempted to catch fish for  $98,0 \pm 1,67$  seconds. Differences in feeding success rate during the reproductive season and along the tidal cycle are discussed. Unexpectedly, the lowest foraging success rate of Little Terns occurred at bathing ( $0,25 \pm 0,038$  items captured per dive). Little Terns achieved the highest foraging success in recently abandoned and active salt pans ( $0,35 \pm 0,019$  items captured per dive), with the lowest water-depth and windspeed conditions, independently of the tidal phase.

**RESUMO** - COMPORTAMENTO ALIMENTAR DE CHILRETA *STERNA ALBIFRONS* NA RIA DE AVEIRO DURANTE A ÉPOCA DE REPRODUÇÃO. Foram identificados os habitats de alimentação das Chilretas *Sterna albifrons* nidificantes na Ria de Aveiro. Para identificar as características dos habitats de alimentação foram medidos, entre outros parâmetros: estado da maré, profundidade, cor da água e velocidade do vento. Foram registados o número de mergulhos e número de presas capturadas, de modo a avaliar o sucesso de alimentação. Foi estimado um raio de alimentação de  $402 \pm 4,3$  metros e em média, cada tentativa de capturar peixe dura  $98,0 \pm 1,67$  segundos. As diferenças no sucesso de alimentação de *Sterna albifrons* ao longo da época de reprodução e durante o ciclo de maré são discutidas. Surpreendentemente, a taxa de sucesso de alimentação mais baixa foi registada durante a eclosão dos ovos ( $0,25 \pm 0,038$  presas capturadas por mergulho). As salinas inactivas e os tanques das salinas activas, pouco profundas e onde a velocidade do vento é menor, proporcionam à *Sterna albifrons* uma taxa de sucesso de alimentação mais elevada, em qualquer fase de maré ( $0,35 \pm 0,019$  presas capturadas por mergulho).

The Ria de Aveiro is one of the Little Tern's *Sterna albifrons* breeding areas in Portugal, and supports a breeding population that represents about 13% of the total number of Little Terns that bred in the country in 2003 (Cattray *et al.* 2003). Little Terns are predominantly piscivorous birds that hover before plunging-diving (Cramp *et al.* 1985).

Factors such as windspeed, tidal stage and foraging range had been studied elsewhere (Dunn 1973; Cramp *et al.* 1985; Hulsman *et al.* 1989; Brenninkmeijer *et al.* 2002) and are known to influence the feeding ecology of

terns. It is also known that the relationships among aspects of foraging and breeding help to understand the adaptations of seabirds (Fasola & Bogliani 1990).

The aim of this study was to characterize the habitats and foraging behaviour of Little Terns at Ria de Aveiro, northern Portugal. The importance of each habitat for foraging Little Terns was evaluated along the breeding season, and the relationships between foraging success and tidal phase were assessed, since this may help to understand the selection of breeding habitats and may be useful in habitat

<sup>1</sup>Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal. e-mail: aluis@bio.ua.pt

management and restoration.

## METHODS

The Ria de Aveiro is a coastal lagoon, located in Portugal (40° 50' N, 08° 38' W). The lagoon has three main arms that radiate from the mouth and a large central area occupied mainly by salt-pans and some fishponds. The prospected area includes Canal de Ovar, Canal de Mira and also the salt-pans area. Fieldwork was carried out between April and July 2003 at Ria de Aveiro.

Feeding and nesting sites were identified and visited randomly by car, boat and on foot. Habitats were classified in three categories: (a) Inactive salt-pans (recently abandoned salt-pans with damaged walls, under tidal influence, and salt-pans ponds), (b) Channels and (c) "Esteiros" (small channels with a maximum width of about four metres).

Data on the number of birds, habitat, location (using GPS), time, tide (four phases), water visibility, water depth (in cm) and wind speed (in km/h) close to and two meters above the water surface were collected. The four tidal phases were: high tide (HT: 90 minutes before HT until 90 minutes after HT), receding tide (RT: the next three hours), low tide (LT: 90 minutes before LT until 90 minutes after LT) and incoming tide (IT: the next three hours). Water colour was used to estimate water visibility: a gradient was adopted, ranging from zero to four, where zero corresponds to the poorest visibility ("brownish" waters) and four to clear waters.

Number of dives and number of items captured in each habitat were obtained using three-minute focal sampling observations, Martin & Bateson (1993). Success rate was calculated by dividing the number of captured items by the number of dives. Three periods in the reproductive season were considered: pair formation (28<sup>th</sup> April to 26<sup>th</sup> May),

incubation (27<sup>th</sup> May to 20<sup>th</sup> June) and hatching (21<sup>st</sup> June to 24<sup>th</sup> July). All feeding sites were mapped and distances from the colony to feeding sites were taken. Average foraging range was estimated as the distance between the nearest colony and the feeding sites

For statistical analysis, Kruskal-Wallis and two-way ANOVA tests were performed. Although the assumptions of homogeneity of variances and normality were not accomplished, even after data transformation, the two-way ANOVA test was carried out because ANOVA is robust, operating well even with considerable heterogeneity of variances and is only slightly affected by considerable deviations from normality (Zar 1984). In ANOVA, equal replication is always desirable for optimum power (Zar 1984). Therefore, observations were randomly selected from data to obtain equal sample size.

## RESULTS

At Ria de Aveiro, *Sterna albifrons* seems to prefer alternative breeding habitats like salt-pans and dry inactive salt pans, instead of sandy beaches (Cramp *et al.* 1985, Calado 1995, Ribeiro 2001). During this study only three nests were observed in a sandy island.

The terns foraged close to the colony because an overall mean foraging range as short as 402±4.3 m ( $n=1005$ ) was estimated. As shown in Table 1, the foraging range differed according to habitat type, although the different foraging habitat types were scattered throughout Ria de Aveiro. Little Terns foraged for short periods: on average each bird attempted to catch fish for 98.0±1.67 seconds ( $n=1006$ ). The main characteristics of the feeding sites are shown in Table 1. Distances between the colony and the three main foraging sites were significantly different (Kruskal-Wallis test:  $H_{2,1005}=36.19$ ,  $P<0.001$ ). "Esteiros" were the nearest foraging habitat

**Table 1.** Characteristics of Little Terns' foraging habitats (Mean  $\pm$  SE). / **Tabela 1.** Características dos habitats de alimentação de Chibreta (Média  $\pm$  erro padrão).

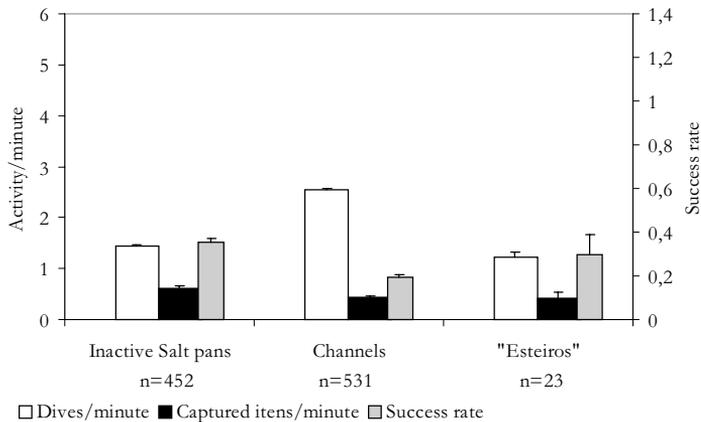
	Inactive salt pans (n=452)	Channels (n=531)	"Esteiros" (n=22)
Foraging range (m)	415,8 $\pm$ 6,04	397,4 $\pm$ 6,04	249,1 $\pm$ 22,72
Water visibility (scale 0–4)	1,8 $\pm$ 0,08	2,1 $\pm$ 0,06	1,8 $\pm$ 0,16
Wind speed (km/h)			
2 m above water	10,7 $\pm$ 0,18	13,6 $\pm$ 0,35	18,8 $\pm$ 1,77
water surface	8,0 $\pm$ 0,19	9,3 $\pm$ 0,21	13,2 $\pm$ 1,19
Water depth (cm)	< 50	> 100	50–100

(Nonparametric multiple comparisons: "esteiros" *vs* inactive salt-pans  $Q=5.11$ ,  $P<0.001$ ; "esteiros" *vs* channels  $Q=5.81$ ,  $P<0.001$ ), whereas inactive salt-pans and channels were more or less equidistant from the colony. Water visibility did not differ significantly among foraging sites (Kruskal-Wallis test:  $H_{2,992}=5.43$ ,  $P>0.05$ ).

Windspeed both at and 2 m above the water surface, was significantly different among the three main foraging habitats (Kruskal-Wallis test:  $H_{2,996}=43.05$ ,  $P<0.001$  and  $H_{2,1005}=32.07$ ,  $P<0.001$ , respectively). The highest windspeed values, at and 2 m above the water surface, were recorded in "esteiros" (Nonparametric multiple comparisons: "esteiros" *vs* inactive salt-pans  $Q=4.58$ ,  $P<0.001$ ;  $Q=12.12$ ,  $P<0.001$ ; "esteiros" *vs* channels:  $Q=3.01$ ,  $P<0.005$ ;  $Q=4.38$ ,  $P<0.001$ , close to and 2 m above water surface, respectively). On the other hand, the lowest windspeed values were recorded at inactive salt-pans (Nonparametric multiple comparisons: inactive salt-pans *vs* channels  $Q=5.36$ ,  $P<0.001$ ;  $Q=26.45$ ,  $P<0.001$ , at and 2 m above the water surface).

The use of the three main foraging habitats, measured by random observations, was

significantly different ( $\chi^2_2=445.67$ ,  $P<0.001$ ), with "esteiros" being less used than expected. The number of dives per minute and success rate (Figure 1) were significantly different among the three main foraging habitats (Kruskal-Wallis test:  $H_{2,1006}=123.19$ ,  $P<0.001$ ;  $H_{2,1006}=27.94$ ,  $P<0.001$ , respectively). At channels, the number of dives per minute was significantly higher than those at inactive salt-pans and "esteiros" (Nonparametric multiple comparisons:  $Q=10.89$ ,  $P<0.001$ ;  $Q=3.64$ ,  $P<0.001$ , respectively). However, success rate at inactive salt-pans was significantly higher than that at channels (Nonparametric multiple comparisons:  $Q=5.28$ ,  $P<0.001$ ). Due to the small number of observations for "esteiros", which is attributed to the minor utilization of this habitat by the birds, these data was not subjected to further analysis. Comparison of the success rate of Little Terns using two-way ANOVA (reproductive stage and feeding site) showed significant differences in success rate between feeding sites ( $F_{1,300}=15.77$ ,  $P<0.001$ ) and interaction between the two factors ( $F_{2,300}=7.87$ ,  $P<0.001$ ). The success rate at inactive salt-pans was higher than that at channels, and success rate in the different stages of the reproductive season was dependent



**Figure 1.** Mean number ( $\pm$  SE) of dives, captured items per minute and success rate in each habitat ( $n$ =sample size). / **Figura 1.** Número médio de mergulhos ( $\pm$  Erro Padrão), itens capturados por minuto e taxa de sucesso em cada habitat ( $n$  = tamanho da amostra).

upon the feeding site (Figure 2).

No differences in success rate between reproductive stages were obtained, but this result should be cautiously interpreted due to the reduced power of the performed test (11.3%). During pair formation and incubation the best success rate was at inactive salt-pans (pair formation: Tukey test:  $q=26.00$ ,  $P<0.001$ ; incubation: Tukey test:  $q=25.02$ ,  $P<0.001$ ; Table 2). During hatching, there was no significant effect in success rates between the two foraging habitats. The comparisons of the Little Terns' foraging success in inactive salt-pans among the three periods of the breeding season showed that the poorest success rate occurred during hatching (Tukey test: incubation *vs* hatching:  $q=34.81$ ,  $P<0.005$  and pair formation *vs* hatching:  $q=34.80$ ,  $P<0.005$ ). However, differences in the success rate of birds feeding in salt pans between pair formation and incubation periods were not significant. At channels, there was no effect of the three periods of the reproductive season, on Little Terns' success rate.

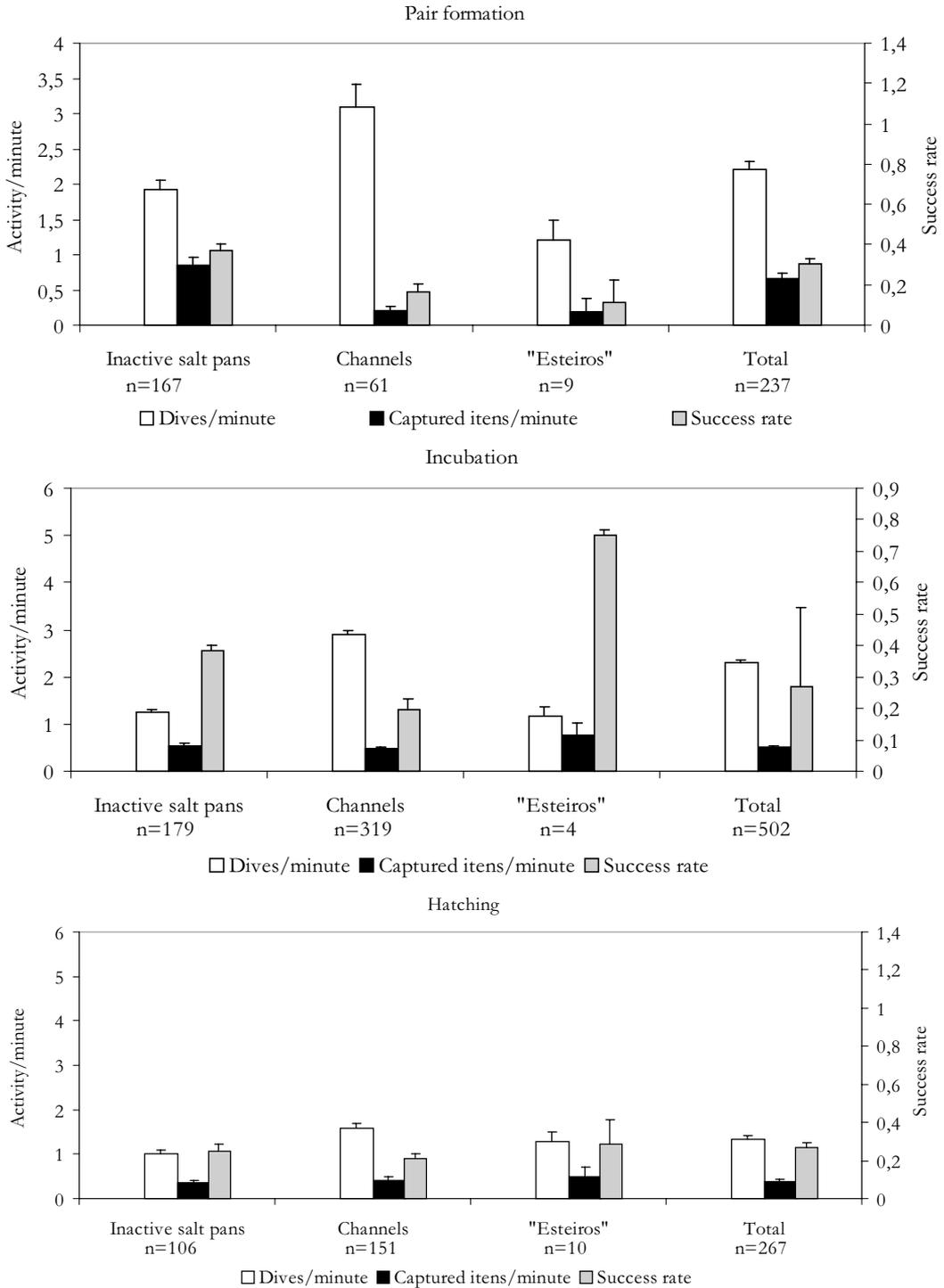
Comparisons between tidal phases within the two feeding sites show that, for channels, there were differences among tidal phases (Kruskal-Wallis test:  $H_{3, 531}=24.00$ ,  $P<0.001$ , Figure 3). During the receding tide (RT) Little Terns had a higher success rate than those

during incoming (IT) and high (HT) tide (Non-parametric multiple comparisons: RT *vs* IT:  $Q=4.57$ ,  $P<0.001$ ; RT *vs* HT:  $Q=3.50$ ,  $P<0.002$ ). Inactive salt-pans presented a more or less constant success rate at any tidal stage (Figure 3).

## DISCUSSION

At Ria de Aveiro the Little Terns' average foraging range was relatively short, when compared with data provided by other authors (Davies 1981, Cramp *et al.* 1985, Fasola & Bogliani 1990). This seems to indicate that the salt-pan area offers neighbouring feeding and nesting sites and this proximity can be energetically advantageous for Little Terns.

Two main feeding habitats were recognised: inactive salt pans and channels. "Esteiros" seem to have a secondary role in feeding activities, although they are very close to the colony. One possible explanation is that "esteiros" may be too windy or narrow for diving. Although differences in Little Terns' success rate during the three stages of the reproductive season were not significant, the interaction between habitat and reproductive stage show that Little Terns achieved a higher foraging success in inactive salt-pans during both the pair formation and incubation periods.



**Figure 2.** Mean number ( $\pm$  SE) of dives, captured items per minute and success rate in each habitat ( $n$ =sample size) during three periods of the reproductive season. / **Figura 2.** Número médio de mergulhos ( $\pm$  Erro Padrão), itens capturados por minuto e taxa de sucesso em cada habitat ( $n$ =tamanho da amostra) ao longo da época de reprodução.

**Table 2.** Comparison of success rate (number of captured items per dive) between Little Tern reproductive stages and feeding sites. Multiple comparisons (Tukey tests) between Feeding site and Reproductive stage are shown. Significance level: ns: non significant; \* P < 0,05; \*\* P < 0,005; \*\*\* P < 0,001. / **Tabela 2.** Comparação da taxa de sucesso de alimentação (presas capturadas por mergulho) ao longo da estação reprodutora e entre habitats. Apresentam-se os resultados das comparações múltiplas (testes Tukey) entre os dois factores, habitat e período da estação reprodutora. Nível de significância: ns = Não significativo; \* = P < 0,05; \*\* = P < 0,005; \*\*\* = P < 0,001.

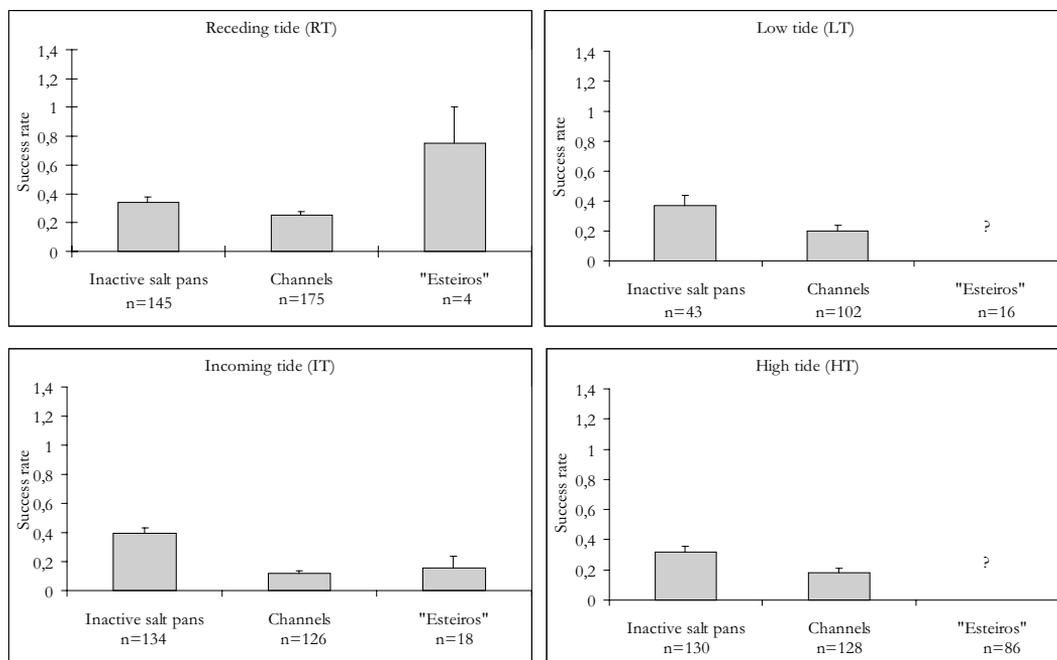
	Inactive salt pans (Mean ± SE)			Channels (Mean ± SE)			q	Total (Mean ± SE)
Pair formation (P)	0,46 ± 0,062 n = 50			0,15 ± 0,046 n = 50			*** ***	0,30 ± 0,041 n=100
Incubation (I)	0,46 ± 0,059 n = 50			0,20 ± 0,042 n = 50			*** ***	0,33 ± 0,038 n = 100
Hatching (H)	0,21 ± 0,047 n = 50			0,28 ± 0,056 n = 50			ns ns	0,24 ± 0,036 n = 100
Total	0,38 ± 0,034 n = 150			0,21 ± 0,025 n = 150			-	-
q	IvsH **	PvsI ns	PvsH **	PvsH ns	PvsI ns	IvsH ns	-	-

During hatching the success rate at inactive salt pans was significantly lower. This was not expected because, during this period, Little Terns have to forage for themselves and their chicks. It is possible that during hatching Little Terns use a different feeding strategy, in particular taking less fish and more insects. The finding that, in July, there was a larger occurrence of insects in their diet (pers. observ.) agrees with this reasoning. Little Terns are known for taking insects in aerial-pursuit as well as from the ground and for plucking insects in flight off vegetation (Cramp *et al.* 1985). This different feeding strategy may be caused by a decrease in fish availability, an increase in insect abundance, and/or different dietary requirements.

Where tidal influence is more evident, as in channels, the success rate varied with the tide and, under these circumstances, Little Terns had better success during the receding tide.

Similarly, Davies (1981) observed chicks being fed mostly in the last hours of the incoming and receding tidal phases and Brenninkmeijer (2002) estimated a better food intake rate for wintering Little Terns during the receding tide. Perhaps when water level is falling fish becomes more grouped and conspicuous and probably easier to catch.

Overall, Little Terns were more successful at inactive salt-pans. The remaining sections of the walls of these inactive salt-pans helped to maintain a relatively constant water-depth and can also have an important role in lowering wind-speed at water surface. The fact that success rate at inactive salt-pans was not significantly different among any tidal phase is probably related with this relatively small tidal effect. These habitat characteristics - low windspeed and water-depth - seem to benefit Little Terns feeding success in salt-pans.



**Figure 3.** Mean ( $\pm$  SE) success rate in each habitat through the tidal cycle ( $n$  = sample size). (? = no dives). / **Figura 3.** Taxa de sucesso média ( $\pm$  Erro Padrão) em cada habitat ao longo das diferentes fases de maré ( $n$  = tamanho da amostra) (? = não foram observados mergulhos).

**Acknowledgments:** this work was supported by Project POCTI/37385/BSE/2001, “Ecologia reprodutora e alimentar de Andorinha-do-mar-anã para gerar indicadores ecológicos em ecossistemas estuarinos” approved by FCT and POCTI, co-funded by FEDER. We also thank Marina Cunha for her help and two referees for comments.

## REFERENCES

- Brenninkmeijer, A., E.W.M. Stienen, M. Klaassen, & M. Kersten 2002. Feeding ecology of wintering terns in Guinea-Bissau. *Ibis* 144: 602-613.
- Catry, T., J. Ramos, R. Medeiros, V. Paiva, P. Pedro, A. Luís, J. Ministro & R. Lopes 2003. Alterações no uso do habitat de nidificação da Andorinha-do-mar-anã *Sterna albifrons* no último século: uma resposta à acção antropogénica. Presentation to the IV Congresso de Ornitologia e II Jornadas Ibéricas de Ornitologia, Universidade de Aveiro, 29 November – 1 December 2003, Aveiro.
- Calado, M. 1995. Little Tern (*Sterna albifrons*) Status and Conservation at Ria Formosa Natural Park, Algarve, Portugal. *Colonial Waterbirds* 19 (Special Publication 1): 78-80.
- Cramp, S., D.J. Brooks, E. Dunn, R. Gillmor, P.A.D. Hollum, R. Hudson, E.M. Nicholson, M.A. Ogilvie, P.J.S. Olney, C.S. Roselaar, K.E.L. Simmons, K.H. Voous, D.I.M. Wallace, J. Wattil & M.G. Wilson 1985. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East, and North Africa: the birds of the Western Palearctic*, vol. 4. Oxford University Press, London.
- Davies, S. 1981. Development and behaviour of Little Tern chicks. *British Birds* 74: 291-298.

- Dunn, E.K. 1973. Changes in fishing ability of terns associates with windspeed and sea surface conditions. *Nature* 244: 520-521.
- Fasola, M. & G. Bogliani 1990. Foraging Ranges of an Assemblage of Mediterranean Seabirds. *Colonial Waterbirds* 13: 72-74.
- Hulsman, K., N.P.E. Langham & D. Blühdorn 1989. Factors Affecting the Diet of Crested Terns, *Sterna bergii*. *Australian Wildlife Research* 16: 475-489.
- Martin, P. & P. Bateson 1993. *Measuring Behaviour – An introductory guide*. Press Syndicate of the University of Cambridge, Cambridge.
- Ribeiro, P. 2001. *Importância das salinas para os Charadriiformes nidificantes na Ria de Aveiro e implicações para a gestão do salgado*. Tese de mestrado, Universidade de Aveiro, Aveiro.
- Zar, J.H. 1984. *Biostatistical analysis*. 2nd ed. Prentice-Hall International Editions, New Jersey.

# CONHECER AS AVES NO PASSADO. CONTRIBUTO DO LABORATÓRIO DE ARQUEOZOOLOGIA DO INSTITUTO PORTUGUÊS DE ARQUEOLOGIA

CARLOS MANUEL PIMENTA<sup>1</sup>, MARTA MORENO-GARCÍA<sup>1</sup> & SIMON DAVIS<sup>1</sup>



**RESUMO** - O conhecimento das aves no passado, a sua distribuição, aproveitamentos que envolveram o uso de produtos delas derivados (carne, ovos, penas, gordura, etc.), são algumas questões que a Arqueozootologia pretende investigar através da observação atenta de um conjunto de variáveis e vestígios contidos nos ossos. Este Laboratório, instalado no Instituto Português de Arqueologia, procura desenvolver diferentes linhas de pesquisa proporcionadas pelo estudo de materiais recuperados em diferentes cronologias e jazidas de Portugal. A Coleção de Referência de Esqueletos de Vertebrados, em construção desde Março de 2000, constitui uma ferramenta de trabalho essencial que permite assegurar uma correcta identificação taxonómica dos materiais que analisamos. Até à data foram preparadas 648 aves, pertencentes a 206 espécies. Para facilitar a sua identificação, os elementos principais das asas e patas encontram-se organizados em colecções índice. O espólio orgânico excumado pela Arqueologia restitui ao presente apenas uma ínfima parte do património biológico do passado mas, na sua leitura e interpretação, reside a possibilidade de enriquecer o conhecimento do território antigo.

**SUMMARY - BIRDS IN ANTIQUITY. A CONTRIBUTION FROM THE ZOO-ARCHAEOLOGY LAB OF THE IPA.** *Our knowledge of distribution and abundance of birds in the past, as well as their use by man, are some of the topics that Archaeozoology tries to address using bird bones. Our Lab, located at the Instituto Português de Arqueologia aims to develop these lines of research. We work with avian bones recovered from a whole range of archaeological sites in Portugal. We began a reference collection in March 2000 in order to identify bones found at archaeological sites. So far our collection comprises 648 bird skeletons from 206 different species. They are organised in an "index" collection which enables a rapid identification of limb and girdle bones. Biological materials recovered from archaeological sites allow us to interpret a small part of our past biological heritage. Their recording and interpretation are the only means to enlarge our zoological knowledge of the past.*

Embora os restos de avifauna não ocorram com elevada frequência no registo arqueológico, a sua recuperação e identificação taxonómica representa um vasto leque de informações (Morales Muñiz 1993). A interpretação destes materiais pode revelar variações nas suas áreas de distribuição, evidenciar a existência de diferentes estratégias e produtos que o Homem aproveitou das aves ao longo dos tempos e dar o seu contributo

para o esclarecimento de situações mal conhecidas.

No caso de Portugal os conjuntos recuperados e estudados até ao momento são ainda muito escassos. Durante muitos anos, o desinteresse da comunidade arqueológica nacional em proceder à recolha exaustiva dos restos faunísticos, talvez motivado pela carência de especialistas nesta área, assim como pela inexistência de colecções de referência

<sup>1</sup>Instituto Português de Arqueologia, Avenida da Índia 136, 1300-300 Lisboa, Portugal

adequadas, implicou que a maior parte da informação disponível advinha de trabalhos pontuais realizados no estrangeiro (Driesch & Boessneck 1976, Lentacker 1991, Mourer-Chauviré & Antunes 1991, Hernández Carrasquilla 1993).

Este artigo pretende abordar as diferentes linhas de pesquisa desenvolvidas no Laboratório de Arqueozoologia (Moreno-García *et al.* 2003a), alguns resultados obtidos e, sobretudo, contribuir para estabelecer contactos entre os investigadores que se dedicam ao estudo das aves no presente e aqueles que se dedicam ao seu conhecimento no passado.

## IDENTIFICAR UMA AVE ATRAVÉS DOS OSSOS

Embora elementos como as penas ou cascas de ovos possam fossilizar em condições excepcionais, a matéria-prima da nossa investigação é habitualmente composta por fragmentos de ossos.

Para identificar uma ave através de restos fragilizados e corroídos por séculos de envolvimento sedimentar, torna-se fundamental recorrer a uma **coleção comparativa de referência**, que permita ao investigador aceder ao conjunto dos ossos que compõem o esqueleto de espécimes actuais inequivocamente identificados ao nível específico (Moreno-García *et al.* 2003b). Esta condição constitui uma garantia cientificamente objectiva, situação de que carecem coleções osteológicas que integram elementos recolhidos em jazidas arqueológicas, condição admissível ou inevitável apenas em relação a espécies extintas hoje em dia, uma vez reconhecida a sua validade taxonómica.

No caso das aves, apesar de existir bibliografia publicada que ilustra, por vezes exemplarmente, elementos ósseos deste vasto grupo de vertebrados (Bacher 1967, Erbersdobler 1968, Cohen & Serjeantson

1986, Moreno 1985, 1986, Bochenski 1994, Tomek & Bochenski 2000), a sua utilidade prática para realizar identificações fidedignas revela-se insuficiente, prevalecendo justificadas dúvidas, sobretudo quando os restos em análise integram espécies osteologicamente semelhantes entre si.

No início da nossa actividade, em Março de 2000, beneficiando do apoio de instituições nacionais e internacionais, iniciámos a construção de uma colecção comparativa de esqueletos de vertebrados estruturada e organizada em moldes únicos na Península Ibérica (Moreno-García *et al.* 2003b). No que respeita às aves, integra actualmente (Abril de 2004), 206 espécies (Anexo 1), correspondentes a 648 espécimes preparados.

Foi previsto um total de 384 espécies, número que pretende contemplar um conjunto significativo das aves residentes ou que regularmente frequentam o espaço ibérico, incluindo algumas ausentes no presente mas susceptíveis de naturalmente terem ocorrido no passado, apesar de mal conhecidas as implicações que as flutuações climáticas ocorridas ao longo do Quaternário tiveram na distribuição da avifauna no nosso território. Além destas, foram consideradas algumas espécies introduzidas, em relação às quais existem menções históricas ou já referenciadas no registo arqueológico, caso da avestruz, cujos ovos utilizados como recipientes (Maña de Angulo 1947, San Nicolás Pedraz 1975, Mayor Ortega 1997), difundidos pelas rotas comerciais no Mediterrâneo durante a Idade do Ferro são até à data, os únicos elementos que lhe podem ser atribuídos. Em Portugal, está registada a sua ocorrência em contextos associados a presença dos Fenícios em Tavira (Maia 2003), Mértola e Castro Marim (restos inéditos).

Procedemos à preparação dos esqueletos completos cujos ossos estão acondicionados em caixas individuais. No sentido de facilitar a

sua consulta, os 9 elementos principais do esqueleto apendicular (escápula, coracoide, úmero, ulna, rádio, carpometacarpo, fémur, tibiotarso e tarsometatarso), os mais frequentes no registo arqueológico já que os crânios raramente se conservam, encontram-se organizados sistematicamente em 27 gavetas formato A0 (3 gavetas para cada osso). Estão divididas em 2.484 células onde 276 espécies têm reservado um lugar. Os Passeriformes (excepto Corvidae, integrados na situação anterior) representados por 108 espécies, devido à sua menor dimensão, figuram em 9 gavetas formato A3 (uma por cada osso), segundo o mesmo critério. São designadas **coleções índice** (Figura 1; Corke *et al.* 1998, Moreno-García *et al.* 2003b), que, para além de possibilitarem um fácil acesso àqueles elementos, permitem visualizar as características morfológicas e os caracteres diagnósticos, indispensáveis na identificação das espécies representadas.

A consulta destas coleções é apenas um primeiro passo, já que a identificação deverá ser confirmada com o acesso à **coleção de referência** que integra, sempre que possível, outros exemplares. No caso das aves, a presença de 3 exemplares machos e 3 fêmeas permite considerar factores como variabilidade intraespecífica e dimorfismo sexual muito acentuado em algumas espécies. No entanto, o acesso a amostragens osteológicas mais amplas reveste-se da maior importância em Arqueozoologia já que em muitas situações uma identificação credível requer a conjugação de evidências morfológicas com variáveis osteométricas estatisticamente demonstradas. Os exemplares excedentes são integrados na **coleção de reserva**.

## INTERPRETAR AS AVES NO REGISTO ARQUEOLÓGICO

A Arqueozoologia permite o reconhecimento no passado (remoto ou recente) de espécies em regiões que não correspondem às suas actuais áreas de distribuição, contribuindo para o enriquecimento da sua história biogeográfica. A leitura cronológica destes registos, pode eventualmente desvendar cenários, causas ou circunstâncias, que poderão ter originado o estatuto actual de expansão ou regressão de muitas delas.

Para o conhecimento do Quaternário, reveste-se da maior importância articular as observações derivadas do estudo arqueozoológico com resultados obtidos por outras linhas de investigação, nomeadamente das designadas Arqueociências, entre as quais salientamos a Paleobotânica que, no estudo palinológico de grandes sequências sedimentares orgânicas sondadas em depósitos estuarinos, lacustres e em turfeiras, evidencia em sucessivos registos cronológicos leituras mais concisas das transformações ocorridas no território, apenas pontualmente perceptíveis através dos restos faunísticos (Mateus & Queiroz 1993, Mateus *et al.* 2003). Os sinais de alterações naturais ou desenvolvidas pelo Homem ao longo dos tempos, resultarão necessariamente de um somatório de evidências que a Paleoecologia nas suas vertentes descritiva, dedutiva e experimental tem vindo a desenvolver (Birks & Birks 1980).

De salientar igualmente o crescente e decisivo envolvimento de outros domínios de investigação. Os resultados do estudo que comparou o ADN mitocondrial das pegas-azuis asiáticas e ibéricas (Fok *et al.* 2002), conferem à Genética um papel determinante e esclarecedor para o estatuto de *Cyanopica cooki* como espécie endémica da Península (Cardia



**Figura 1.** Coleção Índice das aves: 27 gavetas formato A0, divididas em células individuais, onde deverão figurar dois ossos correspondentes a um exemplar macho e um exemplar fêmea. A sua disposição tem em consideração: a) parte do esqueleto (os úmeros, como ilustra esta figura, encontram-se dispostos em três gavetas), b) tamanho (as espécies mais pequenas ocupam a primeira gaveta, as médias a segunda e as maiores a terceira), c) posição taxonómica (em cada gaveta, os espécimes estão agrupados segundo a Ordem a que pertencem). / **Figure 1.** Bird Bone Index collection: it is organised in 27 A0 drawers, divided in individual cells. A male and a female bone will be placed in each one. The layout takes into consideration: a) part of the skeleton (all humeri, as shown in this figure, are housed together), b) size (smallest species are in the first drawer, larger in the second and so on), and c) taxonomic position (within each drawer specimens are grouped by orders).

& Ferrand 2003), reforçando o significado dos primeiros restos ósseos recuperados em depósitos plistocénicos em Gibraltar (Cooper 2000).

Apresentando alguns exemplos, pretendemos ilustrar possibilidades de interpretação que o registo ornitoarqueológico tem permitido e algumas outras possíveis no futuro, na medida em que este domínio possa evoluir em Portugal.

### 1) Extinção e Introdução de aves

No que respeita ao registo de espécies biologicamente extintas, no nosso país pode

referir-se o caso de *Puffinus hoveae*, uma espécie de Pardela assinalada nos níveis recentes da Gruta da Figueira-Brava, em Sesimbra, cuja extinção estará relacionada com a destruição das colónias de nidificação nas Ilhas Canárias após a chegada do Homem durante o Holocénico (Mourer-Chauviré & Antunes 2000, p.133).

No caso da introdução de espécies exóticas, a partir da época dos Descobrimentos, existe documentação que nos dá notícia da ocorrência de animais até então desconhecidos no Velho Mundo como, por exemplo, o Peru-bravo (*Meliagris gallopavo*) e um amplo rol de outras aves que, embora

nem sempre descritas com objectividade, são objecto de investigações recentes (Gómez Cano 2003). Esta situação vem justificar a inclusão na osteoteca de algumas espécies que habitualmente não ocorrem no Paleártico. No século XVII, o falcoeiro Diogo Fernandes Ferreira, moço da Câmara de Filipe II, no seu livro *Arte da Caça da Altanaria* revela não só a chegada de aves de rapina do Novo Mundo: “ao infante D. Luís, duque de Beja, filho de el-rei D. Manuel, trouxeram daquelas partes do Brasil um gerifalte branco, e tão alvo como uma pomba” (Ferreira 1616, p.68), como a entrada de espécimes oriundos de diferentes pontos do continente Europeu: “Aqueles [açores] que a este reino trazem de fora são de Noruega e de Suécia e de Irlanda...os quais trazem mercadores em naus de Alemanha a este porto de Lisboa” (Ferreira 1616, p.65).

A exploração de diferentes fontes escritas pode proporcionar um enorme potencial informativo (Catry 1999, Almaça 2000) ainda que a sua evidência permaneça ausente nos espólios arqueológicos. Por outro lado, a Arqueologia pode revelar-nos a chegada de espécies alóctones sem que sobre elas tenha existido menção escrita, caso da galinha, espécie introduzida na Península Ibérica provavelmente durante a Idade do Ferro (Hernández Carrasquilla 1992).

## 2) As aves e o seu habitat

A partir do Neolítico, o desenvolvimento da agricultura e da pastorícia, com a consequente implementação de práticas a elas associadas, traduziu-se no aparecimento de paisagens humanizadas em torno das quais se estabeleceram e estruturaram novos habitats. As variações na composição das espécies identificadas numa dada região podem de certo modo reflectir sucessivas mudanças ocorridas ao longo do tempo.

Nos conjuntos arqueozoológicos recuperados na Alcáçova de Santarém (Davis

2003) foi observada a presença de espécies que actualmente não frequentam aquela região:

- durante o período Romano Imperial (último quartel do séc. I a.C. – primeira metade do séc. I d.C.) a presença de Cisne (*Cygnus* sp.) evidencia materialmente naquela área um relato generalista contido na Geografia de Estrabão: “*En algunos lugares las lagunas se llenan de cisnes y especies afines, y también muchas avutardas*” (Estrabão *Geografía* III 15);

- a Abetarda (*Otis tarda*) e o Pelicano-crespo (*Pelecanus crispus*) foram registados no período Islâmico (séculos IX-XII), tendo este último sido osteologicamente assinalado pela primeira vez em Portugal (Figura 2);

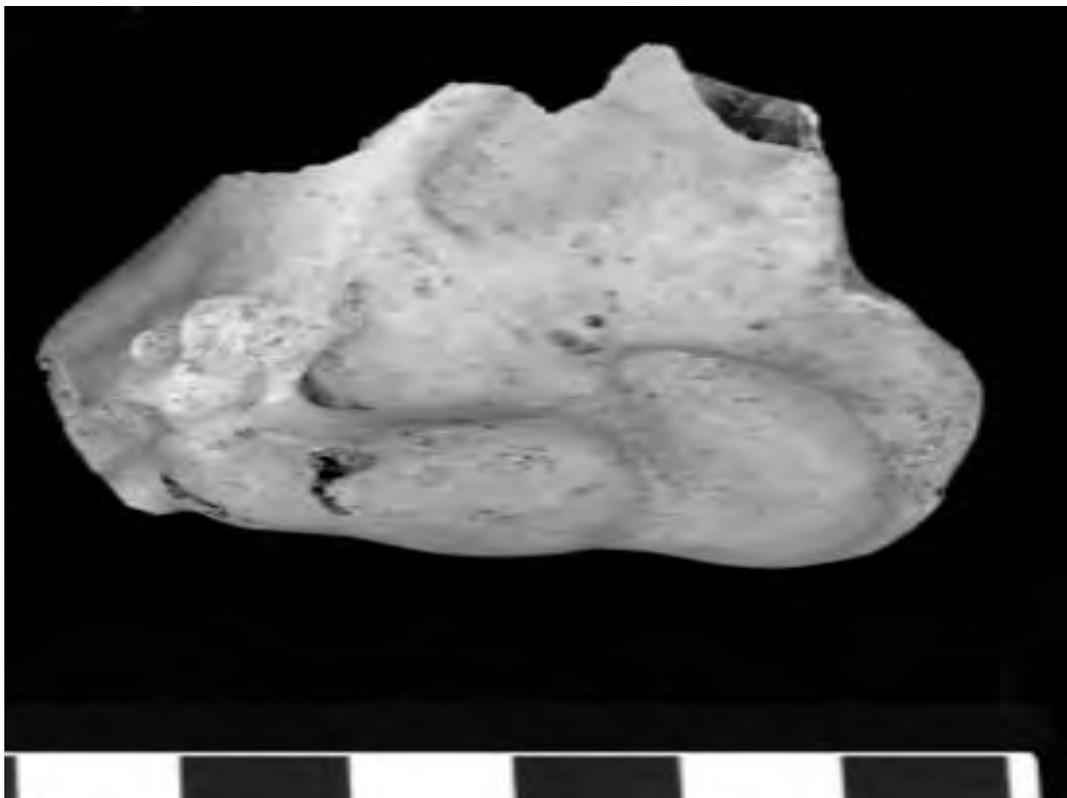
- a presença de Sisão (*Tetrax tetrax*) prolonga-se desde finais do século II a.C. até o século XII;

- foi evidenciada a ocorrência e consumo de Grou (*Grus grus*) entre os séculos XVI-XVIII.

## 3) Sinais que os ossos podem conter

Através do estudo dos restos faunísticos é possível reconhecer alguns sinais que permitem interpretar estratégias de exploração operadas por uma comunidade e compreender o aproveitamento que aqueles animais podem ter proporcionado. A ocorrência de ossos queimados, com incisões, cortes profundos ou determinado tipo de fractura, assim como variações na representação das diferentes partes esqueléticas presentes nas amostras, são evidências que permitem inferir a sua associação com o Homem.

A semelhança e repetição do mesmo tipo de marcas de corte observados em ossos de Galinha (*Gallus gallus domesticus*) e Perdiz (*Alectoris rufa*) provenientes de várias jazidas portuguesas do período Islâmico – Alcáçova de Mértola (Hernández Carrasquilla 1993), Castelo de Alcácer do Sal e Convento de São Francisco, Santarém (Moreno-García & Davis 2001)



**Figura 2.** Dois fragmentos de úmeros distais provenientes das escavações na Alcáçova de Santarém. À esquerda, exemplar de *Cygnus* sp, dos níveis romanos e à direita, exemplar de *Pelecanus crispus*, dos níveis islâmicos. / **Figure 2.** Two humeri distal fragments from excavations at Alcáçova de Santarém. Left: *Cygnus* sp., dated to the Roman period. Right: *Pelecanus crispus*, recovered from the Muslim levels.

sugerem a existência de um padrão nas técnicas e métodos de processamento e consumo das carcaças daquelas aves durante aquela época. As finas incisões presentes em vértebras cervicais e na zona distal dos tibiotarsi indiciam que as cabeças e a parte inferior das patas, tarsometatarsi e falanges, foram separadas do resto do corpo. Os tratados de culinária hispano-muçulmanos assinalam a popularidade dos guisados, cozidos e estufados (Huici Miranda 1966, Díaz García 1973, García Sánchez 1988, 1996, Marín & Waines 1994), em que pequenos pedaços de carne eram cozinhados com verduras. O padrão evidenciado naqueles restos parece corresponder a uma tradição cultural, em que

as carcaças eram sucessivamente fragmentadas até obter pedaços adequados às dimensões dos recipientes onde seriam cozinhados.

No entanto, para além da carne, existe um vasto leque de produtos derivados das aves que o Homem explorou ao longo dos tempos: os ovos, as penas, os dejectos de espécies mantidas em cativo utilizado como estrume, a gordura e os próprios ossos que constituíram matéria-prima para a elaboração de diversos objectos, representam mais valias cujos vestígios arqueológicos directos nem sempre ficaram visíveis. Tem sido possível inferir algumas destas utilidades através do estudo detalhado de determinadas variáveis.

*Os ovos* - a utilidade da Galinha como

recurso alimentar encontra-se bem documentada desde os primeiros períodos históricos. O dimorfismo sexual, observado em determinados ossos, permite retirar algumas conclusões. A disparidade na presença de machos e fêmeas adultas provenientes da Alcáçova de Santarém durante o período Islâmico foi interpretada como sinal da importância da produção e consumo de ovos naquela comunidade (Davis 2003). Enquanto os galos jovens seriam sacrificados pela sua carne, as galinhas seriam mantidas vivas até idade avançada devido ao valor que os ovos representavam. Segundo referem fontes históricas, em Al-Andalus eram consumidos em grandes quantidades por todos os estratos da sociedade e os médicos recomendavam-nos escalfados, cozidos ou fritos em azeite (García Sánchez 1996).

*As penas* – Embora existam referências escritas à sua utilização como adorno (Plínio, livro X, I.2), material de escrita, na elaboração de setas (Heath 1971), colchões, almofadas, etc. as evidências arqueológicas são escassas. Um estudo realizado sobre um conjunto arqueofaunístico datado no século XV, recuperado nas escavações de Castle Mall, Norwich, no Reino Unido (Moreno-García 1995) permitiu inferir um destes aproveitamentos quando, num poço situado fora daquele castelo, foram recolhidas várias centenas de *carpometacarpí* de Ganso-doméstico (*Anser anser domesticus*). Uma elevada percentagem (45%) daqueles ossos apresentava marcas de corte na zona proximal interna, sendo que 270 pertenciam ao lado esquerdo e 122 ao lado direito. A localização das incisões sugeria que as extremidades da asa, onde se situam as penas primárias, haviam sido separadas. A interpretação daquela concentração, assim como a diferença entre o número de *carpometacarpí* de um e outro lado foi relacionada com a oferta e a procura de um bem particularmente necessário durante

Idade Média - as penas para escrever (Riddle 1943, Finlay 1990). As curvaturas das penas das asas direitas e esquerdas ofereciam diferentes vantagens aos seus utilizadores: uma pessoa canhota utilizaria as do lado direito, enquanto uma destra utilizaria as do lado esquerdo (Finlay 1990). Aqueles restos, possivelmente originados no atelier de um artesão, reflectiram a procura diferenciada daquele produto, já que a percentagem de indivíduos canhotos sempre terá sido menor. Aquela amostra permitiu testemunhar uma prática desaparecida no presente, mas vulgarizada ao longo de muitos séculos.

*Os dejectos* – No “Tratado de Agricultura” de Ibn Wafid (Millás Vallicrosa 1943) e no “Livro de Agricultura de Ibn Bassal” (Millás Vallicrosa & Aziman 1955), autores medievais de Al-Andalus, encontram-se referências às boas qualidades do esterco dos pombos, recomendado para as plantas debilitadas, enquanto o esterco de aves aquáticas, patos e gansos “*es muy malo y quema la tierra y mata las plantas*” (Millás Vallicrosa & Aziman 1955, p.305). Uma elevada percentagem de restos de pombos domésticos num determinado conjunto arqueológico, poderia indiciar este tipo de aproveitamento invisível por outros meios.

*Os ossos* - Os ossos constituíram igualmente matéria-prima para manufacturar diferentes objectos e utensílios. No caso das aves, devido à sua fragilidade, poucos terão chegado aos nossos dias. No entanto, pode referir-se a utilização de um osso da asa – a ulna (*cubitus*), de abutre (Buisson 1990, Lawson & d’Errico 2002), de cisne (Münzel *et al.* 2002), referenciados na Europa desde o Paleolítico Superior, e de grou durante o Neolítico, na China (Zhang *et al.* 1999) para manufacturar instrumentos musicais de sopro.

Recentemente, elementos deste Laboratório iniciaram um levantamento e o estudo de alguns “objectos” em osso expostos ou

depositados em Museus da Península Ibérica, cuja identificação osteológica e taxonómica era desconhecida (Moreno-García & Pimenta 2004).

Deste trabalho resultou a constatação da existência em Portugal de um instrumento musical completo do período Romano, exposto no Museu de Conimbriga (Alarcão & Ponte 1994) e 8 incompletos do período Islâmico procedentes de Mértola (Macias 1996), manufacturados sobre aquele osso da asa dos abutres. Em Espanha, onde a etnomusicologia regista a sua existência ligada à actividade pastoril (Alonso Ramos 1989), esta prática prolonga-se até à actualidade. No nosso país, a única referência recente de que temos conhecimento refere-se à utilização de uma “tíbia de cegonha” como flauta pastoril em Urros, Mogadouro, situação que não é possível confirmar (Veiga de Oliveira 2000, p.242).

Identificamos ainda um pequeno aerofone de 5 orifícios depositado no Museu Nacional de Arqueologia com o nº 14.937, recuperado nos finais do séc. XIX por Estácio da Veiga em Cacela, no Algarve. Trata-se de um instrumento pastoril semelhante à subina (Correia & Roquette 2004), manufacturado em tibiotarso de Cegonha (*Ciconia ciconia*), infelizmente em contexto estratigráfico desconhecido.

Este trabalho começa a revelar uma interessante relação daquelas aves habitualmente silenciosas (abutres e cegonhas) com a criação de música, uma das mais ricas e complexas manifestações artísticas associada à evolução dos seres humanos (Moreno-García & Pimenta 2004).

*A Falcoaria.*- A prática da falcoaria, que se admite difundida na Europa por duas vias distintas - pelos Germanos no Norte e através dos Árabes a Sul (Fradejas Lebrero *in* López de Ayala 1993), que esteve na base da publicação de legislação protectora de aves de

caça ao longo da Idade Média (Baeta-Neves *et al.* 1993) e deu origem a diferentes tratados (Rodrigues Lapa 1931, López de Ayala 1993), não foi até ao momento evidenciada no nosso país através da arqueologia. Possivelmente devido à ausência de recolha de restos faunísticos provenientes de contextos medievais para os quais existem fontes escritas.

## AVES ACUMULADORAS DE RESTOS OSTEOLOGICOS

Em grutas e outros contextos rochosos são recuperadas acumulações de restos ósseos resultantes da dieta de aves que os utilizaram como locais de poiso ou de nidificação (Andrews 1990, Cereijo Pecharromán 1993). Espécies como o Bufo-real (*Bubo bubo*), a Coruja-das-torres (*Tyto alba*) e diferentes aves de rapina diurnas, como a Águia-real (*Aquila crysaetus*) ou o Falcão-peregrino (*Falco peregrinus*), por exemplo, têm vindo a ser referenciadas não através dos seus ossos, mas através dos ossos das presas que lhes serviram de alimento. Os restos digeridos por esses predadores proporcionam um conjunto de informações que a Ecologia habitualmente não explora, mas que constituem um patamar de investigação para a Arqueozoologia. Para além da identificação e quantificação das presas contidas em cada regurgitação ou egagrópila, que permitem uma leitura imediata dos recursos tróficos consumidos pelo predador, é possível aprofundar a análise do seu conteúdo osteológico. Após a ingestão das presas tem início um processo digestivo que é responsável pelo desaparecimento dos componentes mais frágeis do esqueleto. Esse processo, variável de predador para predador, consoante a actuação dos diferentes sucos gástricos responsáveis pelo metabolismo alimentar, dá origem a representações diferenciadas dos elementos esqueléticos, bem como a diferentes padrões de corrosão. Estas observações têm

sido aplicadas ao estudo de amostras fósseis, possibilitando o reconhecimento dos potenciais agentes responsáveis pela sua acumulação (Dodson & Wexlar 1979, Fernández-Jalvo 1995, Hockett 1996, Stahl 1996).

Trata-se de uma abordagem que até ao presente não foi aplicada no nosso país, embora existam na prática condições favoráveis à sua implementação. Seria do maior interesse a promoção de trabalhos que permitissem articular perspectivas de investigação complementares. A monitorização da dieta de animais mantidos em Centros de Recuperação, bem como a observação numa perspectiva arqueozoológica de restos alimentares recolhidos no campo, apresentam-se como vias possíveis a estruturar e desenvolver no futuro.

## CONCLUSÕES

O exercício da Arqueologia em Portugal conheceu novos desenvolvimentos nos últimos anos. No caso da Arqueozologia, a criação de um laboratório dedicado a esta disciplina, vem permitir o seu exercício em condições semelhantes às existentes noutros países europeus. Todavia é importante referir que estamos perante um longo percurso que deverá considerar questões como as seguintes:

- A importância de a comunidade arqueológica proceder à recolha sistemática e contextualizada de todos os restos ósseos disponibilizados pela sua intervenção – desta prática depende a possibilidade de trabalhar informações doutro modo irrecuperáveis.

- A necessidade de equacionar aquelas informações com inúmeras outras que advêm das Ciências Humanas (História, Etnografia, Antropologia) e das Ciências Naturais (Biologia, Ecologia, Genética), e partir deles para valorizar o conhecimento sobre o património biológico do passado.

- A necessidade de retirar o máximo de informações das aves recolhidas mortas no meio natural ou em Centros de Recuperação, onde os ossos podem representar o último passo de uma cadeia de pesquisas que este laboratório não tem desperdiçado, legando ao futuro um património científico aberto a qualquer investigador.

Salientamos a utilidade prática que a colecção de referência tem proporcionado a áreas distantes da Arqueozologia, como a identificação de restos de aves recolhidos no âmbito dos estudos de impacto na avifauna das Linhas Eléctricas e Centrais Eólicas quando, na ausência de outros caracteres diagnósticos, os ossos podem ser determinantes.

**Agradecimentos:** expressamos o nosso agradecimento a todas as pessoas que têm contribuído para a construção da osteoteca e também aos participantes nas II Jornadas Ibéricas de Ornitologia com quem tivemos oportunidade de trocar informações, numa valiosa permuta de conhecimentos e interesses que desejamos ampliar e ver frutificar num futuro próximo.

À Dr<sup>a</sup> Salette da Ponte, pelas informações referentes ao aerofone depositado no Museu Nacional de Arqueologia, pelo apoio prestado ao Dr. Virgílio Hipólito e Dr. Miguel Pessoa do Museu Monográfico de Conímbriga e ao Dr. Santiago Macias, Dr<sup>a</sup>. Susana Gómez e Dr<sup>a</sup> Lúcia Rafael do Campo Arqueológico de Mértola.

## REFERÊNCIAS

- Alarcão, A.M. & S. Ponte 1994. *Coleções do Museu Monográfico de Conímbriga*. IPM, Lisboa.
- Almaça, C. 2000. *O Homem medieval e a biodiversidade*. Museu Bocage. Museu Nacional de História Natural, Lisboa.
- Alonso Ramos, J.A. 1989. *Instrumentos musicales populares de la provincia de Guadalajara*.

- Diputación Provincial de Guadalajara, Guadalajara.
- Andrews, P. 1990. *Owls, Caves and Fossils*. British Museum (Natural History), London.
- Bacher, A. 1967. *Vergleichend morphologische Untersuchungen an Einzelknochen des postkranialen Skeletts in Mitteleuropa vorkommender Schwäne und Gänse*. Inaugural-Dissertation, Institut für Paläoanatomie, Domestikationsforschung und Geschichte der Tiermedizin der Universität München, München.
- Baeta-Neves, C.M.L., M.T.B. Acabado & M.L. Esteves 1993. *História Florestal, Aquícola e Cingética - Colectânea de Documentos Existentes no Arquivo Nacional da Torre do Tombo - Chancelarias Reais*. Ministério da Agricultura e Pescas, Direcção-Geral do Ordenamento e Gestão Florestal, Lisboa.
- Birks, H.J.B. & H.H. Birks 1980. *Quaternary Palaeoecology*. Edward Arnold (Publishers) Limited, London
- Bochenski, Z.M. 1994. The comparative osteology of grebes (*Aves: Podicipediformes*) and its systematic implications. *Acta Zoologica Cracov* 37: 191-346.
- Buisson, D. 1990. Les flûtes paléolithiques d'Isturitz (Pyrénées-Atlantiques). *Bulletin de la Société Préhistorique Française* 87: 420-433.
- Cardia, P. & N. Ferrand 2003. Descubierto un nuevo endemismo: el Rabilargo Ibérico. *La Garcilla* 116: 30-31.
- Catry, P. 1999. Aves nidificantes possivelmente extintas em Portugal Continental. Revisão e síntese da informação disponível. *Airo* 10: 1-13.
- Cereijo Pecharromán, M.A. 1993. Las rapaces nocturnas como acumuladores potenciales de restos faunísticos en yacimientos arqueológicos: los micromamíferos de Peñalosa. *Archaeofauna* 2: 219-230.
- Cohen, A. & D. Serjeantson 1986. *A manual for the identification of bird bones from archaeological sites*. Alan Cohen, London.
- Cooper, J.H. 2000. First fossil record of Azure-winged Magpie *Cyanopica cyanus* in Europe. *Ibis* 142: 139-158.
- Corke, E., S. Davis & S. Payne 1998. The organisation of a zoo-archaeological reference collection of bird bones. *Environmental Archaeology* 2: 67-69.
- Correia, C. & Roquette, C. 2004. *Michel Giacometti. Caminho para um museu*. Câmara Municipal de Cascais. Museu da Música Portuguesa, Cascais.
- Costa, H., A. Araújo, J. Farinha, M.C. Poças & A.M. Machado 2000. *Nomes portugueses das aves do Paleártico ocidental*. Assírio & Alvim, Lisboa.
- Davis, S.J.M. 2003. Faunal remains from Alcáçova de Santarém, Portugal. *Trabalhos do CIPA* 53. Instituto Português de Arqueologia, Lisboa.
- Díaz García, A. 1973. Un tratado nazari sobre alimentos: al-Kalam 'Alà L-Agdiya de Al-Arbuli. Edición, traducción y estudio, con glosarios (II). *Cuadernos de Estudios Medievales* 10-11: 5-91.
- Dodson, P. & D. Wexlar 1979. Taphonomic investigations of owl pellets. *Paleobiology* 5: 275-284.
- Driesch, A.v.d. & J. Boessneck 1976. *Die Fauna vom Castro do Zambujal (Fund-material der Grabungen 1966-1973, mit Ausnahme der Zwingerfunde)*. Institut für Palaeoanatomie, Domestikationsforschung und Geschichte der Tiermedizin der Universität München, München.
- Erbersdobler, K. 1968. *Vergleichend morphologische Untersuchungen an Einzelknochen des postkranialen Skeletts in Mitteleuropa vorkommender mittelgrosser Hühnervögel*. Inaugural-Dissertation, Institut für Paläoanatomie, Domestikationsforschung und Geschichte der Tiermedizin der Universität München, München.
- Estrabão. *Geografia. Libros III-IV*. Editorial Gredos, Madrid.

- Fernández-Jalvo, Y. 1995. Small mammal taphonomy at La Trinchera de Atapuerca (Burgos, Spain). A remarkable example of taphonomic criteria used for stratigraphic correlations and palaeoenvironment interpretations. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 114: 167-195.
- Ferreira, D.F. 1616. *A arte da caça de altanaria*. Edição de 1958. Clássicos Diana, Lisboa.
- Finlay, M. 1990. *Western Writing Implements in the Age of the Quill Pen*. Plain Books, London.
- Fok, K.H., C.M. Wade & D. Parkin 2002. Inferring the phylogeny of disjunct populations of the Azure-winged magpie *Cyanopica cyanus* from mitochondrial control region sequences. *Proceedings of the Royal Society of London, B - Biological Sciences* 269 (1501): 1671-1679.
- García Sánchez, E. 1988. La alimentación en la Andalucía islámica. Estudio bromatológico II: carne, pescado, huevos, leche y productos lácteos. *Andalucía islámica* 4-5: 237-278.
- García Sánchez, E. 1996. La alimentación popular urbana en Al-Andalus. *Arqueología Medieval* 4: 219-235.
- Gómez Cano, J. 2003. *La fauna del descubrimiento. La zoología de Colón*. Obra Social Caja Madrid, Madrid.
- Heath, E.G. 1971. *The Grey Goose Wing*. Osprey Publications, Ltd., Reading.
- Hernández Carrasquilla, F. 1992. Some comments on the introduction of domestic fowl in Iberia. *Archaeofauna* 1: 45-53.
- Hernández Carrasquilla, F. 1993. Los restos de aves del yacimiento medieval de Mértola. *Arqueología Medieval* 2: 273-276.
- Hockett, B.S. 1996. Corroded, thinned and polished bones created by golden eagles (*Aquila chrysaetos*): taphonomic implications for archaeological interpretations. *Journal of Archaeological Science* 23: 587-591.
- Huici Miranda, A. 1966. *Traducción española de un manuscrito anónimo del siglo XIII sobre la cocina hispano-magribí*. Editorial Maestre, Madrid.
- Lawson, G. & F. d'Errico 2002. Microscopic, experimental and theoretical re-assessment of Upper Palaeolithic bird-bone pipes from Isturitz, France: ergonomics of design, systems of notation and the origins of musical traditions: Pp. 119-142 in Hickmann, E.A.K. & R. Eichmann (eds). *The Archaeology of Sound: Origin and Organisation. Studien zur Musikarchäologie III*. Rahden/Westf., Leidorf.
- Lentacker, A. 1991. *Archeozoologisch onderzoek van Laat-prehistorische vindplaatsen uit Portugal*. Tese de doutoramento. University of Gante, Gante.
- López de Ayala, P. 1993. *Libro de la Caza de las Aves*. Edição de Fradejas Lebrero. Editorial Castalia, Madrid.
- Macias, S. 1996. *Mértola Islâmica*. Campo Arqueológico de Mértola, Mértola.
- Maia, M. 2003. *Tavira. Território e Poder*. Museu Nacional de Arqueologia. Câmara Municipal de Tavira.
- Maña de Angulo, J.M. 1947. Huevos de avestruz cartagineses con decoración pintada o grabada. *Memorias de los Museos Arqueológicos Provinciales* 8: 45-53.
- Marín, M. & Waines, D. (eds) 1994. *La alimentación en las culturas islámicas*. Agencia Española de Cooperación Internacional, Madrid.
- Mateus, J.E. & P.F. Queiroz 1993. Os estudos de vegetação quaternária em Portugal; contextos, balanço de resultados, perspectivas: pp 105-131 in G.S. Carvalho, A.B. Ferreira & J.C. Senna-Martínez (eds) *O Quaternário em Portugal. Balanço e perspectivas*. Colibri, Lisboa.
- Mateus, J.E., P.F. Queiroz & W.v. Leeuwaarden 2003. O Laboratório de Paleoecologia e Arqueobotânica - uma visita guiada aos seus programas, linhas de trabalho e

- perspectivas: Pp 106-188 in J.E. Mateus & M. Moreno-García (eds) *Paleoecologia Humana e Arqueociências. Um programa multidisciplinar para a Arqueologia sob a Tutela da Cultura*. Trabalhos de Arqueologia 29. Instituto Português de Arqueologia, Lisboa.
- Mayor Ortega, B. 1997. Los huevos de avestruz feno-púnicos: ejemplares conservados en el Museu d'Arqueologia de Catalunya. *Miscel·lània Arqueològica*: 83-96.
- Millás Vallicrosa, J.M. 1943. El tratado de agricultura de Ibn Wafid. *Al-Andalus* 8: 281-332.
- Millás Vallicrosa, J.M. & Aziman, M. 1955. *Libro de agricultura de Ibn Bassal*. Tetuán.
- Morales Muñíz, A. 1993. Ornithoarchaeology: the various aspects of the classification of bird remains from archaeological sites. *Archaeofauna* 2: 1-13.
- Moreno, E. 1985. Clave osteológica para la identificación de los passeriformes ibéricos. I. Aegithalidae, Remizidae, Paridae, Emberizidae, Passeridae, Fringillidae, Alaudidae. *Ardeola* 32: 295-377.
- Moreno, E. 1986. Clave osteológica para la identificación de los passeriformes ibéricos. II. Hirundinidae, Prunellidae, Sittidae, Certhiidae, Troglodytidae, Cinclidae, Laniidae, Oriolidae, Corvidae, Sturnidae, Motacillidae. *Ardeola* 33: 69-129.
- Moreno-García, M. 1995. *Animal bones from the Flint Shaft, Castle Mall, Norwich*. Norfolk Archaeological Trust, Norwich.
- Moreno-García, M. & S. Davis 2001. Estudio de las asociaciones faunísticas recuperadas en Alcácer do Sal, Convento de São Francisco, Santarém y Sé de Lisboa: pp 231-255 in Garb, *Sítios Islâmicos do Sul Peninsular*. Ministério da Cultura, IPPAR, Junta de Extremadura.
- Moreno-García, M. & C.M. Pimenta 2004. Arqueozoologia cultural: o aerofone de Conimbriga. *Revista Portuguesa de Arqueologia* 7(2): 407-425.
- Moreno-García, M., S. Davis & C.M. Pimenta 2003a. Arqueozoologia: estudo da fauna no passado: Pp 191-234 in J.E. Mateus & M. Moreno-García (eds) *Paleoecologia Humana e Arqueociências. Um programa multidisciplinar para a Arqueologia sob a Tutela da Cultura*. Trabalhos de Arqueologia 29. Instituto Português de Arqueologia, Lisboa.
- Moreno-García, M., C.M. Pimenta, S. Davis & S. Gabriel 2003b. A osteoteca: uma ferramenta de trabalho: Pp 235-261 in J.E. Mateus, & M. Moreno-García (eds) *Paleoecologia Humana e Arqueociências. Um programa multidisciplinar para a Arqueologia sob a Tutela da Cultura*. Trabalhos de Arqueologia 29. Instituto Português de Arqueologia, Lisboa.
- Mourer-Chauviré, C. & M.T. Antunes 1991. Presence du Grand Pingouin *Pinguinus impennis* (Aves, Charadriiformes) dans le Pleistocene du Portugal. *Geobios* 24: 201-205.
- Mourer-Chauviré, C. & M.T. Antunes 2000. L'avifaune pléistocène et holocène de la Gruta da Figueira Brava (Arrábida, Portugal). *Memórias da Academia das Ciências de Lisboa, Classe de Ciências* 38: 129-161.
- Münzel, S., F. Seeberger & W. Hein 2002. The Geissenklösterle Flute - Discovery, Experiments, Reconstruction: Pp. 107-118 in Hickmann, E.A.K. & R. Eichmann (eds) *The Archaeology of Sound: Origin and Organisation. Studien zur Musikarchäologie III*. Rahden/Westf, Leidorf.
- Plinio. *Historia Natural*. Edição de 2002. Cátedra. Letras Universales, Madrid.
- Riddle, W.H. 1943. The domestic goose. *Antiquity* 17: 148-155.
- Rodrigues Lapa, M. 1931. *Livro de Falcoaria de Pero Menino*. Imprensa da Universidade, Coimbra.
- San Nicolás Pedraz, M.P. 1975. Las cáscaras de huevo de avestruz fenicio-púnico en la Península Ibérica y Baleares. *Cuadernos de*

- Prehistoria y Arqueologia* 2: 75-100.
- Stahl, P.W. 1996. The recovery and interpretation of microvertebrate bone assemblages from archaeological contexts. *Journal of Archaeological Method and Theory* 3: 31-75.
- Tomek, T. & Z.M. Bochenski 2000. *The comparative osteology of European corvids (Aves: Corvidae), with a key to the identification of their skeletal elements*. Polish Academy of Sciences, Kraków.
- Veiga de Oliveira, E. 2000. *Instrumentos musicais populares portugueses*. Fundação Calouste Gulbenkian, Museu Nacional de Etnologia, Lisboa.
- Zhang, J., G. Harbottle, C. Wang & Z. Kong 1999. Oldest playable musical instrument found at Jiahu Early Neolithic site in China. *Nature* 401: 366-368.

**ANEXO 1. LISTA DAS ESPÉCIES DE AVES REPRESENTADAS NA OSTEOTECA DO IPA, EM ABRIL 2004.**

**ANNEX 1. LIST OF BIRD SPECIES PRESENT IN THE IPA REFERENCE COLLECTION, IN APRIL 2004.**

**AVES:**

**Struthioniformes**

*Struthio camelus* Avestruz

**Gaviiformes**

*Gavia stellata* Mobilha-pequena

*Gavia immer* Mobilha-grande

**Podicipediformes**

*Tachybaptus ruficollis* Mergulhão-pequeno

*Podiceps cristatus* Mergulhão-de-poupa

*Podiceps grisegena* Mergulhão-de-faces-brancas

**Procellariiformes**

*Thalassarche chlororhynchus* Albatroz-de-bico-amarelo

*Fulmarus glacialis* Pombaete

*Calonectris diomedea* Cagarra

*Puffinus puffinus* Fura-bucho do Atlântico

*Oceanodroma leucorhoa* Painho-de-cauda-forçada

**Pelecaniformes**

*Morus bassanus* Alcatraz

*Phalacrocorax carbo* Corvo-marinho

*Phalacrocorax aristotelis* Galheta

*Phalacrocorax pygmaeus* Corvo-marinho-pequeno

*Pelecanus onocrotalus*

Pelicano-branco

**Ciconiiformes**

*Botaurus stellaris*

Abetouro

*Bubulcus ibis*

Carraceiro

*Egretta garzetta*

Garça-branca

*Ardea cinerea*

Garça-real

*Ardea purpurea*

Garça-vermelha

*Ciconia nigra*

Cegonha negra

*Ciconia ciconia*

Cegonha-branca

*Plegadis falcinellus*

Ibis-preto

*Platalea leucorodia*

Colhereiro

**Phoenicopteriformes**

*Phoenicopterus ruber*

Flamingo

**Anseriformes**

*Cygnus olor*

Cisne-mudo

*Cygnus atratus*

Cisne-preto (introduzido)

*Cygnus columbianus*

Cisne-pequeno

*Cygnus cygnus*

Cisne-bravo

*Anser brachyrhynchus*

Ganso-de-bico-curto

*Anser albifrons*

Ganso-de-testa-branca

*Anser anser*

Ganso-bravo

*Branta bernicla*

Ganso-de-faces-pretas

*Branta ruficollis*

Ganso-de-peito-ruivo

*Tadorna tadorna*

Tadorna

*Anas penelope*

Piadeira

*Anas crecca*

Marrequinha

*Anas platyrhynchos*

Pato-real

<i>Anas platyrhynchos domesticus</i>	Pato-doméstico		
<i>Anas acuta</i>	Arrábio		
<i>Anas querquedula</i>	Marreco		
<i>Anas chyeata</i>	Pato-trombeteiro		
<i>Marmaronetta angustirostris</i>	Pardilheira		
<i>Netta rufina</i>	Pato-de-bico-vermelho		
<i>Aythya ferina</i>	Zarro		
<i>Aythya fuligula</i>	Negrinha		
<i>Aythya marila</i>	Negrelho		
<i>Somateria mollissima</i>	Éider		
<i>Clangula hyemalis</i>	Pato-rabilongo		
<i>Melanitta nigra</i>	Negrola		
<i>Melanitta fusca</i>	Negrola-d'asa-branca		
<i>Bucephala clangula</i>	Olho-dourado		
<i>Mergus albellus</i>	Merganso-pequeno		
<i>Mergus serrator</i>	Merganso-de-poupa		
<i>Mergus merganser</i>	Merganso-grande		
<b>Accipitriformes</b>			
<i>Pernis apivorus</i>	Falcão-abelheiro		
<i>Milvus migrans</i>	Milhafre-preto		
<i>Milvus milvus</i>	Milhafre-real		
<i>Haliaeetus albicilla</i>	Pigargo		
<i>Gyps fulvus</i>	Grifo		
<i>Aegypius monachus</i>	Abutre-negro		
<i>Circus gallicus</i>	Águia-cobreira		
<i>Circus aeruginosus</i>	Águia-sapeira		
<i>Circus pygargus</i>	Águia-caçadeira		
<i>Accipiter gentilis</i>	Açor		
<i>Accipiter nisus</i>	Gavião		
<i>Buteo buteo</i>	Águia-d'asa-redonda		
<i>Buteo lagopus</i>	Buteo-calçado		
<i>Aquila chrysaetos</i>	Águia-real		
<i>Hieraaetus pennatus</i>	Águia-calçada		
<i>Hieraaetus fasciatus</i>	Águia-perdigueira		
<i>Pandion haliaetus</i>	Águia-pesqueira		
<b>Falconiformes</b>			
<i>Falco naumanni</i>	Francelho		
<i>Falco tinnunculus</i>	Peneireiro		
<i>Falco columbarius</i>	Esmerilhão		
<i>Falco subbuteo</i>	Ógea		
<i>Falco peregrinus</i>	Falcão-peregrino		
<b>Galliformes</b>			
<i>Lagopus lagopus</i>	Lagopo-ruivo		
<i>Tetrao tetrix</i>	Tetraz-lira		
<i>Tetrao urogallus</i>	Tetraz-real		
<i>Alectoris rufa</i>	Perdiz		
<i>Alectoris barbara</i>	Perdiz-mourisca		
<i>Francolinus francolinus</i>	Francolim-escuro		
<i>Perdix perdix</i>	Charrela		
<i>Coturnix coturnix</i>	Codorniz		
<i>Phasianus colchicus</i>	Faisão		
<i>Chrysolophus pictus</i>	Faisão-dourado		
<i>Gallus gallus domesticus</i>	Galinha (introduzida)		
<i>Pavo cristatus</i>	Pavão (introduzido)		
		<b>Gruiformes</b>	
		<i>Rallus aquaticus</i>	Frango-d'água
		<i>Crex crex</i>	Codornizão
		<i>Gallinula chloropus</i>	Galinha-d'água
		<i>Fulica atra</i>	Galeirão
		<i>Grus grus</i>	Grou
		<i>Tetrax tetrax</i>	Sisão
		<i>Otis tarda</i>	Abetarda
		<b>Charadriiformes</b>	
		<i>Haematopus ostralegus</i>	Ostraceiro
		<i>Himantopus himantopus</i>	Pernilongo
		<i>Recurvirostra avosetta</i>	Alfaiate
		<i>Burbinus oedicephalus</i>	Alcaravão
		<i>Pluvialis apricaria</i>	Tarambola-dourada
		<i>Pluvialis squatarola</i>	Tarambola-cinzenta
		<i>Vanellus vanellus</i>	Abibe
		<i>Calidris alba</i>	Pilrito-das-praias
		<i>Calidris minuta</i>	Pilrito-pequeno
		<i>Calidris ferruginea</i>	Pilrito-de-bico-comprido
		<i>Calidris alpina</i>	Pilrito-de-peito-preto
		<i>Philomachus pugnax</i>	Combatente
		<i>Lymnocyptes minimus</i>	Narceja-galega
		<i>Gallinago gallinago</i>	Narceja
		<i>Scelopax rusticola</i>	Galinholha
		<i>Numenius phaeopus</i>	Maçarico-galego
		<i>Numenius arquata</i>	Maçarico-real
		<i>Tringa totanus</i>	Perna-vermelha
		<i>Actitis hypoleucos</i>	Maçarico-da-rochas
		<i>Catharacta skua</i>	Alcaide
		<i>Larus ridibundus</i>	Guincho
		<i>Larus fuscus</i>	Gaivota-de-asa-escura
		<i>Larus argentatus</i>	Gaivota-prateada
		<i>Larus cachinnans</i>	Gaivota-de-patas-amarelas
		<i>Larus marinus</i>	Gaivotão-real
		<i>Rissa tridactyla</i>	Gaivota-tridáctila
		<i>Sterna sandvicensis</i>	Garajau
		<i>Sterna hirundo</i>	Gaivina
		<i>Uria aalge</i>	Airo
		<i>Alca torda</i>	Torda-mergulheira
		<i>Cephalophanes gryllus</i>	Airo-d'asa-branca
		<i>Alle alle</i>	Torda-miúda
		<i>Fratercula arctica</i>	Papagaio-do-mar
		<b>Columbiformes</b>	
		<i>Columba livia</i>	Pombo-das-rochas
		<i>Columba livia domesticus</i>	Pombo
		<i>Columba palumbus</i>	Pombo-torcaz
		<i>Streptopelia decaocto</i>	Rola-turca
		<i>Streptopelia turtur</i>	Rola-brava
		<b>Psittaciformes</b>	
		<i>Psittacula krameri</i>	Periquito-rabijunco
		<b>Cuculiformes</b>	
		<i>Clamator glandarius</i>	Cuco-rabilongo
		<b>Strigiformes</b>	
		<i>Tyto alba</i>	Coruja-das-torres

<i>Otus scops</i>	Mocho-d'orelhas	<i>Turdus iliacus</i>	Tordo-ruivo
<i>Bubo bubo</i>	Bufo-real	<i>Sylvia undata</i>	Toutinegra-do-mato
<i>Athene noctua</i>	Mocho-galego	<i>Sylvia atricapilla</i>	Toutinegra-de-barrete
<i>Strix aluco</i>	Coruja-do-mato	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	Rouxinol-dos-caniços
<i>Asio otus</i>	Bufo-pequeno	<i>Phylloscopus trochiloides</i>	Felosa-verde
<i>Asio flammeus</i>	Coruja-do-nabal	<i>Phylloscopus collybita</i>	Felosinha
<b>Caprimulgiformes</b>		<i>Ficedula hypoleuca</i>	Papa-moscas
<i>Caprimulgus europaeus</i>	Noitibó-cinzento	<i>Aegithalos caudatus</i>	Chapim-rabilongo
<i>Caprimulgus ruficollis</i>	Noitibó-de-nuca-vermelha	<i>Parus ater</i>	Chapim-carvoeiro
<b>Apodiformes</b>		<i>Parus caeruleus</i>	Chapim-azul
<i>Apus apus</i>	Andorinhão-preto	<i>Parus major</i>	Chapim-real
<b>Coraciiformes</b>		<i>Certhia brachydactyla</i>	Trepadeira
<i>Alcedo atthis</i>	Guarda-rios	<i>Lanius collurio</i>	Picanço-de-dorso-ruivo
<i>Merops apiaster</i>	Abelharuco	<i>Lanius excubitor</i>	Picanço-real-nortenho
<i>Coracias garrulus</i>	Rolieiro	<i>Lanius senator</i>	Picanço-barreteiro
<i>Upupa epops</i>	Poupa	<i>Garrulus glandarius</i>	Gaio
<b>Piciformes</b>		<i>Pica pica</i>	Pega
<i>Picus viridis</i>	Peto-real	<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	Gralha-de-bico-vermelho
<i>Dendrocopos major</i>	Pica-pau-malhado	<i>Corvus monedula</i>	Gralha-de-nuca-cinzenta
<b>Passeriformes</b>		<i>Corvus frugilegus</i>	Gralha-calva
<i>Galerida cristata</i>	Cotovia-de-poupa	<i>Corvus corone</i>	Gralha-preta
<i>Alauda arvensis</i>	Laverca	<i>Corvus corax</i>	Corvo
<i>Pyonoprogne rupestris</i>	Andorinha-das-rochas	<i>Sturnus vulgaris</i>	Estorninho-malhado
<i>Hirundo rustica</i>	Andorinha-das-chaminés	<i>Sturnus unicolor</i>	Estorninho-preto
<i>Delichon urbica</i>	Andorinha-dos-beirais	<i>Passer domesticus</i>	Pardal
<i>Motacilla alba</i>	Alvéola-branca	<i>Fringilla coelebs</i>	Tentilhão
<i>Cinclus cinclus</i>	Melro-d'água	<i>Serinus serinus</i>	Milheirinha
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Carriça	<i>Carduelis chloris</i>	Verdilhão
<i>Prunella modularis</i>	Ferreirinha	<i>Carduelis carduelis</i>	Pintassilgo
<i>Erethacus rubecula</i>	Pisco-de-peito-ruivo	<i>Carduelis spinus</i>	Lugre
<i>Luscinia megarhynchos</i>	Rouxinol	<i>Carduelis cannabina</i>	Pintaroxo
<i>Monticola solitarius</i>	Melro-azul	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	Dom-fafe
<i>Turdus merula</i>	Melro	<i>Emberiza citrinella</i>	Escrevedeira-amarela
<i>Turdus pilaris</i>	Tordo-zornal	<i>Miliaria calandra</i>	Trigueirão
<i>Turdus philomelos</i>	Tordo-pinto		



# DADOS PRELIMINARES SOBRE A BIOLOGIA REPRODUTORA DO ROLIEIRO *CORACIAS GARRULUS* NA ZPE DE CASTRO VERDE

PRELIMINARY DATA ON THE BREEDING BIOLOGY OF THE ROLLER *CORACIAS GARRULUS* IN THE CASTRO VERDE SPA

MARIA INÊS MOREIRA<sup>1</sup>, INÊS CATRY<sup>2</sup>, INÊS DA SILVA HENRIQUES<sup>3</sup>, ANA TERESA MARQUES<sup>4</sup> & SUSANA REIS<sup>5</sup>

O Rolieiro *Coracias garrulus* é um migrador estival que nidifica na região Paleártica, encontrando-se na Europa mais de metade da sua área de distribuição (Samwald *in* Tucker & Heath 1994). Está associado a zonas abertas com árvores dispersas, nidificando em cavidades de paredes e árvores, e também em caixas-ninho e barreiras arenosas (Cramp & Simmons 1988).

Na Europa esta espécie tem vindo a decrescer de forma dramática, quer em termos de efectivo populacional, quer no que respeita à sua área de distribuição, estando actualmente classificada como SPEC 2 (espécies presentes essencialmente na Europa, onde têm um estatuto de conservação desfavorável) de acordo com Tucker & Heath (1994). Segundo alguns autores (*e.g.* Cramp & Simmons 1988, Samwald *in* Tucker & Heath 1994) a perda de habitat, associada à intensificação agrícola, constitui a principal causa deste declínio.

Em Portugal a população de Rolieiro foi estimada em 100-1000 casais (Rufino 1989) e concentra-se essencialmente no interior sul do

país, em áreas associadas a uma agricultura extensiva (Rocha 1999). A informação sobre esta espécie no nosso país é ainda escassa. O principal objectivo do presente trabalho é contribuir para a caracterização da população de Rolieiro nidificante na Zona de Protecção Especial (ZPE) de Castro Verde, especialmente no que respeita a alguns aspectos da sua biologia reprodutora.

O trabalho de campo decorreu entre inícios de Maio e finais de Julho de 2003 na ZPE de Castro Verde (Baixo Alentejo, 37°43'N 7°57'W), a principal área pseudo-estepária de Portugal (Moreira 1999), e provavelmente uma das mais importantes áreas de nidificação do Rolieiro no nosso país.

Numa área com cerca de 15.000 ha (Figura 1), situada na região noroeste da ZPE e correspondente a cerca de 1/5 da sua superfície, realizou-se uma contagem do número de casais de Rolieiro através da prospecção sistemática de todos os potenciais locais de nidificação (estruturas humanas abandonadas e caixas-ninho), com o objectivo de obter

<sup>1</sup>Rua da Coophcave 20, 7780-156 Castro Verde, Portugal. e-mail: minesmoreira@clix.pt / <sup>2</sup>Rua de Campolide 215-4°Dto, 1070-030 Lisboa, Portugal / <sup>3</sup>Rua Heróis do Ultramar, 32 2000-494 Pernes, Portugal / <sup>4</sup>Rua Agostinho Neto 21, 2815-750 Sobreda, Portugal / <sup>5</sup>Rua de Quíloa 3, 2800-230 Cova da Piedade, Portugal

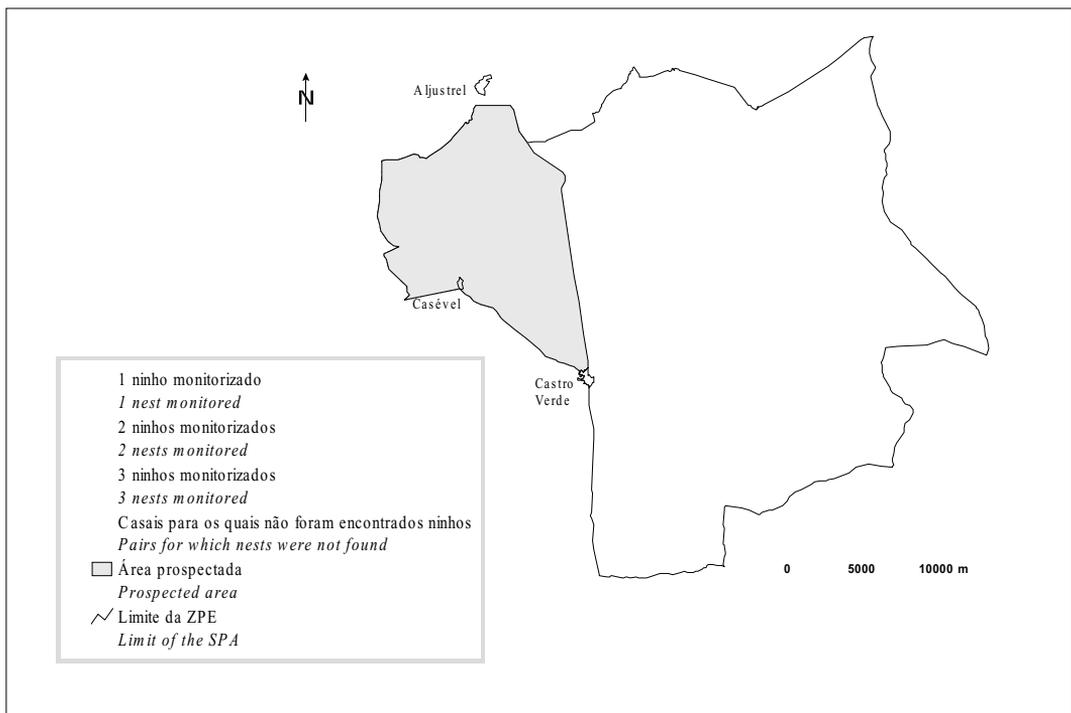
valores de densidade para a espécie.

Em toda a ZPE foram monitorizados 28 ninhos, 15 dos quais localizados na área prospectada sistematicamente e 13 fora dessa área (Figura 1). Após a sua detecção, os ninhos foram visitados semanalmente, tendo sido registado o número de ovos e/ou crias presentes. Para caracterizar a reprodução da espécie foram determinados os seguintes parâmetros reprodutores: *data de início de postura* (data de postura do primeiro ovo), *dimensão da postura* (número de ovos que constituem uma postura completa), *taxa de eclosão* (percentagem de ovos eclodidos por casal), *produtividade* (número de crias voadoras por casal com indícios de reprodução) e *sucesso reprodutor* (percentagem de casais que produziram crias voadoras). Apresenta-se a média  $\pm$  desvio padrão dos dados.

No total foram detectados 17 casais na área prospectada (Figura 1), o que corresponde a

0,125 casais/km<sup>2</sup>. O número de casais detectados, aliado à existência de habitat favorável para a espécie nesta região, reforça a importância da ZPE de Castro Verde como uma das zonas mais importantes do país para o Rolieiro.

Dos 28 ninhos monitorizados, 89% localizaram-se em cavidades de paredes, preferencialmente de taipa, de montes abandonados ou com utilização reduzida, e 11% em caixas-ninho. A data média de início de postura foi o dia 19 de Maio  $\pm$  8.2 dias. O primeiro ovo das posturas mais precoce e mais tardia foram colocados respectivamente a 6 de Maio e a 12 de Junho. A dimensão média da postura foi de  $4,62 \pm 1,30$  ovos, variando entre 2 e 7. A taxa de eclosão foi de  $75,23 \pm 29,46\%$ , o que sugere uma elevada viabilidade dos ovos. A produtividade obtida foi de  $2,92 \pm 1,98$  crias por casal, e o sucesso reprodutor de 85,7%, o que está dentro dos



**Figura 1.** Localização dos casais de Rolieiro detectados e dos ninhos monitorizados na ZPE de Castro Verde. / **Figure 1.** Breeding pairs of Roller detected and monitored in the Castro Verde SPA.

**Tabela 1.** Parâmetros reprodutores dos casais de Rolieiro monitorizados na ZPE de Castro Verde (data de início de postura: data de postura do primeiro ovo, dimensão da postura: nº de ovos que constituem uma postura completa, taxa de eclosão: % de ovos eclodidos por casal, produtividade: nº de crias voadoras por casal com indícios de reprodução, sucesso reprodutor: % de casais que produziram crias voadoras). N=28 / **Table 1.** Roller reproductive parameters in the Castro Verde SPA.

Parâmetro reprodutor Reproductive parameter	Média ± desvio padrão Mean ± SD	N
Data de início de postura Timing of laying	19 Maio ± 8,22 19 May ± 8.22	14
Dimensão da postura Mean clutch size	4,62 ± 1,30	26
Taxa de eclosão Hatching success	75,23 ± 29,46	25
Produtividade Productivity	1,92 ± 1,98	25
Sucesso reprodutor Breeding success	83,7%	28

valores determinados por outros autores para a mesma espécie (Avilés *et al* 1999, Rocha 1999). Os resultados dos parâmetros reprodutores encontram-se resumidos na Tabela 1.

**Agradecimentos:** ao Pedro Rocha por todo o apoio e interesse demonstrado desde a fase inicial deste trabalho. À Ana Delgado e à Cláudia Fonseca pela ajuda na monitorização dos ninhos. À Joana Robalo pelos úteis comentários à primeira versão deste artigo, e aos dois referees pela cuidada revisão do manuscrito.

## SUMMARY

*The main goal of the present study was to assess the population size and describe the reproductive parameters of the Roller Coracias garrulus in the Castro Verde Special Protection Area (SPA), an area of pseudo-steppe habitats and cereal crops. In 2003, within an area of 15,000 ha (about 1/5 of the area of the SPA), all structures available for breeding were checked and 17 Roller breeding pairs were estimated.*

*28 nests in the entire SPA were visited every week. The following reproductive parameters were determined: laying date, clutch size, hatching rate, productivity and breeding success. The majority of the nests (89%) were located in cavities in abandoned or virtually unused farmhouse walls (made mainly with mud or latb-and-plaster walls). Only 11% of the studied pairs used nest-boxes. The average laying date was 19 May±8.2 days. Average clutch size was 4.62±1,30 eggs per clutch. The productivity was about 3 fledglings per pair (2,92±1,98) and the breeding success was 85.7%.*

## REFERÊNCIAS

- Avilés, S.M., J.M. Sánchez, A. Sánchez & D. Parejo 1999. Breeding biology of the roller *Coracias garrulus* in farming areas of the southwest Iberian Peninsula. *Bird Study* 46: 217-223.
- Cramp, S. & K.E.L. Simmons (Eds.). 1988. *The Birds of the Western Palearctic*, Vol. V. Oxford University Press, Oxford.
- Moreira, F. 1999. Relationships between vegetation structure and breeding bird densities in fallows cereal steppes in Castro Verde, Portugal. *Bird Study* 46: 309-318.
- Rocha, P.A. 1999. A reprodução do Rolieiro *Coracias garrulus* no Baixo Alentejo no período 1996-1999. Pp 19-21 in P. Beja, P. Catry & F. Moreira (Eds.). *Actas do II Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Rufino, R. (Coord.) 1989. *Atlas das Aves Nidificantes em Portugal Continental*. Serviço Nacional de Parques Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Samwald, O. 1994. Roller *Coracias garrulus*. Pp 340-341 in G. Tucker & M. Heath (Eds.). *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International, Cambridge.
- Tucker, G.M. & M.F. Heath 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. Birdlife International, Cambridge.



# SITUAÇÃO POPULACIONAL DO CORTIÇOL-DE-BARRIGA-PRETA *PTEROCLES ORIENTALIS* NA ZONA DE PROTECÇÃO ESPECIAL DE MOURA-MOURÃO-BARRANCOS

POPULATION STATUS OF THE BLACK-BELLIED SANDGROUSE *PTEROCLES ORIENTALIS* IN THE SPA OF MOURA-MOURÃO-BARRANCOS

MARTA SOUZA CRUZ & MIGUEL CALDEIRA PAIS

A subespécie de Cortiçol-de-barriga-preta presente em Portugal, *Pterocles orientalis orientalis*, distribui-se de forma fragmentada pela Península Ibérica, Norte de África, Chipre e Ásia Menor até à fronteira Turco-Iraniana, estando presente também nas ilhas Fuerteventura (Arquipélago das Canárias, Cramp 1985). Ocorre preferencialmente em zonas planas, semi-desérticas ou de estepe com vegetação rasteira e dispersa, sujeitas a exploração cerealífera extensiva e/ou pastoreio (Johnsgard 1991).

É considerada uma espécie com estatuto de conservação desfavorável na Europa (SPEC 3, Tucker & Heath 1994). Em Portugal, apresenta o estatuto de “Vulnerável” (SNPRCN 1990).

A população mundial está estimada entre 27.000 a 50.000 casais (De Borbón & De Juana 2000). Com excepção de Espanha (onde se encontra cerca de 90% do efectivo populacional na Europa), Tunísia e Líbia, a tendência da espécie é de tornar-se rara, podendo considerar-se em declínio a nível mundial (Cramp 1985). As principais causas apontadas para explicar a tendência regressiva da espécie são: 1) a intensificação agrícola dos últimos anos,

com a conversão de extensas áreas de sequeiro para regadio; 2) a redução da área de pousios de média e longa duração; 3) a diminuição das áreas com restolho e as monoculturas; 4) a substituição de pastagens e pousios de longa duração por culturas lenhosas como a vinha e o olival; 5) o sobrepastoreio e 6) factores de origem antropogénica, tais como a construção de novas infraestruturas e os novos usos recreativos por veículos todo-o-terreno (Suárez *et al.* 1999). Neste estudo estimou-se o número de indivíduos e sua distribuição na parte Norte da Margem Esquerda do Guadiana (concelhos de Moura e Mourão), incluindo uma área em Espanha devido à existência de um núcleo transfronteiriço.

Foi seleccionado como área de estudo o Norte da Margem Esquerda do Rio Guadiana (Figura 1). A região é delimitada a oeste pelo Rio Guadiana, a este por Espanha e a sul pelo Rio Ardila e pelo complexo calcário da Serra da Adiça (DGA 1998), inserindo-se nos concelhos de Moura e Mourão. Foi igualmente seleccionada uma pequena zona de pseudo-estepe cerealífera em Espanha, adjacente à

parte Norte da área inicial de estudo, com cerca de 2900 ha. O clima da área tem características mediterrânicas, com Verões quentes e secos (temperatura máxima atingindo os 40°C) e Invernos relativamente suaves (temperatura mínima atingindo os -4°C). A temperatura média anual é de cerca de 25°C. A pluviosidade ronda os 450 mm/ano, prolongando-se o período de seca por 3 a 4 meses (Junho a Setembro), o que acentua a aridez da região (DGA 1998).

Para a realização do trabalho de campo, a área foi dividida em 672 quadrículas 1x1km (sistema de projecção Gauss), numa área total de 67.200 ha. O trabalho decorreu de Maio de 2001 até Novembro 2003. Foi feita uma prospecção inicial da área, auxiliada por inquéritos à população local em geral e, especialmente, a agricultores e a pastores. A partir desta informação efectuaram-se visitas regulares aos locais onde foram observados cortiçóis ou onde a sua presença foi assinalada por residentes. Durante a época não reprodutora, entre Setembro e Abril (Borbón *et al.* 1999), percorreu-se a área em veículo motorizado e a pé (a diferentes horas do dia), realizando-se pontos de observação em locais elevados e estrategicamente escolhidos, de modo a observar deslocções dos indivíduos, tanto pelas primeiras horas da manhã, como ao fim do dia. Tanto os transectos como os pontos de observação foram realizados com o intuito de se descobrirem locais de alimentação e nidificação, bebedouros e dormitórios.

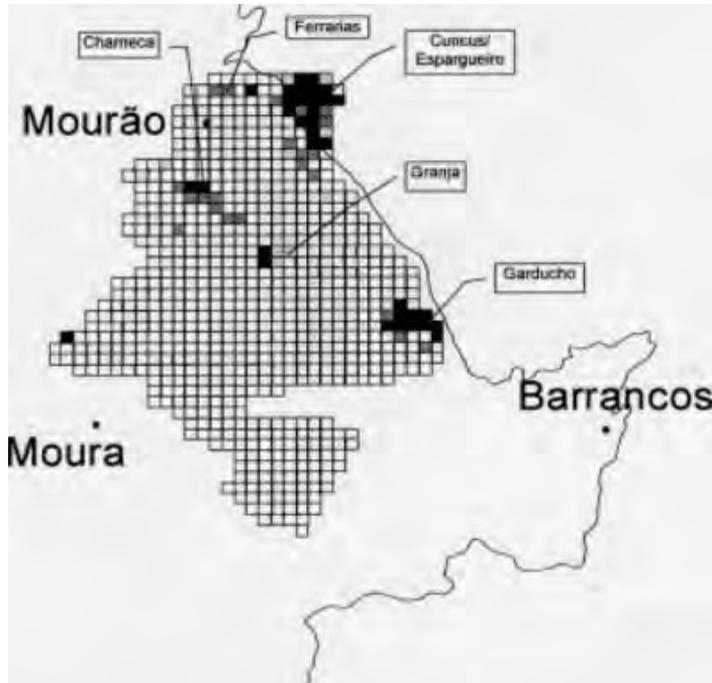
Nos meses mais quentes, nos quais os cortiçóis têm de beber (Little *et al.* 1993), foram também realizadas contagens de indivíduos nos bebedouros durante as primeiras horas da manhã (entre as 8 e as 11 horas), apontada por diversos autores como uma estratégia de amostragem que permite uma estimativa aceitável da população (*e.g.* Little *et al.* 1993, Borbón *et al.* 1999, Lloyd *et al.* 2001).

O efectivo populacional de cada núcleo foi assumido como sendo o número máximo de indivíduos observados nesse mês e nesse local. A população total da área em estudo resultou do somatório dos cortiçóis dos diferentes núcleos. Em Agosto de 2001 e 2002 foram levadas a cabo contagens simultâneas em diversos pontos de água, de modo a ser possível uma estimativa populacional mais eficaz, que pudesse ser tomada como um censo da população. As observações foram cartografadas em cartas militares à escala de 1:25000, as quais foram divididas em quadrículas Gauss de 1x1 km. Com este procedimento definiu-se a presença/ausência da espécie em cada quadrícula.

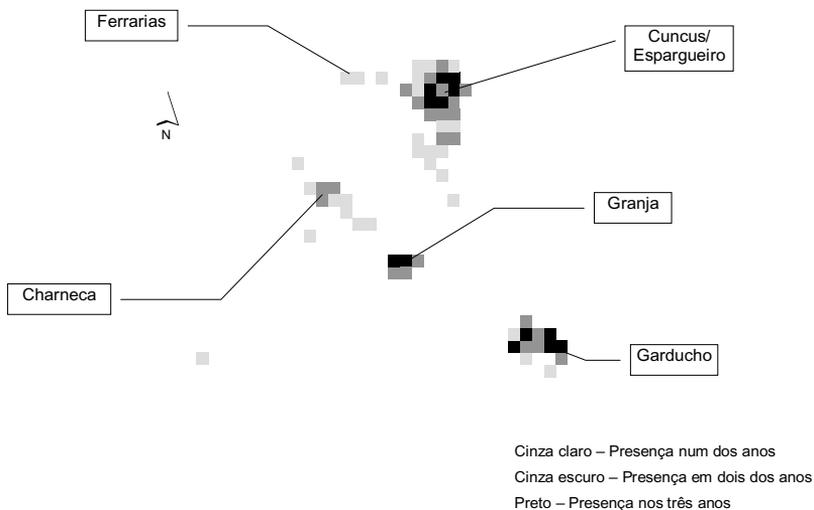
Foram identificados 6 núcleos de cortiçóis na área de estudo: “Abegoaria/Espargueiro”, “Charneca”, “Cuncus”, “Ferrarias”, “Garducho” e “Granja”. Estes núcleos permaneceram nas mesmas áreas nos três anos do estudo, à excepção do núcleo de Ferrarias (Figura 2). A identificação dos diferentes núcleos baseou-se no facto de não se observarem movimentações de indivíduos entre os mesmos, o que foi possível pelas observações realizadas em pontos proeminentes da paisagem.

Os efectivos populacionais totais dos núcleos nos anos de 2001, 2002 e 2003 aumentaram, tanto globalmente como considerando o período pós-reprodutor (Figura 3). Registaram-se 107, 106 e 125 indivíduos nos períodos de reprodução de 2001, 2002 e 2003, respectivamente e 149, 198 e 222 nas épocas não reprodutoras dos mesmos anos. A fracção nº indivíduos no Inverno/nº indivíduos no Verão foi, respectivamente de 1,4, 1,9 e 1,8 para os três anos considerados.

Os indivíduos designados como “Abegoaria/Espargueiro” não foram contabilizados como um núcleo independente porque se verificou pertencerem ao de “Cun-



**Figura 1.** Área de estudo com as quadrículas de 1x1 Km e locais de presença de *P. orientalis* nos períodos reprodutor (cinzento-claro), não reprodutor (cinzento-escuro) e em ambos (preto). / **Figure 1.** Study area with 1x1 km squares and occurrence of *P. Orientalis* during the reproductive (light grey), non-reproductive (dark grey) and both periods (black).



**Figura 2.** Presença de *P. orientalis* nas quadrículas de 1x1 Km da área de estudo nos três anos de censos. No canto superior esquerdo está representada a albufeira de Alqueva à cota 152. / **Figure 2.** Occurrence of *P. orientalis* in squares of 1x1 km of the study area during the three studied years. The reservoir of Alqueva is represented on the left of the upper corner. (light grey - presence in one year; dark grey - presence in two years; black - presence in three years)

cus”. Este facto foi confirmado diversas vezes pela observação de deslocações de indivíduos no sentido “Abegoaria/Espargueiro” – “Cuncus” ao fim do dia e, no sentido inverso pela manhã após deslocações ao bebedouro. Verificou-se que os indivíduos de todos os núcleos utilizaram as mesmas áreas nas épocas reprodutora, entre Maio e Agosto e não reprodutora (Figura 3), com excepção do núcleo das Ferrarias, que abandonou o local a partir de 2002. Registou-se uma diminuição do tamanho médio dos bandos de Maio a Setembro (período reprodutor), aumentando este parâmetro entre Outubro e Abril (período não reprodutor, Figura 4).

Das diferentes metodologias apontadas anteriormente, umas revelaram-se mais adequadas ou unicamente possíveis de aplicar na época de reprodução (fim de Maio ao início de Setembro), enquanto outras se revelaram adequadas apenas à época não reprodutora (Setembro a início de Maio). As contagens nos bebedouros, além de só serem possíveis durante os meses mais quentes, nos quais as aves têm necessidade de se deslocar aos bebedouros, são também a metodologia que se constatou mais eficaz. Na época não reprodutora, os transectos em veículo motorizado revelam-se suficientes (*e.g.*, tal como utilizado por Cardoso & Carrapato 2002). Este facto é explicado pela resistência que os cortiçóis têm a levantar, quando perturbados, durante o período reprodutor, que corresponde à época do ano em que as temperaturas são mais elevadas. Várias razões podem ser adiantadas para explicar este comportamento: economia de energia e água (transpiração), diminuição dos riscos de predação dos próprios indivíduos, das posturas e das crias, bandos mais pequenos (o que diminui igualmente a probabilidade de serem detectados) e confiança nas suas características miméticas (coloração bastante

semelhante às cores predominantes, especialmente nesta época do ano, às dos habitats que frequentam, (*e.g.* Maclean 1996, Ferns & Hinsley 1992).

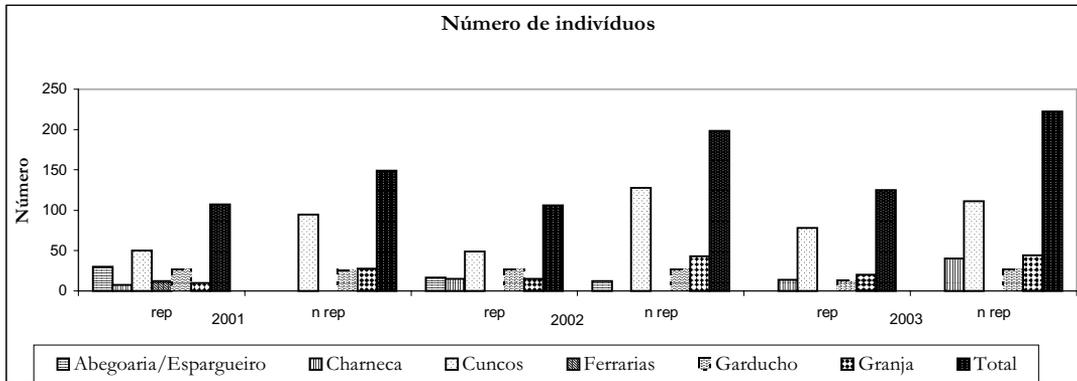
#### Censo e distribuição

Os núcleos de cortiçóis na área de Moura Mourão, localizam-se em áreas constantes ao longo do período de amostragem tendo-se observado a existência de 6 núcleos principais: “Cuncus”, “Garducho”, “Granja”, “Charneca”; Ferrarias” e “Abegoaria/Espargueiro” (Figura 2). Os núcleos de “Cuncus”, “Garducho” e “Granja” mantiveram-se durante os 3 anos de trabalho de campo, sensivelmente nos mesmos locais, havendo pequenas deslocações dentro da mesma bolsa de estepe. O núcleo da “Charneca” foi observado apenas a partir de 2002, admitindo-se que este facto tenha sido devido à falta de experiência e conhecimento do terreno. Por fim, o núcleo das “Ferrarias” desapareceu entre 2001/2002, tendo-se juntado, possivelmente, ao núcleo de “Cuncus. O abandono da zona das Ferrarias pelos cortiçóis poderá ter sido devido à perturbação resultante dos trabalhos de desmatação e desarborização da barragem de Alqueva.

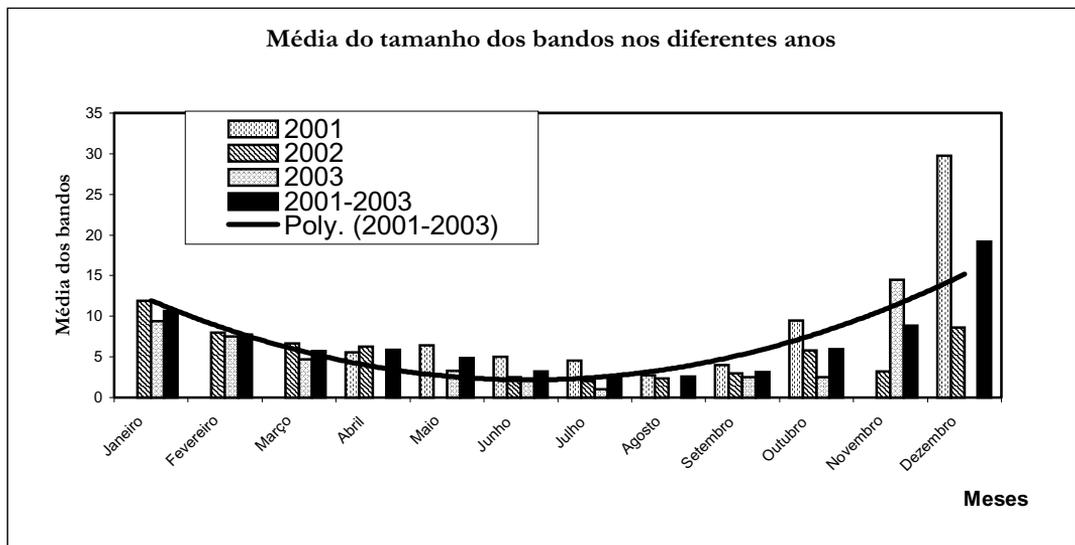
Os cortiçóis ocupam as bolsas de pseudo-estepe disponíveis no concelho de Mourão, com excepção daquelas perturbadas pelos trabalhos referentes a Alqueva (*e.g.* núcleo das Ferrarias). Relativamente às pseudo-estepes de Moura, não foi feita qualquer observação no âmbito do presente trabalho, sendo possível, no entanto, observações pontuais da espécie nestes locais (testemunhada por residentes).

#### Situação populacional

Relativamente aos efectivos populacionais (Figura 3), “Cuncus” é o que possui maior número de indivíduos. Este, como previsto no planeamento do trabalho, é um núcleo transfronteiriço, que se julga funcionar como



**Figura 3.** Comparação do número de indivíduos entre os períodos reprodutor (rep) e não reprodutor (nrep) em cada um dos núcleos estudados. / **Figure 3.** Comparison of the number of individuals between the reproductive (rep) and the non-reproductive (n rep) period, for each group of birds observed in the study area.



**Figura 4.** Média do tamanho dos bandos de cortiços nos anos de 2001, 2002 e 2003, na ZPE Moura-Mourão-Barrancos. É apresentada a regressão polinomial dos valores do número médio de indivíduos por bando em cada mês, sendo a tendência representada por um polinómio de 2º grau. / **Figure 4.** Comparison of the mean number of birds per flock between 2001, 2002 and 2003 in the SPA Moura-Mourão-Barrancos. The line represents the second order polynomial regression of the mean number of birds per flock in each month.

“fonte” de indivíduos da espécie para a área. É notório o aumento dos efectivos populacionais nos diferentes núcleos após o período de reprodução (Figura 3). Este aumento pode dever-se tanto a uma maior disponibilidade alimentar nos dois últimos anos, com o

consequente aumento do sucesso reprodutor dos casais, traduzindo-se no aumento do número de crias voadoras por casal, como ao recrutamento de indivíduos de zonas vizinhas, fora da área de estudo. É também visível um aumento progressivo dos efectivos populacio-

nais da área de estudo, sendo que as possíveis causas são as apontadas anteriormente.

A diminuição do tamanho médio dos bandos no período reprodutor (entre Maio e Setembro, Figura 4), pode ser atribuída a dois factores, não mutuamente exclusivos:

a) Menor conspicuidade das fêmeas que incubam durante o dia (Cramp 1985, Johnsgard 1991, De Borbón *et al.* 1999), só saindo do ninho quando um factor de perturbação está muito próximo ou quando os machos chegam para assumir as funções de incubação (Llyod *et al.* 2001);

b) Os machos alimentam-se sozinhos ou em grupos de reduzidas dimensões, o que dificulta a sua detecção no campo.

O estudo da situação populacional do Cortiçol-de-barriga-preta na área de estudo revela variações do número de indivíduos presentes ao longo do ano, albergando a área números máximos superiores a 200 aves no Inverno. Detectaram-se também flutuações inter-anuais com tendência de incremento ao longo dos três anos de censos. É aconselhável assegurar a continuidade da monitorização desta população na ZPE Moura-Mourão-Barrancos de forma a avaliar se estas flutuações são consequência de condições excepcionais ou se representam a dinâmica própria das populações desta espécie. Recomendamos ainda futuros estudos para monitorizar o estatuto da espécie e determinar os parâmetros biológicos e características ecológicas mais importantes para a sua conservação.

**Agradecimentos:** Aos revisores do artigo, Maria João Santos, Sofia Janeiro e Nuno Pedroso. A todos os outros que ajudaram na realização deste trabalho, quer no campo (Carla, Guida, Iván, Jesús, João Carlos Claro, João Luis, João Raposeira, Mafalda, Meritxell, Nuno Sarmiento, Rogério, Rui), como com sugestões e conselhos (Carlos Carrapato,

Cristina Cardoso, Francisco Moreira). À Família Aranha pela hospitalidade.

## SUMMARY

*We used transects and observations from vantage points to estimate the population of Black-Bellied Sandgrouse Pterocles orientalis in the area of Moura-Mourão-Barrancos, Southern Portugal, from 2001 to 2003. Searches for Black-Bellied Sandgrouse were carried out also in Spanish territory, due to the presence of border-crossing flocks. Six flocks were identified in 2001 and five flocks in both 2002 and 2003. The population was estimated at 120, 150 and 220 individuals, respectively in 2001, 2002 and 2003. Our results suggest an increase of Black-Bellied Sandgrouse in this area. We recommend that our monitoring scheme continues.*

## REFERÊNCIAS

- Cramp, S. 1985. *Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa – The birds of the Western Palearctic. Vol IV – Terns and Woodpeckers*. Royal Society for the Protection of Birds. Oxford University Press, Oxford.
- Cardoso, A.C. & C. Carrapato 2002. Breves notas sobre o Cortiçol-de-barriga-preta *Pterocles orientalis* no Parque Natural do Vale do Guadiana. *Airo* 12: 113-116.
- De Borbón, M., C. Barros & E. De Juana 1999. *El gregarismo en las Gargas Ibérica y Ortega*. Pp. 195-214 In Jesús Herranz y Francisco Suárez (eds) “*La Garga Ibérica (Pterocles alchata) y la Garga Ortega (Pterocles orientalis) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación*”. Colección Técnica. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- De Borbón, M., C. Barros, R. Guadalajara, E. De Juana & J. Herranz 1999. *Parámetros reproductivos de la Garga Ibérica (Pterocles alchata) y la Garga Ortega (Pterocles orientalis)*. In Jesús Herranz & Francisco Suárez (eds) “*La*

- Ganga Ibérica (Pterocles alchata) y la Ganga Ortega (Pterocles orientalis) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación*". Colección Técnica. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- De Borbón, M. & E. De Juana 2000. Ganga Ortega. *Pterocles orientalis. Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. Coordinado por Francisco J. Purroy. Lynx Ediciones, Barcelona.
- DGA 1998. Direção Geral do Ambiente, *Atlas do Ambiente Dinâmico*. www.dga.pt.
- Johnsgard, P. 1991. *Bustards, Hemipodes and Sandgrouse. Birds of Dry Places*. Oxford University Press, Oxford.
- Ferns, P. & S. Hinsley 1999. *El comportamiento de las gangas (Pterocles alchata y P. orientalis), con especial referencia a los bebederos y al efecto de los depredadores*. Pp. 177-194 In Jesús Herranz & Francisco Suárez (eds) "La Ganga Ibérica (Pterocles alchata) y la Ganga Ortega (Pterocles orientalis) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación". Colección Técnica. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Little, R., G. Malan & T. Crowe 1993. The use of counts of Namaqua Sandgrouse at watering sites for population estimates. *S.-Afr. Tydskr. Natuurnav* **23**: 26-28.
- Lloyd, P., M. Little & T. Crowe 2001. Food availability and seasonal variation in nest predation pressure as factores influencing the timing of breeding of Namaqua Sandgrouse in the Nama Karoo, South Africa. *African Zoology* **36**:: 1-11.
- Lloyd, P., M. Little & T. Crowe 2001. The breeding biology of the Namaqua Sandgrouse *Pterocles namaqua*. *Ostrich* **72**: 169-178.
- Maclean, G.L. 1996. *Ecophysiology of Desert Birds*. Ed. Springer-Verlag, Berlin.
- SNPRCN 1990. *Livro Vermelho dos Vertebrados. Vol I – Mamíferos, Aves, Répteis e Anfíbios*. Serviço Nacional de Aprques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Suárez, F., J. Oñate & J. Herranz 1999. *Estado y problemática de conservación de las Gangas Ibérica y Ortega en España*. In J. Herranz & F. Suárez (eds) "La Ganga Ibérica (Pterocles alchata) y la Ganga Ortega (Pterocles orientalis) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación". Colección Técnica. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Tucker, G.M. & M.F. Heath 1994. *Birds in Europe. Their Conservation Status*. BirdLife Conservation Series n°3, BirdLife. Cambridge.



# CONTAGENS DE SISÃO *TETRIX* *TETRIX* NO CAMPO BRANCO EM PERÍODO NÃO REPRODUTOR

COUNTS OF LITTLE BUSTARD IN THE CAMPO BRANCO REGION DURING THE  
NON-BREEDING PERIOD

P.A. ROCHA<sup>1</sup>, J.P. SILVA<sup>2</sup>, C.M. CRUZ<sup>3</sup>, C. CRUZ<sup>3</sup>, R. CANGARATO<sup>4</sup>, C.  
JANEIRO<sup>4</sup>, F. MOREIRA<sup>5</sup>, J. PEDRO<sup>6</sup> & A. DELGADO<sup>5</sup>

O Sisão *Tetrax tetrax* é uma ave estepária de distribuição Paleártica, apresentando na Península Ibérica as suas populações mais viáveis (Schulz 1985, De Juana & Martinez 1996). Desde os finais do Séc. XIX que o Sisão tem vindo a sofrer um forte declínio, verificando-se a sua extinção em numerosos países do Centro e Leste europeu, assim como no Norte de África, estando as causas da sua regressão, sobretudo associados às modificações e alterações agrícolas (Schulz 1985).

Na região do Campo Branco (Baixo Alentejo) regista-se uma das maiores densidades de Sisão na Europa (Moreira & Leitão 1996). A informação da espécie para esta área baseia-se essencialmente em informação relativa ao período reprodutor (Moreira & Leitão 1996, Leitão & Moreira 1995, Moreira 1999, Delgado & Moreira 2000). Fora deste período, a informação existente para essa região é escassa. Nas lezírias do Tejo, ocorrem variações expressivas no número de Sisões ao longo do período não reprodutor, facto que foi relacionado com a estrutura do habitat (Leitão & Costa 2001). No Inverno o Sisão ocorre principalmente nos restolhos, preferindo a vegetação baixa e

pouco densa e evitando a proximidade de caminhos e de montes habitados (Silva *et al.* 2004). O objectivo deste trabalho é a determinação dos padrões de ocorrência (número de indivíduos e locais de ocorrência) do Sisão na região do Campo Branco, fora do período reprodutor.

A área de estudo localiza-se no Baixo Alentejo e engloba a Zona de Protecção Especial (ZPE) de Castro Verde. Tem cerca de 90.000 ha e trata-se da mais importante área de estepe cerealífera do País (Moreira 1999). É decerto a principal área de reprodução do Sisão em Portugal, tendo a população sido estimada em 2 400 indivíduos em apenas 12 000 ha da área de estudo (Moreira 1999).

De Fevereiro de 1997 até Julho de 2003, efectuaram-se 11 contagens de Sisões em período não reprodutor. A área de estudo foi dividida em sub-áreas, as quais foram prospectadas por várias equipas em veículos todo-o-terreno. Cada bando de Sisões foi caracterizado quanto ao número de indivíduos e a sua localização registada num mapa. Ao todo foram realizadas 5 contagens no Outono, 4 no Inverno e 2 no Verão. Foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis para testar a hipótese

<sup>1</sup>Av. Ferragial 12 Fação 2715 Pero Pinheiro, Portugal. e-mail pazrocha29@hotmail.com; <sup>2</sup>Rua Dr. Telo da Gama 110, 7370-112 Campo Maior, Portugal; <sup>3</sup>LPN/Alentejo, Rua de Machede 53A, 7000-864 Évora, Portugal; <sup>4</sup>CEAI, Rua do Raimundo 119, 7000 Évora, Portugal; <sup>5</sup>CEABN, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal; <sup>6</sup>LPN, Vale Gonçalves, 7780 Castro Verde, Portugal

de que os bandos têm dimensão semelhante entre estações (Zar 1996) e o teste  $Q$  (tal como proposto por Dunn 1964 in Zar 1996) para determinar diferenças do tamanho dos bandos entre estações em todas as combinações possíveis. Foi efectuada uma Análise de Vizinhança pelo programa *Animal Movement* (Hooge *et al.* 1999) para testar se a população em estudo apresenta uma distribuição ao acaso, a partir da utilização de um algoritmo (Clark & Evans 1954 in Hooge *et al.* 1999) A análise permitiu averiguar se os bandos se distribuem ao acaso nas seguintes situações: i) distribuição dos bandos no Verão; ii) distribuição dos bandos no Outono; iii) distribuição dos bandos no Inverno; iv) sobreposição de todos os registos e v) distribuição dos bandos mais numerosos (com mais de 20 indivíduos).

O número de bandos detectado variou entre 11 e 42, enquanto que o número de indivíduos por contagem variou entre 153 e 1292. No total foram observados 6286 indivíduos (Tabela 1). No Verão registou-se um número médio de indivíduos por bando muito inferior quando comparado com os valores no Outono e Inverno. De acordo com o teste de Kruskal Wallis rejeitou-se a hipótese nula de uniformidade do tamanho dos bandos entre estações ( $H_2$  (N=197)=42,32,  $P<0,001$ ). O teste post-hoc  $Q$  (Dunn 1964 in Zar 1996), evidenciou diferenças entre os pares Verão-Outono ( $Q=6,14$ ,  $P<0,05$ ) e Verão-Inverno ( $Q=4,90$ ,  $P<0,05$ ) e não entre Outono-Inverno ( $Q=0,95$ ). Os resultados da Análise de Vizinhança indicaram que os bandos não se distribuem ao acaso em nenhuma das estações consideradas: Verão ( $Z=3,98$ ,  $r=0,74$ ,  $P<0,05$ ), Outono ( $Z=4,06$ ,  $r=0,75$ ,  $P<0,05$ ) e Inverno ( $Z=3,16$ ,  $r=0,78$ ,  $P<0,05$ ). Por outro lado, o mesmo acontece quando se consideram todos os bandos observados ( $Z=5,38$ ,  $r=0,80$ ,  $P<0,05$ ) e apenas os bandos com mais de 20 indivíduos ( $Z=4,62$ ,  $r=0,71$ ,  $P<0,05$ ). No Verão

os bandos ocorreram numa área de distribuição maior do que nas restantes épocas estudadas, indicando uma maior dispersão (Figura 1).

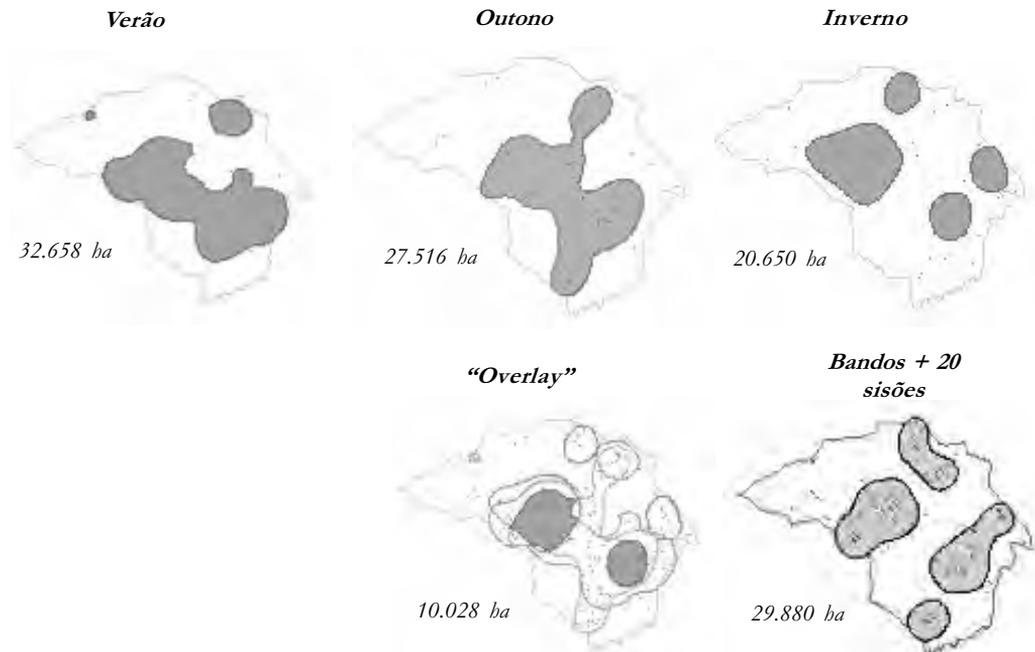
O grau de agregação dos bandos varia com a estação considerada (maior gregarismo no Outono e Inverno do que no Verão), sendo esta tendência similar à observada para a Abetarda *Otis tarda* na mesma região (Rocha 1999)

Observaram-se também diferenças significativas no número de Sisões por estação do ano, o que poderá eventualmente estar associado à disponibilidade alimentar, ou à frequência de outros locais fora da área de estudo. Segundo Jiguet (2001), as plantas verdes constituem maioritariamente as preferências alimentares dos adultos. Também estudos de uso de habitat durante a época não reprodutora em Campo Maior (Silva *et al.* 2004) e no Estuário do Tejo (Leitão & Costa 2001) referem a importância da disponibilidade de plantas verdes na distribuição desta espécie. Sendo o Campo Branco essencialmente uma área agrícola de sequeiro, condicionada por verões quentes e secos, a massa vegetal verde é escassa e ocorre de forma dispersa, podendo, por isso, explicar o registo de um menor número de indivíduos numa área de ocorrência maior durante o Verão.

Schulz (1987) na região de Elvas/Vila Fernando também denotou movimentos do Sisão em período pós-reprodutor, como resultado da procura de áreas mais adequadas de alimentação. As flutuações estacionais da população de Abetarda no Campo Branco que se tem vindo a verificar, denotam também a ocorrência de movimentos pós-reprodutores expressivos (Rocha 1999), revelando alguma semelhança na dinâmica populacional destas duas espécies de *Otididae*. No Inverno os Sisões ocuparam uma área inferior às das outras épocas analisadas, o que deverá estar

**Tabela 1.** Comparação das contagens de Sisão entre estações do ano. / **Table 1.** Seasonal comparison of Little Bustard counts.

Estação	Nº contagens	Nº total de bandos	Nº total de indivíduos	Nº médio de indivíduo por bando e desvio padrão	Nº máximo de indivíduos por bando
Verão	2	65	437	6,72 ± 9,80	50
Outono	5	73	3502	47,97 ± 81,81	398
Inverno	4	59	2347	39,78 ± 98,05	700
Total	11	197	6286	31,91 ± 75,80	



**Figura 1.** Localizações dos bandos de Sisão. Áreas delimitadas – áreas vitais de Kernel incluindo 75% das localizações. / **Figure 1.** Location of Little Bustard flocks. Enclosed areas – Kernel home ranges including 75% of flock locations.

relacionado com a concentração dos indivíduos em áreas de maior disponibilidade alimentar, traduzindo-se numa maior vantagem como medida de anti-predação como referido por Silva *et al.* (2004). Analisando a distribuição dos sisões entre

contagens, verificamos uma fidelidade a determinados locais. Estes locais serão fundamentais para a conservação do Sisão na ZPE de Castro Verde e devem ser locais prioritários na aplicação de medidas de gestão que visem a preservação da espécie.

**Agradecimentos:** a todos quantos participaram nos trabalhos de campo: Pedro Pereira, Pedro Inácio, H. Grácio, Teresa Marques, Inês Moreira, Inês Henriques, Cláudia, Ana Palma, Joaquim Teodósio, Inês Catty, Manuela Ruivo, Sónia Fragoso, Néné, Francisco e Tomás Araújo, Nuno Peres, Célia Medeiros, Marco Candeias, Carlos Pedro, A. Lagartinho, Rui Ribeiro, Rute, Miguel Soares, N. Sarmiento, Rui Lourenço, Maria Lopes, José Paixão, Manuel Pereira, João Colaço, David Mendes, Sandro Nobrega, Dulce Cruz, Gabriel Jesuino, Pedro Inácio, Tânia, Luís Almeida, A. Grilo, Carmem, Ana Romba, Carla Guiomar, Rui Morgado, Aldina Franco, Tiago Silva, Ana Cardoso, Pedro Colaço, Domingos Leitão, Carlos Pacheco, Samuel Infante, Cláudia Franco, Gonçalo Calado, Raquel Gaspar, M. Quaresma, H. Carvalho, Miguel Pais, Francisco Faria, Ricardo Tomé, Ana Zúquete, Glória Candeias, Sabine Coupier, Mariana, Luísa Mendes, Paula Saavedra, Pedro Segurado, José Tavares, Carla Melim, Ana Silva, João Cavaco, Paulo Nascimento, Lurdes.

## SUMMARY

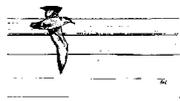
*The SPA of Castro Verde (Alentejo, Portugal) has one of the highest breeding densities of Little Bustard *Tetrax tetrax* in Europe. However, little is known about the non-reproductive status of the species in this area. In order to determine its patterns of occurrence during the non-breeding season, we carried out counts in this SPA, between 1997 and 2003. Each flock detected was described and its position recorded on a map. From the 11 counts that were made, 5 were in autumn, 4 in winter and 2 in summer. The number of flocks detected per count ranged from 11 to 42, while the total number of birds ranged from 153 to 1292. Overall 6286 individuals were counted. In summer we registered a higher number of flocks, occurring within a larger area, but with a smaller number of birds per flock. This is probably due to low*

*food availability at this season. In autumn and winter, the species is more gregarious and the number of birds observed is larger, but occupying a smaller area, which might be related to higher food availability. There was a tendency for site fidelity in some sectors of the SPA, therefore the preservation of those sites is important.*

## REFERÊNCIAS

- De Juana, E. & C. Martínez 1996. Distribution and conservation status of Little bustard *Tetrax tetrax* in the Iberian Peninsula. *Ardeola* 43: 157-167.
- Delgado, A. & F. Moreira 2000. Bird assemblages of an Iberian cereal steppe. *Agriculture Ecosystems and the Environment*. 78: 65-76.
- Hooge, P. N., Eichenlaub, W. & E. Solomon 1999. *The animal movement program*. United States Geological Survey, Alaska Biological Science Center, Fairbanks, Alaska.
- Jiguet, F. 2002. Arthropods in diet of Little bustard *Tetrax tetrax* during the breeding season in western France. *Bird Study* 49: 105-109.
- Leitão, D. & F. Moreira 1995. *Relação da avifauna com o uso da terra na região de Castro Verde*. Relatório da 1ª Fase do Projecto de Conservação da Avifauna Estepária de Castro Verde. Liga para a Protecção da Natureza, Lisboa.
- Leitão, D. & H. Costa 2001. Estudo preliminar sobre a abundância e o uso do habitat pelo Sisão *Tetrax tetrax* na lezíria do Tejo durante o período não reprodutor. *Airo* 11: 37-43.
- Moreira, F. 1999. Relationships between vegetation structure and breeding bird densities in fallows of cereal steppes in Castro Verde, Portugal. *Bird Study* 46: 309-318.
- Moreira, F. & D. Leitão 1996. A preliminary study of the breeding bird community of fallows of cereal steppes in southern Portugal. *Bird Conservation International* 6: 255-259.

- Rocha, P.A.1999. *A Interpretação Ecológica de Imagens de Satélite e a Utilização de Sistemas de Informação Geográfica Aplicados à Conservação da Abetarda Otis tarda no Biótopo CORINE de Castro Verde*. Tese de Mestrado em Gestão de Recursos Naturais. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Schulz, H. 1985. A review of the world status and breeding distribution of the Little Bustard. *Bustard Studies* 2: 131-152 .
- Schulz, H. 1987. Biologie et protection de L' Outarde canepetière *Tetrax tetrax*. *Faune de Provence* 8: 54-78.
- Silva, J.P., Pinto M. & J.M. Palmeirim 2004. Managing landscape for the Little bustard *Tetrax tetrax*: lessons from the study of habitat selection. *Biological Conservation* 117: 521-528.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical Analysis*. 3<sup>a</sup> Ed. Prentice Hall, Londres.



# SEABIRD CENSUS ALONG THE FIGUEIRA DA FOZ-AVEIRO COASTLINE (PORTUGAL) DURING AUGUST/SEPTEMBER 2002

CENSOS DE AVES MARINHAS NA COSTA DA FIGUEIRA DA FOZ-AVEIRO  
(PORTUGAL) EM AGOSTO/SETEMBRO DE 2002

JOÃO M.S. PETRONILHO<sup>1</sup>, JOSÉ V. VINGADA<sup>2</sup>, MARISA FERREIRA<sup>3</sup>, NUNO  
A.C. PAULINO<sup>4</sup>, CATARINA EIRA<sup>3</sup>, RUTE A. COSTA<sup>5</sup> & PAULO J.Q. TENREIRO<sup>6</sup>

The Portuguese coastline, because of its trophic richness, is renowned for the regular occurrence of important species of seabirds during different periods of the year, comprising breeding as well as migratory and wintering birds (Teixeira 1984, 1985, 1986a, 1986b, Moore 1988, Rufino & Neves 1990, Granadeiro 1991, Rufino & Neves 1992, Granadeiro & Silva 1993, Neto 1997, Granadeiro *et al.* 1997, Bolton & Thomas 1999). In August and September 2002 a census was carried out to obtain more information about the distribution and abundance of several seabird species during the early autumn migration period along the west central coastal area of Portugal, in special between Figueira da Foz and Aveiro. To date, not much is known about seabird distribution along this 60 km long area, which is located between the mouths of the Vouga river (latitude 40°39'N) and Mondego river (latitude 40°03'N) (Figure 1). This part of the Portuguese coast mainly consists of sand dunes with the exception of

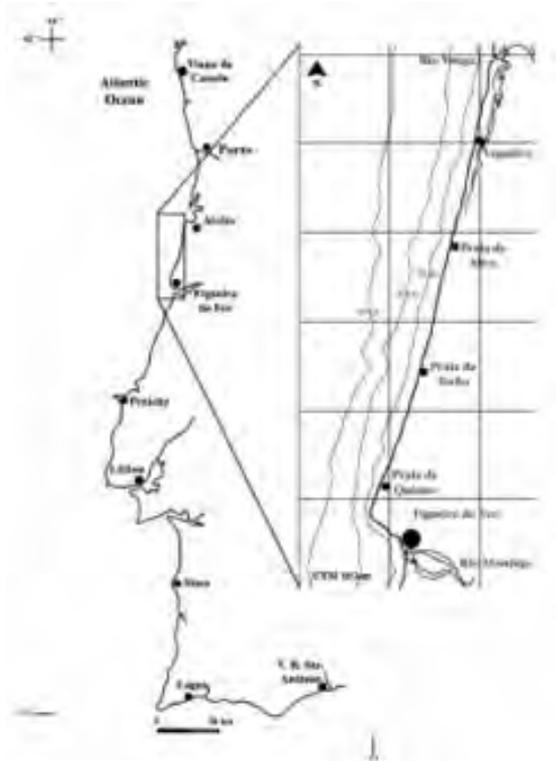
calcareous hills near Figueira da Foz. The depth of the continental platform varies between 10-15 metres at a 0.5 nautical mile distance from the coast and between 40-50 metres at a 6 nautical mile distance from the coast.

Data was collected during five boat trips of different lengths between August the 16<sup>th</sup> and September the 28<sup>th</sup> of 2002. Four of the boat trips took place during the morning while one boat trip occurred during the afternoon. These trips were performed along transects located at two different distances parallel to the coast. These two transects were respectively located at a half nautical mile and 6 nautical miles distant from the coast (Table 1). Boat trips were exclusively dedicated to count seabirds and marine mammals. Because marine mammals are more difficult to observe than seabirds, all boat trips were made at a cruising velocity of 8-10 nautical miles per hour. This velocity is considered ideal for counting marine mammals (Raum-Suryan & Harvey 1998). We

<sup>1</sup>Rua Florido Toscano 19, 3070-324 Mira, Portugal, e-mail: noitibomira@hotmail.com / <sup>2</sup>Departamento de Biologia, Universidade do Minho, Campus de Gualtar, 4710-057 Braga, Portugal / <sup>3</sup>Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem, Casa da Guarda Florestal Sul, Rua as Matas Nacionais s/n, 3080-999 Quiaios, Portugal / <sup>4</sup>Largo do Carvalho da Azóia, 3180 Soure, Portugal / <sup>5</sup>Rua da Escola 59, Carritos, 3080-843 Figueira da Foz, Portugal / <sup>6</sup>Instituto da Conservação da Natureza, Coordenação de Coimbra, Mata Nacional do Choupal, 3020 Coimbra, Portugal

also assumed that this velocity was also adequate to seabird counts. All trips were registered using two hand-held GPS operating at the same time (Garmin 12XL and Garmin eTrex, Garmin Corp., Olathe, Kansas, U.S.A.). Observers were placed between 3 to 6 m above sea level (according to the type of boat used) and all used 10x50 magnification binoculars. One observer did most of the observations, with the assistance of other observer, which was also responsible for making notes of all observations. Only sightings registered within an 180° angle facing the boat's bow were considered. All birds observed with naked eye as well as with binoculars at variable distance from the ship were recorded (therefore no strip transect was performed). The species from the genus *Larus* were not included in the census as most larid individuals use the beach as a resting site (unpublished data). Age was only determined (when possible) in the case of Northern Gannets *Morus bassanus* (according to Beaman & Madge 1998). Three categories were used: juveniles, immature/subadult individuals of ages 2 to 4 years-old and adults over 4 years old. When it was impossible to determine into which class birds should be included, individuals were considered undetermined. The number of birds was expressed in terms of total number of birds per transect and/or number of birds per kilometre. Number of birds per kilometre corresponded to an index of abundance and it was not an estimation of density.

During the census 5321 seabirds were recorded, distributed over 13 species, belonging to 7 families (Table 1). Seabird abundance was considerably higher along the transects closer to the coast (average = 36.94 birds/km), then along the transects at 6 miles from the coast (average = 7.09 birds/km). The highest abundance values were registered on



**Figure 1.** Study area between Mondego River and Ria de Aveiro, covered by boat trips. / **Figura 1.** Área de estudo entre o Rio Mondego e a Ria de Aveiro, que foi abrangida pelas saídas de barco

September the 28<sup>th</sup> (66.21 birds/km) while the lowest values were registered on September the 12<sup>th</sup> (3.42 birds/km).

Shearwater *Puffinus* spp. (including both species Manx Shearwater *Puffinus puffinus* and Balearic Shearwater *Puffinus mauretanicus*) were the most abundant species group, representing 67,2% of the total number of counted birds. A massive flux of 1170 birds (50.8 birds/km) was registered on the 28<sup>th</sup> of September (5<sup>th</sup> boat transect) about a half mile away from the coast between Figueira da Foz and Praia da Tocha. Birds were seen resting in large flocks (between 100-200 birds), as well as flying in different directions and feeding, indicating that the area close to the coast is locally important as a feeding and resting area during

**Table 1.** Species and numbers of seabirds censused along the Figueira da Foz-Aveiro coast. / **Tabela 1.** Espécies e número de aves marinhas contadas ao longo costa da Figueira da Foz – Aveiro.

Species/Espécies	Transects date/Data dos transectos									
	16 Aug		24 Aug*		7 Sep		12 Sep		28 Sep	
	0.5 miles	6 miles	0.5 miles	6 miles	0.5 miles	6 miles	0.5 miles	6 miles	0.5 miles	6 miles
<i>Calonectris diomedea</i>	63	18	1	2	0	4	5	1	0	18
<i>Puffinus gravis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	5	12
<i>Puffinus griseus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	8
<i>Puffinus</i> spp. <sup>(1)</sup>	560	146	1	159	470	150	785	47	1170	88
<i>Oceanites oceanicus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydrobates pelagicus</i>	21	43	0	0	102	40	7	27	0	0
<i>Morus bassanus</i>	33	73	6	14	14	35	24	7	15	90
<i>Melanitta nigra</i>	420	0	26	0	59	0	130	2	330	0
<i>Stercorarius pomarinus</i>	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Stercorarius</i> sp.	3	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Catharacta skua</i>	1	0	1	1	0	1	0	2	0	3
<i>Sterna sandvicensis</i>	9	4	7	0	0	0	7	0	0	0
<i>Sterna hirundo</i>	0	11	0	0	2	0	2	4	0	1
<i>Uria aalge</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Hydrobatidae</i> not ident.	0	0	0	0	6	7	0	6	0	0
Total	1110	299	43	177	654	238	961	96	1523	220
Km	59	59	10	10	23	23	28	28	23	23
<b>Birds/km – Aves/Km</b>	<b>18.81</b>	<b>5.06</b>	<b>4.3</b>	<b>17.7</b>	<b>28.43</b>	<b>10.34</b>	<b>34.32</b>	<b>3.42</b>	<b>66.21</b>	<b>9.56</b>

\*Transect performed in the afternoon / *Transecto efectuado durante o período da tarde.*

<sup>(1)</sup> Include *Puffinus Puffinus* and *P. mauretanicus* species / *Incluí as espécies Puffinus puffinus e P. mauretanicus.*

the post-nuptial period for this species group. Although precise identification was not possible in the field, later on, based on plumage characteristics, it was determined that most of the individuals belonged to the Balearic Shearwater type. In other trips made during 2003, it was possible to confirm that 96%-100% of the observations referred to Balearic Shearwater (unpublished data).

The second most abundant species was Common Scoter *Melanitta nigra* accounting for 17,8% of all birds. Except for two individuals which were observed on the transect 6 miles from the coast, all birds were recorded along the transect near the coast, with a maximum number of 420 individuals on August the 16<sup>th</sup>, mainly between Praia da Tocha and Praia de Mira. In this area, the maximum number of

birds per kilometre (14.3 birds/km) was registered on September the 28<sup>th</sup>. The flocks were mainly observed in large groups floating on the water and sometimes diving, indicating that this species uses the area as a feeding area. Some flocks were flying parallel to the coast indicating that the birds were on migration or moving between more distant feeding areas. These observations are in accordance with Snow & Perrins (1998) concerning the fact this species is usually detected in moderate depth waters (10 to 20 meters deep), which significantly occurs in the study area between 0.5 and 2 Km from the coast.

The third most abundant species was Northern Gannet. This species was frequently observed in all of the transects and a maximum number of 90 birds was registered 6 miles

**Table 2.** Records of Gannet *Morus bassanus* by age class. / **Tabela 2.** Registos de Alcatraz *Morus bassanus* por classes de idade.

Age/Idade	Transects date / Data dos transectos									
	16		24		7		12		28	
	August		August		September		September		September	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Juvenile	14	13.2	4	20.0	19	38.8	15	48.4	63	60.0
Imature	67	63.2	7	35.0	25	51.0	8	25.8	22	21.0
Adult	19	17.9	1	5.0	3	6.1	2	6.4	10	9.5
Undetermined	6	5.7	8	40.0	2	4.1	6	19.4	10	9.5
Total	106	-	20	-	49	-	31	-	105	-

away from the coast on September the 28<sup>th</sup>. In three boat trips, this species was observed feeding in association with individuals of Common Dolphin *Delphinus delphis*. Of the 279 individuals aged correctly, 41.2% were juveniles, 46.2% immature and 12.5% adult. However, there was an increase of juvenile individuals during the second half of September. In fact, during this period juveniles made up for 60% (Table 2) of the total number of registered birds (n=105).

The British Storm-Petrel *Hydrobates pelagicus* represented about 4,5% of the total number of birds counted. It was frequently observed in the study area until the middle of September. This species was not observed on the 24<sup>th</sup> of August probably due to the adverse sea conditions registered on this day. In fact, according to Pingree *et al.* 1974 (*in* Moore 1988), rough sea may not favour the gathering of plankton, which constitutes the major food source for this species. During the first boat trip, this species was only observed feeding in the areas adjacent to the mouth of the Mondego and Vouga rivers, in both transects (near the coast and 6 miles away from the coast). On the 7<sup>th</sup> of September, 102 birds were counted a half-mile away from the coast in the segment of sea near the mouth of Mondego river. The concentration of this species in front of these estuarine areas may

be related to the fact that these areas offer a higher planktonic productivity as consequence of the influx of nutrients carried by the rivers into the sea. This phenomenon may be intensified by the occurrence of tide induced fronts (where seawater and fresh water do not mix) that creates higher food availability for seabirds. A similar situation was referred by Ralph *et al.* (1995) in relation to Marbled Murrelet *Brachyramphus marmoratus* and by Briggs *et al.* (1987) for seabird communities in California.

Individuals belonging to other species were present in relatively smaller numbers, representing only 4.7% of the total number of birds counted. However, the presence of the Pomarine Skua *Stercorarius pomarinus* must be emphasised, given its relatively scarce occurrence in Portugal (CPR 1996). During the first three boat trips, 1 to 2 individuals were observed, all of the light coloured phase. Five birds belonging to the *Stercorarius* genus were observed, but could not be properly identified due to the great distance from the observer and the presence of light fog.

Other species observed in small numbers included Cory's Shearwater *Calonectris diomedea*, Great Shearwater *Puffinus gravis*, Sooty Shearwater *Puffinus griseus*, Wilson's Storm-Petrel *Oceanites oceanicus*, Great Skua *Catharacta skua*, Sandwich Tern *Sterna sandvicensis*,

Common Tern *Sterna hirundo* and Common Guillemot *Uria aalge*.

These results have shown that an important assemblage of seabird species occurs during late summer and early to mid autumn (post-nuptial period) in this sector of the Portuguese coast. It is also important to note that *Procellariiformes*, generally identified as pelagic seabirds, were more abundant in transects near the coast emphasising the importance of inshore areas for the conservation of these birds species.

Furthermore, some of the findings presented here have a clear and major conservation importance. Such is the case of the Balearic Shearwater, whose breeding population has been estimated between 1750 and 2125 pairs restricted to the Balearic Islands (SEO/BirdLife 2001)). The British Storm-Petrel is another important species in terms of conservation being included in the SPEC 2 category (Heath *et al.* 2000). Therefore, the preliminary data collected in this study constitutes a significant contribution to the definition of a marine IBA (Important Bird Area) in the near future.

This work presents the first efforts to census seabirds based on boat trips along the coast between Figueira da Foz and Aveiro. The use of trips with different lengths and in different times of the day was related with logistic problems in terms of boat availability. These variations in the trip methodology may have influenced the results. Nonetheless, possible sources of variation are difficult to estimate. In the future, the use of standard trips (same length, same period of the day and similar sea conditions), together with random trips (known as “platforms of opportunity”) might allow us to calibrate the present results. However, in the future it will be necessary to continue this monitorization program and to extend it to other months of the year, to evaluate the presence of these seabirds during

other seasons.

**Acknowledgements:** the events which allowed the collection of this data were partially financed by “Biologia no Verão” (Agência Nacional para a Cultura Científica e Tecnológica). The authors are grateful for the support of Eng<sup>o</sup> António Grácio, coordinator of the Núcleo Regional do Corpo Nacional da Guarda Florestal da Beira Litoral and António Teixeira for providing bibliography, as well as to Martin Poot, Manuela Nunes, Gonçalo Elias, José Pedro Granadeiro and Rui Rufino for their helpful comments. We are also grateful to C. C. Moore for providing bibliography, helpful scientific comments and English supervision; last but not least we thank to António M. Lé and the crew of “Atleta” for their kindness.

## RESUMO

*Durante Agosto e Setembro de 2002 realizaram-se censos de aves marinhas ao longo da costa ocidental portuguesa entre a Figueira da Foz e Aveiro, tendo sido efectuados cinco percursos de barco. A abundância de aves marinhas foi maior a cerca de 0,5 milhas da costa (média de 30,01 aves/km) e menor a cerca de 6 milhas da mesma (média de 7,20 aves/km). Foram observadas 5321 aves marinhas, distribuídas por 13 espécies pertencentes a 7 famílias. As espécies da família Procellariidae (Cagarra Calonectris diomedea, Pardela-de-barrete Puffinus gravis, Pardela-preta P. griseus, Fura-bucho do Atlântico P. Puffinus e Fura-bucho P. mauretanicus) foram as observadas com maior frequência, representando cerca de 69,9% do total de aves contadas, sendo o Fura-bucho a mais abundante de entre todas. Seguiram-se, por ordem de abundância, a Negrola Melanitta nigra (17,8%), Alcatraz Morus bassanus (5,8%) e Alma-de-mestre Hydrobates pelagicus (4,5%). As restantes espécies observadas foram: Casquilho Oceanites oceanicus, Moleiro do Ártico Stercorarius pomarinus, Alcaide Catharacta skua, Garajau Sterna*

sandvicensis, *Gaivina* S. hirundo e *Airo* *Uria* aalge. Os resultados obtidos sugerem que, durante este período do ano, este sector da costa Portuguesa alberga importantes concentrações de aves marinhas em período pós-nupcial, algumas das quais de elevado valor conservacionista, como é o caso do Fura-bucho e do Alma-de-mestre. Estas observações poderão contribuir de forma significativa para a definição de uma futura IBA marinha nesta região.

## REFERENCES

- Beaman, M. & S. Madge 1998. *The Handbook of Bird Identification for Europe and the Western Palearctic*. Christopher Helm A&C Black, London.
- Bolton, M. & R. Thomas 1999. Northward migration of European Storm Petrels *Hydrobates pelagicus* captured in Portuguese coastal waters: pp 34-35 in P. Beja, P. Catry & F. Moreira (eds). *Actas do II Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Briggs, K.T., W.B. Tyler, D.B. Lewis & D.R. Carlson 1987. Bird communities at sea off California: 1975-1983. *Studies in Avian Biology* 11.
- Comité Português de Raridades (CPR) 1996. *Lista das espécies de aves de ocorrência acidental, rara ou pouco comum em Portugal*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Granadeiro, J.P. 1991. The breeding biology of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea borealis* on Berlenga Island, Portugal. *Seabird* 13: 30-39.
- Granadeiro, J.P. & M.A. Silva 1993. Beached surveys in Portugal 1991/92 and relationship between weather and density of corpses. *Sula* 7: 1-8.
- Granadeiro, J.P., M.A. Silva, C. Fernandes & A. Reis 1997. Beached surveys in Portugal 1990-1996. *Ardeola* 44: 9-17.
- Heath, M., C. Borggreve & N. Peet 2000. *European Bird Populations: estimates and trends*. Birdlife International (Birdlife Conservation Series Nº 10), Cambridge.
- Neto, J. 1997. Contribuição para o conhecimento da biologia reprodutiva do Corvo-marinho-de-crista *Phalacrocorax aristotelis* na Reserva Natural da Berlenga. *Airo* 8: 16-24.
- Moore, C.C. 1988. Birds at sea: a pelagic transect between Madeira and Portugal. *Boletim do Museu Municipal do Funchal* 40: 65-73.
- Ralph, C.J., G.L. Hunt Jr., M.G. Raphael & J.F. Piatt 1995. *Ecology and conservation of the Marbled Murrelet*. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-152. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U. S. Department of Agriculture, Albany, CA.
- Raum-Suryan, K. & J.T. Harvey 1998. Distribution and abundance of and habitat use by harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, off northern San Juan Islands, Washington. *Fisheries Bulletin* 96: 808-822.
- Rufino, R. & R. Neves 1990. Invernada do Pato-negro *Melanitta nigra* na costa de Aveiro. Janeiro de 1990. *Airo* 2: 1-2.
- Rufino, R. & R. Neves 1992. Aerial seaduck counts along the Portuguese coast in January 1992. *IWRB Seaduck Bull.* 2: 5-9.
- Seo/Birdlife 2001. *Recuperación de Puffinus mauretanicus en las ZEPAs de las Islas Baleares*. Memoria Final Proyecto Life B-4/3200/97/246. Informe inédito para Conselleria de Medi Ambient. Govern de les Illes Balears, Palma de Mallorca.
- Snow, D.W & C.M. Perrins (ed) 1998. *The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition*. Volume I. Non Passerines. Oxford University Press, Oxford.
- Teixeira, A.M. 1984. Aves marinhas nidificantes no litoral português. *Boletim da Liga para a Protecção da Natureza* 18: 105-115.
- Teixeira, A.M. 1985. Inspeções invernais de

- Avifauna Costeira em Portugal, 1983-84. *Cyanopica* 3: 373-386.
- Teixeira, A.M. 1986a. Inspecções costeiras para a detecção de aves marinhas mortas, 1984-1985. *Cyanopica* 3: 635-651.
- Teixeira, A.M. 1986b. Winter mortality of seabirds on the portuguese coast. Pp. 409-419 in Medmaravis & X. Monbailliu (ed) *Mediterranean Marine Avifauna. Population Studies and Conservation*. Series G: Ecological Sciences 12.



# ALGUNS DADOS SOBRE OS CORVÍDEOS NO NORDESTE ALGARVIO (SUL DE PORTUGAL)

SOME DATA ON CORVIDAE SPECIES IN NORTHEASTERN ALGARVE (SOUTHERN PORTUGAL)

VANESSA ALVES DE OLIVEIRA, ROGÉRIO CANGARATO, SUSANA COELHO, RUI FAZENDA LOURENÇO & MIGUEL CALDEIRA PAIS

A região do Nordeste Algarvio é pouco desenvolvida em termos económicos, com baixa densidade populacional, sendo mal conhecida relativamente ao seu património natural. Neste contexto, e com o intuito de contribuir para um conhecimento mais aprofundado dos valores naturais da região, foi desenvolvido pelo CEAI (Centro de Estudos da Avifauna Ibérica) um projecto intitulado “Corredores Ecológicos Serra Morena – Serras Algarvias: a importância do troço Beliche – Pomarão” (Pais *et al.* 2000) que decorreu entre 1998 e 2000.

O presente estudo, incluído neste projecto mais abrangente, centra-se nas espécies da Família Corvidae, vulgarmente designados por corvídeos e sobretudo na sua distribuição e abundância.

A desactualização de alguns dos trabalhos de referência sobre a distribuição de aves (*e.g.* Rufino 1989), e a sua unidade de representação menos fina, justificam a análise de distribuições numa escala mais precisa e consequentemente restrita. O trabalho de Vowles & Vowles (1994) constitui uma base mais actualizada da distribuição, embora a unidade utilizada (UTM 10x10) tenha menor detalhe que a deste estudo.

O conhecimento pormenorizado da distribuição revela-se particularmente

relevantes para a gestão ordenada e sustentável do território e dos recursos naturais.

Desta forma, este estudo junta-se a trabalhos já realizados (*e.g.* Lourenço *et al.* 2002), na apresentação de mapas detalhados de distribuição e de estimativas de abundância.

A área de estudo ocupa cerca de 120.400 ha entre as latitudes 41°24N e 41°54N e as longitudes 5°88W e 6°38W, incluindo dois sítios da Rede Natura 2000: Caldeirão e Guadiana. O Nordeste Algarvio caracteriza-se por um relevo acidentado, embora a altitude máxima não exceda os 600 m, onde os solos são predominantemente constituídos por xistos e grauvaques.

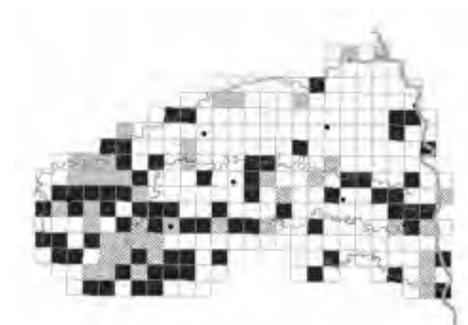
Os cursos de água são caracterizados por um regime intermitente e torrencial, sendo os principais o Rio Guadiana e os seus afluentes Vascão, Foupana, Odeleite e Beliche.

Os matagais esclerófitos de esteva *Cistus ladanifer* e sargaço *C. monspeliensis* constituem o coberto vegetal dominante, caracterizando-se a região também pelos montados e bosques de azinho *Quercus rotundifolia* e sobre *Quercus suber*, culturas hortofrutícolas de amendoeira, figueira e alfarrobeira e algumas florestas de pinheiros e eucaliptos.

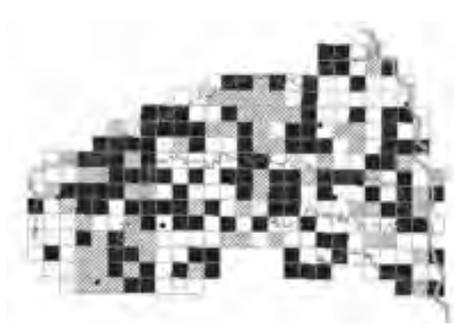
Para o estudo da abundância relativa de

**Tabela 1.** Abundância relativa média (aves/km<sup>2</sup>) de Gaió *Garrulus glandarius* e Charneco *Cyanopica cyanus* nas sub-áreas e períodos de amostragem. / **Table 1.** Medium relative abundance (birds/km<sup>2</sup>) of Jay *Garrulus glandarius* and Azure-winged Magpie *Cyanopica cyanus* in the sub-areas and sampling periods.

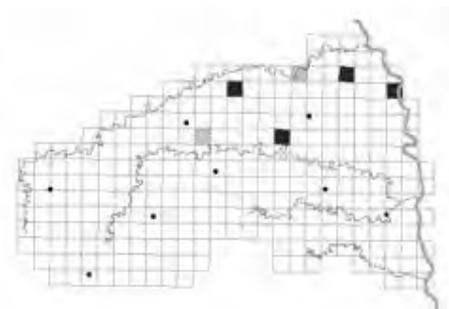
Sub-áreas Períodos	Desarborizada		Semi-arborizada		Florestal	
	Reprodutor	Pós-repr.	Reprodutor	Pós-repr.	Reprodutor	Pós-repr.
<i>Garrulus glandarius</i>	-	-	1,45	4,73	2,57	4,24
<i>Cyanopica cyanus</i>	23,15	32,05	33,70	37,50	3,43	6,88



Gaió *Garrulus glandarius*



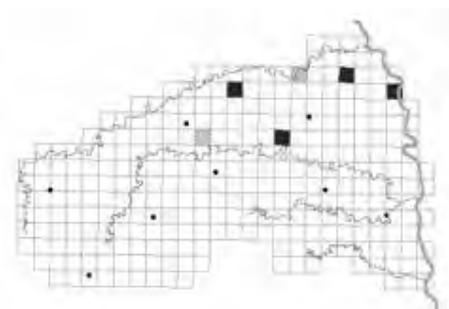
Charneco *Cyanopica cyanus*



Gralha-preta *Corvus corone*



Corvo *Corvus corax*



Gralha-preta *Corvus corone*



Corvo *Corvus corax*

**Figura 1.** Distribuição das espécies de Corvídeos no Nordeste Algarvio (cinzento escuro: dados de prospecção sistemática, cinzento-claro: dados de observações ocasionais). / **Figure 1.** Distribution of the Corvidae species in the NE Algarve (dark grey: systematic data; light grey: occasional observations).

Gaio *Garrulus glandarius* e de Charneco *Cyanopica cyanus* (recentemente proposta como *C. cooki* por Cardia *et al.* 2003) foram definidas três sub-áreas: *Desarborizada* (dominada por matos e plantações florestais recentes); *Semi-arborizada* (matos e montados); e *Florestal* (matos desenvolvidos, montado e pinhal).

A amostragem decorreu entre Fevereiro de 1999 e Março de 2000 e foi realizada com base no sistema quadrícula UTM de 2x2 km. Para estudar a distribuição dos corvídeos foram utilizados o método dos transectos lineares com estimação da distância perpendicular entre o observador e as aves detectadas e comprimento fixo de 1,5 km por quadrícula (Buckland *et al.* 1993); e pontos fixos de observação com duração de hora e meia. Das 301 quadrículas UTM 2x2 km foram prospectadas pelos dois métodos 168 quadrículas, tendo também sido incluídas observações ocasionais.

Para estimar a abundância relativa de Gaio e de Charneco, foram realizados transectos lineares de automóvel com estimação da distância perpendicular (Buckland *et al.* 1993), nas três sub-áreas (*Desarborizada*, *Semi-arborizada* e *Florestal*), com um comprimento total de 23km, 21km e 32km respectivamente. A amostragem foi realizada nos meses de Março e Abril de 1999 (período reprodutor) e de Junho a Agosto (período pós-reprodutor), sempre nas primeiras três horas a seguir ao nascer do sol, a uma velocidade média de 10-20 km/h.

A abundância relativa foi obtida utilizando o programa DISTANCE (Buckland *et al.* 1993).

Verificou-se que o Gaio é uma espécie comum na zona Oeste da área, estando associado aos meios florestais mais desenvolvidos, geralmente com sub-bosque (Figura 1). Ocorre em menor densidade em

sistemas agro-florestais, em especial nas ribeiras da Foupana e Odeleite e vale do Rio Guadiana. Esta espécie é muito pontual na sub-área *Desarborizada*, pelo que só se procedeu à estimação da abundância relativa para as outras duas sub-áreas. Nestas áreas, os valores obtidos são aproximados, registando-se uma abundância relativa superior no período pós-reprodutor nas duas sub-áreas (Tabela 1).

O Charneco é o Corvídeo mais abundante e amplamente distribuído no Nordeste Algarvio. Ocorre principalmente em montados, pomares e hortas ao longo de várzeas e linhas de água, mas também nos amendoais, plantações de pinheiro e matagais com arvoredos dispersos, sendo frequentemente perseguido devido aos prejuízos causados nas árvores de fruto. Esta espécie é mais abundante nas sub-áreas *Desarborizada* e *Semi-arborizada*, e nestas os valores são superiores no período pós-reprodutor (Tabela 1).

A Pega *Pica pica* é uma espécie de ocorrência pontual e periférica na área. Os indivíduos detectados na zona de Beliche deverão ser residentes, tendo sido observados em habitat agrícola com pousios e pomares. A escassez desta espécie no Algarve é igualmente constatada por Rufino (1989).

A Gralha-de-nuca-cinzenta *Corvus monedula* é rara na área, tendo uma ocorrência irregular no vale do Vascão. Esta espécie não deverá nidificar na região, sendo as aves observadas, provavelmente, provenientes de locais onde ocorre regularmente mais a Norte (*e.g.* Mértola), ou a Sul (*e.g.* Castro Marim (Rufino 1989, Elias *et al.* 1998).

A Gralha-preta *Corvus corone* é uma espécie residente no Nordeste Algarvio, pouco abundante, e que se distribui de forma dispersa ao longo da zona Nordeste. Relativamente aos habitats, mostra preferência por matagais e montados de azinho nas vertentes das ribeiras.

O Corvo *Corvus corax* é residente, ocorrendo em baixa densidade, um pouco por

toda a área e não evidenciando nenhuma especialização de habitat.

**Agradecimentos:** pela preciosa ajuda, agradecemos aos colegas do CEAI e do projecto dos “corredores”, aos amigos do Nordeste Algarvio e a todos os que colaboraram nos trabalhos de campo. Este projecto foi financiado pela CCRA Algarve – Intervenção Operacional PPDR (ODIANA – Acção de Valorização do Baixo Guadiana).

## SUMMARY

*This study was focused on the species of the Family Corvidae occurring in North-eastern Algarve, and is included in a broader project on the “Ecological Corridors Serra Morena - Serras Algarvias: the importance of the stretch Beliche - Pomarão”, developed by CEAI between 1998 and 2000. We used line transects and point counts to determine the species distribution in three different sub-areas (Open area, Sparsely forested and Forested) to assess the relative abundance of Jay Garrulus glandarius and Azure-winged Magpie Cyanopica cyanus.*

*The Jay is a common species, associated to developed forest areas, usually with understorey, mostly in the western part of the area. Its relative abundance was around 1.45-2.57 birds/km<sup>2</sup> in Spring and 4.24-4.73 birds/km<sup>2</sup> in Summer. The Azure-winged Magpie is the most abundant and widely distributed species of Corvidae in the area, occurring especially in oak forests, orchards and vegetable plots and scrubland with sparse tree cover. Its relative abundance is around 3.43-33.70 birds/km<sup>2</sup> and 6.88-37.50 birds/km<sup>2</sup> in Spring and Summer respectively, presenting higher values in the Sparsely forested area. Magpie Pica pica and Jackdaw Corvus monedula were rare species in the North-eastern Algarve. Carrion Crow Corvus corone is uncommon, occurring in the north-eastern part of the area. Raven Corvus corax is also uncommon, although with a wider distribution.*

## REFERÊNCIAS

- Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham & J.L. Laake 1993. *Distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Chapman and Hall. Londres.
- Cardia, P.; S.-H. Li & N. Ferrand (2003) A distribuição mundial de Pega-azul *Cyanopica cyanus*. Uma análise molecular de um problema biogeográfico. Pp 28 in *Livro de Resumos – IV Congresso de Ornitologia*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves; Lisboa.
- Elias, G.L., L.M. Reino, T. Silva, R. Tomé & P. Geraldes (coords.) 1998. *Atlas das Aves Invernantes do Baixo Alentejo*. SPEA. Lisboa.
- Lourenço, R.F., M.P. Basto, R. Cangarato, M.C. Álvaro, V.A. Oliveira, S. Coelho & M.C. Pais 2002. The Owl (Order Strigiformes) assemblage in the North-eastern Algarve. *Airo* 12: 25-33.
- Pais, M.C., M.P. Basto, R. Cangarato, S.E. Coelho, J.P. Ferreira, C. Janeiro, J.T. Marques, N.M. Pedroso, R. Alcazar, P.E. Cardoso, R.F. Lourenço, S.C. Pereira, I. Melo, C. Sérgio & M.J. Pinto 2000. *Corredores Ecológicos Serra Morena-Serras Algarvias: a importância do troço Beliche-Pomarão*. Relatório não publicado. Centro de Estudos da Avifauna Ibérica/RNSCMVRS A / EU - ODIANA / CCRA Algarve. Évora.
- Rufino, R. (coord.) 1989. *Atlas das Aves que nidificam em Portugal Continental*. Serviço Nacional de Parques Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Vowles, G.A. & R.S. Vowles 1994. *Breeding Birds of the Algarve*. Centro de Estudos Ornitológicos no Algarve. Gloucestershire.



# COMPOSIÇÃO E DINÂMICA ANUAL DA AVIFAUNA AQUÁTICA NO SÍTIO NATURA 2000 “DUNAS DE MIRA, GÂNDARA E GAFANHAS” (BEIRA LITORAL, PORTUGAL)

COMPOSITION AND ANNUAL DYNAMICS OF THE COMMUNITY OF WATERBIRDS OF THE NATURA 2000 SITE “DUNAS DE MIRA, GÂNDARA AND GAFANHAS” (BEIRA LITORAL, PORTUGAL)

JOÃO M.S. PETRONILHO<sup>1</sup>, JOSÉ V.VINGADA<sup>2</sup> & MARISA FERREIRA<sup>3</sup>

O Sítio Dunas de Mira, Gândara e Gafanhas recentemente incluído na Rede Natura 2000 (PTCON055) engloba uma série de habitats costeiros, tais como sistemas dunares, lagoas, ribeiras, campos agrícolas, pinhal, matos e uma área montanhosa costeira. Este sítio localiza-se na zona centro litoral de Portugal e estende-se desde a Serra da Boa Viagem até à Mata Nacional de Vagos, cobrindo uma área de cerca de 22.000 ha. Com a inclusão desta zona naquela Rede tornou-se necessário delinear a curto prazo um plano de ordenamento e gestão que garanta o uso sustentável desta área. Dentro deste contexto, a avaliação de alguns parâmetros ecológicos e demográficos das diferentes espécies de aves é um passo chave na implementação do referido plano de ordenamento. Assim, tendo como objectivo acompanhar a evolução da avifauna local, iniciou-se em 2001, um Programa de Monitorização de Aves que permita fornecer informação científica sobre a riqueza específica, distribuição, densidade e requisitos

ecológicos deste grupo de vertebrados.

No que diz respeito às aves aquáticas e apesar de nesta área estas terem sido alvo de contagens pontuais durante o período de invernada por parte de diversos autores, sobretudo na última década (veja-se Rufino 1992, Rufino & Costa 1993, Costa & Guedes 1994, 1996, Costa & Rufino 1994, 1996a, 1996b, 1997, Petronilho 1999, 2000, 2001, Petronilho *et al.* 2001), importava conhecer a dinâmica anual das suas populações, assim como, o número de casais e fenologia de reprodução de algumas espécies. Neste trabalho são apresentados os primeiros dados referentes às populações de aves aquáticas censadas ao longo de dois anos e que decorreram em oito lagoas existentes na zona de estudo: Lagoa das Braças, Lagoa da Vela, Lagoa da Salgueira, Lagoa dos Teixoeiros, Lagoa de Mira, Barrinha de Mira, Lago do Canto do Mar e Pateira da Mata Nacional de Vagos, que no seu conjunto constituem habitats de zona húmida com uma área aproximada de 190 hectares. À excepção da Pateira da Mata

<sup>1</sup>Rua Florido Toscano 19, 3070-324 Mira, Portugal. e-mail: noitibomira@hotmail.com / <sup>2</sup>Universidade do Minho, Dep. Biologia, Campus de Gualtar, 4710-051 Braga, Portugal / <sup>3</sup>Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem, Casa da Guarda Florestal Sul, Rua das Matas Nacionais s/n, 3080 Figueira da Foz, Portugal

Nacional das Dunas de Vagos, artificial, as restantes são lagoas costeiras de água doce cujas margens ainda apresentam alguma vegetação ripícola e paludícola, sendo o habitat circundante constituído essencialmente por pinhal-bravo *Pinus pinaster* e terrenos agrícolas. A Barrinha de Mira pode-se considerar uma lagoa com forte influência urbana.

A actividade cinegética é permitida entre 15 de Agosto e o último domingo de Janeiro, em quatro das lagoas: Lagoa da Vela, Lagoa da Salgueira, Lagoa dos Teixoeiros e Pateira da Mata Nacional das Dunas de Vagos.

Entre Outubro de 2001 e Setembro de 2003, realizaram-se censos mensais a partir de um ou mais pontos situados nas margens das lagoas, procurando-se deste modo, quantificar o número de aves aquáticas por contagem directa (Bibby *et al.* 1992). Durante o período venatório, os dias de caça foram evitados para evitar os efeitos da perturbação causada por aquela actividade (Costa & Guedes 1994, 1996). Foram ainda realizadas algumas visitas ocasionais para censar espécies não detectadas durante as visitas sistemáticas, assim como, para acompanhamento do período de reprodução das espécies referenciadas na Tabela 3. Para duas espécies de Ardeídeos, designadamente o Carraceiro *Bubulcus ibis* e a Garça-branca *Egretta garzetta*, os censos decorreram durante a chegada vespertina aos dormitórios, de modo a avaliar com a maior fiabilidade possível o número de indivíduos invernantes destas duas espécies (Fernandez-Cruz & Farinha 1992). Uma vez que o método da contagem directa não permite uma avaliação correcta dos efectivos de algumas espécies, os censos relativos aos Ralídeos (com excepção do Galeirão *Fulica atra*), ao Guarda-rios *Alcedo atthis* e aos passeriformes limitaram-se ao registo de presença/ausência por lagoa, pelo que a informação referente a estas espécies é meramente de carácter qualitativo. A Gaiivota-

d'asa-escura *Larus fuscus* também não foi contabilizada devido aos movimentos constantes desta espécie entre as lagoas e o mar.

As categorias de nidificação foram atribuídas de acordo com o definido em Rufino (1989). A estimativa da população nidificante apenas foi efectuada para as seguintes espécies: Mergulhão-pequeno *Tachybaptus ruficollis*, Garçote *Ixobrychus minutus*, Garça-vermelha *Ardea purpurea*, Pato-real *Anas platyrhynchos*, Águia-sapeira *Circus aeruginosus*, Galeirão e Borrelho-pequeno-de-coleira *Charadrius dubius*. Para as restantes espécies não foi calculada a população nidificante devido à dificuldade na contabilização do número de casais.

A tendência populacional foi calculada através da seguinte fórmula: tendência populacional = média populacional do ano x 100/média populacional do 1º ano (a média populacional foi estimada com base nas doze contagens mensais efectuadas).

Para este trabalho foram tidas em consideração as aves aquáticas constantes em Farinha & Costa (1999).

#### Riqueza específica e variação mensal

Foram observadas 62 espécies de aves, das quais 16 são nidificantes. A maioria das espécies são migradoras de passagem e acidentais (24,2% para cada classe fenológica), sendo as restantes invernantes (22,6%), residentes (19,4%) e estivais (9,7%) (Tabela 1).

Entre elas destaca-se o registo de 5 espécies de aves de ocorrência rara ou acidental em Portugal (Tabela 2).

O número máximo de aves ocorreu de Agosto a Fevereiro e o mínimo de Março a Julho. Esta variação pode explicar-se, no primeiro caso, pelos movimentos pós-nupciais com a concentração de as aves nestas lagoas para aí passarem o período de outono/inverno – sobretudo no caso dos Anatídeos e

**Tabela 1.** Aves aquáticas recensadas entre Outubro de 2001 e Setembro de 2003. Fenologia (Fen.): R-Residente; MP- Migrador de passagem; I - Invernante; E - Estival; A - Acidental; Nid. - registo de nidificação; LV (Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal); Ins. - Insuficientemente conhecido; Rar.- Raro; Vul.- Vulnerável; Per – Em perigo; SPEC - Estatuto de conservação na Europa da Birdlife International, segundo Tucker & Heath (1994); DA - Anexo I da Directiva Aves; (\*) Espécies cinegética (\*\*) Espécies de ocorrência rara ou acidental em Portugal. / **Table 1.** Aquatic birds species censused between October 2001 and September 2003. Status (Fen.): R-Resident; MP- Passage; I - Wintering; E - Breeding; A - Occasional; Nid. - Breeding records; LV (Portuguese Red Data Book); Ins. - Data deficient; Rar.- Rare; Vul.- Vulnerable; Per – Endangered; SPEC - Species of European Conservation Concern (Tucker & Heath 1994); DA - Annex I of the Bird Directive; (\*) game species (\*\*) Rare birds in Portugal.

Espécies	Fen.	Nid.	LV	SPEC	DA	Espécies	Fen.	Nid.	LV	SPEC	DA
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	R/I	N				<i>Himantopus himantopus</i>	A				x
<i>Podiceps cristatus</i>	MP					<i>Charadrius dubius</i>	E	N			
<i>Podiceps nigricollis</i>	MP					<i>Charadrius hiaticula</i>	MP				
<i>Phalacrocorax carbo</i>	I					<i>Pluvialis squatarola</i>	A				
<i>Botaurus stellaris</i>	A		Per.	3	x	<i>Vanellus vanellus</i>	I				
<i>Ixobrychus minutus</i>	E	N		3	x	<i>Calidris alpina</i>	MP			3	
<i>Ardeola ralloides</i>	A		Ins.	3	x	<i>Philomachus pugnax</i>	A			4	x
<i>Bubulcus ibis</i>	I					<i>Gallinago gallinago</i>	I				
<i>Egretta gazetta</i>	I				x	<i>Limosa limosa</i>	MP			2	
<i>Ardea cinerea</i>	R/MP/I					<i>Numenius phaeops</i>	MP			4	
<i>Ardea purpurea</i>	E/MP	N	Vul.	3	x	<i>Tringa totanus</i>	MP			2	
<i>Platalea leucorodia</i>	MP		Vul.	2	x	<i>Tringa nebularia</i>	MP				
<i>Anser anser</i>	A					<i>Actitis hypoleucos</i>	MP				
<i>Tadorna ferruginea</i> (**)	A			3		<i>Larus melanocephalus</i>	A			4	x
<i>Anas penelope</i> (*)	I					<i>Larus ridibundus</i>	I				
<i>Anas strepera</i> (*)	I		Rar.	3		<i>Larus canus</i>	A			2	
<i>Anas crecca</i> (*)	I					<i>Larus fuscus</i>	I			4	
<i>Anas platyrhynchos</i> (*)	R/I	N				<i>Larus delawarensis</i> (**)	A				
<i>Anas acuta</i> (*)	I			3		<i>Sterna sandvicensis</i>	MP			2	x
<i>Anas chryseata</i> (*)	I					<i>Sterna birundo</i>	MP				x
<i>Netta rufina</i>	R		Vul.	3		<i>Sterna albifrons</i>	MP		Vul.	3	x
<i>Aythya ferina</i> (*)	I			4		<i>Chlidonias niger</i>	MP			3	x
<i>Aythya collaris</i> (**)	A					<i>Chlidonias leucopterus</i> (**)	A				
<i>Aythya nyroca</i>	A		Rar.	1	x	<i>Alcedo atthis</i>	R	N		3	x
<i>Aythya fuligula</i> (*)	I					<i>Motacilla cinerea</i>	R	N			
<i>Circus aeruginosus</i>	R	N	Vul.		x	<i>Cettia cetti</i>	R	N			
<i>Pandion haliaetus</i>	MP		Rar.	3	x	<i>Locustella luscinioides</i>	E	N	Vul.		
<i>Rallus aquaticus</i>	R	N				<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	E	N		4	
<i>Gallinula chloropus</i> (*)	R	N				<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	E	N			
<i>Fulica atra</i> (*)	R/I	N				<i>Remiz pendulinus</i>	A				
<i>Fulica cristata</i> (**)	A		Ins.	3		<i>Emberiza schoeniclus</i>	R/I	N			

Ralídeos. No segundo, poderá justificar-se pelo início da época de reprodução com a partida destas para os seus locais de nidificação e consequente dispersão dos indivíduos. As lagoas que apresentaram maior riqueza específica e maior número de aves contadas foram a Barrinha de Mira (39 espécies/média

265 aves por ano), a Lagoa das Braças (35/162), a Lagoa da Vela (34/104) e a Lagoa de Mira (29/116). Nas restantes lagoas, tanto o número de espécies como o número de aves observadas foram bastante inferiores.

No conjunto das populações que foram alvo de contagem durante os dois anos de

**Tabela 2** – Espécies de ocorrência rara ou acidental em Portugal observadas na área de estudo. / **Table 2**– Rare or accidental bird species in Portugal detected in the study area.

Espécies	Nº de aves	Data	Local
<i>Tadorna ferruginea</i>	1	30/09/03	Barrinha de Mira
<i>Aythya collaris</i>	3	19/01 e 21/03/03	Lagoa das Braças
<i>Fulica cristata</i>	1	16/07/03	Barrinha de Mira
	2	10/09 a 30/09/03	
<i>Chlidonias leucopterus</i>	1	14/08/03	Barrinha de Mira
<i>Larus delawarensis</i> <sup>(1)</sup>	1	04/01 a 08/04/02	Barrinha de Mira

<sup>(1)</sup>Excluída da lista de aves de ocorrência rara ou acidental em Portugal em 2003.

<sup>(1)</sup> Excluded from the list of rare or accidental birds in Portugal since 2003.

**Tabela 3** - Número de casais, tendência da população nidificante e período de nidificação de algumas espécies de aves aquáticas em 2002/03. / **Table 3** – Numbers of pairs of some waterfowl breeding species, their trends and nesting period in 2002/03.

Espécies	Nº de casais		Tendência	Período de nidificação
	2002	2003		
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	2-5	2-4	Pequeno decréscimo	2ª Abr – Jun
<i>Exobrychus minutus</i>	4-6	2-6	Igual	2ª Abr – Jul
<i>Ardea purpurea</i>	1-2	0-2	Igual	1ª Abr – Jun
<i>Anas platyrhynchos</i>	29-46	27-39	Pequeno decréscimo	1ª Fev – 1ª Set
<i>Circus aeruginosus</i>	1	1	Igual	1ª Mar – Mai
<i>Fulica atra</i>	25-42	24-42	Igual	2ª Mar – Jul
<i>Charadrius dubius</i> <sup>(1)</sup>	2-3	0	Desapareceu	2ª Abr – 1ª Ago
<b>Total de casais</b>	<b>64-104</b>	<b>56-93</b>	Pequeno decréscimo	

<sup>(1)</sup> Extinto como nidificante em 2003/ *Extinct as breeder in 2003*

censo, as famílias dos Anatídeos, Ralídeos e Ardeídeos foram as predominantes, representando respectivamente, 46,3%, 34,8% e 13,5% do total de aves aquáticas contadas.

### Anatídeos

Entre as treze espécies de anatídeos observadas, o Pato-real, foi a espécie mais abundante, representando 86,9% do número de anatídeos contados (Figura 1). Os valores máximos para toda a área ocorreram de Setembro a Fevereiro e os mínimos de Março a Julho. Relativamente ao primeiro ano de estudo a espécie registou um incremento populacional (+10%). No entanto, a população nidificante sofreu um ligeiro

decréscimo de 2002 para 2003 (Tabela 3). A Lagoa das Braças e a Barrinha de Mira, constituíram as zonas húmidas mais importantes para a nidificação e invernada desta espécie, tendo a primeira lagoa albergado um máximo de 550 indivíduos em Dezembro de 2002 (77,1% da população invernante). A captura e observação de aves em muda sugerem que num contexto regional, algumas lagoas poderão ser vitais como local de muda, como é o caso da Lagoa das Braças e da Barrinha de Mira.

Através do seguimento de 56 ninhadas durante o período de reprodução, verificou-se que o mesmo situou-se entre Fevereiro e Agosto, tendo a maioria das posturas ocorrido

entre a 1ª quinzena de Março e a 1ª de Abril e, a maioria das eclosões entre Abril e a 1ª quinzena de Maio. Contudo, em Setembro de 2002, na Barrinha de Mira, foram registadas três ninhadas de juvenis não voadores com cerca de 5 semanas de idade.

Em relação às restantes espécies de anatídeos a sua presença foi escassa, com excepção do Pato-colhereiro *Anas chryseata* que foi a segunda espécie mais representativa com 8,1%. (máximo de 188 inds. em Fevereiro de 2003).

### Ardeídeos

Das seis espécies de garças registadas, o Carraceiro foi a espécie mais representada (64,7% da população de ardeídeos), seguida pela Garça-real *Ardea cinerea* com 22,7% e pela Garça-branca com 8,2% (Figura 2). O principal dormitório da primeira e última espécie situa-se na Barrinha de Mira, sendo a sua utilização conhecida desde Outubro de 1994 (Petronilho 1999). Relativamente ao primeiro ano de estudo, o maior decréscimo populacional foi registado na Garça-real (-64%), para o que muito deverá ter contribuído o facto de os níveis de água das lagoas, e principalmente da Lagoa das Braças, se terem mantido estáveis durante o período de migração outonal. Em igual período do primeiro ano de estudo, o baixo nível freático desta lagoa e conseqüente concentração de presas potenciais desta espécie, como a Carpa *Cyprinus carpio*, o Achigã *Micropterus salmoides* e Anfíbios, atraiu elevado número de aves (132 inds.) o que representou 75% da população para esse período (ver Figura 2).

### Ralídeos

Devido ao hábito de a Galinha-d'água *Gallinula chloropus* e do Frango-d'água *Rallus aquaticus* se esconderem por entre a vegetação paludícola, o método utilizado nos censos apenas permite tirar conclusões válidas acerca

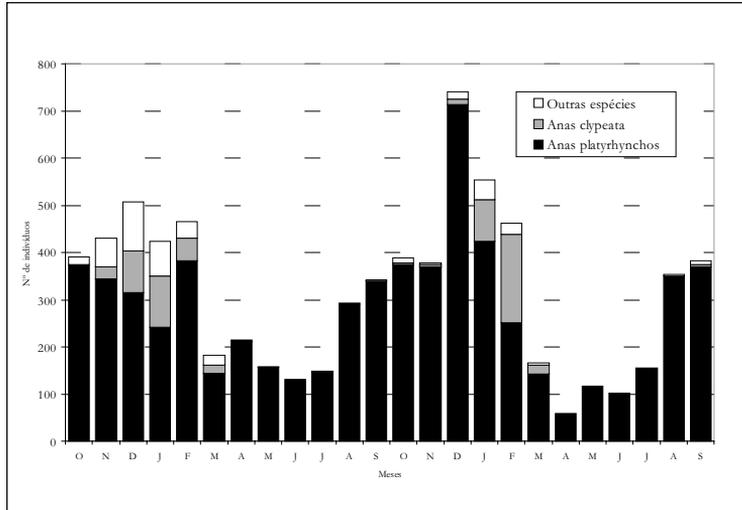
da dimensão da população do Galeirão, pelo que, apenas serão analisados os dados obtidos para esta espécie. Os números mais elevados ocorreram entre Agosto e Fevereiro (Figura 3). A partir de Março é notória a diminuição do seu efectivo populacional, o que deverá estar relacionado com a dispersão para os locais de nidificação e o início do período de reprodução. O aumento da população a partir de Agosto, indica uma utilização das lagoas como locais de refúgio e alimentação para aves em período pós-nupcial. Relativamente ao primeiro ano de estudo registou-se um acréscimo (+19%) no número de aves contadas. O aumento acentuado da população verificado na Barrinha de Mira, em Setembro de 2003 (577 inds.) deverá estar relacionado com a abundante vegetação aquática existente nesta lagoa, constituída sobretudo por *Myriophyllum* sp., *Potamogeton* sp., *Elodea* sp. e *Lemna minor*.

A sua população nidificante manteve-se estável nos dois anos de estudo, situando-se o seu período de reprodução entre a 1ª quinzena de Março e a 2ª de Julho (n=32 ninhadas) (Tabela 3). A Lagoa da Vela e a Barrinha de Mira foram os locais mais importantes para a reprodução e invernada desta espécie.

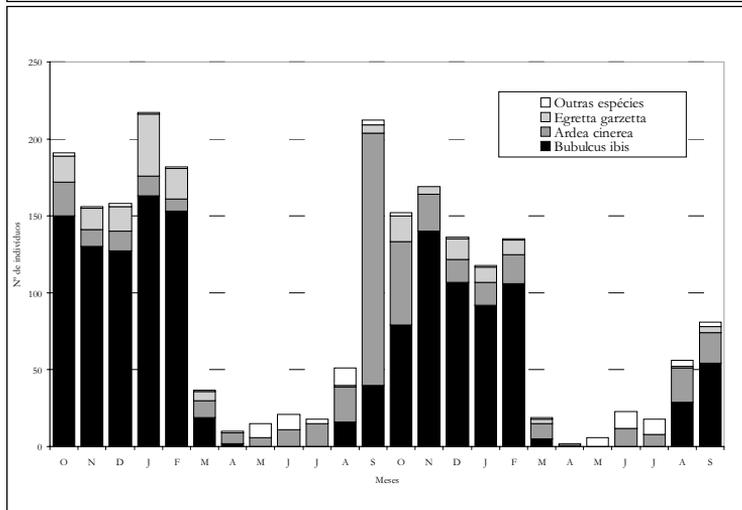
O aumento do número de registos de Galeirão-de-crista *Fulica cristata* durante o período pós-nupcial, que segundo Diaz *et al.* (1996) deverão estar relacionados com a seca nos locais de cria, sugerem que algumas lagoas, como a Barrinha de Mira ou a Lagoa de Mira, poderão desempenhar um papel de relevo na protecção e conservação desta espécie durante aquele período.

### Outras espécies

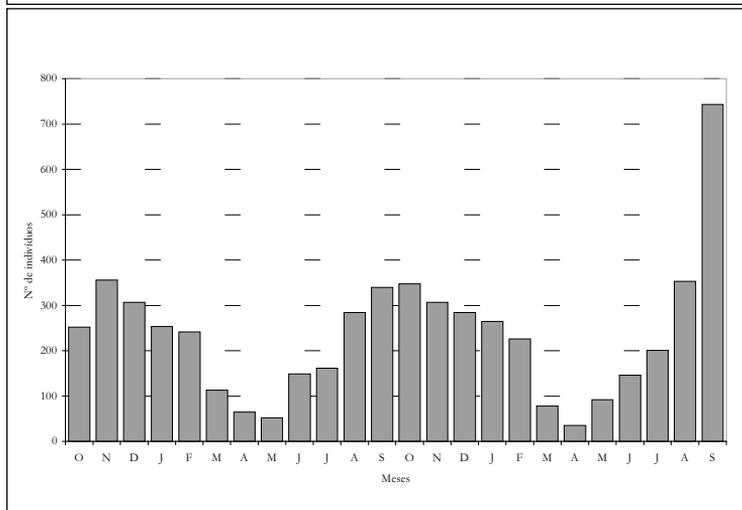
Relativamente a outros grupos de aves aquáticas, de uma maneira geral, a sua presença foi escassa tanto em número de espécies como em número de indivíduos. No caso particular das aves limícolas, este facto poderá dever-se



**Figura 1 .** Variação mensal de Anatídeos entre Outubro de 2001 e Setembro de 2003. / **Figure 1.** Monthly variation of Anatidae species between October 2001 and September 2003.



**Figura 2.** Variação mensal de Ardeídeos entre Outubro de 2001 e Setembro de 2003. / **Figure 2.** Monthly variation of Ardeidae species between October 2001 and September 2003.



**Figura 3.** Variação mensal de Galeirão *Fulica atra* entre Outubro de 2001 e Setembro de 2003. / **Figure 3.** Monthly variation of Coot *Fulica atra* between October 2001 and September 2003.

à fraca disponibilidade de margens lodosas, o que condiciona a obtenção de alimento.

A Águia-pesqueira *Pandion haliaetus*, de ocorrência regular, mas escassa, utiliza as lagoas como locais de alimentação e descanso durante as passagens migratórias, embora haja um registo tardio na Lagoa das Braças em 15 de Junho de 2002.

O Mergulhão-pequeno e o Corvo-marinho *Phalacrocorax carbo*, registaram durante o mês de Janeiro de 2002, o número mais elevado de indivíduos alguma vez conhecido para a área e que se concentraram sobretudo na Lagoa da Vela (respectivamente, 45 e 124 inds. para esta lagoa).

Relativamente ao número de casais de outras espécies, este foi muito inferior comparativamente às espécies nidificantes já referidas anteriormente (Tabela 3). Contudo, é de assinalar pela primeira vez na área a nidificação confirmada de um casal de Garça-vermelha, em 2002, na Lagoa de Mira. Destaca-se ainda, a nidificação de um casal de Águia-sapeira, na Lagoa dos Teixoeiros nos dois anos de estudo. Na área de estudo foi ainda confirmada a nidificação das seguintes espécies para as quais não foi estimada a população reprodutora: Frango-d'água, Galinha-d'água, Guarda-rios, Alvéola-cinzenta *Motacilla cinerea*, Rouxinol-bravo *Cettia cetti*, Cigarrinha-ruiva *Locustella luscinioides*, Rouxinol-dos-caniços *Acrocephalus scirpaceus*, Rouxinol-grande-dos-caniços *Acrocephalus arundinaceus* e Escrevedeira-dos-caniços *Emberiza schoeniclus* (Tabela 1).

Embora este estudo se refira apenas a um período de dois anos, é notório, e excluindo os passeriformes, que as espécies mais abundantes e representativas das lagoas estudadas são o Pato-real, o Galeirão e o Carraceiro. Para as duas primeiras espécies, estas lagoas para além de constituírem locais de refúgio e alimentação durante o período

pós-nupcial, são ainda utilizadas por aquelas como áreas de nidificação. Para o Carraceiro, as lagoas (principalmente a Barrinha de Mira) são utilizadas quase exclusivamente como dormitórios para as aves que se alimentam nos campos limítrofes.

Aqui ocorrem várias espécies como nidificantes (4 espécies), invernantes (2), migradoras de passagem (7) e ocasionais (5) constantes do Anexo I da Directiva de Aves, das quais 6 são consideradas “Vulneráveis” pelo Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (SNPRCN 1990) e ainda 20 espécies com Estatuto de Conservação Desfavorável na Europa incluídas nas categorias SPEC 1, 2 e 3 (Tucker & Heath 1994). Durante a época de nidificação a zona revela-se igualmente atractiva para espécies como o Garçote, a Garça-vermelha, a Águia-sapeira e diversas espécies de passeriformes palustres estivais, como a Cigarrinha-ruiva, o Rouxinol-dos-caniços e o Rouxinol-grande-dos-caniços. Durante os períodos migratórios as lagoas são ainda utilizadas como locais de *stop-over* pela Águia-pesqueira, como o provam os diversos registos efectuados.

Apesar de não terem sido objecto deste estudo, foi observado que espécies como o Milhafre-preto *Milvus migrans*, escolhem a área como local de alimentação em virtude da sua riqueza piscícola e, outras, como o Estorninho-preto *Sturnus unicolor*, a Andorinha-das-chaminés *Hirundo rústica*, a Andorinha-das-barreiras *Riparia riparia*, a Alvéola-branca *Motacilla alba* e a Escrevedeira-dos-caniços *Emberiza schoeniclus*, utilizam o pouco que resta da vegetação ripícola e palustre como dormitórios comunitários.

Neste contexto, as lagoas contribuem de forma significativa para uma maior diversidade ornítica, entre a qual se encontram espécies de elevado valor conservacionista. Este facto enriquece a biodiversidade de uma zona costeira em que o habitat predominante,

constituído por pinheiro-bravo *Pinus pinaster*, é normalmente caracterizado como sendo de baixa diversidade faunística.

Contudo, à excepção da Lagoa das Braças e da Pateira da Mata Nacional das Dunas de Vagos, todas as lagoas estão sujeitas a uma forte eutrofização por efeito das escorrências provenientes de práticas agrícolas. Acrescenta-se o facto da Lagoa dos Teixoeiros estar sujeita a descargas de efluentes de uma ETAR e a ameaça que paira sobre a Lagoa da Vela através da construção de um campo de golfe na suas imediações, com todas as suas implicações sobre os aquíferos da região. A construção de infraestruturas de apoio ao turismo nas margens destes lençóis de água, como é caso da Lagoa da Vela e da Lagoa de Mira, e a intensa procura de todas as lagoas durante a época balnear para actividades recreativas são outros factores de perturbação. A pressão cinegética não ordenada (como nos casos da Lagoa da Vela, da Lagoa dos Teixoeiros, da Lagoa da Salgueira e da Pateira da Mata Nacional de Vagos), bem como o incremento da ocorrência do jacinto-d'água *Eichornia crassipes* (na Barrinha de Mira), aliados à destruição e consequente diminuição do habitat disponível para a fauna, constituem também elevados factores de perturbação e ameaça que afectam negativamente todo este sistema de lagoas.

Os resultados obtidos neste trabalho mostram que é necessário implementar um plano de ordenamento e de gestão de espécies aquáticas, com o objectivo de compatibilizar o uso múltiplo de algumas lagoas com a preservação da avifauna aí existente. O caso da Lagoa das Braças, põe em evidência que o ordenamento e redução dos factores de perturbação, resultaram numa resposta positiva por parte das aves aquáticas, com especial referência para os Anatídeos.

**Agradecimentos:** à memória do Guarda Florestal José Maia falecido a 30 de Outubro de 2001. Ao Eng.º António Grácio, Coordenador do Núcleo Regional do Corpo Nacional da Guarda Florestal da Beira Litoral, pelo apoio dado para realização deste trabalho. Ao David Rodrigues e Luís Costa as sugestões efectuadas à primeira versão deste manuscrito.

## SUMMARY

*Waterfowl censuses were carried out in eight coastal freshwater lagoons of the Natura 2000 Site identified as "Dunas de Mira, Gândara e Gafanhas". Monthly visits were made between October of 2001 and September of 2003. 62 waterfowl species were recorded, including 16 breeding species. Anatidae, Rallidae and Ardeidae populations represented, respectively, 46.3%, 34.8% e 13.5% of all waterfowl individuals. The largest concentration occurred from August to February and the lowest from March to July. Braças Lagoon, Vela Lagoon, Mira Lagoon and Barrinha de Mira are the most important lagoons to the winter and breeding season of the Mallard *Anas platyrhynchos* and Coot *Fulica atra*. It is also relevant, the confirmation as breeders of the Little Bittern *Ixobrychus minutus*, Purple Heron *Ardea purpurea* and Marsh Harrier *Circus aeruginosus*, as well as, a roost of Cattle Egret *Bubulcus ibis*. During migration the area is used as stop-over for Osprey *Pandion haliaetus*.*

*These lagoons are important to the bird diversity of this area where, it is possible to find species with high conservationist value. This fact increases biodiversity in a coastal area where the dominant habitat is Maritime pine *Pinus pinaster* forest, which is normally identified as presenting low faunal diversity.*

## REFERÊNCIAS

- Bibby, C. J., N. D. Burguess & D. A. Hill 1992. *Birds Census Techniques*. Academic Press. London.
- Costa, L.T. & R.S. Guedes 1994. *Contagens de*

- Anatídeos Invernantes em Portugal 1992/93*. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza 14. Instituto de Conservação da Natureza, Lisboa.
- Costa, L.T. & R.S. Guedes 1996. *Contagem de Anatídeos Invernantes em Portugal Continental. Invernos de 1993/94 a 1995/96*. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza 20. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Costa, L.T. & R. Rufino 1994. Contagem de aves aquáticas em Portugal – Janeiro de 1994. *Airo* 5: 8-16.
- Costa, L.T. & R. Rufino 1996a. Contagens de aves aquáticas em Portugal – Janeiro de 1995. *Airo* 7: 36-43.
- Costa, L.T. & R. Rufino 1996b. Contagem de aves aquáticas - Janeiro de 1996. *Airo* 7: 69-76.
- Costa, L.T. & R. Rufino 1997. Contagem de aves aquáticas em Portugal - Janeiro de 1997. *Airo* 8: 25-32.
- Díaz, M., B. Asensio & J.L. Telleria 1996. *Aves Ibéricas. Vol. I. No Passeriformes*. J. M. Reyero Editor, Madrid.
- Farinha, J.C. & H. Costa 1999. *Aves aquáticas de Portugal. Guia de Campo*. Instituto de Conservação da Natureza, Lisboa.
- Fernandez-Cruz & J.C. Farinha 1992. Primer Censo de Ardeideas invernantes en la Peninsula Ibérica y baleares (1991-1992). *Airo* 3: 41-54.
- Petronilho, J.M.S. 1999. Censos de Ardeídeos na Barrinha de Mira – Invernos de 1994/95 a 1998/99. *Airo* 10: 42-46.
- Petronilho, J.M.S. 2000. As Aves Aquáticas da Barrinha de Mira. *Gandarena* 4: 31-40.
- Petronilho, J.M.S. 2001. *A Fauna do Concelho de Mira*. Câmara Municipal de Mira.
- Petronilho, J.M.S., J.P. Calisto, L. Cerqueira, M. Ferreira, C. Eira, & J. Vingada 2001. *Programa de Monitorização de Avifauna no Sítio Dunas de Mira*. Relatório de Progresso para a Direcção Regional da Agricultura da Beira Litoral (não publicado), Coimbra.
- Rufino, R. (Coord.) 1989. *Atlas das Aves que Nidificam em Portugal Continental*. Serviço Nacional de Parques Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Rufino, R. 1992. *Contagens de Aves Aquáticas Invernantes – Janeiro de 1991*. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza 12. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Rufino, R. & L.T. Costa 1993. Contagens de Aves Aquáticas em Portugal – Janeiro de 1993. *Airo* 4: 57-67.
- SNPRCN 1990. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Volume I. Aves, Répteis e Anfíbios*. Serviço Nacional de Parques Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Tucker, G.M. & M.F. Heath 1994. *Birds in Europe: their conservations status*. Birdlife Conservation Series 3, Birdlife International, Cambridge.



# AS AVES EXÓTICAS NA COSTA DE QUIAIOS-MIRA (BEIRA LITORAL, PORTUGAL)

EXOTIC BIRDS IN QUIAIOS-MIRA COAST (BEIRA LITORAL, PORTUGAL)

JOÃO M.S. PETRONILHO<sup>1</sup>, JOSÉ V.VINGADA<sup>2</sup> & JOÃO FERREIRA<sup>3</sup>

Portugal apresenta condições ambientais favoráveis para a aclimatização e desenvolvimento de numerosas espécies de animais e plantas exóticas. No que diz respeito às aves, desde os anos de 1960 até esta data foram registadas no nosso país, quer por fugas de condições de cativeiro, quer libertadas deliberadamente, mais de seis dezenas de espécies de aves exóticas em liberdade. Destas, cerca de um terço foram dadas como nidificantes confirmadas ou provavelmente nidificantes (Matias 2002). Se para algumas espécies o conhecimento de diversos aspectos relacionados com a sua expansão ou período de reprodução tem sido objecto de diversos estudos, de que é exemplo o Bico-de-lacre *Estrilda astrild* (Reino & Silva 1996, 1998, 1999, Silva *et al.* 1999, Tenreiro & Petronilho 2002), para a esmagadora maioria esse conhecimento é ainda muito escasso ou praticamente inexistente (ver Matias 2002), não se conhecendo presentemente o real impacto destas espécies na fauna nativa (Costa *et al.* 1997). O principal objectivo deste trabalho é compilar toda a informação existente relativamente à ocorrência de aves exóticas observadas em liberdade na costa de Quiaios-Mira, na sua quase totalidade provenientes de

fugas de cativeiro ou libertadas deliberadamente. Pretende-se deste modo dar a conhecer os locais, espécies, número de indivíduos observados e respectivo estatuto nidificante nesta região.

A área de estudo com uma superfície de cerca de 23.000 hectares, é delimitada a norte pela Estrada Municipal nº 333, a nascente pela E. N. 109, a sul pela Serra da Boa Viagem e a Oeste pelo Oceano Atlântico (Fig. 1). À excepção da Serra da Boa Viagem, uma formação geológica de natureza calcária com uma altitude máxima de 357 metros, a restante área é caracterizada por um solo arenoso e ligeiramente ondulado, com uma altitude que varia entre o nível do mar e os 43 metros. Segundo Albuquerque (1954), esta região é caracterizada por um clima mediterrânico húmido. Os principais biótopos são constituídos por dunas, uma extensa mata de pinheiro-bravo, lagoas e pequenos cursos de água, alguns caniçais e salgueirais, campos agrícolas e ultimamente pelas cada vez mais proliferantes plantações de eucaliptos. Grande parte da área de estudo está abrangida pelo Sítio “Dunas de Mira, Gândara e Gafanhas” (PTCON055).

<sup>1</sup>Rua Florido Toscano 19, 3070-324 Mira, Portugal. e-mail: noitibomira@hotmail.com / <sup>2</sup>Universidade do Minho, Dep. Biologia, Campus de Gualtar, 4710-051 Braga, Portugal / <sup>3</sup>Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem, Casa da Guarda Florestal Sul, Rua das Matas Nacionais s/n, 3080 Quiaios (Figueira da Foz), Portugal

Os dados apresentados referem-se ao período de Março de 1994 a Julho de 2003. São provenientes de bibliografia publicada referente à região (Petronilho 1996, 2001), de observações pessoais não publicadas e de informações recolhidas durante os trabalhos de campo do Atlas das Aves da Costa de Quiaios-Mira (projecto a decorrer entre 2001 e 2004). A distribuição das espécies é apresentada sob a forma de quadrículas UTM 2x2 km, correspondentes às cartas militares 1/25.000 n.ºs 195, 206, 217 e 228 do Serviço Cartográfico do Exército (Figuras 1 a 4).

Registaram-se 14 espécies de aves exóticas, das quais duas nidificantes confirmadas e uma nidificante possível (Tabela 1). De acordo com Matias (2002, 2003) este número representa cerca de 22,6% do número total de espécies de aves exóticas observadas em Portugal, a maioria originária de África. A informação referente a cada uma destas espécies é apresentada de seguida:

Pato-mandarim *Aix galericulata*

Espécie cuja distribuição natural se estende pelo sudoeste da Rússia, nordeste da China e Japão, com algumas populações que ocorrem em estado selvagem ou semi-selvagem na Europa (Snow & Perrins 1998). Um casal em plumagem de eclipse foi observado na Vala dos Moinhos, próximo dos Moinhos da Fazendeira, no Casal de S. Tomé (Mira), em 4 de Outubro de 2001 (Fig. 4). O habitat circundante era constituído por Salgueiros *Salix* sp., Amieiros *Alnus glutinosa* e campos agrícolas.

Marreca-oveira *Anas sibilatrix*

Espécie cuja área de distribuição se estende ao longo da região meridional da América do Sul e Ilhas Falklands (Madge & Burn 1987). Trata-se do primeiro registo conhecido em liberdade desta espécie em Portugal. Um

indivíduo foi observado na Barrinha de Mira em 31 de Agosto de 2003. Na Lagoa de Mira foram registados dois indivíduos em 8 de Setembro de 2003 e um em 2 de Outubro do mesmo ano (Fig. 4).

Faisão *Phasianus colchicus*

Espécie cuja área de distribuição original se limitava à região do Mar Negro e do Mar Cáspio, tendo sido introduzida desde a era romana em várias partes do mundo (Snow & Perrins 1998). Todos os registos de aves em liberdade deverão ser provenientes de largadas com fins venatórios levadas a cabo pelas associações de caçadores da região, tendo sido largadas várias centenas de indivíduos nos últimos anos (João Ilídio com. pess.). A espécie tem sido observada regularmente por toda a área (Fig. 4), sobretudo após as largadas acima referidas ou durante os meses seguintes. Na Primavera de 2000, na Barra de Mira, foi observado um casal, não tendo sido possível confirmar a sua nidificação (Petronilho 2001).

Arara-canindé *Ara ararauna*

Espécie que ocorre na América Central e nordeste da América do Sul (del Hoyo *et al.* 1997). Observado um único indivíduo a norte da Praia de Mira, entre 7 e 22 de Outubro de 2001 (Fig. 4). Trata-se do primeiro registo conhecido desta espécie em liberdade em Portugal.

Periquito-rabijunco *Psittacula krameri*

Ocorre naturalmente desde o Afeganistão e Paquistão até à Birmânia e sul do Sri Lanka. Ocorre ainda na África subsariana a norte do Equador. Introduzido no Irão, Arábia, Hong Kong, Estados Unidos da América, alguns países da Europa e algumas ilhas da Macaronésia (Snow & Perrins 1998). Em Portugal o primeiro registo desta espécie em liberdade data dos finais dos anos 1970, no estuário do Tejo (Matias 2002). Na região, a primeira observação conhecida ocorreu em

19 de Julho de 1999, na Barra de Mira. A espécie tem sido observada regularmente, quer isolada quer em pequenos bandos, em Mira, Lagoa de Mira, Videira, Barrinha, Lagoa dos Teixoeiros e Lagoa das Braças (Fig. 1). A sua nidificação foi confirmada pela primeira vez em 2000, próximo da Lagoa dos Teixoeiros (Tocha), onde foi descoberto um ninho numa cavidade existente num Sobreiro *Quercus suber*. Existem outros registos de nidificação: um juvenil a ser alimentado por um adulto na Lagoa de Mira, em 25 de Novembro de 2001; um casal construindo ninho numa Palmeira das Canárias *Phoenix canarensis* no Jardim Municipal de Mira, em 27 de Novembro de 2001 (J.A. Petronilho com. pess.). Em Janeiro de 2002 foi registado um dormitório envolvendo cerca de 20 aves na Vala da Corga e em Dezembro do mesmo ano um outro com 4 aves na Barrinha de Mira. A espécie foi observada a alimentar-se de casca de Amieiro e de limões *Citrus limon*, tendo neste último caso realizado alguns prejuízos em alguns pomares ou em árvores isoladas.

#### Caturrita *Myopsitta monachus*

Espécie cuja distribuição natural ocorre na América do Sul desde a Bolívia central até ao sul do Brasil e região centro da Argentina. Introduzida em Puerto Rico, nos Estados Unidos da América, em alguns países da Europa mediterrânica, na Bélgica e nas Ilhas Canárias (Snow & Perrins 1998). Dois indivíduos foram observados a alimentarem-se em campos agrícolas na Lagoa de Mira em 17 de Janeiro de 2001 (Petronilho 2001) e outros dois em 26 de Fevereiro de 2003, no mesmo local (Fig. 4).

#### Bico-carmim *Quelea quelea*

Espécie africana que ocorre naturalmente a sul do Sara (Matias 2002). Vários indivíduos foram observados a alimentarem-se em campos agrícolas (Fig. 4), associados a um

bando de Pardais-domésticos e Pardais-monteses *Passer montanus*, na Gafanha do Areão (Mira), em 27 de Março de 1997 (3 aves), em 15 (2 aves) e 24 de Março de 1999 (4 aves).

#### Arcebispo *Euplectes afer*

Esta espécie ocorre naturalmente em grande parte da África a sul do Sara (Sibley & Monroe in Costa *et al.* 1997), tendo sido detectada a nidificar pela primeira vez em Portugal no estuário do Tejo (Leitão 1993). Foi observado um macho em plumagem nupcial na Lagoa da Vela (Figueira da Foz) e outros dois na Gafanha do Areão (Mira) em Junho de 1998 (Fig. 4).

#### Cardeal-do-capim *Euplectes orix*

Distribui-se pela África meridional (Matias 2002). Observado um macho em 13 de Fevereiro de 1998, num salgueiral rodeado de campos de cultivo, no Casal de S. Tomé (Mira).

#### Bico-de-lacre *Estrilda astrild*

Espécie que se distribui naturalmente a sul do Sara (Snow & Perrins 1998). Na Europa, foi introduzido em Portugal na década de 1960 na zona de Óbidos, Oeiras e Vila Franca de Xira, provavelmente devido a fugas de cativo ou a introduções deliberadas (Xavier 1968, Reino & Silva 1998). Na área em estudo os primeiros registos datam de meados dos anos de 1990 (Petronilho 1996), embora se admita a possibilidade da espécie já ocorrer em data anterior. Trata-se de um nidificante confirmado que ocorre em toda a região onde o habitat seja favorável, sendo, no entanto, mais comum na zona norte (Fig. 2) devido à existência de maior número de linhas de água com vegetação paludícola e ripícola (Canição *Phragmites australis*, Junco *Juncus* sp., Cana *Arundo donax*, Salgueiro *Salix* sp. e Amieiro) e campos agrícolas marginais às mesmas. Observado em bandos que variam entre 4 e 60 indivíduos.



**Figura 1.** Registos de Piriquito rabijunco *Psittacula krameri* durante a época de reprodução. / **Figure 1.** Rose-ringed Parakeet *Psittacula krameri* records during the breeding season.



**Figura 2.** Registos de Bico-de-lacre *Estrilda astrild* durante a época de reprodução. / **Figure 2.** Common Waxbill *Estrilda astrild* records during the breeding season.



**Figura 3.** Registos de Viúvinha *Vidua macroura* durante a época de reprodução. / **Figure 3.** Pintailed Whydah *Vidua macroura* records during the breeding season.



**Figura 4.** Registos de outras espécies de avifauna exótica. / **Figure 4.** Records of other exotic bird species.

**Tabela 1.** Aves exóticas observadas na costa de Quiaios-Mira entre 1994 e 2003. Estatuto: NC – Nidificante confirmado; np – Nidificante possível; O – Ocasional. / **Table 1.** Exotic birds observed in Quiaios-Mira coast from 1994 to 2003. Status: NC – Confirmed breeder; np – possible breeder; O – Sporadic.

Nome vernáculo	Nome científico	Origem	Estatuto	Quadrícula UTM 10x10 Km
Pato-mandarim	<i>Aix galericulata</i>	Eurásia	O	NE 27
Marreca-oveira	<i>Anas sibilatrix</i>	América do Sul	O	NE 17, 27
Faisão	<i>Phasianus colchicus</i>	Eurásia	O	NE 15, 16, 17, 18, 27, 28
Arara-canindé	<i>Ara araurana</i>	América do Sul	O	NE 17
Periquito-rabijunco	<i>Psittacula krameri</i>	África, Ásia	NC	NE 15, 16, 17, 18, 27
Caturrita	<i>Myopsitta monachus</i>	América do Sul	O	NE 27
Bico-carmim	<i>Quelea quelea</i>	África	O	NE 18
Arcebispo	<i>Euplectes afer</i>	África	O	NE 15, 18
Cardeal-do-capim	<i>Euplectes orix</i>	África	O	NE 27
Bico-de-lacre	<i>Estrilda astrild</i>	África	NC	NE 15, 16, 17, 18, 27, 28
Bengali-vermelho	<i>Amandava amandava</i>	Ásia	O	NE 27
Mandarim	<i>Taeniopygia guttata</i>	Austrália	O	NE 27
Pardal de Java	<i>Padda oryzivora</i>	Ásia	O	NE 27
Viúvinha	<i>Vidua macroura</i>	África	np	NE 17, 27, 28

Possui uma população reprodutora estável sendo já uma espécie relativamente comum na região. O seu período de nidificação estende-se de Março a Dezembro, com predominância para Setembro-Novembro (Tenreiro & Petronilho 2002). Pode efectuar alguns movimentos dispersivos de fraca amplitude durante o Outono e o Inverno, como o comprova uma ave anilhada no Paul da Madriz e que foi capturada cerca de um mês mais tarde, na Praia de Mira, a cerca de 37 km de distância (Petronilho 2001).

#### Bengali-vermelho *Amandava amandava*

Ocorre naturalmente desde o centro do Paquistão até ao sul do Vietname (Clement *et al.* 1993). O único registo na região refere-se a um bando de 7 aves observado num campo agrícola em Mira, em Novembro de 2000 (Fig. 4).

#### Mandarim *Taeniopygia guttata*

A espécie ocorre naturalmente na Oceania (Clement *et al.* 1993). Um macho da subespécie *T. g. castanotis* foi encontrado morto na Via Sul que liga as Castinhas ao Casal de S. Tomé

(Mira) em 5 de Agosto de 1997 (Fig. 4).

#### Pardal de Java *Padda oryzivora*

A sua distribuição natural limita-se à Ilha de Java (Clement *et al.* 1993). Existem dois registos de aves isoladas na Lagoa de Mira, um dos quais referente a uma ave encontrada morta (Fig. 4).

#### Viúvinha *Vidua macroura*

O primeiro registo desta espécie refere-se a um macho capturado em redes de anilhagem, em 5 de Julho de 2000, no caniçal da Barra de Mira (Petronilho 2001). Existem registos posteriores de machos em plumagem nupcial e em canto, todos no concelho de Mira (Fig. 3): 1 indivíduo em 7 de Setembro de 2001 na Calvela; 1 indivíduo na Barra de Mira em 14 e 20 de Setembro de 2001 e outro em 18 de Julho de 2002 na mesma localidade. De realçar a observação de um bando com cerca de 50 aves em plumagem de eclipse a alimentar-se num campo agrícola, em 16 de Abril de 2002, na Barra de Mira. Registou-se ainda uma ave em 21 de Maio de 2002, na Gafanha do Areão e 2 machos em plumagem nupcial em 21 de

Junho de 2003, na Barra de Mira e outro em 9 de Setembro na Gafanha do Areão. Trata-se de uma espécie que parasita Estrildídeos, sobretudo do género *Estrilda* (Matias 2002). Ainda que não existam dados que comprovem a sua nidificação, tendo em conta o crescente número de aves observadas e sua ocorrência em locais comuns ao Bico-de-lacre, não será de excluir a possibilidade de nidificação desta espécie na região.

**Agradecimentos:** ao Eng<sup>o</sup> António Grácio, Coordenador do Núcleo Regional do Corpo Nacional da Guarda Florestal da Beira Litoral, pelo apoio prestado. Ao Sr. Homero Gabriel, João António Petronilho e João Ilídio por toda a informação fornecida e que ajudou a enriquecer este trabalho. Ao Gonçalo Elias pela cedência de bibliografia. Ao Rafael Matias pela revisão do manuscrito.

## SUMMARY

*In this paper we describe the status of exotic bird species in the region of Quaiões-Mira, a coastal area in central Portugal. From March 1994 to July 2003, 14 exotic bird species were observed. Only the Common Waxbill *Estrilda astrild* and the Rose-ringed Parakeet *Psittacula krameri* were confirmed as breeders. The first species is common, with an established breeding population. The second species is a sporadic and rare breeder. For the Pintailed *Whydah* *Vidua macroura* there is no sufficient data that confirms its breeding status, despite the increasing numbers of birds observed which includes males in breeding plumage and a flock of c.a. 50 individuals in eclipse plumage. The remaining 11 species were observed isolated or in very low numbers.*

## REFERÊNCIAS

Albuquerque, J.P.P. 1954. *Carta Ecológica de Portugal*. Direcção Geral dos Serviços Agrícolas, Lisboa.

- Clement, P., A. Harris & J. Davis 1993. *Finches & Sparrows. An Identification Guide*. Christopher Helm, London.
- Costa, H., G.L. Elias & J.C. Farinha 1997. Exotic birds in Portugal. *British Birds* 90 (12): 562-568.
- del Hoyo, J., A. Elliott & J. Sargatal (eds). 1997. *Handbook of the birds of the World. Vol. 4. Sandgrouse to Cuckoos*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Leitão, D. 1993. A nidificação de *Euplectes afer* no estuário do Tejo. *Airo* 4 (1): 19-20.
- Madge, S. & H. Burn 1987. *Wildfowl – An Identification Guide to the Ducks, Geese and Swans of the world*. Christopher Helm, London.
- Matias, R. 2002. *Aves exóticas que nidificam em Portugal Continental*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Matias, R. (Comp.) 2003. *Aves exóticas em Portugal: anos de 2000 e 2001*. *Anuário Ornitológico* n<sup>o</sup> 1: 47-51.
- Petronilho, J.M.S. 1996. Recenseamento de Aves no Concelho de Mira (Beira Litoral): pp: 76-77 in J.C. Farinha, J. Almeida & H. Costa (eds.). *Actas do I Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Petronilho, J.M.S. 2001. *A Fauna do Concelho de Mira*. Câmara Municipal de Mira.
- Reino, L. & T. Silva 1996. Distribuição e expansão do Bico-de-lacre *Estrilda astrild* em Portugal: pp: 78-80 in J.C. Farinha, J. Almeida & H. Costa (eds.). *Actas do I Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Reino, L. & T. Silva 1998. The distribution and expansion of the Common Waxbill (*Estrilda astrild*) in the Iberian Peninsula: pp 163-167 in F. Spina & A. Grattarola (eds.). *Proceedings of the 1<sup>st</sup> Meeting of The European Ornithologists' Union*. Biol. Cons. Fauna 102.

- Reino, L. & T. Silva 1999. Distribución y expansión del Pico de Coral en la Península Ibérica. *Quercus* 158: 10-13.
- Silva, T., L.M. Reino & R. Borralho 1999. A expansão do Bico-de-lacre *Estrilda astrild* em Portugal: um modelo explicativo: pp 139-142 in P. Beja, P. Catry & F. Moreira (eds). *Actas do II Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para Estudo das Aves*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Snow, D.W. & C.M. Perrins (eds). 1998. *The Birds of Western Palearctic. Concise edition. Volume I. Non Passerines*. Oxford University Press, Oxford.
- Tenreiro, P.J.Q. & J.M.S. Petronilho 2002. Nesting period and biometrics of the Common Waxbill *Estrilda astrild* in Central Portugal. *Airo* 12: 125-128.
- Xavier, A. 1968. Bicos-de-lacre em Óbidos. *Cyanopica* 1: 77-81.



# MEASUREMENTS AND WEIGHTS OF SPANISH SPARROWS *PASSER* *HISPANIOLENSIS* DURING THE BREEDING SEASON IN SOUTHERN PORTUGAL

BIOMETRIAS DE PARDAL-ESPANHOL *PASSER HISPANIOLENSIS* NO SUL DE  
PORTUGAL DURANTE A ÉPOCA REPRODUTORA

PAULO A. M. MARQUES<sup>1</sup>, ANA F. MARQUES & L. VICENTE

The Spanish Sparrow *Passer hispaniolensis* has a Mediterranean distribution, occurring in steppe and valleys of semi-desert regions from the Iberian peninsula eastwards, reaching West-Central Asia (Gavrilov 1963, Cramp & Perrins 1994, Gavrilov *et al.* 1995). Two subspecies are recognised - *P. b. hispaniolensis* (Temminck, 1820) in the western Mediterranean region and *P. b. transcaspicus* (Tschusi 1902), in the east, with a contact zone between the two in central Turkey (Roselaar 1995). The subspecies can only be separated in fresh plumage, with *transcaspicus* being substantially paler and the male's chestnut less pronounced than in *hispaniolensis* (Summers-Smith 1988, Roselaar 1995). Spanish Sparrow is the most gregarious of Palearctic sparrows, breeding in dense tree colonies (e.g. poplar trees *Populus* spp., olive groves, plantations of *Eucalyptus* spp.), other birds' nests (e.g. White-storks *Ciconia ciconia* and birds of prey) and man-made structures (Sacarrão & Soares 1975, Alonso 1982, Summers-Smith 1988, Metzmacher 1990, Marques 2002). Outside the breeding season, the species uses trees, giant reed *Arundo donax*,

and shrubs as roosts (Summers-Smith 1988, Cramp & Perrins 1994). This is the first morphological study on Spanish Sparrows in Portugal to be published and attempts to compensate for the lack of published information on Iberian populations.

In this study, we present morphological data for both sexes of the nominate subspecies of Spanish Sparrow, collected at different locations in the Castro Verde region, southern Portugal. Variation in body weight before and after the beginning of the breeding season in both males and females was also examined.

Data were collected during the breeding seasons of 1999 and 2000 in the Castro Verde region (37°41'N, 08°03'W), southern Portugal. Habitat in the area consists of cereal crop steppe, alternating with fallow fields. Small and scattered plantations of *Eucalyptus* spp. and olive groves also exist in the area.

A total of 164 adult Spanish Sparrows were caught with mist-nets, 49 at roosts and 115 in colonies. Each individual was aged and sexed. Measurements were taken with a calliper

with 0.01 mm precision and with a ruler to the nearest 0.5 mm. Measurements taken were: wing-length (maximum length), tail-length (tail folded 90° towards back), length of nostril to tip of bill (from the distal edge of the nostril), bill-length (from the tip of the bill to the skull), bill-width (largest measurement possible), bill depth, culmen-length (to tip of the bill), and tarsus-length (bent) (see Svensson 1992). All measurements were taken by the first author (P.A.M.).

Birds were weighted with a digital balance with 0.1 g precision. To determine how weight of adults varied at the beginning of the breeding season, two data groups were considered: before the breeding season (N = 45) and after the breeding season (N = 28, corresponding to period of egg laying and beginning of incubation). Because of the small sample size in the 1999 pre-breeding season and to avoid a year effect, only data for birds caught in 2000 were used. Due to the release of some individuals before the end of a measurement session, not all measurements were taken for all individuals, resulting in different sample size for several parameters.

All measurements were used in a discriminant function analysis to determine which variables best discriminate between sexes. Only one bill measure (length of nostril

to tip of bill) was entered in the discriminant function so as to avoid the use of redundant variables. One and two-way ANOVAs for unbalanced design were used to test for weight differences between sexes. Statistical analysis was performed using Statistica software (StatSoft 1996). Results are presented as mean  $\pm$  SD (standard deviation).

Measurements during the breeding season are presented in Table 1. Comparison between sexes shows that females and males differ significantly in most of the parameters studied. In all variables, ranges for female and male overlapped, but, with the exception of tarsus length, males were larger on average. Discriminant function analysis revealed that the overall discrimination between sexes was significant (Wilks' Lambda=0.503,  $F_{4,140}=34.54$ ,  $P < 0.0000$ ). Only one discriminant function was estimated since the maximum number of functions that is estimated must be equal to the number of groups minus one, and only two groups were considered in this study. From the considered variables only wing-length contributed significantly to the model (Table 2).

The weight of individuals was not influenced by the effect of sex or season, but

**Table 1.** Measurements (in mm, see text for explanation) of male and female Spanish Sparrow *Passer hispaniolensis*. / **Tabela 1.** Dados biométricos (em mm, para explicação das biometrias ver o texto) de machos e fêmeas de Pardal-espanhol *Passer hispaniolensis*.

	Male			Female			t-test (df)	P <
	N	Mean $\pm$ SD	Range	N	Mean $\pm$ SD	Range		
Wing-length	82	78.7 $\pm$ 1.5	75.0 - 83.0	81	76.1 $\pm$ 1.3	73.0 - 79.0	11.96 (161)	0.001
Tail-length	79	58.4 $\pm$ 2.0	54.0 - 63.0	71	56.5 $\pm$ 1.8	53.0 - 61.0	6.11 (148)	0.001
Nostril	81	10.3 $\pm$ 0.4	9.1 - 11.6	69	10.1 $\pm$ 0.4	9.2 - 10.9	3.14 (148)	0.01
Bill-length	38	15.7 $\pm$ 0.5	14.9 - 16.8	43	15.4 $\pm$ 0.6	13.8 - 16.7	3.17 (79)	0.01
Bill-width	81	8.8 $\pm$ 0.3	8.1 - 9.8	69	8.7 $\pm$ 0.3	8.1 - 9.7	2.73 (148)	0.01
Bill-depth	81	8.7 $\pm$ 0.3	8.0 - 9.4	69	8.6 $\pm$ 0.3	7.5 - 9.2	2.74 (148)	0.01
Culmen	79	13.6 $\pm$ 0.7	10.6 - 15.5	70	13.3 $\pm$ 0.5	11.9 - 14.4	2.46 (147)	0.05
Tarsus	81	19.4 $\pm$ 0.6	17.9 - 20.7	73	19.3 $\pm$ 0.6	17.5 - 20.6	1.66 (152)	0.10

**Table 2.** Discriminant function analysis results and contribution of the variables to the overall discrimination between sexes. / **Tabela 2.** Resultados da análise da função discriminante e contribuição das variáveis para a discriminação entre sexos.

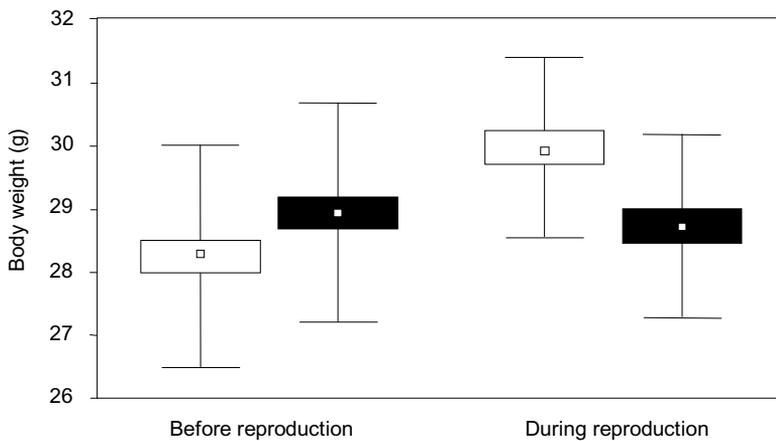
(mm)	Wilks' Lambda	Partial Lambda	F-remove (1,140)	P
Wing-length	0.749	0.672	68.33	0.000
Tail-length	0.505	0.996	0.51	0.47
Nostril-length	0.512	0.983	2.39	0.12
Tarsus-length	0.504	0.999	0.09	0.77

the interaction term was significant (two-way ANOVA, sex  $F_{1,69} = 0.47$ ,  $P > 0.50$ ; season  $F_{1,69} = 3.51$ ,  $P > 0.06$ ; and year x season Rao  $R_{1,69} = 5.80$ ,  $P < 0.05$ ). This two-way interaction reveals that the effect of sex on the birds' weight is modified by a season effect. In a univariate approach we found that male body weight did not change significantly at the start of the breeding season [before breeding:  $28.94 \pm 1.74$  g ( $n=30$ ), after the beginning of breeding:  $28.72 \pm 1.46$  g ( $n=13$ ), ANOVA  $F_{1,41} = 0.15$ ,  $P > 0.6$ ]. In contrast, female weight

increased significantly at the beginning of the breeding season [before breeding:  $28.24 \pm 1.77$  g ( $n=15$ ), after breeding:  $29.98 \pm 1.43$  g ( $n=15$ ), ANOVA  $F_{1,28} = 8.75$ ,  $P < 0.007$ ]. Females were significantly heavier than males in the period after the start of the breeding season (ANOVA  $F_{1,26} = 5.25$ ,  $P < 0.03$ ) (Figure 1).

The morphological data presented in this study are similar to those found previously for the central Iberian population (Alonso 1982). Although the nominate subspecies has been considered to be slightly smaller (Summers-Smith 1988, Roselaar 1995), data for the Iberian Peninsula (this study), and available morphological data for the eastern subspecies (Summers-Smith 1988, Cramp & Perrins 1994) seem to indicate only minor differences between western and eastern subspecies.

The fact that males and females showed significant differences in several measurements is in accordance with results obtained during the breeding season in Spain (Alonso 1982). Nevertheless, the overlap in measurements does not allow the use of a single parameter



**Figure 1.** Variation of females (white) and males (black) body weight at the beginning of the breeding season (point= mean, box= mean  $\pm$  standard error of mean, whisker= mean  $\pm$  standard deviation). / **Figura 1.** Variação do peso corporal de fêmeas (branco) e machos (preto) no início da época reprodutora (ponto= média, caixa= média  $\pm$  erro padrão da média, barras verticais= média  $\pm$  desvio padrão).

to distinguish between sexes. In measurements of skins, the only difference found between sexes was in wing-length (Cramp & Perrins 1994). The discriminant function analysis revealed that sexes differ most in wing-length, with the other studied variables not contributing significantly to the discrimination.

Seasonal variation of the adult's body weight found in this study agrees with previously published data. Males are heavier than females, except at the beginning of the breeding season (*P. b. transcaspicus* Gavrilov 1963, *P. b. hispaniolensis* Alonso 1985). Weight of females increases during egg-laying, which is probably related with the follicle growing cycle (Gill 1995, Perrins 1996). Female and male weights recorded in this study are similar to those reported by other authors (*P. b. transcaspicus* Gavrilov 1963, *P. b. hispaniolensis* Alonso 1985).

**Acknowledgements:** we are grateful to Ana Costa, Inês Moreira, and Adelina João for helping in the field work and to Joana Robalo, Carla Marques and Cornelis Hazevoet for discussing this work with me and help improving the manuscript. José Tavares provided key references. We acknowledge the help of two anonymous referees and the editor. This study was supported by Fundação para a Ciência e a Tecnologia (PRAXISXXI/BD/16002/98).

## RESUMO

*Este trabalho apresenta pela primeira vez para Portugal dados de biometrias e peso de Pardal-espanhol *Passer hispaniolensis* durante a época reprodutora. Os machos e fêmeas diferiram significativamente na maioria dos parâmetros biométricos estudados. Os machos são de uma forma geral maiores que as fêmeas, com exceção para o comprimento do tarso onde não se encontram diferenças entre os sexos. Contudo, em todos os parâmetros existe uma sobre-posição entre os intervalos de variação de machos e fêmeas. A variação do peso*

*durante o início da época reprodutora observada neste estudo é concordante com os resultados obtidos por outros autores em Espanha e no Casaquistão. No que se refere ao peso, verifica-se que os machos são mais pesados que as fêmeas, excepto no início da época reprodutora, quando estas se encontram na fase de postura.*

## REFERENCES

- Alonso, J. C. 1982. *Contribución a la biología del Gorrión moruno, *Passer hispaniolensis* (Temm.) en la Península Ibérica y sus relaciones ecológicas con el Gorrión común, *Passer domesticus* (L.)*. Thesis. Universidad Complutense, Madrid.
- Alonso, J. C. 1985. Schwankungen des Körpergewichts beim Weidensperling (*Passer hispaniolensis*). *Journal für Ornithologie* 126: 195-205.
- Cramp, S. & C. M. Perrins 1994. *The birds of the Western Palearctic*, Vol 8. Oxford University Press. Oxford.
- Gavrilov, E. 1963. The biology of the Eastern Spanish Sparrow, *Passer hispaniolensis transcaspicus* Tschusi, in Kazakhstan. *Journal of the Bombay Natural History Society* 60: 301-317.
- Gavrilov, E., S. Erokhov, A. Grjaznov, S. Brokhovich & A. Goloshchapov 1995. Number evaluation of migratory sparrows inhabiting south-eastern Kazakhstan and northern Kirgizstan. pp. 365-380 in Pinowski, J., B. P. Kavanagh & B. Pinowska (eds.). *Nestling mortality of granivorous birds due to microorganisms and toxic substances: synthesis*, Polish Scientific Publishers, Warszawa.
- Gill, F. B. 1995. *Ornithology*. Freeman, New York.
- Marques, P. M. 2002. Breeding parameters of Spanish sparrow *Passer hispaniolensis* in Southern Portugal. *International Studies on Sparrows* 29: 11-20.
- Metzmacher, M. 1990. Climatic factors, activity budgets and breeding success of the

- Spanish Sparrow [*Passer hispaniolensis* (Temm.)]. pp. 151-168 in Pinowski, J. & J. D. Summers-Smith (eds.). *Granivorous birds in the agricultural landscape*, Polish Scientific Publishers, Warszawa.
- Perrins, C. M. 1996. Eggs, egg formation and the timing of breeding. *Ibis* 138: 2-15.
- Roselaar, C. 1995. *Songbirds of Turkey: taxonomy, morphology, distribution an atlas of biodiversity of Turkish passerine birds*. Pica Press, London.
- Sacarrão, G. F. & A. A. Soares 1975. Algumas observações sobre a biologia de *Passer hispaniolensis* (Temm.) em Portugal. *Estudos sobre a Fauna Portuguesa* 8: 1-14.
- StatSoft, I. 1996. *STATISTICA for Windows [Computer program manual]*. Tulsa, OK.
- Summers-Smith, J. D. 1988. *The Sparrows - A study of the genus Passer*. Poyser, London.
- Svensson, L. 1992. *Identification guide to european passerines*. Stockholm.



# THE BARN OWL *TYTO ALBA* AS A BREEDING SPECIES ON BOAVISTA AND MAIO, CAPE VERDE ISLANDS

A CORUJA-DAS-TORRES *TYTO ALBA* COMO ESPÉCIE NIDIFICANTE NAS ILHAS DA BOAVISTA E DO MAIO, CABO VERDE

FELIPE SIVERIO<sup>1</sup>, NURIA VARO<sup>2</sup> & LUIS F. LÓPEZ-JURADO<sup>2</sup>

*Tyto alba detorta* Hartert (= *T. detorta*, sensu Hazevoet 1995), endemic to the Cape Verde Islands, is one of four subspecies of Barn Owl occurring in the Macaronesian archipelagos (Cramp 1985). The largest populations of *detorta* are found on the islands of Santiago, Brava, Santo Antão and São Nicolau (Hazevoet 1995), but precise breeding data are only available for the first two islands (Alexander 1898, de Naurois 1982). Hazevoet (1995) mentioned the probability of breeding on Fogo and the scarcity of observations on São Vicente. The status on the islets of Branco and Raso, where 1-2 pairs reside (Hazevoet 1995), remains to be elucidated further, as there is only one pertinent breeding record for the first (de Naurois 1969), and only sporadic references of its presence for the second (Salvadori 1899, Heim de Balsac 1965, Bannerman & Bannerman 1968, de Naurois 1982). Additionally, a nest was found on Ilhéu Grande (one of the Ilhéus do Rombo) in 1997 (Geniez & López-Jurado 1998), being the first indication of breeding there.

Apart from subfossil material collected on Sal (Boessneck & Kinzelbach 1993), there were no reliable records of *T. alba* from the three eastern islands of Sal, Boavista and Maio (cf.

de Naurois 1982, Hazevoet 1995). It was not until 1998 that its presence was confirmed on Boavista (Barone & Delgado 1999), while it was first recorded on Maio in 2000 (Barone *et al.* 2001, M. de Ponte pers. comm.). In this paper we report the first breeding data of *T. alba* for the islands of Boavista and Maio, thereby expanding the knowledge of its breeding biology, habitat, chorology and status in the Cape Verde Islands.

As a result of long-term geological processes, both Boavista (16°05'N, 23°50'W; 620 km<sup>2</sup>) and Maio (15°15'N, 23°10'W; 229 km<sup>2</sup>) are rather flat and the landscape is dominated by arid stony plains and dune systems, with smaller areas of sea cliffs and mountains (cf. Serralheiro *et al.* 1974, Stillman *et al.* 1982, Lagos 1996). The vegetation is very poor with a predominance of halopсамophile and xeric communities of sparse cover, some "oasis" (*Phoenix* spp. and *Coccos nucifera*) and wooded areas of *Tamarix senegalensis* and *Prosopis juliflora*. The exiguous human population is concentrated in isolated settlements, both along the coast and inland. For further information on vegetation and geography, see Kasper (1987), Hazevoet (1995) and Brochmann *et al.* (1997).

<sup>1</sup>Ctra. General 20, San Vicente, E-38410 Los Realejos, Tenerife, Canary Islands, Spain. pedrofelipe@alascinetomatografia.com / <sup>2</sup>Departamento de Biología, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Apdo. 550, E-35080 Las Palmas de Gran Canaria, Canary Islands, Spain

During the years 1999-2001, several random surveys in search of birds of prey were carried out at inland and coastal escarpments on Boavista. These surveys were complemented with visits to several palm groves and disused wells. Furthermore, from 5-11 November 2001, special attention was given to the possible presence of owls, including the diurnal inspection of several ravines and nocturnal point counts in potential habitats. In the latter case, the response of *T. alba* was stimulated by imitating (whistling) the species' territorial call. This method can substitute for the use of playback (cf. Sorace 1987, Zuberogoitia & Campos 1998, Siverio *et al.* 1999), as it is a much easier way of detecting the species (F. Siverio pers. obs.). The data from Maio were obtained in March 2000 by M. de Ponte.

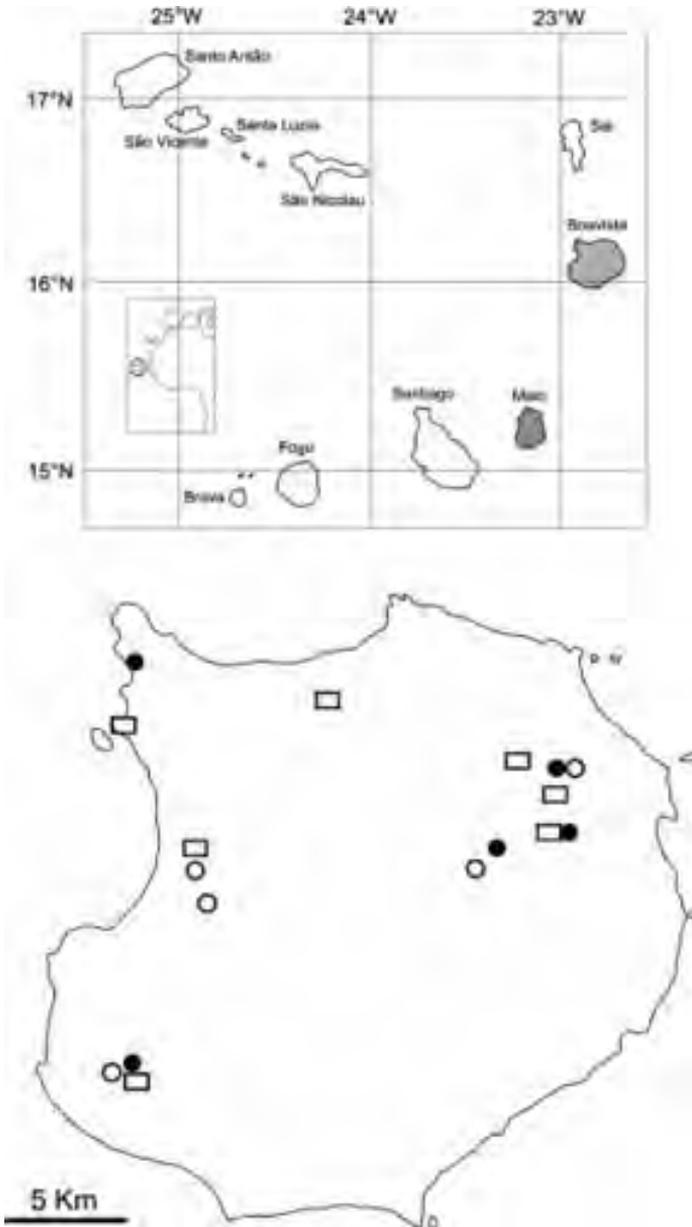
#### Boavista

Of the total number of localities on Boavista where *T. alba* was recorded ( $n = 10$ ; approx. 10-150 m a.s.l.), nest-cavities were found at five, while roosts (diurnal and nocturnal) and territorial birds were present at the remainder. Sites were more or less homogeneously distributed throughout the island (Figure 1). Two of the nest-cavities were situated in the walls of dry wells (averaging 5 m in depth and 3.75 m in diameter), at 1.70 and 3.15 m from the bottom. The distance from the nearest urban area was 600 m in one case and 1,030 m in the other. The remaining nest-cavities were found on escarpments, either coastal (basalt cliffs) or inland (phonolitic rocks), at an average height of 3.83 m (2.5-5 m;  $n = 3$ ) above the accessible path. In these, the distance to the nearest inhabited locality varied from approximately 250 m (to Povoação Velha) to a little more than 3,000 m (to Sal Rei).

The other sites at which the species was detected (diurnal roosts in *Phoenix* sp. and

*Prosopis juliflora*, among others) were also close to villages and located in agricultural environments (ravines with adjacent cultivated fields, palm groves, etc.), which also included potential breeding and foraging habitats. At one of these localities, Ribeira do Rabil, at least two pairs –in an area of less than 2 km<sup>2</sup>– showed territorial behaviour on 7 November. The occupancy of palm trees, already suspected for Cape Verde (de Naurois 1982) and ascertained at other latitudes (see e.g. Nores & Gutiérrez 1986), and wells situated on plains, suggests the proximity of a food source, reducing the hunting effort and the need to use alternative sites, which offer less protection compared to the natural escarpments.

While breeding could be inferred in some cavities through the presence of egg shells, and down, etc., in others eggs and/or chicks were present ( $n = 5$ , sum of different clutches and broods). In three instances, referring to two different nests, it was possible to determine that egg-laying commenced in October, the second fortnight of September and the second fortnight of October, which respectively corresponded to (i) two eggs together with two very small chicks on 16 November 1999 (three chicks and an infertile egg on 24 November), (ii) one approximately 32 days old chick on 23 November 2000 and (iii) a clutch of two eggs, supposedly incomplete, on 9 November 2001. Bearing in mind the possibility of a bias due to the small sample size, *a priori* the breeding cycle in Boavista partially matches that of the western islands (de Naurois 1969, 1982; Hazevoet 1995), as well as that in Mali in continental Africa (Wilson *et al.* 1986). One of the nest-cavities in the wells must have been occupied for several years, perhaps for about a decade, judging from the abundant deposit of bone remains (including those of at least six owlets) found at the bottom. Although nest-plundering by humans cannot be ruled out, the cause of death of the



**Figure 1.** Geographical position of the Cape Verde Islands, showing Boavista and Maio (shaded), and the relative position of the nest-cavities (dots), diurnal roosts and probable breeding territories of *Tyto alba* (circles) in relation to human settlements (rectangles) on Boavista.

/ **Figura 1.** Arquipélago de Cabo Verde, com as ilhas de Boavista e de Maio a sombreado, e as posições relativas das cavidades-ninhos (pontos), dormitórios diurnos e prováveis territórios de nidificação de *Coruja-das-torres* *Tyto alba* (círculos), relativamente a povoações (retângulos) na Ilha da Boavista.

chicks was probably the result of unprovoked falls. During the study period, a chick (in second down) survived the fall and was fed by the adults at the bottom of the well. Judging from its stage of development during our last visit (i.e. almost fully feathered), it almost certainly fledged.

From the above results, it may be concluded that a minimum of seven pairs (two of which probable) bred on Boavista during our survey. In view of the total area of the island, the apparent trophic richness and the number of potential sites (cliffs, palm groves, etc.) that remain to be surveyed, the population size

could actually be more than double this number. The absence of information on the species in Boavista during the past (cf. Hazevoet 1995) is probably due to a lack of observers rather than to the absence of owls. In fact, on Ilhéu do Sal Rei (c. 1 km off the main village of Sal Rei) old pellets have been found, demonstrating the Barn Owl's presence several decades ago (Barone & Delgado 1999, R. Barone pers. comm.). Furthermore, subfossil evidence from Boavista, showing predatory activity (especially on Procellariiformes), seems to antedate human settlement and is currently being C-14 dated (López-Jurado *et al.* in prep.). On the neighbouring island of Sal a tarsometatarsus of *T. a. detorta* from the Holocene (8th century) has been found amidst abundant remains of seabirds (Boessneck & Kinzelbach 1993).

#### Maio

On Maio, breeding was confirmed by the discovery of a nest at the bottom of an abandoned silo in the proximity of Calheta, along the western coast, on 25 March 2000. Even though the development of the single chick present (estimated to be about 25 days old) indicated that egg-laying commenced around 30 January, the presence of four infertile eggs suggests that an earlier date cannot be ruled out. However, this would remain within the egg-laying period known so far for the Cape Verde Islands (cf. de Naurois 1982). In the absence of specific studies, the general situation of *T. alba* on Maio is unknown. Apart from being highly localized as a result of the island's extensive plains and consequent scarcity of suitable habitat, its numbers are thought to be low (R. Barone pers. comm.). As on Boavista, its distribution may be linked to human settlements, where –apart from readily available food sources– there are suitable nesting-sites. In this connection, the sighting of a single bird at Vila do Maio (Barone *et al.*

2001), a town situated c. 10 km south of the confirmed breeding locality reported above, is worth mentioning.

**Acknowledgements:** the first author wishes to thank Pedro Felipe (Alas Cinematografía, S.L.) for making the visit to the Cape Verde Islands possible, as well as Domingo Trujillo for his company and valuable help in the field. For the second and third authors this study is part of the *Cabo Verde Natura 2000* project, which is subsidized by the European Union and the University Foundation of Las Palmas de Gran Canaria, with the assistance of the Government of the Cape Verde Islands. Rubén Barone, Guillermo Delgado and Aurelio Martín reviewed the original manuscript, and Silvestre M<sup>a</sup> da Cruz, Pedro López, Marta de Ponte and Julião Silva helped in the gathering of data. Manuel López and Daniel Cejudo prepared the figure. Miguel Fernández del Castillo and Keith Emmerson carried out the English translation, and Cornelis J. Hazevoet made useful comments on an earlier draft of this paper.

#### **RESUMO**

*São apresentados os primeiros dados de registo de nidificação da Coruja-das-torres Tyto alba nas ilhas da Boavista e do Maio, no Arquipélago de Cabo Verde. Para além disso, apresenta-se informação preliminar sobre os requisitos de habitat e de dimensão populacional para a espécie. Foram encontrados ninhos em áreas rochosas, costeiras e interiores, em poços inutilizados (Boavista) e num silo abandonado (Maio), geralmente na proximidade de localidades habitadas. Verificaram-se posturas de meados de Setembro até ao final de Janeiro. Até agora, a população da Boavista compreende um mínimo de sete casais (dois dos quais prováveis) embora este número possa duplicar.*

## REFERENCES

- Alexander, B. 1898. An ornithological expedition to the Cape Verde Islands. *Ibis* 4: 74-118.
- Bannerman, D.A. & W.M. Bannerman 1968. *Birds of the Atlantic Islands*. Vol. IV. *A history of the birds of the Cape Verde Islands*. Oliver & Boyd, Edinburgh.
- Barone, R. & G. Delgado 1999. Observaciones ornitológicas en el archipiélago de Cabo Verde, septiembre-octubre de 1998. II. Aves nidificantes. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias* 10: 41-64.
- Barone, R., M. Fernández del Castillo & R.S. Almeida 2001. Observaciones ornitológicas en la isla de Maio (archipiélago de Cabo Verde), octubre de 2000. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias* 12: 143-155.
- Boessneck, J. & R. Kinzelbach 1993. Ein prähistorischer Brutplatz von Seevögeln auf der Insel Sal (Kapverden). *Journal für Ornithologie* 134: 245-271.
- Brochmann, C., Ø.H. Rustan, W. Lobin & N. Kilian 1997. The endemic vascular plants of the Cape Verde Islands, W. Africa. *Sommerfeltia* 24: 1-356.
- Cramp, S. (ed.) 1985. *The birds of the Western Palearctic*. Vol. IV. Oxford University Press, Oxford.
- Geniez, P. & L.F. López-Jurado 1998. Nouvelles observations ornithologiques aux Îles du Cap-Vert. *Alauda* 66: 307-311.
- Hazevoet, C.J. 1995. *The birds of the Cape Verde Islands*. B.O.U. Check-list No. 13. British Ornithologists' Union, Tring.
- Heim de Balsac, H. 1965. Quelques enseignements d'ordre faunistique tirés de l'étude du régime alimentaire de *Tyto alba* dans l'ouest de l'Afrique. *Alauda* 33: 309-322.
- Kasper, J.E. 1987. *Ilha da Boa Vista, Cabo Verde. Aspectos históricos, sociais, ecológicos e económicos. Tentativa de análise*. Instituto Caboverdeano do Livro, Praia.
- Lagos, F. 1996. Notas gerais de geografia física das ilhas rasas do arquipélago de Cabo Verde. *Garcia de Orta (Sér. Geogr.)* 15: 109-118.
- Naurois, R. de 1969. Notes brèves sur l'avifaune de l'archipel du Cap-Vert. Faunistique, endémisme, écologie. *Bulletin de l'Institute Fondamental de l'Afrique Noire (Sér. A)* 31: 143-218.
- Naurois, R. de 1982. Le statut de l'Effraie de l'archipel du Cap Vert, *Tyto alba detorta*. *Rivista italiana di Ornitologia* 52: 154-166.
- Nores, A.I. & M. Gutiérrez 1986. Nidificación de *Tyto alba* en Córdoba, Argentina. *El Hornero* 12: 242-249.
- Salvadori, T. 1899. Collezioni ornitologiche fatte nelle Isole del Capo Verde da Leonardo Fea. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova* 20: 283-312.
- Serralheiro, A., C.A. Matos, J. Rocha & L.C. Silva 1974. Note préliminaire sur la géologie de l'île de Boa Vista (Cap-Vert). *Garcia de Orta (Sér. Geol.)* 1: 53-60.
- Siverio, F., R. Barone, M. Siverio, D. Trujillo & J.J. Ramos 1999. Response to conspecific playback calls, distribution and habitat of *Tyto alba* (Aves: Tytonidae) on La Gomera, Canary Islands. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias* 11: 213-222.
- Sorace, A. 1987. Note sul canto territoriale del Barbagianni, *Tyto alba*. *Rivista italiana di Ornitologia* 57: 144-145.
- Stillman, C.J., H. Furnes, M.J. LeBas, A.H.F. Robertson & J. Zielonka 1982. The geological history of Maio, Cape Verde Islands. *Journal of the Geological Society of London* 139: 347-361.
- Wilson, R.T., M.P. Wilson & J.W. Durkin 1986. Breeding biology of the Barn Owl *Tyto alba* in central Mali. *Ibis* 128: 81-90.
- Zuberogoitia, I. & L.F. Campos 1998. Censusing owls in large areas: a comparison between methods. *Ardeola* 45: 47-53.