



DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

O ALQUEVA E AS AVES DA BACIA DO GUADIANA: IMPACTOS E OPÇÕES DE GESTÃO

João Eduardo Morais Gomes Rabaça
*Dissertação apresentada à Universidade de Évora para a
obtenção do grau de Doutor em Biologia*

Orientador da Tese: Prof. Doutor Jorge Manuel Palmeirim

** Esta tese não inclui as críticas e sugestões feitas pelo júri*

ÉVORA

2003



DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

O ALQUEVA E AS AVES DA BACIA DO GUADIANA: IMPACTOS E OPÇÕES DE GESTÃO



165 893

João Eduardo Morais Gomes Rabaça
*Dissertação apresentada à Universidade de Évora para a
obtenção do grau de Doutor em Biologia*

Orientador da Tese: Prof. Doutor Jorge Manuel Palmeirim

Esta tese não inclui as críticas e sugestões feitas pelo júri

ÉVORA

2003

*À minha filha Joana
e à memória da minha mãe ...*

AGRADECIMENTOS

A colaboração de várias pessoas e entidades diversas possibilitou a concretização deste projecto. A todos manifesto desde já o meu agradecimento. Todavia, uma palavra de especial apreço é devida:

- Ao Prof. Doutor Jorge Palmeirim pela disponibilidade e orientação, e ainda por ter sido sempre tão paciente, em particular quando o andamento dos trabalhos talvez não o justificasse. Os eventuais méritos deste projecto – e apenas os méritos –, em grande medida, a ele pertencem.*
- Ao Professor Doutor Jorge Araújo, Director do Centro de Ecologia Aplicada, pelas facilidades logísticas concedidas nas fases mais difíceis deste trabalho, sem as quais talvez não fosse possível cumprir os objectivos estabelecidos. Agradeço também ao Prof. Doutor Diogo Figueiredo as condições oferecidas no C.E.A.*
- À Empresa de Desenvolvimento de Infra-estruturas de Alqueva, S.A. e ao Instituto Nacional da Água as facilidades concedidas que permitiram a utilização de parte da informação utilizada neste projecto.*
- À Fundação para a Ciência e Tecnologia pelo apoio na edição da presente tese.*
- Aos meus colaboradores nos diversos estudos realizados na bacia do Guadiana. Eles foram vitais em todo este percurso. Em especial, cumpre-me agradecer a Dr. Carlos Godinho, Dr. João Tiago Tavares, Dra. Maria Peixe Dias e Dr. Miguel Lecoq. Sem a vossa colaboração e apoio na fase final deste trabalho ter-me-ia sido impossível cumprir os propósitos estabelecidos.*
- Aos meus colegas do Departamento de Biologia, em particular da Secção de Zoologia, pelo apoio de sempre e por algumas facilidades concedidas. Ainda, ao Prof. Doutor Luiz Gazarini pelo apoio e amizade.*
- Ao Dr. Carlos Cruz e ao Dr. Ricardo Tomé, Coordenadores Regionais do Novo Atlas das Aves que Nidificam em Portugal e ao Dr. João Almeida do Núcleo de Património Natural da EDIA, S.A. pelas informações gentilmente disponibilizadas. Ao Dr. Luís Matos e ao Doutor Francisco Moreira pela cedência de algumas referências bibliográficas. Aos Prof. Doutores Alexandre Bettencourt, Carlos P. Gomes e João Bernardo (Universidade de Évora) e ao Eng.º Eduardo Oliveira (Laboratório Nacional de Engenharia Civil) por diversas informações e algumas interessantes discussões relativas ao estuário do Guadiana. Ainda uma palavra de sentida homenagem ao Prof. Doutor Martin Sprung, recentemente falecido em circunstâncias trágicas, pelas informações sobre a fauna macrobentónica do estuário do Guadiana.*
- Aos amigos que ao longo dos anos me acompanharam e apoiaram.*
- Por último, à Nuxa e à Joana pelo auxílio que me têm dado ao longo dos tempos e por tudo o mais que não é aqui possível verbalizar.*

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	I
ÍNDICE	li
RESUMO	Vi
1. INTRODUÇÃO GERAL, ENQUADRAMENTO E OBJECTIVOS	1
1.1. GENERALIDADES	1
1.1.1. A REDUÇÃO DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA	1
1.1.2. AS AVES COMO MODELO DE REFERÊNCIA	3
1.2. O EMPREENDIMENTO DE FINS MÚLTIPLOS DE ALQUEVA (EFMA) E OS IMPACTOS NO PATRIMÓNIO NATURAL	4
1.3. OBJECTIVOS	9
1.4. ESTRUTURA DO TRABALHO	9
2. A BACIA PORTUGUESA DO RIO GUADIANA:	
APRESENTAÇÃO DO TERRITÓRIO E GENERALIDADES	11
2.1. INTRODUÇÃO	11
2.2. RELEVO E ESBOÇO GEOMORFOLÓGICO	13
2.3. CLIMA	17
2.3.1. TEMPERATURA	17
2.3.2. PRECIPITAÇÃO	18
2.4. APROVEITAMENTOS HIDRÁULICOS, REGIME DE CAUDAIS E ESCOAMENTO	20
2.5. SOLOS	23
2.6. FITOGEOGRAFIA, ESBOÇO DA VEGETAÇÃO E UNIDADES DE PAISAGEM	24
2.6.1. FITOGEOGRAFIA E PRINCIPAIS ASSOCIAÇÕES VEGETAIS	24
2.6.2. UNIDADES DE PAISAGEM	25
2.7. PATRIMÓNIO NATURAL	28
3. A AVIFAUNA DA BACIA DO GUADIANA: ABORDAGEM GLOBAL	31
3.1. INTRODUÇÃO E OBJECTIVOS	31
3.2. PATRIMÓNIO ORNITOLÓGICO	33

3.3. ESTABELECIMENTO DE PRIORIDADES DE CONSERVAÇÃO	34
3.3.1. METODOLOGIA	34
3.3.1.1. Espécies incluídas na análise	34
3.3.1.2. Variáveis e critérios de valorização das espécies	35
3.3.2. RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
3.4. IMPACTOS DA BARRAGEM DE ALQUEVA	
SOBRE ALGUMAS ESPÉCIES DE AVES PRIORITÁRIAS	48
3.4.1. INTRODUÇÃO	48
3.4.2. CEGONHA-PRETA <i>Ciconia nigra</i>	49
3.4.3. ABUTRE DO EGIPTO <i>Neophron percnopterus</i>	51
3.4.4. ABUTRE-NEGRO <i>Aegypius monachus</i>	52
3.4.5. ÁGUIA-IMPERIAL-IBÉRICA <i>Aquila adalberti</i>	54
3.4.6. ÁGUIA-REAL <i>Aquila chrysaetos</i>	55
3.4.7. ÁGUIA DE BONELLI <i>Hieraaetus fasciatus</i>	58
3.4.8. PENEIREIRO-DAS-TORRES <i>Falco naumanni</i>	61
3.4.9. BUFO-REAL <i>Bubo bubo</i>	63
3.5. DISCUSSÃO	66
4. ÁREA DE REGOLFO DE ALQUEVA E ZONAS ADJACENTES:	
IMPACTOS NO ROUXINOL-DO-MATO E NA TOUTINEGRA-TOMILHEIRA	70
4.1. INTRODUÇÃO	70
4.1.1. OBJECTIVOS	72
4.1.2. ÁREA DE ESTUDO: LIMITES E CARACTERIZAÇÃO	72
4.2. METODOLOGIAS	76
4.2.1. CLASSIFICAÇÃO DA IMAGEM DE SATÉLITE	76
4.2.2. CENSOS DAAVIFAUNA	77
4.2.2.1. Montados	78
4.2.2.2. Formações arbustivas	78
4.2.2.3. Linhas-de-água	79
4.2.2.4. Culturas permanentes	80
4.2.3. BUSCAS DIRIGIDAS E EMISSÃO DE GRAVAÇÕES	81
4.2.4. PARÂMETROS DE REPRODUÇÃO	83
4.2.4.1. Busca de ninhos e cronologia da reprodução	83
4.2.4.2. Dimensão de postura, taxa de eclosão e sucesso reprodutor	84
4.3. ROUXINOL-DO-MATO <i>Cercotrichas galactotes</i> : DISTRIBUIÇÃO,	
ASPECTOS DA BIOLOGIA E IMPACTOS DA ALBUFEIRA NA POPULAÇÃO	85

4.3.1. SISTEMÁTICA, DISTRIBUIÇÃO, ABUNDÂNCIAS E TENDÊNCIAS POPULACIONAIS NA EUROPA	86
4.3.2. ÁREAS DE OCORRÊNCIA E DENSIDADES NA ÁREA DE ESTUDO	91
4.3.3. SELECÇÃO DE HABITAT	93
4.3.3.1. Variáveis descritivas	93
4.3.3.2. Regressão logística	95
4.3.3.3. Considerações sobre os dados disponíveis	96
4.3.3.4. Análise univariada	97
4.3.3.5. Análise multivariada	98
4.3.3.6. Avaliação da qualidade de ajustamento dos modelos	98
4.3.3.7. Resultados	99
4.3.4. FENOLOGIA E PARÂMETROS DE REPRODUÇÃO	101
4.3.4.1. Dimensão da postura, eclosão e sucesso reprodutor	101
4.3.5. MONITORIZAÇÃO E ESTRUTURA DOS NINHOS	104
4.3.6. DISCUSSÃO	107
4.4. TOUTINEGRA-TOMILHEIRA <i>Sylvia conspicillata</i> : DISTRIBUIÇÃO, ASPECTOS DA BIOLOGIA E IMPACTOS DA ALBUFEIRA NA POPULAÇÃO	113
4.4.1. SISTEMÁTICA, DISTRIBUIÇÃO, ABUNDÂNCIAS E TENDÊNCIAS POPULACIONAIS NA EUROPA	114
4.4.2. ÁREA DE OCORRÊNCIA, ASPECTOS DA FENOLOGIA E DENSIDADES	116
4.4.3. PARÂMETROS DE REPRODUÇÃO	119
4.4.3.1. Dimensão das posturas, eclosão e sucesso reprodutor	119
4.4.3.2. Estrutura dos ninhos	122
4.4.5. DISCUSSÃO	123
5. ESTUÁRIO DO GUADIANA	131
5.1. INTRODUÇÃO E OBJECTIVOS	131
5.1.1. CARACTERÍSTICAS GERAIS DOS ESTUÁRIOS	131
5.1.2. CARACTERIZAÇÃO GERAL DO ESTUÁRIO DO GUADIANA	135
5.1.2.1. Morfologia, salinidade e hidrodinâmica	135
5.1.2.2. Estatuto, descrição e importância ornitológica	138
5.2. METODOLOGIAS	142
5.2.1. ZONAS DE VASA E SALINAS	142
5.2.2. SAPAIS	144
5.2.3. RECOLHA DE PARÂMETROS AMBIENTAIS	145
5.2.3.1. Zonas de vasa	145

5.2.3.2. Zonas de sapal	146
5.3. RESULTADOS	147
5.3.1. UTILIZAÇÃO DAS ZONAS DE VASA E SALINAS	147
5.3.2. UTILIZAÇÃO DAS ZONAS DE SAPAL	159
5.4. DISCUSSÃO	165
5.4.1. ANÁLISE DA SITUAÇÃO DE REFERÊNCIA	165
5.4.2. O ESTUÁRIO DEPOIS DE ALQUEVA: CENÁRIOS POSSÍVEIS	169
5.4.2.1. Alterações nas afluências de água doce ao estuário	169
5.4.2.2. Alterações na salinidade	171
5.4.2.3. Alterações no transporte de sedimentos	172
5.4.2.4. Previsão de cenários	172
5.4.3. PROPOSTA DE UM PROGRAMA DE MONITORIZAÇÃO DA AVIFAUNA	175
5.4.3.1. Aves associadas às zonas de vasa	176
5.4.3.2. Aves associadas às salinas	177
5.4.3.3. Aves associadas aos sapais	178
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	181
6.1. IMPACTOS DE ALQUEVA: PRESENTE E FUTURO	181
6.2. O PLANO DE MINIMIZAÇÃO E COMPENSAÇÃO DE IMPACTOS	185
6.3. UMA ABORDAGEM INTEGRADA	
À CONSERVAÇÃO NA BACIA DO GUADIANA	186
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	190
8. ANEXOS	218
ANEXO I	219
ANEXO 2	221
ANEXO 3	222
ANEXO 4	223
ANEXO 5	224
ANEXO 6	226
ANEXO 7	228
ANEXO 8	229
ANEXO 9	231
ANEXO 10	234
ANEXO 11	235

(...) Uma manhã veio ele, dando volta pelos matos dos Russins, até dar vistas ao Guadiana, por cima da pedra dos Grifos. O dia estava claro; e na luz ampla e forte o vale parecia mais desolado e triste. O Guadiana ia baixo, deixando quase a descoberto o seu vasto leito de pedra, rasgado, roído, lavado pelas águas. Nas margens nem uma árvore nem uma nesga de várzea relvada – a corrente levava tudo, terra e areia, ficando só a rocha nua e as manchas cinzentas dos calhaus dos quartzos rolados, entre as quais passava a fita azulada e brilhante do rio. Pelas moitas pobres de loendro escuro e tamugem ruiva, os pallhiços secos, travados, marcavam o nível da última cheia.

Uma solidão absoluta. (...)

Conde de Ficalho *in*
Sant'Anna Dionísio, **Guia de Portugal, Estremadura, Alentejo e Algarve**, 2.^a Ed. 1991,
Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.

A implementação do Empreendimento de Fins Múltiplos de Alqueva (EFMA) irá provocar um conjunto apreciável de impactos sobre o património natural. A área submersa correspondente à albufeira de Alqueva ocupará uma superfície de cerca de 250 Km² e inclui habitats importantes para diversas espécies tais como montados, matagais mediterrânicos, estepes cerealíferas, zonas arbustivas e corredores ripícolas. Os impactos sobre o património natural nacional não se confinam apenas à área de regolho da albufeira, mas a uma escala mais vasta cujos limites não são ainda claramente previsíveis.

Como objectivos gerais, pretendemos com o presente estudo (1) disponibilizar informação de índole biológica relativamente a alguns aspectos dos impactos da barragem de Alqueva na avifauna e (2) propor algumas acções com vista a uma gestão apropriada do património ornitológico da bacia do Guadiana.

No sentido de tentar identificar as espécies de aves consideradas prioritárias em termos de conservação associadas à bacia do Guadiana, procedemos à aplicação de um sistema de valorização global das espécies e posterior avaliação de prioridades de conservação. Foram utilizadas para aplicação do sistema de ordenação todas as espécies de aves que se sabe ocorrerem regularmente (excluimos as espécies de ocorrência ocasional) na bacia portuguesa do Guadiana, à excepção daquelas que em Portugal, Espanha e Europa estão classificadas como *taxa Não Ameaçados* em termos do seu Estatuto de Conservação. O sistema de ordenação utilizado assenta no pressuposto de que o esforço de conservação de uma dada espécie numa determinada região deverá depender não só da sua *sensibilidade biológica*, mas também da importância relativa que a região tem para a sua conservação, ou seja da *relevância das suas populações* ou do seu estatuto biogeográfico. Com base no resultado da ordenação apresentada, analisamos a situação de algumas das espécies consideradas como prioritárias na área de influência da barragem de Alqueva.

De entre as espécies de aves referenciadas para a bacia do Guadiana, o Rouxinol-do-mato *Cercotrichas galactotes* e a Toutinegra-tomilheira *Sylvia conspicillata* são duas espécies de Passeriformes cujas populações nacionais serão mais afectadas negativamente pelo EFMA. De resto, o Rouxinol-do-mato será provavelmente o Passeriforme mais afectado pelo empreendimento, tendo em conta que uma fracção apreciável dos efectivos da espécie se

encontra associada às linhas de água do vale do Guadiana. Nesse sentido, procurámos (1) conhecer a distribuição de ambas as espécies na área de influência da barragem, (2) determinar alguns aspectos da biologia de reprodução e (3) avaliar os impactos da implementação do EFMA nas suas populações.

A construção da barragem de Alqueva irá provocar modificações no regime hidrológico do Guadiana as quais se traduzirão em alterações de magnitudes diversas no estuário, nomeadamente redução dos caudais, diminuição da frequência dos episódios de cheia e progressão para montante da cunha salina. Estas alterações poderão ter implicações, por exemplo, na dinâmica dos sedimentos, nos sapais e na exploração salineira, pelo que se afigura essencial compreender como poderão as diferentes biocenoses estuarinas vir a ser afectadas. No âmbito deste estudo, interessou-nos em particular avaliar os eventuais impactos na avifauna associada ao estuário do Guadiana. Nesse sentido, procurámos avaliar o tipo de utilização das zonas de sedimentos expostos (principalmente vasa) e de salinas pelas aves aquáticas, e avaliar a importância e o tipo de utilização dos sapais pela comunidade de aves a estes associada. A importância das salinas como áreas de alimentação e como locais importantes para a reprodução de algumas espécies será também alvo de análise. Foram efectuadas contagens directas das aves aquáticas presentes em zonas intertidais da margem direita do estuário do Guadiana e em complexos de salinas. A área de estudo foi visitada durante os meses de Agosto e Setembro de 2000 (período de passagem pós-nupcial), de Dezembro de 2000 e Janeiro de 2001 (período de Inverno), em Abril e Maio de 2001 (época de reprodução e de passagem pré-nupcial) e em Agosto e Setembro de 2001 (período de passagem pós-nupcial). Em cada um destes períodos foram efectuadas quatro amostragens, que duraram em média quatro dias cada. No que respeita às áreas de sapal, foram efectuados transectos durante os períodos de Inverno de 2000/2001 (Dezembro e Janeiro), Primavera (Abril e Maio) e Verão de 2001 (Agosto e Setembro), de forma a caracterizar a sua utilização funcional pelas aves.

Os resultados da aplicação do sistema de ordenação à avifauna da bacia do Guadiana parecem sugerir que a hierarquização obtida reflecte com alguma consistência a sensibilidade e relevância relativas das espécies na região estudada. As espécies consideradas como extintas ou possivelmente extintas na área de estudo são as que apresentam um *Valor da Espécie* mais elevado (*Aegypius monachus*, *Aquila adalberti*, *Pterocles alchata* e *Neophron percnopterus*). Além disso, as espécies que apresentam valores mais elevados do Índice de Relevância são aquelas para as quais a bacia do Guadiana apresenta uma importância relativa apreciável para a conservação das suas populações nacionais (*Calandrella rufescens* e *Pterocles alchata*, mas também *Hippolais pallida*, *Cercotrichas galactotes* e *Sylvia conspicillata*). Adicionalmente, das

10 primeiras espécies da ordenação, 9 estão classificadas como **Em Perigo** ou **Vulnerável** (CABRAL *et al.* 1990), facto que poderá sugerir uma boa indicação por parte do sistema relativamente a espécies com um Estatuto de Conservação crítico, embora a opção inicial em não incluímos na análise todas as espécies condicione esta apreciação.

A implementação da albufeira de Alqueva terá um forte impacto negativo na população nacional do *Cercotrichas galactotes*. Desde logo porque na área de regolho de Alqueva deverão nidificar 100-200 pares reprodutores, ou seja cerca de 5% das estimativas para o efectivo nacional. Esse impacto traduzir-se-á em *perda directa de habitat, alteração da matriz do território e redução de habitat disponível*. A espécie ocorre muito associada às linhas de água, com densidades que variam entre 0,57 pares/10 ha e 0,13 pares/10 ha, embora os valores mais elevados tenham sido registados em vinhedos (1,50 pares/10 ha).

Relativamente a *Sylvia conspicillata*, a espécie apenas ocorre e nidifica sob a forma de um pequeno núcleo populacional (densidade de 0,21 pares/10 ha, média de 2000 e 2001) localizado e confinado a uma zona de pousios antigos com manchas esparsas de matos baixos dominados por *Ulex erioclados*, situada no vale da rib.^a de Alcarrache. A problemática da conservação da espécie parece carecer da adopção de medidas de protecção do habitat e de um conhecimento mais detalhado dos factores de regulação populacional.

No que respeita ao estuário do Guadiana, os resultados obtidos permitem constatar que o Verão e o Inverno foram os períodos que apresentaram uma maior abundância de aves aquáticas. Este facto deve-se essencialmente à presença de espécies migradoras, em particular de limícolas, que ocorrem nas principais zonas húmidas portuguesas principalmente durante o Inverno e durante as suas migrações dos locais de reprodução para os locais de invernada que, no nosso país, ocorrem sobretudo nos meses de Agosto e Setembro. Pela sua elevada abundância merecem especial destaque o Pilrito-comum *Calidris alpina*, a espécie mais abundante durante os meses de Inverno, e o Maçarico-de-bico-direito *Limosa limosa*, a espécie mais abundante durante o período de passagem. Embora a maioria das espécies de aves aquáticas ocorra tanto nas salinas como nas zonas de vasa no período de baixa-mar, as densidades encontradas nas áreas de sedimentos expostos foram claramente superiores. Não obstante, existe uma proporção considerável de aves que durante a baixa-mar se encontram nas salinas em alimentação, facto que sugere que as salinas de Castro Marim constituem áreas alternativas (ou complementares) de alimentação para muitas aves aquáticas.

As áreas de sapal do estuário apresentaram uma riqueza de espécies bastante elevada, salientando-se a importância das manchas de sapal primário. Durante o Inverno verifica-se que

os valores de densidade mais elevados ocorrem nos transectos em sapais secundarizados. Esta elevada densidade de aves deve-se sobretudo à presença de espécies gregárias e usualmente associadas a meios agrícolas, como o Trigueirão *Miliaria calandra* e a Petinha-dos-prados *Anthus pratensis*.

As diferenças no elenco de espécies e nas respectivas densidades detectadas nos diferentes sapais reflectem, sobretudo, a diversidade de situações encontradas. Esta diversidade é o resultado da existência de sapais com características de composição e estrutura da vegetação diferentes, facto que propicia um aumento da riqueza específica e, de certo modo, terá potenciado a ocorrência de espécies consideradas prioritárias e usualmente associadas a meios agrícolas como o Sisão *Tetrax tetrax* e a Calhandrinha-das-marismas *Calandrella rufescens*. Uma referência especial deve ser dada às densidades de Toutinegra-tomilheira registadas em sapais com características intermédias que de resto são das mais elevadas no contexto das suas populações mediterrânicas.

A magnitude e diversidade de alterações nos biota da região induzidas pela implementação do EFMA serão inegavelmente elevadas e, em termos gerais, os impactos do empreendimento são devidos a três elementos nucleares: alagamento de vastos territórios, alterações nos usos do solo e mudanças no regime hidrológico do rio. Os dois primeiros elementos serão responsáveis por modificações em vastos territórios da bacia no Guadiana e traduzem-se na perda directa e fragmentação de habitats, alguns dos quais são muito importantes em termos de conservação. Quanto ao terceiro elemento considerado, as mudanças no regime hidrológico do rio traduzidas por um amortecimento da variabilidade inter-anual e sazonal dos caudais, irão por certo afectar a dinâmica do sistema fluvial a jusante da área de influência directa de Alqueva e em particular do estuário. Os efeitos que as modificações provocadas por estes elementos terão em espécies (e comunidades) são, em alguns casos, previsíveis. Todavia, porque assentam sobretudo no conhecimento disponível acerca da biologia das espécies consideradas e não tanto em resultados provenientes de séries temporais que permitam compreender as dinâmicas espaciais e temporais das suas populações, as previsões dos impactos de Alqueva sobre muitas espécies são reiteradamente limitadas.

Numa óptica de conservação com vista à gestão do património ornitológico, propomos uma abordagem integrada à bacia do Guadiana. Esta perspectiva assenta no princípio de que uma estratégia de actuação que vise a conservação de uma determinada espécie deve obrigatoriamente ter como área de actuação a totalidade da bacia. O envolvimento de diferentes entidades públicas e privadas neste processo afigura-se absolutamente desejável, devendo a EDIA S.A. constituir um parceiro importante. A este propósito, o Instituto da Conservação da

Natureza como entidade estatal com responsabilidades na matéria e responsável pela gestão das três Áreas Protegidas existentes na bacia – Parque Natural da Serra de S. Mamede, Parque Natural do Vale do Guadiana e Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António –, constitui uma entidade essencial neste processo.

No que respeita às espécies consideradas como prioritárias em termos de conservação, consideramos que os resultados por nós obtidos no âmbito deste trabalho poderão eventualmente constituir uma plataforma de discussão para uma lista futura de prioridades. Em qualquer dos casos, uma vez identificadas as espécies dever-se-á proceder (1) à elaboração e implementação de Planos de Acção de âmbito regional/sectorial dirigidos às espécies consideradas prioritárias, (2) à realização de Programas de Monitorização dirigidos (i) às espécies prioritárias e (ii) a espécies ou grupos de espécies com utilizações funcionais de habitats importantes e (3) à definição das acções de mitigação e compensação.

Embora a aproximação que preconizamos se refira apenas ao grupo das Aves, é nossa convicção que a abordagem aos valores naturais da bacia deve ser holística, dadas as diversas relações de ordem funcional existentes entre diferentes grupos e a influência que os parâmetros ligados à componente hidrológica da bacia têm nas biocenoses. Todavia, porque distintos grupos biológicos exigem a aplicação de metodologias próprias e necessitam de abordagens diferenciadas, justificam-se avaliações separadas conforme os grupos em questão.

1. INTRODUÇÃO GERAL, ENQUADRAMENTO E OBJECTIVOS

1.1. GENERALIDADES

1.1.1. A REDUÇÃO DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA

Nos tempos actuais assiste-se a um dos mais severos processos de extinção de espécies da história da Terra. BRIGGS (1991) sugere mesmo que o processo de extinção em curso é de magnitude muito superior às extinções que ocorreram no fim do Cretácico, dado que estas últimas pouco terão afectado plantas e artrópodes, grupos que na actualidade têm muitas espécies particularmente ameaçadas devido, por exemplo, às destruições das florestas tropicais. As causas para esta dramática redução de biodiversidade (abreviatura de diversidade biológica), assentam no rápido crescimento da população humana (*e.g.* VANE-WRIGHT *et al.* 1991, PIMM *et al.* 1995), e podem dever-se a (1) poluição e outras perturbações de origem humana, (2) sobre-exploração dos recursos naturais e/ou (3) redução e fragmentação de áreas naturais (*e.g.* SPELLERBERG 1992).

Actualmente, nas sociedades ocidentais e de certo modo à escala global, assiste-se a uma consciencialização do valor da biodiversidade, a qual reside essencialmente na percepção de que a perda ou ameaça de uma entidade biológica comporta riscos muito elevados para as sociedades humanas (*e.g.* FRANKEL & SOULÉ 1981).

No texto da **Convenção sobre a Diversidade Biológica** (ICN 1997), ratificada por Portugal em 1993 (Decreto-Lei n.º 21/93 de 29 de Junho) e um dos resultados práticos positivos da *Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente e Desenvolvimento* realizada em 1992 no Rio de Janeiro, é assumida pelas partes contratantes (Estados e organizações regionais de integração económica) a “*generalizada falta de informação e conhecimento sobre a diversidade biológica e a necessidade urgente de se desenvolverem capacidades científicas, técnicas e institucionais que proporcionem um conhecimento básico que permita planificar e aplicar as medidas adequadas*”. Esta responsabilidade de acção será mais marcante nas áreas que, à escala global, se apresentem como mais importantes para a conservação da biodiversidade. Neste domínio, Portugal tem elevadas responsabilidades dado que cerca de 2/3 do território continental se situam no contexto biogeográfico da Região Mediterrânica, considerada como uma das 18 áreas do planeta prioritárias para a conservação, tendo em conta (1) o número de espécies endémicas existentes no seu espaço ecológico, (2) o n.º de espécies ameaçadas, (3) o grau de ameaça que paira sobre muitos habitats e (4) a velocidade a que alguns têm sido destruídos (*e.g.* BLONDEL & ARONSON 1999, MYERS *et al.* 2000).

De acordo com o mais recente levantamento de espécies ameaçadas – *The 2002 IUCN Red List of Threatened Species* –, Portugal é o país da Europa com maior número de espécies nas categorias **Vulnerável**, **em Perigo** e **Criticamente em Perigo** (131), seguindo-se Espanha (128), França (100) e Itália (96)¹. Estes dados reforçam a importância da Europa meridional nas estratégias de conservação, merecendo especial destaque o caso nacional, tanto mais que é bastante provável que, pelo menos no nosso país, o número de espécies efectivamente ameaçadas seja superior ao indicado.

¹ ver <http://www.redlist.org>

1.1.2. AS AVES COMO MODELO DE REFERÊNCIA

As Aves constituem um excelente modelo de referência para o estudo dos ecossistemas, devido nomeadamente ao facto de ocorrerem num elevado número de habitats, ocuparem todos os níveis tróficos, apresentarem uma distribuição pelas três dimensões do espaço e, comparativamente com outros grupos de vertebrados, uma boa detectabilidade (BLONDEL 1975). A elevada mobilidade destes animais, confere-lhes a possibilidade de reagirem de um modo praticamente instantâneo a alterações do habitat, pelo que algumas espécies (ou grupos de espécies) podem considerar-se como indicadores ambientais (*e.g.* FURNESS & GREENWOOD 1993, BIBBY 2002).

De um modo geral, podemos afirmar que conhecemos e compreendemos melhor a biodiversidade nas Aves do que em qualquer outro grupo de organismos. Em boa parte, este conhecimento tem permitido (1) registar os efeitos da humanidade na diversidade biológica do planeta ao longo dos últimos séculos (BRUFORD 2002) e (2) o estabelecimento de redes de áreas importantes para a conservação (*e.g.* HEATH 1998, STATTERSFIELD *et al.* 1998, HEATH & EVANS 2000). Adicionalmente, importa recordar que as Aves constituem o único grupo que justificou o aparecimento de uma Directiva Comunitária específica (Directiva 79/409, conhecida por *Directiva Aves*), que criou mecanismos legais conducentes à protecção de algumas espécies e respectivos habitats de ocorrência.

TUCKER & HEATH (1994), referem a existência de uma tendência geral para o declínio das populações de *c.* 25 % das espécies de aves da Europa. Muitas espécies que outrora apresentavam uma distribuição mais alargada, encontram-se actualmente ameaçadas apresentando populações de pequena dimensão e fragmentadas, merecendo especial destaque as grandes aves de rapina e os migradores trans-saharianos (BERTHOLD *et al.* 1998). Neste último grupo, as questões relacionadas com a conservação das populações de diversas espécies são mais complexas devido à utilização de diferentes áreas geográficas ao longo do ciclo anual.

1.2. O EMPREENDIMENTO DE FINS MÚLTIPLOS DE ALQUEVA (EFMA) E OS IMPACTOS NO PATRIMÓNIO NATURAL

A construção de barragens e em particular de grandes barragens (altura igual ou superior a 15 m, de acordo com a *International Commission on Large Dams*, in WCD 2000), constitui na actualidade um processo polémico em diversos aspectos. O debate entre os custos e os benefícios passou a ser uma questão de interesse público e o retorno dos investimentos feitos em barragens tem vindo a ser questionado de uma forma crescente. Num contexto ambiental, as barragens provocam desde logo impactos nos ambientes ripícolas e populações animais a eles associadas, ao transformarem sistemas lóticos em sistemas lênticos. No Relatório “**Dams and Development: a new framework for decision-making**” a *World Commission on Dams* (WCD *op. cit.*) considera que no estado actual dos conhecimentos as grandes barragens são responsáveis pelos seguintes impactos:

1. Destruição de habitats, desaparecimento de espécies e degradação das áreas de captação situadas a montante.
2. Redução da biodiversidade aquática, diminuição das áreas de desova a montante e a jusante e o empobrecimento do valor ambiental das planícies aluviais, estuarinas e ecossistemas marinhos adjacentes.
3. Impactos cumulativos na qualidade da água.

As consequências mais directas da transformação de rios e ribeiras em vastas e profundas massas de água são (1) a degradação da qualidade da água, (2) a erosão das margens e (3) a redução da diversidade autóctone das comunidades de macroinvertebrados e peixes. Todavia outros organismos são afectados, merecendo especial destaque os que utilizam as zonas ribeirinhas, que de resto constituem sistemas biológicos diversificados e complexos (*e.g.* NAIMAN & DÉCAMPS 1997). A destruição dos habitats ribeirinhos é aliás considerada, a nível mundial, uma das principais ameaças à redução da diversidade biológica (*e.g.* BOON *et al.* 2000), e surge como consequência directa de acções antrópicas sobre os ecossistemas aquáticos, de que

são exemplos, a regularização dos caudais, a construção de barragens, a extracção de inertes, a captação de água, a descarga de efluentes não tratados e a introdução de fauna exótica. Finalmente, importa referir que a construção de barragens afecta também a composição e dinâmica dos sistemas estuarinos, em virtude da regularização de caudais que induz. Acresce que os efeitos destas intervenções, surgem significativamente ampliados nos sistemas aquáticos das regiões áridas e semi-áridas.

O Empreendimento de Fins Múltiplos de Alqueva (doravante designado por EFMA) é a designação atribuída a um conjunto de infra-estruturas que englobam:

1. A *Barragem de Alqueva*, localizada no troço principal do rio Guadiana próximo da localidade de Alqueva (concelho de Portel) e com um nível de pleno armazenamento previsto (NPA) de 152 m; esta estrutura originará uma albufeira com uma superfície do plano de água estimada em c. de 250 Km².
2. O *Açude de Pedrogão*, localizado c. de 23 Km a jusante da barragem de Alqueva com um NPA de 85 m, previsto para um funcionamento articulado com a barragem de Alqueva permitindo operações de bombagem e turbinamento.
3. O *Plano de Rega*, com um perímetro total previsto de 1 100 Km², implica um sistema adutor de rega com c. de 680 Km de extensão, barragens intermédias de pequena dimensão e redes secundária e terciária de canais de rega cuja extensão prevista é de c. 4 400 Km.

Como principais objectivos, o EFMA visa (1) assegurar a constituição de uma reserva estratégica de água, (2) o abastecimento de água às populações e actividades económicas, (3) permitir o regadio como uma actividade agrícola alternativa aos sistemas de sequeiro actualmente dominantes na região e (4) promover a diversificação das actividades económicas (e.g. CHINITA & VAZ 1995).

O EFMA representa um problema ambiental grave ao ir criar o maior lago artificial da Europa, numa região de elevado valor patrimonial em termos naturais – o Vale do Guadiana – (e.g. ALMEIDA 2000). Os impactos sobre o património natural nacional não se limitam apenas à área prevista para inundação, mas a uma escala mais

vasta cujos limites não são ainda claramente conhecidos. Todavia, ao ser politicamente perspectivado como um impulso para o desenvolvimento de uma região desfavorecida em termos nacionais – o Alentejo –, o EFMA representa também um desafio em termos empresariais tendo em conta o elevado conjunto de incertezas que se colocam à sustentabilidade do projecto.

De entre os diversos impactos negativos sobre o património natural merecem especial destaque os impactos sobre a Flora e Vegetação, comunidades dulciaquícolas e comunidades de vertebrados terrestres.

Flora e Vegetação

Ao nível da *Flora e Vegetação* a submersão de uma área vasta implicará a destruição de diversas fitocenoses climácicas e ripícolas portadoras de características evolutivas e históricas precisas (LOUSÃ *et al.* 1995); como exemplo, podemos referir os freixiais e choupais silicícolas que constituem a comunidade climácica mais comum da bacia do Guadiana, e os loendrais que se desenvolvem nos leitos dos rios de regime torrencial.

Comunidades Dulciaquícolas

O valor patrimonial das *comunidades dulciaquícolas* da bacia hidrográfica do Guadiana é muito elevado, tendo sido considerada pelos especialistas como a que merecia, no conjunto das bacias hidrográficas nacionais, uma maior atenção em termos conservacionistas (MAGALHÃES & ROGADO 1991) dada a ocorrência de um número elevado de endemismos ibéricos do Sector Meridional, sector ictiográfico que abrange as bacias do Guadiana, Guadalquivir e da vertente sul de Espanha. Especial destaque deverá ser dado ao Saramugo *Anaocypris hispanica* (endemismo ibérico), cuja área de distribuição se encontra restringida a alguns afluentes em território nacional e do troço médio espanhol. De salientar ainda o facto das espécies Boga do Guadiana *Chondrostoma willkommii*, Barbo-de-cabeça-pequena *Barbus microcephalus* e Caboz-

de-água-doce *Salaria fluviatilis*, se encontrarem igualmente confinadas a esta bacia em Portugal.

De entre os migradores diádromos referenciados para a bacia do Guadiana o Sável *Alosa alosa*, a Savelha *Alosa fallax* e a Lampreia-marinha *Petromyzon marinus*, são espécies que em Portugal têm um Estatuto de Conservação de **Vulnerável** (MAGALHÃES & ROGADO *op. cit.*). Para estas espécies, os maiores factores de ameaça residem na sobrepesca e pesca ilegal, na redução do volume de água e nas interrupções da continuidade fluvial que açudes e barragens constituem. O efeito destes dois últimos factores surge agravado com a barragem de Alqueva, em particular no que se refere ao bloqueio da continuidade fluvial. Embora no rio Guadiana exista um acidente natural – o Pulo do Lobo – que constitui em si mesmo um obstáculo à migração, em situações de cheias pode ser transponível por algumas espécies como o Sável, existindo registos da sua ocorrência próximo de Badajoz (*e.g.* BERNARDO 2001).

Comunidades de Vertebrados Terrestres

No que se refere às *comunidades de vertebrados terrestres*, os impactos dependem dos grupos considerados tendo em conta a diversidade de especializações existente em cada grupo. Todavia, é possível considerar de uma forma global a existência de 5 tipos de impactos negativos (MIRA *et al.* 1994): *destruição de habitat disponível* e sua substituição por outros não colonizáveis pela maioria das espécies (zonas inundadas), *fragmentação de habitat*, com impossibilidade da travessia das albufeiras e canais de rega por espécies com fracas aptidões anfíbias, *perturbação dos locais de reprodução, repouso e alimentação*, resultante de um previsível aumento da presença humana na área, *alterações fisiológicas*, decorrentes essencialmente das modificações na qualidade da água e *mortes directas* como resultado do processo de desmatção da área inundável e eventualmente do primeiro enchimento.

Em síntese, o EFMA constitui uma intervenção de elevada magnitude, composta por diversas obras que se desenvolvem em fases distintas e que decorrerão ao longo de um período previsto de cerca de 30 anos. Com o objectivo de implementar e

gerir o EFMA foi criada pelo Decreto-Lei n.º 33/95 de 11 de Fevereiro, a *Empresa de Desenvolvimento e Infra-estruturas de Alqueva, S.A.* (EDIA, doravante assim designada), que inclui a dimensão ambiental numa das suas vertentes estruturais. No âmbito desta dimensão e tendo em conta os diversos impactos da construção da barragem sobre o património natural, a EDIA produziu um *Plano de Minimização e Compensação de Impactos sobre o Património Natural, volume 1 – Regolho de Alqueva+Pedrogão* (PMC1) composto por um conjunto de projectos integrados em diferentes Programas de acção, os quais decorreram no período compreendido entre 1999 e 2003 (ALMEIDA 2000). No seu enquadramento, o PMC1 procurou consagrar as medidas de minimização para o património natural preconizadas no *Estudo Integrado de Impacto Ambiental do Empreendimento de Alqueva* (SEIA 1995), incorporando também algumas acções concretas susceptíveis de beneficiarem alguns grupos biológicos.

No que respeita à avifauna foram propostos no âmbito do PMC1 diversos projectos integrados nos Programas “Estudos de Biologia e Ecologia de Animais” e “Monitorização do Património Natural”, os quais foram posteriormente submetidos a concurso. Alguns destes projectos, nomeadamente os relativos aos Passeriformes, foram adjudicados a equipas por nós coordenadas e enquadradas institucionalmente no Centro de Ecologia Aplicada da Universidade de Évora.

Este facto, associado à necessidade académica de apresentar a dissertação para a obtenção do grau de doutor, levou-nos à decisão de escolher como tema de trabalho o impacto da barragem de Alqueva na avifauna da bacia do Guadiana. Interessar-nos-á em particular (1) o impacto na avifauna associada aos troços fluviais e zonas adjacentes localizados na área de influência da albufeira e (2) nas comunidades de aves que utilizam o estuário. No primeiro caso, utilizaremos uma abordagem (i) aos impactos negativos previstos para algumas das espécies com maior relevância em termos de conservação e (ii) à biologia do Rouxinol-do-mato *Cercotrichas galactotes* e da Toutinegra-tomilheira *Sylvia conspicillata*, duas espécies de Passeriformes migradores trans-saharianos cujo Estatuto de Conservação em Portugal é desfavorável e cuja área de ocorrência preferencial é a bacia do Guadiana. No tocante ao estuário, a abordagem será essencialmente sin ecológica, com destaque para as comunidades associadas às zonas de sapal e às zonas intertidais.

1.3. OBJECTIVOS

Como objectivos gerais, pretendemos com o presente estudo (1) disponibilizar informação de índole biológica relativamente a alguns aspectos dos impactos da barragem de Alqueva na avifauna e (2) apresentar algumas opções de gestão numa óptica de conservação. Como objectivos específicos propomos responder às seguintes questões:

1. Quais são as espécies de aves associadas à bacia do Guadiana consideradas prioritárias em termos de conservação e, por extensão, qual a importância da bacia do Guadiana em termos avifaunísticos?
2. Quais os impactos da barragem de Alqueva em algumas das espécies consideradas prioritárias?
3. Quais os parâmetros de reprodução das populações de Rouxinol-do-mato *Cercotrichas galactotes* e de Toutinegra-tomilheira *Sylvia conspicillata* nidificantes na área de estudo? E quais os impactos da barragem nas populações dessas espécies?
4. Qual a importância para a avifauna das zonas intertidais, das zonas de sapal e das salinas do estuário do Guadiana, áreas que poderão vir a ser afectadas pela regularização dos caudais imposta pela barragem de Alqueva?
5. Numa óptica de conservação, quais as acções mais adequadas com vista a uma gestão apropriada do património ornitológico da bacia do Guadiana?

1.4. ESTRUTURA DO TRABALHO

No Capítulo 2 apresentamos uma caracterização sumária da bacia do Guadiana relativamente (1) aos seus aspectos biofísicos mais determinantes (geografia, geomorfologia, pedologia, clima e fitogeografia), (2) aos aproveitamentos hidráulicos existentes na bacia e a alguns aspectos da sua hidrologia e (3) aos valores do seu património natural.

No Capítulo 3 delineamos o estabelecimento de prioridades de conservação para a avifauna associada à bacia do Guadiana, através da aplicação de um sistema composto baseado em variáveis relativas à biologia e vulnerabilidade das espécies. Ainda neste Capítulo, apresentamos uma avaliação dos impactos que a construção da barragem de Alqueva irá ter em algumas das espécies consideradas mais importantes em termos de conservação.

Nos capítulos seguintes apresentamos e discutimos os resultados obtidos das abordagens realizadas na área de regolfo da albufeira de Alqueva e zonas adjacentes e no estuário do Guadiana. Assim, no Capítulo 4 são apresentados e discutidos os impactos sobre as populações de Rouxinol-do-mato *Cercotrichas galactotes* e de Toutinegra-tomilheira *Sylvia conspicillata* nidificantes na área de regolfo da albufeira de Alqueva e zonas adjacentes. No Capítulo 5 apresentamos e discutimos os resultados relativos à abordagem efectuada no estuário do Guadiana, visando (1) a caracterização da situação de referência da avifauna associada às zonas de sedimentos intertidais, salinas e zonas de sapal, (2) uma discussão dos impactos que a construção da barragem poderá ter na composição e dinâmica daquelas comunidades e (3) a proposta de um programa de monitorização.

Por último, no Capítulo 6 procedemos a uma súmula dos impactos do empreendimento e propomos algumas acções de gestão com vista à identificação dos efeitos na avifauna enquadradas numa perspectiva integrada da bacia do Guadiana.

2. A BACIA PORTUGUESA DO RIO GUADIANA: APRESENTAÇÃO DO TERRITÓRIO E GENERALIDADES



2.1. INTRODUÇÃO

O rio Guadiana é um dos grandes rios da vertente atlântica da Península Ibérica. Nasce nas lagoas de Ruidera, no planalto triássico denominado Campo Montiel situado a 1700 m de altitude e percorre cerca de 810 km até à foz entre Vila Real de S.^{to} António e Ayamonte. Do seu curso, 550 km situam-se em Espanha, 150 km em Portugal e 110 km correspondem a troços fronteiriços: 65 km entre a foz do rio Caia e a foz da rib.^a de Cuncos e os últimos 45 km entre a foz do rio Chança e o oceano Atlântico (LOUREIRO 1982). A sua bacia hidrográfica ocupa na totalidade uma superfície de 66 960 km² (55 260 km² em Espanha – 83% e 11 700 km² em Portugal – 17%) e apresenta um sentido geral este-oeste (**Fig. 2.1**). Ao entrar em Portugal o rio adopta um traçado quase norte-sul, reunindo as águas do Alentejo oriental e território espanhol contíguo e as da vertente NE da Serra do Caldeirão (RIBEIRO *et al.* 1987).

A altitude média da parte portuguesa da bacia do Guadiana é de 237 m (LOUREIRO 1982), situando-se quase 90% dos seus territórios entre as cotas 100 e 400 m (**Tab. 2.I**).

Em Espanha, os principais afluentes do Guadiana são, de montante para jusante, os rios Ciguela, Bullaque, Ruecas, Lacara e Gévora na margem direita, e os rios Jabalón, Zújar, Matachel, Guadajira e Albuera na margem esquerda. Em Portugal os tributários mais importantes são o Caia, Degebe, Cobres, Vascão e Odeleite na margem direita e Alcarrache, Ardila e Chança na margem esquerda.

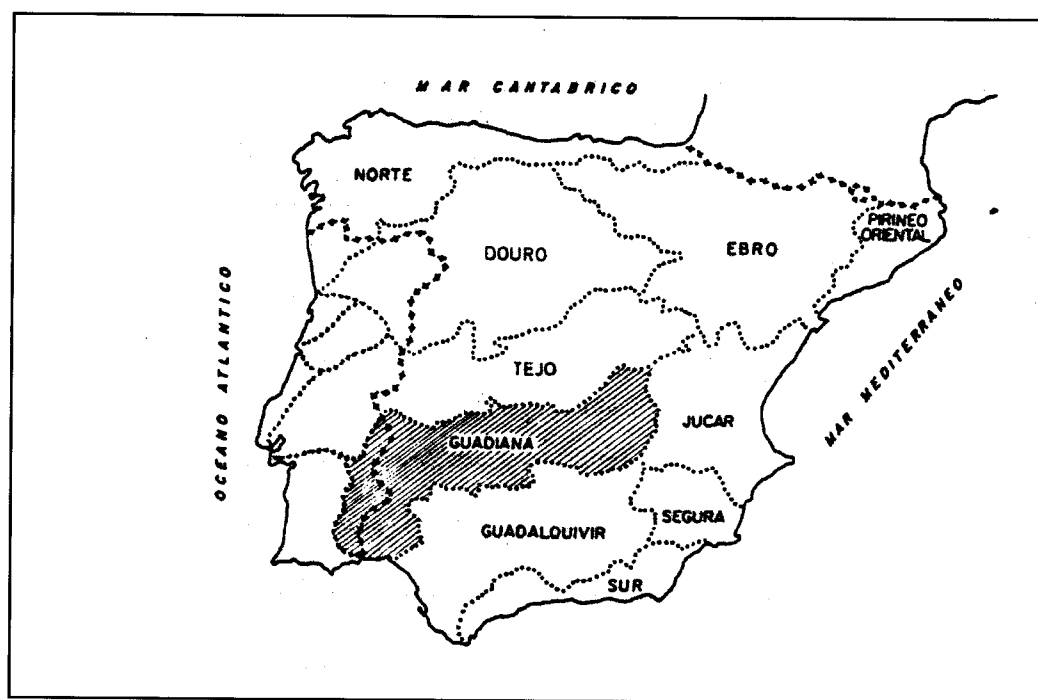


Figura 2.1 – Localização da bacia hidrográfica do rio Guadiana (extraído de LOUREIRO 1982).

Um dos traços mais peculiares da sua bacia hidrográfica reside no facto de não existir uma cabeceira montanhosa, mas antes uma bacia plana quase horizontal que actua como receptor de águas (TERÁN 1954). Genericamente, o seu perfil longitudinal é muito regular (**Fig.2.2**) embora apresente diversos acidentes locais: a planície aluvial na bacia terciária entre Mérida e Badajoz (declive médio de 0,6 m/km); o vale encaixado desde a fronteira até ao Pulo do Lobo (declive médio de 0,8 m/km), mais apertado ao atravessar o bloco da Serra de Portel e um pouco mais alargado ao

atravessar os terraços escalonados da bacia tectónica da Vidigueira; a queda de 13,5 m no Pulo do Lobo; e o leito encaixado entre terraços rochosos a jusante de Ardila (FEIO 1946, RIBEIRO *et al.* 1987).

COTA (m)	ÁREA (km ²)	%
0-50	250	2,10
50-100	525	4,49
100-200	4 475	38,30
200-400	5 907	50,50
400-600	485	4,20
600-800	48	0,40
800-1027	10	0,01
Total	11 700	100,00

Tabela 2.I – Repartição da superfície da parte portuguesa da bacia do Guadiana por intervalos de altitude (adaptado de LOUREIRO 1982).

A parte portuguesa da bacia hidrográfica pode considerar-se inserida na peneplanície alentejana, constituindo as rochas metamórficas cerca de dois terços da superfície da bacia (ALVES *et al.* 2001). O estuário do Guadiana, definido pelo limite de influência da maré, tem cerca de 70 km de comprimento e consiste num vale relativamente encaixado e uniforme, condicionado por formações metamórficas, com excepção do sector inferior, a jusante da ribeira de Beliche. Neste sector inferior, com cerca de 10 km de comprimento, o estuário atravessa uma planície sedimentar dominada por importantes áreas de sapal e formações arenosas (dunas e restingas) (GONZALEZ 1995).

2.2. RELEVO E ESBOÇO GEOMORFOLÓGICO

RIBEIRO *et al.* (1987) consideram que as formas de relevo de Portugal Continental se agrupam em três grandes unidades estruturais: o Maciço Hespérico

(Maciço Antigo Ibérico), as cadeias de enrugamento e as bacias sedimentares terciárias do Tejo e Sado. O Maciço Antigo consiste no conjunto de rochas paleozóicas afectadas pela orogenia hercínica e ocupa o Norte e parte do Centro e Sul do país. As rochas com maior representatividade na área do Maciço são os granitos e os xistos, as quais apresentam comportamentos morfológicos distintos (*e.g.* BRITO 1994). Este facto irá condicionar o aspecto dos cursos fluviais que tendem a ser encaixados e rígidos com vales de fractura nas litologias graníticas e com meandros suaves nas zonas de xisto. Todavia, como refere BRITO (*op. cit.*), esta dualidade poderá ser modificada por condicionamentos locais como por exemplo a herança de superfícies de aplanção antigas e deslocações tectónicas recentes.

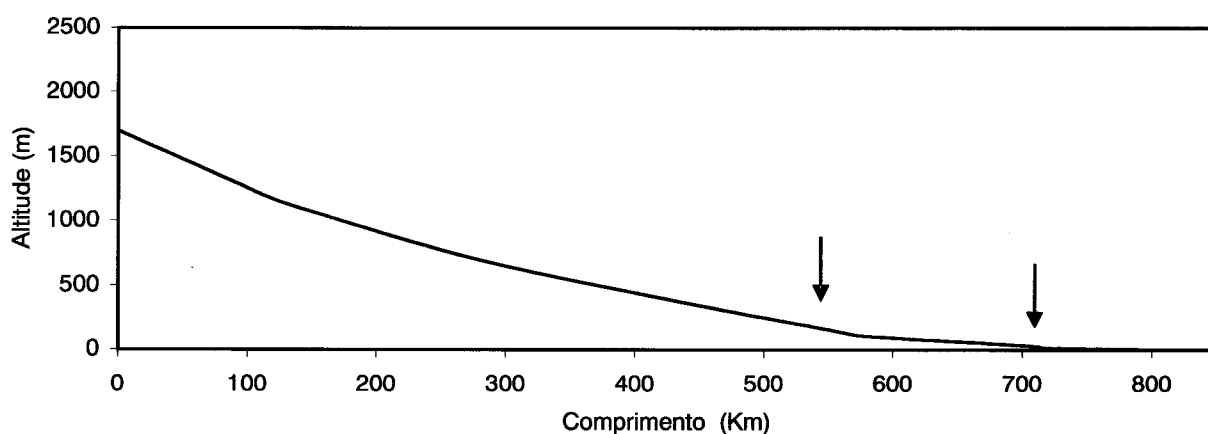


Figura 2.2 – Perfil longitudinal do rio Guadiana. As setas assinalam respectivamente o início do troço em Portugal e o acidente do Pulo do Lobo (adaptado de LOUREIRO 1982).

Com base em características geomorfológicas, FEIO (1946) propôs a divisão dos troços portugueses e internacionais do rio Guadiana nas seguintes secções:

1. Desde a confluência do Caia até à foz do rio Terges (2,5 km a montante do Pulo do Lobo (164 km de extensão);
2. Da foz do Terges até ao Moinho dos Canais (17 km);
3. Do Moinho dos Canais até à foz (79 km).

Na 1.^a secção o rio apresenta um perfil longitudinal de traçado quase rectilíneo e regularizado, descendo de 158,3 m até 26,4 m no Pulo do Lobo. Estas características do traçado do rio, são em parte devidas à existência de 2 depressões importantes, descritas por FEIO & MARTINS (1993): a depressão da bacia de Badajoz e a depressão de Juromenha-Olivença. A primeira estende-se ainda para norte na direcção de Campo Maior, mas é a área situada a leste de Elvas que tem particular interesse pois constitui uma pequena penetração no nosso país da grande bacia sedimentar de Badajoz, cujos depósitos terciários se estendem em Espanha por mais de 150 km (FEIO & MARTINS *op.cit.*). A depressão de Juromenha-Olivença, localizada mais a sul, constitui também uma penetração sedimentar em território nacional da bacia espanhola. Esta depressão é estreita na margem direita do Guadiana, mas na margem esquerda estende-se até às imediações de Olivença. A quebra bem marcada do perfil do rio (fortemente rebaixado) na proximidade de Juromenha é devida à escarpa de Juromenha (FEIO 1946, FEIO & MARTINS 1993) que baixa em 50 m o compartimento a leste e condiciona o traçado do rio em cerca de 1,5 km.

Na 2.^a secção, aproximadamente a partir da foz do rio Terres a velocidade da corrente aumenta em virtude da proximidade da queda do Pulo do Lobo (13,5 m de altura e cerca de 45° de inclinação). O rio vai-se encaixando gradualmente, cavando um novo leito estreito no fundo do vale de tal modo que ao atingir o Pulo do Lobo encaixou-se cerca de 5 m (FEIO 1946). Logo após o Pulo do Lobo, o Guadiana corre numa garganta muito apertada com 20 m de profundidade, de paredes verticais que interceptam o fundo do vale superior em duas arestas bem definidas. Este canhão que o vale inferior forma logo à saída do Pulo do Lobo mantém-se apertado e com paredes abruptas até cerca de 6 km a jusante da queda (próximo de Porto Largo). Mais para jusante o vale inferior continua a alargar-se e em muitos locais as paredes verticais vão sendo destruídas, facto que confere ao vale do rio uma forma em V (FEIO *op. cit.*), conforme se pode observar na **Fig. 2.3**.

A 3.^a secção inicia-se no Moinho dos Canais, local onde chegam as marés vivas, situando-se a limite da influência das marés um pouco mais a jusante nas proximidades de Mértola. Neste troço final o rio corre com um declive muito reduzido e atinge o perfil de equilíbrio. Sensivelmente a partir do Pomarão o vale torna-se mais

largo, embora subsistam as vertentes altas de xistos e grauvaques até abandonar o Maciço Antigo a cerca de 5 km de Vila Real de S.^{to} António (FEIO *op. cit.*).

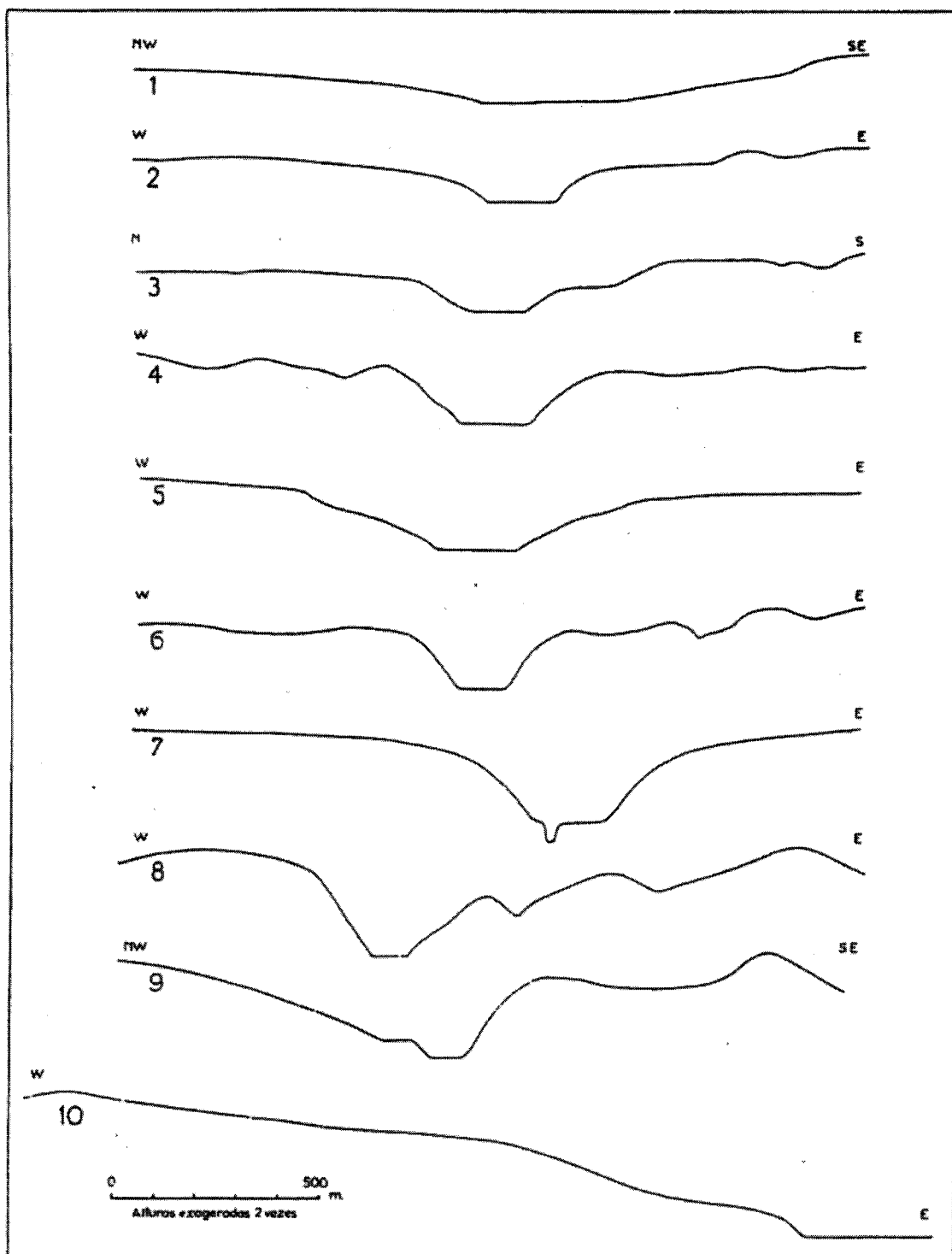


Figura 2.3 – Perfis transversais do rio Guadiana. 1. Senhora da Ajuda (Elvas); 2. Próximo da barragem de Alqueva; 3. Próximo da Barca de Moura; 4. Serrinha; 5. A jusante de Ponte de Quintos; 6. Moinho dos Bugalhos; 7. A jusante 1 km do Pulo do Lobo; 8. A montante 250 m do Moinho dos Canais; 9. Várzea de S. Sebastião, 1,5 km a montante de Mértola. 10. Oliveirinha, entre Alcoutim e Guerreiros do rio (adaptado de FEIO 1946).

O acidente do Pulo do Lobo é único no contexto dos rios portugueses e deve-se a Mariano Feio uma explicação do fenómeno (FEIO *op. cit.*). De acordo com este autor, o Pulo do Lobo é o resultado de uma vaga de erosão regressiva proveniente de jusante e que decorre da dinâmica das fases glaciárias e interglaciárias. Na zona do Pulo do Lobo e nos troços imediatamente a jusante, o Guadiana apresenta como que dois vales: um vale antigo e amplo onde o rio corria antes da glaciação de Würm e um vale rasgado, encaixado no anterior, e que é o resultado da erosão regressiva desencadeada justamente pela descida das águas do mar que ocorreu durante a última glaciação (**Fig. 2.3**, perfil 7).

2.3. CLIMA

A caracterização climática de uma região envolve o recurso a uma classificação sintética de natureza qualitativa, combinando dados de variáveis meteorológicas como por exemplo a temperatura do ar, a precipitação e a humidade atmosférica, registados em estações climatológicas (*e.g.* RIBEIRO *et al.* 1987, MIRANDA *e al.* 1995).

De acordo com a classificação de Thornthwaite – na qual o clima de um local é caracterizado pela evapo-transpiração potencial anual, pelos índices de aridez e humidade e pela eficácia térmica estival (*e.g.* LOUREIRO 1982) –, o clima da bacia do rio Guadiana é o seguinte (MIRANDA *et al.* 1995):

- Mesotérmico sub-húmido húmido na zona planáltica;
- Mesotérmico sub-húmido seco ao longo do vale entre sensivelmente Reguengos de Monsaraz e Mértola;
- Mesotérmico semi-árido na região sul da bacia.

2.3.1. TEMPERATURA

De acordo com MIRANDA *et al.* (1995), na bacia do Guadiana as temperaturas médias mensais variam entre cerca de 9° C em Janeiro e 24° C em Julho, sendo a temperatura média anual próxima dos 16° C. As médias das temperaturas mínimas

variam entre 4° C em Janeiro e cerca de 17° C em Agosto, e as médias das temperaturas máximas variam entre cerca de 12° C em Janeiro e 34° C em Agosto. Estes valores referem-se à normal climatológica para o período 1961/90 e foram obtidos em 21 estações climatológicas do Alentejo. De acordo com os mesmos autores (MIRANDA *et al. op. cit.*), naquele período a temperatura máxima absoluta foi de cerca de 43° C e a mínima absoluta teve o valor de -7° C.

Ainda no que respeita à temperatura do ar, o número médio de dias por mês em que a temperatura mínima é inferior a 0° C e em que a máxima é superior a 25° C fornece uma indicação das condições extremas que podem ser esperadas do ponto de vista térmico. Para as estações da bacia do Guadiana a temperatura do ar é inferior a 0° C em cerca de 13 dias por ano, distribuídos pelos meses de Novembro a Março nas estações de Amareleja e Elvas; no que respeita à temperatura máxima, registam-se valores superiores a 25° C em cerca de 1/3 dos dias do ano e entre Junho e Setembro a temperatura máxima encontra-se maioritariamente acima daquele valor (MIRANDA *et al. op. cit.*).

Em síntese, o ciclo anual médio da temperatura registado nas estações do Alentejo interior é típico do clima mediterrânico, existindo pequenas diferenças entre estações. Todavia, registam-se diferenças interanuais significativas, aparentemente correlacionadas com a pluviosidade (MIRANDA *et al. op. cit.*).

2.3.2. PRECIPITAÇÃO

A precipitação média anual na bacia do Guadiana varia entre cerca de 400 mm a sul de Beja e valores superiores a 700 mm no sector norte da bacia (**Fig. 2.4**). Merece destaque a aderência da isolinha dos 500 mm ao sector termomediterrânico do vale do rio, ocorrendo as maiores precipitações apenas nas cabeceiras da Serra do Caldeirão, próximo de Serpa e nas Serras de Ficalho e da Adiça. Este facto é devido ao anticiclone dos Açores que, na Península Ibérica, desloca a maior parte das massas de ar no sentido W-E pelo que as precipitações ficam usualmente retidas nas encostas oeste e sudoeste das serras do Alentejo e Algarve (CAPELO 1996) A região apresenta uma elevada variabilidade interanual com valores de precipitação a variarem bastante entre um ano seco e um ano húmido típicos. O sector do baixo Guadiana apresenta os valores mais

reduzidos de precipitação anual, com um valor mínimo de 65 mm registados em Mértola (LOUREIRO 1982).

Como é típico no clima mediterrânico, a sazonalidade desta variável climatológica é muito marcada, sendo os valores de precipitação registados durante o “Verão” meteorológico (meses de Junho a Agosto) extremamente baixos em toda a região – da ordem dos 30 mm – sendo a contribuição dos meses de Julho e Agosto praticamente nula (MIRANDA *et al. op. cit.*). Ainda de acordo com os mesmos autores, a distribuição geográfica e distribuição mensal da precipitação apresentam variações anuais significativas.

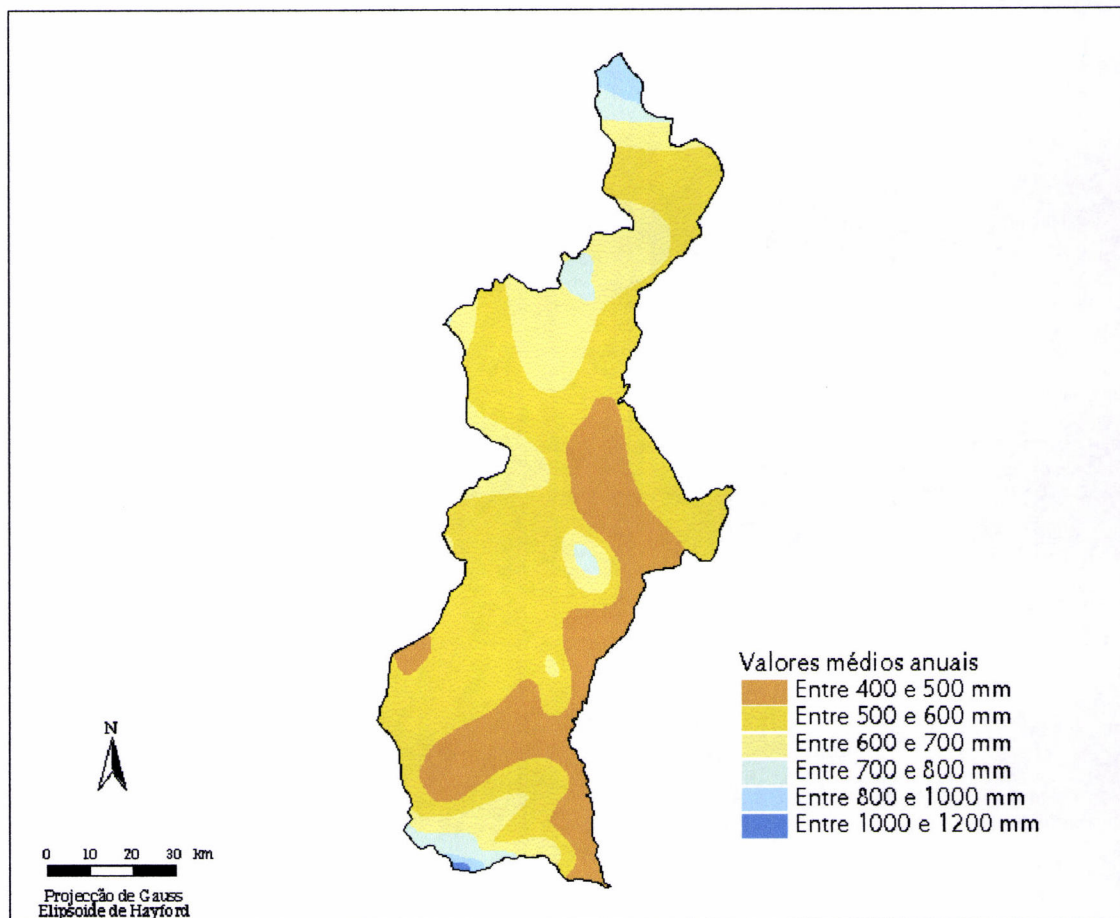


Figura 2.4 – Valores médios anuais de precipitação acumulada (mm) para a bacia do Guadiana (extraído do Atlas do Ambiente, <http://www.iambiente.pt/atlas/>).

Em estudo realizado no Instituto de Meteorologia (COELHO 1993 *in* MIRANDA *et al.* 1995), foi possível detectar a existência de diferenças significativas na precipitação acumulada na Primavera entre as normais climatológicas de 1931/60 e 1961/90, registando-se uma tendência para a diminuição daquela variável na normal mais recente de cerca de 30 mm na região do Alentejo. Porém, no total anual da precipitação não se registaram variações significativas, devido à existência de compensações no período de Outono-Inverno.

Quanto à origem da variação da precipitação na Primavera, MIRANDA *et al.* (*op. cit.*) sugerem que ela se poderá dever (1) a pequenas alterações da circulação atmosférica à escala sinóptica ou (2) a alterações antropogénicas da utilização do solo.

2.4. APROVEITAMENTOS HIDRÁULICOS, REGIME DE CAUDAIS E ESCOAMENTOS

O aumento da capacidade de armazenamento da bacia do Guadiana com vista à satisfação das necessidades de consumo de água para os grandes projectos agrícolas espanhóis, nomeadamente para o *Plano de Badajoz*, tem causado profundas modificações no regime hidrológico do rio. A capacidade de armazenamento em Espanha durante os últimos 50 anos passou de valores praticamente negligenciáveis em 1954 para c. 4500 hm³ em 1981 (LOUREIRO 1982). Este valor manteve-se constante até 1988, ano em que a entrada em funcionamento de novos sistemas de armazenamento praticamente duplicou a capacidade de armazenamento da bacia em apenas 3 anos (BRANDÃO & RODRIGUES 2000). Em Portugal, até à entrada em funcionamento da barragem de Alqueva para a qual se prevê um volume de armazenamento de 4150 hm³, a capacidade de armazenamento da bacia do Guadiana situava-se nos 234 hm³ distribuídos pelos aproveitamentos do Caia (192 hm³), Vigia (17 hm³), Lucefecit (10 hm³) e Monte Novo (15 hm³) (LOUREIRO 1982).

A área de bacia hidrográfica controlada por barragens é de aproximadamente 47 000 km², correspondente a 70% da área total da bacia (ROCHA & BELO 1995). Com Alqueva, aquela área será de 55 000 km² (82% da área total). Porém, tendo em

conta que grande parte da área da bacia a montante de Alqueva já se encontrava controlada por barragens espanholas, o efeito da entrada em funcionamento da barragem será, no caso deste indicador, menos acentuado.

No início dos anos noventa, o aumento da capacidade de armazenamento em Espanha associado à ocorrência de períodos de seca pronunciados, permitiram evidenciar a grande vulnerabilidade dos recursos hidrológicos nesta região para ambos os países ibéricos.

A capacidade de armazenamento das albufeiras altera o regime hidrológico dos rios provocando uma diminuição dos caudais e da frequência e intensidade das cheias, e conduz a alterações na dinâmica sedimentar. No que se refere ao regime dos caudais, ALVES *et al.* (2001) utilizaram os valores médios diários observados na estação hidrométrica de Pulo do Lobo de uma série de 20 anos hidrológicos compreendida entre 1980/1981 e 1999/2000. Os resultados relativos aos valores dos caudais mínimo, máximo e médio estão indicados na **Tabela 2.II**.

Caudais	Valores (m³/s)
Caudal mínimo	0
Caudal máximo	3522
Caudal médio	81
N.º de valores	7035

Tabela 2.II – Caudais médios diários obtidos na estação hidrométrica do Pulo do Lobo (série compreendida entre 1 de Outubro de 1980 e 30 de Setembro de 2000) (adaptado de ALVES *et al.* 2001).

Da variabilidade sazonal existente na área da bacia do Guadiana, a que acresce ainda uma forte variabilidade interanual, resulta uma significativa variação de escoamento. LOUREIRO (1982) verificou que o escoamento acumulado no semestre húmido (Novembro a Abril) é, em média, superior a 80% do escoamento anual. O mês com maior escoamento situa-se entre Janeiro e Março e o mês com menor escoamento entre Junho e Setembro.

LOUREIRO (*op. cit.*) produziu uma carta de isolinhas de escoamento em ano médio e estimou os valores do escoamento médio anual para diferentes secções do Guadiana, com base nos valores dos escoamentos registados em várias estações hidrométricas portuguesas e espanholas localizadas em bacias hidrográficas de tributários do Guadiana, e pela transformação em valores de escoamento dos valores da precipitação determinados para várias secções dos cursos de água através de modelos de regressão precipitação-escoamento. Estas estimativas, apresentadas na **Tabela 2.III**, exprimem uma avaliação das disponibilidades brutas, teóricas em águas superficiais pois baseou-se exclusivamente em valores de caudais naturais.

Isolinha de escoamento (mm)	Isolinha média do escoamento	Área (km ²)	Escoamento (hm ³)
<i>Secção 1: entre Puente Palmas (Badajoz) e ponte de Mourão</i>			
100 – 150	125	3227	403,38
150 – 200	175	180	31,50
Totais	---	3407	434,88
<i>Secção 2: entre ponte Mourão e Pulo do Lobo</i>			
50 – 100	75	1923	144,23
100 – 150	125	4090	511,25
150 – 200	175	1998	249,65
200 – 300	250	484	121,00
300 – 400	350	314	109,90
400 – 450	425	152	64,60
Totais	---	8961	1200,63
<i>Secção 3: entre Pulo do Lobo e foz do Guadiana</i>			
0 – 50	25	432	10,80
50 – 100	75	2515	188,63
100 – 150	125	1194	149,25
150 – 200	175	905	158,38
200 – 300	250	800	200,00
300 – 400	350	231	80,85
Totais	---	6077	787,91

Tabela 2.III – Estimativas do escoamento médio anual para as 3 secções da bacia portuguesa do Guadiana (adaptado de LOUREIRO 1982).

2.5. SOLOS

Conforme se observa na **Fig. 2.5**, na bacia portuguesa do Guadiana predominam os Litossolos (solos esqueléticos), em particular os Litossolos êutricos nos troços a sul de Serpa. Tratam-se de solos que assentam em rocha dura coerente e contínua situada a menos de 10 cm de profundidade e com um pH superior a 5,5 (CARDOSO *et al.* 1973). Entre a foz do Degebe e Serpa predominam os Luvisolos (solos com um horizonte B argílico) com manchas de Cambissolos próximo de Moura, Serpa e Vidigueira, e de Vertissolos na região de Beja.

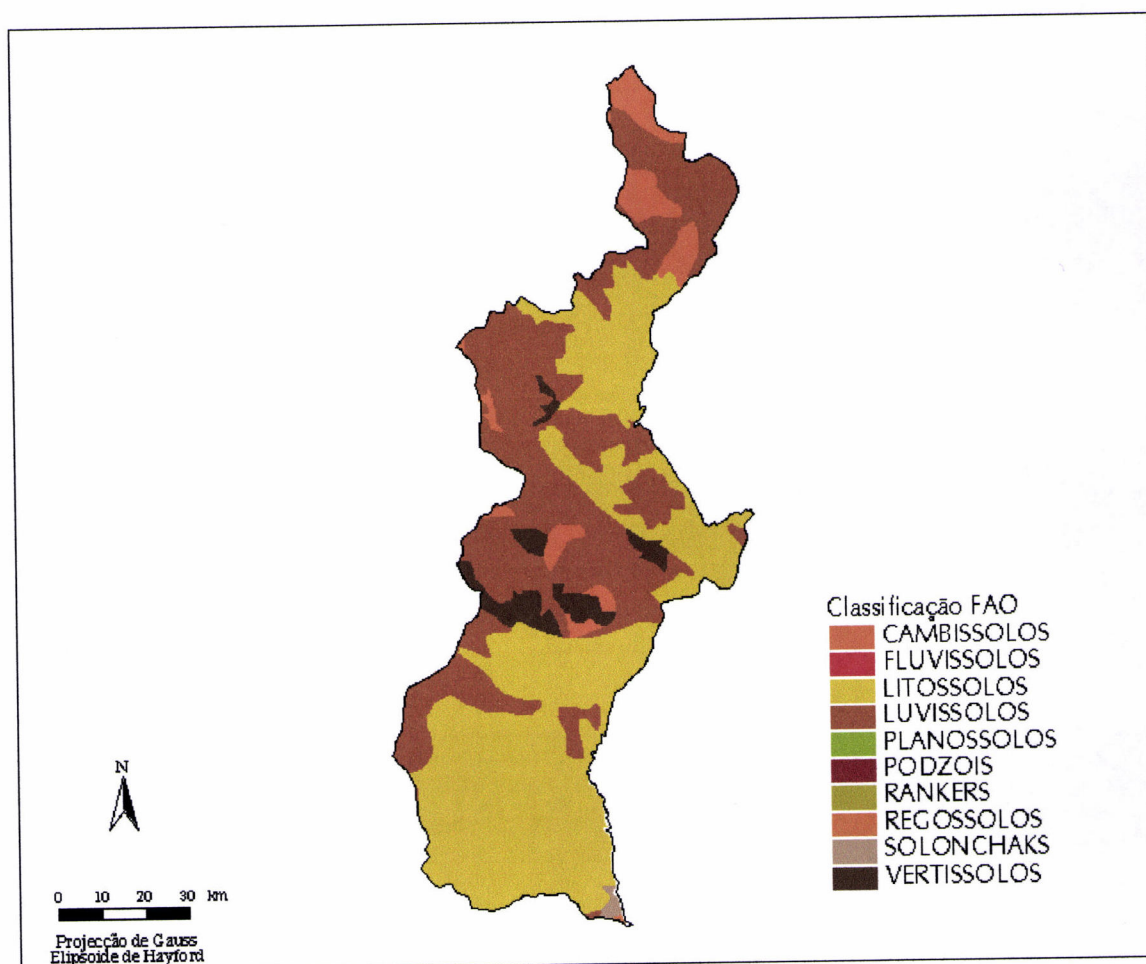


Figura 2.5 – Tipos de solos da bacia do Guadiana (extraído do Atlas do Ambiente, <http://www.iambiente.pt/atlas/>).

Na zona entre Reguengos de Monsaraz e Elvas voltam a dominar os Litossolos êutricos, frequentemente associados a Luvissolos, e nas cabeceiras de Elvas e Campo Maior predominam os Luvissolos e Cambissolos (CARDOSO *et al. op. cit.*).

2.6. FITOGEOGRAFIA, ESBOÇO DA VEGETAÇÃO E UNIDADES DE PAISAGEM

2.6.1. FITOGEOGRAFIA E PRINCIPAIS ASSOCIAÇÕES VEGETAIS

De acordo com a Biogeografia de Portugal Continental (COSTA *et al.* 1998), a bacia portuguesa do rio Guadiana pertence à Província Luso-Extremadurense, uma das maiores da Península Ibérica e abrange os territórios orientais do Sector Mariânico-Monchiquense, nomeadamente os Subsectores Araceno-Pacense e Baixo Alentejano-Monchiquense. No primeiro Subsector, a bacia ocupa territórios dos Superdistritos Alto-Alentejano e Aracense enquanto que no segundo, apenas o Superdistrito Baixo Alentejano (COSTA *et al. op. cit.*). Numa aproximação bioclimática de carácter geral, RIVAS-MARTÍNEZ (1987) inclui a bacia do Guadiana nos andares mesomediterrânico (Índice de termicidade: $210 < I_{tc} < 350$) e termomediterrânico ($350 < I_{tc} < 450$).

CAPELO (1996) apresentou um esboço do coberto vegetal da bacia portuguesa do Guadiana, baseado em conceitos e métodos da Fitossociologia Paisagista.

De acordo com este autor (CAPELO *op. cit.*), no andar termomediterrânico da bacia (influência oceânica com invernos temperados), i.e. a maior parte da bacia a jusante do rio Ardila, destacam-se de entre as formações florestais a associação *Myrto-Quercetum rotundifoliae* que representa os azinhais predominantes neste andar, e apresenta um elenco florístico rico em espécies termófilas. No território de Portugal Continental a sul do Tejo as florestas dominadas por *Quercus suber*, *Q. pyrenaica*, *Q. faginea* e *Q. rotundifolia* – carvalhos perenifólios cuja especiação data do fim do Terciário – têm sido profundamente alterados por acção humana (RIBEIRO *et al.* 1987), originando estruturas de carácter agro-pastoril que, na actualidade, são os montados (e.g. NATIVIDADE 1950). Porém, em locais onde a agricultura não é

possível como em escarpas declivosas ou em áreas inacessíveis, ainda subsistem bosquetes de sobro e azinho com uma estrutura fissionológica que reconstitui os sobreirais e azinhais primitivos (LOUSÃ *et al.* 1995). No andar mesomediterrânico (continental com invernos frios), destacam-se os matos de solos degradados, constituídos por cistáceas, ericáceas, *Ulex* sp. e *Genista* sp., que de resto constituem o elemento dominante da paisagem da bacia (LOUSÃ *et al.* 1995, CAPELO 1996). Estes matos representam etapas avançadas da degradação dos solos e dos ecossistemas florestais originais e são o resultado de desmatações e mobilizações sucessivas.

No que respeita à vegetação ribeirinha, a associação *Ranunculo ficario-Fraxinetum angustifoliae* é a comunidade climática mais comum da bacia do Guadiana (LOUSÃ *et al.* 1995). Geralmente o Freixo *Fraxinus angustifolia* é a espécie dominante, substituído em alguns locais pelo Choupo-negro *Populus nigra*, acompanhados frequentemente por Borrazeiras *Salix salvifolia* (LOUSÃ *et al. op. cit.*). Nos leitos dos rios de regime torrencial, ocorre a associação *Rubus ulmifoliae-Nerietum oleandri* dominada por Loendros *Nerium oleander* e acompanhados por Silvas *Rubus ulmifolius* e Tamujos *Securinega tinctoria* (LOUSÃ *et al. op. cit.*).

FERREIRA & MONTEIRO (1989) observaram que o rio Guadiana é pobre em macrófitos em particular hidrófitos, dado que os substratos rochoso e pedregoso dominantes ao longo do rio não favorecem o seu estabelecimento. Em locais onde o rio corre em leito mais largo, a deposição de sedimentos é mais elevada e ocorrem zonas de areão e vasa, propícias ao estabelecimento de macrófitos.

2.6.2. UNIDADES DE PAISAGEM

O vale do Guadiana e dos seus principais tributários apresentam diversas unidades de paisagem, caracterizadas pela morfologia, composição e estrutura da vegetação e usos do solo. Em termos genéricos, podemos considerar a existência de 5 unidades fundamentais da paisagem da bacia do Guadiana: zonas ribeirinhas, formações arbóreas de azinho e/ou sobro, formações arbustivas, campos agrícolas e sapais.

As **zonas ribeirinhas** têm uma inegável importância ecológica, mantendo a integridade dos ecossistemas aquáticos e controlando o fluxo de materiais entre o rio e o

meio terrestre envolvente (e.g. DÉCAMPS 1993, NAIMAN & DÉCAMPS 1997). No Guadiana e nos seus afluentes as matas ripícolas mais frequentes são características dos cursos de água de regime torrencial, e incluem as espécies *Nerium oleander*, *Tamarix africana*, *Securinera tinctoria* e *Fraxinus angustifolia* (FERREIRA & MONTEIRO 1989). Sucede que os habitats ribeirinhos associados às linhas de água serão os mais fortemente afectados com a construção da barragem de Alqueva. Com efeito, para um NPA da albufeira de 152 m, LOUSÃ *et al.* (1995) referem que serão destruídos por submersão cerca de 52,4% da área ripícola total do leste alentejano e mais de 90% dos vales encaixados existentes na região. As zonas escarpadas constituem uma fracção não negligenciável dos troços de rios como o Guadiana, Degebe e Alcarrache.

As **formações arbóreas** com maior expressão na bacia do Guadiana são em geral os montados de azinho, estruturas que resultam da acção humana ao longo dos séculos nas florestas do Quaternário (e.g. CAPELO 1996), e que apresentam uma elevada importância em termos de diversidade biológica. Os sistemas “montado” e “dehesa” que ocupam mais de 6×10^3 ha na Península Ibérica são formações agro-silvo-pastoris de origem antrópica que apresentam uma elevada estabilidade e produtividade (e.g. BLONDEL & ARONSON 1999). No contexto da Região Mediterrânica, estes sistemas são considerados como muito importantes para a conservação da biodiversidade, tendo em conta a sua importância para muitas espécies prioritárias. Todavia, o declínio das actividades rurais a que se tem assistido nas últimas décadas tem criado condições favoráveis à substituição dos montados por (1) culturas intensivas e (2) plantações de eucaliptos, ou ao seu abandono. Porém, os sistemas “montado” têm vindo progressivamente a merecer o reconhecimento generalizado de que são sistemas de fins múltiplos bem adaptados, economicamente viáveis e adequados para promover um desenvolvimento sustentado de muitas áreas da Região Mediterrânica (e.g. PINTO-CORREIA & MASCARENHAS 1999, PINTO-CORREIA 2000).

As **formações arbustivas** (matos), que como vimos em 2.6.1. constituem o elemento dominante do coberto vegetal da bacia do Guadiana, apresentam variações na sua composição e estrutura, sendo todavia mais frequentes os matos de cistáceas, os matos que resultam da degradação directa de azinhais e sobreirais e os matos de áreas declivosas. Nesta região do país, diversas áreas outrora ocupadas por culturas cerealíferas foram entretanto abandonadas devido a (1) constrangimentos de natureza social e (2) à reduzida produtividade dos solos. Este abandono conduziu a um processo de sucessão secundária da vegetação com domínio acentuado de cistáceas, nomeadamente a Esteva *Cistus ladanifer* e o Sargaço *Cistus monspeliensis* que, por vezes, chegam a ocupar grandes extensões territoriais. Estas formações de cistáceas, em particular de Esteva, apresentam normalmente uma reduzida diversidade vegetal em parte devida à produção de substâncias alelopáticas que impedem o desenvolvimento de outras plantas (DIAS & DIAS 1987).

Os **campos agrícolas** correspondem na sua maioria a zonas integradas no sistema produtivo de culturas arvenses de sequeiro, em cujas rotações tradicionais se incluem as áreas de pousio. As culturas lenhosas permanentes, nomeadamente olivais e vinhas, apresentam alguma expressão no contexto geral da bacia existindo ainda algumas áreas ocupadas por culturas de regadio.

Os **sapais** do estuário do Guadiana ocupam na actualidade uma área de cerca de 850 ha da zona húmida de Castro Marim e Vila Real de Santo António. Outrora muito mais extensos, os sapais encontram-se actualmente muito fragmentados, devido à reclamação que ao longo dos tempos se fez deste tipo de terrenos para a indústria salineira ou para a agricultura (e.g. COSTA 2000). Porém, a agricultura praticada foi progressivamente abandonada, uma vez que os solos são altamente salinos. Como consequência, a vegetação halófitas voltou a ocupar estes terrenos, dando origem a um tipo de sapal com características distintas denominado de “secundarizado” (LOUSÃ 1986). Este sapal difere do sapal primário não só pelo elenco florístico – principalmente nas espécies dominantes – como também pela menor densidade de plantas, havendo uma maior percentagem de solo nu (LOUSÃ *op. cit.*).

2.7. PATRIMÓNIO FAUNÍSTICO

Fruto das suas características geográficas, geomorfológicas e de usos do solo, o património natural da bacia do Guadiana apresenta elevados valores cénicos e biológicos. No parágrafo anterior referimos os aspectos mais significativos relacionados com o valor fitogeográfico da bacia e as unidades de paisagem mais representativas. Nesta secção, faremos uma breve referência aos valores faunísticos associados à bacia do Guadiana que, de um ponto de vista biológico e de importância conservacionista, se afiguram mais relevantes. Nesta apreciação não incluiremos as Aves, grupo que será objecto de análise no próximo capítulo.

Se considerarmos apenas os vertebrados, para cujos *taxa* a quantidade de informação disponível permite uma caracterização mais objectiva da situação, as unidades de paisagem anteriormente referidas albergam um património faunístico de elevado valor, quer pelo número de espécies que lhes estão associadas (ver por exemplo MIRA *et al.* 1994), quer pelo facto de algumas dessas espécies se encontrarem fortemente ameaçadas.

De entre todos os grupos de vertebrados, os Peixes são os que compreendem um maior número de endemismos. Na bacia do Guadiana ocorrem 9 espécies endémicas da Península Ibérica (todas pertencentes à Família dos ciprinídeos). De entre estas espécies, importa destacar as que ocorrem unicamente na bacia do Guadiana: o Saramugo *Anaocypris hispanica* que em Portugal apresenta o Estatuto de Conservação **Em Perigo** (MAGALHÃES & ROGADO 1991), o Barbo de Steindachner *Barbus steindachneri*, o Barbo-de-cabeça-pequena *Barbus microcephalus* e a Boga do Guadiana *Chondrostoma willkommii*. Para além destes endemismos salienta-se a ocorrência do Caboz-de-água-doce *Salaria fluviatilis*, endemismo circum-mediterrânico que em Portugal tem um Estatuto de Conservação **Vulnerável** (MAGALHÃES & ROGADO *op. cit.*) e apenas ocorre na bacia do Guadiana.

No que respeita aos Anfíbios, ocorrem na bacia do Guadiana três espécies endémicas da Península Ibérica: o Tritão-de-ventre-laranja *Triturus boscai*, o Discoglossos *Discoglossus galganoi* e o Sapo-parteiro-ibérico *Alytes cisternasii*. Especial destaque deve ser dado à Relá-meridional *Hyla meridionalis* espécie que em

Portugal parece estar circunscrita à região sul, pelo que cerca de 50% da sua população ocorre na bacia do Guadiana (OLIVEIRA & CRESPO 1989).

De entre os Répteis, importa referir a ocorrência da Cobra-de-capuz *Macropododon cucullatus* espécie que em Portugal apresenta um Estatuto de Conservação **Insuficientemente Conhecido** (CABRAL *et al.* 1990) e cuja distribuição com populações muito localizadas, parece circunscrever-se à porção sul do país (OLIVEIRA & CRESPO 1989). Deste modo, a bacia do Guadiana parece albergar mais de 50% do efectivo nacional da espécie.

Nos Mamíferos, merecem especial destaque pelo seu valor em termos de conservação os Carnívoros, nomeadamente o Lince-ibérico *Lynx pardina* e o Gato-bravo *Felis silvestris*, e os Quirópteros.

O Lince-ibérico é uma espécie endémica na Península Ibérica e tem em Portugal o Estatuto de Conservação **Em Perigo** (CABRAL *et al.* 1990). É considerado o carnívoro mais ameaçado da Europa, em parte devido ao grau de especialização num tipo de habitat – matagais mediterrânicos – e numa determinada espécie de presa – o coelho. Em Portugal foi recentemente alvo de um estudo promovido pelo Instituto da Conservação da Natureza, no qual, utilizando informação relativa ao período 1986-1997, (1) é evidenciada a distribuição fragmentada da espécie, (2) são identificadas e delimitadas cinco populações, (3) é feita uma estimativa do número provável de efectivos de cada uma e (4) são apresentadas outras áreas de ocorrência provável (CEIA *et al.* 1998). Uma das populações consideradas foi designada por *Vale do Guadiana*, sendo apresentada uma estimativa de 4 a 7 indivíduos (correspondentes a cerca de 12% do efectivo nacional) para uma área de 270 Km², sendo o estatuto de reprodução indeterminado (CEIA *et al. op. cit.*). Os dados apresentados referem ainda que se trata de uma metapopulação que inclui quatro núcleos populacionais: Adiça, Barrancos-Contenda, Alcarrache-Guadelim e Chança Internacional. A área delimitada para o núcleo de Alcarrache-Guadelim manifesta uma clara e estreita associação com o vale do rio Guadiana, no troço que se situa entre Pedrogão e Luz, facto que é revelador da elevada vulnerabilidade da espécie às acções decorrentes do EFMA.

No que se refere ao Gato-bravo, trata-se de uma espécie que em Portugal tem presentemente o Estatuto de Conservação **Indeterminado** (CABRAL *et al.* 1990). Apesar de ser uma das espécies de carnívoros pior conhecidas no nosso país, é

reconhecido que as suas populações apresentam grandes descontinuidades e enfrentam o declínio. Na bacia do Guadiana, em particular na área de influência da barragem de Alqueva, SANTOS-REIS (2000) verificou que a situação da espécie se apresenta crítica e fragmentada, tendo sido identificados 2 núcleos principais: bacia do Degebe/Guadiana e Monsaraz/Ribeira de Azevel. O núcleo da Bacia do Degebe/Guadiana afigura-se o mais importante, por ser aquele que concentra um número maior de indícios de presença (SANTOS-REIS *op. cit.*). Foi ainda delimitado um 3.º núcleo – bacia de Alcarrache/Guadelim – que, devido à sua localização espacial, se apresenta como muito importante, devido (1) à sua possível ligação ao núcleo do Degebe/Guadiana e (2) por se encontrar numa mancha de habitat bastante favorável nomeadamente com a presença de afloramentos rochosos. A estreita associação da espécie aos vales dos rios e ribeiras indicia uma elevada vulnerabilidade, já que se tratam das áreas que irão ser mais afectadas com a construção e entrada em funcionamento da barragem. Com efeito, 78,3% das quadrículas onde foi confirmada a presença do Gato-bravo estão situadas na área inundável, facto que ilustra bem a elevada vulnerabilidade da espécie na área de influência de Alqueva (SANTOS-REIS *op. cit.*).

Quanto aos Quirópteros, a bacia do Guadiana alberga alguns importantes abrigos de morcegos cavernícolas em Portugal. No *Plano Nacional de Conservação dos Morcegos Cavernícolas*, PALMEIRIM & RODRIGUES (1992) referem o abrigo de “Moura I”, localizado na margem esquerda do Guadiana, como sendo o segundo mais importante do país e um dos mais importantes da Europa, merecendo especial destaque a existência de colónias de reprodução do Morcego-de-franja *Myotis nattereri* (com algumas dezenas de exemplares) e do Morcego-de-ferradura-mourisco *Rhinolophus mehelyi* (com algumas centenas de exemplares), espécies que em Portugal têm o Estatuto de Conservação **Em Perigo** (CABRAL *et al.* 1990).

Em síntese, o património faunístico associado à bacia do Guadiana apresenta elementos de elevado valor biológico (*e.g.* diversos endemismos) e importância conservacionista, como o atesta a ocorrência de um número apreciável de espécies com um Estatuto de Conservação desfavorável, tanto a nível nacional como internacional.

3. A AVIFAUNA DA BACIA DO GUADIANA: ABORDAGEM GLOBAL



3.1. INTRODUÇÃO E OBJECTIVOS

Os recursos existentes para a conservação da diversidade biológica são sempre mais escassos do que os necessários, independentemente da escala geográfica de actuação ser internacional, nacional ou regional (*e.g.* VANE-WRIGHT *et al.* 1991, SPELLERBERG 1992, MYERS *et al.* 2000, SUTHERLAND 2000). PRIMACK (2002) coloca o problema de um modo pragmático, ao afirmar que o verdadeiro desafio à conservação da diversidade biológica está em encontrar o modo como minimizar a perda da diversidade biológica num ambiente com recursos humanos e financeiros limitados. Como resultado, é inevitável o estabelecimento de prioridades de conservação através de um processo que identifique e estabeleça uma hierarquia de espécies (*e.g.* HIRALDO & ALONSO 1985) e/ou áreas (*e.g.* GÖTMARK *et al.* 1986).

De acordo com PRIMACK (2002), existem três questões essenciais em conservação: o que proteger, como proteger e onde proteger. As respostas a estas questões são necessariamente interrelacionadas e a aplicação dos seguintes critérios pode permitir o estabelecimento de prioridades de conservação:

1. **Distintividade** (distinctiveness): uma comunidade biológica que tenha na sua composição espécies raras, endémicas ou taxonomicamente invulgares, deverá ter prioridade em termos de conservação comparativamente com uma comunidade constituída por espécies comuns e com ampla distribuição.
2. **Ameaça**: espécies em perigo de extinção são prioritárias em termos de conservação. De igual modo, comunidades associadas a ecossistemas ameaçados de destruição deverão ter prioridade.
3. **Utilidade**: espécies que apresentem um valor real ou potencial para a humanidade deverão ter prioridade

O critério mais comum para estabelecer a prioridade de conservação de uma determinada espécie é talvez o seu grau de ameaça ou risco de extinção. Todavia, outros critérios como a raridade da espécie (*e.g.* CODY 1986), a sua importância nos ecossistemas ou o seu endemismo são por vezes utilizados, existindo sistemas que combinam diversas variáveis (para uma síntese ver MACE & COLLAR 2002).

Para abordagens a níveis regionais e nacionais foram já propostos diversos sistemas compostos, mais ou menos elaborados e baseados em variáveis relativas à biologia e vulnerabilidade das espécies, com vista ao estabelecimento de prioridades de conservação da fauna (*e.g.* HIRALDO & ALONSO 1985, GÖTMARK *et al.* 1986, PALMEIRIM *et al.* 1994, AVERY *et al.* 1995, FREITAG & VAN JAARSVELD 1997). Uma das principais críticas à utilização destes sistemas de avaliação reside no facto de não serem enquadrados por um corpo teórico experimentalmente validado, mas antes resultarem de uma necessidade em produzir informação quantitativa que permita o estabelecimento de uma hierarquia (ver ARAÚJO 1998 para uma discussão) para posterior utilização, por exemplo, em opções de gestão territorial. Subjacente a estas críticas, parece estar a dicotomia entre Ecologia e Conservação, ou seja, entre a metodologia hipotético-dedutiva dominante em Ecologia e o pragmatismo na actuação que caracteriza a Conservação (*e.g.* ROGERS 1997).

Objectivamente, os resultados obtidos a partir de um qualquer sistema de estabelecimento de prioridades de conservação serão tanto mais válidos quanto maior a quantidade de informação disponível acerca das espécies envolvidas. Todavia, um sistema com uma grande exigência de informação de base tende a ter uma aplicação

demasiado restrita (PALMEIRIM *et al.* 1994), pelo que a utilização de métodos expeditos que possam ser aplicados mesmo na ausência de informação intensiva sobre as espécies se afigura vantajosa.

Os objectivos deste Capítulo são (1) identificar as espécies de aves consideradas prioritárias em termos de conservação que ocorrem na bacia do Guadiana e (2) avaliar os impactos da construção da barragem em algumas dessas espécies.

3.2. PATRIMÓNIO ORNITOLÓGICO

A importância ornitológica da bacia do rio Guadiana é reconhecida, por exemplo, pela existência de três “Áreas Importantes para as Aves” – *Important Bird Area* (IBA) – no contexto da Europa (GRIMMET & JONES 1989, HEATH & EVANS 2000). Esta classificação é efectuada pela organização BirdLife International e embora não tenha estatuto legal, identifica áreas com especial interesse para a conservação de aves. Existem na área da bacia cinco Zonas de Protecção Especial (ZPE) criadas no âmbito da Directiva 79/409/CEE mais conhecida por “Directiva Aves” e destinadas a garantir a conservação dos habitats das espécies prioritárias. Na bacia do Guadiana existem ainda três áreas incluídas na Rede Nacional de Áreas Protegidas: a *Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António* (criada por decreto-Lei n.º 162/75 de 27 de Março), o *Parque Natural do Vale do Guadiana* (criado por Decreto Regulamentar n.º 28/95 de 18 de Setembro) e, o *Parque Natural da Serra de S. Mamede* (criado por decreto-Lei n.º 121/89 de 14 de Abril) inserido parcialmente na área de estudo.

Associados aos diversos habitats da bacia do Guadiana existe um número importante de espécies de aves raras, ameaçadas ou com um especial interesse de conservação (*e.g.* CABRAL *et al.* 1990). Estão referenciadas para a área da bacia cerca de 230 espécies, merecendo especial destaque a Cegonha-negra *Ciconia nigra*, o Abutre-negro *Aegypius monachus*, a Águia-real *Aquila chrysaetos*, a Águia de Bonelli

Hieraaetus fasciatus, o Peneireiro-das-torres *Falco naumanni*, a Andorinha-do-mar-anã *Sterna albifrons*, o Mocho-real *Bubo bubo* e a Calhandrinha-das-marismas *Calandrella rufescens*.

3.3. ESTABELECIMENTO DE PRIORIDADES DE CONSERVAÇÃO

No sentido de tentar identificar as espécies de aves consideradas prioritárias em termos de conservação associadas à bacia do Guadiana, procedemos à aplicação de um sistema de valorização global das espécies e posterior avaliação de prioridades de conservação. Utilizámos com algumas adaptações a metodologia descrita por PALMEIRIM *et al.* (1994), a qual foi desenvolvida no âmbito do *Plano de Ordenamento da Área de Paisagem Protegida do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina*, actual *Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina* (criado por Decreto Regulamentar n.º 26/95 de 21 de Setembro). De acordo com estes autores, o sistema afigura-se adequado a regiões geograficamente restritas onde a ecologia da maioria das espécies que nela ocorrem é relativamente mal conhecida. Uma das vantagens deste sistema reside no facto de ser bastante expedito e prático na sua aplicação, dado basear-se num conjunto de variáveis biológicas geralmente disponíveis PALMEIRIM *et al.* (*op. cit.*).

3.3.1. METODOLOGIA

3.3.1.1. Espécies incluídas na análise

Foram utilizadas para aplicação do sistema de ordenação todas as espécies de aves que se sabe ocorrerem regularmente (excluimos as espécies de ocorrência ocasional) na bacia portuguesa do Guadiana, à excepção daquelas que em Portugal, Espanha e Europa estão classificadas como *taxa Não Ameaçados* em termos do seu

Estatuto de Conservação. O inventário avifaunístico foi realizado com base em RUFINO (1989), MATOS e CANCELA (1993), MIRA *et al.* (1994), FRANCO (1995), ELIAS *et al.* (1998), PALMA *et al.* 1999, FARINHA & COSTA 1999, COSTA (2000) e nos registos obtidos no âmbito deste estudo. No total, foram objecto desta análise 114 espécies.

3.3.1.2. Variáveis e critérios de valorização das espécies

O sistema de ordenação utilizado assenta no pressuposto de que o esforço de conservação de uma dada espécie numa determinada região deverá depender não só da sua *sensibilidade biológica*, mas também da importância relativa que a região tem para a sua conservação, ou seja da *relevância das suas populações* (PALMEIRIM *et al.* 1994) ou do seu estatuto biogeográfico (MIRA *et al.* 1994).

Cada variável apresenta várias categorias correspondentes a uma pontuação entre 0 e 10. No total utilizámos 7 variáveis relacionadas com a *sensibilidade* das espécies, 4 relacionadas com a *relevância* das suas populações, 3 com o seu *estatuto actual de ameaça* e 3 com a sua inclusão em *Convenções e Directivas internacionais*.

Na **Figura 3.1.** apresentamos a estrutura geral do modelo utilizado para a identificação das espécies prioritárias em termos de conservação e na **Tabela 3.I** os critérios de cálculo das variáveis consideradas na análise. Comparativamente com o sistema descrito por PALMEIRIM (*et al. op. cit.*), introduzimos algumas adaptações essencialmente decorrentes do facto de nos interessar uma aplicação apenas ao grupo das Aves. Procedimento semelhante foi efectuado por DIAS (1999) na sua aplicação do mesmo sistema de prioridades de conservação às aves aquáticas de Castro Marim.

As médias das pontuações das variáveis de *sensibilidade* permitem determinar para cada espécie um *Índice de sensibilidade (IS)*, (1) e, de modo idêntico, um *Índice de relevância (IR)*, (2):

$$IS = \frac{Vs1 + Vs2 + \dots + Vsn}{ns} \quad (1)$$

$$IR = \frac{Vr1 + Vr2 + \dots + Vrn}{nr} \quad (2),$$

em que $Vs1 \dots Vsn$ correspondem à pontuação relativa a cada variável de *sensibilidade*, ns é o total de variáveis de *sensibilidade*, $Vr1 \dots Vrn$ a pontuação relativa a cada variável de *relevância* e nr o total destas variáveis (PALMEIRIM *et al.* 1994, DIAS 1999).

A média entre estes dois índices **IS** e **IR** fornece o *Índice biológico (IB)*, que pretende reflectir conjuntamente a fragilidade biológica das espécies e a importância relativa das suas populações na área de estudo (PALMEIRIM *et al.* 1994).

À semelhança de DIAS (1999), considerámos o *estatuto actual de ameaça* no processo de ordenação das espécies. Para o efeito, calculámos de forma análoga a **IS** e **IR** um *Índice conservacionista (IC)* (3):

$$IC = \frac{Vc1 + Vc2 + Vc3}{nc} \quad (3),$$

em que $Vc1 \dots Vc3$ correspondem à pontuação relativa a cada variável do *estatuto actual de ameaça* e nc é o total das variáveis consideradas.

Para obtermos o *Valor da espécie (VE)*, utilizado para ordenar as espécies de acordo com a sua importância, calculámos a média ponderada entre os índices **IB** e **IC**, por forma a dar um peso maior ao *Índice biológico* (4):

$$VE = (0,75 \times IB) + (0,25 \times IC) \quad (4)$$

Por último, calculámos o *Índice de responsabilização política (IRP)* (5) cuja função é a de proporcionar um elemento adicional em processos de tomada de decisão:

$$IRP = \frac{Vp1 + Vp2 + Vp3}{np} \quad (5),$$

em que $Vp1 \dots Vp3$ correspondem à pontuação relativa a cada variável do *índice de responsabilização política* e np é o total das variáveis consideradas.

Sensibilidade

Para a determinação da sensibilidade das espécies utilizaram-se as seguintes variáveis, com as quais se pretende inferir a sua vulnerabilidade relativa:

1. *Tendência global da população* – considera a tendência actual ou recente das populações de uma espécie, tanto em número de indivíduos como em área de distribuição; conforme a espécie se encontre em declínio, estável ou em aumento e de acordo com o rigor da informação disponível, assim a pontuação que obterá.
2. *Tendência da população em Portugal* – semelhante à variável anterior mas unicamente respeitante às populações portuguesas.
3. *Concentração da população* – assume que espécies cujas populações se concentram numa dada fase do seu ciclo de vida (*e.g.* nidificação em colónias) apresentam uma maior vulnerabilidade do que espécies que não apresentem essa tendência.
4. *Potencial reprodutor* – constitui a soma de duas sub-variáveis:
 - i. *Fecundidade* – número de descendentes potenciais produzidos anualmente por cada fêmea;
 - ii. *Idade da primeira maturação* – determinada com base na idade média da primeira maturação das fêmeas.
5. *Especialização de habitat* – avalia a exigências das espécies em relação a biótopos específicos; adicionalmente, considera que espécies dependentes de biótopos pouco abundantes são mais vulneráveis que espécies também especializadas mas dependentes de biótopos abundantes.
6. *Nível trófico* – considera a posição das espécies nas cadeias alimentares, partindo do princípio que, em média, as espécies são tanto mais vulneráveis quanto mais alta for a sua posição nas cadeias alimentares.
7. *Biomassa média individual* – considera que espécies com maiores dimensões tendem a necessitar de maior quantidade de recursos, a ocupar áreas vitais de maior dimensão e a ocorrerem em menores densidades (*e.g.* CARRASCAL & TELLERIA 1991).

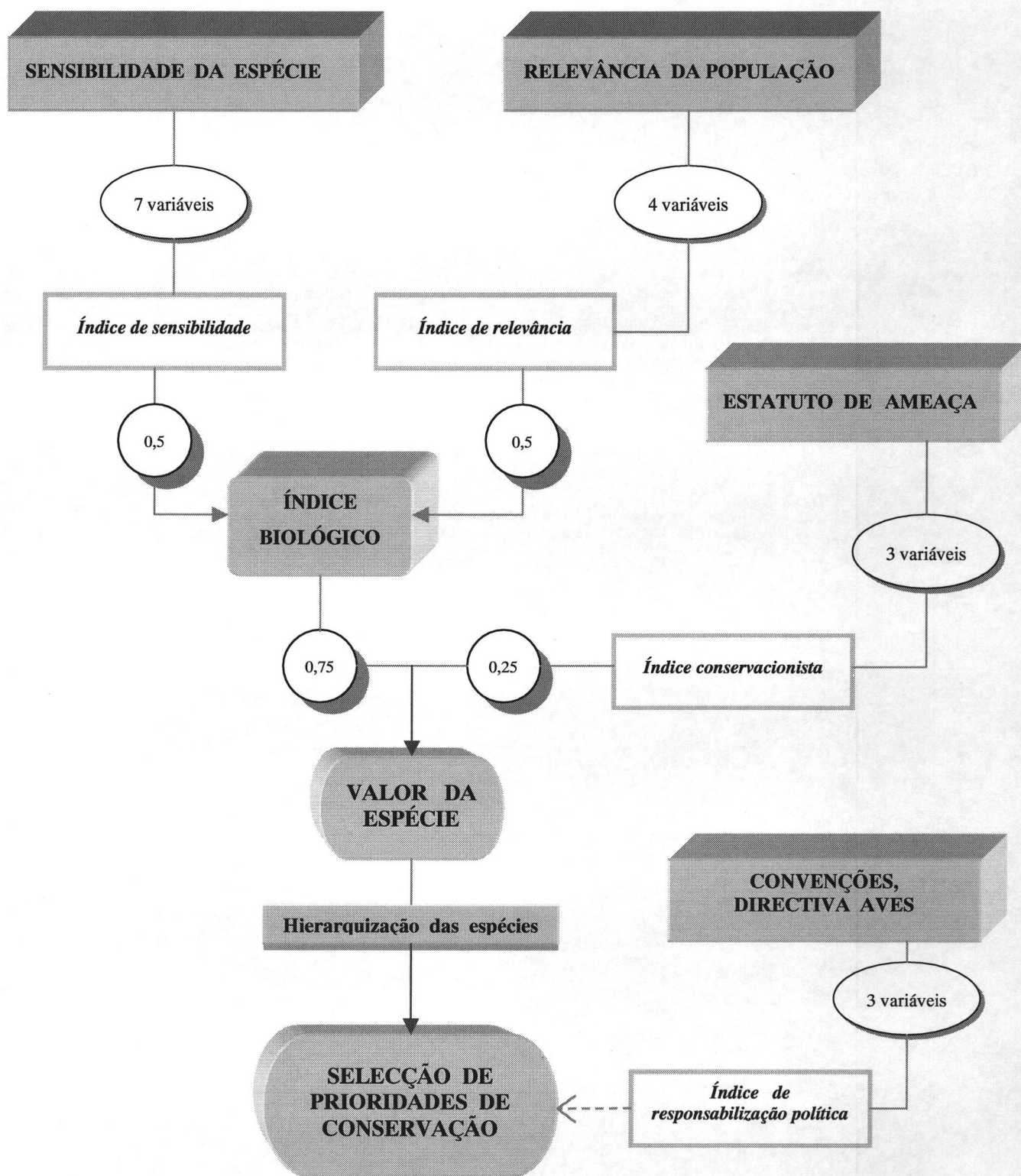


Figura 3.1 – Representação esquemática da estrutura geral do modelo utilizado na identificação das espécies de aves da bacia do Guadiana prioritárias para a conservação (adaptado de DIAS 1999).

SENSIBILIDADE DA ESPÉCIE		
Variável	Critérios	Fontes de Informação mais Relevantes
Tendência global da população	a) população em decréscimo10	BWP ¹ , TUCKER & HEATH 1994, HAGEMEIJER & BLAIR 1997
	b) tendência desconhecida mas população possivelmente em decréscimo8	
	c) a população esteve em decréscimo, mas actualmente está estável ou em aumento6	
	d) tendência desconhecida3	
	e) população estável ou presumivelmente estável2	
	f) população em aumento0	
Tendência da população em Portugal	Critérios idênticos aos da variável anterior	RUFINO 1989, HAGEMEIJER & BLAIR 1997, FARINHA & COSTA 1999, PALMA <i>et al.</i> 1999, COSTA <i>et al.</i> 2003
Concentração da população	a) concentra-se em poucos sítios10	BWP, TUCKER & HEATH 1994, HAGEMEIJER & BLAIR 1997
	b) concentra-se em pequeno número em poucos sítios.....5	
	b) concentra-se em pequeno número em muitos sítios.....3	
	c) não se concentra0	
	1. fecundidade	
Potencial reprodutor	a) menor ou igual a 25	BWP, GÉNSBØL 1989, HAGEMEIJER & BLAIR 1997; HARRISON & CASTELL 1998
	b) entre 3 e 53	
	c) entre 6 e 101	
	d) maior que 100	
	2. idade da 1.ª maturação	
	a) maior que 3 anos5	
	b) entre 2 e 3 anos3	
	c) desconhecida2	
	d) 1 ano1	
	e) menor que 1 ano0	
Especialização de habitat	a) espécie muito especializada, dependente de biótopos pouco abundantes10	BWP, HAGEMEIJER & BLAIR 1997
	b) nem a) nem c)5	
	c) espécie plástica, ou dependente de biótopos abundantes0	
Nível trófico	a) carnívoro10	BWP
	b) misto I (carnívoro + insectívoro <i>sensu lato</i>)8	
	c) insectívoro <i>sensu lato</i>5	
	d) misto II (insectívoro <i>sensu lato</i> + herbívoro) e omnívoro3	
	e) herbívoro0	
Biomassa média individual	a) > 2000 g10	BWP
	b) entre 1500 g e 2000 g8	
	c) entre 1000 g e 1500 g6	
	d) entre 500 g e 1000 g4	
	e) entre 100 e 500 g2	
	f) < 100 g1	

Tabela 3.IA – Variáveis consideradas, critérios de valorização e fontes de informação mais relevantes utilizados no sistema de estabelecimento de prioridades de conservação (A: sensibilidade da espécie). ¹ BWP, é o acrónimo da colecção “The Birds of Western Palearctic”.

Relevância

Para avaliar a relevância das espécies utilizaram-se as seguintes variáveis:

1. *Área de distribuição na Europa* – esta variável considera que a relevância de uma espécie que ocorre na área de estudo é tanto maior quanto menor for a sua distribuição europeia.
2. *Área de distribuição em Portugal* – considera que uma espécie para a qual a área de estudo constitua uma fracção importante da sua área de distribuição nacional, é mais relevante que uma espécie que apresente uma distribuição generalizada no país.

RELEVÂNCIA DA POPULAÇÃO		
Variável	Critérios	Fontes de Informação mais Relevantes
Distribuição na Europa	a) Península Ibérica10	BWP ¹ , TUCKER & HEATH 1994, HAGEMEIJER & BLAIR 1997
	b) Península Ibérica + 1 sector geográfico8	
	c) menos de 30 % da Europa4	
	d) distribuição alargada0	
Distribuição em Portugal	a) localizada10	RUFINO 1989, HAGEMEIJER & BLAIR 1997
	b) menos de 1/3 do país6	
	c) 1/3 a 2/3 do país3	
	d) mais de 2/3 do país0	
Período de ocorrência	a) residente10	RUFINO 1989, CABRAL <i>et al.</i> 1990, HAGEMEIJER & BLAIR 1997, ELIAS <i>et al.</i> 1998, COSTA 2000
	b) migrador nidificante8	
	c) presente todo o ano mas não nidificante6	
	d) invernante ou estival não nidificante5	
	e) migrador de passagem3	
	f) acidental0	
Proporção do efectivo nacional	a) > 50 %10	RUFINO 1989, PALMA <i>et al.</i> 1999, COSTA 2000
	b) 20-50 %8	
	c) 10-20 %6	
	d) 1-10 %3	
	e) < 1 % ou desconhecida0	

Tabela 3.IB –Variáveis consideradas, critérios de valorização e fontes de informação mais relevantes utilizados no sistema de estabelecimento de prioridades de conservação (**B**: relevância da população). ¹ BWP, é o acrónimo da colecção “**The Birds of Western Palaearctic**”.

3. *Período de ocorrência* – considera o tipo de permanência da espécie na área de estudo (fenologia), atribuindo valores mais elevados a espécies Residentes e Migradores nidificantes.

4. *Proporção do efectivo nacional* – esta variável valoriza as espécies para as quais a área de estudo alberga uma fracção importante do efectivo nacional. Não consta do sistema proposto por PALMEIRIM *et al.* (1994), mas foi adaptada da utilização que DIAS (1999) também fez desse sistema de estabelecimento de prioridades de conservação.

Estatuto actual de ameaça

Para determinar o estatuto actual de ameaça utilizámos variáveis que consideram a situação das espécies a nível nacional, peninsular e europeu:

1. *Estatuto de Conservação em Portugal* – estatuto da espécie no nosso país de acordo com o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (CABRAL *et al.* 1990).
2. *Estatuto de Conservação em Espanha* – estatuto da espécie em Espanha.
3. *Estatuto de Conservação na Europa* – estatuto da espécie na Europa. Esta variável também não foi incluída no sistema original (PALMEIRIM *et al.* 1994 utilizaram o estatuto referido no Livro Vermelho da U.I.C.N.).

ESTATUTO ACTUAL DE AMEAÇA		
Variável	Critérios	Fontes de Informação mais Relevantes
Estatuto de Conservação em Portugal	a) Em Perigo (E).....10	CABRAL <i>et al.</i> 1990
	b) Vulnerável (V) ou Indeterminado (I).....8	
	c).Raro (R).....4	
	d) Insuficientemente Conhecido (K).....3	
	e) Não Ameaçado (NT).....0	
Estatuto de Conservação em Espanha	Critérios idênticos aos da variável anterior	PURROY 1997, MARTÍ & DEL MORAL 2003
Estatuto de Conservação na Europa	a) Em Perigo (E).....10	TUCKER & HEATH 1994
	b) Vulnerável (V) ou Indeterminado (I).....8	
	c).Raro (R), localizada ou em declínio moderado 4	
	d) Insuficientemente Conhecido (K).....3	
	e) Não Ameaçado (NT) ou não aplicável0	

Tabela 3.IC – Variáveis consideradas, critérios de valorização e fontes de informação mais relevantes utilizados no sistema de estabelecimento de prioridades de conservação (C: estatuto actual de ameaça).

Responsabilidade política

Para o cálculo do índice de responsabilização política utilizaram-se as Convenções de Berna e de Bona e a Directiva Comunitária 79/409/CEE:

1. *Convenção de Berna* – Convenção relativa à conservação da vida selvagem na Europa e transposta para o direito português pelo Decreto-Lei 316/89 de 22 de Setembro. São valorizadas as espécies incluídas nos Anexos II e III desta Convenção.
2. *Convenção de Bona* – Convenção relativa às espécies migradoras, transposta para o direito nacional pelo Decreto-Lei 103/80 de 11 de Outubro. São valorizadas as espécies incluídas nesta Convenção.
3. *Directiva Aves* – Directiva comunitária relativa à conservação das aves selvagens e transposta para Portugal pelo Decreto-Lei 104/99 de 24 de Abril. São valorizadas as espécies incluídas no Anexo I desta Directiva.

RESPONSABILIDADE POLÍTICA		
Variável	Critérios	Fontes de Informação mais Relevantes
Convenção de Berna	a) espécie incluída no Anexo II10	CABRAL <i>et al.</i> 1990
	b) espécie incluída no Anexo III8	
	c) espécie não incluída na Convenção0	
Convenção de Bona	a) espécie incluída no Anexo II10	CABRAL <i>et al.</i> 1990
	b) espécie não incluída no Anexo II0	
Directiva Aves	a) espécie incluída no Anexo I10	CABRAL <i>et al.</i> 1990
	b) espécie não incluída no Anexo I0	

Tabela 3.ID – Variáveis consideradas, critérios de valorização e fontes de informação mais relevantes utilizados no sistema de estabelecimento de prioridades de conservação (**D**: responsabilidade política).

3.3.2. RESULTADOS E DISCUSSÃO

No **ANEXO 1** apresentamos o resultado da ordenação das 114 espécies incluídas na análise. Nas **Tabelas 3.II a 3.III** apenas estão indicadas as 30 espécies com maiores valores dos *Índices de sensibilidade, relevância, biológico e conservacionista* e

na **Tabela 3.IV** indicamos o *Valor da espécie*. Os resultados da aplicação do sistema de ordenação à avifauna da bacia do Guadiana parecem sugerir que a hierarquização obtida reflecte com alguma consistência a sensibilidade e relevância relativas das espécies na região estudada. Note-se que as espécies consideradas como extintas ou possivelmente extintas na área de estudo são as que apresentam um *Valor da Espécie* mais elevado (*Aegypius monachus*, *Aquila adalberti*, *Pterocles alchata* e *Neophron percnopterus*).

Espécie	Índice de sensibilidade (IS)	Espécie	Índice de relevância (IR)
<i>Neophron percnopterus</i>	9,71	<i>Calandrella rufescens</i>	10,00
<i>Aegypius monachus</i>	9,43	<i>Pterocles alchata</i>	9,50
<i>Ciconia nigra</i>	9,14	<i>Aegypius monachus</i>	9,00
<i>Bubo bubo</i>	8,43	<i>Hippolais pallida</i>	9,00
<i>Hieraaetus fasciatus</i>	8,29	<i>Pterocles orientalis</i>	8,50
<i>Sterna albifrons</i>	8,14	<i>Cercotrichas galactotes</i>	8,00
<i>Falco naumanni</i>	8,00	<i>Sylvia conspicillata</i>	8,00
<i>Aquila chrysaetos</i>	8,00	<i>Aquila adalberti</i>	7,50
<i>Gyps fulvus</i>	8,00	<i>Oenanthe leucura</i>	7,50
<i>Grus grus</i>	8,00	<i>Galerida theklae</i>	7,50
<i>Pandion haliaetus</i>	7,71	<i>Melanocorypha calandra</i>	7,50
<i>Chlidonias hybridus</i>	7,71	<i>Milvus milvus</i>	7,50
<i>Otis tarda</i>	7,57	<i>Hieraaetus fasciatus</i>	7,25
<i>Circus cyaneus</i>	7,57	<i>Elanus caeruleus</i>	7,25
<i>Ardea purpurea</i>	7,14	<i>Falco naumanni</i>	7,00
<i>Nycticorax nycticorax</i>	7,14	<i>Otis tarda</i>	7,00
<i>Milvus milvus</i>	7,14	<i>Aquila chrysaetos</i>	7,00
<i>Platalea leucorodia</i>	7,00	<i>Recurvirostra avosetta</i>	7,00
<i>Circus pygargus</i>	7,00	<i>Monticola solitarius</i>	7,00
<i>Circus aeruginosus</i>	6,86	<i>Bubo bubo</i>	6,50
<i>Falco peregrinus</i>	6,86	<i>Lanius meridionalis</i>	6,50
<i>Ardeola ralloides</i>	6,71	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	6,50
<i>Sterna caspia</i>	6,43	<i>Tetrax tetrax</i>	6,25
<i>Phoenicopiterus ruber</i>	6,43	<i>Sylvia hortensis</i>	6,25
<i>Accipiter gentilis</i>	6,43	<i>Calidris alpina</i>	6,25
<i>Calidris alpina</i>	6,43	<i>Podiceps nigricollis</i>	6,25
<i>Charadrius alexandrinus</i>	6,43	<i>Apus melba</i>	6,25
<i>Plegadis falcinellus</i>	6,29	<i>Sterna albifrons</i>	6,00
<i>Aquila adalberti</i>	6,14	<i>Gyps fulvus</i>	6,00
<i>Gelochelidon nilotica</i>	6,14	<i>Netta rufina</i>	6,00

Tabela 3.II – Ordenação das 30 espécies da bacia do Guadiana com valores mais elevados dos Índices de sensibilidade e de relevância.

Além disso, as espécies que apresentam valores mais elevados do Índice de Relevância são aquelas para as quais a bacia do Guadiana apresenta uma importância relativa apreciável para a conservação das suas populações nacionais (*Calandrella rufescens* e *Pterocles alchata*, mas também *Hippolais pallida*, *Cercotrichas galactotes* e *Sylvia conspicillata*).

Espécie	Índice biológico (IB)	Espécie	Índice conservacionista (IC)
<i>Aegypius monachus</i>	9,21	<i>Aquila adalberti</i>	10,00
<i>Hieraaetus fasciatus</i>	7,77	<i>Pterocles alchata</i>	9,33
<i>Calandrella rufescens</i>	7,64	<i>Ciconia nigra</i>	9,33
<i>Neophron percnopterus</i>	7,61	<i>Neophron percnopterus</i>	8,67
<i>Falco naumanni</i>	7,50	<i>Platalea leucorodia</i>	8,67
<i>Aquila chrysaetos</i>	7,50	<i>Ardeola ralloides</i>	8,67
<i>Bubo bubo</i>	7,46	<i>Glareola pratincola</i>	8,67
<i>Pterocles alchata</i>	7,39	<i>Falco naumanni</i>	8,00
<i>Milvus milvus</i>	7,32	<i>Pterocles orientalis</i>	8,00
<i>Otis tarda</i>	7,29	<i>Pandion haliaetus</i>	8,00
<i>Sterna albifrons</i>	7,07	<i>Ardea purpurea</i>	8,00
<i>Gyps fulvus</i>	7,00	<i>Ciconia ciconia</i>	8,00
<i>Pterocles orientalis</i>	6,82	<i>Aegypius monachus</i>	7,33
<i>Aquila adalberti</i>	6,82	<i>Gelochelidon nilotica</i>	7,00
<i>Ciconia nigra</i>	6,70	<i>Otis tarda</i>	6,67
<i>Grus grus</i>	6,63	<i>Streptopelia turtur</i>	6,67
<i>Oenanthe leucura</i>	6,61	<i>Hieraaetus fasciatus</i>	6,00
<i>Hippolais pallida</i>	6,43	<i>Aquila chrysaetos</i>	6,00
<i>Cercotrichas galactotes</i>	6,43	<i>Bubo bubo</i>	5,33
<i>Calidris alpina</i>	6,34	<i>Sterna albifrons</i>	5,33
<i>Pandion haliaetus</i>	6,23	<i>Gyps fulvus</i>	5,33
<i>Ardea purpurea</i>	6,20	<i>Grus grus</i>	5,33
<i>Melanocorypha calandra</i>	6,18	<i>Circus aeruginosus</i>	5,33
<i>Platalea leucorodia</i>	6,13	<i>Nycticorax nycticorax</i>	5,33
<i>Ardeola ralloides</i>	6,11	<i>Recurvirostra avosetta</i>	5,33
<i>Chlidonias hybridus</i>	6,11	<i>Circus pygargus</i>	5,33
<i>Sylvia conspicillata</i>	6,07	<i>Circus cyaneus</i>	5,33
<i>Tetrax tetrax</i>	5,98	<i>Ixobrychus minutus</i>	5,33
<i>Phoenicopiterus ruber</i>	5,96	<i>Elanus caeruleus</i>	5,33
<i>Circus aeruginosus</i>	5,93	<i>Oenanthe leucura</i>	4,67

Tabela 3.III – Ordenação das 30 espécies da bacia do Guadiana com valores mais elevados dos Índices biológico e conservacionista.

Adicionalmente, das 10 primeiras espécies da ordenação, 9 estão classificadas como **Em Perigo** ou **Vulnerável** (CABRAL *et al.* 1990), facto que poderá sugerir uma boa indicação por parte do sistema relativamente a espécies com um Estatuto de Conservação crítico, embora a opção inicial em não incluirmos na análise todas as espécies condicione esta apreciação.

Espécie	Valor da espécie (VE)
<i>Aegypius monachus</i>	8,74
<i>Pterocles alchata</i>	7,88
<i>Neophron percnopterus</i>	7,87
<i>Falco naumanni</i>	7,63
<i>Aquila adalberti</i>	7,62
<i>Ciconia nigra</i>	7,36
<i>Hieraaetus fasciatus</i>	7,33
<i>Otis tarda</i>	7,13
<i>Aquila chrysaetos</i>	7,13
<i>Pterocles orientalis</i>	7,12
<i>Bubo bubo</i>	6,93
<i>Platalea leucorodia</i>	6,76
<i>Ardeola ralloides</i>	6,75
<i>Pandion haliaetus</i>	6,67
<i>Calandrella rufescens</i>	6,65
<i>Ardea purpurea</i>	6,65
<i>Sterna albifrons</i>	6,64
<i>Gyps fulvus</i>	6,58
<i>Glareola pratincola</i>	6,47
<i>Grus grus</i>	6,30
<i>Oenanthe leucura</i>	6,12
<i>Milvus milvus</i>	5,82
<i>Circus aeruginosus</i>	5,78
<i>Hippolais pallida</i>	5,74
<i>Nycticorax nycticorax</i>	5,70
<i>Recurvirostra avosetta</i>	5,67
<i>Circus pygargus</i>	5,65
<i>Chlidonias hybridus</i>	5,58
<i>Circus cyaneus</i>	5,58
<i>Tetrax tetrax</i>	5,49

Tabela 3.IV – Ordenação das 30 espécies da bacia do Guadiana consideradas prioritárias em termos de conservação.

Por último, as 30 espécies incluídas na **Tabela 3.IV** pertencem a nove Ordens e 14 Famílias, estão associadas a habitats diversos e apresentam utilizações funcionais do espaço ecológico distintas. Em nossa opinião, este facto evidencia a diversidade de condições ecológicas existentes na bacia do Guadiana e exprime a importância relativa de alguns dos seus habitats.

Em síntese, os resultados obtidos com a aplicação do sistema de estabelecimento de prioridades de conservação afiguram-se satisfatórios, pelo menos no que respeita às espécies que ocupam posição mais elevada na hierarquia. Todavia, algumas reservas na sua interpretação deverão ser tidas em linha de conta, fundamentalmente devido aos seguintes aspectos:

1. Por um lado a quantidade de informação disponível bem como o seu rigor não são equivalentes para todas as espécies, facto que conduz a que, por vezes, a aplicação dos critérios em algumas variáveis seja algo subjectiva. Todavia, como é referido por PALMEIRIM *et al.* (1994), as imprecisões causadas por esta subjectividade são em grande parte compensadas pela utilização de um número elevado de variáveis e de uma certa redundância existente entre elas.
2. Por outro lado, sob uma perspectiva evolutiva importa considerar que as espécies não são todas iguais e, portanto, não deverão ter todas o mesmo valor, podendo este ser atribuído em função do grau de diferenciação entre organismos. VANE-WRIGHT *et al.* (1991) apresentaram um sistema de avaliação de prioridades de conservação assente no princípio de que a hierarquia da classificação taxonómica (cladogramas) permite estimar graus de diferenciação entre organismos. O sistema proposto por aqueles autores baseia-se na quantificação dos nós dos cladogramas até ao nível da espécie, atribuindo uma maior ponderação às espécies que, de um ponto de vista taxonómico, se apresentem mais isoladas exibindo um menor número de nós. Porém, esta opção em valorizar espécies evolutivamente isoladas não é isenta de alguma controvérsia. ERWIN (1991), por exemplo, refere que as espécies com estas características são as que foram mal sucedidas nos processos de radiação e, eventualmente, podem corresponder a relíquias de linhas evolutivas em declínio, pelo que o processo de valorização de espécies isoladas favorece a conservação de espécies em vias de extinção. O mesmo autor sugere

que as acções de conservação deverão estar preferencialmente focadas para espécies associadas a linhas evolutivas bem sucedidas e, portanto, como um maior valor adaptativo (ERWIN *op. cit.*). Esta opção, todavia, envolve o risco de uma certa redundância que é justamente o de promover a conservação de espécies que apresentam um maior potencial para uma recuperação auto-sustentável.

3. Outra possibilidade que se pode colocar no estabelecimento de prioridades de conservação – e também assente no princípio de que as espécies não são todas iguais – é a de se considerarem as *espécies-chave*, ou seja aquelas espécies cuja presença é essencial para manter a organização e estrutura de um nível de integração superior (*e.g.* MILLS *et al.* 1993). Neste caso, o problema reside no facto de a identificação das *espécies-chave* não poder ser feita *a priori* e nem sempre ser claro quais são as espécies mais importantes para a estabilidade e produtividade dos sistemas biológicos em questão: tanto podem ser as espécies colocadas no topo das cadeias tróficas, como as mais abundantes (*e.g.* PURVIS & HECTOR 2000), estando a sua identificação frequentemente dependente da realização de estudos pormenorizados e de média/longa duração. Consequentemente, a utilização das *espécies-chave* como um objectivo no estabelecimento de prioridades de conservação apresenta dificuldades práticas, mas não podemos ignorar a sua existência em muitos casos.

Concluindo, parece não existir, de facto, uma base inequívoca sobre a qual deva assentar o estabelecimento de prioridades de conservação. De resto, também não existe um critério único que permita medir e avaliar a diversidade biológica (*e.g.* PURVIS & HECTOR *op. cit.*, PRIMACK 2002), pelo que as dificuldades encontradas acabam por reflectir a existência de múltiplos objectivos na conservação da biodiversidade.

MACE & COLLAR (2002) referem que à medida que se amplia a escala de análise utilizada – regional, sectorial, continental – a selecção do critério-chave para o estabelecimento de prioridades de conservação vai também aumentando de importância. No contexto do estudo que efectuámos, julgamos que a opção por um sistema composto foi a mais adequada tendo em conta (1) o facto de se tratar de uma aplicação a uma escala regional e (2) heterogeneidade da informação disponível.

3.4. IMPACTOS DA BARRAGEM DE ALQUEVA SOBRE ALGUMAS ESPÉCIES DE AVES PRIORITÁRIAS

3.4.1. INTRODUÇÃO

Com base no resultado da ordenação apresentada, iremos ver neste parágrafo qual a situação de algumas das espécies consideradas como prioritárias naquela análise na área de influência da barragem de Alqueva, dando particular relevo às aves de rapina. De notar que 6 das espécies classificadas nos 10 primeiros lugares são aves de rapina diurnas facto que exprime o valor biológico deste grupo.

Na área da bacia do Guadiana a comunidade de aves de rapina é bastante rica e nela estão representadas a maioria das espécies que são referenciadas para o contexto ibérico, nomeadamente, para a sua metade Sul (MIRA *et al.* 1994). Com base nos dados de PALMA *et al.* (1999a) e algumas actualizações posteriores (*e.g.* ROSA *et al.* 1999) podemos dizer que nidificam na bacia do Guadiana as seguintes espécies: Peneireiro-cinzento *Elanus caeruleus*, Milhafre-preto *Milvus migrans*, Milhano *M. milvus*, Águia-cobreira *Circaetus gallicus*, Tartaranhão-ruivo-dos-pauís *Circus aeruginosus*, Tartaranhão-caçador *C. pygargus*, Açor *Accipiter gentilis*, Gavião *A. nisus*, Águia-de-asa-redonda *Buteo buteo*, Águia-real *Aquila chrysaetos*, Águia-calçada *Hieraaetus pennatus*, Águia de Bonelli *H. fasciatus*, Peneireiro-das-torres *Falco naumanni* e Peneireiro-vulgar *F. tinnunculus*. De entre as que ocorrem regularmente na área de influência da barragem de Alqueva, merecem especial destaque a Águia-real *Aquila chrysaetos*, a Águia de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* e o Peneireiro-das-torres *Falco naumanni*, espécies com um Estatuto de Conservação desfavorável (CABRAL *et al.* 1990).

3.4.2. CEGONHA-PRETA *Ciconia nigra*

A Cegonha-preta *Ciconia nigra* é uma espécie cuja distribuição paleárctica apresenta algumas descontinuidades: ocorre como migrador nidificante na Península Ibérica, Europa Central e leste europeu e na região da Ásia Central (CRAMP & SIMMONS 1977); a área de invernada destas populações corresponde à África subsahariana e Médio Oriente (DEL HOYO *et al.* 1992). Existe ainda um núcleo nidificante na África Austral, aparentemente isolado das restantes populações (CRAMP & SIMMONS 1977).

Actualmente, a Cegonha-preta não é considerada uma espécie mundialmente ameaçada. No entanto, dados recentes sugerem que deveria ser adicionada à lista de aves ameaçadas a nível mundial (DEL HOYO *et al.* 1992), dado ter sofrido um declínio generalizado, particularmente evidente na Europa Ocidental, onde se encontra ameaçada. A partir da década de 50, os efectivos de Cegonha-preta começaram a recuperar em alguns países da Europa de leste, assistindo-se simultaneamente a um aumento da sua área de distribuição. Considerada como **Vulnerável** na Europa (HAGEMEIJER & BLAIR 1997) e em Espanha (CANO & HERNÁNDEZ 2003), tem um Estatuto de Conservação **Em Perigo** em Portugal (CABRAL *et al.* 1990).

As estimativas populacionais mais recentes sugerem que a população europeia deverá situar-se entre os 6300 e 9000 pares reprodutores (HEATH *et al.* 2000). No que respeita à Península Ibérica, a estimativa mais recente para Espanha é de 387 pares reprodutores (CANO & HERNÁNDEZ 2003), localizando-se na província da Extremadura a fracção mais importante (173 pares).

Em Portugal, no período compreendido entre 1995 e 1997, ROSA *et al.* (2001) detectaram 102-112 pares reprodutores incluindo 16-20 pares nidificantes nas margens espanholas de vales fronteiriços. Estes autores estimaram a população nidificante num valor máximo de 132 pares reprodutores, localizando-se 96% nas bacias hidrográficas dos rios Tejo (57-61 pares), Douro (26-28 pares) e Guadiana (17-19 pares) e referem a existência de indícios que sugerem um ligeiro incremento da população nidificante. Não obstante o facto de os principais núcleos nidificantes se situarem na faixa raiana, a distribuição actual da espécie em Portugal conheceu uma apreciável ampliação para ocidente (ROSA *et al. op. cit.*).

Ainda de acordo com ROSA *et al.* (*op. cit.*), nos troços médio e superior da bacia do Guadiana nidificam 17 pares reprodutores de Cegonha-preta o que corresponde a cerca de 16% da população nacional. Na área de influência de Alqueva, MIRA *et al.* (1994) estimaram em 3-7 o número de pares reprodutores da espécie. Posteriormente,

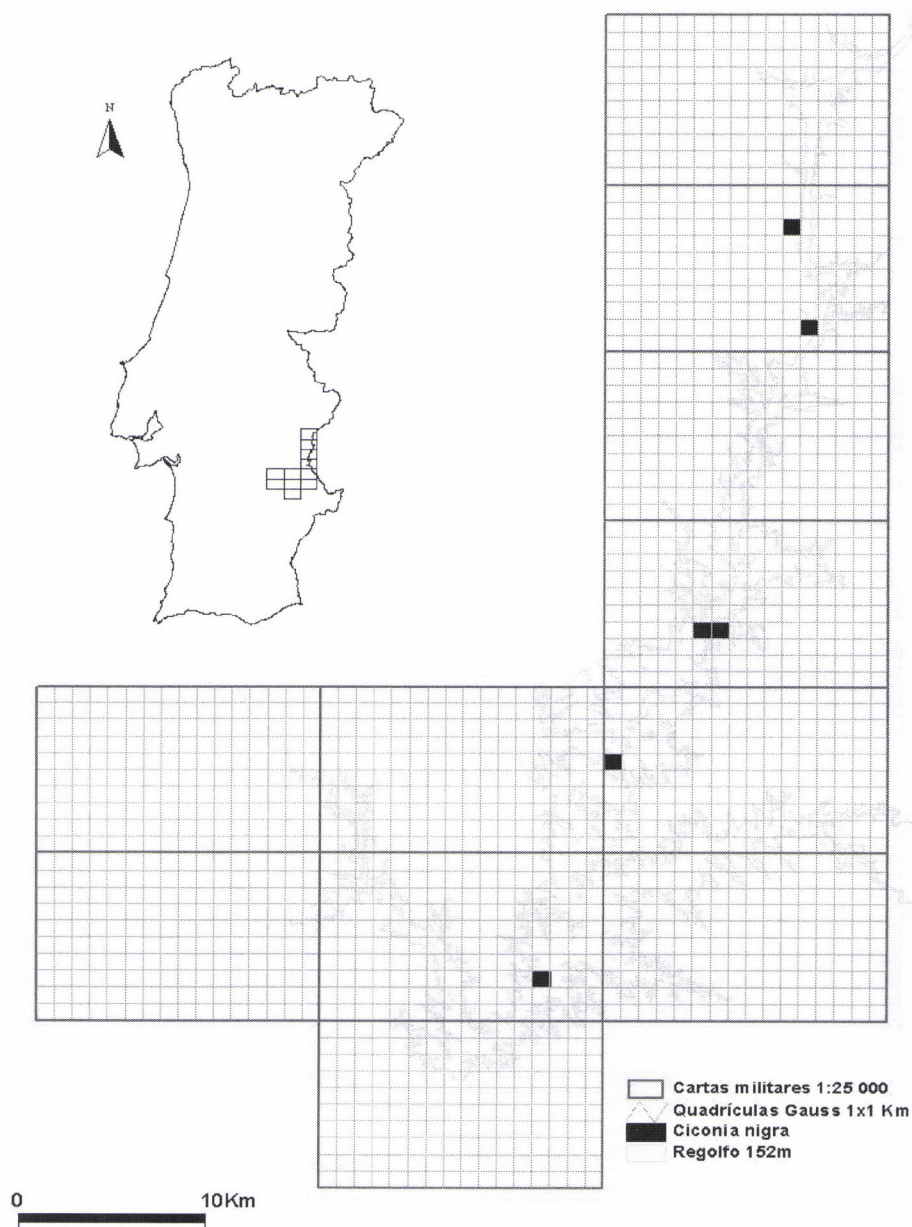


Figura 3.2 – Localização das quadrículas 1x1 km onde se situam os ninhos de Cegonha-preta *Ciconia nigra* referenciados por LOPES *et al.* (2000).

LOPES *et al.* (2000) confirmaram a nidificação da espécie em 4 locais – nas rib.^{as} de Províncias, Cuncos e Azevel e, no Guadiana, entre o Castelo da Lousa e o Moinho de Valadares – e consideraram provável a nidificação em mais 2 locais do Guadiana, pelo que, na área de regolfo da albufeira, deveriam existir pelo menos 6 pares reprodutores (**Figura 3.2**). Todavia, observações complementares levadas a efeito durante a época de reprodução de 2000 permitiram verificar que o número total de ninhos ocupados na área de estudo (os territórios das 11 Folhas da Carta Militar 1:25000) era de 12 (JOÃO ALMEIDA com. pess.), encontrando-se neste total os ninhos detectados por LOPES *et al.* (2000).

A construção da barragem de Alqueva terá um impacto negativo considerável sobre a espécie, o qual se consubstancia em (1) perda directa de locais de nidificação por submersão, (2) aumento da perturbação humana decorrente da existência da albufeira e (3) redução substancial das áreas de alimentação. De entre os pares reprodutores de Cegonha-preta cuja localização do ninho é conhecida, somente o da rib.^a de Províncias (Folha n.º 452 da Carta Militar) não terá as plataformas de nidificação submersas mas, mesmo assim, perderá a quase totalidade dos locais de alimentação e repouso do seu território. A perda total do território e dos ninhos é uma situação comum aos restantes casais (LOPES *et al. op.cit.*).

3.4.3. ABUTRE DO EGIPTO *Neophron percnopterus*

O Abutre do Egipto *Neophron percnopterus* é um migrador nidificante cuja distribuição no Paleártico ocidental abrange a Região Mediterrânica, localizando-se as populações numericamente mais representativas na Península Ibérica, Norte de África e Turquia (CRAMP & SIMMONS 1980). Na Europa, os seus efectivos têm sofrido um declínio acentuado ao longo do século XX, estando a população europeia estimada em 2900-7200 pares reprodutores (HEATH *et al.* 2000). Em Espanha, onde se concentra a maior fracção de efectivos na Europa, as estimativas mais recentes apontam para um total de 1320-1480 pares, registando-se um claro declínio durante os últimos 20 anos (DONÁZAR 2003).

É uma espécie classificada com o Estatuto de Conservação **Em Perigo** na Europa (TUCKER & HEATH 1994) e em Espanha (DONÁZAR 2003), e em Portugal é considerada **Vulnerável** (CABRAL *et al.* 1990).

No nosso país a espécie encontra-se actualmente confinada às regiões raianas. ROSA *et al.* (1999) estimaram a população portuguesa em 117-133 pares distribuídos por 3 regiões: **região I** (Nordeste Transmontano e Beira Alta), abrange os vales alcantilados da bacia do rio Douro a montante do rio Tua; inclui o núcleo de maior dimensão com 95-108 pares e encontra-se aparentemente estável; **região II** (Beira Baixa e Nordeste Alentejano) inclui os vales e escarpas quartzíticas da bacia do rio Tejo a montante da barragem de Belver e a bacia do Guadiana a montante da foz do Caia; a espécie encontra-se em regressão e o núcleo encontra-se estimado em 22-25 pares; **região III** (Sudeste Alentejano) vales alcantilados dos troços médio e superior da bacia do Guadiana; o Abutre do Egito encontra-se presentemente extinto enquanto nidificante (ROSA *et al. op. cit.*). ROSA (1996) refere que no início dos anos oitenta deveriam existir 4-7 pares reprodutores no Sudeste Alentejano, tendo o efectivo da espécie sofrido uma redução para 3 pares 10 anos depois. Em 1994 ainda nidificavam na área 2 pares, mas em 1995 somente foi detectado um par, próximo da foz do rio Degebe, não tendo sido possível confirmar a sua nidificação. De então em diante, a ocorrência da espécie na região é esporádica e, de acordo com PALMA (2001), deverá estar relacionada (1) com movimentos migratórios ou (2) inclusão temporária de indivíduos errantes em bandos de outras rapinas necrófagas.

3.4.4. ABUTRE-NEGRO *Aegypius monachus*

Ocorre ao longo de uma estreita faixa da Região Paleárctica mais ou menos centrada à latitude 40º N, desde o sudoeste europeu até à Mongólia e China (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Na Europa, onde está classificada como **Vulnerável** (TUCKER & HEATH 1994), tem-se assistido a uma redução acentuada da sua área de distribuição e a um declínio marcado dos seus efectivos populacionais (HAGEMEIJER & BLAIR 1997), recentemente estimados em 1200-1700 pares reprodutores (HEATH *et*

al. 2000). Em Espanha, onde ocorre a maior população europeia, a espécie está classificada como **Vulnerável** e os dados mais recentes sugerem uma recuperação dos seus efectivos. Com efeito, em 1989 a população de Abutre-negro nidificante em Espanha foi estimada em 770 pares reprodutores (PURROY 1997), mas em 1992 as estimativas revelavam já a existência de 900-1000 pares (TUCKER & HEATH 1994). Em 2000, o efectivo da espécie era de 1301 pares e, no ano seguinte, foi estimado em 1358 pares. As estimativas actuais são de 1400 pares reprodutores (SÁNCHEZ 2003), valor que se pode considerar extraordinário se tivermos em conta que os resultados do primeiro censo da espécie realizado em 1972 forneceram uma estimativa de 200 pares (PURROY 1997).

Em Portugal o Abutre-negro tem um Estatuto de Conservação **Em Perigo** (CABRAL *et al.* 1990). COVERLEY (s.d.) cita REIS JÚNIOR (1930), ao referir que a espécie não seria rara em algumas regiões do país, nomeadamente no Nordeste Transmontano, e alude ao facto de este autor ter obtido ovos recolhidos nas margens do Guadiana em Mértola. Posteriormente, PALMA (1985), já considerava a espécie como provavelmente extinta como nidificante no território nacional, situação que viria a confirmar-se com a ausência de registos nos anos seguintes (*e.g.* CATRY 1999).

Recentemente, ROCHA & MONTEIRO (1998) e PALMA (1999a) referem a observação regular de um número crescente destes abutres em algumas zonas raianas com habitat adequado e, na sequência de esforços desenvolvidos no sentido de fornecer alimento e plataformas de nidificação para a espécie, SILVA & ROCHA (1996) viriam a relatar as tentativas de nidificação de 2 pares reprodutores, respectivamente na Serra da Malcata e na zona da Contenda, embora sem sucesso em ambos os casos (ver também SILVA *et al.* 1996). Todavia, face ao aumento dos efectivos em Espanha em particular nas regiões da Extremadura e no pressuposto de que esta tendência não se altere, não consideramos improvável que o Abutre-negro venha num futuro próximo a recuperar o estatuto de espécie nidificante no nosso país. Para o efeito, afigura-se essencial garantir (1) a conservação do habitat de ocorrência através de uma correcta gestão florestal nas áreas mais adequadas à ocorrência da espécie (áreas nos concelhos de Barranco e Mértola, no contexto da bacia do Guadiana), (2) uma protecção aos potenciais locais de nidificação e (3) um controlo eficaz a acções de envenenamento,

que de resto constituem na actualidade a maior ameaça em Espanha (e.g. SÁNCHEZ 2003).

3.4.5. ÁGUIA-IMPERIAL-IBÉRICA *Aquila adalberti*

É uma espécie cuja distribuição abrange o extremo ocidental da bacia do Mediterrânico, embora na actualidade apenas se encontre em Espanha (DEL HOYO *et al.* 1994), onde está classificada com o Estatuto de Conservação **Em Perigo** (PURROY 1997). É uma espécie residente, embora existam movimentos documentados tanto de adultos fora da época de reprodução como de juvenis e imaturos, os quais parecem concentrar-se em áreas determinadas e distintas dos territórios de reprodução (PURROY 1997). Ocorre em áreas arborizadas dos andares termo e meso-mediterrânico, em particular nas extensões de montados de azinho e sobre com reduzida presença humana (DÍAZ *et al.* 1996)

GONZÁLEZ & ORIA (2003) referem que até inícios do século XX, a Águia-imperial-ibérica ocuparia a maior parte da Península Ibérica, exceptuando as cordilheiras cantábrica e pirenaica e a Catalunha. A espécie sofreu desde então um forte declínio populacional acompanhado de uma apreciável redução da área de distribuição, e durante as décadas de 1950 e 1960 esteve próximo da extinção. Os resultados do primeiro censo conduzido em Espanha no período 1974-77 permitiram a detecção de 39 pares reprodutores e uma estimativa de 50 territórios (GARZÓN 1977 *in* GONZÁLEZ & ORIA 2003). Cerca de 10 anos depois, os resultados de um novo censo da espécie realizado em 1981-1986 e conduzido com um maior esforço e cobertura, permitiram registar a existência de 92 pares reprodutores e um total de 104 territórios estabelecidos (GONZÁLEZ 1994). De aí em diante, os censos realizados periodicamente têm permitido confirmar a existência de uma recuperação global da população em cerca de 64% (GONZÁLEZ & ORIA 2003).

Em Portugal, PALMA (1985) refere que a Águia-imperial-ibérica teria nidificado ainda em 1977 e estima em 15-20 pares reprodutores a população nidificante até 1974/75. De acordo com o mesmo autor (PALMA *op. cit.*), as profundas alterações

sociais que ocorreram em Portugal na sequência do 25 de Abril de 1974, consubstanciadas na reforma agrária e na actividade cinegética livre e generalizada, terão contribuído bastante para o desaparecimento da espécie. Na mais recente revisão sobre o estatuto das aves de rapina em Portugal, PALMA *et al.* (1999a) consideraram a Águia-imperial-ibérica como provavelmente extinta como nidificante e CATRY (1999) revê toda a informação disponível e considera a espécie como possivelmente extinta.

Não obstante, PAIS (1998) dá conta da existência de 4 observações de indivíduos juvenis ou imaturos no Baixo Alentejo durante os meses de Inverno que considera poderem ser originários dos núcleos populacionais existentes no centro e sul de Espanha. Posteriormente, PALMA (2001) refere a detecção em Fevereiro de 2000 de um indivíduo imaturo morto no interior da Zona de Protecção Especial (ZPE) de Mourão-Moura-Barrancos, e a observação de um outro indivíduo na mesma região em Dezembro do mesmo ano. Ainda de acordo com o mesmo autor (PALMA *op. cit.*), todos estes registos são concordantes com a presença anual de alguns indivíduos, quer na zona de assentamento de grandes águias dos concelhos de Mourão, Moura e Barrancos como ao longo do Vale do Guadiana, e considera tratarem-se de aves provavelmente provenientes de áreas de nidificação próximas na região da Extremadura.

3.4.6. ÁGUIA-REAL *Aquila chrysaetos*

A Águia-real tem uma distribuição Holárctica e ocorre numa gama de habitats diversificados que deverão incluir extensas áreas de caça, normalmente terrenos não cultivados ou sujeitos a pastoreio de baixa intensidade, e locais de nidificação adequados, nomeadamente escarpas rochosas (HAGEMEIJER & BLAIR 1996). Devido à dimensão da sua área de distribuição as estimativas dos seus efectivos carecem de precisão. Na Europa, as estimativas mais recentes sugerem uma dimensão populacional compreendida entre 6600-12000 pares reprodutores (HEATH *et al.* 2000) e o seu Estatuto de Conservação é **Raro** (TUCKER & HEATH 1994).

Espanha é o país que alberga a fracção numericamente mais expressiva do continente europeu, estando os seus efectivos actualmente estimados em 1277-1294 pares reprodutores (ARROYO 2003). Os núcleos populacionais mais importantes encontram-se no sistema Ibérico, Serra Morena e cordilheiras bética e pirenaica (DÍAZ *et al.* 1996). Na segunda metade do século XX, em particular no período entre 1960 e 1990, a população espanhola parece ter perdido cerca de 30% dos seus efectivos, mas presentemente parece apresentar uma certa estabilidade (PURROY 1997, ARROYO 2003).

Em Portugal, a Águia-real parece ter sido comum até ao início do século XX, de acordo com referências e citações disponibilizadas por COVERLEY (s.d.) e TAIT (1924). Posteriormente, PALMA (1985) refere que a população portuguesa sofreu um declínio acentuado em áreas montanhosas, tendo desaparecido da Serra da Estrela e nidificando de modo irregular no Gerês e no Marão. De acordo com o mesmo autor, os vales encaixados dos rios do Planalto Central e áreas adjacentes constituiriam as principais áreas de ocorrência da espécie devido às condições de menor perturbação humana existentes.

Actualmente, o Estatuto de Conservação da espécie em Portugal é **Raro** (CABRAL *et al.* 1990) e as estimativas mais recentes fornecidas por PALMA *et al.* (1999a) para a população de Águia-real nidificante em território nacional são de 51 e 61 pares reprodutores, parecendo evidenciar uma lenta recuperação.

ROSA (1998) fornece elementos relativos ao ano de 1997 e dá uma estimativa da população nidificante compreendida entre 56-63 pares, localizando-se a maior parte dos efectivos no Nordeste do país (42-50 pares). Este autor refere ainda ter sido possível confirmar a nidificação naquele ano de 2 pares no sudeste alentejano – presumimos que na bacia do Guadiana – e admite a possibilidade de ter existido mais um par reprodutor naquela região (ROSA *op. cit.*). Estes dados são concordantes com as estimativas apresentadas por POMBAL (1996) que refere que o núcleo populacional da bacia do Guadiana deverá ser constituído por 3-4 pares reprodutores.

Na área de regolfo da albufeira de Alqueva, foi detectada a presença de um ninho no vale do Guadiana (**Fig. 3.3**).

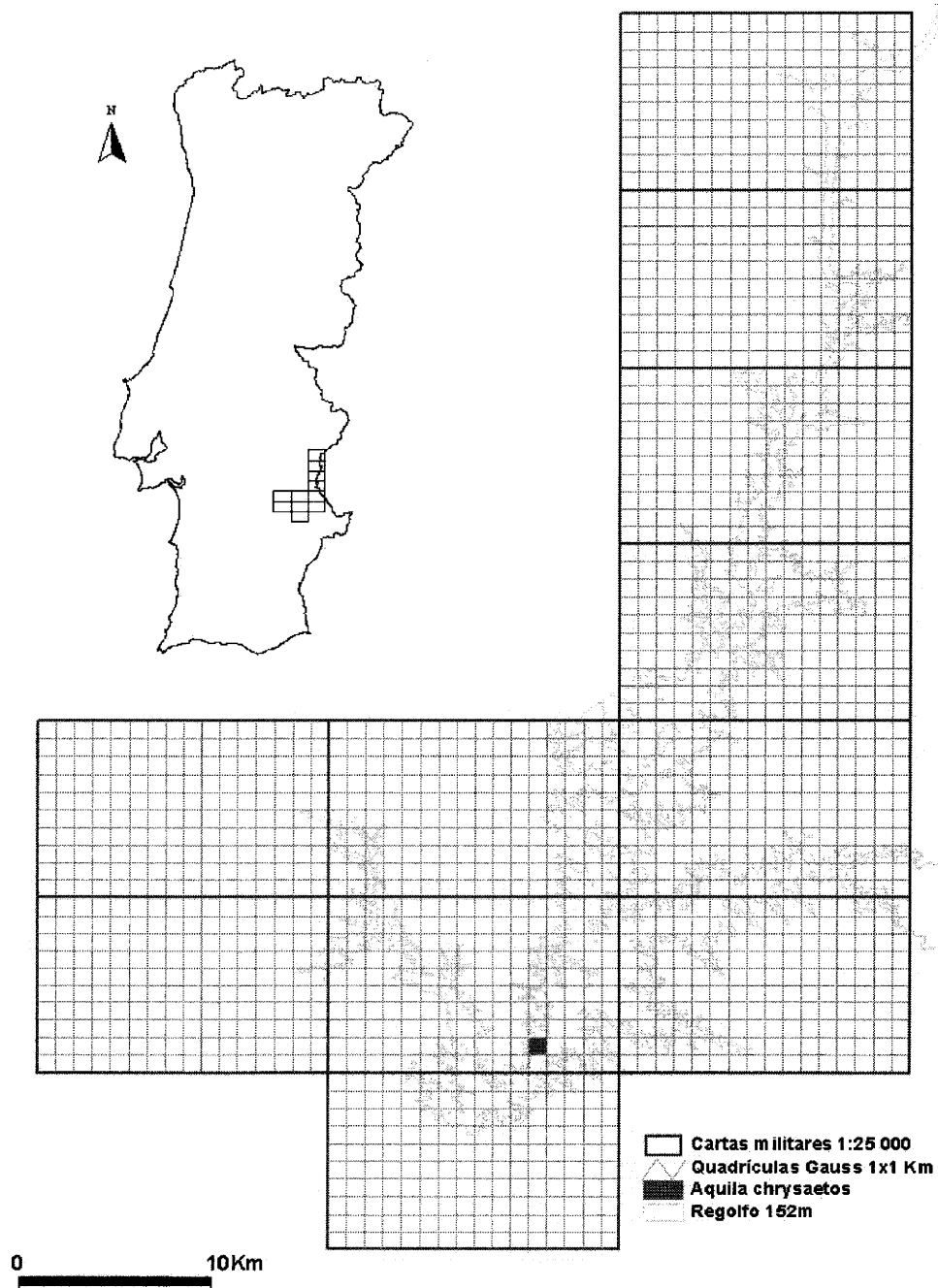


Figura 3.3 – Localização da quadrícula 1x1 km onde se situa o ninho de Águia-real *Aquila chrysaetos* na área de influência da albufeira de Alqueva (adaptado de PALMA 2001).

PALMA *et al.* (2003) documentam a nidificação deste par reprodutor na época de 2001 e referem que durante o período de incubação, a escarpa que servia de suporte ao ninho ruiu devido a fortes chuvas no mês de Março. Durante os meses seguintes foi

possível observar apenas um indivíduo a circular a área onde se situava o ninho, facto que levou estes autores a supor que o outro indivíduo poderá ter morrido quando da queda da escarpa (PALMA *et al. op. cit.*).

3.4.7. ÁGUIA DE BONELLI *Hieraaetus fasciatus*

A Águia de Bonelli é uma espécie que na Europa apresenta uma distribuição limitada aos países da Região Mediterrânica, ocorrendo sobretudo na Península Ibérica, sul de França e Balcãs. Entre 1970 e 1990 a espécie sofreu um declínio muito acentuado na generalidade da sua área de distribuição europeia (TUCKER & HEATH 1994), estando os seus efectivos actualmente estimados em 860-1100 pares reprodutores (HEATH *et al.* 2000), ocorrendo a fracção mais representativa na Península Ibérica (HAGEMEIJER & BLAIR 1997).

Em Espanha, REAL (2003) refere uma estimativa da população nidificante da espécie em 650-713 pares (dados relativos ao período 2000-2002), e sugere um possível decréscimo dos efectivos em cerca de 35% comparativamente com a situação existente dez anos antes, em 1990. Esta diminuição foi mais acentuada em algumas regiões, nomeadamente em Castela e Leão (55%), e na Catalunha e região do Levante (25-50%), mantendo-se aparentemente estáveis as populações nidificantes em algumas zonas das províncias de Andaluzia e Estremadura (REAL *op. cit.*).

No que respeita a Portugal, PALMA *et al.* (1999a) estimam a população de Águia de Bonelli nidificante no território nacional em 77-79 pares reprodutores. Estes autores referem ainda que a espécie tem evidenciado uma tendência regressiva com um declínio estimado em cerca de 15% desde o início dos anos oitenta, à semelhança do que tem sucedido em toda a Europa. PALMA *et al.* (1999b) referem que o núcleo populacional existente nas bacias hidrográficas do Sado e do Guadiana é constituído por 11 pares reprodutores e encontra-se em declínio.

Na área de influência da barragem de Alqueva as prospekções realizadas anualmente desde 1999 (ver PALMA 2001, PALMA *et al.* 2003) permitiram verificar a existência de 3 pares reprodutores, um dos quais se encontra em Espanha na ribeira de

Los Cabriles (**Fig.3.4**). PALMA *et al.* (2003) fornecem informação pormenorizada acerca dos eventos de reprodução dos pares localizados em território nacional nas épocas de 2001 e 2002:

1. No que respeita ao par nidificante no rio Degebe, em 2001, uma postura de 2 ovos produziu 2 juvenis que abandonaram o ninho em Agosto desse ano. Em 2002, de uma postura de 2 ovos apenas 1 eclodiu, verificando-se o desaparecimento do único pinto com a idade de 15-20 dias devido a causas desconhecidas (PALMA *et al. op. cit.*).
2. Quanto ao outro par reprodutor, PALMA *et al.* (2003) referem que em 2001 puderam confirmar a ocorrência de postura no ninho situado no vale do Guadiana, embora não refiram a sua dimensão; esta postura viria a ser abandonada, devido aparentemente a perturbação humana (PALMA *et al. op. cit.*). Ainda na mesma época, as aves mudaram para a ribeira de Alcarrache, tendo construído um novo ninho e realizado uma segunda postura, a qual viria igualmente a ser abandonada aparentemente devido a causas idênticas. Em 2002, foi possível registar a existência de uma postura que foi abandonada após uma semana de incubação, provavelmente devido às acções de desmatção e desarborização então em curso nas áreas circundantes, de acordo com PALMA *et al. (op. cit.)*.

Na actualidade, desconhecemos o destino deste par reprodutor, nomeadamente o que terá sucedido na época de 2003, sendo certo que o ninho na ribeira de Alcarrache foi abandonado por submersão da plataforma onde se encontrava (JOÃO ALMEIDA com. pess.). No que respeita ao par nidificante no Degebe, foi possível verificar que na época de 2003 a reprodução foi bem sucedida tendo sido produzido um pinto voador (PAIS com. pess.).

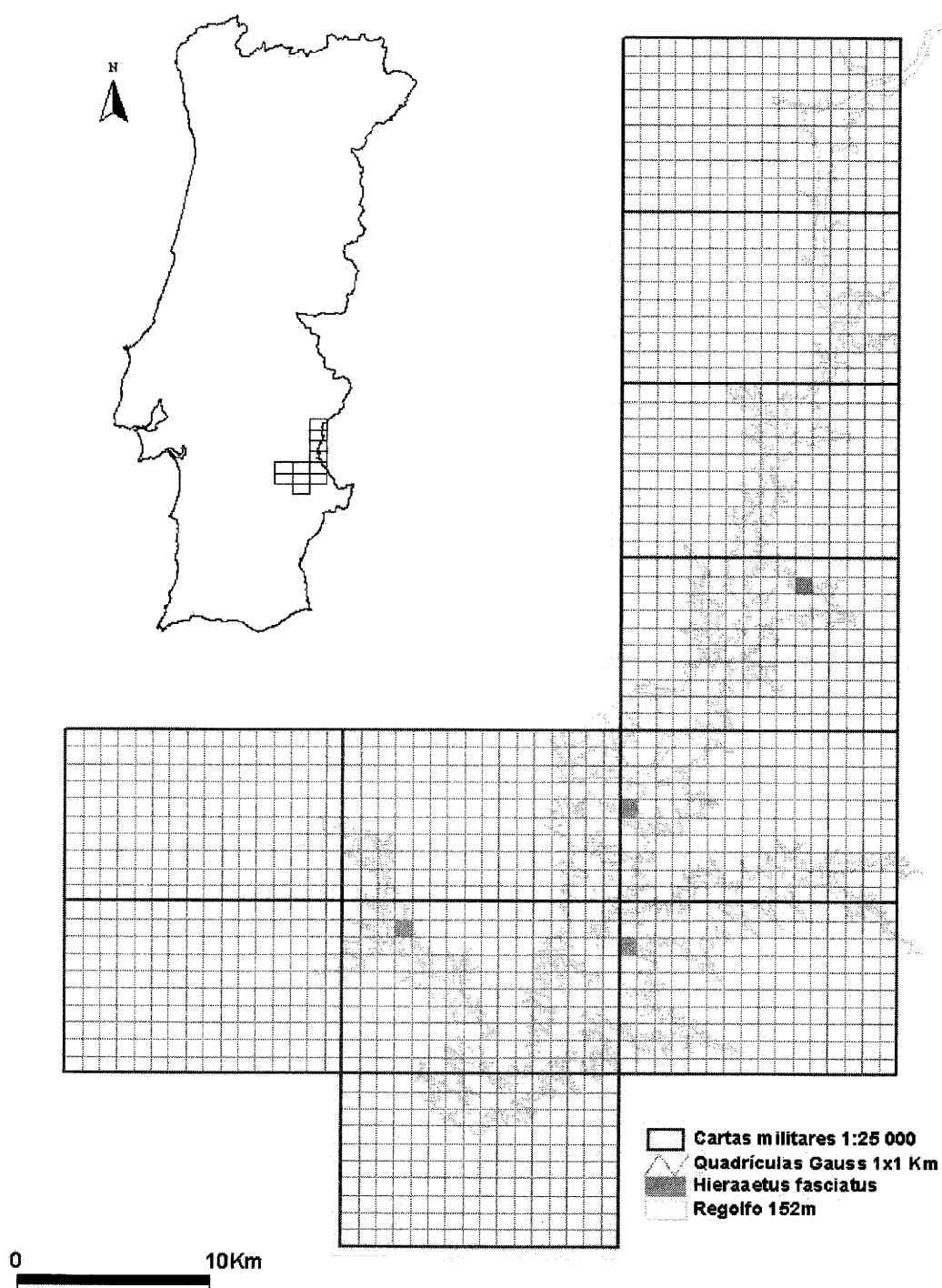


Figura 3.4 – Localização das quadrículas 1x1 km onde se situam os ninhos de Águia de Bonelli *Hieraetus fasciatus* na área de influência da albufeira de Alqueva (adaptado de PALMA 2001 e PALMA *et al.* 2003).

3.4.8. PENEIREIRO-DAS-TORRES *Falco naumanni*

O Peneireiro-das-torres é um migrador trans-sahariano de distribuição paleártica e hábitos gregários, cujas populações europeias se concentram maioritariamente na Península Ibérica, Itália, Balcãs e na periferia dos mares Cáspio e Negro (DEL HOYO *et al.* 1994). Na Europa, onde apresenta o Estatuto de Conservação **Vulnerável** (TUCKER & HEATH 1994), as suas populações têm sofrido um acentuado declínio (HAGEMEIJER & BLAIR 1997), estando os seus efectivos actualmente estimados em 12000-18000 pares reprodutores (HEATH *et al.* 2000).

Em Espanha, onde se localiza a maior fracção nidificante da Europa, a espécie está igualmente classificada como **Vulnerável** e os resultados do primeiro censo nacional realizado em 1989 estimaram a população em 4239-5089 pares (DIÁZ *et al.* 1996), cerca de 5% das estimativas obtidas em meados do século XX (GONZÁLEZ & MERINO 1990 *in* ATIENZA & TELLA 2003). Actualmente, os efectivos da espécie estão estimados em cerca de 12000 pares, facto que é revelador de uma recuperação apreciável da espécie, ainda que pareça seguro que os resultados de 1989 terão sido subestimados (ATIENZA & TELLA *op. cit.*). De acordo com estes autores, a tendência populacional nos últimos 15 anos parece estável a nível nacional, embora possam existir oscilações regionais.

Em Portugal, onde se encontra classificada como **Vulnerável** (CABRAL *et al.* 1990), a espécie foi outrora comum na região sul. ROCHA *et al.* (1996) referem que nos anos quarenta do século passado, terão nidificado só nas localidades de Portalegre, Elvas, Vila Viçosa, Portel, Beja, Évora, Marvão, Evoramonte, Monsaraz, Juromenha, Alandroal, Cacela-Velha e Castro Marim mais de 700 pares. Os mesmos autores afirmam que as colónias em meios urbanos têm vindo a desaparecer desde os anos cinquenta aos anos oitenta, tendo desaparecido por exemplo neste último período a colónia de Castro Marim, cujo último par nidificou em 1986 (ROCHA *et al. op. cit.*). Posteriormente, PALMA *et al.* (1999) estimaram a população portuguesa em 155-165 pares reprodutores, com uma tendência para o declínio muito marcado, embora assinalassem a possibilidade de existirem colónias adicionais e/ou pares isolados. Em 2001, os resultados do censo nacional da espécie forneceram uma estimativa da população nidificante de 286-291 pares reprodutores repartidos por 34 colónias

(ROCHA *et al.* 2002). Na bacia do Guadiana, em Mértola, existe um dos mais importantes núcleos populacionais do país. Em 1994 ROCHA (1996) estimou o seu efectivo em 60 pares, mas em 2001 somente foram detectados 47-48 pares distribuídos por duas colónias (ROCHA *et al.* 2002).

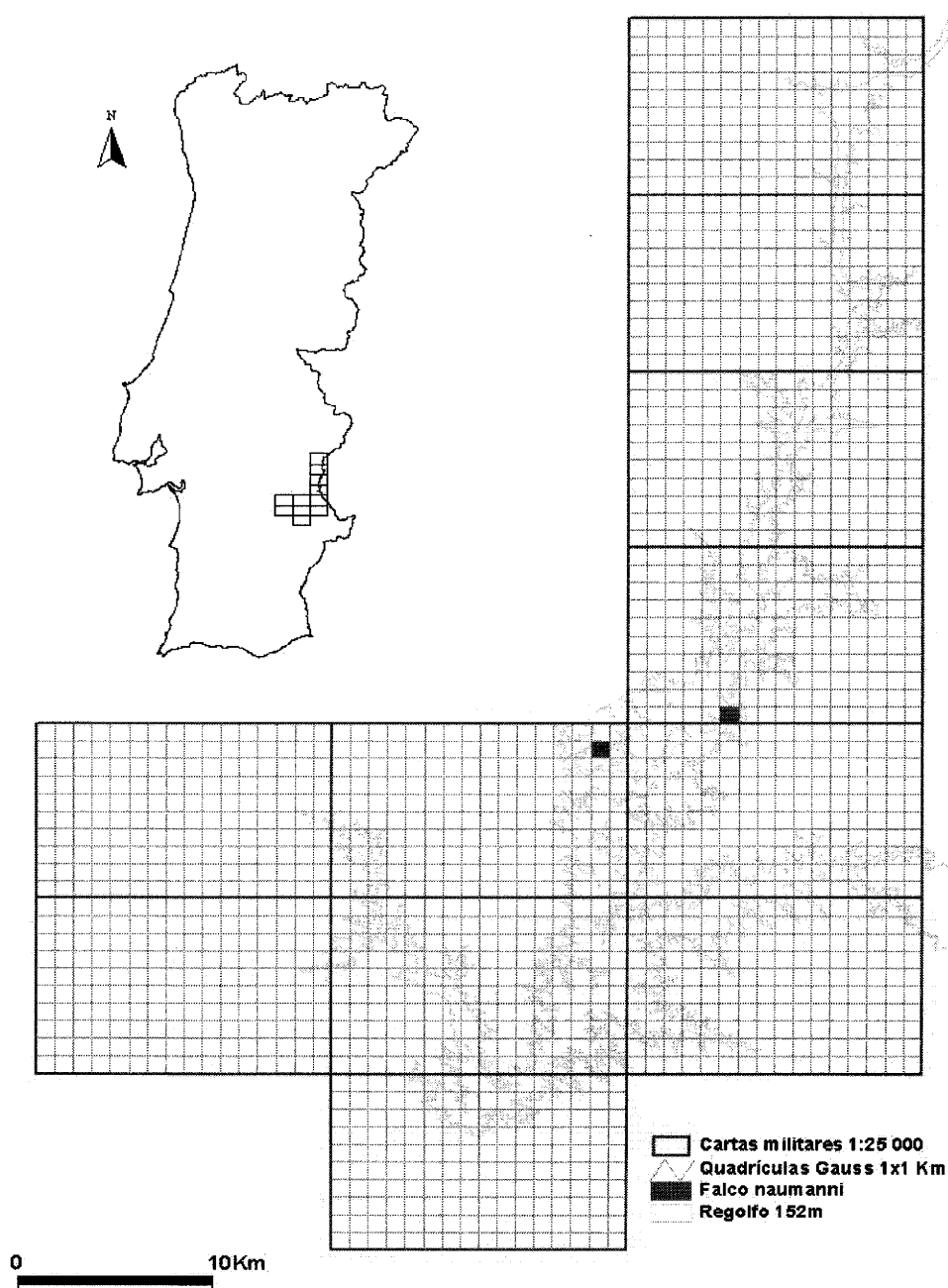


Figura 3.5 – Localização das quadrículas 1x1 km onde se situam os ninhos de Peneireiro-das-torres *Falco naumanni* na área de influência da albufeira de Alqueva (adaptado de PALMA 2001).

Na área de influência de Alqueva, PALMA (2001) refere a existência de 2 pares reprodutores isolados em áreas dominadas por estepes cerealíferas, mas admite a possibilidade de poderem existir outros pares que não tenham sido detectados (**Figura 3.5**).

3.4.9. BUFO-REAL *Bubo bubo*

O Bufo-real *Bubo bubo* é uma espécie do Paleártico que ocorre em grande parte da Europa, à excepção da Islândia e ilhas Britânicas, oeste de França e ilhas do Mediterrâneo e em boa parte da Europa Central (HAGEMEIJER & BLAIR 1997, PURROY 1997). Os seus efectivos sofreram um acentuado declínio no século XIX em toda a Região Paleártica, declínio este que continuou a verificar-se no século XX (CRAMP 1985, HAGEMEIJER & BLAIR 1997) devido essencialmente a perseguição humana (abate ilegal a tiro, pilhagem de ninhos e perturbação directa) (TUCKER & HEATH 1994), mas também fruto de alterações de habitat (*e.g.* CRAMP 1985). A pressão humana tem aliás sido documentada como responsável por uma elevada incidência na mortalidade do Bufo-real na sua área de distribuição mediterrânica (FAJARDO & BABILONI 1994). A partir de meados dos anos setenta, assistiu-se à recuperação de algumas populações da Europa Central aparentemente associada a uma diminuição da perseguição directa e como resultado de alguns programas de reintrodução entretanto implementados (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). No contexto europeu é uma espécie com o Estatuto de Conservação **Vulnerável** (TUCKER & HEATH 1994) e as estimativas populacionais mais recentes sugerem a existência de 12000-42000 pares reprodutores (HEATH *et al.* 2000).

No Sudoeste da Europa, a sua área de distribuição e padrões de abundância parecem ser determinados pela disponibilidade do Coelho *Oryctolagus cuniculus*, a presa principal nos ambientes mediterrânicos (*e.g.* FAJARDO & BABILONI 1994). Em Espanha, é classificada como **Raro** e as estimativas mais recentes dos seus efectivos sugerem uma dimensão populacional mínima de 2345 pares reprodutores (MARTINEZ-CLIMENT & ARROYO 2003).

Em Portugal, nos anos quarenta COVERLEY (s.d.) considerava que a espécie ainda apresentava uma ampla distribuição, embora parecesse evidenciar já um certo declínio. A este propósito, cita REIS JÚNIOR (1932 *in* COVERLEY s.d.) que refere que durante a época venatória de 1931/32 passaram pelos taxidermistas do Porto 42 exemplares adultos de Bufo-real. Em nossa opinião, este facto permite evidenciar (1) que a espécie seria relativamente abundante no Norte (origem provável dos exemplares referidos) e (2) a elevada perseguição movida à espécie. De resto, importa referir que num passado não muito distante a perseguição às espécies predadoras era promovida e em parte realizada por entidades estatais a coberto da necessidade em proteger o património cinegético. SACARRÃO (1980) fornece aliás elementos bastante elucidativos e refere que em 1955 terão sido eliminados, sob a alçada da Comissão Venatória Regional do Sul, 5450 animais “nocivos” (incluindo ovos e ninhos); em 1958 o número aumentou para 7824 incluindo-se naquele rol por exemplo 2 lobos e 21 Bufos-corujões, designação vernácula também utilizada para identificar o Bufo-real.

RUFINO (1989) refere que a espécie apresenta uma distribuição descontínua, parecendo todavia mais comum no interior, e fornece uma estimativa da população compreendida entre 100-1000 pares reprodutores. CABRAL *et al.* (1990) atribuem à espécie o Estatuto de Conservação de **Raro** e consideram-na em regressão. As dificuldades na detecção do Bufo-real justificam parcialmente o facto de a sua distribuição no território nacional ser mal conhecida e a baixa precisão das estimativas disponíveis. Além disso, são escassos os estudos acerca da espécie, constituindo excepção os trabalhos de ÁLVARES & FIGUEIRA (1999), LOURENÇO (2000) e de PINHEIRO (2003). Recentemente, com a incorporação de informação mais actualizada, COSTA *et al.* (2003) estimaram os efectivos da espécie em 200-500 pares reprodutores.

Estudos realizados na Península Ibérica (TELLA & MAÑOSA 1993 *in* PINHEIRO 2003), sugerem que a dieta do Bufo-real se altera como resposta à escassez das suas presas mais importantes, como por exemplo, quando se verifica um decréscimo na população de coelho (*Oryctolagus cuniculus*), evidenciando um certo eclectismo que lhe permite suportar flutuações nos efectivos das suas presas principais.

A construção da barragem do Alqueva irá muito provavelmente ter impactos apreciáveis na população de Bufo-real associada à bacia do Guadiana. Com efeito, de acordo com os estudos realizados por PALMA *et al.* (2003) e PINHEIRO (2003),

existem na área de estudo 26 territórios de Bufo-real defendidos activamente pelo par reprodutor ou apenas por um dos seus membros (PALMA *et al.* 2003) (**Figura 3.6**).

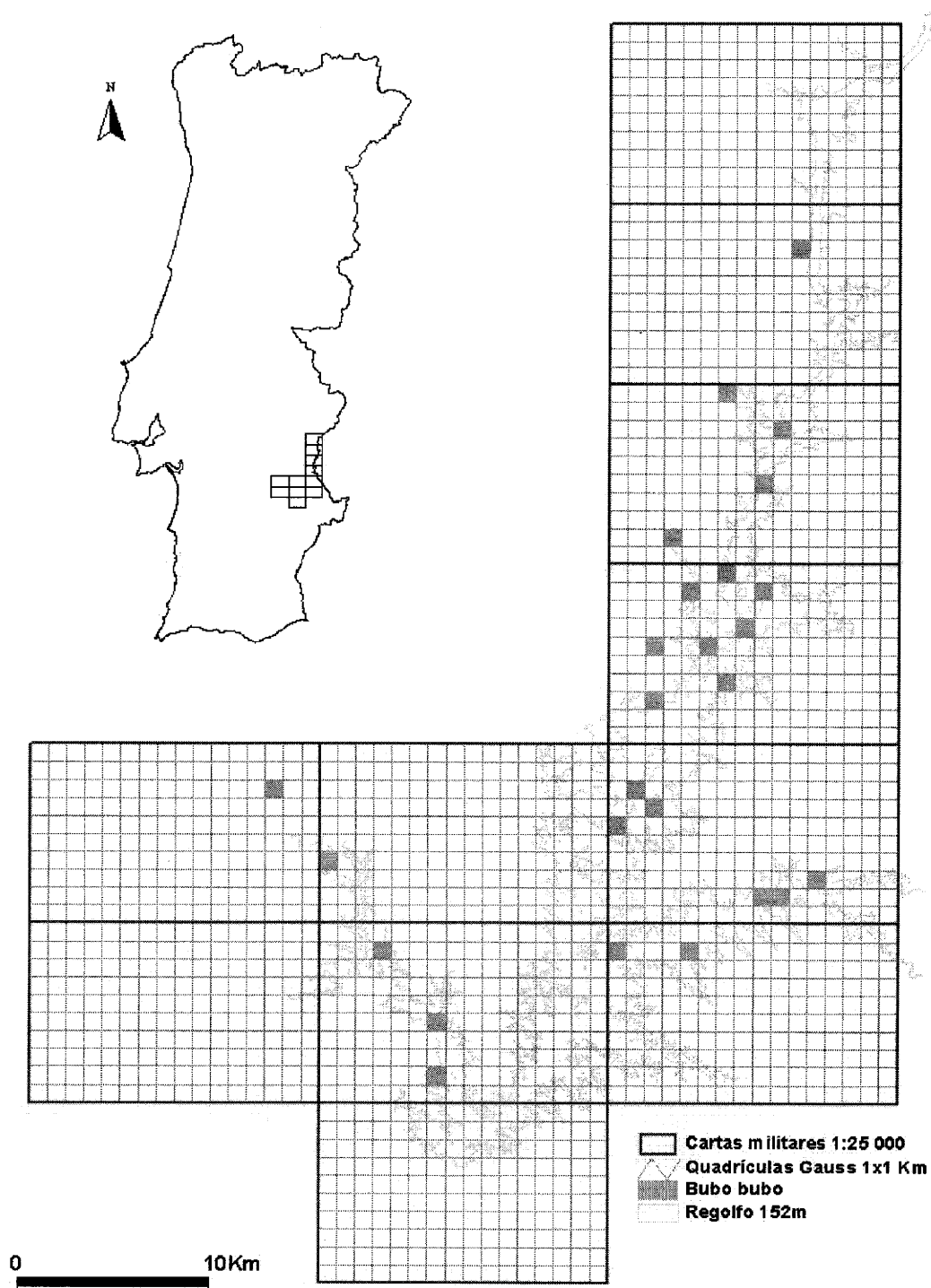


Figura 3.6 – Localização das quadriculas 1x1 km onde se situam os territórios de Bufo-real *Bubo bube* na área de influência da albufeira de Alqueva (adaptado de PALMA *et al.* 2003).

3.5. DISCUSSÃO

Os impactos da construção da barragem de Alqueva, bem como da implementação do EFMA, consubstanciar-se-ão essencialmente na perda e/ou fragmentação de habitats por destruição e posterior substituição por áreas com características ecológicas distintas. Ora a fragmentação de habitats é presentemente uma preocupação central em biologia da conservação e, na opinião de WILCOVE *et al.* (1986), constitui a principal ameaça à maioria das espécies nas regiões temperadas.

Adicionalmente, as mortes directas decorrentes (1) das intervenções na área a alagar (processos de desmatção e desarborização) e (2) do primeiro enchimento, terão impactos apreciáveis na avifauna. É reconhecido que o faseamento no tempo e no espaço dos processos de desmatção e desarborização e o seu acompanhamento praticamente contínuo por biólogos terão minimizado alguns impactos directos, mas não todos. Se é certo que a elevada mobilidade que caracteriza o grupo das Aves permite considerar que o peso relativo deste impacto na avifauna não terá sido equivalente ao provocado em animais de fraca mobilidade (*e.g.* répteis, anfíbios e alguns mamíferos), importa notar que o primeiro enchimento – temporalmente definido a partir do encerramento das comportas da barragem, i.e. a partir de 8 de Fevereiro de 2002 – pode ter afectado negativamente a reprodução de algumas espécies, nomeadamente as mais precoces, por submersão de posturas e/ninhadas.

Com efeito, como se pode verificar na **Figura 3.7**, a progressão vertical do enchimento da albufeira foi muito rápida no primeiro mês comparativamente com os períodos subsequentes, devido essencialmente ao facto de as primeiras cotas de enchimento corresponderem aos vales encaixados. À data do primeiro registo disponibilizado pelo INAG, em 28 de Fevereiro, o nível de enchimento correspondia à cota 92,5 m; um mês depois, em 28 de Março, a 105,95 m; a 29 de Abril era de 111,7 m e em 15 de Julho atingia os 113,95 m.

Como vimos ao longo da secção 3.4., a grande extensão de área alagada ao provocar a destruição de uma parte significativa das galerias ripícolas e habitats

rupícolas dos vales encaixados existentes nesta área da bacia, vai implicar uma redução apreciável do habitat disponível para (1) o estabelecimento de locais de nidificação e (2) áreas de repouso e alimentação. Embora os impactos negativos da construção da barragem sejam aplicáveis a muitas outras espécies, a questão fulcral reside em saber como irão reagir as suas populações à persistência dos efeitos de Alqueva.

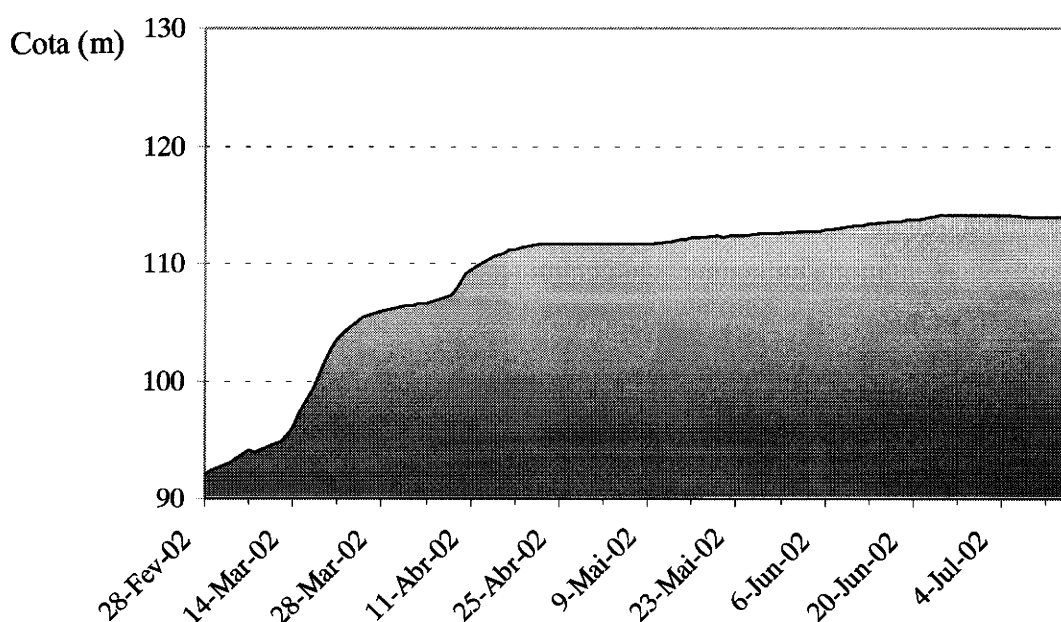


Figura 3.7 – Progressão do nível de enchimento da albufeira de Alqueva após o encerramento das comportas da barragem em 8 de Fevereiro de 2002. Os dados reportam-se aos registos compreendidos entre 28 de Fevereiro e 15 de Julho de 2002, que corresponde grosso modo à época de reprodução para a grande maioria das aves (fonte: INAG).

No que se refere, por exemplo ao Grou *Grus grus*, classificado como **Vulnerável** na Europa (TUCKER & HEATH 1994) e **Raro** em Portugal e Espanha (CABRAL *et al.* 1990), países onde invernam mais de 75% da população ocidental, uma das principais zonas de invernada da espécie em Portugal é na região de Mourão-Moura (ALMEIDA 1992a), sendo previsível que muitos locais venham a ser afectados pela implementação do perímetro de rega. Utiliza preferencialmente campos de cereal e montados com pousio em sob-coberto, pelo que as alterações das práticas agrícolas

tradicionais e a sua substituição por culturas de regadio poderão vir a comprometer a ocorrência da espécie em Portugal.

A alteração dos usos do solo preconizada pelo EFMA com a eventual substituição das culturas arvenses de sequeiro por culturas de regadio poderá vir a ter um impacto considerável também nas espécies associadas às estepes cerealíferas (e.g. Tartaranhão-caçador *Circus pygargus*, Sisão *Tetrax tetrax*, Abetarda *Otis tarda*, Cortiçol-de-barriga-preta *Pterocles orientalis*, Alcaravão *Burhinus oedicnemus*). Como vimos em 3.3.2., muitas destas espécies são prioritárias em termos de conservação (Tabela 3.IV), facto que evidencia a importância dos sistemas de agricultura tradicional extensiva característicos da Península Ibérica para a conservação de diversas espécies (e.g. SUÁREZ *et al.* 1997), algumas globalmente ameaçadas como a Abetarda (TUCKER & HEATH 1994). Na área de estudo existem três zonas principais de estepes cerealíferas: duas localizam-se na margem esquerda do Guadiana – Mourão e Granja – e a restante entre a margem esquerda do rio Degebe e o Guadiana – São Marcos do Campo.

De acordo com MOREIRA (2000), a construção da barragem poderá provocar impactos directos moderados, resultantes da perda de habitat por inundação da área de regolfo, em algumas destas espécies, merecendo maior destaque o Alcaravão e o Sisão, cuja ocorrência parece depender da presença de uma estrutura de mosaico na paisagem agrícola, que permita a utilização de pousios extensivos na Primavera e a frequência de searas fora da época de reprodução. Ainda de acordo com o mesmo autor (MOREIRA *op. cit.*), é difícil prever até que ponto o plano de água da albufeira no troço central do rio Guadiana e no braço da ribeira de Alcarrache, constituirão uma barreira que isole as 3 áreas de estepe cerealífera impedindo o fluxo de indivíduos (pelo menos para algumas espécies).

Algumas espécies serão todavia beneficiadas com a existência de uma albufeira com as dimensões de Alqueva. MIRA *et al.* 1994 referem por exemplo a Gaivota-de-asa-escura *Larus fuscus*, o Guincho *Larus ridibundus*, o Pato-real *Anas platyrhynchos*, o Pato-trombeteiro *Anas platyrhynchos*, o Galeirão *Fulica atra* e a Gaivina-de-bico-preto *Gelochelidon nilotica*. Esta última espécie merece especial destaque, por estar

classificada como **Em Perigo** no contexto europeu e os seus efectivos se encontrarem em declínio (TUCKER & HEATH 1994). É considerada **Vulnerável** em Espanha onde os seus efectivos estão estimados em 3000-3500 pares reprodutores, fracção que corresponde a 80-85% da população ocidental (GUZMÁN 2003) e em Portugal tem o Estatuto de Conservação **Insuficientemente Conhecido** (CABRAL *et al.* 1990). Até muito recentemente, os últimos registos de nidificação confirmada da Gaivina-de-bico-preto datavam dos finais dos anos trinta do século passado (FARINHA & COSTA 1999). Porém, em 2000, LOPES *et al.* (2000) documentaram a nidificação da espécie em 1999 e 2000 na albufeira da Herdade do Esporão (Reguengos de Monsaraz) e referem a observação de outros indivíduos nos rios Degebe e Guadiana. Estes registos evidenciam a importância desta albufeira para a conservação da Gaivina-de-bico-preto (visto ser o único local confirmado onde a espécie nidifica em Portugal) e fornecem boas perspectivas para uma possível colonização de algumas áreas na albufeira de Alqueva. Estas perspectivas vieram a ser confirmadas em 2003 com o registo da nidificação em pequenas ilhas da albufeira de Alqueva de duas colónias cujos efectivos foram estimados respectivamente em 35-40 e 70-90 pares reprodutores (MIGUEL LECOQ com. pess.).

4. ÁREA DO REGOLFO DE ALQUEVA E ZONAS ADJACENTES: IMPACTOS NO ROUXINOL-DO-MATO E NA TOUTINEGRA-TOMILHEIRA



4.1. INTRODUÇÃO

Em termos ambientais, a construção de barragens constitui um processo profundamente polémico graças aos impactos nos sistemas ripícolas e biocenoses associadas (*e.g.* WORLD COMMISSION ON DAMS 2000). No caso da barragem de Alqueva o volume de armazenamento da sua albufeira implicará o alagamento de uma superfície de c. 25 000 ha, provocando alterações substanciais na paisagem da região resultantes da fragmentação de habitats e da alteração dos usos do solo, justamente dois dos fenómenos que mais ameaçam a diversidade biológica do planeta (WOODRUFF 2001). Os impactos sobre o património natural são apreciáveis, merecendo especial destaque (1) a alteração dos actuais padrões de diversidade, (2) a perda de habitat essencial para algumas espécies com Estatuto de Conservação desfavorável e (3) o desaparecimento de fracções importantes de biótopos com elevado valor biológico como os corredores fluviais e montados e formações arbustivas. Adicionalmente, importará referir que para alguns *taxa*, em particular no que respeita aos invertebrados terrestres que de resto representam 90% da biodiversidade do planeta (SAMWAYS

1994), o conhecimento acerca dos padrões de distribuição e abundâncias de diversos grupos é muito reduzido, ou mesmo quase nulo.

Os corredores fluviais são sistemas biológicos que suportam alguns dos habitats terrestres mais dinâmicos, diversificados e complexos (NAIMAN *et al.* 1993, NAIMAN & DÉCAMPS 1997). Constituindo estruturas lineares da paisagem, a importância das bandas ripícolas é incontestável do ponto de vista ecológico, independentemente da sua função como corredor biológico (ROSENBERG *et al.* 1997). Diversos estudos realizados sob uma óptica sin ecológica, têm documentado a existência de gradientes ornitológicos ao longo de sistemas fluviais (*e.g.* ROCHÉ 1986, 1987, 1989, FAIVRE *et al.* 1997) e a importância das bandas ripícolas como corredores ecológicos para as aves (DÉCAMPS *et al.* 1987, MACHTANS *et al.* 1996). Em Portugal, o conhecimento das comunidades orníticas associadas aos corredores ripícolas é ainda reduzido, constituindo exceções os estudos de DIAS (1990) e DIAS & BORRALHO (1999) na região da Serra da Estrela, FRANCO (1995, 1996) no troço médio do vale do Guadiana (região de Mértola) e RABAÇA (*in litt.*) na bacia hidrográfica do rio Sado.

Os montados são biótopos que, do ponto de vista avifaunístico, apresentam valores de riqueza e diversidade dos mais elevados nos meios terrestres da Península Ibérica (*e.g.* PINA *et al.* 1990, RABAÇA 1990a, ALMEIDA 1992b, 1997, MOREIRA & ALMEIDA 1996, LÓPEZ-IBORRA & GIL-DELGADO 1999). As composições qualitativa e quantitativa das ornitocenoses associadas a estas formações variam não só conforme a composição específica dos montados mas também de acordo com as suas características estruturais, *i.e.*, densidade do povoamento arbóreo e tipo de sub-coberto (RABAÇA 1990a, ALMEIDA 1992b). Adicionalmente, os montados têm uma grande importância para as ornitocenoses invernantes, dado albergarem fracções numericamente muito representativas de populações de migradores paleárticos que invernam nas nossas latitudes (*e.g.* PURROY & RODERO 1986, RABAÇA 1990b).

As formações arbustivas (genericamente matos) constituem o elemento dominante do coberto vegetal da bacia do Guadiana. Apresentam variações na sua composição e estrutura sendo todavia mais frequentes os matos de cistáceas, nomeadamente Esteva *Cistus ladanifer* e Sargaço *C. monspeliensis* que chegam a

ocupar grandes extensões de terreno. Para a génese destas formações têm contribuído a destruição de charnecas e montados, a utilização de práticas agrícolas desajustadas e o sobrepastoreio, factores que ao provocarem a degradação de solos já de si muito delgados, conduzem ao seu abandono por parte das populações humanas. Consequentemente, ficam criadas as condições para o estabelecimento e desenvolvimento destas espécies, pioneiras na colonização destes solos esqueléticos (MASCARENHAS 1981).

MIRA *et al.* (1994) consideraram o Rouxinol-do-mato e a Toutinegratomilheira como duas das espécies de Passeriformes cujas populações nacionais seriam mais afectadas pelo EFMA De acordo com os mesmos autores (MIRA *et al. op. cit.*), o Rouxinol-do-mato será provavelmente o Passeriforme mais afectado, tendo em conta que uma fracção apreciável dos efectivos da espécie se encontra associada às linhas de água do vale do Guadiana, como aliás tem sido referido por diversos autores (RUFINO 1989, MATOS & CANCELA 1993, FRANCO 1995, CARDOSO 2000).

4.1.1. OBJECTIVOS

Face ao exposto no parágrafo anterior, os objectivos do presente Capítulo são conhecer a distribuição, aspectos da biologia de reprodução e avaliar os impactos da implementação do EFMA nas populações de (1) Rouxinol-do-mato e (2) Toutinegratomilheira nidificantes na área de influência de Alqueva.

4.1.2. ÁREA DE ESTUDO: LIMITES E CARACTERIZAÇÃO

A área de estudo correspondeu à porção do território nacional incluída nas Folhas n.º 441, 452, 463, 474, 481, 482, 483, 490, 491, 492 e 501 da Carta Militar de Portugal (escala 1:25 000) produzida pelo Instituto Geográfico do Exército, e inclui a zona do vale do Guadiana (e os troços médio e final dos seus afluentes principais) directamente afectada pelo enchimento da albufeira de Alqueva (**Figuras 4.1 e 4.2**).

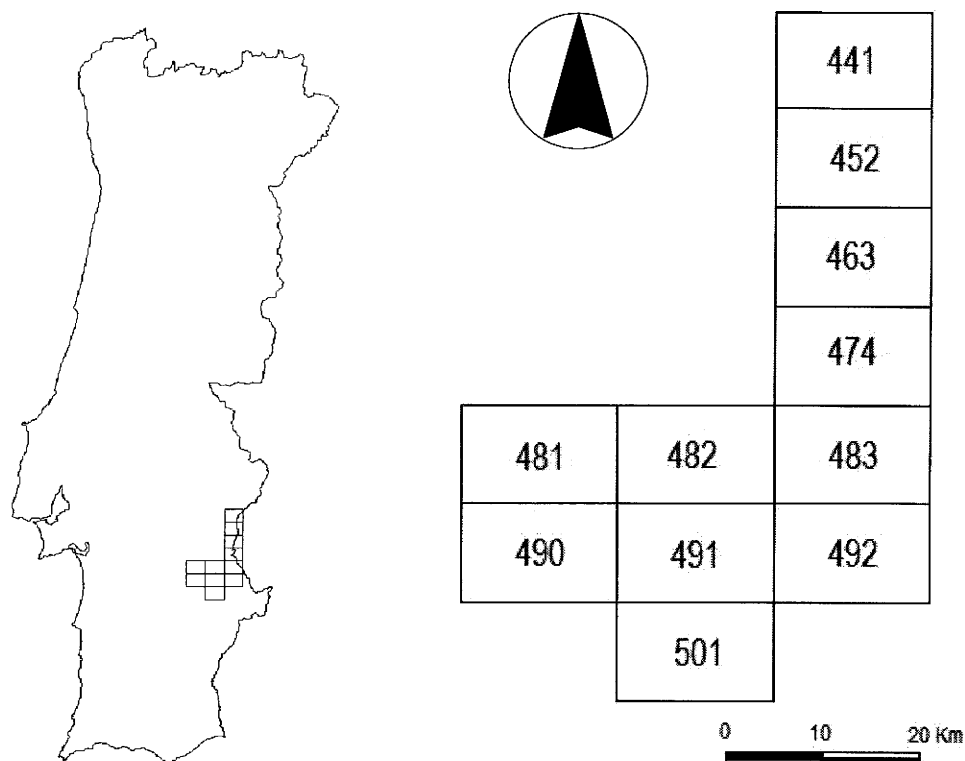


Figura 4.1 – Localização da área de estudo (esquerda) e n.º das Folhas da Carta Militar de Portugal à escala 1:25 000 (direita).

A altitude máxima é atingida na Serra de Portel (Alto de S. Pedro, 422 m) e a zona de menor altitude situa-se no vale do Guadiana (altitude inferior a 80m, no troço a jusante da foz do rio Ardila, na Folha n.º 501). Aparte o maciço da Serra de Portel (presente nas Folhas n.º 481 e 490), a área é caracterizada por peneplanícies (elemento dominante nas Folhas n.º 474, 482, 483 e 492) e pelos vales encaixados das linhas de água. Ainda no que respeita ao relevo, destaca-se o alto de Monsaraz (Folha n.º 474), elevando-se subitamente até aos 326 m de altitude.

Os tipos de solos dominantes são os Litossolos, principalmente na parte Norte (Folhas n.º 441 até à 474) e ao longo dos vales do rio Degebe e da ribeira de Alcarrache, e os Luvisolos, na área restante, excepto o quadrante Sudoeste da Folha n.º 501, onde dominam os Cambissolos (ver **Fig. 2.5**, pp. 23).

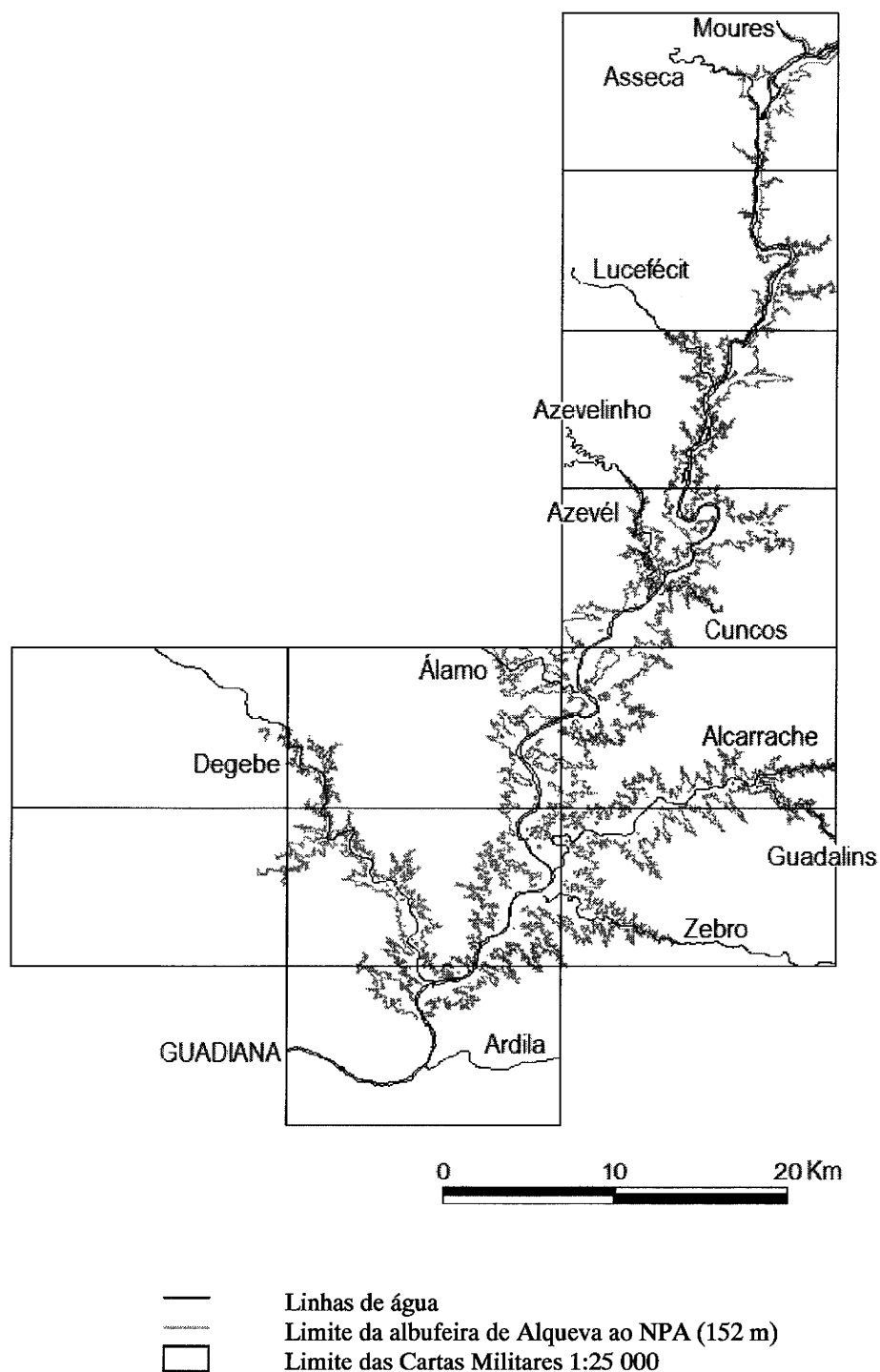


Figura 4.2 – Rio Guadiana, os seus principais afluentes na área de estudo e projecção do nível pleno de armazenamento (NPA) da albufeira de Alqueva (extraído de TAVARES 2003).

De um modo genérico, os habitats que ocupam maior superfície na área de estudo são os montados e bosques de Azinho *Quercus rotundifolia* (da série fitossociológica *Pyro bourgeanae-Querceto rotundifoliae sigmetum*, CAPELO 1996, COSTA *et al.* 1998), as estepes cerealíferas e as formações arbustivas com predomínio de Esteva *Cistus ladanifer*). Associados às linhas de água (maioritariamente cursos temporários de carácter torrencial) ocorrem loendrais *Nerium oleander*, tamujais *Securinega tinctoria* e em solos mais arenosos, tamargais *Tamarix africana* (CAPELO 1996). Os escovais *Genista polyanthus* ssp. *polyanthus* são formações características dos afloramentos rochosos do vale do Guadiana (COSTA *et al.* 1998).

Habitat	Superfície (ha)	%
Montados	15 039	60,2
Florestas de produção	612	2,4
Culturas lenhosas permanentes	1 240	4,9
Matos	6 525	26,1
Vegetação ripícola	793	3,2

Tabela 4.I – Superfície aproximada e percentagem de ocupação dos tipos de habitat mais representativos ná área de regolfo da albufeira de Alqueva (adaptado de ALMEIDA 2000).

Outros tipos de habitat são as culturas lenhosas permanentes, sob a forma de olivais *Olea europaea* e, em menor grau, vinhedos *Vitis vinifera*. Na zona da Póvoa (Folha n.º 492), estes dois tipos ocorrem frequentemente em mosaico apertado ou em cultura mista (olivais com sub-coberto vegetal composto por vinhedos).

A partir de 2001, os processos de desmatção e desarborização que decorreram na área de regolfo da futura albufeira, bem como seu posterior enchimento (as comportas da barragem encerraram em 8 de Fevereiro de 2002), alteraram de uma forma profunda a composição dos habitats adjacentes às linhas de água.

4.2. METODOLOGIAS

As espécies objecto de estudo apresentam uma distribuição esparsa e ocorrem em densidades baixas (*e.g.* CRAMP 1988, CRAMP & BROOKS 1992, RUFINO 1989, CABRAL *et al.* 1990, HAGEMEIJER & BLAIR 1997), o que condicionou a estratégia de amostragem a utilizar para a sua detecção. Por outro lado, interessava-nos caracterizar as ornitocenoses nidificantes associadas aos biótopos silváticos mais representativos da área de estudo: zonas ribeirinhas (linhas de água), formações arbustivas (matos) e montados. A abordagem metodológica seleccionada, procurou maximizar as probabilidades de detecção das espécies recorrendo a uma amostragem estratificada, baseada em informação documental sobre os seus habitats preferenciais de ocorrência (*e.g.* RUFINO 1989, CABRAL *et al.* 1990, MATOS & CANCELA 1993, FRANCO 1995, HAGEMEIJER & BLAIR 1997), procedimento aliás recomendado para espécies com características de distribuição e abundâncias como as atrás referidas (BIBBY *et al.* 1992).

4.2.1. CLASSIFICAÇÃO DA IMAGEM DE SATÉLITE

A classificação de imagens de satélite é uma das aplicações directas mais utilizadas em ecologia, nomeadamente pelo facto dos algoritmos de classificação utilizados permitirem sintetizar a variabilidade e complexidade inerentes a uma paisagem num número limitado de classes definidas pelo investigador (CAMPBELL 1996).

Pelas suas características únicas como processo de leitura, e a sua fácil integração com outro tipo de dados (num sistema de informação geográfica, por exemplo), os dados de detecção remota têm vindo a ser progressivamente mais utilizados em estudos de avaliação e monitorização ambiental (CAMPBELL *op.cit.*).

Estes sistemas permitem também registar as propriedades multi-espectrais da paisagem, fornecendo uma perspectiva única de observação, medida e monitorização do ambiente. Pela análise dos padrões de resposta espectral da superfície terrestre e através

de métodos estatísticos desenvolvidos para o efeito, é possível determinar algumas condições ecológicas da paisagem.

Para esta análise, foram usadas imagens Landsat TM (datadas de Julho de 1997), fornecidas pela rede DEMETER (Rede de Núcleos Temáticos de Detecção Remota) ao Centro de Ecologia Aplicada da Universidade de Évora, conforme o protocolo estabelecido. Todos os processos de análise digital de imagem foram produzidos em *Idrisi for Windows v.2*, e os trabalhos foram realizados no Laboratório de Cartografia Biológica do Centro de Ecologia Aplicada da Universidade de Évora.

As imagens foram georeferenciadas segundo a projecção de Gauss elipsóide internacional - Datum de Lisboa, como usada na cartografia do Instituto Geográfico do Exército (Carta Militar de Portugal, escala 1:25000). A imagem inicial utilizada resultou da classificação assistida baseada no algoritmo Maxlike efectuada a partir de uma imagem composta pelas bandas 3, 4, e 5. Esta classificação permitiu identificar 8 classes de uso do solo na área de estudo. A classificação apresentada (**ANEXO 2**) permitiu uma maior eficácia na realização do trabalho de campo, uma vez que seleccionadas as classes de uso do solo pretendidas (por exemplo, *matos, olival, linhas de água*), foi possível estabelecer uma gestão mais racional dos recursos logísticos e humanos.

Entre Março e Dezembro de 1999, foram realizadas diversas campanhas de campo com o intuito de proceder a um reconhecimento do terreno. Este procedimento visava (1) identificar zonas prováveis de ocorrência das espécies e (2) aferir a classificação do uso do solo produzida. Em Setembro, Novembro e Dezembro do mesmo ano, foram realizadas saídas de campo com o intuito de recolher informação adicional susceptível de melhorar a classificação inicial. A metodologia usada consistiu em delinear polígonos nas cartas militares das diferentes classes de uso do solo, sendo esta informação posteriormente integrada na classificação produzida.

4.2.2. CENSOS DA AVIFAUNA

Em 1999, 2000 e 2001 foram realizados censos avifaunísticos utilizando os protocolos de aplicação do método pontual sem limite de distância (BLONDEL *et al.* 1981) e do método dos transectos lineares (BIBBY *et al.* 1992), em quatro tipos de

habitat: **montados, formações arbustivas, linhas de água e culturas permanentes.** No âmbito deste trabalho a informação proveniente desta abordagem será utilizada de modo complementar, cingindo-se unicamente às duas espécies de Passeriformes tratadas neste capítulo.

4.2.2.1. Montados

No que respeita aos **montados**, foram aleatoriamente definidas 80 estações de amostragem, repartidas pelas épocas de reprodução de 1999 e 2000. Na Primavera de 1999 foram amostradas 40 estações, que se distribuíram pelas Folhas n.º 481, 482, 483, 491, 492 e 501. Na Primavera de 2000 foram definidas 40 estações adicionais nas Folhas n.º 441, 452, 463, 474 e 490. As estações foram localizadas aleatoriamente com base na intersecção de pontos da grelha de quadrículas 1x1 Km do sistema UTM. Caso a localização escolhida não correspondesse a uma mancha de montado, era seleccionada a mancha mais próxima, sendo de 2 ha a dimensão mínima das parcelas seleccionadas. Cada ponto foi visitado duas vezes durante a época de reprodução, de forma a tentar garantir o registo dos nidificantes precoces e dos nidificantes tardios. A duração do período de contagem foi de 20 minutos e a dimensão mínima das manchas amostradas foi de 2 ha e em cada estação foram ainda recolhidas as diversas variáveis de habitat associadas à composição e estrutura do meio.

4.2.2.2. Formações arbustivas

Quanto às **formações arbustivas**, considerámos nesta unidade os tipos de coberto dominados por formações arbustivas com ausência ou presença residual (cobertura <10%) de estrato arbóreo.

A partir da classificação espectral supervisionada e georreferenciada do uso do solo foi possível identificar espacialmente manchas classificadas como *matos*, tendo sido consideradas apenas as unidades com uma superfície não inferior a 4 ha. A cada uma destas manchas foi atribuído um número e, posteriormente, foram geradas aleatoriamente 100 unidades, as quais constituíram a base de amostragem.

Durante a época de reprodução de 1999 foram visitadas entre Abril e Julho 20 unidades, tendo em cada uma delas sido realizado um censo utilizando o protocolo do método pontual sem limite de distância (BLONDEL *et al.* 1981), com uma duração do período de contagem de 10 minutos. Todos os contactos obtidos com aves durante o período de censo foram anotados, sem outra limitação espacial que não os limites da unidade. Em 2000 foram amostradas mais 60 unidades, seleccionadas de modo a garantir que (1) todas as Folhas da Carta Militar incluídas na área de estudo seriam amostradas e que (2) o número de pontos a realizar em cada Folha fosse proporcional à superfície que, nessa Folha, era ocupada pela classe *matos*. Em cada unidade amostrada a localização da estação de censo foi seleccionada com base em critérios de acessibilidade e anotada na respectiva Folha.

4.2.2.3. Linhas-de-água

No que se refere às **linhas-de-água**, o universo de amostragem correspondeu aos troços do rio Guadiana e dos seus tributários Alcarrache, Asseca, Ardila, Azevel, Cuncos, Degebe, Guadalins, Lucefecit e Moures, compreendidos no território definido pelas 11 Folhas da Carta Militar que constituíram a área de estudo. As quadrículas GAUSS que incluíssem as linhas de água referidas foram identificadas e foi-lhes atribuído um código. Posteriormente, foram definidas aleatoriamente 218 quadrículas tendo os pontos de amostragem sido escolhidos com base em critérios de acessibilidade.

Cada ponto foi visitado uma vez durante a época de reprodução, tendo os trabalhos de campo decorrido entre meados de Abril e Julho. Os censos foram realizados preferencialmente durante a manhã e ao final do dia, tendo-se utilizado o método pontual sem limite de distância (BLONDEL *et al.* 1981) com uma duração do período de contagem de 10 minutos. Em cada ponto, a área efectiva de censo correspondia ao leito menor e à zona ribeirinha em ambas as margens ou, em alguns casos, apenas numa das margens, dependendo da largura do leito.

4.2.2.4. Culturas permanentes

Finalmente no que respeita às **culturas permanentes** foram seleccionadas áreas de olival e de vinhas, de resto as culturas com maior expressão na região. Para a sua selecção, utilizámos como base a classificação espectral assistida do uso do solo, tendo sido utilizada a classe “*Culturas permanentes*” sem distinção entre vinhas e oliveais por impossibilidade de realizar tal diferenciação a partir da imagem do satélite. Foram seleccionadas todas as manchas com uma superfície ≥ 10 ha e o número de unidades de amostragem estabelecido em cada Folha foi proporcional à área que, em cada Folha, era ocupada por esta classe de uso do solo. Posteriormente, viríamos a observar em dois casos a existência de um certo desajustamento entre a informação obtida a partir do tratamento da imagem do satélite e a realidade. Nestas situações optámos por seleccionar a área de vinha e/ou olival mais próximo que tivesse uma superfície ≥ 10 ha (RABAÇA 2002b). No terreno foi possível constatar que a área ocupada por olival era muito superior à ocupada por vinhas e culturas mistas, pelo que a proporção de parcelas amostradas em cada cultura reflecte a sua disponibilidade na zona de estudo.

Os censos foram realizados através da aplicação de transectos lineares (*e.g.* BIBBY *et al.* 1992). Todos os contactos com aves obtidos ao longo do transecto foram registados, tendo sido utilizadas duas faixas de censo para cada lado do percurso (0-25 m e 25-50 m).

A variante método-das-faixas assume que todos os indivíduos presentes dentro da banda de detecção são, de facto, detectados (*e.g.* BIBBY *et al.* 1992, RABAÇA 1995, BUCKLAND *et al.* 2001). Embora se trate de um pressuposto difícil de cumprir para muitas espécies (*e.g.* BUCKLAND *et al. op. cit.*), no caso do Rouxinol-do-mato julgamos que (1) a elevada conspicuidade dos machos em actividade de canto, principalmente durante a fase de estabelecimento do território (ALVAREZ 1996a), e (2) o facto da espécie permanecer vocalmente activa durante o Verão, por vezes mesmo durante as horas de maior calor, justificam a aceitação do pressuposto. No total, foram realizados 32 transectos (21 em olival, 6 em vinha e 5 em olival+vinha) com um comprimento que variou entre 500 e 1100 m ($\bar{x} = 682 \pm 160$ m), tendo os censos sido realizados em Maio e Junho de 2001.

Na **Tabela 4.I** apresentamos uma síntese da distribuição dos censos por ano e por habitat.

Habitat	1999	2000	2001	Totais
Montados	40	40	----	80
Linhas-de-água	60	60	98	218
Matos	20	60	----	80
Culturas permanentes	----	----	32	32
Totais	120	160	130	410

Tabela 4.I – Número de censos padronizados realizados por habitat e por ano.

4.2.3. BUSCAS DIRIGIDAS E EMISSÃO DE GRAVAÇÕES

Como já foi referido, ao longo de todo o estudo foram realizadas visitas dirigidas a biótopos considerados prioritários (biótopos de ocorrência preferencial das espécies, estabelecidos com base na bibliografia existente e observações recentes), incidindo de uma forma privilegiada em *linhas de água*, em *formações arbustivas* e em *culturas permanentes*.

A prospecção a pé incluiu transectos de comprimento variável efectuados ao longo das principais linhas de água e seus afluentes, para além de visitas localizadas a zonas de habitat adequado à ocorrência da espécie.

Em 1999, foram visitados (entre 22 de Março e 27 de Julho) vários habitats, incluindo as principais linhas de água, nas Folhas n.º 481, 482, 483, 491, 492 e 501. No ano de 2000, a prospecção a pé incidiu nos vales das ribeiras de Alcarrache e de Cuncos, embora também tenham sido explorados outros troços nos rios Guadiana e Degebe (Folhas n.º 474, 483 e 492). Esta escolha deveu-se a que (1) ao longo da ribeira de Alcarrache concentraram-se 24% das observações de *Cercotrichas galactotes* obtidas em 1999 e o total dos registos de *Sylvia conspicillata*, e (2) a ribeira de Cuncos e os rios

Guadiana e Degebe estavam referenciados como áreas importantes de ocorrência do Rouxinol-do-mato. Finalmente em 2001, efectuaram-se transectos principalmente em troços dos rios Guadiana e Degebe (Folhas n.º 481, 482, 483 e 491).

Em cada um destes transectos o raio de detecção médio foi de cerca de 150m em cada margem, o que se traduziu numa banda aproximada de censo com c. 300 m de largura em praticamente todos os troços realizados em Alcarrache, Cuncos e Degebe. Nos troços efectuados no Guadiana onde o leito do rio atingia por vezes algumas dezenas de metros, somente se considerou como área de censo a margem percorrida pelos observadores. Em qualquer das situações foi possível, ainda que de uma forma aproximada, expressar os resultados em termos de densidade (*n.º de pares reprodutores/ha*).

Adicionalmente, tanto em 2000 como em 2001 foram realizadas visitas a outros locais, com vista a (1) prospecção de habitat adequado e (2) detecção da espécie. Em ambos os casos, o procedimento utilizado consistia numa espécie de sondagem privilegiando-se uma maior cobertura do terreno por forma a melhorar a caracterização geral da área de estudo no que se refere à distribuição, superfície ocupada e distância entre habitats potenciais. Deste modo, entre finais de Fevereiro e inícios de Outubro de 2000 e entre finais de Fevereiro e finais de Setembro de 2001, visitaram-se as Folhas n.º 441, 474, 481, 482, 483, 490, 491, 492, 493 e 501, em particular as zonas de matos, linhas de água e culturas permanentes.

O recurso à reprodução de vocalizações como forma de permitir a detecção de espécies, é uma metodologia particularmente aplicável a espécies de difícil observação e/ou que ocorrem em baixas densidades (*e.g.* GIBBONS *et al.* 1996).

A reprodução de vocalizações consistiu numa emissão de canto/chamamentos das espécies em estudo (*Cercotrichas galactotes* e *Sylvia conspicillata*) com a duração, por espécie, de vinte segundos seguidos de quarenta segundos de pausa, para determinar a existência de resposta. Em cada local de amostragem este procedimento era realizado duas vezes consecutivas, após 1 minuto de audição inicial anterior ao início da emissão.

Durante as épocas de reprodução de 2000 e 2001 foram realizadas 183 emissões de gravações distribuídas pela área de estudo, com maior incidência nos vales e zonas adjacentes, em locais de habitat provável de ocorrência do Rouxinol-do-mato e/ou da Toutinegra-tomilheira (na sua maioria nos vales do Guadiana, Degebe,

Alcarrache, Azevel e Cuncos, e ainda zonas com predominância de formações arbustivas e culturas permanentes). Utilizámos um leitor/gravador de cassetes da marca GRUNDIG, modelo CR 120.

4.2.4. PARÂMETROS DE REPRODUÇÃO

4.2.4.1. Busca de ninhos e cronologia da reprodução

A monitorização dos ninhos de uma espécie permite a aquisição de informação sobre a dimensão das suas posturas, o número de ninhadas e sucesso reprodutor (e.g. MARTIN 1992). Adicionalmente, a medição de componentes associadas à estrutura da vegetação (tanto do substrato do ninho como na sua vizinhança) podem fornecer informação importante relativa à selecção de microhabitat (MARTIN & GEUPEL 1993). Este aspecto é bastante importante, tanto mais que a composição e estrutura da vegetação na área envolvente ao ninho pode exercer uma influência apreciável na probabilidade da mortalidade, nomeadamente por predação (e.g. MARTIN 1988, 1993). Em síntese, a determinação das preferências de habitat (e microhabitat) é importante (1) para o desenvolvimento de linhas de acção no manejo do território com vista à conservação e (2) para testar teorias de selecção de habitat (MARTIN & GEUPEL 1993). Os termos relacionados com o conceito de habitat aqui empregue são os expressos por BLOCK & BRENNAN (1993), nomeadamente: “*Habitat selection/preference – innate and learned behavioural responses of birds that allow them to distinguish among various components of the environment resulting in the disproportional use of environmental conditions to influence survival and ultimate fitness of individuals*”; “*microhabitat – specific, recognizable features of the environment that act as proximal cues to elicit a settling response from an individual bird*”.

Nos locais de ocorrência de Rouxinol-do-mato e de Toutinegra-tomilheira foram realizadas buscas de ninhos. O facto de se tratar de um processo habitualmente moroso e a necessidade em não perturbar excessivamente as aves, conduziu a que, por diversas vezes, tenhamos abandonado as tentativas para a detecção dos ninhos. Os

ninhos foram detectados sobretudo através da observação do comportamento dos indivíduos adultos (*e.g.* CRAMP 1988, CRAMP & BROOKS 1992, MARTIN & GEUPEL 1993) e inspecionados com uma periodicidade variável (1-7 dias). Em cada inspecção ao seu conteúdo registávamos o número de ovos e/ou pintos presentes, e procurávamos evitar trilhos sem saída de forma a minimizar eventuais pistas a predadores (*e.g.* MARTIN & GEUPEL 1993). De notar que as visitas aos territórios foram espaçadas num intervalo de tempo menor, mas a fim de evitar uma maior perturbação nem sempre efectuámos a observação do ninho.

O tratamento dos dados relativos à cronologia da reprodução foi efectuado com base no protocolo proposto por MARTIN *et al.* (1997). Os registos obtidos no terreno serviram para estabelecer (1) a data de início de nidificação *i.e.* a data da postura do primeiro ovo, (2) a data de eclosão (considerada o primeiro dia da permanência dos juvenis no ninho) e (3) a data da saída dos juvenis do ninho.

Sempre que uma data de transição entre fases de nidificação (início de postura, eclosão dos ovos ou saída dos pintos do ninho) não tenha podido ser determinada directamente, procedemos à sua estimativa utilizando os seguintes critérios:

1. A idade estimada dos pintos no ninho segundo descrições de LÓPEZ-IBORRA (1983), CRAMP (1988) e CRAMP & BROOKS (1992), para determinar a data de eclosão.
2. Nas datas de verificação do conteúdo do ninho, imediatamente antes e depois da transição, assumindo então a data de transição como o ponto médio desse intervalo (procedimento recomendado por MARTIN *et al.* 1997).
3. Na taxa diária de oviposição, no período médio de incubação ou de permanência dos pintos no ninho (conforme os dados de CRAMP 1988, LÓPEZ & GIL-DELGADO 1988, CRAMP & BROOKS 1992, GUERRIERI & SANTUCCI 1996).

4.2.4.2. Dimensão de postura, taxa de eclosão e sucesso reprodutor

Relativamente à dimensão das posturas determinámos a média e o desvio-padrão para a totalidade das posturas em que foi possível garantir que se tratavam de posturas

completas e discriminando primeiras e segundas posturas, nos casos em que se justificava.

Determinámos as dimensões da postura e da ninhada e o número de pintos voadores por ninho. Com base nestes dados foi possível determinar os seguintes parâmetros:

1. *Taxa de eclosão* (% de ovos que eclodiram incluindo todas as posturas).
2. *Taxa de sobrevivência* (% de pintos que abandonam o ninho em relação ao número de ovos eclodidos).
3. *Sucesso reprodutor* (% de pintos voadores em relação ao total de ovos).

Em diversos casos, foi impraticável determinar quantos juvenis saíram do ninho. Contudo, na ausência de melhores dados, o protocolo referido por MARTIN *et al.* (1997), assume como uma estimativa do número de juvenis sobreviventes o número de pintos no ninho durante a segunda metade do período de permanência.

4.3. ROUXINOL-DO-MATO *Cercotrichas galactotes*: DISTRIBUIÇÃO, ASPECTOS DA BIOLOGIA E IMPACTOS DA ALBUFEIRA NA POPULAÇÃO

Os objectivos deste estudo sobre o Rouxinol-do-mato foram (1) determinar quais as zonas principais de ocorrência da espécie na área de influência da albufeira de Alqueva e estimar as suas densidades, (2) identificar as variáveis ambientais que mais influenciam a probabilidade de ocorrência do Rouxinol-do-mato na área de estudo e (3) avaliar o impacto da albufeira nas populações nidificantes de Rouxinol-do-mato.

Utilizámos duas escalas espaciais de abordagem distintas: a primeira escala, diz respeito à determinação das áreas principais de ocorrência e possui uma resolução suficiente para detectar variações macroscópicas na distribuição da espécie nos habitats de ocorrência, identificando unidades mais ou menos definidas onde a presença da

espécie tenha maior expressão (*e.g.* determinadas linhas de água); a segunda escala, permite uma abordagem à selecção de habitat e corresponderá aproximadamente à expressão do território de nidificação. Neste último caso, considerámos para efeito do levantamento das variáveis descritivas do habitat, uma área circular cujo centro corresponde ao local do primeiro contacto visual com um indivíduo da espécie em estudo e com um raio de 100 m, considerado suficiente para incluir a maior parte da sua área vital. No caso do Rouxinol-do-mato, LÓPEZ & GIL-DELGADO (1988) estimam a dimensão média do seu território em *c.* 2,36 ha.

4.3.1. SISTEMÁTICA, DISTRIBUIÇÃO, ABUNDÂNCIAS E TENDÊNCIAS POPULACIONAIS NA EUROPA

Classe AVES

Ordem Passeriformes

Família Turdidae

Género *Cercotrichas*

Espécie *Cercotrichas galactotes* Temmink, 1820

A espécie foi descrita por Temminck, em 1820, com base em exemplares oriundos de Algeiras, Cádiz (TELLERIA *et al.* 1999), sendo então denominada de *Sylvia galactotes* (CRAMP 1988). Outros sinónimos actualmente fora de uso são *Aedon galactodes*, *Agrobates galactotes* ou *Erythropygia galactotes* (CRAMP *op. cit.*).

A distribuição do Rouxinol-do-mato *Cercotrichas galactotes* na Europa abrange os sectores ocidental e oriental do Mediterrâneo (CRAMP 1988, HAGEMEIJER & BLAIR 1997, PURROY 1997). No Mediterrâneo ocidental existe uma população com uma distribuição aparentemente contínua e que cobre os sectores meridionais da Península Ibérica, Marrocos, norte da Argélia e da Tunísia que corresponde à subespécie nominal descrita por Temminck em 1820 (TELLERIA *et al.* 1999). A população oriental ocorre desde os Balcãs até ao Irão e Cazaquistão a sul do lago Balkhash (CRAMP 1988, HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Existem ainda outras populações dispersas em latitudes mais meridionais, tanto na península Arábica como

em países africanos da região do Sahel (CRAMP 1988). A espécie não nidifica nas ilhas da Macaronésia e do Mediterrâneo à excepção de algumas ilhas no mar Egeu e está também ausente em França e Itália.

Em termos fenológicos, as populações da Eurásia e norte de África são migradoras com quartéis de Inverno distintos na África subsahariana conforme a sua origem geográfica ocidental ou oriental. As populações dispersas da região do Sahel são porém residentes (*e.g.* CRAMP 1988). MOREL & MOREL (1992) referem que a espécie é comum durante o Inverno na região do Sahel e em campos de cultivo e jardins na África ocidental (Mauritânia, Senegal e Nigéria).

A chegada à Península Ibérica ocorre em fins de Março, passando em Gibraltar até meados de Junho (TELLERIA *et al.* 1999), estabelecendo territórios no Sul da Península apenas no final de Abril e princípio de Maio (CRAMP 1988, PURROY 1997). Em Portugal, regressa para nidificar em finais de Abril e a maioria das aves chega já em Maio (RUFINO 1989), se bem que, aparentemente, algumas aves só atinjam a zona Centro no início de Junho (CRAMP 1988). A época de reprodução decorre entre meados de Maio e finais de Agosto (LÓPEZ-IBORRA 1983, LÓPEZ & GIL-DELGADO 1988, PALOMINO *et al.* 1999), e a migração pós-nupcial tem lugar entre finais de Agosto e Outubro (CRAMP 1988, PURROY 1997, TELLERIA *et al.* 1999).

Mais de 90% da fracção europeia da espécie nidifica na Península Ibérica (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Em Espanha o Rouxinol-do-mato ocupa os andares bioclimáticos termo e meso-mediterrâneo (TELLERIA *et al.* 1999) e distribui-se ao longo dos sectores meridionais da Andaluzia, Murcia e Valência e em alguns locais da Estremadura e das províncias de Salamanca e Castela (PURROY 1997).

Em Portugal, onde ocorre a segunda maior população nidificante na Europa (HAGEMEIJER & BLAIR 1997), distribui-se desde da Beira Interior (limite norte na periferia da Serra da Malcata) até ao Algarve ao longo do interior do país, sendo mais abundante nos vales do Guadiana e afluentes (RUFINO 1989). TAIT (1924) fornece elementos que sugerem que no início do século XX o Rouxinol-do-mato apresentaria uma distribuição mais ampla do que a actual: refere a observação da espécie próximo de Abrantes (onde aliás parecia ser uma ave bem conhecida) e numa vinha a leste de

Estarreja, de resto a observação mais a norte. O mesmo autor (TAIT *op. cit.*) dá conta da presença da espécie em Tavira (onde esperava que fosse mais comum) e alude aos 3 espécimens existentes no Museu de Coimbra provenientes respectivamente de Campo Maior (2 indivíduos colectados em 30/6/1887) e Penamacor (1 indivíduo colectado em 18/9/1884). COVERLEY (s.d.) sugere o rio Tejo como limite setentrional da distribuição da espécie em Portugal e refere a observação de um casal em arbustos próximo da Comporta em finais de Maio de 1930; acrescenta ainda dispor do registo de ovos provenientes da região de Portel. O mesmo autor (COVERLEY *op. cit.*) cita D. Carlos de Bragança quando refere que a espécie é comum no sul, embora questione esta afirmação por considerar que a ave apresenta uma distribuição esparsa. BUGALHO (1968) refere a ocorrência da espécie como nidificante na região de Castelo de Vide.

De um modo geral, a bibliografia caracteriza o Rouxinol-do-mato como uma ave de zonas predominantemente abertas e áridas, embora esteja frequentemente associado a linhas de água, i.e., à vegetação ripícola e arbustiva das margens. Segundo CRAMP (1988), no Norte de África a espécie está frequentemente associada a linhas de água de carácter intermitente, utilizando bosques ripícolas e vegetação arbustiva (e.g. Tamargueira *Tamarix* sp.), e não ocorre em *maquis* natural, meios estritamente florestais, nem em zonas montanhosas. Esta associação às linhas de água verifica-se também noutras áreas de ocorrência, como no Líbano, Jordânia ou na Ásia Central, sendo inclusivamente denominado em russo Rouxinol-de-Floresta-Ribeirinha, devido a uma preferência por vales com galerias ripícolas, zonas arbustivas e leitos com Tabúia *Typha* sp. (CRAMP *op. cit.*).

Em Portugal, a espécie está maioritariamente associada a vales de rios e ribeiras, nomeadamente com formações arbustivas de Esteva *Cistus ladanifer* e Loendro *Nerium oleander*, mesmo que com árvores dispersas (RUFINO 1989, CARDOSO 2000, PAIS 2000, JOÃO TIAGO TAVARES com. pess.). Na *Reserva Natural da Serra da Malcata*, há um registo obtido numa linha de água, com vegetação arbustiva dominada por silvas *Rubus* sp., estando a área envolvente ocupada por bosquetes de Carvalho-negral *Quercus pyrenaica*, lameiros e giestal (SILVA 1998). PINA *et al.* (1990) referem a ocorrência da espécie em montados de azinho e matos esclerófilos, respectivamente com os seguintes valores de densidade: 1,14 e 0,72 pares/Km².

Fontes bibliográficas diversas (*e.g.* MUÑOZ-COBO 1987, HAGEMEIJER & BLAIR 1997, PURROY 1997, TELLERIA *et al.* 1999, LÓPEZ-IBORRA 2003) apontam algumas culturas lenhosas permanentes (vinhas, olivais, amendoais, laranjais e mesmo pinhais jovens) como habitats utilizados pela espécie para nidificação. HAGEMEIJER & BLAIR (1997) chegam mesmo a referir que, na Europa, as culturas permanentes constituem o habitat de nidificação da espécie mais representativo. CANO (1960) fornece aliás elementos curiosos sobre a nidificação da espécie numa região de Almería onde outrora predominavam vinhedos caracteristicamente plantados em latadas que sustentavam as parreiras, os quais no período de duas décadas, foram sendo progressivamente substituídos por laranjais: o Rouxinol-do-mato nidificava exclusivamente nas parreiras e quando se iniciaram as plantações em grande escala dos citrinos, assistiu-se a um aumento da densidade de aves nidificantes nas cada vez menores bolsas de parreiras que ainda existiam, nomeadamente, nas proximidades das habitações. Nestas “ilhas”, os níveis de predação eram de tal modo elevados (principalmente devidos a gatos domésticos), que os poucos casos de sucesso reprodutor podiam ser considerados excepcionais, subsistindo a população naquela área provavelmente graças à imigração de indivíduos provenientes de zonas próximas (CANO *op. cit.*). Nos últimos 4-6 anos daquele período, as aves evidenciaram uma adaptação à nova situação ecológica, começando a abandonar as parreiras residuais e a ocupar os laranjais como áreas de nidificação.

Curiosamente, para o nosso país são escassas as informações sobre a ocorrência do Rouxinol-do-mato em culturas permanentes, constituindo excepção as referências de TAIT (1924), ADRIAN (1998) e algumas observações pessoais (*e.g.* observações nossas de indivíduos exibindo comportamentos de marcação territorial em olivais próximos de Brinches, Serpa, em 1989 e 1990 durante o mês de Maio). BUGALHO (1968) refere alguns casos de nidificação em jardins e pomares na região de Castelo de Vide, com ninhos construídos em oliveiras, vinhas e palmeiras.

A nível europeu, o Rouxinol-do-mato é uma espécie com o estatuto de **Não Ameaçado**, com tendência populacional desconhecida (HAGEMEIJER & BLAIR 1997, TUCKER & HEATH 1994). Contudo, PURROY (1997) e LÓPEZ-IBORRA (2003) fornecem argumentos que sugerem uma tendência aparentemente generalizada para uma redução da sua área de distribuição em Espanha (**Tabela 4.II**), referindo que

na actualidade, a espécie se encontra ainda numa fase regressiva na Península Ibérica (PURROY *op. cit.*), onde ocorrem cerca de 90% dos efectivos populacionais europeus (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Adicionalmente, TUCKER & HEATH (1994) referem que a dimensão populacional da espécie declinou mais de 20% em 7 países europeus, entre 1970 e 1990.

De entre as causas referidas como responsáveis por esta redução, MUÑOZ-COBO (1990) atribui o desaparecimento da espécie dos olivais de Jaén ao uso de pesticidas, mas LÓPEZ & GIL-DELGADO (1988) sugerem que o decréscimo populacional se deve ao efeito de secas na região do Sahel (zona de invernada), com efeitos mais visíveis nas áreas limítrofes da sua distribuição europeia. Estes autores referem ainda que, em Alicante, a espécie terá deixado de ocorrer em olivais abandonados, mas que se mantém em vinhas fumigadas anualmente.

Local	Habitat	Tendência Populacional ¹	Período considerado	Referência	Notas
Alicante	mosaico agrícola	0,36 ↓ 0,07	1980-1984	LÓPEZ & GIL-DELGADO 1988	posteriorment e desapareceu da área
Jaén	olival	1,54 ↓ 0,16	1979-1983	MUÑOZ-COBO 1990	---
Los Palacios, Sevilha	vinhedos	8-10	---	F. Domínguez in HAGEMEIJER & BLAIR 1997	densidade estável

Tabela 4.II - Tendências populacionais do Rouxinol-do-mato em alguns locais de Espanha.

¹ Densidade em pares reprodutores por 10 ha.

Em Portugal, onde ocorre a segunda maior população nidificante da Europa (estimativa populacional c. 500-5 000 pares reprodutores), a espécie tem Estatuto de Conservação **Raro**, com tendências populacionais desconhecidas (CABRAL *et al.* 1990, HAGEMEIJER & BLAIR 1997) e em Espanha, o seu Estatuto foi recentemente revisto, sendo na actualidade considerado **Em Perigo** (MARTÍ & DEL MORAL 2003), face a uma tendência aparentemente generalizada para uma redução da área de distribuição.

4.3.2. ÁREAS DE OCORRÊNCIA E DENSIDADES NA ÁREA DE ESTUDO

De todos os censos efectuados (4.2.2. e **Tabela 4.I**), só utilizámos para análise os dados recolhidos a partir da data mais precoce de detecção da espécie na área de estudo, ou seja, a partir de 14 de Maio. Deste modo, considerámos 151 pontos em linhas-de-água, 24 pontos em formações arbustivas e 32 transectos em culturas permanentes.

Na **Tabela 4.III** apresentamos os valores de Frequência de Ocorrência em valor percentual do Rouxinol-do-mato nas diversas linhas-de-água em que aplicámos o método pontual. Basicamente, esta aproximação utiliza a matriz de presença-ausência da espécie ao longo da sequência de censos realizados em cada linha-de-água para determinar a frequência da espécie na área/unidade em estudo (*e.g.* BLONDEL 1975). Os resultados mostram que o rio Degebe e a ribeira de Alcarrache são as linhas-de-água onde o Rouxinol-do-mato ocorre com maior frequência. Na **Tabela 4.IV** apresentamos os valores de densidade obtidos pelo método-das-faixas, em algumas das principais zonas de ocorrência da espécie na área de estudo. O valor mais elevado foi registado nos vinhedos da Herdade do Esporão, próximo de Reguengos de Monsaraz (Folha n.º 482, enquanto que o valor mais baixo de densidade foi registado nos transectos efectuados no troço médio do Guadiana. Nos censos realizados em formações arbustivas apenas obtivemos o registo da espécie numa ocasião, numa unidade situada próximo da localidade de Amieira em formações arbustivas adjacentes ao rio Degebe (Folha n.º 491).

Na **Figura 4.3** está representado um mapa da distribuição do Rouxinol-do-mato na área de estudo, com uma resolução à quadrícula Gauss 1x1km onde se registou a presença da espécie. Da sua observação, resulta possível identificar as áreas principais de ocorrência, merecendo destaque os vales do rio Degebe e da ribeira de Alcarrache, onde a ocorrência da espécie é praticamente contínua. Todavia, ao longo do rio Guadiana, o Rouxinol-do-mato ocorre em descontinuidade. No canto superior esquerdo da Folha n.º 482 é observável um conjunto de quadrículas com ocorrência confirmada

do Rouxinol-do-mato, a que corresponde o núcleo populacional existente nos vinhedos da Herdade do Esporão.

Linha de água	Frequência de Ocorrência ¹	Dimensão da Amostra (N)
Guadiana	0,19	78
Moures	0,00	4
Asseca	0,00	9
Luceférit	0,00	9
Cuncos	0,00	4
Azevél	0,25	4
Azevelinho	0,20	5
Alcarrache	0,33	6
Guadalins	0,00	5
Degebe	0,48	25
Ardila	0,00	2
TOTAL	0,21	151

Tabela 4.III – Frequência relativa de ocorrência do Rouxinol-do-mato nas principais linhas de água da área de estudo e dimensão da amostra em cada uma (n.º de pontos amostrados). ¹ Razão entre o n.º de pontos onde se registou a presença da espécie e o n.º total de pontos efectuados, em cada linha de água

Local	Densidade média \pm desvio-padrão	N.º transectos efectuados	Área aproximada de censo (ha)	Notas
Guadiana ¹	0,40 \pm 0,39	2	97,5	CM 482, 483
Degebe	0,57 \pm 0,16	4	207	CM 481, 482, 491
Alcarrache	0,38	1	450	Troço contínuo desde a foz para montante
Cuncos	0,13	1	240	Troço contínuo desde a foz para montante
Herd. do Esporão	1,50 \pm 0,64	5	93	vinhas
Póvoa	0,41 \pm 0,36	3	49,5	Zona mista de olival e vinhas

Tabela 4.IV – Densidade média (n.º pares reprodutores/10ha) em algumas áreas de ocorrência de *Cercotrichas galactotes* na área de estudo. ¹ O transecto de maior extensão (5,5km) foi efectuado a 14 de Maio de 2001, bastante cedo na época de reprodução da espécie, sendo possível que mais indivíduos se tenham estabelecido na área posteriormente.

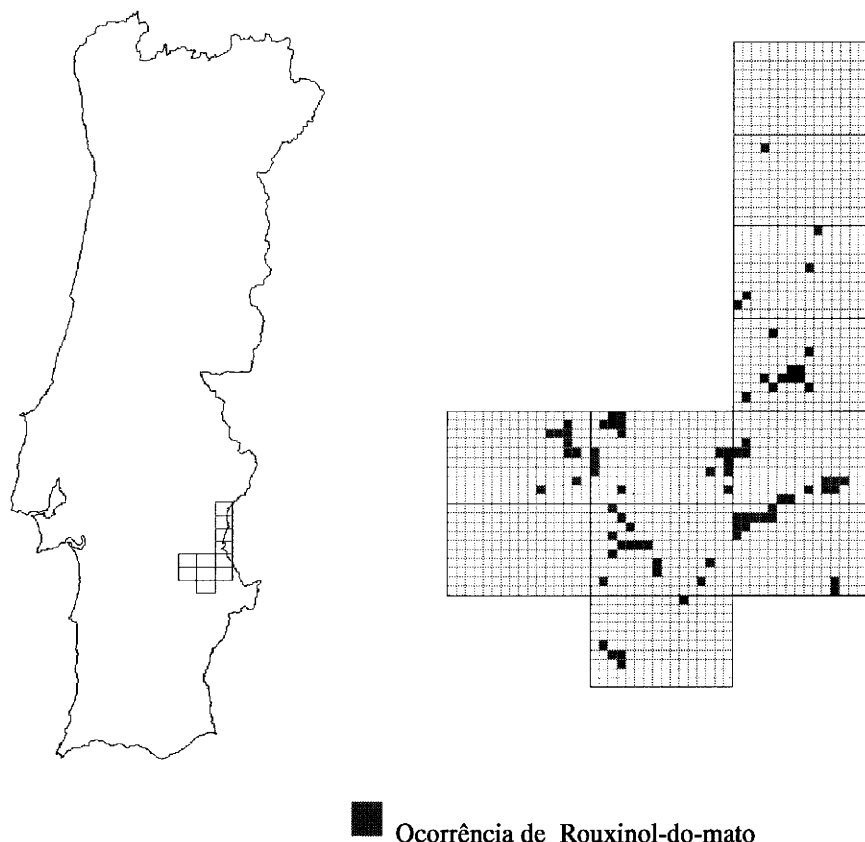


Figura 4.3 – Ocorrência do Rouxinol-do-mato *Cercotrichas galactotes* na área de estudo, com resolução à quadrícula 1x1km do sistema Gauss (dados relativos à totalidade dos censos, no período 1999-2001) (adaptado de TAVARES 2003).

4.3.3. SELECÇÃO DE HABITAT

4.3.3.1. Variáveis descritivas

Em locais onde a espécie ocorreu até 2001, procedeu-se à caracterização por estimativa visual da estrutura do coberto vegetal (num raio de 100 m a partir do ponto da primeira observação de um Rouxinol-do-mato) e a linha de água mais próxima (uma vez que a espécie em estudo se encontra frequentemente associada ao ecossistema ripícola da zona de estudo).

Em estações-de-escuta onde a espécie não foi registada, procedeu-se à recolha das mesmas variáveis. Estes pontos foram seleccionados aleatoriamente de entre o número total de censos realizados nos biótopos de ocorrência provável (*linhas de água, matos e culturas permanentes*). No total, utilizámos 96 pontos onde se registou a presença do Rouxinol-do-mato (pontos-presença) e 114 onde a espécie não foi detectada (pontos-ausência) (**Tabela 4.V**).

Habitats	pontos-presenças	pontos-ausências
Linhas de água e matos	79	91
Culturas permanentes	17	23
Total	96	114

Tabela 4.V – Número de pontos-presença e pontos-ausência de *Cercotrichas galactotes* caracterizados em cada habitat.

As variáveis descritivas recolhidas no terreno foram as seguintes:

1. **percentagem de cobertura da vegetação nos estratos verticais: 0 a 0,5m; 0,5 a 2m; 2 a 8m; superior a 8m:** valor distribuído por classes¹; estas quatro variáveis descrevem a estrutura espacial do habitat em estratos verticais, e podem, de certo modo, ser consideradas como uma aproximação à percentagem de coberto herbáceo, arbustivo, arbóreo (pequeno a médio porte) e arbóreo de grande porte, respectivamente;
2. **distância à linha de água mais próxima:** valor distribuído por classes²; avalia a ligação da espécie às zonas ripícolas; sendo esta distância superior a c.100 metros, o valor considerado foi estimado recorrendo às Folhas da Carta Militar (erro $\pm 25m$);

¹ Classe 1- 0 a 15%; classe 2- 15 a 30 %; classe 3- 30 a 60%; classe 4- 60 a 100%.

² Classe 1- 0 a 100m, dentro da zona de influência directa da linha de água; Classe 2- 100 a 500m, onde pode existir alguma influência da proximidade à linha de água na estrutura do *habitat*; Classe 3- distância superior a 500m, *habitat* completamente fora da influência de linhas de água.

3. **largura do leito:** valor distribuído por classes³; descreve a dimensão dos cursos de água, com influência no habitat ripícola;
4. **presença de confluência:** regista a presença ou ausência de locais de confluência;
5. **presença de vegetação enraizada emergente (VEE):** nomeadamente Tabúia *Typha* sp.; esta variável procura identificar um tipo de vegetação ripícola geralmente ligada a troços com níveis e permanência de água constantes (RIVAS GODAY 1964, AGUIAR *et al.* 1995), por oposição a zonas com tendência para secar completamente no Verão (troços temporários), *e.g.* onde tipicamente se desenvolve o Loendro *Nerium oleander* ou o Tamujo *Securinega* na área de estudo (AGUIAR *et al. op. cit.*).

No caso do ponto de observação se situar a mais de 500m da linha de água mais próxima, considerámos os restantes parâmetros de caracterização da linha de água (**largura do leito, presença de pontos de confluência e presença de vegetação enraizada emergente**) como nulos.

4.3.3.2. Regressão logística

Um método usado frequentemente para correlacionar locais de ocorrência de uma espécie, com características bióticas e abióticas do habitat, é a Regressão Logística (*e.g.* AUSTIN *et al.* 1996, BRITO *et al.* 1996, BORRALHO *et al.* 1997, MANEL *et al.* 1999, PEARCE & FERRIER 2000a, b, SÁ SOUSA 2000, LUCK 2002a, b).

Uma das vantagens deste método face a outros Modelos Lineares Generalizados (*e.g.* GUISAN & ZIMMERMANN 2000) é permitir analisar o efeito simultâneo de várias variáveis independentes, quer sejam discretas ou contínuas, numa variável dependente dicotómica (HOSMER & LEMESHOW 2000).

A função resposta do modelo de Regressão Logística utilizado é:

$$\pi(x) = e^{g(x)} / (1 + e^{g(x)})$$

³ Classe 1- 0 a 30m, leito de pequenas ou médias dimensões; Classe 2- mais de 30m, leito com médias a grandes dimensões.

$\pi(x)$ probabilidade de ocorrência do evento positivo

e base do logaritmo neperiano

$g(x)$ função de ligação *Logit*

A função de ligação *Logit* tem a forma de uma equação de regressão:

$$g(x) = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_p x_p$$

β_0 termo constante

$\beta_1 \dots \beta_p$ coeficientes de $x_1 \dots x_p$ variáveis no modelo

Na prática, a probabilidade calculada pela função resposta para cada caso, será convertida numa classificação (predição de evento positivo ou negativo) utilizando um valor de decisão ou corte⁴ (HOSMER & LEMESHOW 2000).

O modelo trata as variáveis discretas policotômicas com k categorias, criando $k-1$ variáveis simuladas binárias, que tomam a primeira categoria como referência para calcular a razão de probabilidades⁵. Por exemplo, a variável **percentagem de coberto de vegetação no estrato 0 a 0,5m**, com quatro classes, é codificada através de 3 covariáveis binárias que tomam a classe 1 (0 a 15%) como referência. Esta classe terá obrigatoriamente o valor 1 de razão de probabilidades no modelo.

4.3.3.3. Considerações sobre os dados disponíveis

HOSMER & LEMESHOW (*op. cit.*) sugerem que o desempenho do modelo depende principalmente do número de eventos por parâmetro, i.e. do número de casos por variável no modelo, recomendando um valor mínimo de 10 casos por parâmetro. O tamanho da amostra recolhida ($n = 210$) deve, por isso, ser considerado suficiente para ajustar um modelo com cerca de 21 parâmetros, o que é bastante confortável. PEARCE & FERRIER (2000a) investigaram a influência da dimensão da amostra na capacidade

⁴ Tradução do inglês *cut-off*.

⁵ Tradução literal do inglês *Odds Ratio*.

discriminatória⁶ de modelos da distribuição de aves diurnas, obtidos através de Regressão Logística, e encontraram diferenças estatisticamente significativas entre amostras com 50 casos e amostras com dimensão superior (250 e 500 casos), mas não houve prova consistente de diferenças entre as amostras maiores.

A proporção entre eventos na amostra (casos positivos vs. negativos, ou numa perspectiva conservadora, presenças-confirmadas vs. presenças-não-confirmadas, uma vez que a não detecção da espécie durante o período de realização do censo não garante a sua ausência fora do período de presença do observador) pode afectar a capacidade discriminatória do modelo (BAUTISTA *et al.* 1999, PEARCE & FERRIER 2000a). Para obstar a esse problema, criámos uma matriz de dados em que essa proporção fosse equilibrada, utilizando um número de casos negativos um pouco superior ao de casos positivos (ver **Tabela 4.V**).

4.3.3.4. Análise univariada

Considerámos o protocolo proposto por HOSMER & LEMESHOW (2000) para ajustar o modelo logístico, com o auxílio do “software” estatístico SPSS 10.05 (SPSS Inc. 1999).

Um passo importante consistiu em verificar se existiam problemas com os dados. Para o efeito, analisámos as tabelas de contingência obtidas entre cada variável categórica, para verificar se existiam células com frequências nulas. De entre as soluções propostas por HOSMER & LEMESHOW (2000) para este problema, optámos por colapsar categorias na variável **percentagem de cobertura da vegetação no estrato de altura superior a 8m⁷**, de modo a que as variáveis resultantes mantenham um significado interpretativo.

A Regressão Logística univariada indica se existe uma relação significativa entre cada variável ambiental e a variável dependente binária. A selecção sistemática de variáveis independentes, relevantes para o modelo multivariado, fez-se usando testes de Wald, que testa a hipótese nula de o coeficiente da variável ser zero. Foram

⁶ Do termo inglês *Discrimination*, i.e. a capacidade do modelo para classificar correctamente os casos na amostra de treino ou desenvolvimento (do inglês *training sample* ou *developmental sample*).

⁷ Classe 1- 0 a 30%; classe 2- 30 a 100%.

automaticamente consideradas para a análise multivariada as variáveis cujo nível de significância $p < 0,25$.

Considerando as interações com significado interpretativo entre as variáveis categóricas, construímos tabelas de contingência entre pares de covariáveis, para detectar possíveis problemas numéricos (células com frequência observada nula).

Todas as variáveis de interação apresentavam uma configuração problemática, apenas contornável através da recategorização das variáveis independentes iniciais. Optámos por ajustar o modelo sem considerar interações possíveis, para manter a estrutura dessas variáveis.

4.3.3.5. Análise multivariada

Uma vez identificadas as variáveis relevantes a partir da análise univariada, procedemos ao ajuste de modelos para todas as combinações possíveis entre essas covariáveis, de acordo com o método da Seleção do Melhor Subconjunto de Variáveis (HOSMER & LEMESHOW 2000). O teste de Wald foi efectuado sobre cada variável em cada modelo ajustado, sendo excluídos os modelos em que este teste não fosse significativo para alguma variável ($p < 0,05$). Em seguida, seleccionámos o melhor modelo segundo a sua qualidade de ajustamento.

Durante o ajustamento dos modelos, detectámos a existência de “observações discordantes”⁸. Considerando estes casos como atípicos na amostra de desenvolvimento do modelo, a qual tem por objectivo permitir a detecção de padrões gerais na selecção *de habitat*, eliminámos o caso que apresentava o maior desvio da amostra, i.e. valor residual padronizado de Pearson⁹ superior a 5. Todos os modelos possíveis foram ajustados à nova amostra.

4.3.3.6. Avaliação da qualidade de ajustamento dos modelos

Os modelos foram avaliados através das seguintes medidas de qualidade de ajustamento:

⁸ Termo usado em VASCONCELOS *et al.* (1996) para denominar *outliers*.

⁹ Tratam-se de residuais divididos por uma estimativa do seu Erro-Padrão.

1. a **Desviância (D)** serve de termo de comparação entre modelos, sendo considerado melhor um modelo com valor **D** inferior;
2. a percentagem de classificação correcta; HOSMER & LEMESHOW (2001) demonstraram que, embora contra-intuitivamente, este valor é uma medida inexacta da qualidade de ajustamento, que só deve ser usada a par de outros parâmetros;
3. a **área sob a curva ROC¹⁰** e a significância de um teste que assume como hipótese nula que a área sob a curva não é diferente de 0,5 (capacidade discriminatória de um modelo aleatório).

Graficamente, a curva *ROC* representa a probabilidade de um verdadeiro positivo (no que concerne ao resultado da previsão resultante do modelo logístico) em função da probabilidade de um falso positivo, para uma gama de valores de decisão (VASCONCELOS *et al.* 1996). A área sob a curva ROC é uma medida apropriada da capacidade discriminatória de modelos, cujo uso tem vindo a aumentar (*e.g.* BAUTISTA *et al.* 1999, PEARCE & FERRIER 2000a, b, HOSMER & LEMESHOW 2000). Este índice de discriminação pode tomar o valor máximo de 1.

4.3.3.7. Resultados

A área sob a curva ROC do modelo seleccionado (> 0,75) indica que se trata de um modelo com uma boa qualidade discriminatória (**Tabela 4.VI**).

A interpretação da **Tabela 4.VII** deve ser feita considerando o valor absoluto do coeficiente de cada parâmetro como o peso que esse parâmetro tem (no *Logit*) do

D	Classificação Correcta	Área sob a curva ROC	Sig. ¹
204,346	81,3 %	0,835	0,000

Tabela 4.VI - Qualidade de ajustamento do modelo multivariado seleccionado.

¹ H₀: área verdadeira = 0,5

¹⁰ Receiver Operating Characteristic

Parâmetros do modelo	Coefficient e	Erro- padrão	Teste de Wald	Graus de liberdade	Significância ^a	Razão de probabilidades (V)
Coberto 0,5-2m	---	---	13,415	3	0,004	---
Coberto 0,5-2m 15-30%	1,413	0,490	8,316	1	0,004	4,109
Coberto 0,5-2m 30-60%	1,765	0,523	11,383	1	0,001	5,843
Coberto 0,5-2m 60-100%	2,179	0,896	5,906	1	0,015	8,834
Coberto 2-8m	---	---	19,316	3	0,000	---
Coberto 2-8m 15-30%	-0,842	0,526	2,557	1	0,110	0,431
Coberto 2-8m 30-60%	-2,226	0,510	19,037	1	0,000	0,108
Coberto 2-8m 60-100%	-0,938	0,619	2,298	1	0,130	0,391
Distância à água	---	---	10,340	2	0,006	---
Distância à água 100-500m	0,058	0,624	0,009	1	0,926	1,060
Distância à água >500m	-1,911	0,647	8,723	1	0,003	0,148
Largura do leito >30m	-1,067	0,485	4,845	1	0,028	0,344
VEE presente	-1,981	0,549	13,010	1	0,000	0,138
Constante	1,243	0,520	5,725	1	0,017	3,467

Tabela 4.VII – Caracterização dos parâmetros do modelo multivariado de Regressão Logística. ^a H₀: o coeficiente do parâmetro é zero.

modelo. Os parâmetros com mais peso no modelo foram: **percentagem de coberto no estrato 2-8m 30-60%**, **percentagem de coberto no estrato 0,5-2m 60-100%**, **presença de Vegetação Enraizada Emergente** e **Distância à linha de água superior a 500m**. Os parâmetros com coeficiente negativo diminuem a probabilidade de ocorrência da espécie.

O teste de Wald permite detectar a importância relativa das variáveis no modelo (HOSMER & LEMESHOW 2000). As variáveis mais relevantes são: a **percentagem de coberto no estrato 2-8m** e a **presença de Vegetação Enraizada Emergente** ($p < 0,001$), seguidas da **percentagem de coberto no estrato 0,5-2m**, da **distância à linha de água** ($p < 0,01$) e, por fim, da **Largura do leito** ($p < 0,05$).

No que respeita aos valores da razão de Probabilidades, a sua interpretação deve ser, como exemplo, a seguinte: a probabilidade de presença do Rouxinol-do-mato, em pontos onde a **percentagem de coberto da vegetação no estrato 0,5-2m** está na classe 60-100%, é 8,834 vezes superior à probabilidade em pontos com outra percentagem de coberto, no mesmo estrato de altura, mantendo fixos todos os outros parâmetros.

4.3.4. FENOLOGIA E PARÂMETROS DE REPRODUÇÃO

Com base nos dados recolhidos durante os anos de 1999 a 2001, foi possível confirmar a nidificação do Rouxinol-do-mato na área de estudo. Em termos fenológicos a espécie pode classificar-se como Migrador Nidificante tardio tendo em conta que o registo mais precoce da espécie foi obtido em 14 de Maio (RABAÇA 2002b). O período de permanência da espécie na área de estudo prolongou-se até inícios de Setembro, e ocorrem posturas desde finais de Maio a finais de Julho, facto que sugere a possibilidade de existência de segundas posturas. De notar que foram registados casos de incubação e de juvenis no ninho nos meses de Julho a Agosto e os cuidados parentais por parte dos progenitores persistem até inícios de Setembro.

PALOMINO *et al.* (1999) no seu estudo realizado acerca de uma população nidificante no sul de Espanha, referem que o Rouxinol-do-mato efectua de 1 a 5 tentativas de nidificação por ano, embora somente um máximo de 2 posturas seja criada com sucesso.

4.3.4.1. Dimensão da postura, eclosão e sucesso reprodutor

No decorrer do estudo foram encontrados e monitorizados 5 ninhos (todos em 2001). Deste total, apenas em 3 deles (ninhos 1/01, 2/01 e 4/01) foi possível acompanhar o desenvolvimento desde a fase de postura até à etapa final (pintos a voar ou ninho predado) e em 4 casos (os anteriores mais o ninho 3/01) foi possível determinar qual a dimensão da postura (**Figura 4.4**). Aparentemente, existem dois grupos de observações, correspondendo provavelmente às primeiras e segundas

posturas (ninhos 1/01 a 3/01 e ninhos 4/01 e 5/01, respectivamente). Esta suposição parece ir de encontro aos dados de LÓPEZ-IBORRA (1983), de acordo com os quais as primeiras posturas tiveram lugar em Junho e as segundas durante o mês de Julho (Figura 4.5).

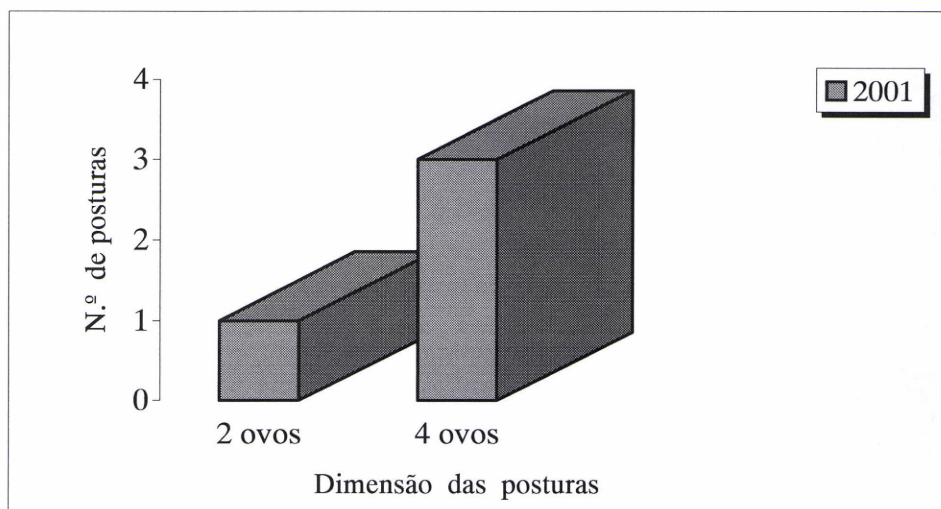


Figura 4.4 – Dimensão das posturas do Rouxinol-do-mato nidificante na área de estudo ($n = 4$, dados obtidos na época de reprodução de 2001).

A **Tabela 4.VIII** mostra os valores médios das posturas bem como os limites da dimensão das mesmas e compara com valores descritos por outros autores (*e.g.* CRAMP 1988, LÓPEZ-IBORRA 1983, PALOMINO *et al.* 1999) em outras áreas de ocorrência da espécie.

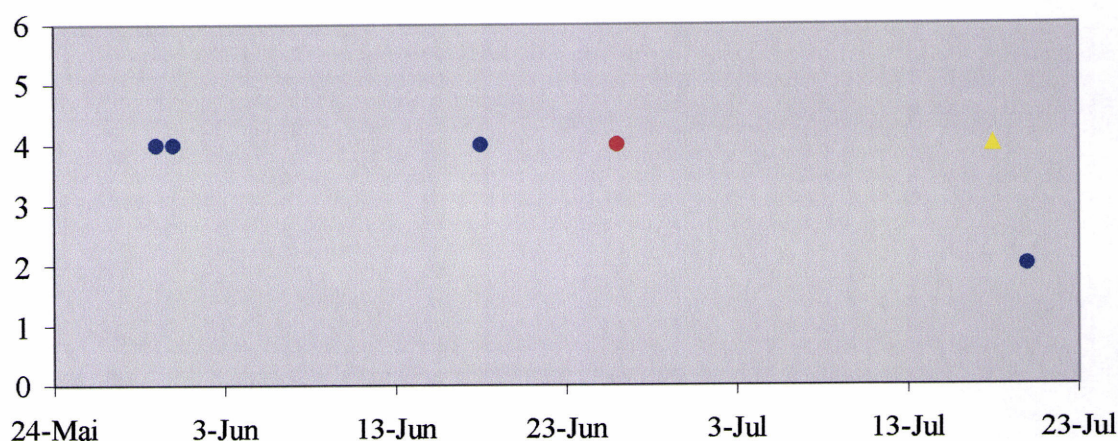


Figura 4.5 – Variação da dimensão e datas de início das posturas de Rouxinol-do-mato na área de estudo (círculos a azul). Para comparação incluímos dados das posturas de Rouxinol-do-mato adaptados de LÓPEZ-IBORRA (1983), relativos a dois ninhos monitorizados em Alicante (círculo vermelho: 1.ª postura; triângulo amarelo: 2.ª postura).

Local	n	Dimensão média da postura	Desvio padrão	Dimensão da postura
Palestina ¹	68	3,24	± 0,69	2-5
Iraque ²	16	3,8	??	??
Alicante ³	9	4,00	± 0,76	3-5
Sevilha ⁴	40; 14; 30	3,50; 3,00; 3,03	± 0,72; 0,68; 0,56	2-5; 2-4; 2-4
Alqueva ⁵	4	3,50	± 1,00	2-4

Tabela 4.VIII – Dimensão da postura média, mínima e máxima de várias populações de Rouxinol-do-mato. ¹ Pitman, 1921 in CRAMP 1988; ² Marchant, 1963b in Cramp, 1988; ³ López-Iborra, 1983; ⁴ Palomino *et al.* (1999): os valores indicados são respectivamente de 1.ª, 2.ª e posturas de reposição. ⁵ Presente estudo.

Para algumas das etapas extrapolámos um intervalo possível de duração, conjugando as observações no campo com dados bibliográficos (*e.g.* LÓPEZ-IBORRA 1983, PALOMINO *et al.*, 1998b). Alguns intervalos estimados de etapas diferentes no mesmo ninho podem sobrepor-se. Por exemplo, tendo em conta que o dia de início da postura no ninho 3/01 foi estimado entre 30 de Maio e 1 de Junho, a incubação ter-se-á iniciado entre o dia 31 de Maio e 2 de Junho. De salientar que os ninhos 2/01 e 4/01 foram predados, mas não dispomos de indícios que nos permitam sugerir que

predador(es) poderão ter estado envolvidos. A predação ocorreu em diferentes fases do desenvolvimento, ou seja, houve predação sobre ovos e sobre pintos e, aparentemente, nenhum dos progenitores foi predado. Na **Tabela 4.IX** sintetizamos a informação relativa aos parâmetros da biologia de reprodução.

Parâmetro	2001
N.º de posturas	3
N.º de ovos postos	10
N.º de ovos eclodidos	6
N.º de pintos voadores	4
Taxa de eclosão (%)	60,00
Taxa de sobrevivência	66,7
Sucesso reprodutor	40,0

Tabela 4.IX – N.º de posturas, ovos e pintos voadores e parâmetros da biologia de reprodução de Rouxinol-do-mato nidificante na área de estudo.

4.3.5. MONITORIZAÇÃO E ESTRUTURA DOS NINHOS

A busca de ninhos de Rouxinol-do-mato foi realizada através da prospecção minuciosa do terreno, apoiada em pistas dadas pela observação do comportamento dos indivíduos (MARTIN *et al.* 1993). No sentido de rentabilizar esta busca, as zonas prospectadas obedeciam a um ou mais dos seguintes critérios: zonas com maior densidade de indivíduos observados em visitas anteriores; zonas com contactos assíduos registados em visitas anteriores; zonas com casais confirmados; zonas com boa acessibilidade.

Como vimos anteriormente (ver 4.2.4.1.), uma vez detectados os ninhos foram monitorizados com periodicidade variável (1-7 dias), determinando ainda assim datas de postura (considerou-se a data da postura do 1.º ovo conforme PALOMINO *et al.*

1998a), eclosão dos ovos e saída dos juvenis do ninho. Anotou-se a ocorrência de fêmeas em incubação, cuidados parentais (dentro e fora do ninho), número de ovos e pintos (e idade aproximada destes).

A fim de minimizar os efeitos da perturbação humana a caracterização dos ninhos foi realizada em finais de Agosto após o seu abandono por parte das aves.

No **ANEXO 3** estão enumeradas as variáveis que foram medidas e uma breve descrição das mesmas. A selecção das variáveis teve por base os protocolos utilizados nos trabalhos de campo do Programa *Breeding Biology Research and Monitoring Database* (MARTIN *et al.* 1997) em desenvolvimento nos Estados Unidos da América.

De acordo com LÓPEZ-IBORRA (1983), CRAMP (1988) e HARRISON & CASTELL (1998), os ninhos de Rouxinol-do-mato encontram-se em arbustos baixos e densos ou mesmo árvores baixas frequentemente junto ao tronco (*e.g.* CRAMP 1988). Os ninhos por nós encontrados correspondem a esta nidotópica conforme pode ser observado na **Tabela 4.XI**. Nas **Tabelas 4.X** e **4.XII** apresentamos elementos adicionais de caracterização dos habitats e dos ninhos, bem como uma comparação com resultados obtidos em outras regiões da Península Ibérica.

Ninho	Habitat	Altitude
1/01	Ecótono entre vegetação do leito (alguns loendros <i>Nerium oleander</i> e zambujeiros <i>Olea europaea sylvestris</i> pequenos e dispersos) e matagal mediterrânico (com zambujeiros, Retama <i>Retama sphaerocarpa</i> e azinheiras <i>Quercus rotundifolia</i>); Degebe	90-100m
2/01	Ecótono; zona com azinheiras novas (cerca de 4m de altura) e matos baixos de Rosmaninho <i>Lavandula</i> sp. e Sargaços <i>Cistus</i> spp. perto do leito arenoso com Tamujo <i>Securigena tinctoria</i> e Loendro; Degebe	90-100m
3/01	Leito de cheia arenoso com Tamujo, além de Loendros e Freixos <i>Fraxinus angustifolia</i> dispersos junto à água; Degebe	90-100m
4/01	Pequena mancha de cardos <i>Silybum marianum</i> no ecótono entre um olival e um barranco com algumas árvores de folhagem densa incluindo zambujeiros, Romãzeiras <i>Punica granatum</i> e freixos; Guadiana	110-120m
5/01	Leito seco de ribeira com Freixos e Loendros; Alcarrache	110-120m

Tabela 4.X – Descrição do habitat da área envolvente aos ninhos de *Cercotrichas galactotes* e intervalo de altitude.

Parâmetros de caracterização dos Ninhos		1/01	2/01	3/01	4/01	5/01	Média ± Desvio Padrão (n=5)
Suporte		planta	solo	planta/solo	planta/solo	planta	–
Características das estruturas de suporte e/ou protecção vegetais	Espécie	<i>Olea europea sylvestris</i>	<i>Lavandula</i> sp.; <i>Cistus</i> sp.	<i>Securigena tinctoria</i>	<i>Silybum marianum</i>	<i>Nerium oleander</i>	–
	Altura (cm)	145	64	75	210	280	154,80 ± 91,42
	Comprimento (cm)	165	40	–	60	140	101,25 ± 60,60*
	Largura (cm)	130	40	–	60	150	95,00 ± 53,23*
	Número de ramos de suporte	0	–	–	–	7	–
	Diâmetro dos ramos de suporte (mm)	–	–	–	–	9; 45; 40; 41; 42; 12; 15; 9	–
Materiais usados (sumário)		Material vegetal diverso, plumas	Material vegetal diverso	Material vegetal diverso, plumas	Material vegetal diverso	Material vegetal diverso, pêlo	–
Medidas da taça (mm)	Altura (mm)	80	83	65	94	100	84,4 ± 1,35
	Diâmetro interno (mm)	76	65	76	83	77	75,4 ± 0,65
	Diâmetro externo (mm)	180	127	150	170	126	150,6 ± 2,45
	Profundidade (mm)	35	45	46	67	48	4,82 ± 1,16
Posição do ninho	Altura (cm)	23	0	0	0	45	13,6 ± 20,18
	Distância centro planta- centro ninho (cm)	18	–	10	10	15	13,25 ± 3,95
	Distância ao fim da folhagem (cm)	50	–	10	15	15	22,50 ± 18,48
	Percentagem de cobertura	60	60	90	80	80	74,00 ± 13,42
	Orientação do ninho na planta	SSW	–	NEE	SSW	N	–
	Orientação da entrada do ninho	SSE	–	NEE	SSW	NW	–

Tabela 4.XI – Variáveis relativas à caracterização dos ninhos de *Cercotrichas galactotes* (valores médios ± desvio-padrão).

Dimensões dos ninhos	Alqueva (n=5)	Sevilha (n=176; 37) ¹	Alicante (n=9; 6) ²
Altura do ninho acima do solo	13,60 ± 20,18 cm	53,00 ± 14,6 cm	212,22 ± 26,35 cm
Diâmetro externo	15,06 ± 2,45 cm	13,43 ± 1,57 cm	17,00 ± 0,8 cm
Diâmetro interno	7,54 ± 0,65 cm	7,24 ± 0,69 cm	7,79 ± 0,87 cm
Profundidade da taça	4,82 ± 1,16 cm	4,42 ± 0,73 cm	10,17 ± 2,21 cm
Altura do fundo	3,62 ± 1,33 cm	3,61 ± 1,67 cm	5,17 ± 0,88 cm

Tabela 4.XII – Dimensões médias dos ninhos de *Cercotrichas galactotes* (valores médios ± desvio-padrão) em 3 locais da Península Ibérica. ¹ adaptado de PALOMINO *et al.* 1998a; ² adaptado de LÓPEZ-IBORRA 1983. Nas 2 últimas colunas, os 2 valores de **n** indicados referem-se respectivamente às amostras da 1.^a variável (Altura do ninho acima do solo) e às restantes.

4.3.6. DISCUSSÃO

O Rouxinol-do-mato distribui-se predominantemente ao longo das principais linhas de água da área de estudo, nomeadamente ao longo dos vales de Degebe e Alcarrache, inclusive associados a cursos de ordem inferior. Outras linhas de água onde a espécie ocorre são Azevél, Azevelinho, onde é um pouco menos frequente, e Cuncos, onde a espécie não foi detectada durante os censos pontuais, sendo confirmada a sua ocorrência em baixas densidades através dos censos lineares (ver **Tabela 4.V**). No rio Guadiana, sub-amostrado através de censos lineares, o resultado dos censos pontuais mostrou que a sua ocorrência é pouco frequente ou irregular. Dados adicionais de 2000 e 2001, obtidos no âmbito dos trabalhos de campo relativos ao *Novo Atlas das Aves que Nidificam em Portugal* (in prep.) e que nos foram gentilmente disponibilizados (CARLOS CRUZ com. pess. e RICARDO TOMÉ com. pess.), permitiram confirmar que a espécie também ocorre na parte mais a norte da área de estudo, nas Folhas n.º 452 e 441 (inclusive na foz da ribeira de Moures) e que se distribui de modo irregular ao longo das linhas de água da bacia situadas mais a jusante.

LÓPEZ-IBORRA (1983) refere que as baixas densidades registadas em alguns trabalhos anteriores ao seu podem dever-se a uma distribuição irregular do Rouxinol-do-mato, existindo áreas com valores de densidade elevados e outras onde a espécie está ausente. Na área de estudo este tipo de distribuição agregada foi detectada, existindo troços de uma mesma linha de água que apresentam “bolsas” onde a densidade de territórios é superior¹¹, restando saber se este facto se poderá dever às condições de habitat e micro-habitat ou também a factores comportamentais e demográficos.

Contudo, as densidades mais elevadas foram registadas numa zona de vinhedos perto de Reguengos de Monsaraz (Herdade do Esporão). Trata-se de uma monocultura extensa de videira *Vitis vinifera*, cultivada em regime de regadio gota-a-gota. Estruturalmente, é comparável a uma formação arbustiva (altura máxima da vegetação: 2,5m), fornecendo locais de nidificação com elevada percentagem de obstrução visual num meio bastante repetitivo, com poucos pontos de referência, o que poderá dificultar

¹¹ A mesma situação parece ocorrer também nas serras do Nordeste Algarvio (ROGÉRIO CANGARATO com. pess.)

a localização dos ninhos por parte de eventuais predadores. Do ponto de vista da disponibilidade alimentar, para espécies que se alimentem de insectos no solo, ISENMANN & DEBOUT (2000) sugerem que a quantidade de solo nú, frequente nestes vinhedos, pode aumentar a detectabilidade das presas.

PURROY (1997) refere que em Espanha as maiores densidades (8-10 pares/10 ha) ocorrem também em vinhas e PALOMINO *et al.* (1998a), numa zona agrícola composta por vinhedos com árvores de fruto dispersas e pequenas manchas utilizadas para produção de legumes situada próximo de Sevilha, encontraram 95,5% de 176 ninhos em vinhas.

TAVARES (2003) sugere a possibilidade de o consumo de uvas como recurso nutritivo adicional a partir de Julho (observações do próprio autor), ser um factor influente na selecção deste habitat e refere dois tipos de vantagens a retirar do consumo do fruto: suplemento de água nos meses mais secos (segundo MOREIRAS *et al.* 2001 esta substância representa c. 80% do peso do fruto) e/ou fornecimento adicional de açúcares (uma vez que o conteúdo lipídico é diminuto e está principalmente nas sementes, MOREIRAS *et al. op.cit.*) (TAVARES 2003).

O núcleo da Póvoa merece destaque, pela originalidade em termos de *habitat* utilizado, na zona de estudo. Contudo, deve referir-se que a área prospectada foi relativamente pequena (c. 50 ha), sendo difícil avaliar a importância deste núcleo no contexto geral. Os indivíduos detectados utilizavam o mosaico olival-vinha, nas proximidades da ribeira do Zebro.

A quase ausência de registos em olivais pode dever-se ao tipo de exploração dos mesmos e das áreas limítrofes: muitas vezes desprovidos de qualquer vegetação arbustiva em subcoberto e encontrando-se próximo de orlas com outras culturas. Contudo, foi possível registar indivíduos em zonas de mosaico agrícola, onde os olivais estão lado a lado com pequenas manchas de vinha, plantadas em subcoberto em algumas situações, habitat semelhante ao descrito por PALOMINO *et al.* (1998a). Também existem registos da ocorrência da espécie em habitats semelhantes na zona da Vidigueira (ROGÉRIO CANGARATO com. pess.) e em olivais na região de Serpa-Brinches-Pias (nossas observações).

O Rouxinol-do-mato é um migrador nidificante tardio que concentra as actividades de recrutamento populacional ao longo de todo o Verão (de meados de Maio

até Agosto), possivelmente em duas posturas (aliás frequentemente, segundo LÓPEZ-IBORRA 1983). Defende activamente (através de canto) o território até ao final da época (CRAMP 1988) partindo cedo para os seus quartéis de invernada na África subsahariana.

Os ninhos por nós detectados estavam bastante próximo de linhas-de-água (na maior parte das vezes junto do leito) e protegidos por vegetação do tipo arbustivo. Comparativamente com dados provenientes de outras regiões da Península Ibérica, os ninhos localizados na área de estudo situam-se, em média, mais próximo do solo.

A julgar pela pequena amostra que obtivemos, poderá existir uma predação dos ninhos não negligenciável. Por outro lado, embora os eventos de parasitismo de nidificação (*e.g.* GILL 1995) do Rouxinol-do-mato por parte do Cuco *Cuculus canorus* se encontrem bem documentados na bibliografia recente (*e.g.* ALVAREZ 1994a, 1994b, 1996b, 2000, PALOMINO *et al.* 1998b, SOLER *et al.* 2000), no âmbito deste estudo não detectámos qualquer caso de parasitismo por esta espécie (de resto, não detectámos nenhum Cuco nas áreas por nós prospectadas em busca de ninhos).

A marcada associação entre o Rouxinol-do-mato e as linhas de água do vale do Guadiana, em particular na área de regolfo da futura albufeira de Alqueva, implicará inequivocamente um efeito negativo directo e imediato do EFMA sobre a espécie: a perda de habitat de nidificação (destruição por desmatção e desarborização e posterior alagamento) e de área de distribuição (alagamento dos territórios na vizinhança das áreas ocupadas). Importa realçar que cerca de 70% dos registos obtidos se situaram abaixo do NPA da albufeira à cota 152 m (**Tabela 4.XIII**), e 63,8% do total abaixo da cota 139 m, situação que ilustra a vulnerabilidade da espécie face à albufeira de Alqueva, vulnerabilidade de resto ilustrada na **Figura 4.3**.

Cota de enchimento	Registos da espécie	%
< 139 m	83	63,8
139 –152 m	9	6,9
> 152 m	38	29,3

Tabela 4.XIII – Distribuição por cotas de enchimento da albufeira dos registos de *Cercotrichas galactortes* obtidos no âmbito do presente trabalho.

Embora a perda de habitat seja consensualmente considerada como uma das principais causas do declínio de diversas populações de aves (*e.g.* TUCKER & HEATH 1994, TUCKER & EVANS 1997), os efeitos tóxicos directos provocados pelo uso intensivo de pesticidas um pouco por toda a Europa em décadas anteriores (*e.g.* POTTER 1997), também têm sido documentados como responsáveis pelo declínio de diversas populações de aves (*e.g.* POTTS 1997, NEWTON 1998, KREBS *et al.* 1999). Actualmente as substâncias mais perigosas foram banidas, mas subsistem os efeitos indirectos da sua aplicação traduzindo-se numa quebra de recursos tróficos nomeadamente insectos e sementes (TUCKER 1997, NEWTON 1998). Adicionalmente, os pesticidas constituem ainda uma ameaça directa para muitas espécies migradoras graças à sua utilização em diversos países a sul do Sahara (*e.g.* BLONDEL & ARONSON 1999), região particularmente importante como zona de invernada de muitas espécies paleárcticas.

No que se refere ao Rouxinol-do-mato, LÓPEZ & GIL-DELGADO (1988) e LÓPEZ-IBORRA (2003) sugerem que os sucessivos períodos de seca que têm afectado a região do Sahel podem estar na origem do decréscimo da população nidificante que, nas últimas décadas, tem sido detectada em algumas regiões de Espanha. Em culturas permanentes mistas de olivais e amendoais, aqueles autores registaram entre 1980 e 1984 uma diminuição dos valores de densidade de Rouxinol-do-mato de 0,36 pares/10 ha para 0,07 pares/10 ha (LÓPEZ & GIL-DELGADO 1988). Após ter deixado de ocorrer na zona, a espécie veio posteriormente a recolonizar a área com densidades mínimas (0,05-0,1 pares/10 ha) tendo desaparecido em 2001 (LÓPEZ-IBORRA 2003). Por outro lado, MUÑOZ-COBO (1990) sugere que a utilização de biocidas poderá ter tido algum efeito no decréscimo da população nidificante em olivais de Jaén entre os anos de 1979 e 1983, onde registou respectivamente 1,54 aves/10 ha e 0,16 aves/10 ha. Esta tendência aparentemente generalizada para um decréscimo das efectivos de *Cercotrichas galactotes* poderá influir na distribuição da espécie na Península Ibérica, a qual segundo alguns autores se encontraria actualmente em fase regressiva (FERRER *et al.* 1986 *in* HAGEMEIJER & BLAIR 1997, PURROY 1997), afectando mais marcadamente as populações situadas nos limites da área de distribuição, como a população portuguesa por exemplo.

Um outro problema adicional que se coloca aos migradores de médio e longo curso, tem a ver com a detecção de manchas de habitat adequado para a nidificação. Com efeito, é frequente os juvenis não retornarem exactamente para a sua área natal (*e.g.* BUCKLAND & BAILLIE 1987, NEWTON 1998). No caso de o habitat de nidificação se apresentar extenso e de uma forma razoavelmente contínua, as consequências para a população de uma reduzida filopatria (comportamento pelo qual os indivíduos têm tendência a permanecerem ou regressarem à vizinhança da sua área natal) serão negligenciáveis. Porém, para espécies com populações esparsamente distribuídas (como muitas populações marginais) e associadas a habitats fragmentados ou muito fragmentados, a ausência de filopatria pode dificultar a detecção de habitat adequado e/ou de parceiro (GREEN & HIRONS 1991), facto que, no limite, poderá conduzir à extinção de populações locais.

No que respeita ao Rouxinol-do-mato, PALOMINO *et al.* (1999) referem que o êxito da reprodução da espécie depende principalmente do número de posturas bem sucedidas e não tanto do tamanho corporal dos adultos. A condição física das fêmeas é todavia importante bem como a idade de ambos os membros do casal. Por outras palavras, são melhor sucedidas as fêmeas em boa condição física e os casais já experientes, comparativamente com os casais que criam pela primeira vez e/ou aqueles em que as fêmeas não se encontram nas melhores condições físicas (PALOMINO *et al. op. cit.*). Por se tratar de uma espécie migradora, a boa condição física das fêmeas envolve um sucesso durante o período de Inverno – passado em África –, uma migração pré-nupcial sem sobressaltos e um habitat e nidificação de boa qualidade, nomeadamente no que respeita à disponibilidade de alimentos (*e.g.* PERRINS & BIRKHEAD 1983).

A implementação da albufeira de Alqueva terá um forte impacto negativo na população nacional de *Cercotrichas galactotes*. Desde logo porque na área de regolfo de Alqueva deverão nidificar 100-200 pares reprodutores, ou seja cerca de 5% das estimativas para o efectivo nacional (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Em nossa opinião, esse impacto consubstancia-se nos seguintes aspectos:

1. *Perda directa de habitat*, resultante dos processos de desmatção, desarborização e inundação com efeitos directos na redução do habitat disponível para a nidificação;
2. *Alteração da matriz do território*, provocada pelos processos de desmatção, desarborização e posterior alagamento de vastas áreas, o que implicará uma profunda mudança na paisagem com alteração dos seus elementos de referência espacial. Este aspecto é provavelmente grave em espécies migradoras dado poder afectar negativamente os processos de filopatria e dificultar a prospecção de habitat de nidificação (e.g. REED *et al.* 1999);
3. *Redução de habitat disponível*, por desaparecimento de formações arbustivas adequadas, facto que implicará provavelmente um aumento dos casos de nidificação em habitats de menor qualidade, com implicações nos parâmetros demográficos (e.g. poderá ocorrer uma diminuição das taxas de natalidade e/ou aumento das taxas de mortalidade por predação);

Não dispomos presentemente de elementos que nos permitam prever o efeito a médio/longo termo do impacto causado pela implementação do EFMA na população de Rouxinol-do-mato. Por um lado, a uma diminuição inicial dos efectivos da população reprodutora na área de Alqueva poder-se-á suceder, por exemplo, um dos cenários a seguir descritos ou uma situação eventualmente intermédia:

1. Os efeitos negativos do impacto provocado pela construção da albufeira poderão ser de tal modo persistentes, que a população de *Cercotrichas galactotes* na região de Alqueva poderá manter um incremento negativo. Com a perda directa e a redução de habitat disponível, os indivíduos utilizarão bolsas de habitat progressivamente mais fragmentadas e de menor dimensão para nidificarem, o que afectará negativamente o recrutamento populacional. Poderão ocorrer extinções locais de algumas sub-populações e, a prazo, a

probabilidade de encontro de parceiros sexuais e/ou habitat adequado diminuirá, conduzindo a que no limite, existam apenas núcleos residuais.

2. Por outro lado, o facto de a espécie se encontrar bem representada na área de estudo e de ocorrer em mais do que um tipo de habitat, poderá potenciar um aumento da utilização das áreas de culturas permanentes, nomeadamente vinhas, onde aliás foram registadas as maiores densidades. Existem, como vimos, evidências sobre a adaptação da espécie a novas situações ecológicas, como por exemplo o caso referido por Cano (1960), pelo que o cenário de utilização de outros habitats de nidificação não parece ser improvável. Contudo, desconhecemos quais as implicações na demografia das populações do Rouxinol-do-mato desta eventual utilização de outros habitats e importa notar que a utilização de culturas permanentes torna mais difícil a aplicação de medidas de conservação específicas que, em nossa opinião, é urgente estabelecer e implementar.

Por último, consideramos que no mínimo se deveria atribuir ao Rouxinol-do-mato o Estatuto de Conservação **Vulnerável** para o território nacional, por nos parecer a categoria que, face ao estado actual de conhecimentos, melhor exprime a situação de referência.

4.4. TOUTINEGRA-TOMILHEIRA *Sylvia conspicillata*: DISTRIBUIÇÃO, ASPECTOS DA BIOLOGIA E IMPACTOS DA ALBUFEIRA NA POPULAÇÃO

Os objectivos deste estudo sobre a Toutinegra-tomilheira foram (1) determinar quais as zonas de ocorrência da espécie na área de estudo e estimar as suas densidades, (2) determinar alguns aspectos relacionados com a sua biologia de reprodução e (3) avaliar o impacto da albufeira nas populações nidificantes da espécie, bem como a identificação dos locais considerados prioritários.

4.4.1. SISTEMÁTICA, DISTRIBUIÇÃO, ABUNDÂNCIAS E TENDÊNCIAS POPULACIONAIS NA EUROPA

Classe AVES

Ordem Passeriformes

Família Sylviidae

Género *Sylvia*

Espécie *Sylvia conspicillata* Temminck, 1820

A espécie foi descrita por Temminck com base em exemplares provenientes da Sardenha (SHIRIHAI *et al.* 2001). São reconhecidas duas sub-espécies: *S. c. conspicillata* que ocorre na maior parte da área de distribuição e *S. c. orbitalis* nos arquipélagos da Madeira, Canárias e Cabo Verde (CRAMP & BROOKS 1992).

Das 19 espécies do Género *Sylvia* existentes na região Paleártica, a grande maioria ocorre na região Mediterrânica e apresentam-se particularmente adaptadas aos matos e matagais mediterrânicos (BLONDEL 1985, SHIRIHAI *et al.* 2001).

Na sua área de distribuição no Paleártico ocidental a Toutinegra-tomilheira é residente nas ilhas atlânticas (Canárias e Cabo Verde), Chipre e em algumas áreas do sul e leste da Península Ibérica (HERNÁNDEZ-GIL 1990, PURROY 1997), e migrador parcial em Malta, Chipre e Israel (SHIRIHAI *et al.* 2001). Na restante parte da sua área de nidificação ocorre como nidificante estival (Portugal, Espanha, sul de França e Itália, Córsega, Sardenha e Sicília) (HAGEMEIJER & BLAIR 1997).

TUCKER & HEATH (1994) atribuem à espécie o Estatuto de Conservação **Favorável** no contexto europeu; em Espanha está classificada como **Não Ameaçado** (PURROY 1997, ALANÍS 2003) e em Portugal apresenta o Estatuto de Conservação **Raro** (CABRAL *et al.* 1990). Em Malta, todavia, a espécie é considerada **Em Perigo** tendo os seus efectivos vindo a diminuir drasticamente desde c. 1970, provavelmente devido a perda de habitat e perturbação humana (SCHEMBRI & SULTANA 1989).

Por razões ainda não esclarecidas, as dimensões populacionais variam bastante de ano para ano, e os poucos dados existentes apontam para densidades das populações

nidificantes entre 2,5 - 7,5 pares/10 ha (HAGEMEIJER & BLAIR 1997) ou mesmo com valores inferiores.

É uma espécie que ocorre de uma forma localizada, normalmente em baixas densidades, associada a ambientes áridos com vegetação arbustiva rasteira e por vezes esparsa (BLONDEL 1977, SUAREZ 1984, TELLERIA & POTTI 1984, HAGEMEIJER & BLAIR 1997, PURROY 1997, TELLERIA *et al.* 1999), limitados pelas isotérmicas de Julho de 23 e 32° C (CRAMP & BROOKS 1992). Alguns estudos realizados na Região Mediterrânica sugerem também as formações de matos baixos e esparsos das áreas costeiras como habitat de ocorrência da espécie (CODY & WALTER 1976 e WALTER 1988, na Sardenha). MUÑOZ-COBO (1987) detectou a espécie a nidificar em olivais jovens (1-8 anos de idade e com cobertura arbórea 10-20%) na região de Jaén (Andaluzia). No sul de França, BLONDEL (1969, 1970, 1985) e AFFRE (1975) referem a ocorrência da espécie em 2 biótopos distintos: formações arbustivas do tipo “guarrigue” com altura da vegetação inferior a 1 m e em sapais no litoral (*e.g.* formações de *Salicornia* sp. na Camargue). Na Sicília a espécie apresenta densidade mais elevadas nas formações arbustivas de tipo “maquis” (MASSA 1981 *in* CODY 1985).

Na Península Ibérica a distribuição da Toutinegra-tomilheira não é uniforme, apresentado densidades superiores nos sectores semi-áridos do andar termo-mediterrâneo (TELLERIA *et al.* 1999).

No território nacional a distribuição da espécie é marcadamente descontínua, encontrando-se associada a formações de matos esclerófilos pouco densos (RUFINO 1989). De acordo com este autor, não parece que as razões para essa descontinuidade se possam dever à inexistência de habitat. COVERLEY (s.d.), cita D. Carlos de Bragança referindo que a espécie é comum no Algarve durante a Primavera e Verão e sugere que a sua distribuição é um pouco mais para norte do Algarve. Este autor refere ainda a observação de uma postura com 5 ovos encontrada próximo de Portel em 2 de Maio, embora não faça qualquer alusão ao habitat de ocorrência. PENA *et al.* (1985) e MATOS & CANCELA (1993) referem para a região de Mértola, a ocorrência de *Sylvia conspicillata* em matos dominados por Sargaço *Cistus monspeliensis*. De igual modo, SANTOS (1994), numa região do interior do Baixo Alentejo, também detectou a

espécie associada a formações de sargaço, tendo sido justamente numa zona extensa de matos de *Cistus monspeliensis* que registou as maiores densidades de *Sylvia conspicillata* (7,28 pares/10 ha, SANTOS *op. cit.*). FRANCO (1995) também detectou a espécie em encostas do troço médio do rio Guadiana (concelho de Mértola), numa área que descreve com vegetação dominada por zambujeiros com zonas de estrato arbustivo denso (FRANCO *op. cit.*, p.9). SILVA (1998) refere a ocorrência da Toutinegra-tomilheira como nidificante na *Reserva Natural da Serra da Malcata* numa área com vegetação rala, muito dispersa e com predomínio de *Cistus ladanifer*. No arquipélago da Madeira a subespécie *S. c. orbitalis* ocorre nas ilhas da Madeira e Porto Santo com uma distribuição ampla em ambas as ilhas e localmente com densidades elevadas (NUNES *et al.* 2002).

As tendências das populações nidificantes em Portugal são mal conhecidas (HAGEMEIJER & BLAIR 1997) e pouco se sabe acerca de alguns aspectos da sua biologia e ecologia, nomeadamente (1) a cronologia de reprodução, (2) estimativas de abundância e (3) dimensão das posturas.

4.4.2. ÁREA DE OCORRÊNCIA, ASPECTOS DA FENOLOGIA E DENSIDADES

MIRA *et al.* (1994) referem que uma parte importante da população reprodutora da Toutinegra-tomilheira no território nacional ocorre nas extensões de matos pouco desenvolvidos existentes na área abrangida pelo EFMA. No âmbito deste trabalho, foi possível confirmar a ocorrência de *Sylvia conspicillata* como nidificante na área de estudo, tendo os trabalhos de campo realizados no período 1999-2001 permitido detectar apenas um núcleo populacional de pequenas dimensões espacialmente confinado ao vale da ribeira de Alcarrache (Folha n.º 492 da Carta Militar) (**Figura 4.6**). Em 2000 e 2001 foi realizado um esforço adicional nesta área (**Figura 4.7**) com vista (1) à obtenção de valores de densidades através da aplicação do método-dos-mapas (*e.g.* BIBBY *et al.* 1992) e (2) detecção de ninhos e posterior monitorização.

Em termos fenológicos, os dados recolhidos sugerem que a Toutinegra-tomilheira é um Migrador Nidificante precoce. O registo mais precoce da espécie foi obtido em 7 de Março (ano de 2001, RABAÇA 2002b) e o seu período de permanência na área de estudo prolongou-se até inícios de Setembro. Adicionalmente, merece referência a observação de alguns indivíduos durante os meses de Setembro e Outubro em locais distintos dos utilizados durante a época de reprodução. Todavia, desconhecemos até que ponto estas observações sugerem a utilização desta zona como local de passagem durante a migração outonal, ou correspondem apenas a indivíduos em dispersão que utilizaram o vale de Alcarrache durante os meses anteriores (RABAÇA *et al.* 2002). SHIRIHAI *et al.* (2001) referem que na maior parte da área de distribuição da espécie a maioria dos indivíduos abandona os locais de nidificação em finais de Setembro, inícios de Outubro.

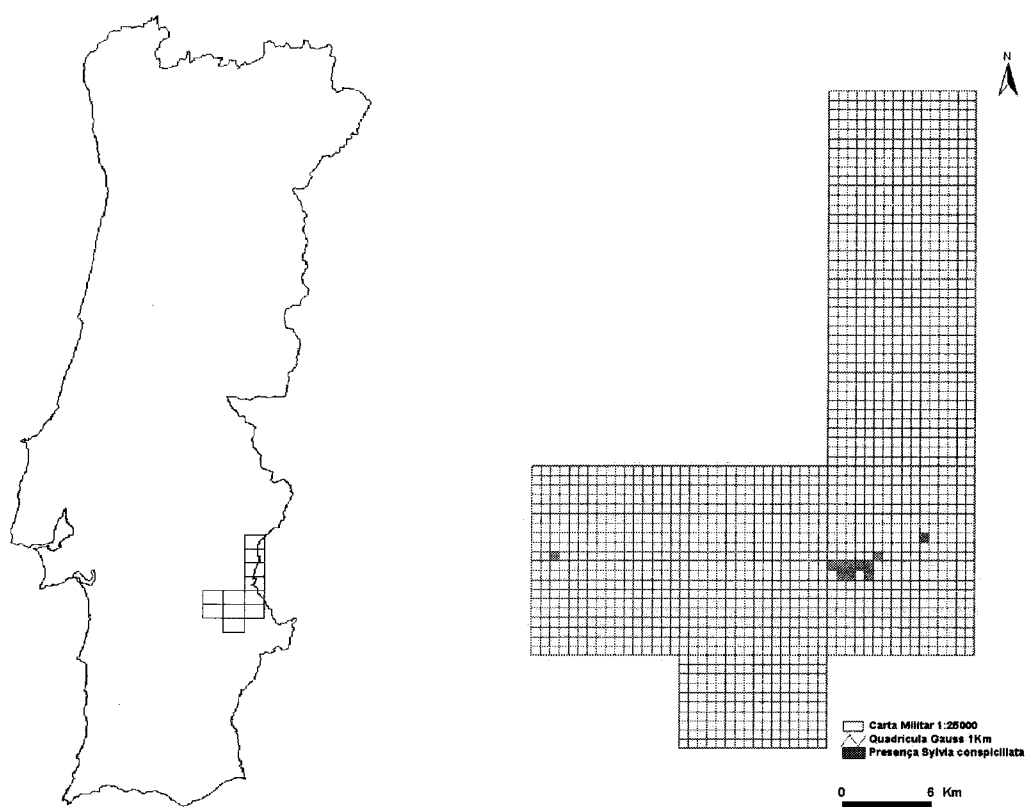


Figura 4.6 – Ocorrência da Toutinegra-tomilheira *Sylvia conspicillata* na área de estudo, com resolução à quadrícula 1x1km do sistema Gauss (dados relativos à totalidade dos censos, no período 1999-2001).

O valor da densidade média da espécie na área de estudo foi de 0,21 pares/10 ha (média dos dois anos), tendo sido de 0,17 pares/10 ha em 2000 e de 0,24 pares/10 ha em 2001. Estes valores são considerados inferiores aos obtidos em outros locais da área de distribuição da espécie (Tabela 4. XIV).

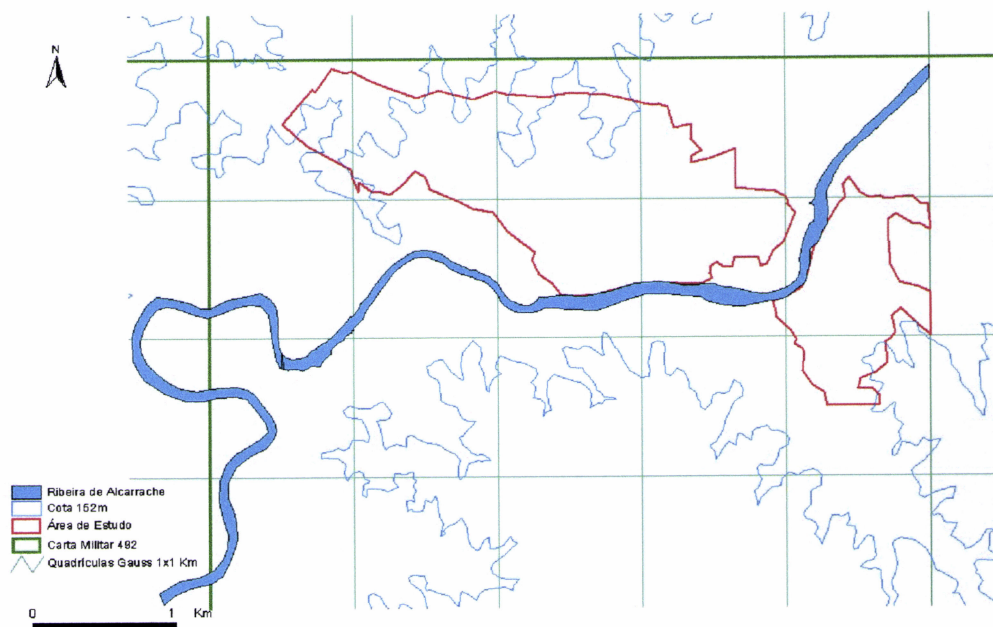


Figura 4.7 – Localização da área de estudo da Toutinegra-tomilheira *Sylvia conspicillata* no vale da ribeira de Alcarrache

Local	Habitat	Densidade (Pares/10ha)	Referência
Alcarrache	Pousios antigos c/ <i>Ulex</i> sp.	0,21	Presente estudo
Mértola	Pousios c/ matos	0,51	SANTOS 1994
Mértola	Matos baixos de <i>C. monspeliensis</i>	7,28	SANTOS 1994
Almeria	Semideserto costeiro	1,17	TELLERIA <i>et al.</i> 1988 in PURROY 1997
Vale do Ebro	Estepes	0,33	TELLERIA <i>et al.</i> 1988 in PURROY 1997
Múrcia	Matos	13,40	HERNÁNDEZ-GIL 1990
Sardenha	Matos baixos costeiros	3,70	CODY & WALTER 1976
Malta	---	3,50	GIBB 1947 in GUERRIERI & SANTUCCI 1996
Itália central	Pousios, forragens c/ mato	0,68	GUERRIERI & SANTUCCI 1996
França	Camargue	0,65	BLONDEL 1985

Tabela 4.XIV – Densidades da Toutinegra-tomilheira *Sylvia conspicillata* na área da rib.^a de Alcarrache e em outros locais da Europa.

4.4.2. PARÂMETROS DE REPRODUÇÃO

4.4.2.1. Dimensão da postura, eclosão e sucesso reprodutor

De acordo com CRAMP & BROOKS (1992), GUERRIERI & SANTUCCI (1996) e HARRISON & CASTELL (1998), os ninhos de *Sylvia conspicillata* encontram-se, geralmente, em arbustos baixos e densos muitas vezes próximo do solo.

No decorrer deste estudo foram encontrados e monitorizados 10 ninhos (4 em 2000 e 6 em 2001). Deste total, apenas em 8 deles foi possível acompanhar o desenvolvimento desde a fase de postura até à etapa final (pintos a voar ou ninho predado), dado que em 2000 2 dos 4 ninhos foram encontrados já com pintos (**Figura 4.7 e Tabela 4.XVI**).

A **Tabela 4.XV** mostra os valores médios das posturas bem como os limites da dimensão das mesmas e compara com valores descritos por outros autores (CRAMP & BROOKS 1992, GUERRIERI & SANTUCCI 1996) em outras áreas de ocorrência da espécie.

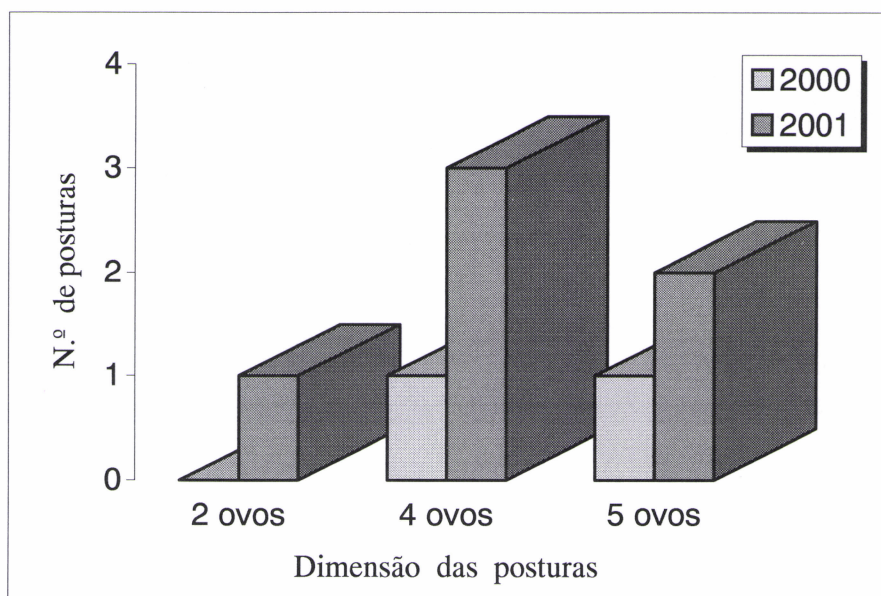


Figura 4.7 – Dimensão das posturas da Toutinegra-tomilheira nidificante na área de estudo (n = 8).

A **Tabela 4.XVI** mostra uma cronologia dos acontecimentos relativos à postura e desenvolvimento dos pintos. Considerou-se a data de postura como o início do período de incubação, uma vez que *Sylvia conspicillata* começa a incubar após a postura do último ovo (CRAMP & BROOKS 1992). As datas a **negrito** correspondem ao dia exacto do acontecimento referido; as restantes datas foram obtidas por retro-cálculo com base nos dados da duração das diversas fases referidas por GUERRIERI & SANTUCCI (1996): período de incubação de 11 dias (+/- 24 h) e o de alimentação no ninho de 11 dias, podendo os pintos ser alimentados até 3 semanas depois de o abandonarem. De notar que nesta tabela os dois ninhos (assinalados a *itálico*) que aparecem a mais (10 em vez de 8) correspondem aos dois ninhos de 2000 que foram encontrados já com pintos.

De salientar que os ninhos 1/01, 2/01, 4/01 e 5/01 foram predados. A predação ocorreu em diferentes fases do desenvolvimento, ou seja, houve predação sobre ovos e sobre pintos e, aparentemente, nenhum dos progenitores foi predado.

Local	N	Dimensão média da postura	Desvio padrão	Dimensão da postura
Malta ¹	19	4,80	± 0,54	3-5
Tenerife ²	9	4,00	± 0,71	3-5
Canárias ³	1	6,00	-	6
Itália central ⁴	102	3,98	± 1,08	1-5
Alcarrache	8	4,13	± 0,99	2-5

Tabela 4.XV – Dimensão da postura média, mínima e máxima de várias populações de Toutinegra-tomilheira (1(GIBB 1947, SULTANA & GAUCI 1982), 2(KOENIG 1890), 3(BANNERMAN 1963) in CRAMP & BROOKS, 1992; 4 GUERRIERI & SANTUCCI, 1996).

Na **Tabela 4.XVII** sintetizamos a informação relativa aos parâmetros da biologia de reprodução. A *taxa de eclosão* média é elevada (78,79%) mas a *taxa de sobrevivência* e o *sucesso reprodutor* são marcadamente diferentes em ambos os anos, apresentando valores mais baixos em 2001 (respectivamente 29,41% e 20,83%),

devido à predação de que foram alvo 4 dos 6 ninhos detectados. Todavia, o número de juvenis voadores efectivamente observados na época de reprodução de 2001 foi de 13, facto atribuído à existência de outros eventos de reprodução que não foram detectados anteriormente.

Ninho/Ano	Postura	Eclosão	Saída do ninho
<i>1/00</i>	<i>05-Mai</i>	<i>16-Mai</i>	<i>27-Mai</i>
<i>2/00</i>	<i>29-Mai</i>	<i>09-Jun</i>	<i>20-Jun</i>
3/00	03-Jun	14-Jun	25-Jun
4/00	09-Jun	20-Jun	01-Jul
1/01	11-Abr	22-Abr	Predado
2/01	16-Abr	27-Abr	Predado
3/01	27-Abr	07-Mai	18-Mai
4/01	07-Mai	18-Mai	Predado
5/01	10-Mai	Predado	---
6/01	13-Jun	22-Jun	02-Jul

Tabela 4.XVI – Datas de postura eclosão e saída do ninho relativas ao núcleo de Toutinegratomilheira nidificante no vale da rib.^a de Alcarrache. Os ninhos assinalados a *itálico* (1/00 e 2/00) foram encontrados já com pintos. As datas a **negrito** correspondem ao dia exacto do acontecimento.

Parâmetro	2000	2001	Total
N.º de posturas	2	6	8
N.º de ovos postos	9	24	33
N.º de ovos eclodidos	9	17	26
N.º de pintos voadores	6	5 ¹	11 ¹
Taxa de eclosão (%)	100	70,83	78,79
Taxa de sobrevivência	66,67	29,41	42,31
Sucesso reprodutor	66,67	20,83	33,33

Tabela 4.XVII – N.º de posturas, ovos e pintos voadores e parâmetros da biologia de reprodução de Toutinegratomilheira nidificante no vale da rib.^a de Alcarrache. ¹o n.º de juvenis voadores detectados em 2001 foi de 13 (ver texto).

4.4.2.2. Estrutura dos ninhos

A fim de minimizar os efeitos da perturbação humana nas aves, a caracterização dos ninhos foi realizada durante o mês de Agosto, semanas após o abandono dos ninhos. Dos 10 ninhos monitorizados, apenas foi possível caracterizar 9, uma vez que um deles foi destruído pelo gado bovino que utilizava a zona para pastoreio.

Na **Tabela 4.XVIII**, apresenta-se uma comparação dos diâmetros externo e interno, da altura e profundidade da taça, com valores descritos na bibliografia (CRAMP & BROOKS 1992). No **ANEXO 4** apresentamos um resumo da informação retirada sobre a constituição e localização dos ninhos.

Variáveis (cm)	Malta (12)	Itália central	Sicília	Alcarrache (8)
Ø externo da taça	9,3 (8,2-10,0)	9,35 ± 1,20	9,25 (8,5-9,75)	8,18 (6,7-9,4)
Ø interno da taça	5,6 (5,2-6,3)	5,30 ± 0,31	6,25 (5,75-6,75)	5,38 (4,0-6,3)
Altura da taça	6,5 (5,5-8,0)	7,80 ± 1,20	-----	7,30 (6,0-10,4)
Profundidade da taça	4,3 (3,5-5,0)	4,26 ± 0,81	4,00 (3,5-4,5)	5,61 (3,9-8,3)

Tabela 4.XVIII – Dimensões médias dos ninhos de Toutinegra-tomilheira e comparação com valores provenientes de outras áreas. (Malta: GIBB 1947, SULTANA & GAUCI 1982, BOCHENSKI 1985 *in* CRAMP & BROOKS 1992; Itália central: GUERRIERI & SANTUCCI 1996; Sicília: MASSA 1985 *in* GUERRIERI & SANTUCCI 1996). Entre parêntesis apresentamos os valores extremos.

Observando a **Tabela 4.XVIII**, verificamos que os valores registados não diferem muito dos apresentados na bibliografia, e as pequenas diferenças registadas podem dever-se a diversos factores, como a diferente composição dos ninhos, diferente suporte arbustivo e erro inerente ao observador.

A existência de agregados de Tojo parece ser um factor importante para a presença da Toutinegra-tomilheira na área de estudo, dado termos constatado uma utilização sistemática desta espécie vegetal como local de construção do ninho (ver **ANEXO 4**). A utilização preferencial de espécies vegetais espinhosas para a construção

do ninho, tem também sido documentada por outros autores (GUERRIERI & SANTUCCI 1996).

4.4.5. DISCUSSÃO

Como vimos, a distribuição europeia da *Toutinegra-tomilheira* está associada a formações arbustivas com composição e estrutura diversas, predominando as formações arbustivas baixas e não muito densas. No contexto da natureza caleidoscópica das paisagens mediterrânicas (*e.g.* BLONDEL & ARONSON 1999) estas áreas podem corresponder (1) a etapas de degradação do coberto florestal natural (charnecas degradadas, “maquis” e “garrigue”), (2) aos matos costeiros e/ou zonas de sapal e (3) a parcelas da agricultura extensiva tradicional que foram abandonadas ou deixadas em repouso durante alguns anos (*e.g.* pousios).

Os pousios correspondem a etapas dos ciclos da agricultura tradicional da região Alentejo e são por vezes longos, alternando-se o cultivo de cereais com pousios de um ou mais anos (os quais podem originar pousios com mato), com vista à recuperação da fertilidade dos solos (MASCARENHAS 1981). No Alentejo interior, as estepes cerealíferas adquiriram uma representatividade significativa com o advento das “*campanhas do trigo*” nas primeiras décadas do século XX; ocuparam-se solos muito delgados e destruíram-se grandes extensões de charneca e montado com o consequente aumento dos processos de erosão (MASCARENHAS *op. cit.*). A partir da década de sessenta do mesmo século, revelou-se evidente que aquela política agrícola provocava uma degradação dos solos e, consequentemente, os níveis de produtividade baixaram (ROXO *et al.* 1996). Uma das consequências mais visíveis foi a migração das populações humanas para os grandes centros, conduzindo a que em algumas áreas a agricultura tenha deixado de ser viável (ROXO *et al. op. cit.*). O subsequente abandono dos campos de cultura cerealífera conduziu a processos de sucessão secundária da vegetação (ODUM 1988), dando origem, no Alentejo interior, a muitas áreas ocupadas com matos subxerofíticos, frequentemente dominados por cistáceas como *Cistus ladanifer* e *Cistus monspeliensis* (*e.g.* PENA *et al.* 1985). De notar, todavia, que já por

volta de 1800 algumas descrições da paisagem do Alentejo interior referiam como alguns dos seus principais traços a grande aridez do solo, a existência de matos com numerosos *Cistus* e a reduzida densidade populacional (e.g. LINK 1801).

As primeiras etapas da sucessão secundária resultante do abandono dos campos cerealíferos, nomeadamente quando já existem manchas arbustivas rasteiras, podem constituir zonas de habitat potencial para a Toutinegra-tomilheira. Não obstante, os padrões de distribuição da espécie em Portugal evidenciam uma clara descontinuidade (mesmo à escala regional), a qual, aparentemente, não parece ser explicável pela ausência de habitat considerado adequado; de resto, já RUFINO (1989) afirmava que a “(...) *grande descontinuidade que se verifica na distribuição da espécie não é, aparentemente, devida à inexistência de habitat favorável* (...)”. Em Espanha, onde ocorre mais de 90% da população europeia (HAGEMEIJER & BLAIR 1997), PURROY (1997) e TELLERIA *et al.* (1999) referem que a espécie apresenta uma distribuição desigual, aludindo estes últimos autores ao facto de a Toutinegra-tomilheira parecer encontrar o seu óptimo ecológico no norte de África, nidificando desde o litoral de Marrocos, Argélia e Tunísia até ao interior do deserto (ver também CRAMP & BROOKS 1992, SHIRIHAI *et al.* 2001).

A Toutinegra-tomilheira pertence a um Género que constitui um elemento importante do bioma mediterrânico. Por um lado, 14 das 19 espécies do Género *Sylvia* são endémicas da Região, razoavelmente abundantes e características dos ambientes arbustivos mediterrânicos; adicionalmente, constituem um dos poucos exemplos de vertebrados da Região Mediterrânica cuja diferenciação ao nível da espécie ocorreu durante o Plistocénico (BLONDEL & ARONSON 1999). BLONDEL *et al.* (1996) estudaram a biogeografia dos representantes do género *Sylvia* utilizando técnicas de genética molecular. Os resultados obtidos sugerem (1) que a diferenciação destes silvídeos se iniciou à 6,3-6,8 MA e (2) que a radiação das espécies mais próximas e associadas aos matos mediterrânicos ocorreu no Plistocénico à 2,5-0,4 MA. Com base na filogenia molecular e combinando uma abordagem biogeográfica, BLONDEL *et al.* (*op. cit.*) propõem a existência de 3 centros principais de especiação para o Género *Sylvia*: *occidental*, na parte oeste da Região Mediterrânica (3 espécies); *central*, na península Egeia e Anatólia (6 espécies) e *oriental*, abrangendo o Médio-Oriente (5

espécies). BLONDEL *et al.* (*op. cit.*) referem ainda que a hipótese de uma série de processos de especiação ter ocorrido em formações arbustivas mediterrânicas é suportada por análises paleobotânicas, as quais mostram que a distribuição espacial daquelas formações oscilou em função das flutuações climáticas resultantes das glaciações e períodos inter-glaciares que tiveram lugar durante o Plistocénico (*e.g.* BLONDEL & VIGNE 1993).

BLONDEL *et al.* (1996) sugerem que a Toutinegra-tomilheira pertence ao centro de especiação *central*, localizando-se o “centro de gravidade” da sua distribuição geográfica, ou seja o ponto mediano da amplitude da sua distribuição, no norte de África (c. 35° N, 10° E), região onde, como vimos, a espécie parece encontrar o seu óptimo ecológico (TELLERIA *et al.* 1999).

Com base nos resultados desta análise, talvez as descontinuidades observadas na distribuição da Toutinegra-tomilheira na parte mais ocidental da Península Ibérica, nomeadamente em Portugal, possam ser explicadas pelo maior afastamento relativamente ao centro da distribuição da espécie, conferindo às populações aí existentes um carácter marginal. De notar que em regiões do Levante peninsular, situadas na porção oriental da Península Ibérica, portanto mais próximas do “centro de gravidade” da sua distribuição geográfica, a espécie é residente (HERNÁNDEZ-GIL 1990), facto que sugere a existência de condições ecológicas adequadas à ocorrência da Toutinegra-tomilheira ao longo do ciclo anual.

Em síntese, a Toutinegra-tomilheira é uma espécie de origem Mediterrânica (*tipo faunístico* Mediterrânico, de acordo com VOOUS 1960) cujo processo de especiação parece ter decorrido durante o Plistocénico nas formações arbustivas daquela Região. A sua estreita associação a meios efémeros, estruturalmente simples e espacialmente instáveis como as zonas de matos esparsos e/ou pseudo-estepes onde habitualmente ocorre, pode sugerir a noção de selecção de tipo *r* (MACARTHUR & WILSON 1967) – maturidade sexual precoce e uma fecundidade elevada associadas a uma mortalidade elevada e independente da dimensão da população e flutuações dos efectivos (*e.g.* WELTY & BAPTISTA 1988). Embora a discussão sobre padrões demográficos esteja fora do alcance deste trabalho e o modelo *r-K* tenha, na actualidade, um valor eminentemente histórico, o facto de alguns autores (*e.g.* GUERRIERI & SANTUCCI 1996, HAGEMELJER & BLAIR 1997, ALANÍS 2003)

referirem que as dimensões populacionais da Toutinegra-tomilheira variam bastante de ano para ano e a grande imprevisibilidade dos meios onde ocorre, sugere para a espécie a possibilidade de uma selecção de tipo *r*.

Perante este quadro de referência, que questões de devem colocar numa óptica de conservação da Toutinegra-tomilheira no Alentejo interior e em particular na área envolvente ao regolfo de Alqueva?

Sob um ponto de vista ideal, a existência de informação consistente sobre distribuição e abundâncias e suas alterações no tempo, são um requisito essencial para determinar o risco de extinção de uma espécie (*e.g.* GREEN & HIRONS 1991, RANDS 1991). Infelizmente, na maioria das situações os biólogos da conservação dispõem apenas de informações escassas, descontínuas no espaço e no tempo e por vezes provenientes de estudos de qualidade variável (GREEN & HIRONS 1991). Não obstante, a existência de um declínio acentuado dos efectivos populacionais em cerca de 25% das espécies de aves na Europa é uma realidade (TUCKER & HEATH 1994, HEATH & EVANS 2000), afectando particularmente as grandes aves de rapina e os migradores trans-saharianos (BERTHOLD *et al.* 1998), grupo em que os problemas relacionados com a conservação das populações de diversas espécies se afiguram mais complexos, devido à utilização de diferentes espaços geográficos ao longo do ciclo anual.

A possibilidade de extinção de uma população pode ser influenciada por acontecimentos estocásticos do tipo genético, demográfico e ambiental. Todavia, por simplicidade e porque muitas vezes se confundem factores demográficos com factores ambientais (*e.g.* SIMBERLOFF 1988), é frequente considerar que os acontecimentos estocásticos podem actuar a 2 níveis e mesmo de uma forma concertada: ao nível do património genético (efeitos genéticos) e ao nível do indivíduo/população (efeitos demográficos e ambientais) (RYAN & SIEGFRIED 1994).

NEWTON (1991) assinalava que um dos principais contributos da investigação para o manejo das populações de aves é talvez a identificação dos factores que limitam as dimensões populacionais – (...) “*Without knowledge of the limiting factors, the management of any bird population is bound to be hit and miss*” (...).

Tradicionalmente, consideram-se os factores *externos* e *internos* de regulação das populações: os primeiros, ambientais, incluem os recursos (nomeadamente tróficos) e os inimigos naturais (predadores e parasitas); os segundos, demográficos, incluem as taxas de natalidade e mortalidade, imigração e emigração (*e.g.* NEWTON 1998). Para muitas espécies, dispomos de informação detalhada acerca dos seus parâmetros demográficos (*e.g.* RICKLEFS 1983, BAIRLEIN 1991, BLONDEL *et al.* 1993, NUR & SYDEMAN 1999), mas para compreendermos porque é que diferentes populações de uma mesma espécie têm dimensões distintas é necessário estudarmos os factores *externos*. Numa óptica de manejo das populações, é ao nível destes factores limitantes ambientais que teremos de actuar em primeiro lugar para *a posteriori* podermos detectar alterações nos parâmetros populacionais, pelo que se afigura essencial o seu estudo (NEWTON 1991).

A distribuição de qualquer espécie está condicionada pela disponibilidade do seu habitat de ocorrência (*e.g.* ODUM 1988), sendo a disponibilidade em alimento e outros recursos (por exemplo, locais de construção dos ninhos, inimigos naturais) responsável pelas dimensões populacionais.

No caso particular da Toutinegra-tomilheira, a espécie apenas ocorre e nidifica sob a forma de um pequeno núcleo populacional localizado e confinado a uma zona do vale da rib.^a de Alcarrache. Como vimos, a área corresponde a uma zona de pousios antigos com manchas esparsas de matos baixos dominados por *Ulex eriocladus*, um endemismo da região oeste da Península Ibérica; predomina o pastoreio de gado bovino e a percentagem média de cobertura do estrato arbustivo é de 44%. Em toda a área de estudo, existem outros territórios com características de estrutura (pousios antigos com matos esparsos) e composição da vegetação (predomínio de tojo) semelhantes (zonas de Bencatel, Granja e Luz-Mourão), e diversas áreas com matos de cistáceas desprovidas de estrato arbóreo, mas em nenhuma destas áreas foi detectada a presença da espécie. Nestas circunstâncias, em que uma proporção substancial de habitat considerado adequado não é ocupado, poder-se-á admitir que a disponibilidade de habitat não se encontra a limitar a dimensão das populações (GREEN & HIRONS 1991).

Este argumento pode contudo corresponder a uma apreciação demasiado simples da questão, dado não incorporar a distribuição espacial dos diversos componentes do habitat. Como exemplo, note-se que a dimensão das manchas arbustivas (área e volume) e a sua distribuição espacial (em particular a distância entre

elas) podem contribuir para limitar a dimensão da população ao nível da disponibilidade de alimento e local de nidificação e do risco de predação (WIENS 1989, GREEN & HIRONS 1991). A questão é que se o habitat se apresentar muito fragmentado, as manchas arbustivas poderão ser demasiado pequenas e/ou demasiado distantes para poderem sustentar um par reprodutor e/ou um grupo familiar. A este propósito, WIENS (1989) refere que em meios abertos com coberto herbáceo ou arbustivo o risco de predação pode aumentar com distâncias maiores entre manchas de vegetação.

Desta forma, embora uma apreciação superficial possa sugerir a existência de habitat disponível não ocupado, só uma investigação mais detalhada poderá realmente permitir compreender porque é que a espécie ocorre numas áreas enquanto que noutras, com características aparentemente semelhantes, não.

Nas espécies territoriais – e a *Toutinegra-tomilheira* é uma espécie territorial –, o acantonamento a um território e a posterior ligação a um parceiro deverão ser os primeiros actos de um indivíduo em vias de se reproduzir. Para a grande maioria dos Passeriformes, o território corresponde a um espaço activamente defendido pelo seu detentor, no qual têm lugar as principais funções vitais (busca de alimento, acasalamento, nidificação e repouso); corresponde ao território “tipo A” na clássica proposta apresentada por HINDE (1956).

No termo do período de recrutamento populacional, assiste-se a uma elevada mortalidade de juvenis em dispersão em busca de habitats disponíveis, problema agudizado quando o habitat se encontra fragmentado (GREEN & HIRONS 1991).

A detecção de manchas de habitat adequado pode ser particularmente difícil para os migradores de longo curso, dado que, com frequência, os juvenis não retornam exactamente para a sua área natal (BUCKLAND & BAILLIE 1987). No caso de o habitat de nidificação se apresentar extenso e em continuidade, as consequências para a população de uma reduzida filopatria (comportamento pelo qual os indivíduos têm tendência a permanecerem ou regressarem à vizinhança da sua área natal) serão negligenciáveis. Porém, para espécies com populações esparsamente distribuídas e associadas a habitats fragmentados ou muito fragmentados, a ausência de filopatria pode dificultar a detecção de habitat adequado e/ou de parceiro (GREEN & HIRONS 1991), facto que, no limite, poderá conduzir à extinção de populações locais.

No caso concreto do núcleo populacional de Toutinegra-tomilheira existente no vale da rib.^a de Alcarrache, a problemática da sua conservação parece carecer da adopção de *medidas de protecção do habitat* e de um *conhecimento mais detalhado dos factores de regulação* populacional. As alterações de uso do solo que a curto/médio prazo terão lugar na zona envolvente da albufeira de Alqueva com a provável redução dos sistemas de agricultura extensiva tradicional na região, não configuram um quadro favorável à manutenção da Toutinegra-tomilheira e a um aumento da sua área de distribuição na região. É necessário obter séries temporais de dados que permitam detectar padrões e/ou tendências populacionais e promover desde já um conjunto de acções de manejo de habitat e de investigação biológica adicional com vista a aumentar o conhecimento sobre a espécie.

Independentemente das opções de gestão que vierem a ser adoptadas, a realização de estudos adicionais sobre a Toutinegra-tomilheira afigura-se-nos essencial. Em particular, parece-nos importante promover estudos sobre:

1. *Monitorização dos efectivos* (estabelecimento de um programa de censos da espécie para a bacia do Guadiana);
2. *Ecologia trófica* (análise da dieta ao longo da época e avaliação da disponibilidade de alimento em áreas de ocorrência e não ocorrência da espécie);
3. *Efeito da predação* (em particular sob ovos e pintos);
4. *Efeito do pastoreio* (intensidade do pastoreio, encabeçamento, grau de permanência das áreas);
5. *Parâmetros populacionais* (núcleo de Alcarrache e de outros locais do vale do Guadiana – Mértola e Castro Marim).

É nossa convicção que as hipóteses de trabalho futuro acerca da Toutinegra-tomilheira na bacia do Guadiana constituem um desafio estimulante e com muito interesse, tanto de um ponto de vista estritamente biológico como em termos de acções de gestão e manejo de habitats com vista à conservação. É justamente neste contexto que apresentamos um esboço de um *Plano de Acção* (e.g. SUTHERLAND 2000) relativo à espécie (ANEXO 9). No que respeita ao núcleo populacional de Alcarrache, afigura-se-nos determinante (1) garantir a existência das actuais características de uso

do solo na área de ocorrência da espécie, (2) manter as áreas de Luz-Mourão e Granja (justamente as mais próximas) e (3) implementar estudos adicionais de modo a não se perder a informação sobre como irão reagir à persistência dos efeitos de Alqueva os indivíduos que constituem o pequeno núcleo populacional de Alcarrache.

5. ESTUÁRIO DO GUADIANA

5.1. INTRODUÇÃO E OBJECTIVOS

5.1.1. CARACTERÍSTICAS GERAIS DOS ESTUÁRIOS

O termo estuário deriva da expressão latina *aestus*, cujo adjectivo *aestuarium* significa “efeito de maré”. Em termos de definição, a mais frequentemente citada é a de PRITCHARD (1967), de acordo com o qual um estuário é um corpo de água costeiro e semi-fechado que possui uma ligação livre como o mar aberto e em cujo interior a água do mar se dilui de modo mensurável com a água doce proveniente da drenagem da bacia. Esta definição pode todavia apresentar algumas dificuldades, por excluir zonas que só temporariamente apresentam ligação directa ao mar, comportando-se no restante período de forma independente da acção marinha (*e.g.* DAY *et al.* 1989) e, por outro lado, não faz uma menção explícita às marés, embora a referência à mistura entre água do mar e água doce a tenha, de certo modo, implícita. Note-se, no entanto, que existem mares em que a acção das marés é praticamente negligenciável – como por exemplo o Mediterrâneo – mas em que existe mistura de águas doce e salgada (*e.g.* LITTLE 2000).

Uma outra definição que merece ser referida é a de DAY *et al.* (1989). De acordo com estes autores, um ecossistema estuarino é uma reentrância costeira profunda

com uma comunicação restrita com o mar que permanece aberta pelo menos de uma forma intermitente e que pode ser subdividido em 3 regiões: uma zona de maré fluvial, caracterizada pela ausência de salinidade mas sujeita ao efeito das marés; uma zona de mistura – o estuário propriamente dito –, caracterizado pela mistura de massas de água e pela existência de fortes gradientes físicos, químicos e biológicos entre a zona de maré e a embocadura de um rio (ou um delta) na baixa-mar; uma zona de turbidez no mar aberto, próximo da costa, entre a zona de mistura e a extremidade da pluma da maré no pico da baixa-mar. Esta definição é mais abrangente que a anteriormente referida e inclui a zona costeira adjacente.

Independentemente da definição considerada, muitos dos factores físicos e químicos que actuam num estuário estão relacionados com a (1) extensão da influência da maré, (2) o tamanho das ondas, (3) a intensidade das correntes e o seu papel na sedimentação, (4) a distribuição das salinidades e temperaturas, (5) a disponibilidade em oxigénio dissolvido, (6) a concentração de determinados iões e (7) o tipo de substrato (*e.g.* DAY 1981). A estes factores deverá acrescentar-se a eventual influência de focos de poluição e/ou alterações físicas de origem antrópica.

A dinâmica da mistura das águas doce e salgada é dominada por 3 factores principais: o vento, as marés e as afluências em água doce ao estuário provenientes da drenagem da bacia (*e.g.* PRITCHARD 1967). Nos estuários planos, todavia, o vento desempenha um factor praticamente negligenciável, sendo a mistura da água efectuada quase exclusivamente por processos de circulação (BARNES 1974).

Devido ao facto de apresentar um dos seus extremos em contacto com o rio e o outro em contacto com o mar (*i.e.* entre salinidades $< 0,5\text{‰}$ e $\approx 35\text{‰}$), os estuários exibem um gradiente espacial de salinidade, raramente linear, que depende de factores como por exemplo a diferença de densidade entre água doce e água salgada, a topografia do estuário e os volumes relativos de água envolvidos. Esta questão apresenta um grande interesse de natureza prática, por permitir estabelecer uma classificação dos estuários (*e.g.* DAY *et al.* 1989, MCLUSKY 1989). Nos casos em que a evaporação da água se processa com maior rapidez do que a sua reposição por precipitação ou por afluências da bacia drenante, um estuário pode tornar-se hipersalino, correspondendo à situação dos designados *estuários negativos*, que ocorrem maioritariamente em climas quentes (*e.g.* MCLUSKY *op. cit.*, LITTLE 2000).

Inversamente, nos *estuários positivos* as afluições em água doce superam a água dissipada por evaporação. Nestes estuários, de resto os mais frequentes nas regiões temperadas do planeta, existe uma estratificação da coluna de água fruto do gradiente de salinidade. Finalmente, em algumas ocasiões as afluições em água doce são equivalentes à quantidade de água dissipada por evaporação designando-se nestes casos os estuários por *estuários neutrais*. Tais situações são todavia muito raras dado que a afluição em água doce e a evaporação quase nunca se equivalem (MCLUSKY 1989).

Numa perspectiva biológica, é possível reconhecer nos sistemas estuarinos a existência de uma determinada zonation em função das características dos sedimentos e da salinidade, embora a sua distribuição espacial varie conforme o tipo de estuário em questão. De acordo com MCLUSKY (*op.cit.*) é possível encontrar nos estuários a seguinte sequência:

Topo – zona de entrada da água doce no estuário, com predomínio de correntes fluviais; existe a influência das marés mas a salinidade é muito baixa ($<5^{\circ}_{\text{‰}}$, zona oligohalina). Os sedimentos tornam-se progressivamente mais finos para jusante.

Troço superior – zona em que existe mistura de água doce e salgada e, em especial durante as marés vivas, ocorre turbidez máxima. Existe deposição de sedimentos finos e a salinidade está compreendida entre $5\text{-}18^{\circ}_{\text{‰}}$ (zona mesohalina).

Troço médio – As correntes existentes devem-se essencialmente ao efeito das marés. A deposição de lamas é predominante e a salinidade está compreendida entre $18\text{-}25^{\circ}_{\text{‰}}$ (zona polihalina).

Troço inferior – Existem correntes por vezes rápidas devidas ao efeito das marés. Os depósitos mais relevantes são de areias, embora em locais sujeitos a fraca circulação possam existir depósitos de lamas e a salinidade está compreendida entre $25\text{-}30^{\circ}_{\text{‰}}$ (zona euhalina).

Barra – Zona sujeita quase exclusivamente aos efeitos das marés com sedimentos essencialmente arenosos e litoral rochoso. A salinidade é próxima da existente nas massas adjacentes do oceano.

A maré desempenha um papel fundamental nos estuários em função (1) do ritmo semi-diurno de subida e descida do nível da água e (2) das condições hidrodinâmicas daí resultantes. A penetração da maré num estuário faz-se através da propagação da onda de maré, com as subidas e descidas alternadas do nível da água (maré dinâmica) e penetração da água salgada através das camadas inferiores do estuário (maré de salinidade), estando condicionada pelas características físicas dos estuários (*e.g.* BARNES 1974).

A existência de depósitos de sedimentos finos ou vasas é uma característica dos sistemas estuarinos (MCLUSKY 1989). Estes materiais podem ser procedentes dos rios, do mar ou ainda dos terrenos adjacentes ao estuário, mas independentemente da sua origem, desde que existam correntes fluviais e de maré fortes, a erosão e o transporte de partículas ocorre em ambas as extremidades do estuário. À medida que se afastam das zonas extremas, as correntes tendem a perder velocidade para o interior do estuário verificando-se a deposição de partículas mais grosseiras (areias, por exemplo), enquanto que as mais finas (siltes e argilas) permanecem em suspensão. A formação das zonas de vasa ocorre por deposição de partículas finas por processos de floculação (*e.g.* MCLUSKY *op. cit.*). Na base está a existência de uma riqueza elevada de detritos finos, constituídos por complexos de material orgânico e inorgânico que se encontram agregados sob a forma de flóculos de baixa densidade (próxima da densidade da água). O processo de deposição é complexo, sendo particularmente favorecido em águas relativamente paradas que, na maré-cheia, cobrem a zona intertidal. Deste modo, a sedimentação nos estuários é função (1) da dimensão das partículas e (2) da velocidade das correntes (PRITCHARD 1967).

Os estuários são habitualmente considerados como sistemas biológicos de elevada produtividade, independentemente da diversidade de situações que os caracterizam (*e.g.* BARNES 1974, DAY *et al.* 1989). Genericamente, pode considerar-se que os elevados níveis de produtividade existentes nos estuários se devem à grande quantidade de nutrientes disponíveis para suporte da produção primária (fitoplâncton, algas bentónicas e sapais), provenientes do oceano, das margens e/ou dos troços fluviais a montante (MCLUSKY 1989). Não obstante, estas generalizações devem ser encaradas

com alguma prudência, visto serem as características locais de cada estuário (morfológicas, físicas e químicas) que irão determinar os níveis de produtividade.

Os factores físicos e químicos mais condicionantes da repartição ecológica dos organismos associados ao meio estuarino são (1) a distribuição de salinidades e (2) o tipo de substrato. Em muitos estuários verifica-se a existência de uma estreita ligação entre estes 2 factores com as baixas salinidades associadas à presença de sedimentos finos, facto que dificulta, em termos biológicos, a distinção dos seus respectivos efeitos.

Em síntese, os gradientes e discontinuidades existentes nos estuários reflectem-se na distribuição de diversos materiais dissolvidos e particulados, cuja circulação é fortemente influenciada pelos efeitos das marés conduzindo à formação de zonas de turbidez máxima. As especificidades das condições existentes nos sistemas estuarinos exercem uma influência apreciável sobre os organismos pelágicos e bentónicos, cujas riquezas específicas e abundâncias relativas dependem da qualidade das águas e dos sedimentos (*e.g.* PRITCHARD 1967).

5.1.2. CARACTERIZAÇÃO GERAL DO ESTUÁRIO DO GUADIANA

5.1.2.1. Morfologia, salinidade e hidrodinâmica

O estuário do Guadiana desenvolve-se desde a foz até Moinho dos Canais, cerca de 80 km a montante, limite da acção dinâmica da maré. Até cerca de 10 km da embocadura a sua morfologia é essencialmente condicionada pelas formações geológicas que atravessa – xistos e grauvaques do Paleozóico –, formando um vale encaixado com vertentes elevadas até ao Pomarão, tornando-se mais largo a jusante (FEIO 1946). A partir de Ayamonte o estuário desenvolve-se numa planície sedimentar formando nas suas margens extensas zonas de sedimentos expostos e sapais, nomeadamente o sapal de Castro Marim na margem direita e o sistema de Carreras na margem esquerda em Espanha.

O sapal de Castro Marim limita a cidade de Vila Real de Santo António a Norte e encontra-se protegido da acção do mar pelo cordão arenoso de Monte Gordo. A

área total da zona húmida que inclui os sapais de Castro Marim e da foz da ribeira do Beliche é de cerca de 2760 ha. A drenagem é efectuada por 2 esteiros principais que exibem características meandriiformes com várias ramificações: o esteiro da Carrasqueira a Sul e o esteiro da Lezíria a Norte.

No lado espanhol, o sistema de Carreras desenvolve-se entre Ayamonte e Isla Cristina e é constituído por uma sucessão de restingas separadas por zonas de sapal, entrecortadas por uma densa rede de canais, dos quais actualmente apenas o esteiro de Canela estabelece a ligação entre o sistema e o canal principal do estuário do Guadiana (GONZÁLEZ 1995). De acordo com este autor, as características físicas da zona terminal do estuário e zonas costeiras adjacentes resultam essencialmente de uma evolução morfológica desta zona que decorreu durante o Holocénico, em particular desde a estabilização do nível médio do mar há cerca de 5000 anos (GONZÁLEZ *op. cit.*).

No que respeita à caracterização da salinidade, a propagação salina no estuário do Guadiana depende (1) do caudal fluvial e (2) da maré. A zona de influência da cunha salina apresenta uma extensão de cerca de 15 km para montante da foz e a sua localização varia fortemente com o caudal fluvial e com a amplitude da maré, em particular para caudais inferiores a 50 m³/s (FORTUNATO & OLIVEIRA 2001).

De acordo com MORALES (1995), no troço mais a montante do estuário – *alto estuário* –, os sedimentos correspondem às fracções de cascalho e areias grosseiras com um conteúdo em matéria orgânica próximo dos 6%. Neste sector as salinidades distribuem-se desde a zona dulciaquícola (< 0,5‰) até à zona oligohalina (0,5-5‰), estendendo-se uma parte pela zona mesohalina (5-18‰). No troço médio do estuário – *médio estuário* –, que se estende desde Álamo até à foz da ribeira de Beliche, os sedimentos são maioritariamente compostos por areias vasosas alternadas com vasas arenosas e vasas, apresentando os conteúdos em matéria orgânica mais elevados do estuário (podem atingir os 17%, de acordo com MORALES *op. cit.*). É uma zona essencialmente condicionada pela acção das marés, apresentando a sua vegetação características de um gradiente fluvial-marinho, com salinidades que se distribuem pelas zonas mesohalina e polihalina. Por último, o *baixo estuário* estende-se para jusante da foz da ribeira de Beliche. Os seus sedimentos variam entre areias limpas e areias ligeiramente vasosas com conteúdo em matéria orgânica próximos dos 10%. A

vegetação é essencialmente típica dos salgados e as salinidades distribuem-se pelas zonas polihalina e euhalina.

A existência de uma grande variabilidade sazonal constitui, como vimos em 2.4., um dos traços de bacia. PORTELA (2001) refere que durante as cheias se verifica a entrada no estuário de uma grande quantidade de sedimentos finos, sendo a concentração de partículas em suspensão da ordem de 1000 mg/l. Não obstante os eventos de cheia serem de ocorrência esporádica, desempenham um papel primordial na afluência de sedimentos finos da bacia ao estuário, tendo o caudal sólido em suspensão médio anual afluente ao troço superior do estuário sido calculado em $0,7-2,6 \times 10^6$ t/ano. Para caudais de estiagem ou caudais médios (i.e. $\leq 50 \text{ m}^3/\text{s}$), o transporte de sedimentos é determinado pelas correntes de maré, as quais promovem variações da concentração de sedimento em suspensão no ciclo águas-vivas águas-mortas, podendo existir uma zona de turbidez máxima (concentrações da ordem de 100 mg/l) na proximidade de Odeleite (PORTELA *op. cit.*). De acordo com estimativas fornecidas por este autor, a retenção por parte do estuário dos sedimentos finos produzidos na bacia hidrográfica é da ordem dos 10%, o que significa que a afluência de sedimentos finos à plataforma é praticamente da mesma ordem de grandeza da afluência ao sector superior do estuário.

FORTUNATO & OLIVEIRA (2001) apresentam uma caracterização detalhada da hidrodinâmica e salinidade do estuário do Guadiana, realizada com base em simulações para 10 caudais entre 1 e $300 \text{ m}^3/\text{s}$ (gama representativa dos caudais médios mensais para anos muito secos, secos, médios e húmidos) de um modelo hidrodinâmico e de um modelo de transporte, ambos bidimensionais, previamente validados com dados recolhidos no terreno. Os seus resultados sugerem que a maré se deforma fortemente ao longo do estuário, facto que na prática se traduz por um encurtamento das enchentes com um correspondente alongamento das vazantes. Adicionalmente, as variações transversais de profundidade geram grandes assimetrias entre a enchente e a vazante, com as velocidades residuais a serem dirigidas para montante nas zonas de menor profundidade e para jusante nas zonas mais profundas. No troço final – *baixo estuário* – as correntes de enchente são dominantes na margem esquerda e as de vazante na margem direita. Esta diferenciação reflecte-se na existência de uma maior salinidade na

margem esquerda do estuário e, por extensão, de comunidades macrobentónicas com características distintas: espécies filtradoras marinhas e mistas na margem esquerda e na margem direita espécies que caracterizam a transição dos povoamentos marinhos para povoamentos estuarino-lagunares (*e.g.* CANÁRIO 2001).

Ainda de acordo com FORTUNATO & OLIVEIRA (2001), uma análise da estratificação do estuário sugere que, o estuário do Guadiana é praticamente homogéneo para caudais inferiores a 10 m³/s, parcialmente misturado para caudais compreendidos entre 10-100 m³/s e estratificado para caudais superiores a 100 m³/s. Apesar de estas indicações estarem geralmente de acordo com os dados disponíveis, o grau de mistura dependerá ainda de outros factores não considerados na análise como a amplitude da maré e a duração do caudal.

O *tempo de residência* é um indicador importante do comportamento ecológico e da capacidade de auto-limpeza dos sistemas estuarinos. Este indicador é frequentemente utilizado para comparar sistemas e para avaliar a importância relativa de diferentes processos de remoção de poluentes. Pode ser definido como o tempo que uma partícula de água lançada num determinado local do estuário e num dado instante do ciclo de maré demora a sair definitivamente do estuário (OLIVEIRA & BAPTISTA 1997). Dependem fundamentalmente do caudal fluvial e aumentam com a distância à embocadura. No caso do estuário do Guadiana, para caudais fluviais elevados (300 m³/s) o *tempo de residência* varia entre 5 e 15 dias, enquanto que para caudais reduzidos (8 m³/s) varia entre 50 e 220 dias (FORTUNATO & OLIVEIRA 2001).

5.1.2.2. Estatuto, descrição e importância ornitológica

O estuário do Guadiana é uma das zonas húmidas mais importantes de Portugal para as aves, em particular para as aves aquáticas (*e.g.* FARINHA & TRINDADE 1994). Alberga cerca de cinco mil aves aquáticas durante os meses de Inverno, podendo este número ascender aos dez mil durante o período da migração pós-nupcial. Uma parte do estuário está classificada como Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António (RNSCMVRS), no âmbito da Convenção sobre Zonas Húmidas (Convenção de Ramsar) está classificada desde 1996 como Zona de

Importância Internacional e a nível comunitário a área foi designada como Zona de Protecção Especial (ZPE) ao abrigo da Directiva 79/409/CEE (Decreto-Lei n.º 384-B/99 de 23 de Setembro). Para além destes estatutos de protecção legais, o estuário do Guadiana encontra-se incluído na lista de *Important Bird Areas* na Europa (GRIMMETT & JONES 1989, HEATH & EVANS 2000).

Zonas de vasa

Comparativamente como outros estuários nacionais, a área de sedimentos expostos durante a baixa-mar no estuário do Guadiana é muito reduzida, ocupando no *baixo estuário* c. de 330 ha, estando nesse total já incluídos os esteiros. Devido às características morfológicas do estuário, estas zonas de sedimentos desenvolvem-se nas margens ao longo do canal principal e são relativamente estreitas. Nos esteiros da Lezíria e Carrasqueira e no canal principal próximo do sapal de Castro Marim os sedimentos correspondem essencialmente a vasa negra compacta com detritos vegetais, vasa arenosa mais a montante (próximo da ponte internacional) e areia/areia vasosa grosseira cascalhenta na foz do Guadiana (CANÁRIO 2001).

Salinas

As salinas no estuário do Guadiana – salinas de Castro Marim – ocupam uma superfície de c. 600 ha e localizam-se no perímetro da RNSCMVRSA. Quanto ao regime de exploração a que estão sujeitas as salinas de Marim podem ser artesanais, semi-industriais ou industriais.

De acordo com DIAS (1999), as salinas de Castro Marim apresentam uma estrutura muito semelhante, sendo constituídas essencialmente por 2 tipos de superfície: a preparatória e a cristalizadora. Da *superfície preparatória* fazem parte 2 compartimentos distintos que são o *viveiro* e as *caldeiras*: o primeiro recebe a água directamente do esteiro (através de uma comporta, por exemplo), geralmente apresenta um traçado irregular e a sua profundidade é variável mas por norma é superior à dos restantes compartimentos; as *caldeiras* recebem a água dos viveiros e é nelas que, por evaporação, a salinidade vai aumentando até atingir as concentrações adequadas para passar à superfície cristalizadora.

O ciclo da exploração do sal inicia-se com a entrada de água nos viveiros em Março-Abril (dependendo das condições hidrológicas). Em Maio ocorre a limpeza das caldeiras e superfície cristalizadora e em Junho inicia-se o processo da extracção sal. São habitualmente efectuadas 3 tiragens anuais, a última das quais ocorre já em Setembro.

Sapais

Os sapais do estuário do rio Guadiana ocupam uma superfície de c. 480 ha embora se apresentem na actualidade bastante fragmentados, estando a sua localização praticamente confinada às margens do Guadiana, ao troço final da ribeira do Beliche e às margens dos esteiros principais (Lezíria e Carrasqueira) e secundários.

Apesar da sua reconhecida importância biológica por constituírem sistemas de elevada produtividade (*e.g.* DAY *et al.* 1989, ADAM 1990), ao longo do tempo tem-se assistido no estuário do Guadiana a uma reclamação crescente deste tipo de terrenos tanto para a indústria salineira como para a agricultura, dando origem aos chamados *sapais secundarizados* (LOUSÃ 1986). Estes sapais diferem dos *sapais primários* não só pelo elenco florístico mas também pela menor densidade das plantas, maior percentagem de solo nu e pelo regime hídrico a que estão sujeitos. Com efeito, os *sapais secundarizados* foram *sapais primários* que deixaram de sofrer a acção da maré devido à construção de diques de protecção próximo do rio Guadiana, com o objectivo de converter estes terrenos em campos de cultivo de cereais (trigo, cevada e aveia). As produções tiveram alguma rentabilidade nos primeiros anos, mas decaíram rapidamente, pelo que a vegetação halófila tornou a ocupar aqueles terrenos originando desta forma os *sapais secundarizados* (COSTA 2000).

LOUSÃ (1986) realizou um estudo detalhado acerca das fitocenoses associadas às diferentes manchas de sapal existentes no estuário do Guadiana, e em particular no perímetro da Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António (RNSCMVRS), tendo verificado que as zonas de sapal diferem quanto à sua composição florística conforme a sua localização.

A este mosaico encontra-se associada uma avifauna particularmente rica e diversa. COSTA (2000) refere que na área da RNSCMVRS ocorrem regularmente 169 espécies, na sua maioria aves aquáticas invernantes e migradoras. Muitas das

espécies que ocorrem no estuário do Guadiana, em especial as aves limícolas, estão largamente dependentes das zonas de sedimento existentes no *baixo estuário* que ficam a descoberto na baixa-mar. A utilização das salinas por parte das aves aquáticas como áreas de alimentação alternativas durante os períodos de preia-mar, quando os sedimentos intertidais estão submersos, tem sido bastante documentada (*e.g.* BRITTON & JOHNSON 1987, NARCISO & RABAÇA 1989, CASINI *et al.* 1992, NEVES & RUFINO 1994, DIAS 1999, MASERO *et al.* 2000, MASERO & PÉREZ-HURTADO 2001). Todavia, são escassos os estudos que avaliem a importância das salinas como áreas de alimentação nos períodos em que os sedimentos de vasa se encontram disponíveis (*e.g.* PÉREZ-HURTADO & HORTAS 1993, PÉREZ-HURTADO 1995).

As salinas apresentam também uma elevada importância para as aves durante a época de reprodução. Nas salinas de Castro Marim nidificam regularmente o Pernalonga *Himantopus himantopus*, Alfiate *Recurvirostra avosetta*, Andorinha-do-mar-anã *Sterna albifrons* e Borrelho-de-coleira-interrompida *Charadrius alexandrinus*. Destas, as três primeiras apresentam um Estatuto de Conservação desfavorável em Portugal (CABRAL *et al.* 1990). Destacam-se ainda pela sua abundância o Flamingo *Phoenicopterus ruber* e o Colhereiro *Platalea leucorodia*, espécies que no estuário estão presente praticamente durante todo o ano, e a Calhandrinha-das-marismas *Calandrella rufescens* com uma população nidificante única no contexto nacional. Adicionalmente, refira-se o único registo de nidificação do Abibe-comum *Vanellus vanellus* existente em Portugal durante a última década e documentado por LEITÃO & FARINHA (1993) nos sapais de Castro Marim.

Não obstante a elevada importância ornitológica do estuário do Guadiana, pudemos verificar que à excepção das contagens de aves aquáticas efectuadas com regularidade por técnicos do ICN (*e.g.* COSTA & GUEDES 1994, COSTA & RUFINO 1997), só muito recentemente a avifauna associada ao estuário do Guadiana passou a ser objecto de estudos mais consistentes (*e.g.* DIAS 1999, CATRY 2000, 2001). Esta situação afigura-se-nos tanto mais incompreensível quanto o estuário do Guadiana constitui um das zonas húmidas mais importantes no contexto nacional.

A construção da barragem de Alqueva numa primeira fase e a posterior implementação do EFMA, ao provocarem modificações no regime hidrológico do

Guadiana irão traduzir-se em alterações de magnitudes diversas no estuário, nomeadamente (1) redução dos caudais, (2) diminuição da frequência dos episódios de cheia e (3) progressão para montante da cunha salina. Estas alterações poderão ter implicações, por exemplo, na dinâmica dos sedimentos, nos sapais e na exploração salineira, pelo que se afigura essencial, compreender como poderão as diferentes biocenoses estuarinas vir a ser afectadas. No âmbito deste estudo, interessar-nos-á em particular avaliar os eventuais impactos na avifauna associada ao estuário do Guadiana.

Deste modo, estabelecemos como principais objectivos:

1. Estudar o tipo de utilização das zonas de sedimentos intertidais expostos pelas aves aquáticas em diferentes fases de um ciclo anual.
2. Comparar a utilização das zonas intertidais com as salinas, ao longo do ciclo anual, com a finalidade de avaliar a importância de cada uma destas unidades para diferentes utilizações funcionais por parte das aves (*e.g.* repouso e alimentação).
3. Analisar a importância das salinas para a reprodução das aves.
4. Avaliar a importância das zonas de sapal para aves, com especial ênfase para as espécies da Ordem Passeriformes, em diversas fases do ciclo anual (Inverno, época de nidificação e migração pós-nupcial).
5. Finalmente, conjugar a informação recolhida para que se possa estabelecer uma situação de referência da utilização da área pelas aves, que possa eventualmente servir como ferramenta para avaliar os impactos que as alterações do regime hidrológico poderão ter no estuário.

5.2. METODOLOGIAS

5.2.1. ZONAS DE VASA E SALINAS

Foram efectuadas contagens directas das aves aquáticas (*e.g.* BIBBY *et al.* 1992) presentes em zonas intertidais da margem direita do estuário do Guadiana (área total de censo c. 45 ha correspondentes a 11 sectores, localizados no rio Guadiana e nos

dois esteiros principais) e em c. 158 ha de complexos de salinas (correspondentes aos complexos do Cerro do Bufo – salinas industriais da Sinexpral – salinas semi-industriais e do Cepo Velho – salinas artesanais) (**Figura 5.1** e **Tabela 5.I**). A área de estudo foi visitada durante os meses de Agosto e Setembro de 2000 (período de passagem pós-nupcial), de Dezembro de 2000 e Janeiro de 2001 (período de Inverno), em Abril e Maio de 2001 (época de reprodução e de passagem pré-nupcial) e Agosto e Setembro de 2001 (período de passagem pós-nupcial). Em cada um destes períodos foram efectuadas 4 amostragens, que duraram em média 4 dias cada. Exceptua-se o período de migração

Sector	Localização	Margem
G1	Rio Guadiana	Sapal
G2	Rio Guadiana	Sapal
G3	Rio Guadiana	Sapal
G4	Rio Guadiana	Sapal e Dunas
G5	Rio Guadiana	Porto
L1	Esteiro da Lezíria	Sapal e Salinas
L2	Esteiro da Lezíria	Sapal e Salinas
L3	Esteiro da Lezíria	Salinas
L4	Esteiro da Lezíria	Sapal, Salinas e Zonas Agrícolas
C1	Esteiro da Carrasqueira	Sapal
VM	Venta Moinhos	Sapal

Tabela 5.I: Localização geral dos sectores de vasa amostrados no estuário do Guadiana e áreas adjacentes (margem).

pós-nupcial de 2001 (Verão 2001), no qual foram efectuadas 3 amostragens. Em cada contagem foi anotada a actividade de cada indivíduo (alimentação ou repouso). Todas as contagens foram realizadas com o auxílio de binóculos (10x50) e um telescópio (20x-45x) e foram efectuadas durante a baixa-mar, incluindo as contagens nas salinas, uma vez que se pretende comparar a selecção de cada um destes biótopos em condições semelhantes. Em todas as contagens estiveram sempre envolvidas 2 pessoas, à excepção do primeiro período amostrado (Verão 2000).

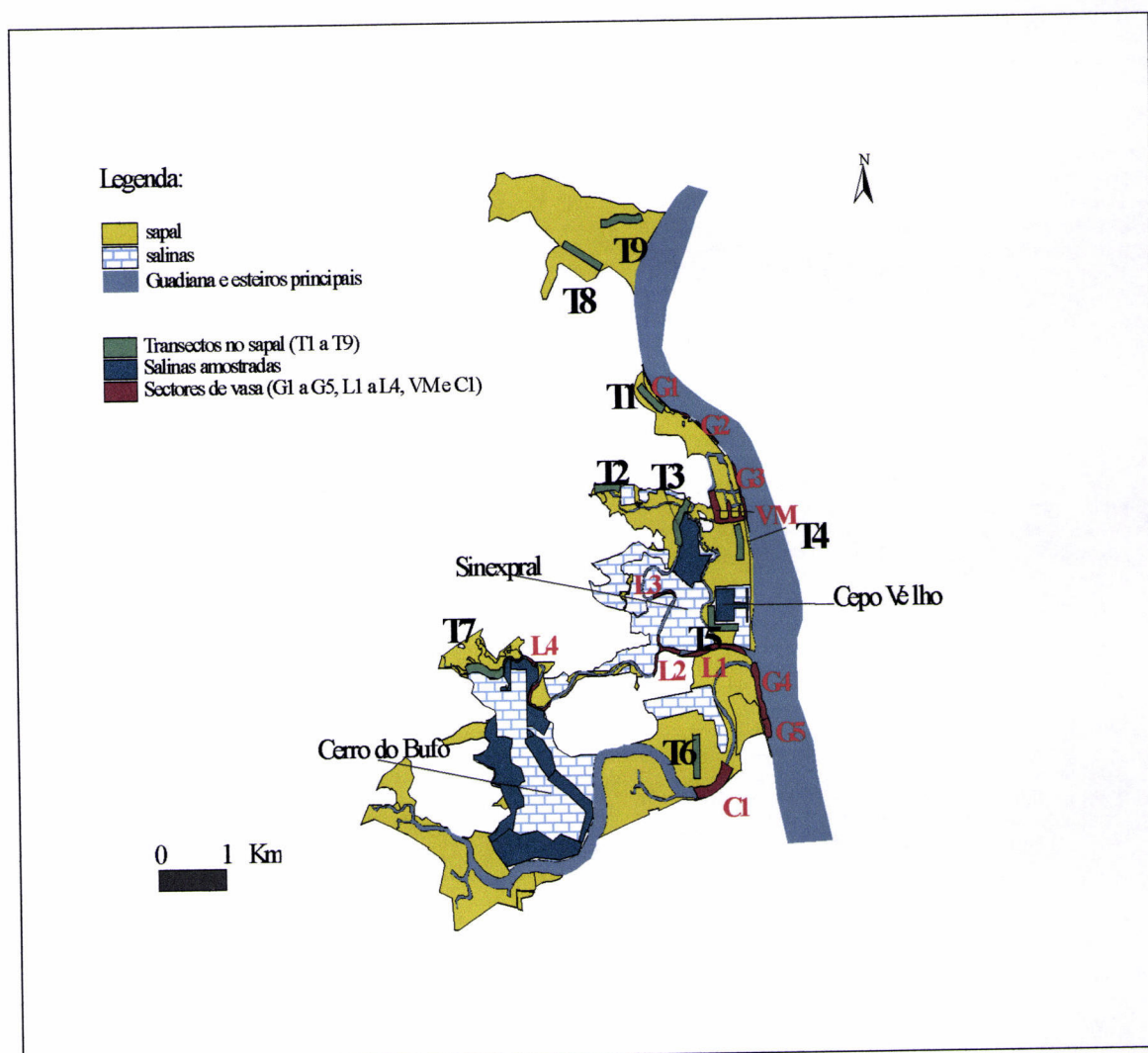


Figura 5.1 – Área de estudo no estuário do Guadiana e localização das unidades de amostragem em zonas de vasa, salinas e sapais. Sectores de vasa (vermelho): G1 a G5, VM, C1, L1 e L4; Salinas: Cerro do Bufo, Sinexpral e Cepo Velho (os tanques contados estão assinalados a azul escuro). Transectos (a verde): T1 a T9.

5.2.2. SAPAIS

Durante os períodos de Inverno de 2000/2001, Primavera e Verão de 2001, foram efectuados transectos em sapais do estuário do Guadiana, de forma a caracterizar a sua utilização funcional pelas aves (*e.g.* BIBBY *et al.* 1992). Foram definidos 9 transectos (**Figura 5.1** e **Tabela 5.II**), cada um dos quais foi visitado 4 vezes no período de Inverno (Dezembro e Janeiro), 4 vezes na Primavera (Abril e Maio) e 3 vezes no

Verão (Agosto e Setembro). Os transectos tiveram uma largura de 100m e um comprimento variável consoante a dimensão do sapal (mínimo: 403m; máximo: 642m). Em cada transecto foi anotado o número de indivíduos de cada espécie, descriminando se estavam pousados, a voar ou a voar alto. Os censos foram sempre realizados às primeiras horas da manhã (até 3 horas após o nascer do sol), de acordo com o que é usualmente recomendado em metodologia de censo de aves (e.g. BIBBY 1992).

Sector	Localização	Extensão (m)	Área (ha)	Altura média da vegetação (cm)	Classe de densidade arbustiva	Espécie vegetal dominante	Esteiros
T1	Sapal da Amoladeira	493	4,90	26,27	4	<i>Arthrocnemum</i>	0
T2	Sapal do Farelhão	403	3,81	15,98	4	<i>Arthrocnemum</i>	0
T3	Sapal do Farelhão	495	6,36	20,16	4	<i>Arthrocnemum</i>	1
T4	Sapal de Venta Moinhos	432	4,45	10,60	4	<i>Frankenia</i>	0
T5	Sapal de Hortas d'el Rei	574	6,49	43,76	5	<i>Atriplex</i>	1
T6	Sapal da Companhia	548	5,67	11,28	3	<i>Frankenia</i>	0
T7	Sapal Espargosa	576	5,98	23,62	4	<i>Arthrocnemum</i>	1
T8	Sapal da Moita	642	6,51	34,70	5	<i>Arthrocnemum</i>	0
T9	Sapal da Beira	478	6,39	32,28	4	<i>Arthrocnemum</i>	0

Tabela 5.II – Localização e caracterização dos transectos realizados nos sapais do estuário do Guadiana. Classes de densidade arbustiva: 3 – cobertura entre 25-50%; 4 – cobertura entre 50-75%; 5 – cobertura entre 75-100%. Esteiros: 0 – ausência; 1 – presença.

5.2.2. RECOLHA DE PARÂMETROS AMBIENTAIS

5.2.2.1. Zonas de vasa

A recolha de dados relativos às variáveis ambientais foi efectuada através de levantamentos no local por estimativa visual ou com recurso à análise de ortofotomapas

(Instituto Português de Cartografia e Cadastro, ano de 1995, escala aproximada 1:15000). Na **Tabela 5.III** apresentamos uma listagem das variáveis utilizadas, tendo a sua recolha o intuito de conhecer quais os factores que poderão estar relacionados com a distribuição das aves dos diversos sectores amostrados.

Variável	Descrição	Unidade	Fonte
<i>Área</i>	Área total	Hectares	FA
<i>Largura</i>	Largura do sector em período de baixa-mar	Metros	AL
<i>Margem</i>	Biótopo adjacente	-	AL e FA
<i>Área do sapal adj.</i>	Área da mancha de sapal adjacente, caso exista	Hectares	FA
<i>Canais</i>	Presença ou ausência de canais de água	-	AL e FA
<i>N.º de canais</i>	N.º de canais de água	-	AL e FA
<i>Ostreiras</i>	Presença ou ausência de ostreiras	-	AL
<i>Sedimento</i>	Tipo de sedimento: vasa, vasa arenosa, areia vasosa ou areia	-	AL
<i>Pedras</i>	Presença de pedras de média ou grande dimensão	-	AL

Tabela 5.III – Variáveis ambientais consideradas nos vários sectores de vasa amostrados. FA: fotografia aérea; AL: amostragem local.

5.2.2.1. Zonas de sapal

Cada transecto foi caracterizado relativamente a uma série de parâmetros relacionados com (1) a composição e a estrutura da vegetação, (2) o tipo e a dimensão do sapal e (3) o grau de submersão (**Tabela 5.IV**). Os parâmetros relacionados com a vegetação foram recolhidos durante o mês de Março de 2001 com base na realização de amostragens da vegetação em 10 quadrados 1x1 m estabelecidos aleatoriamente em cada transecto. Em cada quadrado foram recolhidos os parâmetros *espécie dominante*, *altura da vegetação* e *densidade arbustiva média* (para estes últimos efectuaram-se 5 medidas que permitiram calcular um valor médio).

Variável	Descrição	Unidade	Fonte
<i>Comprimento</i>	Comprimento do transecto	Metros	FA
<i>Área</i>	Área total do transecto	Hectares	FA
<i>Tipo de sapal</i>	Sapal primário, sapal secundarizado, sapal "intermédio";	---	FA e AL
<i>Largura do sapal</i>	Largura da mancha total de sapal onde se localiza o transecto	Hectares	FA
<i>Tempo de inundação</i>	Tempo médio durante o qual o sapal se encontra inundado	Horas	AL
<i>Distância ao rio / esteiro</i>	Distância ao Guadiana e ao esteiro mais próximo	Metros	FA
<i>Densidade arbustiva</i>	Percentagem de cobertura por vegetação	%	AL
<i>Altura da vegetação</i>	Altura média da vegetação no transecto	Centímetros	AL
<i>Espécies vegetais dominantes</i>	Espécies vegetais dominantes	---	AL

Tabela 5.IV – Variáveis ambientais medidas nos transectos realizados no estuário do Guadiana. FA: fotografia aérea; AL: amostragem no local.

5.3. RESULTADOS

5.3.1. UTILIZAÇÃO DAS ZONAS DE VASA E SALINAS

A abundância de aves presentes nas zonas de vasa e salinas variou ao longo dos períodos em estudo (**Figura 5.2**). Genericamente, o Verão correspondeu ao período em que se registou uma maior abundância de aves, tanto nas salinas como nas zonas de vasa. Todavia, enquanto que nas salinas este período se destaca claramente do Inverno ou da Primavera, nas zonas de vasa o Inverno estudado apresentou uma maior abundância que o Verão imediatamente anterior. A Primavera corresponde ao período em que a abundância de aves é menor, tanto nas salinas como nas zonas de vasa.

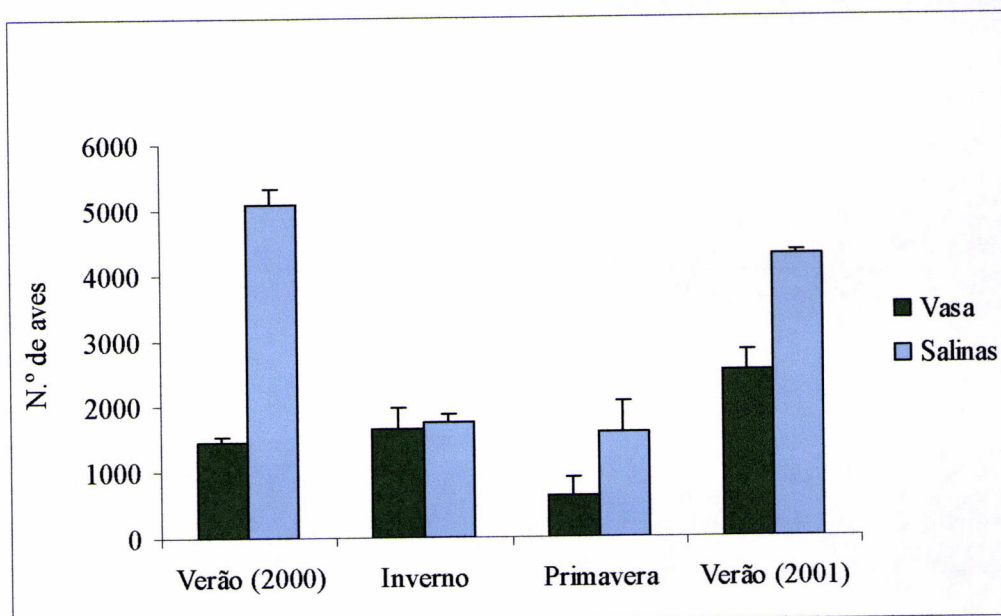


Figura 5.2 – Número médio de aves detectadas em cada período amostrado (valor médio + erro padrão) no total de sectores de vasa e salinas.

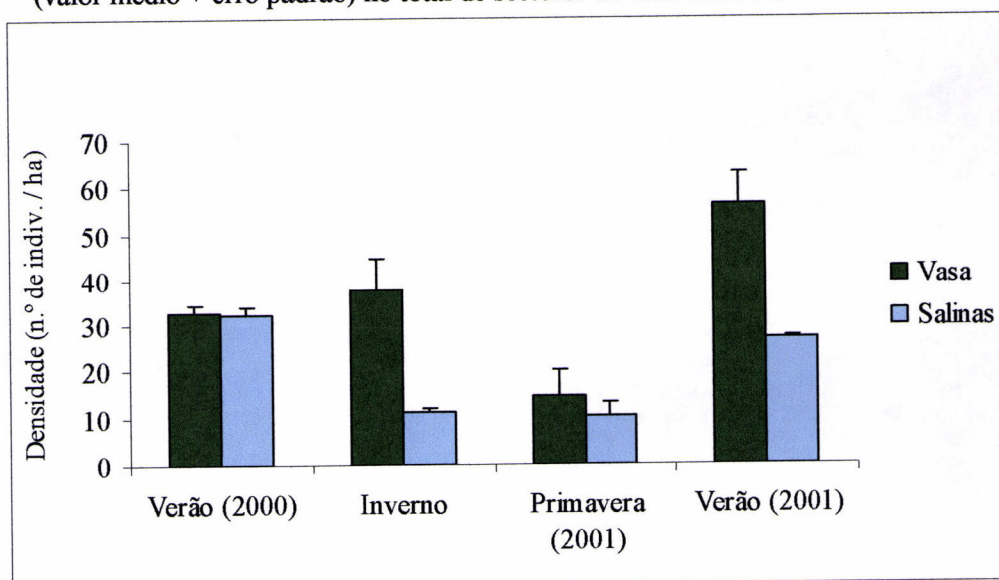


Figura 5.3 – Densidade média de aves detectadas em cada período amostrado (valor médio + erro padrão) no total de sectores de vasa e salinas.

Em termos absolutos, o número total de aves presente nas salinas durante a baixa-mar foi sistematicamente superior ao presente nas zonas de vasa para cada período considerado. No entanto, quando consideramos a superfície disponível de zonas de vasa e de salinas, verificamos que a densidade média de aves nas zonas de sedimentos expostos é claramente superior durante a baixa-mar, excepto durante o

Verão de 2000, período em que os valores obtidos foram semelhantes (**Figura 5.3**). Todavia, importa notar que estes valores de densidade correspondem a uma medida de certo modo grosseira, visto que ao incluir no seu cálculo toda a superfície disponível poderão estar abrangidas áreas inadequadas para determinadas espécies (por exemplo, locais com águas demasiado profundas).

A proporção de aves em alimentação em relação ao total de aves presente foi relativamente constante ao longo do ciclo anual, sendo, por norma, superior nas zonas de vasa (**Figura 5.4**). Esta proporção foi sempre superior a 50% do total de aves.

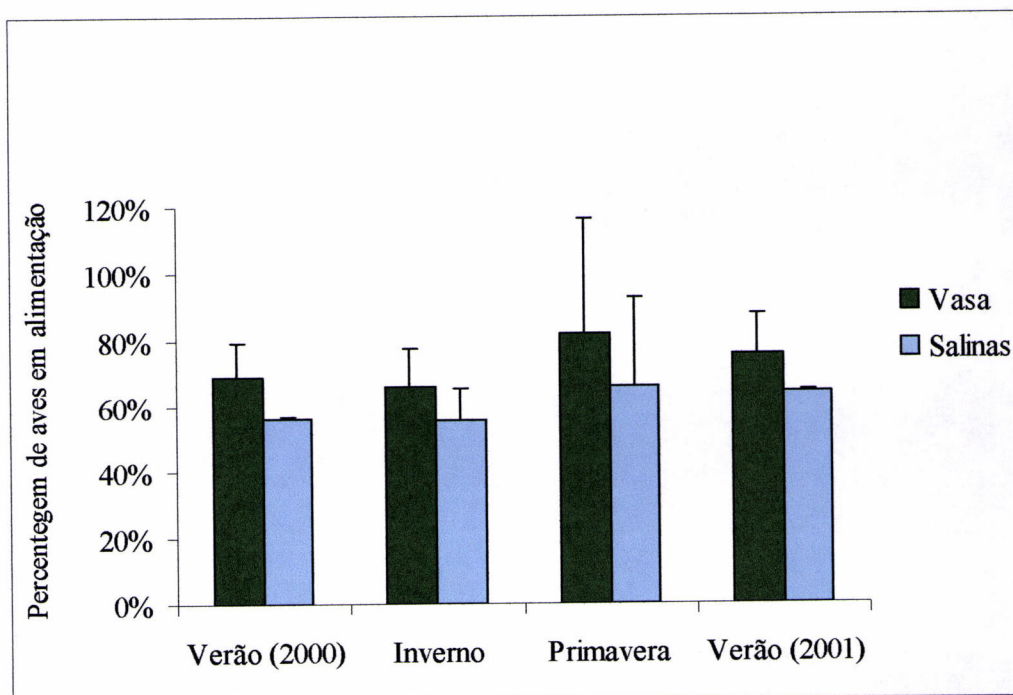


Figura 5.4 – Percentagem de aves em alimentação relativamente ao total de aves presente nas zonas de vasa e salinas (valor médio + erro padrão) em todos os períodos estudados e no total dos sectores de vasa e salinas.

Conforme se pode verificar nos **ANEXOS 5, 6 e 8**, as espécies observadas pertencem maioritariamente às Ordens Charadriiformes (Famílias Haematopodidae, Recurvirostridae, Charadriidae, Scolopacidae, Laridae e Sternidae) e Anseriformes (Família Anatidae). Representantes das Ordens Ciconiiformes (Famílias Ardeidae,

Ciconiidae), Threskiornithidae e Phoenicopteriformes (Família Phoenicopteridae) foram também observados embora com valores numericamente menos expressivos. Nas **Figuras 5.5 a 5.8** apresentamos a variação das densidades dos principais grupos de aves (Limícolas, Anatídeos, Gaivotas e Andorinhas-do-mar e Flamingos) por sector de vasa em cada período estudado. As limícolas constituem o grupo de aves claramente dominante em todos os períodos e na maioria dos sectores, constituindo excepção os sectores de vasa situados mais a montante no canal principal (G1 e G2) que no Verão (em ambos os anos) apresentam elevadas densidades de Larídeos, nomeadamente *Larus ridibundus*. É aliás neste período que este grupo apresenta densidades mais expressivas, sobretudo nos sectores localizados no Guadiana (G1 a G5) e em L4, situado no esteiro da Lezíria. Quanto aos Anatídeos, representados por 6 espécies (Frisada *Anas strepera*, Marrequinha *Anas crecca*, Pato-real *Anas platyrhynchos*, Arrábio *Anas acuta*, Pato-trombeteiro *Anas clypeata* e Zarro-comum *Aythya ferina*), as suas densidades destacam-se sobretudo no Inverno e a espécie dominante é o Pato-real presente em todos os períodos amostrados mas com densidades muito superiores no Inverno e moderadas na Primavera.

No **ANEXO 7** apresentamos a variação temporal da abundância de algumas espécies de aves aquáticas nos sectores de vasa amostrados no estuário do Guadiana. Nos gráficos das **Figura 5.9 a 5.12** encontram-se expressas as densidades e a abundância de algumas espécies de aves aquáticas observadas em alimentação nos sectores de vasa e salinas, nos quatro períodos estudados.

Durante o Verão a espécie mais abundante foi o Maçarico-de-bico-direito *Limosa limosa* que ocorre sobretudo nas salinas. Nas zonas de vasa, as espécies mais abundantes durante este período foram o Perna-vermelha *Tringa totanus*, o Guincho *Larus ridibundus* e o Pilrito-d'areia *Calidris alpina*.

Durante o Inverno, destaca-se claramente o Pilrito-comum *Calidris alpina*, espécie que se alimenta essencialmente nas zonas de vasa. O Borrelho-grande-de-coleira *Charadrius hiaticula*, Borrelho-de-coleira-interrompida *Charadrius alexandrinus*, Perna-vermelha *Tringa totanus* e Guincho *Larus ridibundus* são também abundantes durante este período do ano, nas zonas de vasa. Durante a Primavera o

Pilrito-comum foi a espécie mais abundante tanto nos sectores de vasa como nas salinas. O Borrelho-grande-de-coleira, o Borrelho-de-coleira-interrompida e a Tarâmbola-cinzenta *Phuvialis squatarola* foram também relativamente abundantes nas zonas de vasa durante este período. Nas salinas merece ainda destaque o número de aves em alimentação das espécies Alfiate *Recurvirostra avosetta*, Perna-longa *Himantopus himantopus* e Andorinha-do-mar-anã *Sterna albifrons*.

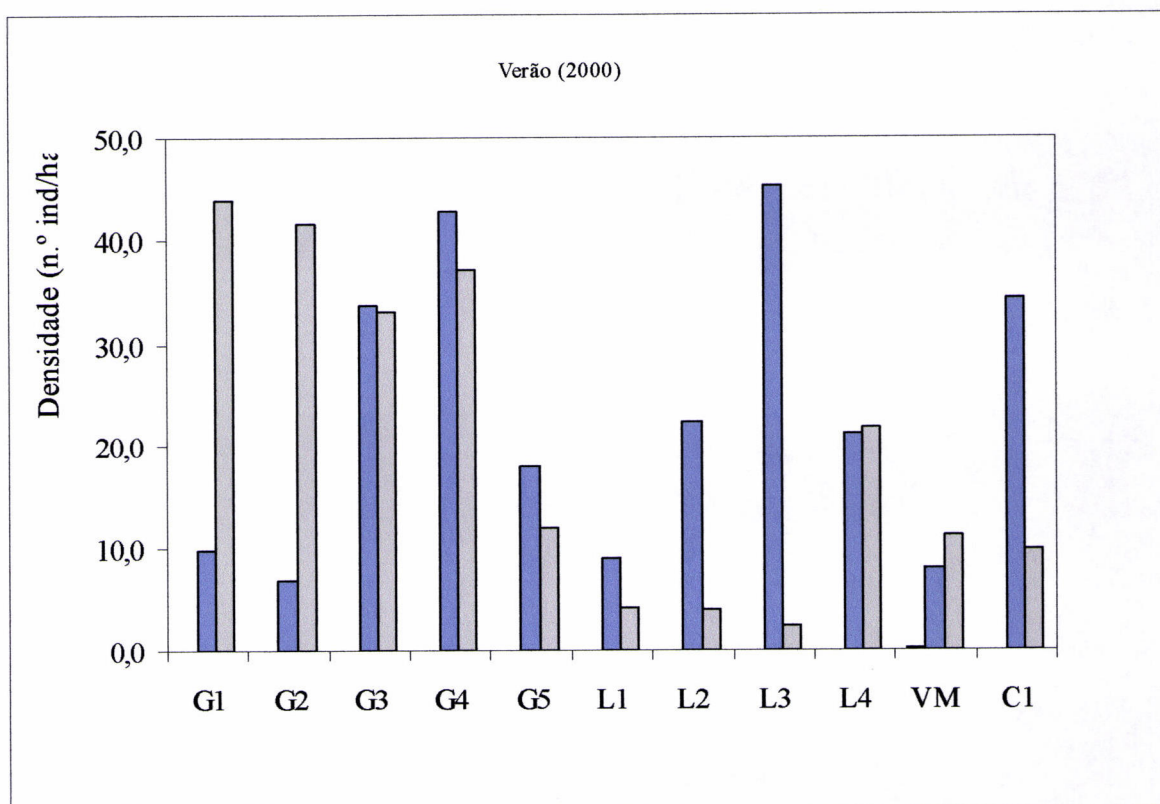


Figura 5.5 – Densidades dos principais grupos de aves nos diferentes sectores de vasa amostrados no Verão 2000. Azul – Limícolas; Cinzeno – Gaivotas e Andorinhas-do-mar.

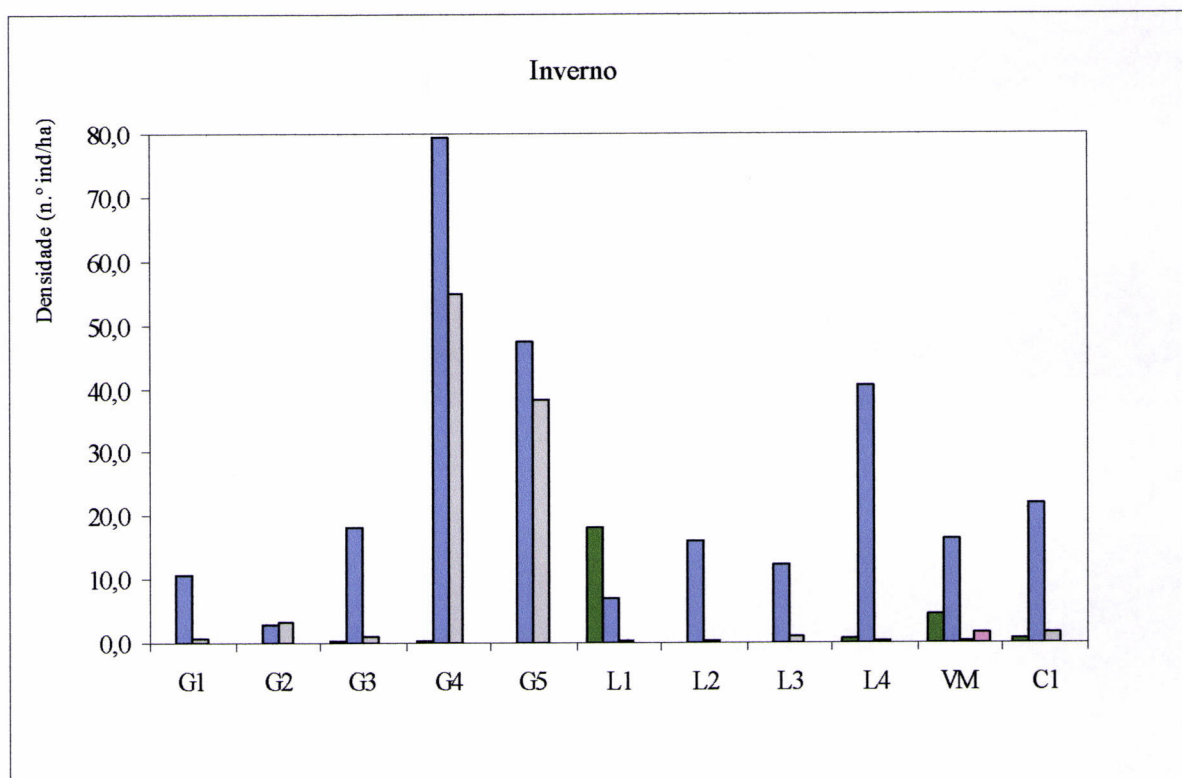


Figura 5.6 – Densidades dos principais grupos de aves nos diferentes sectores de vasa amostrados no Inverno 2000/01. Azul – Limícolas; Cinzento – Gaivotas e Andorinhas-do-mar; Verde – Anatídeos. Rosa – Flamingos.

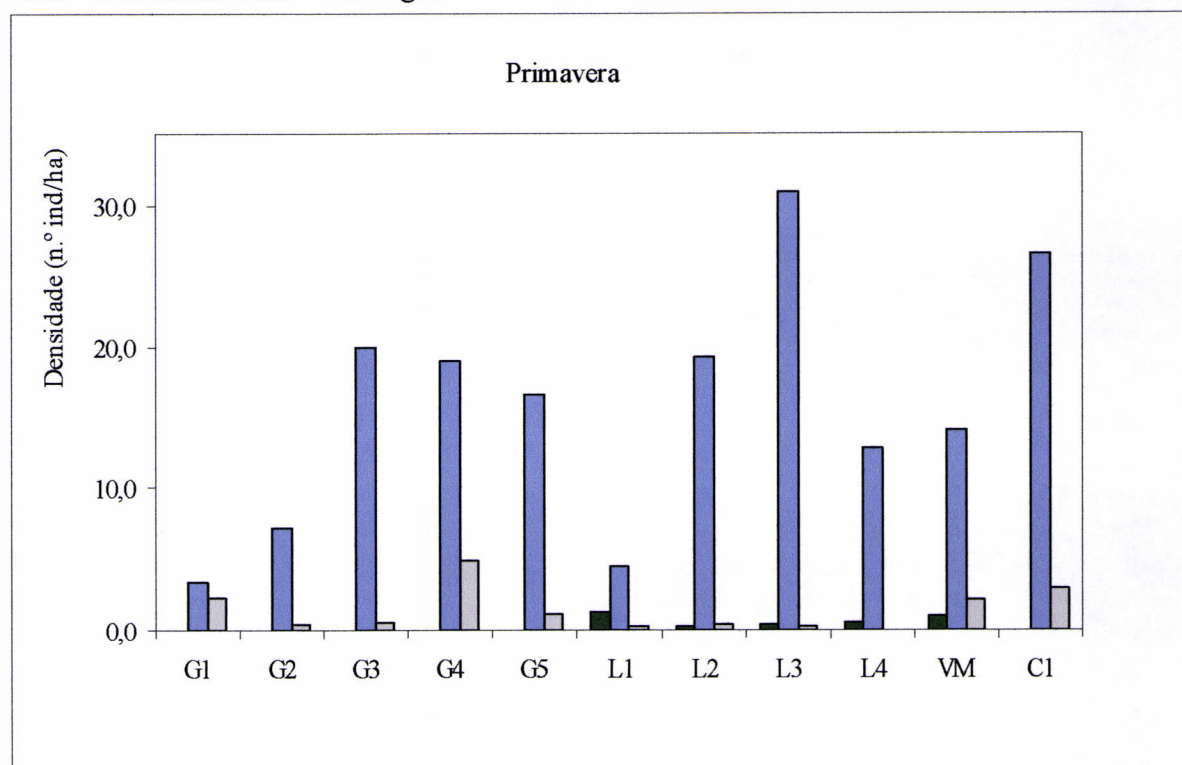


Figura 5.7 – Densidades dos principais grupos de aves nos diferentes sectores de vasa amostrados na Primavera. Azul – Limícolas; Cinzento – Gaivotas e Andorinhas-do-mar; Verde – Anatídeos.

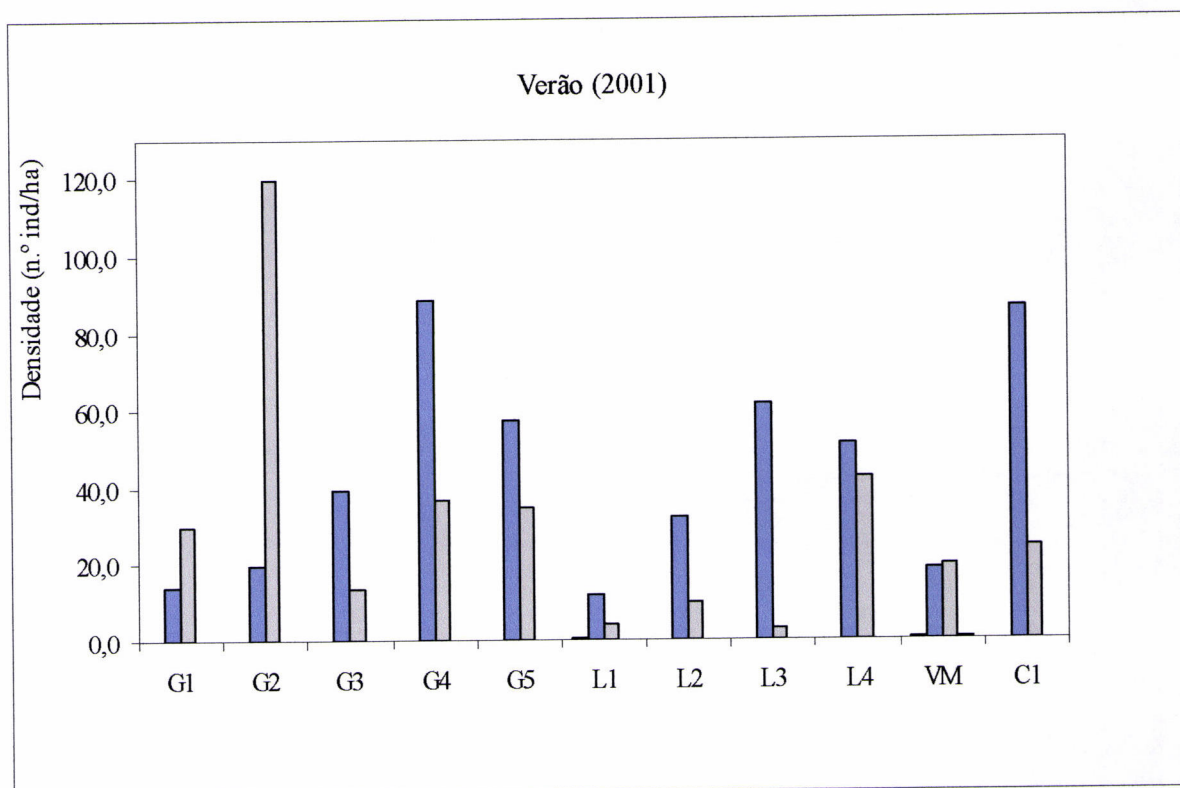


Figura 5.8 – Densidades dos principais grupos de aves nos diferentes sectores de vasa amostrados no Verão 2001. Azul – Limícolas; Cinzentos – Gaivotas e Andorinhas-do-mar; Verde – Anatídeos. Rosa – Flamingos.

No sentido de testar se as diferenças nas densidades de algumas espécies registadas em salinas e em sectores de vasa são significativas, aplicámos um teste *t-student* com correcção de Welsh (que não exige a homogeneidade das variâncias) (ZAR 1999) às densidades médias obtidas no Inverno. A opção por este período tem a ver com a existência durante os meses de Dezembro e Janeiro de uma maior estabilidade dos efectivos para diversas espécies comparativamente com os restantes períodos amostrados.

Os resultados estão apresentados na **Tabela 5.V** e revelam a existência de diferenças significativas nas densidades médias de algumas espécies. O Perna-longa *Himantopus himantopus* é a única espécie que apresenta densidades significativamente superiores nas salinas, facto que poderá estar relacionado com uma melhor adaptação anatómica para utilizar águas com uma certa profundidade comparativamente com as restantes espécies analisadas.

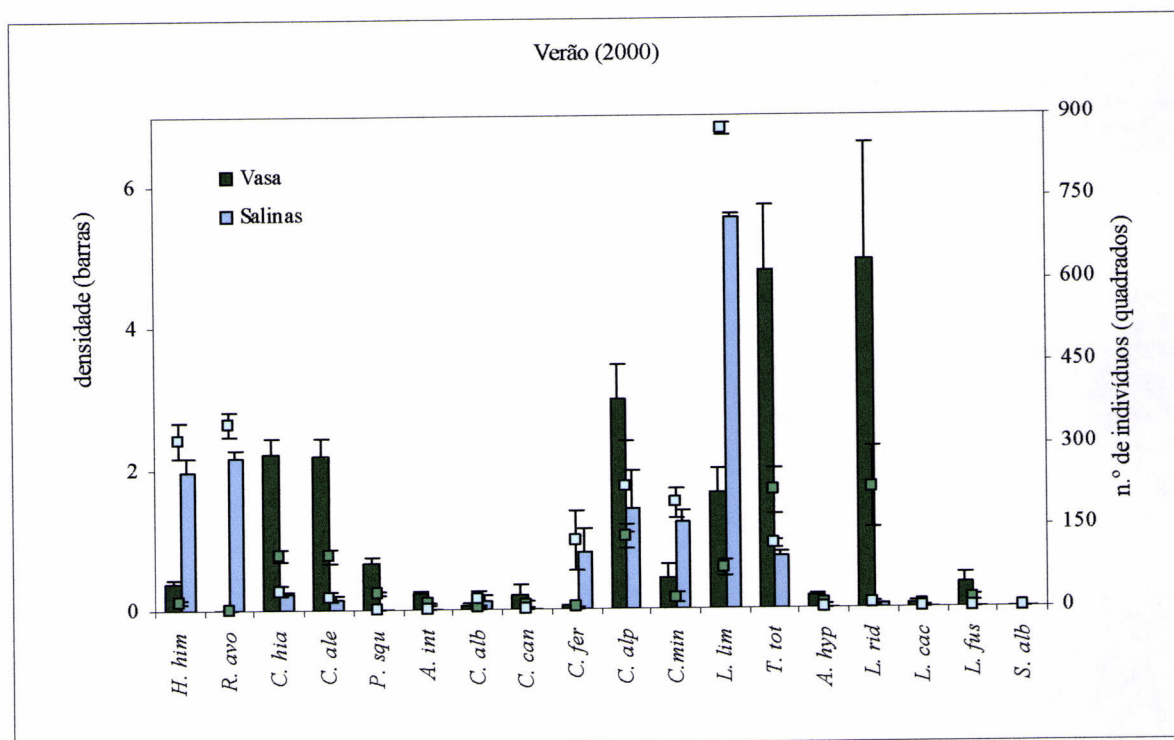


Figura 5.9 – Número de indivíduos (quadrados) e densidades (barras) de algumas espécies de aves aquáticas observadas em alimentação (média dos valores obtidos em cada visita + erro padrão) durante o Verão 2000 (Agosto e Setembro).

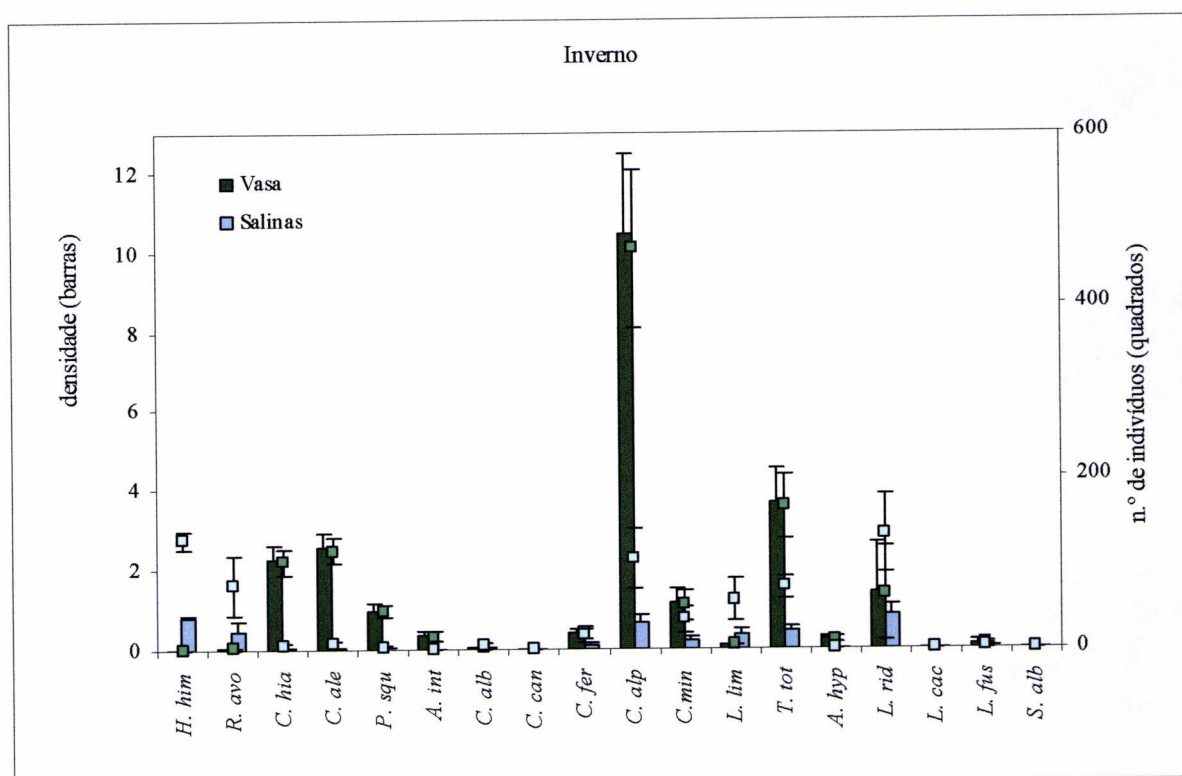


Figura 5.10 – Número de indivíduos (quadrados) e densidades (barras) de algumas espécies de aves aquáticas observadas em alimentação (média dos valores obtidos em cada visita + erro padrão) durante o Inverno 2000/01 (Dezembro e Janeiro).

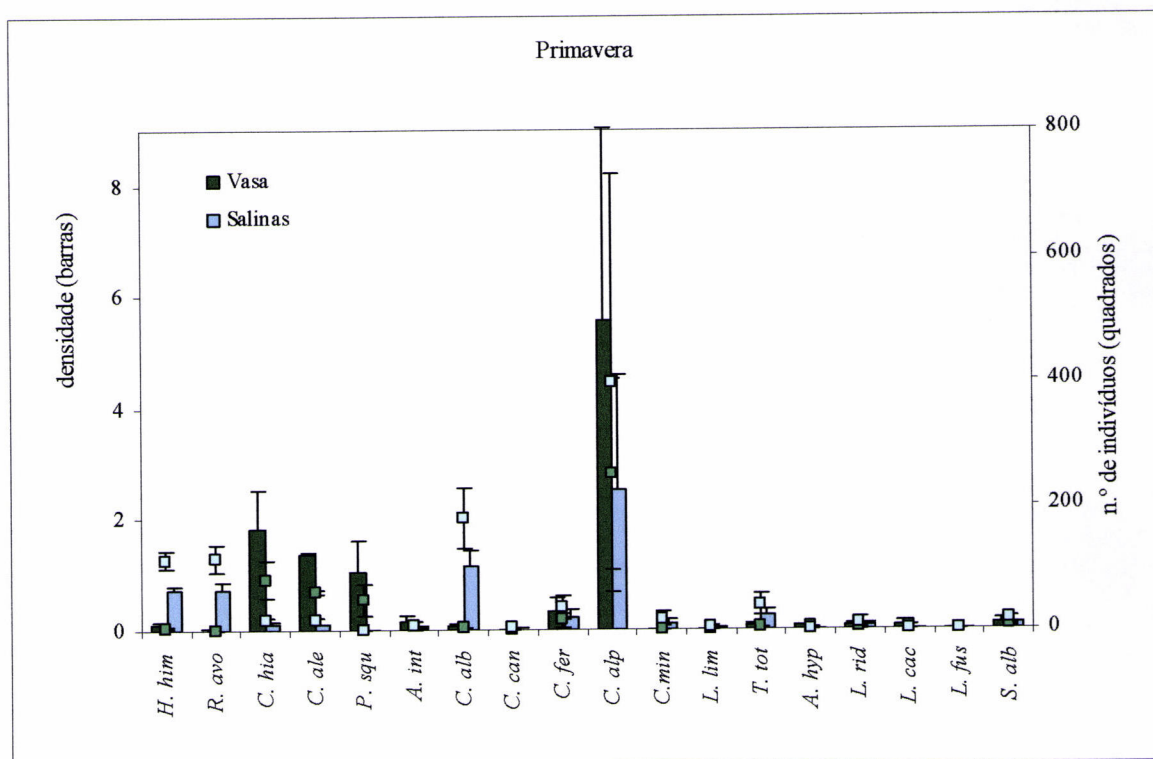


Figura 5.11 – Número de indivíduos (quadrados) e densidades (barras) de algumas espécies de aves aquáticas observadas em alimentação (média dos valores obtidos em cada visita + erro padrão) durante a Primavera 2001 (Abril e Maio).

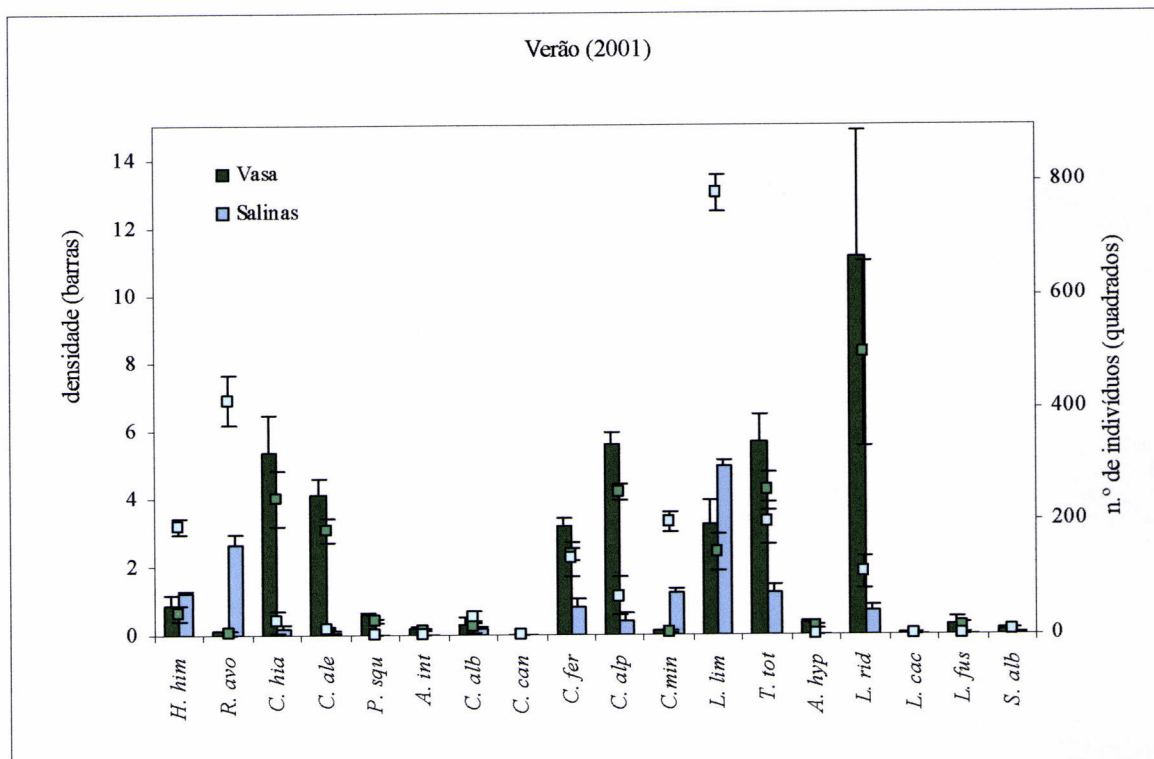


Figura 5.12 – Número de indivíduos (quadrados) e densidades (barras) de algumas espécies de aves aquáticas observadas em alimentação (média dos valores obtidos em cada visita + erro padrão) durante o Verão 2001 (Agosto e Setembro).

Espécies	Vasa	Salinas	t	p
<i>Himantopus himantopus</i>	0,011	0,805	14,347	**
<i>Recurvirostra avosetta</i>	0,034	0,474	1,947	n.s.
<i>Charadrius hiaticula</i>	2,265	0,025	6,636	**
<i>Charadrius alexandrinus</i>	2,567	0,038	7,160	**
<i>Pluvialis squatarola</i>	0,970	0,019	5,830	**
<i>Calidris alba</i>	0,034	0,025	0,287	n.s.
<i>Calidris ferruginea</i>	0,392	0,105	2,322	n.s.
<i>Calidris alpina</i>	10,420	0,660	4,758	*
<i>Calidris minuta</i>	1,132	0,214	2,282	n.s.
<i>Limosa limosa</i>	0,101	0,355	1,643	n.s.
<i>Tringa totanus</i>	3,688	0,450	3,803	*
<i>Larus ridibundus</i>	1,418	0,840	0,679	n.s.
<i>Larus fuscus</i>	0,112	0,017	0,276	n.s.

Tabela 5.V – Densidades médias de algumas espécies de aves nos sectores de vasa e salinas durante o Inverno, valor do teste *t-student* com correcção de Welsh, g.l.= 3 (n.s. - não significativo; * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01$).

Inversamente, *Charadrius hiaticula*, *C. alexandrinus* e *Pluvialis squatarola* apresentam densidades médias de Inverno significativamente superiores nos sectores de vasa (o mesmo sucedendo com *Calidris alpina* e *Tringa totanus*), sugerindo uma melhor adequação para a utilização deste substrato.

Estes resultados são consistentes com os obtidos por PEREZ-HURTADO (1995) na baía de Cadiz. De acordo com este autor, *Charadrius hiaticula*, *Pluvialis squatarola* e *Calidris alpina* são espécies que dependem das zonas intertidais visto que se alimentam primordialmente dos poliquetas e moluscos que abundam nestes sedimentos (PEREZ-HURTADO *op. cit.*). Sucedem que no estuário do Guadiana os poliquetas e os moluscos bivalves constituem os grandes grupos taxonómicos dominantes no Inverno quer em densidade quer em valor de biomassa, conforme foi verificado por CANÁRIO (2001).

Na **Figura 5.13** encontra-se representada a densidade de aves em cada um dos 9 sectores amostrados, para cada um dos períodos estudados. Durante o Verão de 2000 os valores de densidade obtidos dos vários sectores foram relativamente homogéneos, exceptuando-se os sectores L1, L2, (esteiro da Lezíria) VM (Venta Moinhos) e C1 (esteiro da Carrasqueira), nos quais se registaram densidades de aves claramente inferiores. Durante o Inverno, porém, as maiores densidades registaram-se nos sectores do Guadiana G4 e G5 que correspondem às zonas de vasa amostradas localizadas mais a jusante no canal principal do Guadiana (ver **Figura 5.1**), chegando a ultrapassar os 120 indivíduos por hectare. Durante a Primavera as densidades de aves na vasa foram relativamente baixas, comparativamente com os restantes períodos amostrados. Os sectores G5 (Guadiana) e L3 (esteiro da Lezíria) foram os que apresentaram maiores densidades. No Verão de 2001 as densidades registadas foram novamente muito elevadas, sendo os sectores G2, G4 e G5 (Guadiana) e L4 (esteiro da Lezíria) os mais importantes durante este período.

Em síntese, é durante o Verão que os valores de abundância de aves no estuário do Guadiana são genericamente mais elevados, merecendo especial destaque pela sua importância as salinas de Castro Marim. O facto de as abundâncias mais elevadas ocorrerem durante o período das passagens migratórias pós-nupciais, ilustra a importância do estuário no contexto do corredor de migração do Atlântico oriental para as aves aquáticas (*e.g.* SMIT & PIERSMA 1989).

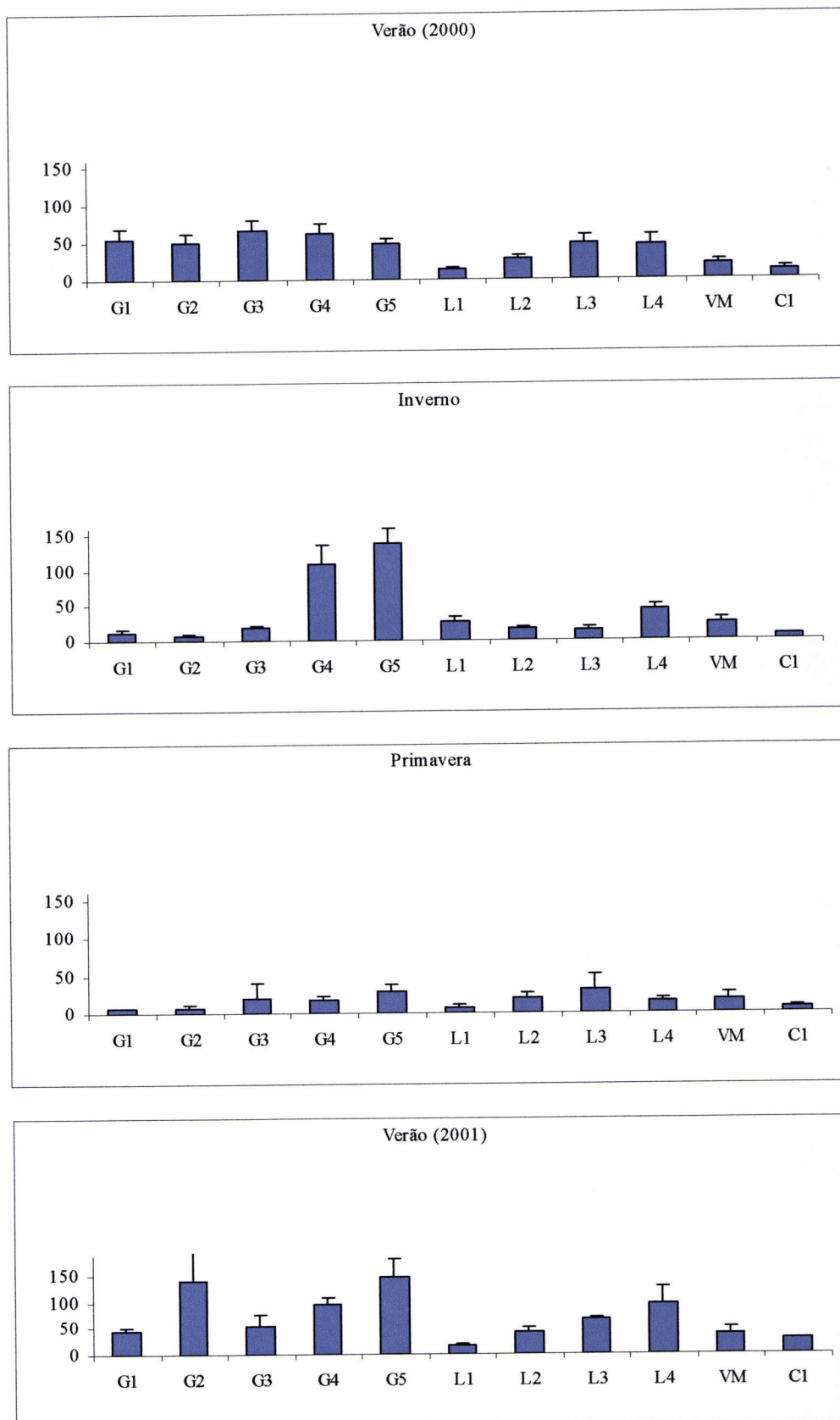


Figura 5.13 – Densidades de aves (n.º de indivíduos/ha) por sector de vasa amostrado em cada um dos períodos estudados (média dos valores obtidos em cada visita + erro padrão).

5.3.2. UTILIZAÇÃO DAS ZONAS DE SAPAL

Durante o período de estudo foram registadas 110 espécies de aves nos sapais do estuário do Guadiana. Conforme se pode verificar na **Figura 5.14**, a riqueza média variou consoante os transectos e o período do ano. Os sapais primários foram os que albergaram maior número de espécies, em qualquer época estudada, tendo sido superados apenas pelo transecto de sapal intermédio T3 durante o Verão. Ainda neste período, os sapais secundários apresentaram valores de riqueza específica bastante baixos.

Na **Figura 5.15** encontra-se representada a densidade de aves (total de espécies) nos vários transectos, em cada um dos períodos estudados. Durante o Inverno, os transectos de sapal secundário destacaram-se pela elevada densidade de aves presente. Na Primavera, período que abrange a época de reprodução para a generalidade das espécies, as densidades foram muito semelhantes nos vários transectos, nunca ultrapassando as 13 aves/ha. No Verão, os transectos T3 e T5 foram os que apresentaram maiores densidades.

Nas **Figuras 5.16 a 5.21** estão representados os valores de densidade para algumas das espécies de Passeriformes que ocorreram nos sapais estudados. A Calhandrinha-das-marismas *Calandrella rufescens* ocorreu em densidades mais elevadas na Primavera, nos transectos T1 e T5. A Felosa-do-mato *Sylvia undata*, ocorre em todos os sapais amostrados durante o Inverno, mas nos restantes períodos do ano somente foi detectada nos sapais da ribeira do Beliche (T8 e T9). A Toutinegratomilheira *Sylvia conspicillata*, ocorreu sobretudo nos sapais da ribeira do Beliche (T8 e T9) com valores de densidade que podemos considerar elevados (ver 4.4). A Toutinegra-de-cabeça-preta *Sylvia melanocephala*, ocorre em diversos sapais mas é no sapal de Hortas d'el Rei (T5) que apresenta valores de densidade mais elevados. O Cartaxo-comum *Saxicola torquata* é uma espécie residente que ocorreu em todos os sapais estudados, destacando-se no entanto os transectos dos sapais da Moita e da Beira (T8 e T9, respectivamente). No **ANEXO 10** apresentamos a variação temporal da densidade de algumas espécies de Passeriformes com utilizações funcionais distintas dos sapais.

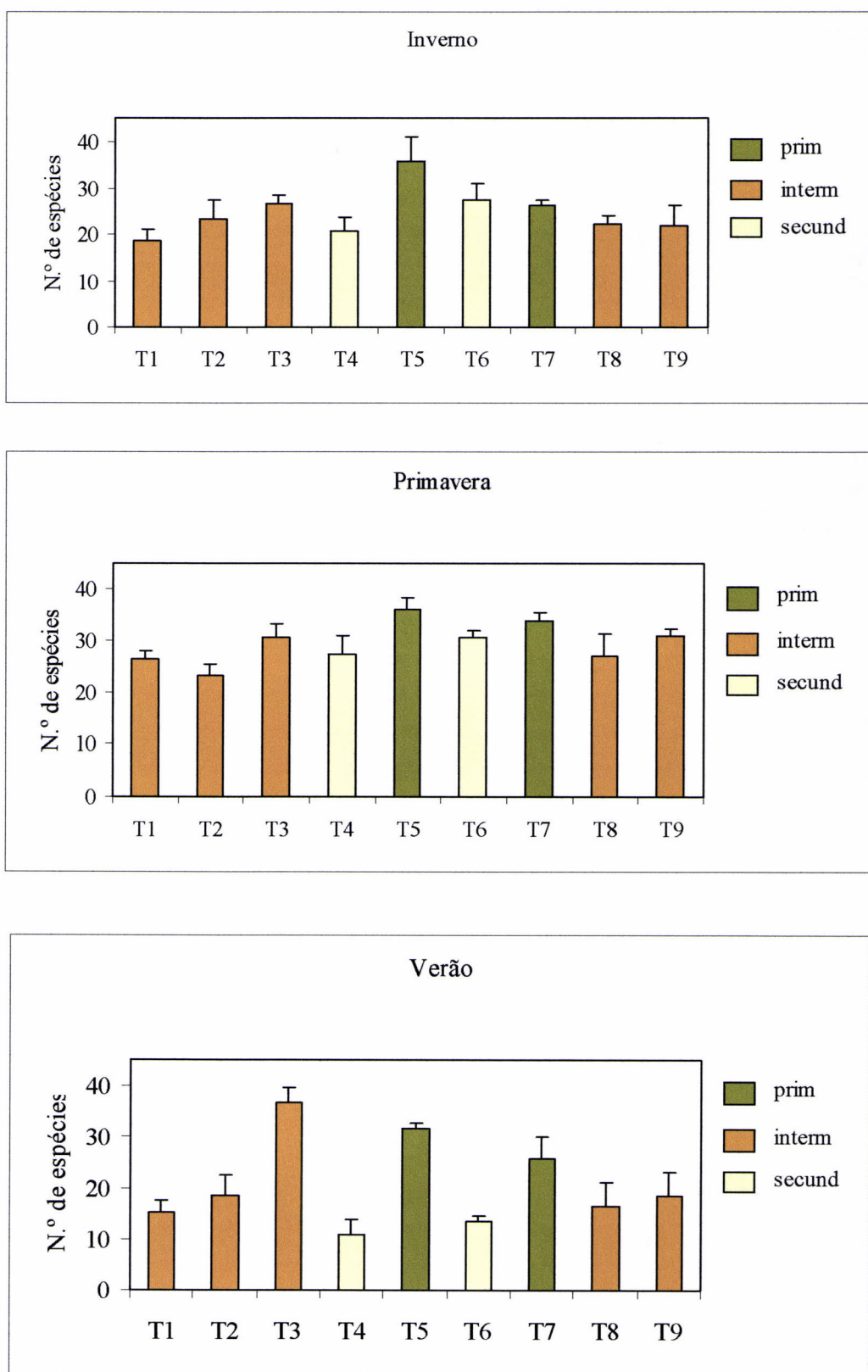


Figura 5.14 – Riqueza específica média obtida em cada período estudado nos transectos realizados em sapais do estuário do Guadiana. Prim: sapal primário; Interm: sapal intermédio; Secund: sapal secundarizado.

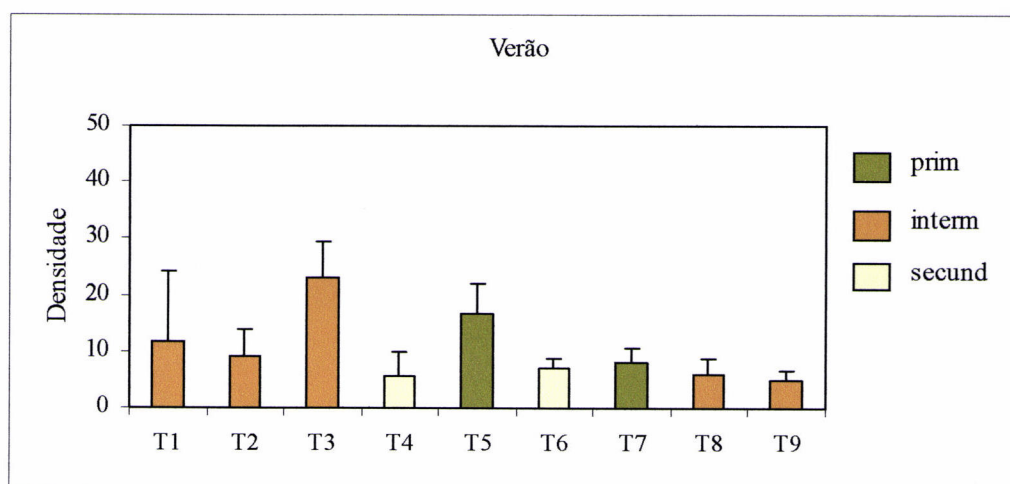
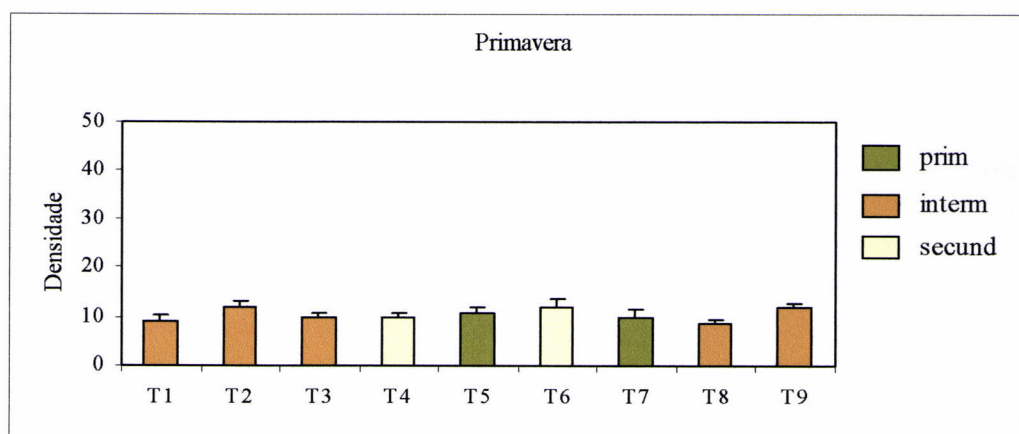
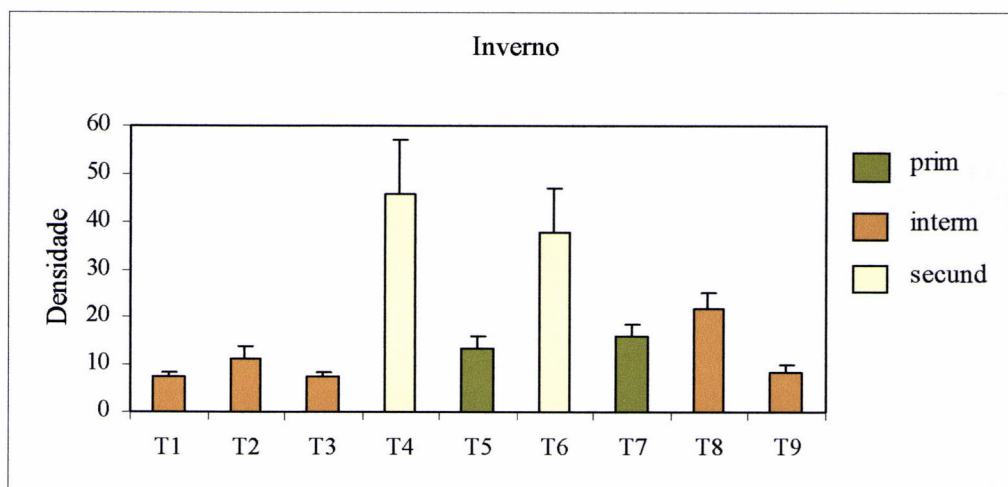


Figura 5.15 – Densidade média (n.º de indivíduos/ha) obtida em cada período estudado nos transectos realizados em sapais do estuário do Guadiana. Prim: sapal primário; Interm: sapal intermédio; Secund: sapal secundarizado.

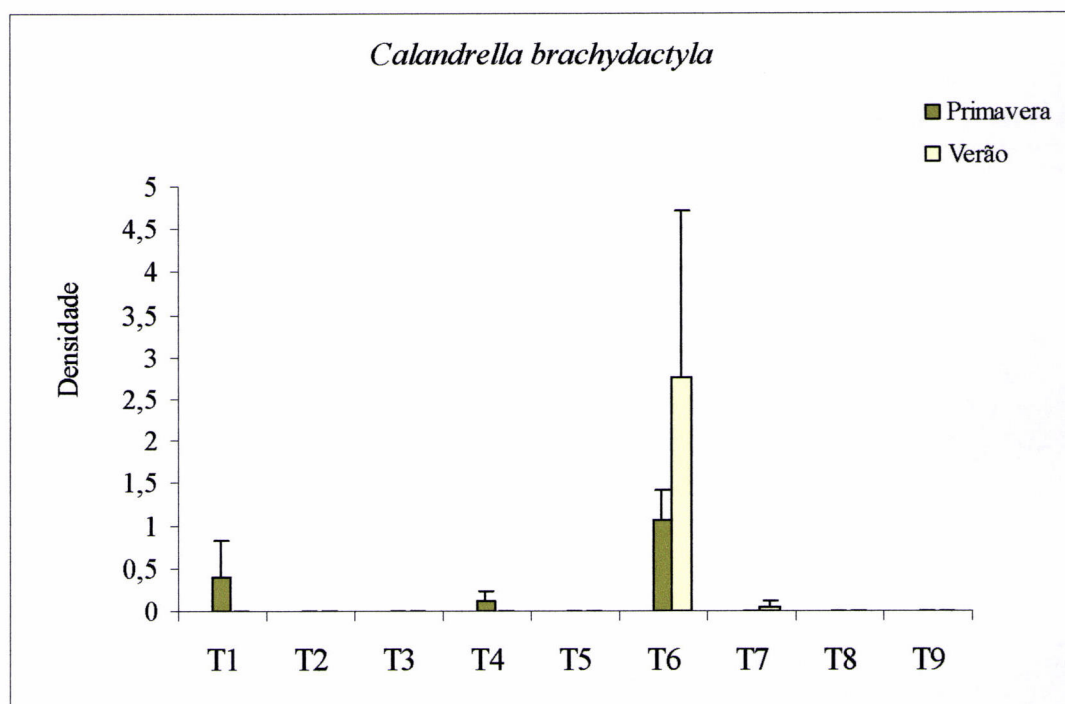


Figura 5.16 – Densidade média (n.º de indivíduos/ha) por transecto de *Calandrella brachydactyla* em sapais do estuário do Guadiana.

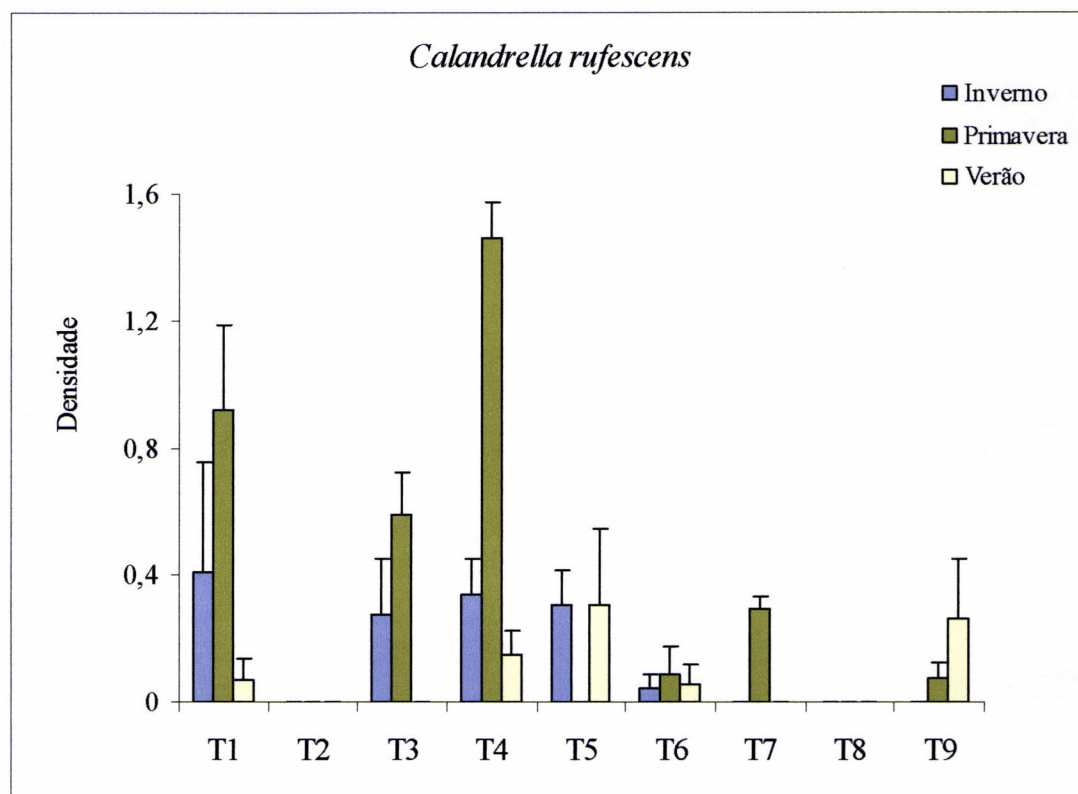


Figura 5.17 – Densidade média (n.º de indivíduos/ha) por transecto de *Calandrella rufescens* em sapais do estuário do Guadiana.

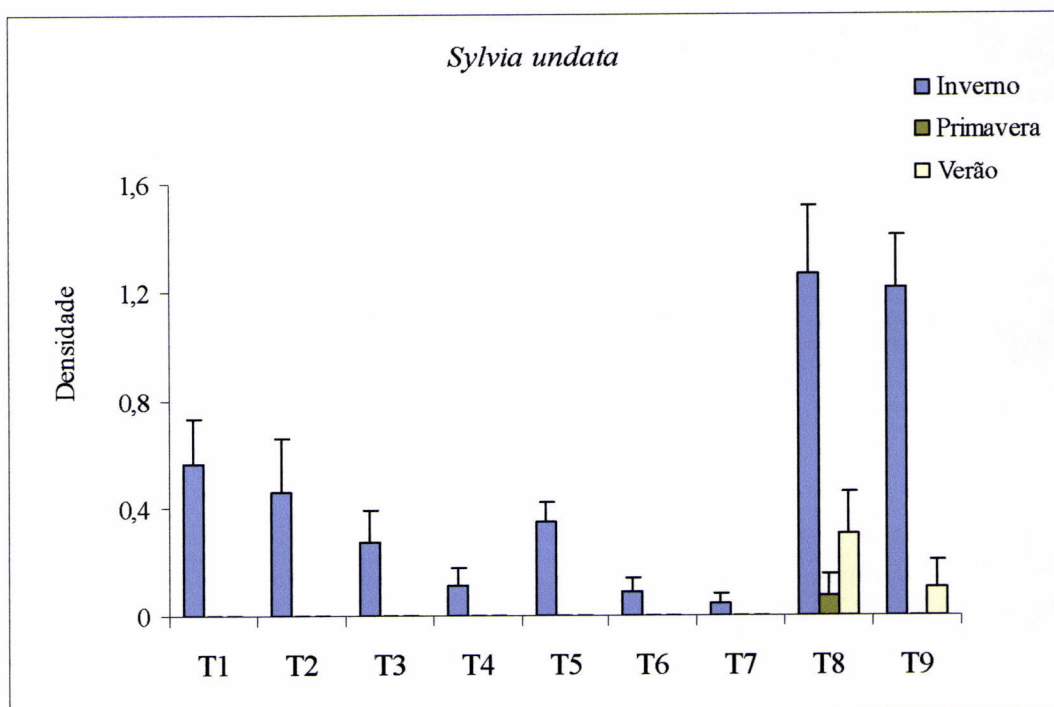


Figura 5.18 – Densidade média (n.º de indivíduos/ha) por transecto de *Sylvia undata* em sapais do estuário do Guadiana.

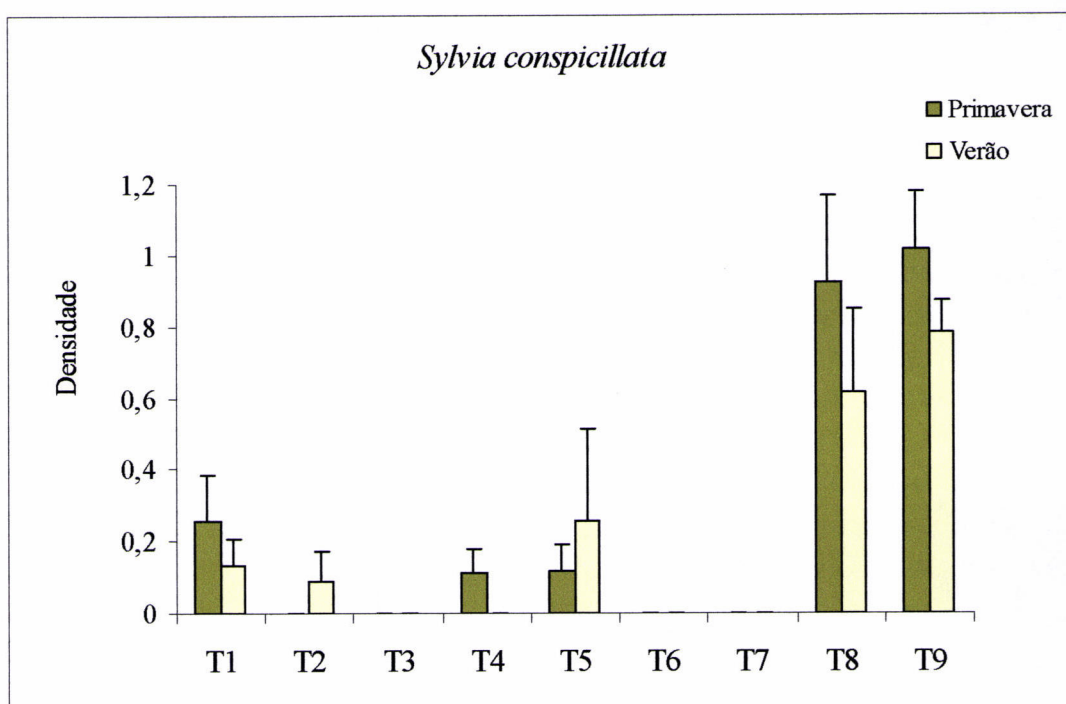


Figura 5.19 – Densidade média (n.º de indivíduos/ha) por transecto de *Sylvia conspicillata* em sapais do estuário do Guadiana.

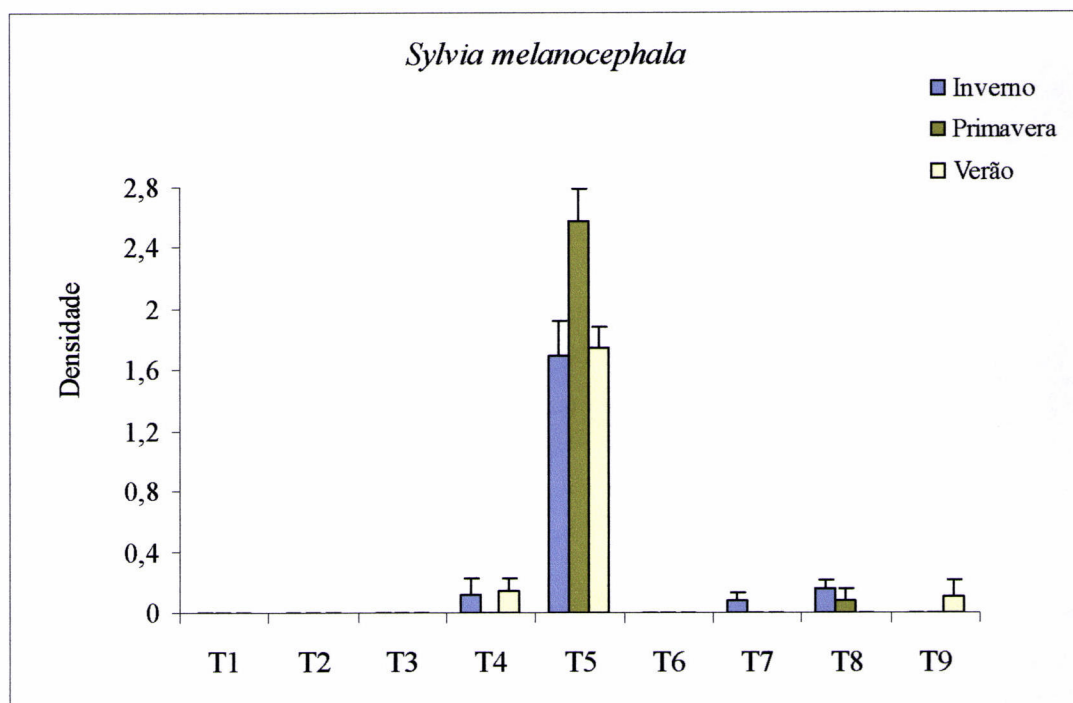


Figura 5.20 – Densidade média (n.º de indivíduos/ha) por transecto de *Sylvia melanocephala* em sapais do estuário do Guadiana.

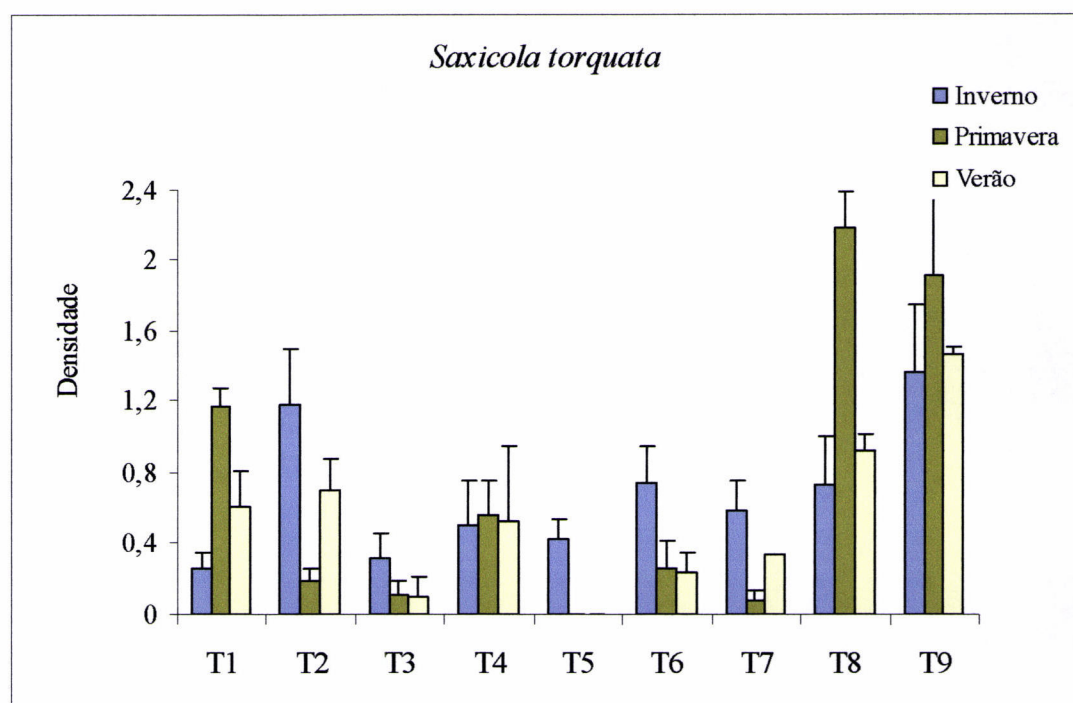


Figura 5.21 – Densidade média (n.º de indivíduos/ha) por transecto de *Saxicola torquata* em sapais do estuário do Guadiana.

5.4. DISCUSSÃO

5.4.1. ANÁLISE DA SITUAÇÃO DE REFERÊNCIA

Os resultados obtidos permitem constatar que o Verão e o Inverno foram os períodos que apresentaram uma maior abundância de aves aquáticas. Este facto deve-se essencialmente à presença de espécies migradoras, em particular de limícolas, que ocorrem nas principais zonas húmidas portuguesas principalmente durante o Inverno e durante as suas migrações dos locais de reprodução para os locais de invernada (e.g. FARINHA & COSTA 1999) que, no nosso país, ocorrem sobretudo nos meses de Agosto e Setembro. Pela sua elevada abundância merecem especial destaque o Pilrito-comum *Calidris alpina*, a espécie mais abundante durante os meses de Inverno, e o Maçarico-de-bico-direito *Limosa limosa*, a espécie mais abundante durante o período de passagem. PEREZ-HURTADO *et al.* (1996) mencionam também a preferência do Maçarico-de-bico-direito por áreas de salinas na baía de Cadiz.

Embora a maioria das espécies de aves aquáticas ocorra tanto nas salinas como nas zonas de vasa no período de baixa-mar, as densidades encontradas nas áreas de sedimentos expostos foram claramente superiores. Não obstante, existe uma proporção considerável de aves que durante a baixa-mar se encontram nas salinas em alimentação, facto que, em nossa opinião, sugere que as salinas de Castro Marim constituem áreas alternativas (ou complementares) de alimentação para muitas aves aquáticas.

Algumas espécies apresentam padrões de utilização das salinas distintos conforme a época do ano. Como exemplo, refira-se o caso do Pilrito-pequeno *Calidris minuta*, espécie que tende a alterar as suas áreas preferenciais de alimentação em função do período do ano: essencialmente nas salinas durante o período de migração pós-nupcial e nas zonas de vasa durante o Inverno.

Para as aves limícolas, a disponibilidade e acessibilidade das presas constituem factores essenciais para os seus padrões de ocorrência e abundâncias nas salinas (NEVES & RUFINO 1994, AYMERICH 1995). Porém, a salinidade desempenha

também um papel importante, nomeadamente por condicionar a abundância de alimento disponível (NARCISO & RABAÇA 1989, DIAS 1999).

Nas salinas de Castro Marim, as salinidades são sempre bastante elevadas, ultrapassando mesmo durante o Inverno a concentração de 30g/l. Não obstante, a proporção de aves aquáticas em alimentação nas salinas durante os períodos de baixa-mar foi sempre elevada em qualquer um dos períodos estudados, em particular durante os meses de Agosto e Setembro, fase do ciclo biológico em que os processos de migração e dispersão pós-nupciais exigem requisitos energéticos elevados. Este facto sugere a existência de uma disponibilidade alimentar para as aves aquáticas não negligenciável nas salinas do estuário do Guadiana (povoamentos de invertebrados bentónicos nos tanques de menor salinidade e populações abundantes de *Artemia* sp. nos tanques de maior salinidade).

Adicionalmente, as salinas de Castro Marim constituem áreas de enorme importância para a nidificação do Perna-longa *Himantopus himantopus*, da Andorinha-do-mar-anã *Sterna albifrons*, do Alfiate *Recurvirostra avosetta* e do Borrelho-de-coleira-interrompida *Charadrius alexandrinus*, espécies que utilizam os cômodos dos cristalizadores e/ou dos viveiros normalmente próximos da água, ou mesmo o interior dos tanques (caso do Perna-longa).

O Alfiate e a Andorinha-do-mar-anã são espécies que, em Portugal, apresentam o Estatuto de Conservação **Vulnerável** (CABRAL *e tal.* 1990). Esta última espécie foi, de resto, considerada como prioritária em termos de conservação na análise que fizemos à avifauna da bacia do Guadiana (**Capítulo 3, Tabela 3.IV**). CATRY (2001) estudou estas espécies na RNSCMVRSa durante a época de reprodução de 2001 e estimou em 71-89 pares reprodutores a população nidificante de Andorinha-do-mar-anã nas salinas de Castro Marim, e em 121-198 pares a população do Alfiate. O mesmo autor refere que o sucesso reprodutor de ambas as espécies foi essencialmente condicionado por uma elevada pressão predatória sobre as posturas, registando-se valores das taxas de predação de 30,3% e 88,9% respectivamente para a Andorinha-do-mar-anã e para o Alfiate, sendo as respectivas taxas de eclosão de 32,6% e 6%. Neste estudo, CATRY (*op. cit.*) considera que os impactos provocados quer (1) pela perturbação humana decorrente da exploração salineira, quer (2) pelas flutuações do nível de água nas salinas, foram reduzidos, facto que parece contrariar a suposição

anterior que atribuía a estes factores um impacto negativo determinante nas populações daquelas espécies (*e.g.* ARAÚJO & PINA 1984).

Em trabalho anterior, aquele autor (CATRY 2000) sugere que a manutenção e a gestão das salinas de Castro Marim, i.e. manutenção da actividade salineira, é uma das medidas mais eficazes com vista à conservação das populações locais de Andorinha-do-mar-anã e Alfaiate. Esta sugestão tem aliás sido apontada por outros autores (*e.g.* BRITTON & JOHNSON 1987, NARCISO & RABAÇA 1989, NEVES & RUFINO 1994, DIAS 1999) como sendo um dos modos mais eficazes de promover a conservação do património avifaunístico associado aos complexos salineiros estuarinos.

Quanto aos sectores de vasa do estuário do Guadiana, os resultados obtidos evidenciam a existência de diferenças na sua utilização por parte das aves, tanto espaciais como temporais. A zona amostrada mais a jusante no *baixo estuário*, onde se localizam os sectores de vasa G4 e G5, foi onde se registaram as maiores densidades de aves. A importância destes sectores reflectiu-se essencialmente no Inverno, período em que a comunidade de aves aquáticas presente se encontra mais estável. De resto, foi também nestes sectores em frente ao sapal de Castro Marim, que se detectaram (1) os valores de biomassa média anual de organismos macrobentónicos mais elevados no estuário (26,4 g/m²) e (2) os valores de riqueza específica mais elevada (71 espécies) (MARTIN SPRUNG com.pess.). Durante as migrações, o aumento na densidade de aves verificada em toda a zona intertidal justifica uma maior utilização dos restantes sectores. De destacar ainda os elevados valores de densidade registados nos sectores de vasa amostrados, muito superiores aos verificados noutras zonas do país, como por exemplo no estuário do Tejo (*e.g.* MOREIRA 1999). Esta ocorrência pode dever-se a diversos factores, nomeadamente o facto de a área de vasa disponível no estuário do Guadiana ser muito reduzida, quando comparada com a existente em outros estuários.

As áreas de sapal apresentaram uma riqueza de espécies bastante elevada, salientando-se a importância das manchas de sapal primário. Durante o Inverno verifica-se que os valores de densidade mais elevados ocorrem nos transectos em sapais secundarizados (T4 e T6), nos quais *Frankenia laevis* é a espécie vegetal dominante (*e.g.* LOUSÃ 1986). Esta elevada densidade de aves deve-se sobretudo à presença de

espécies gregárias e usualmente associadas a meios agrícolas, como o Trigueirão *Miliaria calandra* e a Petinha-dos-prados *Anthus pratensis*. Por outro lado, os transectos que apresentaram maiores valores de riqueza específica média foram T5, T3 e T7. Tal facto deve-se provavelmente à presença de um esteiro de grandes dimensões e à proximidade de salinas, dois factores que propiciam a ocorrência de avifauna aquática associada a estes meios. O sapal de Hortas d'el Rei, onde se definiu o transecto T5, é de todos os que foram amostrados o que apresenta uma maior volumetria da vegetação (altura média e densidade de vegetação mais elevadas, **Tabela 5.II**), para além de ser o único a ser dominado por uma espécie vegetal típica de sapais primários – *Atriplex portulacoides* (LOUSÃ 1986). Não é portanto surpreendente que seja justamente neste sapal que registámos os valores de densidade mais elevados da Toutinegra-de-cabeça-preta *Sylvia melanocephala*, espécie de ampla distribuição associada a meios arbustivos (e.g. HAGEMEIJER & BLAIR 1997). De notar também que foi neste sapal que se registaram as densidades mais elevadas de Pisco-de-peito-azul *Luscinia svecica* e de Escrevedeira-dos-caniços *Emberiza schoeniclus*. Especial destaque deve todavia ser dado aos valores de densidade de Toutinegra-tomilheira registados nos transectos T8 e T9 (respectivamente 0,92 e 1,02 ind/ha) os quais são bastante elevados no contexto geral das suas populações mediterrânicas.

As diferenças no elenco de espécies e nas respectivas densidades detectadas nos diferentes sapais reflectem, sobretudo, a diversidade de situações encontradas. Esta diversidade é o resultado da existência de sapais com características de composição e estrutura da vegetação diferentes, facto que propicia um aumento da riqueza específica e, de certo modo, terá potenciado a ocorrência de espécies consideradas prioritárias e usualmente associadas a meios agrícolas como o Sisão *Tetrax tetrax* e a Calhandrinha-das-marismas *Calandrella rufescens*. Esta última espécie, que como vimos no âmbito deste trabalho é prioritária em termos de conservação, nidifica nos sapais do estuário do Guadiana (nomeadamente nos sapais degradados), e os seus efectivos foram recentemente estimados em 70-76 pares reprodutores (LEITÃO 2002). De acordo com este autor, o sucesso reprodutor da espécie parece ser fortemente condicionado (1) pela pressão predatória exercida essencialmente por cães ferais e (2) pela perda de posturas por alagamento dos locais de nidificação.

5.4.2. O ESTUÁRIO DEPOIS DE ALQUEVA: CENÁRIOS POSSÍVEIS

A complexidade estrutural e funcional que caracteriza o estuário do Guadiana, associado às perturbações a que o sistema se encontra sujeito, conduz a uma certa dificuldade na construção de cenários futuros que incluam previsões de alterações das suas biocenoses. Esta dificuldade surge acrescida quando se pretendem estabelecer previsões relativamente a consumidores de 2.^a e 3.^a ordem como é o caso das aves. Deste modo, as previsões relativas ao impacto da barragem de Alqueva na avifauna associada ao estuário do Guadiana terão necessariamente uma robustez limitada e deverão basear-se fundamentalmente no conhecimento da biologia das espécies ou grupos funcionais.

5.4.2.1. Alterações nas afluências de água doce ao estuário

Como vimos anteriormente (2.4.), com a entrada em funcionamento da barragem de Alqueva, cerca de 82% da área total da bacia passará a estar controlada por barragens. Sucede que a capacidade de armazenamento das albufeiras altera o regime hidrológico dos rios, provocando uma diminuição dos caudais e da frequência e intensidade das cheias. Assim, o caudal do Guadiana será o principal factor hidrológico da bacia afectado pela implementação do EFMA.

Apresentamos na **Figura 5.22** a variação dos caudais médios mensais na situação anterior ao encerramento das comportas da barragem de Alqueva e na situação futura. Os dados relativos à situação pré-Alqueva (assim designada, por facilidade de expressão, a situação anterior ao encerramento das comportas) foram retirados de ALVES *et al.* (2001) e baseiam-se na série de dados recolhidos na estação hidrométrica de Pulo do Lobo relativos a um período de 20 anos (1980/81-1999/00). O Pulo do Lobo é representativo da contribuição fluvial para o estuário do Guadiana, dado que as bacias tributárias do rio situadas a jusante têm uma área relativamente pouco significativa. Relativamente à situação futura, os dados foram extraídos de ROCHA *et al.* (2003) e correspondem à análise de uma série de 50 anos resultante da simulação da exploração do sistema Alqueva-Pedrogão e da contribuição da bacia intermédia entre Pedrógão e Pulo do Lobo. De acordo com estes autores e com base na série de escoamentos em

Pulo do Lobo, prevê-se para a bacia do Guadiana, em relação aos valores médios, uma redução das afluências na ordem dos 40%.

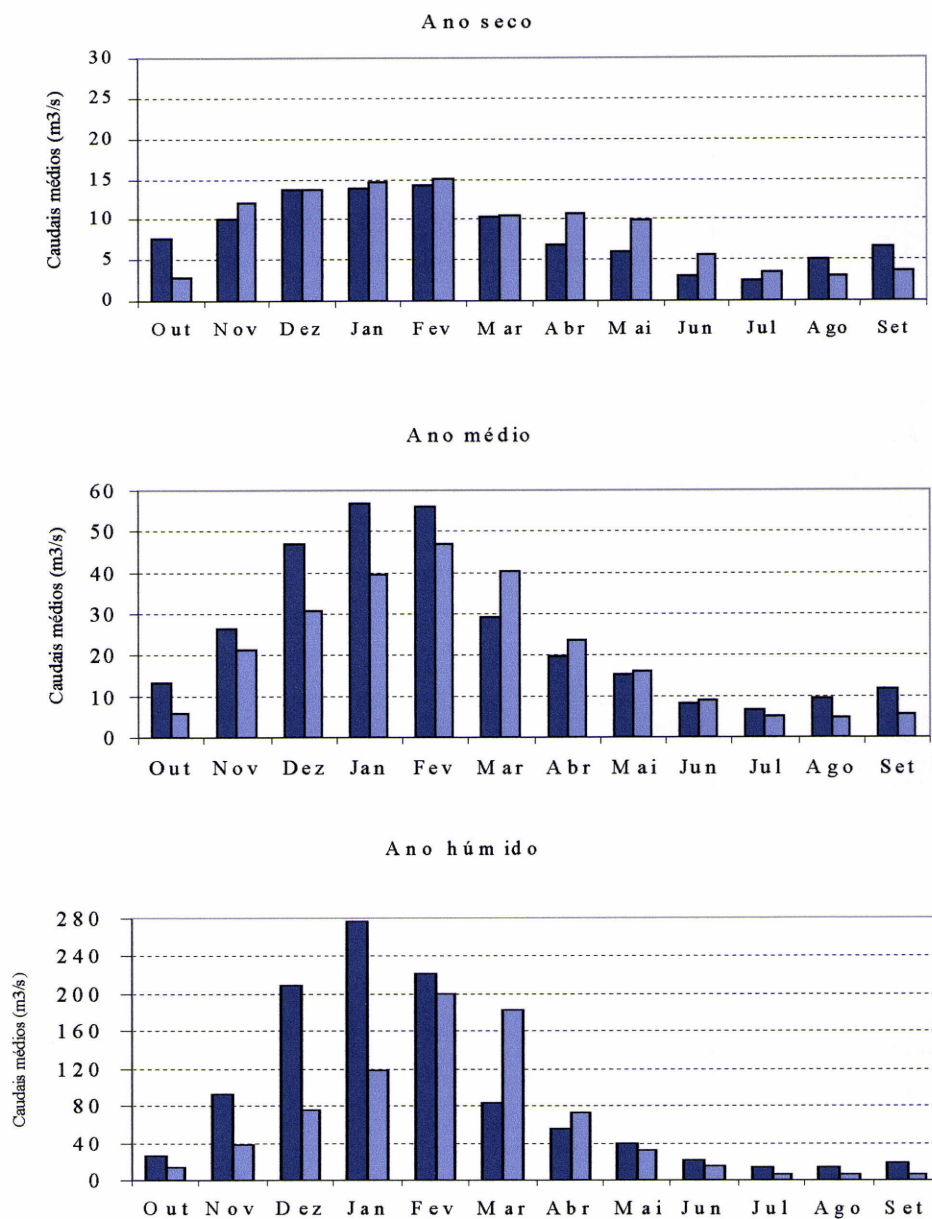


Figura 5.22 – Caudais médios mensais do rio Guadiana em Pulo do Lobo na situação pré-Alqueva (1980/81 a 1999/00) (barras a azul-escuro) e na situação pós-Alqueva (barras a azul-cinza) (adaptado de ALVES *et al.* 2001 e ROCHA *et al.* 2003).

No que respeita à variação mensal, estima-se uma maior redução dos caudais médios nos meses de Novembro, Dezembro, Janeiro e Setembro e um aumento significativo nos meses de Março e Abril (**Figura 5.22**). Esta alteração da distribuição mensal resulta do efeito do armazenamento da albufeira nos primeiros meses do ano hidrológico, a qual se traduz na redução dos volumes lançados para jusante nesse período e numa eventual menor capacidade de armazenamento nos meses de Fevereiro a Abril. Por outras palavras, prevê-se um amortecimento da amplitude da variação mensal e um deslocamento temporal em cerca de 2 meses dos caudais médios mais elevados, que deixam de ter lugar em Janeiro-Fevereiro e passam para Fevereiro-Março.

5.4.2.2. Alterações na salinidade

OLIVEIRA *et al.* (2003) caracterizaram as alterações na salinidade fundamentalmente através (1) dos limites de intrusão salina, (2) do zonamento do estuário nas várias classes halinas e (3) da distribuição dos tempos de residência em cada classe.

A intrusão salina – limite entre as classes limnética e oligohalina – tenderá a progredir para montante alguns quilómetros em resultado da diminuição do caudal, em particular nos meses de Junho a Outubro. Este aumento, que será mais expressivo em anos húmidos e médios – c. 10 km – do que em anos secos – c. 5 km –, conduz ao deslocamento para montante das várias classes halinas e das zonas com maior gama de salinidades, facto que poderá condicionar os elementos biológicos aí existentes. De resto, a extensão das diversas classes halinas constitui um parâmetro importante, visto fornecer uma indicação sobre o espaço disponível para as espécies adaptadas a cada classe.

A deslocação dos mínimos de salinidade de Dezembro-Fevereiro para Fevereiro-Março bem como a alteração da salinidade poderão ser outros dos efeitos resultantes da implementação do EFMA. Estes efeitos poderão eventualmente ter consequências nas condições de funcionamento das salinas de Castro Marim.

Ao nível das comunidades vegetais halófilas, um dos possíveis efeitos das alterações na salinidade será uma alteração nas condições do zonamento mais ou menos

acentuada, que irá variar de acordo com a concentração de sais na água. É previsível que se assista a uma deslocação dos caniçais de *Phragmites australis* para montante e, dadas as características sub-halófilas da invasora *Spartina densiflora*, prevê-se ainda um incremento substancial da sua presença na cabeceira dos sapais (BETTENCOURT 2003, CARLOS PINTO GOMES com. pess.).

5.4.2.3. Alterações no transporte de sedimentos

Com base em observações em Pulo do Lobo, Alcoutim e Sanlúcar de Guadiana, PORTELA (2003) calculou que o caudal sólido em suspensão afluente ao estuário na situação anterior ao encerramento das comportas da barragem de Alqueva fosse da ordem de $1,5 \times 10^6$ t/ano. Na situação futura, as afluências de sedimentos finos deverão diminuir para valores da ordem de $0,6 \times 10^6$ t/ano, devendo-se esta redução sobretudo à alteração do regime hidrológico. Ainda de acordo com o mesmo autor, é admissível que a alteração do regime dos caudais e do transporte sedimentar venha a ter efeitos na relação entre o estuário e o sapal de Castro Marim, não se prevendo contudo que os mesmos sejam de natureza diferente de eventuais efeitos de empreendimentos anteriores. Consequentemente, admite-se a manutenção da actual tendência de assoreamento deste sistema estuarino (PORTELA *op. cit.*).

5.4.2.4. Previsão de cenários

Aves associadas aos sapais

As possíveis alterações na composição e estrutura das comunidades de aves associadas aos sapais, dependerão sobretudo de dois factores: alteração da área actual de sapal e alteração da disponibilidade dos diferentes tipos de sapal. Um incremento da salinidade para montante poderá ter como consequência um aumento da área de sapal disponível, em particular de sapal de características primárias, por contaminação salina de áreas que actualmente têm grande influência de água doce ou salobra. Este eventual aumento da área de sapal disponível poderá ter consequências positivas para algumas espécies associadas a este biótopo.

Outro factor importante será a prevista deslocação temporal dos caudais máximos (ver **Figura 5.22**), a qual poderá ter consequências na nidificação de algumas espécies. Um aumento dos níveis de água durante a fase de reprodução poderá ter como consequência um alagamento dos ninhos das espécies que se reproduzam ao nível do solo ou na vegetação ripícola, mais perto da água. Este factor pode ser particularmente grave para espécies como a Calhandrinha-das-marismas *Calandrella rufescens*, espécie residente que nidifica no solo dos sapais secundários próximo dos pequenos esteiros. No estudo que realizou acerca da nidificação da espécie no estuário do Guadiana, LEITÃO (2002) refere que as marés vivas de Março deverão ser responsáveis pela perda de posturas por alagamento dos locais de nidificação (situados nas proximidades dos esteiros secundários). Esta asserção é baseada no facto de a época de reprodução se iniciar em Fevereiro, com paradas nupciais a partir da segunda quinzena de Janeiro, mas verifica-se que a maioria das posturas só ocorrem em finais de Abril (LEITÃO *op. cit.*). Ora sucede que a previsível deslocação temporal dos caudais máximos para Fevereiro-Março e o aumento significativo dos caudais médios em Março e Abril poderão agravar esta situação.

Outras espécies potencialmente afectadas serão espécies que nidificam mais a montante, na vegetação ripícola junto às linhas de água, como por exemplo Galinha-de-água *Gallinula chloropus*, Pato-real *Anas platyrhynchos*, Cartaxo-comum *Saxicola torquata* e Rouxinol-bravo *Cettia cetti*.

Aves associadas aos sectores de vasa

A maioria das espécies de aves que ocorre nas zonas de vasa depende deste habitat para se alimentar durante o período de baixa-mar. Uma alteração da área de sedimentos intertidais expostos, como consequência de uma alteração do regime de deposição de sedimentos, terá provavelmente consequências na comunidade de aves. Uma vez que a área actual é já bastante reduzida (facto que poderá justificar as actuais elevadas densidades de aves em alimentação que se registam no estuário do Guadiana comparativamente com valores detectados em outros estuários), a verificar-se uma diminuição da área de sedimentos intertidais expostos poderá afectar negativamente várias espécies, em particular (1) as que dependem quase exclusivamente deste biótopo

para se alimentarem (e.g. Tarâmbola-cinzenta *Pluvialis squatarola* e Fuselo *Limosa lapponica*) e (2) as que aqui apresentam elevadas densidades (Pilrito-comum *Calidris alpina*, Borrelho-de-coleira-interrompida *Charadrius alexandrinus* e Borrelho-grande-de-coleira *C. hiaticula*).

A variação na abundância e disponibilidade de invertebrados bentónicos poderá também afectar a comunidade de aves das zonas de vasa. Todavia, notemos que a produção e a biomassa macrobentónica dependem em grande medida do caudal do rio e da permanência da zona de turbidez máxima (MARTIN SPRUNG com. pess.), a qual não parece ser muito pronunciada no estuário. De acordo com PORTELA (2003), esta situação poderá estar relacionada com o facto de, a montante da foz da ribeira de Beliche, o estuário se apresentar sob a forma de um vale encaixado, com depósitos de vasa não muito extensos. Perante este facto, afigura-se provável que os efeitos induzidos na zona de turbidez máxima pela entrada em funcionamento do sistema Alqueva-Pedrogão não alterem substancialmente aqueles parâmetros da fauna macrobentónica e a *fortiori* a disponibilidade alimentar para as aves.

Aves associadas às salinas

As salinas de carácter industrial e semi-industrial são as que albergam a maioria das espécies e os valores mais elevados de abundância de aves observados no estuário. Adicionalmente, é nestes sistemas que nidificam algumas espécies prioritárias em termos de conservação, nomeadamente o Alfaiate *Recurvirostra avosetta* e a Andorinha-do-mar-anã *Sterna albifrons*, espécies para as quais Castro Marim alberga uma importante fracção dos efectivos nacionais.

A manutenção do valioso património avifaunístico associado a estes sistemas depende essencialmente, como vimos, da manutenção da actividade salineira, a qual parece vir a estar dependente sobretudo de factores externos ao sistema Alqueva-Pedrogão, mas também da manutenção da qualidade da água. Este factor é particularmente relevante na manutenção das salinas de carácter tradicional, as quais, em Castro Marim, apesar de não albergarem populações muito expressivas da maioria das espécies de aves, constituem áreas privilegiadas de ocorrência de algumas espécies (como por exemplo, *Tringa nebularia* ou *Philomachus pugnax*).

Poder-se-á colocar uma questão relacionada com a alteração do período de enchimento dos tanques das salinas decorrente da previsível alteração dos caudais: considerando que os valores máximos dos caudais do rio vão ser atrasados cerca de 1-2 meses (de Janeiro-Fevereiro passam para Fevereiro-Março), este facto poderá provocar um aumento nos níveis de água doce do estuário num momento em que habitualmente se faz a entrada de água salgada nos tanques das salinas (viveiros). Se porventura se vier a atrasar a entrada de água nos viveiros, a nidificação de espécies como *Sterna albifrons*, *H. himantopus*, *Recurvirostra avosetta* e *Charadrius alexandrinus*, poderá ser afectada, uma vez que as mesmas estão muito dependentes do finíssimo equilíbrio nos níveis de água nos diversos tanques. Com efeito, em Março e Abril a salinidade em frente ao sapal de Castro Marim irá previsivelmente ser inferior ou igual à actual, conforme os meses e o tipo de ano. No entanto, as diferenças actuais entre os vários tipos de anos (seco, médio e húmido) são bastante superiores às diferenças que serão causadas pelas alterações do caudal (OLIVEIRA *et al.* 2003), pelo que é provável que os operadores das salinas continuem a efectuar o enchimento em períodos em que esperem salinidades elevadas (i.e., depois de alguns dias sem chover na zona e em preia-mar de águas vivas).

[0]

5.4.3. PROPOSTA DE UM PROGRAMA DE MONITORIZAÇÃO DA AVIFAUNA

Como vimos em 5.4.2. as previsões relativas ao impacto da barragem de Alqueva na avifauna associada ao estuário do Guadiana têm algumas limitações. Um aspecto que se nos afigura essencial reside justamente na persistência que os efeitos de Alqueva terão no estuário e, concomitantemente, nas populações de aves que dele dependem para diferentes utilizações funcionais.

Deste modo, a fim de avaliar como irá reagir aos efeitos de Alqueva a avifauna do estuário do Guadiana, julgamos indispensável elaborar e implementar com a maior brevidade possível um programa de monitorização da avifauna associada (1) às zonas de vasa, (2) salinas e (3) sapais, que permita a comparação com os dados recolhidos no presente estudo (ver ANEXOS 5, 8 e 9). Com efeito, na ausência de alternativas

(nomeadamente séries temporais de dados relativas a abundâncias de aves), os nossos resultados poderão configurar uma situação de referência pré-Alqueva tendo em conta que todo o trabalho de campo foi realizado anteriormente ao encerramento das comportas da barragem.

Consideramos fundamental que numa primeira fase o programa de monitorização seja executado anualmente, por exemplo durante um ciclo de quatro anos. No termo desta fase, a análise dos resultados por parte da Comissão Científica do programa permitirá a sua reavaliação, após o que poderão ser definidas novas estratégias de abordagem nomeadamente no que respeita à (1) periodicidade das monitorizações, (2) às áreas de amostragem inicialmente estabelecidas, (3) à definição de espécies-alvo e (4) à implementação de medidas de gestão com vista à minimização de eventuais impactos negativos entretanto detectados.

De um modo complementar, consideramos importante que se proceda também à monitorização de algumas variáveis ambientais, dado poderem auxiliar na interpretação de eventuais alterações biológicas (*e.g.* SUTHERLAND 2000). Designadamente, no caso do estuário do Guadiana dever-se-á monitorizar (1) a área de sedimentos expostos durante a baixa-mar, (2) a superfície ocupada por sapais, (3) a variação da salinidade e a estratificação do estuário e (4) o regime de exploração das salinas, dado que alterações na superfície ocupada por aqueles habitats e/ou modificações na actividade salineira terão muito provavelmente implicações nas populações de aves que lhes estão associadas.

5.4.3.1. Aves associadas às zonas de vasa

As zonas de vasa, localizadas na margem direita do rio Guadiana e nos principais esteiros (esteiro da Lezíria e parte do esteiro da Carrasqueira), constituem áreas muito importantes para as aves, em especial para as espécies limícolas e outras aves aquáticas que aí se alimentam durante a baixa-mar.

No âmbito do programa de monitorização proposto sugerimos a amostragem dos sectores de vasa assinalados na **Figura 5.23**, justamente os que se revelaram mais representativos no âmbito deste estudo em termos de abundâncias e número de espécies presentes. As contagens deverão ser efectuadas anualmente durante os primeiros quatro anos, após o que o programa será reavaliado pela sua Comissão Científica. Em cada

ano, deverão ser efectuadas visitas em pelo menos três períodos distintos: Inverno (meses de Dezembro e Janeiro), Primavera (meses de Abril e Maio) e Verão (meses de Agosto e Setembro). Em cada período deverão ser efectuadas pelos menos duas amostragens. Durante as contagens, realizadas durante o período de baixa-mar, deverão ser discriminadas todas as espécies presentes e assinalado o comportamento de cada indivíduo (*e.g.* alimentação ou repouso).

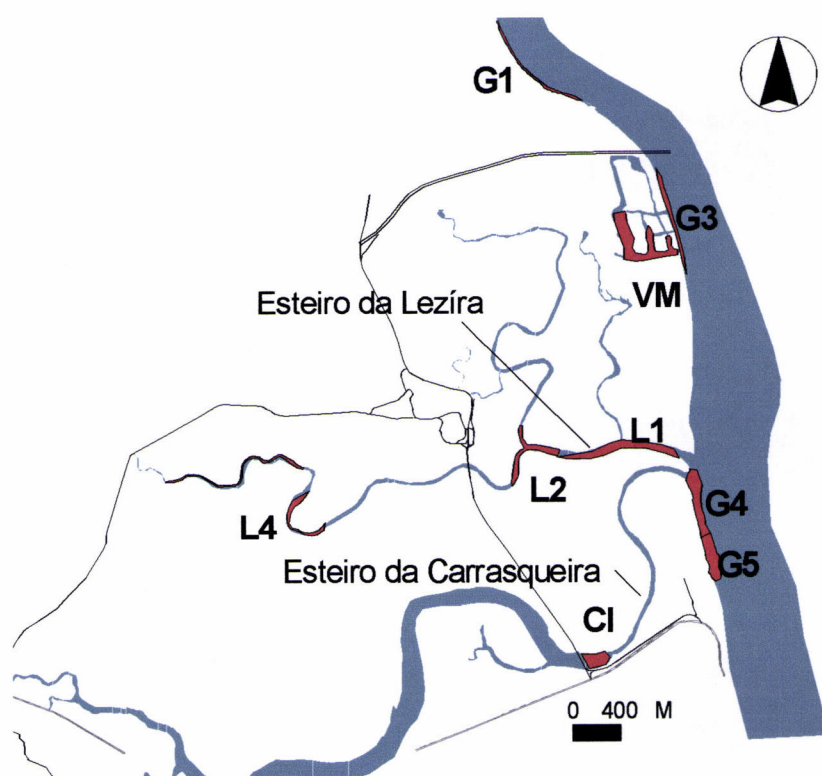


Figura 5.23 – Localização dos sectores de vasa a amostrar no âmbito do programa de monitorização da avifauna proposto para o estuário do Guadiana (os sectores estão assinalados a vermelho e identificados com os códigos utilizados neste trabalho).

5.4.3.2. Aves associadas às salinas

As salinas, para além da importância como locais de alimentação, albergam importantes colónias de algumas espécies de aves aquáticas (*Himantopus himantopus*, *Recurvirostra avosetta* e *Sterna albifrons*).

As salinas, para além da importância como locais de alimentação, albergam importantes colónias de algumas espécies de aves aquáticas (*Himantopus himantopus*, *Recurvirostra avosetta* e *Sterna albifrons*).

A monitorização das aves que ocorrem nas salinas deverá ser mantida nos dois principais complexos analisados no presente estudo: Cerro do Bufo e Sinexpral. As contagens deverão ser realizadas tanto em período de baixa-mar (para comparação com os resultados obtidos no âmbito do nosso trabalho) como em período de preia-mar (fase em que a maior parte das espécies utiliza as salinas). As contagens deverão ser efectuadas anualmente durante os primeiros quatro anos, após o que o programa será reavaliado pela Comissão Científica. Em cada ano, deverão ser efectuadas visitas em pelo menos três períodos distintos: Inverno (meses de Dezembro e Janeiro), Primavera (meses de Abril e Maio) e Verão (meses de Agosto e Setembro). Em cada período deverão ser efectuadas pelos menos 2 amostragens. Durante as contagens, deverão ser discriminadas todas as espécies presentes e o comportamento de cada indivíduo (*e.g.* alimentação ou repouso) deverá ser assinalado. Em cada fase do ciclo tidal, as contagens deverão ser realizadas no intervalo compreendido entre as duas horas anteriores e duas horas posteriores da respectiva fase de maré.

Durante os meses de Primavera, e paralelamente às contagens, deverão ainda ser efectuados censos das populações reprodutoras de *Himantopus himantopus*, *Recurvirostra avosetta* e *Sterna albifrons*. Estes censos deverão abranger não apenas os complexos de salinas acima referidos, mas também todos os outros complexos onde ocorram colónias destas espécies.

5.4.3.3. Aves associadas aos sapais

As áreas de sapal que existem no estuário do Guadiana apresentam riqueza específica elevada, salientando-se a importância dos sapais com características primárias e secundárias, onde ocorrem espécies importantes do ponto de vista da conservação (destacando-se, por exemplo, *Circus aeruginosus* e *Sylvia conspicillata*, *Tetrax tetrax* e *Calandrella rufescens*).

No âmbito do sistema de monitorização proposto, recomendamos a manutenção dos percursos de censo efectuados no âmbito deste estudo e a aplicação do protocolo de censo utilizado. Os transectos seleccionados (**Figura 5.24**) deverão ser

Janeiro), Primavera (meses de Abril e Maio) e Verão (meses de Agosto e Setembro). Em cada período deverão ser efectuadas pelos menos 2 amostragens.

Paralelamente aos transectos e durante as visitas da Primavera, deverá ser feito um esforço no sentido de (1) verificar a nidificação de Águia-sapeira *Circus aeruginosus*, espécie cujo primeiro registo como nidificante nos sapais de Castro Marim foi obtido no âmbito deste estudo e (2) monitorizar a população nidificante de Calhandrinha-das-marismas *Calandrella rufescens*, espécie prioritária em termos de conservação e cuja densidade da fracção nidificante foi, como vimos, recentemente estimada em 70-76 pares reprodutores.

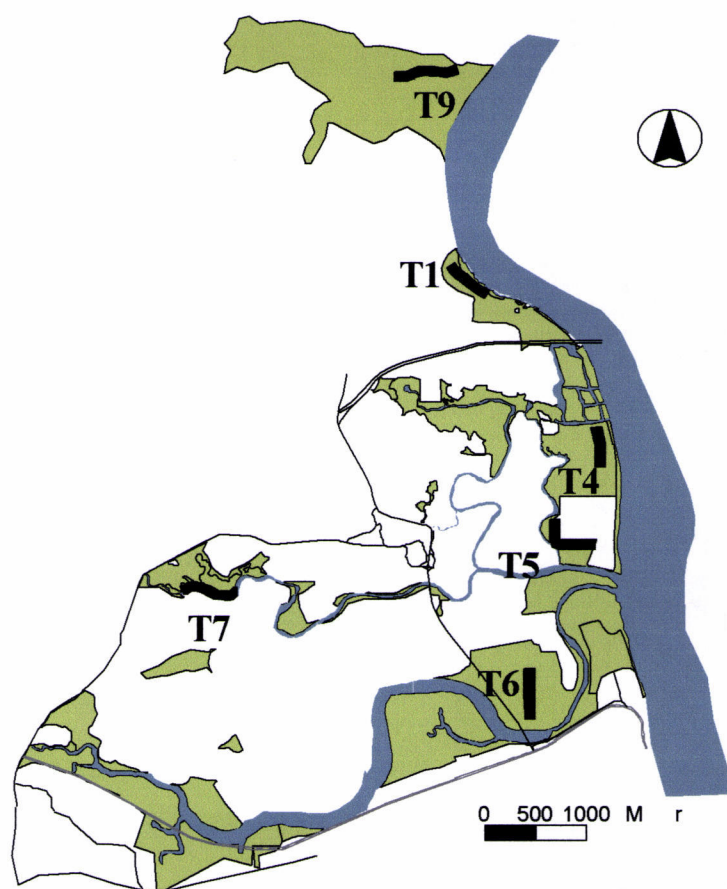


Figura 5.24 – Localização dos transectos a amostrar em áreas de sapal (verde) no âmbito do programa de monitorização da avifauna proposto para o estuário do Guadiana. (os transectos estão assinalados a negro).

Figura 5.24 – Localização dos transectos a amostrar em áreas de sapal (verde) no âmbito do programa de monitorização da avifauna proposto para o estuário do Guadiana. (os transectos estão assinalados a negro).

Dada a importância da comunidade de aves deste estuário, é indispensável assegurar que as possíveis alterações no estuário tenham um impacto mínimo nas espécies aí presentes, em particular nas espécies com interesse conservacionista. A verificarem-se alterações significativas nas dimensões populacionais de aves aquáticas, o impacto negativo mais relevante será a diminuição da área de alimentação disponível, nas zonas de vasa, para muitas espécies de limícolas. Tendo em conta que as salinas constituem um habitat complementar e/ou alternativo de alimentação, deverá ser assegurada a continuidade da sua exploração com vista a otimizar a sua utilização pelas aves), para que o efeito negativo da eventual diminuição das suas áreas de alimentação seja minimizado.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

6.1. IMPACTOS DE ALQUEVA: PRESENTE E FUTURO

A magnitude e diversidade de alterações nos biota da região induzidas pela implementação do EFMA serão inegavelmente elevadas e, em termos gerais, os impactos do empreendimento são devidos a três elementos nucleares:

1. Alagamento de vastos territórios.
2. Alterações nos usos do solo.
3. Mudanças no regime hidrológico do rio.

Os dois primeiros elementos, i.e. o alagamento de uma superfície de cerca de 250 km² e as alterações nos usos do solo preconizadas para a vasta área do *Plano de Rega*, serão responsáveis por modificações em vastos territórios da bacia no Guadiana e traduzem-se na perda directa e fragmentação de habitats, alguns dos quais são muito importantes em termos de conservação. Quanto ao terceiro elemento considerado, as mudanças no regime hidrológico do rio traduzidas por um amortecimento da variabilidade inter-anual e sazonal dos caudais, irão por certo afectar a dinâmica do

sistema fluvial a jusante da área de influência directa de Alqueva e em particular do estuário.

Os efeitos que as modificações provocadas por estes elementos terão em espécies (e comunidades) são, em alguns casos, previsíveis conforme julgamos ter mostrado ao longo deste trabalho no que se refere a alguns *taxa* do grupo Aves. Todavia, porque assentam sobretudo no conhecimento disponível acerca da biologia das espécies consideradas e não tanto em resultados provenientes de séries temporais que permitam compreender as dinâmicas espaciais e temporais das suas populações, as previsões dos impactos de Alqueva sobre muitas espécies são reiteradamente limitadas. Acresce o facto de que o conhecimento sobre a distribuição, abundâncias e tendências populacionais de uma larga maioria de espécies, quando existente, é muitas vezes baseado em aproximações empíricas e localizado no espaço e no tempo.

Por outro lado, são reconhecidas dúvidas não negligenciáveis à sustentabilidade económica e social do EFMA, essencialmente decorrentes (1) das incertezas quanto à quantidade e qualidade da água disponível para os usos preconizados (*e.g.* irrigação de mais de 100×10^3 ha, transvazes para a bacia do Sado, uso doméstico e produção de energia) e (2) da viabilidade do projecto agrícola. Como vimos em 2.4. cerca de 70% da área total da bacia do Guadiana encontra-se já controlada pelos aproveitamentos hidráulicos em Espanha, facto que associado à relativa escassez e grande irregularidade dos recursos hídricos na região (*e.g.* SERRALHEIRO *et al.* 1997) suscita legítimas interrogações quanto à disponibilidade de água para os usos previstos.

Mesmo de um ponto de vista estritamente ambiental, consideramos que a questão da sustentabilidade do empreendimento tem uma certa relevância, fundamentalmente pelos seguintes aspectos: por um lado, a possibilidade de o EFMA causar impactos negativos no património natural sem que haja lugar a retorno económico e/ou social relevante será inequivocamente desastrosa; por outro, o retorno económico é importante na medida em que permitirá (deverá) criar condições para o financiamento de acções de minimização e compensação de impactos sobre o património natural.

No tocante à disponibilidade de água, TRIGO *et al.* (2002) confirmaram em trabalho recente que os regimes de caudais dos 3 rios internacionais ibéricos, o Douro, Tejo e Guadiana, são em grande medida modelados pela fase da Oscilação do Atlântico Norte (NAO, *North Atlantic Oscillation*). A NAO constitui um modo de circulação atmosférica de larga escala que está relacionada com uma alternância da intensidade dos centros de altas e baixas pressões que se localizam sobre a Islândia e sobre os Açores. Estas alternâncias favorecem tanto a intensificação como o abrandamento dos ventos zonais de Oeste respectivamente na fase positiva e na fase negativa. Este modo de circulação condiciona os campos de temperatura e precipitação em toda a Europa e constitui o factor determinante para o regime de precipitação invernal na Península Ibérica (TRIGO *et al. op. cit.*). Estes autores verificaram para os 3 rios mencionados que Invernos caracterizados com um baixo índice NAO são, em geral, caracterizados por caudais abaixo da média (e vice-versa) com coeficientes de correlação sempre significativos a 1%. No caso do rio Guadiana, verificaram que a partir dos anos oitenta o caudal do rio não varia com a amplitude que seria de esperar face às alterações observadas no índice NAO, tendo atribuído este facto à capacidade de armazenamento que as barragens espanholas construídas nos anos sessenta e setenta vieram proporcionar (TRIGO *et al. op. cit.*). Por último, importa referir que os esquemas de previsão do índice NAO poderão revestir-se de enorme importância numa óptica de gestão dos recursos hídricos destinados tanto à agricultura como à produção de energia eléctrica, aspecto que, no contexto de Alqueva assume particular relevância.

No que respeita à qualidade de água, as alterações previsíveis do regime hidrológico do rio poderão conduzir ao desenvolvimento acrescido de espécies de fitoplankton indesejáveis como as cianobactérias, que em presença de elevadas concentrações de fosfatos se poderão desenvolver com elevadas densidades, em particular em anos com caudais reduzidos. CAETANO *et al.* (2001) referem que a maioria das cianobactérias existentes nas comunidades fitoplanctónicas do rio Guadiana durante os picos estivais são produtoras de toxinas, as quais são responsáveis pela mortalidade de peixes (*e.g.* OLIVEIRA 1991) e constituem um risco para a saúde pública (*e.g.* VASCONCELOS 1995). No seu estudo CAETANO *et al.* (2001) mostram que existe uma forte correlação inversa entre a abundância de cianobactérias e o caudal

do rio no *alto estuário*, a qual se torna mais fraca à medida que se desce o rio. A abundância de cianobactérias no estuário varia entre $5,18 \times 10^2$ células/mL na foz e $2,16 \times 10^8$ células/mL no *alto estário*, com uma percentagem de *taxa* potencialmente tóxicos entre 47% e 100%.

Existe um risco potencial para as populações humanas que, sobretudo durante o Verão, utilizam as águas do rio para fins recreativos. De acordo com CAETANO *et al.* (*op. cit.*), a eventual ingestão accidental de água ou o simples contacto directo representa um sério problema de saúde pública que não deve ser ignorado. Sucede que o amortecimento dos caudais de cheia do Guadiana resultantes da construção da barragem irá, na opinião dos mesmos autores, incrementar as condições ambientais favoráveis ao desenvolvimento destas cianobactérias, aumentando os perigos para a saúde pública e provocando problemas ambientais adicionais.

Como vimos ao longo dos capítulos anteriores, alguns dos impactos da construção da barragem de Alqueva no património ornitológico da bacia do Guadiana são de elevada magnitude e resultam da perda directa e fragmentação de habitats importantes, justamente considerada por alguns autores (WILCOVE *et al.* 1986) como a principal ameaça à maioria das espécies nas regiões temperadas.

Os resultados que obtivemos neste trabalho através da aplicação às aves da bacia do Guadiana de um sistema com vista ao estabelecimento de prioridades de conservação (ver 3.3.), revelam que as espécies melhor classificadas, i.e. sobre as quais deverão incidir prioritariamente os esforços de conservação, correspondem a espécies cujos requisitos de habitat exigem a presença de grandes extensões de montados, ambientes rupícolas usualmente associados aos vales fluviais encaixados e áreas de estepe cerealífera. Como vimos, será precisamente sobre estas formações que os impactos do EFMA mais se farão sentir.

Perante o quadro da inevitabilidade de Alqueva (pelo menos da existência da barragem), a irreversibilidade de alguns impactos e considerando as responsabilidades institucionais, éticas e científicas inerentes à conservação de espécies ameaçadas, afigura-se-nos imperativo colocar a questão: como e onde actuar no sentido de minimizar e compensar alguns dos impactos sobre (1) o património ornitológico da bacia do Guadiana e (2) em particular sobre as espécies consideradas prioritárias?

6.2. O PLANO DE MINIMIZAÇÃO E COMPENSAÇÃO DE IMPACTOS

Os estudos prévios de viabilidade e impacto ambiental de Alqueva foram desenvolvidos nas últimas duas décadas. O primeiro destes estudos decorreu entre 1985 e 1987 e considerou apenas os impactos da construção da barragem e do aproveitamento hidroeléctrico previsto; o segundo, desenvolvido por um consórcio luso-belga em 1991-1992, focou preferencialmente os impactos económicos e financeiros; finalmente o último, desenvolvido em 1994-1995, constituiu de facto um estudo integrado exaustivo e comparou alternativas exequíveis recorrendo a diversas componentes sócio-económicas e ambientais (SEIA 1995). Todavia, importa notar que este último estudo se iniciou quando a implementação do projecto de Alqueva tinha já sido aprovada, pelo que a margem disponível para avaliação de alternativas era portanto muito reduzida.

Como resultado da identificação dos principais impactos, a EDIA estabeleceu uma estratégia integrada com vista à sua mitigação. Foi assim elaborado um documento intitulado *Plano de Minimização e Compensação de Impactos sobre o Património Natural (regolho de Alqueva + Pedrógão)* (PMC1) (EDIA 1998), cujas linhas gerais de actuação sobre o património natural foram assim definidas:

1. Minimização dos impactos reversíveis.
2. Compensação dos impactos negativos irreversíveis.
3. Potenciação dos impactos positivos.
4. Aprofundamento do conhecimento acerca dos impactos incertos ou imprecisos.
5. Monitorização dos impactos.
6. Divulgação das acções e sensibilização.

Para a sua implementação foram definidos cerca de 50 projectos dirigidos a vários grupos biológicos (invertebrados, peixes, anfíbios, répteis, aves, mamíferos e flora), os quais foram essencialmente desenvolvidos entre 1999 e 2003 abrangendo a área de regolho da albufeira e zonas adjacentes (EDIA *op. cit.*).

Alguns dos resultados conhecidos resultantes da execução destes projectos assentam num conjunto vasto de medidas de conservação que foram propostas e/ou

implementadas, como por exemplo (1) a translocação de cerca de 1200 indivíduos de *Narcissus cavanillesii*, (2) a construção de um abrigo artificial para morcegos cavernícolas, (3) a remoção de ninhos de aves de rapina que iriam ser submersos e (4) a valorização de zonas húmidas.

No que respeita ao grupo das Aves, as acções propostas no âmbito destes projectos (sem dúvida meritórias e em alguns casos imaginativas) são todavia escassas comparativamente com a dimensão dos impactos conhecidos, tanto mais que, na sua maioria, as abordagens efectuadas não se dirigiam ao conjunto da bacia mas somente à área correspondente à influência da barragem de Alqueva e territórios adjacentes.

Em síntese, embora se trate de um Programa de inegável importância e vasto nas situações contempladas, o PMC1 não deixa de representar um contributo limitado com vista à manutenção e preservação da diversidade biológica da bacia do Guadiana.

6.3. UMA ABORDAGEM INTEGRADA À CONSERVAÇÃO NA BACIA DO GUADIANA

Alqueva é um dado adquirido. Como tal, importa reconhecer que a existência da barragem e da albufeira que constituirá o maior lago artificial da Europa, hão-de conduzir a alterações ambientais irreversíveis com consequências para as biocenoses. É provável (e desejável) que a implementação de soluções com vista à valorização da albufeira e zonas envolventes venha a potenciar, por exemplo, um aumento em número de espécies e valores de abundância de aves aquáticas (*e.g.* Ardeídeos e Anatídeos); outras acções como a reabilitação e valorização de corredores ripícolas nas cabeceiras de linhas de água, poderão igualmente vir a beneficiar diversas espécies (nomeadamente passeriformes migradores). Todavia, é nossa convicção que o problema ambiental (chamemos-lhe assim unicamente por facilidade de expressão) provocado pela construção da barragem deve ser perspectivado ao nível da bacia portuguesa do Guadiana, e é justamente a este nível que as acções no âmbito da conservação deverão ser equacionadas e posteriormente implementadas. Por outras palavras, consideramos que as acções de minimização e compensação de impactos deverão ser enquadradas ao

nível da bacia e não apenas no contexto das fracções territoriais directamente afectadas pela implementação do EFMA.

Como abordar as questões de conservação de uma forma integrada ao nível da bacia? Tomemos como exemplo as formações de montado que, como vimos, ocupavam cerca de 60% da área de regolho da albufeira ainda que com diferentes tipos de densidade de povoamento e constituíam áreas fundamentais de ocorrência de espécies prioritárias, nomeadamente aves de rapina (*e.g.* PALMA *et al.* 2001). Sucede que na área da bacia persistem ainda extensões de montado consideráveis nomeadamente na região de Moura-Barrancos, de resto numa zona com apreciável importância em termos de conservação. No contexto da abordagem integrada que preconizamos, consideramos vital o estabelecimento de medidas de protecção e valorização destas áreas, devendo portanto ser alvo de medidas específicas de compensação.

Importa todavia ter presente que para lá das consequências a curto prazo na avifauna resultantes da construção da barragem, há que considerar os efeitos da persistência de Alqueva (*sensu lato*) a médio-longo prazo nas diversas populações ou pequenos núcleos populacionais. Numa óptica de gestão direccionada para a conservação podemos colocar em tese a seguinte questão: será que o investimento necessário para tentar garantir a manutenção, por exemplo, de um reduzido número de pares reprodutores de uma espécie ameaçada na área de influência de Alqueva não será melhor aplicado em acções de gestão e conservação em áreas onde a espécie (1) se encontre em melhor situação populacional e/ou (2) exista uma maior disponibilidade de habitat? A análise destas e de outras questões num quadro de gestão com vista à conservação do património natural da bacia do Guadiana exige, em nossa opinião, uma perspectiva de conjunto alargada a toda a parte portuguesa da bacia.

Esta abordagem integrada à conservação na bacia do Guadiana assenta no princípio de que uma estratégia de actuação que vise a conservação de uma determinada espécie deve obrigatoriamente ter como área de actuação a totalidade da bacia. O envolvimento de diferentes entidades, públicas e privadas, neste processo afigura-se absolutamente desejável, devendo a EDIA S.A. constituir um parceiro importante. A este propósito, o Instituto da Conservação da Natureza como entidade estatal com responsabilidades na matéria e responsável pela gestão das três Áreas Protegidas existentes na bacia – *Parque Natural da Serra de S. Mamede, Parque Natural do Vale*

do Guadiana e Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António –, constitui uma entidade essencial neste processo.

No que respeita às espécies consideradas como prioritárias em termos de conservação, os resultados por nós obtidos no âmbito deste trabalho e apresentados no Capítulo 3. poderão eventualmente constituir uma plataforma de discussão para uma lista futura de prioridades. Em qualquer dos casos, uma vez identificadas as espécies dever-se-á proceder:

1. À elaboração e implementação de *Planos de Acção* de âmbito regional/sectorial dirigidos às espécies consideradas prioritárias – dever-se-á privilegiar a definição de objectivos genéricos com medidas relativamente simples e acções concretas e exequíveis, por nos parecer ser a formulação mais adequada ao princípio referido por SUTHERLAND (2000) de que um *Plano de Acção* não é um fim em si mesmo mas antes o início de um processo de inovação, experimentação, análise e revisão.
2. À realização de *Programas de Monitorização* dirigidos (1) às espécies prioritárias e (2) a espécies ou grupos de espécies com utilizações funcionais de habitats importantes – dever-se-á procurar responder essencialmente às seguintes questões: quais as respostas da(s) espécie(s) estudada(s) às alterações no meio; como variam os seus efectivos populacionais; quais os requisitos de habitat mais importantes para a ocorrência da(s) espécie(s). Estes programas deverão ser realizados com uma periodicidade anual ou bienal
3. À elaboração e implementação de um *Sistema de Alarme* no estuário do Guadiana baseado (1) na monitorização de algumas populações de aves aquáticas seleccionadas de acordo com a sua importância nos contextos internacional, nacional e/ou regional, (2) na monitorização de parâmetros ambientais relevantes – como por exemplo (i) a superfície das áreas intertidais expostas durante a baixa-mar, (ii) a superfície das áreas de sapal, (iii) a superfície das áreas de salinas e respectivo regime de exploração – e (3) na definição das acções de mitigação e compensação.

Embora a aproximação que preconizamos se refira apenas ao grupo das Aves, é nossa convicção que a abordagem aos valores naturais da bacia deve ser holística, dadas (1) as diversas relações de ordem funcional existentes entre diferentes grupos e (2) a influência que os parâmetros ligados à componente hidrológica da bacia têm nas biocenoses. Todavia, porque distintos grupos biológicos exigem a aplicação de metodologias próprias e necessitam de abordagens diferenciadas, justificam-se avaliações separadas conforme os grupos em questão.

Dado não ter sido possível evitar os impactos no património natural resultantes da construção da barragem de Alqueva, haverá pelos menos que garantir um acompanhamento adequado dos valores existentes e criar condições que potenciem a manutenção de populações viáveis das espécies consideradas prioritárias na região. O facto de tentarmos tudo fazer com vista à preservação e valorização do património natural (e ornitológico em particular) associado à bacia do Guadiana não é garantia de sucesso mas é um imperativo institucional (decorrente das Directivas Comunitárias e das Convenções internacionais ratificadas pelo Estado português) e ético (decorrente da obrigatoriedade para com as gerações futuras).

Adicionalmente, importa referir que de um ponto de vista científico o empreendimento de Alqueva constitui um desafio interessante. Por um lado, houve a possibilidade em acompanhar cientificamente o processo como que em tempo real, facto que permitiu constituir uma base de referência com alguma consistência (pelo menos em alguns grupos biológicos). Por outro, a possibilidade em podermos acompanhar as transformações em curso na paisagem e o modo como a elas vão reagir as populações de diversas espécies, constitui uma tarefa deveras estimulante.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAM, P. 1990. **Saltmarsh Ecology**. Cambridge University Press, Cambridge.
- ADRIAN, A. 1998. **The Avifauna of Vineyards in the Alentejo Region (Portugal)**.
Relatório não publicado. Universidade de Évora, Évora.
- AFFRE, G. 1975. Dénombrement et distribution géographique des Fauvettes du genre *Sylvia* dans une région du midi de la France. II. – Résultats. **Alauda**, **43** (3): 229-262.
- AGUIAR, C., CAPELO, J., COSTA, J., ESPÍRITO-SANTO, M. & LOUSÃ, M. 1995. Tipologia das geo-séries ripícolas mediterrânicas de Portugal Continental. Actas do Congresso Nacional de Conservação da Natureza (Ecossistemas ribeirinhos): 25-32.
- ALANÍS, R.C. 2003. Curruca tomillera *Sylvia conspicillata*. In Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.) **Atlas de las Aves Reproductoras de España**. Dirección General de Conservación de la Naturaleza / Sociedad Española de Ornitología, Madrid. Pp: 472-473.
- ALMEIDA, J.F. 2000. **Mitigação de Impactos Ambientais Negativos da Albufeira de Alqueva sobre a Avifauna**. Tese de Mestrado em Gestão de Recursos Biológicos, Universidade de Évora.

- ALMEIDA, J. 1992a. Censos de Grou *Grus grus* invernantes em Portugal. **Airo**, **3(2)**: 55-58.
- ALMEIDA, J. 1992b. Alguns aspectos do manejo dos montados de sobre *Quercus suber* na avifauna nidificante. **Airo**, **3(3)**: 69-74.
- ALMEIDA, J. 1997. Caracterização da avifauna nidificante num montado de azinho *Quercus rotundifolia* por aplicação do método dos mapas: dois anos de estudo. **Airo**, **8**: 1-6.
- ÁLVARES, F. & FIGUEIRA, J.A. 1999. Distribuição do Bufo-real *Bubo bubo* na bacia hidrográfica do rio Ardila (Alentejo). In Beja, P., Catry, P. & Moreira, F. (eds.) **Actas do II Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves**, Lisboa. Pp: 78-79.
- ALVAREZ, F. 1994a. A gens of cuckoo *Cuculus canorus* parasitizing Rufous Bush Chat *Cercotrichas galactotes*. **Journal of Avian Biology**, **25**: 239-243.
- ALVAREZ, F. 1994b. Cuckoo predation on nests of nearest neighbours of parasitized nests. **Ardea**, **82**: 269-270.
- ALVAREZ, F. 1996a. Variation in song rate during the breeding cycle of the Rufous Bush Chat *C. galactotes*. **Ardeola** **43 (1)**: 49-56.
- ALVAREZ, F. 1996b – Model Cuckoo eggs acceptance by Rufous Bush Chats *Cercotrichas galactotes* during the parasite absence from breeding area. **Ibis**, **138**: 340-342.
- ALVAREZ, F. 2000. Response to Common Cuckoo *Cuculus canorus* model egg size by a parasitized population of Rufous Bush Chat *Cercotrichas galactotes*. **Ibis**, **142**: 683-686.
- ALVES, E., ROCHA, J.S. & BARBOSA, A.E. 2001. **Estudo das Condições Ambientais no Estuário do Rio Guadiana e Zonas Adjacentes. 2ª Fase: Componente Fluvial**. Relatório 221/01-NHE, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa.
- ARAÚJO, A. & PINA, J.P. 1984. Populações de *Sterna albifrons* no litoral algarvio. **Boletim LPN**, **18**: 37-47.
- ARAÚJO, M. 1998. Avaliação da biodiversidade em conservação. **Silva Lusitana**, **6**: 19-40.

- ARROYO, B. 2003. Águila real *Aquila chrysaetos*. In Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.) **Atlas de las Aves Reproductoras de España**. Dirección General de Conservación de la Naturaleza / Sociedad Española de Ornitología, Madrid. Pp: 188-189.
- ATIENZA, J.C. & TELLA, J.L. 2003. Cernícalo primilla *Falco naumanni*. In Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.) **Atlas de las Aves Reproductoras de España**. Dirección General de Conservación de la Naturaleza / Sociedad Española de Ornitología, Madrid. Pp: 196-197.
- AUSTIN, G., THOMAS, C., HOUSTON, D. & THOMPSON, D. 1996. Predicting the spatial distribution of buzzard *Buteo buteo* nesting areas using a Geographical Information System and remote sensing. **Journal of Applied Ecology**, **33**: 1527-1540.
- AVERY, M.I., GIBBONS, D.W., PORTER, R., TEW, T. TUCKER, G. & WILLIAMS, G. 1995. Revising the British Red Data List for birds: the biological basis of U.K. conservation priorities. **Ibis**, **137**: S232-S239.
- AYMERICH, F.R. 1995. Ecología de humedales y conservación de Limícolas en el SE de España: experiencias de investigación aplicables a la gestión. **Airo**, **6**: 39-56.
- BAIRLEIN, F. 1991. Population studies of White Storks (*Ciconia ciconia*) in Europe. In Perrins, C.M., Lebreton, J.-D. & Hiron, G.J.M. (eds.) **Birds Populations Studies: relevance to conservation and management**. Oxford University Press, Oxford. Pp: 207-229.
- BARNES, R.S.K. 1974. **Estuarine Biology**. Edward Arnold, London.
- BAUTISTA, D., ARANA, E., MARTÍ-BONMATÍ, L. & PAREDES, R. 1999. Validation of Logistic Regression Models in small samples: application to Calvarial Lesions diagnosis. **J. Clin. Epidemiol.**, **52** (3): 237-241.
- BERNARDO, J.M. (coord.) 2001. **Biologia e Ecologia dos Peixes Migradores no rio Guadiana**. Relatório final de Projecto, Programa de Minimização para o Património Natural, (Estudos de Biologia e Ecologia de Animais). EDIA, S.A. Centro de Ecologia Aplicada, Universidade de Évora.
- BERTHOLD, P., FIEDLER, W., SCHLENKER, U. & QUERNER, U. 1998. 25-year study of the population development of central European songbirds: a general

decline, most evident in long-distance migrants. *Naturwissenschaften*, **85**: 350-353.

- BETTENCOURT, A. (coord.) 2003. **Estudo das Condições Ambientais no Estuário do Guadiana e Zonas Adjacentes: contribuição da Universidade de Évora para o termo da 2ª fase e 3ª fase**. Relatório não publicado. Universidade de Évora.
- BIBBY, C. 2002. Why conserve bird biodiversity? *In* Norris, K. & Pain, D.J. (eds.) **Conserving Bird Biodiversity: general principles and their application**. Cambridge University Press, Cambridge. Pp: 20-33.
- BIBBY, C.J., BURGESS, N.D. & HILL, D.A. 1992. **Birds Census Techniques**. Academic Press, London.
- BLOCK, W.M. & BRENNAN, L.A. 1993. The habitat concept in ornithology: theory and applications. *Current Ornithology*, **11**: 35-91.
- BLONDEL, J. 1969. **Synécologie des Passereaux Résidents et Migrateurs dans le Midi Méditerranéen Français**. Thèse. Centre Régional Documentation Pédagogique, Marseille.
- BLONDEL, J. 1970. Biogéographie des oiseaux nicheurs en Provence occidentale, du Mont Ventoux a la mer Méditerranée. *L'Oiseau et R.F.O.*, **40** (1): 1-47.
- BLONDEL, J. 1975. L'analyse des peuplements d'oiseaux, éléments d'un diagnostic écologique. I. La méthode des Échantillonnages Fréquentiels Progressifs (E.F.P.) *La Terre et la Vie*, **29**: 533-589.
- BLONDEL, J. 1985. Habitat selection in island versus mainland birds. *In* Cody, M.L. **Habitat Selection in Birds**. Academic Press, San Diego. Pp: 477-516.
- BLONDEL, J., FERRY, C. & FROCHOT, B. 1981. Point counts with unlimited distance. *Studies in Avian Biology*, **6**: 414-420.
- BLONDEL, J. & VIGNE, J.-D. 1993. Space, time and man as determinants of diversity of Birds and Mammals in the Mediterranean Region. *In* Ricklefs, R.E. & Schluter, D. (eds.) **Species Diversity in Ecological Communities: historical and geographic perspectives**. University of Chicago, Chicago. Pp: 135-146.
- BLONDEL, J., DIAS, P., MAISTRE, M. & PERRET, P. 1993. Habitat heterogeneity and life history variation of Mediterranean blue tits. *Auk*, **110**: 511-52.

- BLONDEL, J., CATZEFLIS, F. & PERRET, P. 1996. Molecular phylogeny and the historical biogeography of the warblers of the genus *Sylvia* (Aves). **Journal of Evolutionary Biology**, **9**: 871-891.
- BLONDEL, J. & ARONSON, J. 1999. **Biology and Wildlife of the Mediterranean Region**. Oxford University Press, Oxford.
- BOON, P.J., DAVIES, B.R. & PETTS, G.E. (eds). 2000. **Global perspectives on river conservation: science, policy and practice**. John Wiley & Sons Ltd., West Sussex.
- BORRALHO, R., RITO, A., REGO, F., SIMÕES, H. & VAZ PINTO, P. 1997. Summer distribution of Red-legged partridges *Alectoris rufa* in relation to water availability on Mediterranean farmland. **Ibis**, **140**: 620-625.
- BRANDÃO, C. & RODRIGUES, R. 2000. Hydrological simulation of the international catchments of Guadiana River. **Phys. Chem. Earth (B)**, **25** (3): 329-339.
- BRIGGS, J.C. 1991. A Cretaceous-Tertiary mass extinction? **BioScience**, **41**: 619-624.
- BRITO, J., BRITO E., ABREU, F., PAULO, O., ROSA, H. & CRESPO, E. 1996. Distribution of Schreiber's Lizard (*Lacerta schreiberi*) in Portugal: a predictive model. **Herpetological Journal**, **6**: 43-47.
- BRITO, R.S. 1994. **Portugal, Perfil Geográfico**. Editorial Estampa, Lisboa.
- BRITTON, R. & JOHNSON, A. 1987. An ecological account of a Mediterranean salina: the salin de Giraud, Camargue (S. France). **Biological Conservation**, **42**:185-230.
- BRUFORD, M.W. 2002. Biodiversity – evolution, species, genes. In Norris, K. & Pain, D.J. (eds.) **Conserving Bird Biodiversity: general principles and their application**. Cambridge University Press, Cambridge.
- BUCKLAND, S.T. & BAILLIE, S.R. 1987. Estimating bird survival rates from organised mist-netting programmes. **Acta Ornithologica**, **23**: 89-100.
- BUCKLAND, S., ANDERSON, D., BURNHAM, K., LAAKE, J., BORCHERS, D. & THOMAS, L. 2001. **Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations**. Oxford University Press, Oxford.
- BUGALHO, J.F.F. 1968. Sobre a nidificação do Rouxinol-do-mato *Cercotrichas galactotes* (TEMME.). **Cyanopica**, **1**: 71-73.

- CABRAL, M.J.M., MAGALHÃES, C. P., OLIVEIRA, M.E. & ROMÃO, C. 1990. **Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal, Volume I - Mamíferos, Aves, Répteis e Anfíbios**. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- CAETANO, S.M., MENDES, R. GALVÃO, P. & BARBOSA, A. 2001. Cyanobacteria blooms and cyanotoxin occurrence in the Guadiana (SE-Portugal). Preliminary results. **Ecotoxicology and Environmental Restoration** 4(2): 53-59.
- CAMPBELL, J.B. 1996. **Introduction to Remote Sensing**, Taylor & Francis. London.
- CANÁRIO, A. (coord.) 2001. **Estudo das Condições Ambientais no Estuário do Rio Guadiana e Zonas Adjacentes. Componente Ecossistemas 2.ª Fase: diagnóstico da situação actual e definição da situação de referência**. Relatório não publicado. Centro de Ciências do Mar do Algarve, Universidade do Algarve, Faro.
- CANO, A. 1960. Sobre nidificación de *Erythropyga galactotes* en Pechina (Almeria). **Ardeola**, 6: 320-323.
- CANO, L.S. HERNÁNDEZ, J.M. 2003. Cigüeña negra *Ciconia nigra*. In Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.) **Atlas de las Aves Reproductoras de España**. Dirección General de Conservación de la Naturaleza / Sociedad Española de Ornitología, Madrid. Pp: 120-121.
- CAPELO, J.H. 1996. Esboço da paisagem vegetal da bacia portuguesa do rio Guadiana. **Silva Lusitana, n.º especial**: 13-64.
- CARDOSO, A.C. 2000. **Aves do Parque Natural do Vale do Guadiana**. Parque Natural do Vale do Guadiana, Mértola.
- CARDOSO, J.C., BESSA, M.T. & MARADO, M.B. 1973. Carta dos solos de Portugal (1:1 000 000). **Agronomia Lusitana**, 33: 481-602.
- CARRASCAL, L.M. & TELLERIA, J.L. 1991. Bird size and density: a regional approach. **American Naturalist**, 138: 777-784.
- CASINI, L., MAGNANI, A. & SERRA, L. 1992. Ciclo annuale della comunità di ucelli acquatici nella salina di Cervia. **Ricerche di Biologia della Selvaggina**, 92: 1-54.
- CATRY, P. 1999. Aves nidificantes possivelmente extintas em Portugal Continental. Revisão e síntese da informação disponível. **Airo**, 10: 1-13.

- CATRY, T. 2000. **Ecologia e Conservação da Andorinha-do-mar-anã *Sterna albifrons* nas salinas de Castro Marim e Cerro do Bufo e na Lagoa de Santo André.** Relatório para obtenção da Licenciatura em Biologia Aplicada aos Recursos Animais. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- CATRY, T. 2001. **Monitorização das populações reprodutoras de Andorinha-do-mar-anã (*Sterna albifrons*), Alfaiate (*Recurvirostra avosetta*) e Perna-longa (*Himantopus himantopus*) na Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Sto. António.** Caracterização do sucesso reprodutor, identificação das principais ameaças e apresentação de propostas de gestão. *Relatório Técnico n.º 3*. SPEA, Lisboa.
- CEIA, H., CASTRO, L., FERNANDES, M. & ABREU, P. 1998. **Lince-ibérico em Portugal: Bases para a sua Conservação.** Relatório final do Projecto “Conservação do Lince-ibérico”. ICN/UE (Programa LIFE), Lisboa.
- CHINITA, A.T. & VAZ, S.G. (coord.) 1995. **Estudo integrado de Impacte Ambiental do Empreendimento de Alqueva. Vol. IA, Resumo Executivo/Resumo Técnico.** Rel. não publicado. Sociedade de Engenharia e Inovação Ambiental, S.A., Lisboa.
- CODY, M.L. 1985. **Habitat Selection in Birds.** Academic Press, San Diego.
- CODY, M.L. 1986. Diversity, Rarity and Conservation in Mediterranean-climate Regions. *In* Soulé, M.E. (ed.) **Conservation Biology: the science of scarcity and rarity.** Sinauer Associates, Inc., Sunderland. Pp: 122-152.
- CODY, M. L. & WALTER, H. 1976. Habitat selection and interspecific interactions among Mediterranean sylviid warblers. *Oikos*, 27: 210-238.
- COSTA, H., ELIAS, G., TOMÉ, R. DIAS, M., CATRY, T. & CATRY, I. 2003. **Situação actual das Populações de Aves Nidificantes em Portugal: estimativas e tendências populacionais.** Relatório não publicado. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- COSTA, J.C., AGUIAR, C., CAPEL O, J.H., LOUSÃ, M. & NETO, C. 1998. Biogeografia de Portugal Continental. *Querceta*, 0: 5-56.

- COSTA, L. & GUEDES, R.S. 1994. **Contagens de Anatídeos Invernantes em Portugal – 1992/93**. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza, 14. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- COSTA, L. & RUFINO, R. 1997. Contagens de Aves aquáticas em Portugal – Janeiro de 1997. **Airo**, 8: 25-32.
- COSTA, L. 2000 (coord). **Plano de Gestão da Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António**. Relatório Interno, Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- COVERLEY, H.W. s/ data. **Bird Notes – Portugal**. Relatório n/ publicado. Direcção Geral das Florestas, Lisboa.
- CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. 1977. **Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa - The Birds of the Western Palaearctic**. Vol. I. Oxford University Press, Oxford.
- CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. 1980. **Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa - The Birds of the Western Palaearctic**. Vol. II. Oxford University Press, Oxford.
- CRAMP, S. 1985. **Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa - The Birds of the Western Palaearctic**. Vol. IV. Oxford University Press, Oxford.
- CRAMP, S. 1988. **Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa - The Birds of the Western Palaearctic**. Vol. V. Oxford University Press, Oxford.
- CRAMP, S. & BROOKS, D.J. 1992. **Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa - The Birds of the Western Palaearctic**. Vol. VI. Oxford University Press, New York.
- DAY, J.W., JR. (ed.) 1981. **Estuarine Ecology with Particular Reference to Southern Africa**. A.A. Baldema, Rotterdam.
- DAY, J.W., JR., HALL, C.A.S., KEMP, W.M., YÁÑEZ-ARANCIBA, A. 1989. **Estuarine Ecology**. John Wiley & Sons, New York.
- DÉCAMPS, H. 1993. River margins and environmental change. **Ecological Applications**, 3(3): 441-445.

- DÉCAMPS, H., JOACHIM, J. & LAUGA, J. 1987. The importance for birds of the riparian woodlands within the alluvial corridor of the river Garonne, S.W. France. **Regulated Rivers**, 1: 301-316.
- DEL HOYO, J.A., ELLIOT, A. & SARGATAL, J. (eds.) 1992. **Handbook of the Birds of the World: Ostrich to Ducks**. Vol.I. Lynx Ediciones, Barcelona.
- DEL HOYO, J.A., ELLIOT, A. & SARGATAL, J. (eds.) 1994. **Handbook of the Birds of the World: New World Vultures to Guinea-fowl**. Vol.II. Lynx Ediciones, Barcelona.
- DIAS, L.S. & DIAS, A.S. 1987. *Cistus ladanifer* L. (Esteva): importância, gestão e ecologia. **II Congresso sobre o Alentejo**: 243-250.
- DIAS, M.P. 1999. **Aves Aquáticas das Salinas de Castro Marim. Fenologia, Utilização do habitat, Prioridades de Conservação e Propostas de Gestão**. Relatório para obtenção da Licenciatura em Biologia Aplicada aos Recursos Animais. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- DIAS, S. 1990. **Ecologia da Distribuição da Avifauna Ribeirinha do Parque Natural da Serra da Estrela**. Relatório de Estágio para a obtenção da licenciatura em Recursos Faunísticos e Ambiente, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- DIAS, S. & BORRALHO, R. 1999. Factores ambientais que afectam a distribuição do Melro-d'água *Cinclus cinclus* no Parque Natural da Serra da Estrela. In Beja, P., Catry, P. & Moreira, F. (eds.) **Actas do II Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves**, Lisboa. Pp: 128-130.
- DÍAZ, M., ASENIO, B. & TELLERIA, J.L. 1996. **Aves ibéricas**. J.M. Reyero Editor, Madrid.
- DONÁZAR, J.A. 2003. Alimoche Común *Neophron percnopterus*. In Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.) **Atlas de las Aves Reproductoras de España**. Dirección General de Conservación de la Naturaleza / Sociedad Española de Ornitología, Madrid. Pp: 166-167.
- EDIA (EMPRESA DE DESENVOLVIMENTO E INFRAESTRUTURAS DE ALQUEVA, S.A.) 1998. **Plano de Minimização e Compensação de Impactos sobre o Património Natural**. Vol. 1 –Regolho de Alqueva + Pedrógão. Lisboa.

- ELIAS, G.L, REINO, L.M., SILVA, T., TOMÉ, R. & GERALDES, P. (Coords.) 1998. **Atlas das Aves Invernantes do Baixo Alentejo**. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- ERWIN, T.L. 1991. An evolutionary basis for conservation strategies. **Science**, **253**: 750-752.
- FAIVRE, B, ROCHÉ, J. & FROCHOT, B. 1997. Comparaison des peuplements d'oiseaux de l'Allier et de la Loire amont. **Alauda**, **65**: 59-61.
- FAJARDO, I. & BABILONI, G. 1994. Estado de conservación de las rapaces nocturnas (O. Estrigiformes) en el Mediterráneo Occidental. In Muntaner, J. & Mayol, J. (eds.) **Biología e Conservación de las Rapaces Mediterráneas**. Monografías n.º 4, SEO/BirdLife, Madrid. Pp: 145-156.
- FARINHA, J.C. & TRINDADE, A. 1994. **Contribuição para o Inventário e Caracterização de Zonas Húmidas em Portugal Continental**. MedWet/Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- FARINHA, J.C. & COSTA, H. 1999. **Guia de Campo das Aves Aquáticas de Portugal**. Instituto da conservação da Natureza, Lisboa.
- FEIO, M. 1946. Os terraços do Guadiana a jusante do Ardila. **Comunicações dos Serviços Geológicos de Portugal**, XXVII, Lisboa.
- FEIO, M. & MARTINS, A. 1993. O relevo do Alto Alentejo (traços essenciais). **Finisterra**, XXVIII (55-56): 149-199.
- FERREIRA, T. & MONTEIRO, A. 1989. Estudos das comunidades de macrófitos aquáticos do rio Guadiana. **Actas Congresso Luso-Espanhol de Ecologia, Bacias Hidrográficas e Recursos Zoológicos**: 129-137.
- FORTUNATO, A.B. & OLIVEIRA, A. 2001. **Estudo das Condições Ambientais no Estuário do rio Guadiana e Zonas Adjacentes. 2.ª Fase. Hidrodinâmica e Salinidade: caracterização da situação actual**. Relatório 233/01 – NE. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa.
- FOWLER, J, & COHEN, L. s/ data. **Statistics for Ornithologists**. British Trust for Ornithology, Tring.
- FRANCO, C.M. 1995. **Estudo de Comunidades de Aves da Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana – Região de Mértola**. Relatório de Estágio para a obtenção da

- licenciatura em Biologia – Recursos Faunísticos e Ambiente. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- FRANCO, C.M. 1996. Comunidades de aves da bacia hidrográfica do rio Guadiana – região de Mértola. *In* Farinha, J.C., Almeida, J. & Costa, H. (eds.), **I Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves**, Vila Nova de Cerveira. S.P.E.A. Pp: 34-35.
- FRANKEL, O.H. & SOULÉ, M.E. 1981. **Conservation and Evolution**. Cambridge University Press, Cambridge.
- FREITAG, S. & VAN JAARSVELD, A.S. 1997. Relative occupancy, endemism, taxonomic distinctiveness and vulnerability: prioritizing regional conservation actions. **Biodiversity and Conservation**, 6: 211-232.
- FURNESS, R.W. & GREENWOOD, J.J.D. (eds.) 1993. **Birds as Monitors of Environmental Change**. Chapman & Hall, London. 356 pp.
- GÉNSBØL, B. 1989. **Collins Guide of the Birds of Prey of Britain and Europe, North Africa and the Middle East**. William Collins Sons & Co. Ltd., London.
- GIBBONS, D.W., HILL, D. & SUTHERLAND, W.J. 1996 – Birds. *In* Sutherland, W.J. (ed.) **Ecological Census Techniques**. Cambridge University Press, Cambridge. Pp: 227-259.
- GILL, F.B. 1995. **Ornithology**. Freeman, New York.
- GONZÁLEZ, J.A.M. 1995. **Sedimentología del Estuario del Río Guadiana (S.º España-Portugal)** Universidad de Huelva.
- GONZÁLEZ, L.M. 1994. Tendencias poblacionales y estatus de conservación del Águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) en España durante los últimos veinte años. *In* Muntaner, J. & Mayol, J. (eds.) **Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas**. Monografías n.º 4, SEO/BirdLife, Madrid. Pp: 61-75.
- GONZÁLEZ, L.M. & ORIA, J. 2003. Águila imperial ibérica *Aquila adalberti*. *In* Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.) **Atlas de las Aves Reproductoras de España**. Dirección General de Conservación de la Naturaleza / Sociedad Española de Ornitología, Madrid. Pp: 186-187.

- GÖTMARK, F., ÅHLUND, M. & ERIKSSON, M.O.G. 1986. Are indices reliable for assessing conservation value of natural areas? An avian case study. **Biological Conservation**, **38**: 55-73.
- GREEN, R.E. & HIRONS, G.J.M. 1991. The relevance of population studies to the conservation of threatened birds. In Perrins, C.M., Lebreton, J.-D. & Hirons, G.J.M. (eds.) **Birds Populations Studies: relevance to conservation and management**. Oxford University Press, Oxford. Pp: 594-633.
- GRIMMETT, R.F.A. & JONES, T.A. (Compil.) 1989. **Important Bird Areas in Europe**. Technical Publication n. 9, International Council for Bird Preservation, Cambridge.
- GUERRIERI, G. SANTUCCI, B. 1996. Habitat et reproduction de la Fauvette à lunettes, *Sylvia conspicillata* en Italie centrale. **Alauda**. **64(1)**: 17-30.
- GUISAN, A. & ZIMMERMANN, N. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling**, **135**: 147-186.
- GUZMÁN, J.M.S. 2003. Pagaza Piconegra *Gelochelidon nilotica*. In Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.) **Atlas de las Aves Reproductoras de España**. Dirección General de Conservación de la Naturaleza / Sociedad Española de Ornitología, Madrid. Pp: 276-277.
- HAGEMEIJER, J.M. & BLAIR, M.J. (Eds.) 1997. **The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance**. T & A D Poyser, London.
- HARRISON, C. & CASTELL, P., 1998. **Bird Nests, Eggs and Nestling of Britain and Europe with North Africa and the Middle East**. Collins Field Guide. Revised Edition.
- HEATH, M. 1998. Important Bird Areas: priority sites for conservation in Europe. **Biologia e Conservazione della Fauna**, **102**: 264-269.
- HEATH, M.F. & BORRGREVE, C. & PEET, W (eds.) 2000. **European Bird Populations: estimates and trends**. BirdLife International / European Bird Census Council (BirdLife Conservation Series No. 10). Cambridge.
- HEATH, M.F. & EVANS, M.I. (eds.) 2000. **Important Bird Areas in Europe: priority sites for conservation. 2: Southern Europe**. BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 8). Cambridge.



- HERNÁNDEZ-GIL, V. 1990. Sedentarismo de la Curruca Tomillera (*Sylvia conspicillata*) en Murcia (SE España). *Ardeola*, **37**: 93-97.
- HINDE, R.A. 1956. The biological significance of the territories of birds. *Ibis*, **98**: 340-369.
- HIRALDO, F. & ALONSO, J.C. 1985. Sistema de indicadores faunísticos (Vertebrados) aplicable a la planificación y gestión del medio natural en la Península Ibérica. *Naturalia Hispanica*, **26**: 1-32.
- HEAT, M.F. & EVANS, M.I. (Eds) 2000. **Important Bird Areas in Europe. Vol. 2.** BirdLife International (BirdLife Conservation Series n.8), Cambridge.
- HOSMER, D.W. & LEMESHOW, S. 2000. **Applied Logistic Regression.** 2.nd Ed. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- ICN (INSTITUTO DA CONSERVAÇÃO DA NATUREZA) 1997. **Convenção sobre a Diversidade Biológica. Textos e Anexos.** Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- ISENMANN, P. & DEBOUT, G. 2000. Vineyards harbour a relict population of Lesser Grey Shrike (*Lanius minor*) in Mediterranean France. *Journal für Ornithologie*, **141**: 435-440.
- KREBS, J., WILSON, J.D., BRADBURY, R.B. & SIRIWARDENA, G.M. 1999. The second silent Spring? *Nature*, **400**: 611-612.
- LEITÃO, D. & FARINHA, J.C. 1993. A nidificação do Abibe-comum *Vanellus vanellus* em Castro Marim em 1993. *Airo*, **4**: 20-21.
- LEITÃO, D. 2002. A nidificação do Sisão *Tetrax tetrax* e da Calhandrinha-das-marismas *Calandrella rufescens* nos sapais secos da Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António. <http://www.spea.pt>
- LINK, H.F. 1801. **Travels in Portugal, and Through France and Spain.** T.N. Longman and O. Ress, London.
- LITTLE, C. 2000. **The Biology of Soft Shores and Estuaries.** Oxford University Press, Oxford.
- LOPES, P.C., GOMES, N. & SANTOS, T.M. 2000. **Monitorização da Comunidade de Ciconiiformes na Área de Regolfo da Barragem do Alqueva.** Relatório não publicado. Programa de Monitorização do Património Natural: Ciconiiformes. Centro de Estudos em Ciência Animal-ICETA, Vairão.

- LÓPEZ-IBORRA, G. 1983. Datos sobre la nidificación del Alzacola (*Cercotrichas galactotes*). *Alytes*, 1: 373-392.
- LÓPEZ-IBORRA, G. 2003. Alzacola *Cercotrichas galactotes*. In Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.) **Atlas de las Aves Reproductoras de España**. Dirección General de Conservación de la Naturaleza / Sociedad Española de Ornitología, Madrid. Pp: 414-415.
- LÓPEZ-IBORRA, G. & GIL-DELGADO, J.A. 1999. Composition and dynamics of the bird community. In Rodà, F. (ed.) **Ecology of Mediterranean Evergreen Oak Forests**. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. Pp: 355-368.
- LÓPEZ, G. & GIL-DELGADO, J.A. 1988. Aspects of the breeding ecology of Rufous Bush Robins *Cercotrichas galactotes* in southeast Spain. *Bird Study*, 35: 85-89.
- LOUREIRO, J. 1982. **Monografia hidrológica do rio Guadiana**. Comissão de Coordenação da Região Alentejo, Évora.
- LOURENÇO, R.F. 2000. **Distribuição, Situação Populacional e Ecologia Trófica do Bufo-real (*Bubo bubo* Linnaeus 1758) no Nordeste Algarvio**. Relatório de Estágio para a obtenção da licenciatura em Biologia – Recursos Faunísticos e Ambiente. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- LOUSÃ, M.F. 1986. **Comunidades Halofílicas da Reserva de Castro Marim**. Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.
- LOUSÃ, M., COSTA, J.C., CAPELO, J., ESPÍRITO-SANTO, M.D. & PAES, A.P. 1995. **Estudo Integrado de Impacte Ambiental do Empreendimento de Alqueva. Vol. IX. Flora e Vegetação**. Rel. não publicado. Sociedade de Engenharia e Inovação Ambiental, S.A., Lisboa.
- LUCK, G. 2002a. The habitat requirements of the rufous treecreeper (*Climacteris rufa*). 1. Preferential habitat use demonstrated at multiple spatial scales. *Biological Conservation*, 105: 383-394.
- LUCK, G. 2002b. The habitat requirements of the rufous treecreeper (*Climacteris rufa*). 2. Validating predictive habitat models. *Biological Conservation*, 105: 395-403.
- MACARTHUR, R.W. & WILSON, E.O. 1967. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton University Press, Princeton.

- MACE, G.M. & COLLAR, N.J. 2002. Priority-setting in species conservation. *In* Norris, K. & Pain, D.J. (eds.) **Conserving Bird Biodiversity: general principles and their application**. Cambridge University Press, Cambridge. Pp: 61-73.
- MACHTANS, C.S., VILLARD, M.A. & HANNON, S.J. 1996. Use of riparian buffer strips as movements corridors by forest birds. **Conservation Biology**, **10**(5): 1366-1379.
- MAGALHÃES, F. & ROGADO, L. (coord.) 1991. **Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal, Volume II – Peixes Dulciaquícolas e Migradores**. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- MANEL, S., DIAS, J., BUCKTON, S. & ORMEROD, S. 1999. Alternative methods for predicting species distribution: an illustration with Himalayan river birds. **Journal of Applied Ecology**, **36**: 734-747.
- MARTÍ, R. & DEL MORAL, J.C. 2003. **Atlas de las Aves Reproductoras de España**. Dirección General de Conservación de la Naturaleza / Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- MARTIN, T.E. 1988. On the advantage of being different: nest predation and the coexistence of bird species. **Proceedings Natural Academy of Sciences USA**, **85**: 2196-2199.
- MARTIN, T.E. 1992. Breeding productivity considerations: what are the appropriate habitat features for management? *In* Hagan, J.H., & Johnston, D.W. (eds.) **Ecology and Conservation of Neotropical Migrant Birds**. Smithsonian. Inst. Press, Washington. Pp: 455-473.
- MARTIN, T.E. 1993. Nest sites and nest predation: new perspectives on old patterns. **BioScience**, **43**: 523-532.
- MARTIN, T. & GEUPEL, G. 1993. Nest-monitoring plots: methods for locating nests and monitoring success. **Journal of Field Ornithology**, **64**(4): 507-519.
- MARTIN, T., PAINE, C., CONWAY, C., HOLACHKA, W., ALLEN, P. & JENKINS, W. 1997. **BBIRD Field Protocol**. Montana Cooperative Wildlife Research Unit, University of Montana. Missoula, Montana.
- MARTÍNEZ-CLIMENT, J.A. & ARROYO, I.Z. 2003. Búho real *Bubo bubo*. *In* Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.) **Atlas de las Aves Reproductoras de España**.

- Dirección General de Conservación de la Naturaleza / Sociedad Española de Ornitología, Madrid. Pp: 316-317.
- MASCARENHAS, J.M. 1981. **L'évolution du Paysage en Alentejo**. Thèse de Docteur Ingénieur. Université Paul Sabatier, Toulouse.
- MASERO, J.A. & PÉREZ-HURTADO, A. 2001. Importance of the supratidal habitats for maintaining overwintering shorebirds populations: how redshanks use tidal mudflats and adjacent salt works in southern Europe. **Condor**, **103**: 21-30.
- MASERO, J.A., PÉREZ-HURTADO, A., CASTRO, M. & ARROYO, G.M. 2000. Complementary use of intertidal mudflats and adjacent salinas by foraging waders. **Ardea**, **88**(2): 177-191.
- MATOS, L.F. & CANCELA, J.F. (eds.) 1993. **Caracterização Biofísica do Troço Médio do Vale do Guadiana (Região de Mértola)**. Associação de Defesa do Património de Mértola, Mértola.
- MCLUSKY, D.S. 1989. **The Estuarine Ecosystem**. 2nd. Edition. Blackie Academic & Professional, London.
- MILLS, L.S.M., SOULÉ, M.E. & DOAK, D.F. 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. **Bioscience**, **43**: 219-224.
- MIRA, A., MOREIRA, F., COSTA, J.L., RAPOSO DE ALMEIDA, P. & DIAS, S. 1994. **Estudo de Impacte Ambiental do Empreendimento de Fins Múltiplos de Alqueva – Vertebrados Terrestres**. Vol. I, II, III. Eco-lógica, Estudos de Biologia e Ambiente S.A., Lisboa.
- MIRANDA, P.M.A., ABREU, F. & SALGADO, R. 1995. **Estudo Integrado de Impacte Ambiental do Empreendimento de Alqueva**. Relatório não publicado. Instituto de Ciência Aplicada e Tecnologia, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- MOREIRA, F. 1999. On the use by birds of intertidal áreas of the Tagus estuary: implications for management. **Aquatic Ecology**, **33**: 301-309.
- MOREIRA, F. (coord.) 2000. **Programa de Monitorização do Património Natural: aves estepárias**. Relatório final da 1.^a fase. Centro de Ecologia Aplicada Prof. Baeta Neves, Lisboa.

- MORALES, J.A. 1995. Modelo de interacción de las corrientes de marea en la desembocadura del estuario del Río Guadiana (S.O. de España-Portugal). **Revista Geogaceta**, **18**: 83-86.
- MOREIRA, F. & ALMEIDA, J. 1996. Influência das acções de gestão dos montados na dinâmica populacional da avifauna nidificante. *In* Farinha, J.C., Almeida, J. & Costa, H. (eds.) **I Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves**, Vila Nova de Cerveira. Pp: 115-116.
- MOREIRAS, O., CARBAJAL, A., CABRERA, L., & CUADRADO, C. 2001. **Tablas de Composición de Alimentos**. Pirámide, Madrid.
- MOREL, G.J. & MOREL, M.Y. 1992. Habitat use by Palaearctic migrant passerine birds in West Africa. **Ibis**, **134 suppl.1**: 83-88.
- MUÑOZ-COBO, J. 1987. **Las Comunidades de Aves de los Olivares de Jaén**. Tesis Doctoral. Universidad Complutense, Madrid.
- MUÑOZ-COBO, J. 1990. Evolución de la avifauna nidificante en olivares viejos de Jaén. **Testudo**, **1**: 99-117.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C., DA FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, **403**: 853-858.
- NAIMAN, R.J. & DÉCAMPS, H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review Ecology & Systematics**, **28**: 621-658.
- NAIMAN, R.J., DÉCAMPS, H. & POLLOCK, M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. **Ecological Applications**, **3(2)**: 209-212.
- NARCISO, L.F. & RABAÇA, J.E. 1989. Perspectivas para a conservação das salinas em Portugal. *In* Moura, C. & C. Vieira (orgs.). **Comunicações e Conclusões do 1.º Congresso de Áreas Protegidas**. SNPRCN, Lisboa. Pp: 604-611.
- NATIVIDADE, J.V. 1950. **Subericultura**. Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas, Lisboa.
- NEVES, R. & RUFINO, R. 1994. **Importância ornitológica das salinas: o caso particular do estuário do Sado**. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza, 15. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.

- NEWTON, I. 1991. Concluding remarks. *In* Perrins, C.M., Lebreton, J.-D. & Hiron, G.J.M. (eds.) **Birds Populations Studies: relevance to conservation and management**. Oxford University Press, Oxford. Pp: 632-654.
- NEWTON, I. 1998. **Population Limitation in Birds**. Academic Press Inc., San Diego.
- NUNES, J., OLIVEIRA, P. & SILVA, I. 2002. Recent data on the distribution and conservation status of the Madeiran Spectacled warbler *Sylvia conspicillata orbitalis*. **Airo**, 12: 93-97.
- NUR, N. & SYDEMAN, W.J. 1999. Demographic processes and population dynamic models of seabirds. **Current Ornithology**, 15: 149-188.
- ODUM, E.P. 1988. **Fundamentos de Ecologia**. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.
- OLIVEIRA, M.E. & CRESPO, E.G. 1989. **Atlas da Distribuição dos Anfíbios e Répteis de Portugal Continental**. Serviço Nacional de Parques Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- OLIVEIRA, M.R.L. 1991. Eutrofização do Rio Guadiana. Blooms de Cyanophyceae e influência na ictiofauna. **Relatórios Técnicos e Científicos nº42**. Lisboa.
- OLIVEIRA, A. & BAPTISTA, A.M. 1997. Diagnostic modelling of residence times in estuaries. **Water Resources Research**, 33(8): 1935-1946.
- OLIVEIRA, A., FORTUNATO, A.B. & PINTO, L. 2003. **Estudo das Condições Ambientais no Estuário do rio Guadiana e Zonas Adjacentes. 3.ª Fase. Hidrodinâmica e salinidade**. Relatório final. Núcleo de Estuários e Zonas Costeiras, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa.
- PAIS, M.C. 1998. Águia-imperial-ibérica Spanish Eagle *Aquila adalberti*. *In* Elias, G.L, Reino, L.M., Silva, T., Tomé, R. & Geraldès, P. (Coords.) 1998. **Atlas das Aves Invernantes do Baixo Alentejo**. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa. Pp: 132-133.
- PAIS, M.C. (coord.) 2000. **Corredores Ecológicos Serra Morena/Serras Algarvias: a importância do troço Beliche-Pomarão**. Rel. não publicado. Centro de Estudos de Avifauna Ibérica / Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de S.^{to} António / Universidade de Évora / ODIANA/Comissão de Coordenação da Região Algarve, Évora.

- PALMA, L. 1985. The present situation of birds of prey in Portugal. *In* Newton, I. & Chancellor, R.D. (eds.). **Conservation Studies on Raptors**. ICBP Technical Publication n.º 5, Cambridge. Pp: 3-14.
- PALMA, L., ONOFRE, N. & POMBAL, E. 1999a. Revised distribution and status of diurnal birds of prey in Portugal. **Avosetta**, **23**: 3-18.
- PALMA, L., FERRAND, N., CANCELA, L., BEJA, P., GUILLEMAUD, T., FRÁGUAS, B., PAIS, M., CARDIA, P., INÁCIO, R., HÖFE, U., BLANCO, J.M., FIGUEIREDO, D. & CANCELA DA FONSECA, L. 1999b. A conservação da Águia de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* em Portugal numa abordagem pluridisciplinar. *In* Beja, P., Catry, P. & Moreira, F. (eds.) **Actas do II Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves**. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa. Pp: 68-69.
- PALMA, L. (coord.) 2001. **Monitorização de Aves de Rapina**. Relatório final de Projecto, Programa de Minimização para o Património Natural, (Estudos de Monitorização). Centro de Estudos da Avifauna Ibérica, Évora.
- PALMA, L. (coord.) 2003. **Projecto de Monitorização de Aves de Rapina**. 3.º Relatório de Progresso, Programa de Minimização para o Património Natural, (Estudos de Monitorização). Centro de Estudos da Avifauna Ibérica, Évora.
- PALMEIRIM, J.M. & RODRIGUES, L. 1992. **Plano Nacional de Conservação dos Morcegos Cavernícolas**. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza 8. Serviço Nacional de Parques reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- PALMEIRIM, J.M., MOREIRA, F. & BEJA, P. 1994. Estabelecimento de prioridades de conservação de vertebrados terrestres a nível regional: o caso da costa sudoeste portuguesa. **Professor Germano da Fonseca Sacarrão, Museu Bocage**, Lisboa. Pp: 167-199.
- PALOMINO J.J., MARTÍN-VIVALDI, M., SOLER, M. & SOLER, J.J. 1998a. Functional significance of nest size variation in the Rufous Bush Robin *Cercotrichas galactotes*. **Ardea**, **86**: 177-186.
- PALOMINO J.J., MARTÍN-VIVALDI, M., SOLER, M. & SOLER, J.J. 1998b. Females are responsible for ejection of cuckoo eggs in the Rufous Bush Robin. **Animal Behaviour**, **56**: 131-136.

- PALOMINO J.J., MARTÍN-VIVALDI, M. & SOLER, M. 1999. Determinants of reproductive success in the Rufous Bush Robin (*Cercotrichas galactotes*). **Journal für Ornithologie**, **140**: 467-480.
- PEARCE, J. & FERRIER, S. 2000a. An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. **Ecological Modelling**, **128**: 127-147.
- PEARCE, J. & FERRIER, S. 2000b. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. **Ecological Modelling**, **133**: 225-245.
- PENA, A., GOMES, L. & CABRAL, J. 1985. **Fauna e Flora de Mértola, uma Perspectiva Ecológica do Concelho**. Câmara Municipal de Mértola (Cadernos do Campo arqueológico de Mértola n.º 3). Mértola.
- PEREZ-HURTADO, A. 1995. Ecología alimentaria de Limícolas invernantes en la bahía de Cádiz. **Airo**, **6**: 15-23.
- PEREZ-HURTADO, A. & HORTAS, F. 1993. Actividad trófica de limícolas invernantes en salinas y cultivos piscícolas de la bahía de Cádiz. **Doñana Acta Vertebrata**, **20**: 103-123.
- PEREZ-HURTADO, A., HORTAS, F. & GIL, M.I. 1996. Selección del habitat durante la invernada de la Aguja colinera *Limosa limosa* y Aguja colipinta *Limosa lapponica* en la bahía de Cádiz y las marismas del Odiel. **Airo**, **7(1)**: 7-14.
- PERRINS, C. & BIRKHEAD, T. 1983. **Avian Ecology**. Blackie. London.
- PIMM, S., RUSSELL, G., GITTLEMAN, J. & BROOKS, T. 1995. The future of biodiversity. **Science**, **269**: 347-350.
- PINA, J.P., RUFINO, R., ARAÚJO, A. & NEVES, R. 1990. Breeding and wintering Passerine densities in Portugal. In Stastny, K. & Bejcek, V. (eds.) **Bird Census and Atlas Studies**. Proceedings International Conference on Bird Census and Atlas Work, Prague. Pp: 273-276.
- PINHEIRO, A. 2003. **Biologia e Ecologia do Bufo-real *Bubo bubo***. Relatório final de Projecto, Programa de Minimização para o Património Natural, (Estudos de Biologia e Ecologia de Animais), EDIA, S.A. Universidade de Évora, Évora.

- PINTO-CORREIA, T. 2000. Future development in Portuguese rural areas: how to manage agricultural support for landscape conservation? **Landscape and Urban Planning**, 50: 95-106.
- PINTO-CORREIA, T. & MASCARENHAS, J. 1999. Contribution to the extensification/ /intensification debate: new trends in the Portuguese *montado*. **Landscape and Urban Planning**, 46: 125-131.
- POMBAL, E. 1996. Situação populacional e distribuição da Águia-real *Aquila chrysaetos* em Portugal. In Farinha, J.C., Almeida, J. & Costa, H. (eds.), **I Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves**, Vila Nova de Cerveira. S.P.E.A. Pp: 93-96.
- PORTELA, L.I. 2001. **Estudo das Condições Ambientais no Estuário do rio Guadiana e Zonas Adjacentes. 2.ª Fase. Componente Estuarial: transporte de sedimentos**. Relatório 230/01 – NE. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa.
- POTTER, C. 1997. Europe's changing farmed landscapes. In Pain, D.J. & Pienkowski, M.W. (eds.) **Farming and Birds in Europe**. Academic Press, San Diego. Pp: 25-42.
- POTTS, D. 1997. Cereal farming, pesticides and grey partridges. In Pain, D.J. & Pienkowski, M.W. (eds.) **Farming and Birds in Europe**. Academic Press, San Diego. Pp: 150-177.
- PRIMACK, R.B. 2002. **Essentials of Conservation Biology**. 3.rd Ed. Sinauer Associates, Inc. Publishers, Sunderland.
- PRITCHARD, D.W. 1967. What is an estuary: physical viewpoint. In Lauff, G.H. (ed.) **Estuaries**. American Association for the Advancement of Science, Publication 83, Washington D.C. Pp: 3-5.
- PURROY, F.J. & RODERO, M. 1986. Wintering of wood pigeons (*Columba palumbus*) in the Iberian Peninsula. **Ricerche di Biologia della Selvaggina**, X: 275-283.
- PURROY, F.J. 1997 (Coord.). **Atlas de las Aves de España**. SEO. Lynx Ediciones, Barcelona.
- PURVIS, A. & HECTOR, A. 2000. Getting the measure of biodiversity. **Nature**, 40: 212-219

- RABAÇA, J.E. 1990a. The influence of shrubby understory in breeding bird communities of Cork Oak (*Quercus suber*) woodlands in Portugal. **Portugaliae Zoologica**, 1: 1-8.
- RABAÇA, J.E. 1990b. Monitorização de populações de aves invernantes em montados de sobro (*Quercus suber* L.). In Santana, F., Santos, M.C.R., Costa, M.H & Pereira, D. (Orgs.), **2.ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente**, 1.ºVol.: C-1 - C-10.
- RABAÇA, J.E. 1995. **Métodos de Censo de Aves: Aspectos Gerais, Pressupostos e Princípios de Aplicação**. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- RABAÇA, J.E. (coord.) 2002a. **Biologia e Ecologia da Toutinegra-tomilheira *Sylvia conspicillata*, Temminck 1820**. Relatório final de Projecto, Programa de Minimização para o Património Natural, (Estudos de Biologia e Ecologia de Animais). EDIA, S.A. Doc. LABOR-001/02, Centro de Ecologia Aplicada/Universidade de Évora, Évora.
- RABAÇA, J.E. (coord.) 2002b. **Biologia e Ecologia do Rouxinol-do-mato *Cercotrichas galactotes*, Temminck 1820**. Relatório final de Projecto, Programa de Minimização para o Património Natural, (Estudos de Biologia e Ecologia de Animais). EDIA, S.A. Doc. LABOR-002/02, Centro de Ecologia Aplicada/Universidade de Évora, Évora.
- RABAÇA, J.E., Godinho, C. & Tavares, J.T. 2002. Nidificação da Toutinegra-tomilheira *Sylvia conspicillata* no vale da Ribeira de Alcarrache. **Airo**, 12: 67-70.
- RABAÇA, J.E. *in litt.* Avifauna dos corredores fluviais da bacia do Sado: composição dos povoamentos nidificantes e avaliação do interesse de conservação. In Correia, F.N., Saraiva, M.G. & Moreira, I. (Eds), **Conservação, Valorização e Gestão Ambiental de Sistema Fluviais**. MacGraw Hill Portugal, Lisboa.
- RANDS, M.R.W. 1991. Conserving threatened birds: an overview of the species and the threats. In Perrins, C.M., J.-D. Lebreton & G.J.M. Hirons (eds.) **Birds Populations Studies: relevance to conservation and management**. Oxford University Press, Oxford. Pp: 581-593.

- REAL, J. 2003. Águila-azor *Perdicera Hieraaetus fasciatus*. In Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.) **Atlas de las Aves Reproductoras de España**. Dirección General de Conservación de la Naturaleza / Sociedad Española de Ornitología, Madrid. Pp: 192-193.
- REED, J.M., BOULINIER, T., DANCHIN, E. & ORING, L.W. 1999. Informed dispersal: prospecting by birds for breeding sites. **Current Ornithology**, 15: 189-259.
- RIBEIRO, O., LAUTENSACH, H. & DAVEAU, S. 1987. **Geografia de Portugal. II. O Ritmo Climático e a Paisagem**. Edições João Sá da Costa Lda., Lisboa.
- RICKLEFS, R.E. 1983. Comparative avian demography. **Current Ornithology**, 1: 1-32.
- RIVAS GODAY, S. 1964. **Vegetación y Flórala de la cuenca extremeña de Guadiana (Vegetación y Flórala de la provincia de Badajoz)**. Diputación Provincial de Badajoz, Badajoz.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1987. **Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España 1:400000**. Instituto Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- ROCHA, J.S., BARBOSA, A.E. & ALVES 2003. **Estudo das Condições Ambientais no Estuário do rio Guadiana e Zonas Adjacentes. 3ª Fase. Componente Fluvial**. Relatório final. Núcleo de Estuários e Zonas Costeiras, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa.
- ROCHA, J.S. & BELO, J.M. (eds.) 1995. **Estudo integrado de Impacte Ambiental do Empreendimento de Alqueva. Vol. XA, Sedimentologia fluvial**. Relatório não publicado. Sociedade de Engenharia e Inovação Ambiental, S.A., Lisboa.
- ROCHA, P. 1996. O Peneireiro-de-dorso-liso (*Falco naumanni*) na região de Mértola-Castro Verde: agricultura extensiva e conservação. **Ciência e Natureza**, 2: 29-35.
- ROCHA, P.A., ARAÚJO, A. & CRUZ, C. 1996. A evolução das populações portuguesas do Francelho-das-torres *Falco naumanni*. In Farinha, J.C., Almeida, J. & Costa, H. (eds.) **I Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves**, Vila Nova de Cerveira. Pp: 97-98.
- ROCHA, P. & MONTEIRO, A. 1998. Abutre-negro, Black Vulture *Aegypius monachus*. In Elias, G.L, Reino, L.M., Silva, T., Tomé, R. & Geraldès, P.

- (Coords.) 1998. **Atlas das Aves Invernantes do Baixo Alentejo**. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa. Pp: 120-121.
- ROCHA, P., CATRY, I. & REIS, S. 2002. Censo nacional do Francelho *Falco naumanni*. **Airo**, 12: 3-9.
- ROCHÉ, J. 1986. **Les Oiseaux nicheurs des cours d'eau du bassin de la Saône: étude écologique des peuplements le long du gradient amont-aval**. Thèse de doctorat. Université de Bourgogne, Dijon.
- ROCHÉ, J. 1987. Quelques caractéristiques du gradient ornithologique le long des cours d'eau du bassin de la Saône. **Alauda**, 55 (4): 279-285.
- ROCHÉ, J. 1989. Un gradient écologique: la succession des oiseaux nicheurs le long des cours d'eau. **Acta Oecologica / Oecol. Generalis**, 10 (1) : 37-50.
- ROGERS, K.H. 1997. Operationalizing ecology under a new paradigm: an African perspective. In Pickett, S.T.A., Ostfeld, R.S., Shachak, M. & Likens, G.E. (eds.) **The Ecological Basis of Conservation: heterogeneity, ecosystems and biodiversity**. Chapman & Hall, New York. Pp: 59-77.
- ROSA, G.D. 1996. Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*), Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) and Bonelli's Eagle (*Hieraetus fasciatus*) in Southeast Alentejo, Portugal – results of the 1995's survey. In Pandolfi, M. (ed.) **2nd International Conference on Raptors. Abstracts**. Raptors Research Foundation / University of Urbino, Urbino.
- ROSA, G.D. 1998. Águia-real Golden Eagle *Aquila chrysaetos*. In Elias, G.L, Reino, L.M., Silva, T., Tomé, R. & Geraldés, P. (Coords.) 1998. **Atlas das Aves Invernantes do Baixo Alentejo**. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa. Pp: 134-135.
- ROSA, G, MONTEIRO, A. PACHECO, C. & BERLINER, A. 1999. A situação do Abutre do Egito *Neophron percnopterus* em Portugal: recenseamento da população nidificante (1997). **Airo**, 10: 14-21.
- ROSA, G., PACHECO, C., MONTEIRO, A., CARVALHO, A. & ARAÚJO, A. 2001. Situação da Cegonha-preta em Portugal: recenseamento da população nidificante (1995-97). **Airo**, 11: 15-22.
- ROSENBERG, D.K., NOON, B.R., & MESLOW, E.C. 1997. Biological corridors: form, function and efficacy. **BioScience**, 47 (10): 677-687.

- ROXO, M.J., CORTESÃO CASIMIRO, P & BRITO, R.S. 1996. Inner Lower Alentejo field site: cereal cropping, soil degradation and desertification. *In* Brandt, J. & Thornes, J.B. (eds.) **Mediterranean Desertification and Land Use**. Pp: 111-135.
- RUFINO, R. (Coord.) 1989. **Atlas das Aves que Nidificam em Portugal Continental**. Serviço Nacional de Parques Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- RYAN, P.G. & SIEGFRIED, W.R. 1994. The viability of small population of birds. *In* Remmert, H. (ed.) **Minimum Animal Populations**. Springer-Verlag, Berlin. Pp: 3-22.
- SACARRÃO, G.F. 1980. O conceito de “animal nocivo”. *In* Liga para a Protecção da Natureza (Ed.). **Conservação da Natureza**. Gabinete de Estudo e Planeamento, Ministério da Educação e Ciência, Lisboa.
- SÁ SOUSA, P. 2000. A predictive distribution model for the Iberian Wall Lizard (*Podarcis hispanicus*) in Portugal. **Herpetological Journal**, 10: 1-11.
- SAMWAYS, M.J. 1994. **Insect Conservation Biology**. Chapman & Hall, London.
- SÁNCHEZ, J.J. 2003. Buitre negro *Aegypius monachus*. *In* Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.) **Atlas de las Aves Reproductoras de España**. Dirección General de Conservación de la Naturaleza / Sociedad Española de Ornitología, Madrid. Pp: 170-171.
- SANTOS, C.P. 1994. **O Abandono dos Campos Agrícolas e suas Consequências para a Avifauna**. Relatório de Estágio para a obtenção da licenciatura em Biologia – Recursos Faunísticos e Ambiente. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa.
- SANTOS-REIS, M. (coord.) 2000. **Projectos de Monitorização de Mamíferos – PMo 6.3 Monitorização de Carnívoros**. Relatório final de Projecto. Programam de Minimização para o Património Natural. Centro de Biologia Ambiental, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- SCHEMBRI, P.J. & SULTANA, J. (Eds.) 1989. **Red Data Book for the Maltese Islands**. Environment Division Ministry of Education, Malta.
- SEIA (SOCIEDADE DE ENGENHARIA E INOVAÇÃO AMBIENTAL, S.A.) 1995. **Estudo Integrado de Impacte Ambiental do Empreendimentos de Alqueva**. 11 Volumes. Lisboa.

- SERRALHEIRO, R., BETTENCOURT, A., FERNANDES, J.P. & PINTO, P. 1997. Recursos hídricos do Alentejo: perspectivas de utilização duradoura. **Publicações Universidade de Évora – Ciências da Natureza e Ambiente**, 1. Évora.
- SILVA, L. 1998. **Atlas das Aves da Reserva Natural da Serra da Malcata**. Instituto da Conservação da Natureza. Reserva Natural da Serra da Malcata.
- SILVA, L. & ROCHA, P. 1996. Recuperação da população nidificante de Abutre-negro em Portugal. **Pardela**, 2: 7-8.
- SILVA, L., ROCHA, P. & MONTEIRO, A. 1996. Situação do Abutre-negro *Aegypius monachus* em Portugal: o seu passado, situação actual e perspectivas de futuro. In Farinha, J.C., Almeida, J. & Costa, H. (eds.) **I Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves**, Vila Nova de Cerveira. Pp: 104-105.
- SIMBERLOFF, D. 1988. The contribution of population and community biology to conservation science. **Annual Review of Ecology & Systematic**, 19: 473-511.
- SMIT, C.J. & PIERSMA, T. 1989. Numbers, midwinter distribution and migration of waders populations using the East Atlantic Flyway. In Boyd, H. & Pirot, J.-Y. (eds.) **Flyways and Reserve Networks for Water Birds**. IWRB Special Publication 9. Pp: 24-63.
- SHIRIHAI, H., GARGALLO, H. & HELBIG, A.J. 2001. **Sylvia Warblers**. Princeton University Press, Princeton.
- SOKAL, R., & ROHLF, F. 1969. **Biometry**. W. H. Freeman And Company, New York.
- SOLER, M., PALOMINO, J.J., MARTÍN-VIVALDI, M. & SOLER, J.J. 2000. Lack of consistency in the response of Rufous-tailed Scrub Robins *Cercotrichas galactotes* towards parasitic Common Cuckoo eggs. **Ibis**, 142: 151-154.
- SPELLERBERG, I.F. 1992. **Evaluation and Assessment for Conservation**. Chapman & Hall, London.
- SPSS INC. 1999. SPSS/WIN. SPSS Inc., Chicago.
- STATTERSFIELD, A.J., CROSBY, M.J., LONG, A.J. & WEGE, D.C. 1998. **Endemic Bird Areas of the World. Priorities for Biodiversity Conservation**. BirdLife International, Cambridge.

- SUÁREZ, F. 1984. Estructura y composición de las comunidades de aves invernantes en las zonas semiáridas de Lanzarote y Fuerteventura (islas Canarias). *Ardeola*, **30**: 83-91.
- SUTHERLAND, W.J. 2000. **The Conservation Handbook: research, management and policy**. Blackwell Science Ltd., Oxford.
- TAIT, W. 1924. **The Birds of Portugal**. Witherby, London.
- TAVARES, J.T. 2003. **Biologia e Ecologia de Rouxinol-do-mato *Cercotrichas galactotes* (Temminck 1820) na Área de Influência da Albufeira de Alqueva**. Trabalho de fim de curso para a obtenção da licenciatura em Biologia. Universidade de Évora, Évora.
- TELLERIA, J.L. & POTTI, J. 1984. La distribución de las currucas (G. *Sylvia*, Cl. Aves) en el Sistema Central (España). *Doñana Acta Vertebrata*, **11**: 93-103.
- TELLERIA, J. L., ASENSIO, B. & DÍAZ, M. 1999. **Aves Ibéricas. II. Passeriformes**. J.M. Reyero, Madrid.
- TERÁN, M. 1954. **Geografía de España y Portugal. Tomo II**. Montaner y Simón, S.A., Barcelona.
- TRIGO, R., OSBORN, T. & CORTE-REAL, J. 2002. Influência da oscilação do Atlântico Norte no clima do continente europeu e no caudal dos rios ibéricos atlânticos. *Finisterra*, **XXXVII (73)**: 5-31.
- TUCKER, G. M. 1997. Priorities for bird conservation in Europe. In Pain, D.J. & Pienkowski, M.W. (eds.) **Farming and Birds in Europe**. Academic Press, San Diego. Pp: 79-116.
- TUCKER, G.M. & HEATH, M.F. 1994. **Birds in Europe: their conservation status**. BirdLife International (BirdLife Conservation Series n.3), Cambridge.
- TUCKER, G.M. EVANS, M.I. 1997. **Habitats for Birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment**. BirdLife International (BirdLife Conservation Series n.6), Cambridge.
- VANE-WRIGHT, D., HUMPHRIES, C.J. & WILLIAMS, P. 1991. What to protect? – Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation*, **55**: 235-254.
- VASCONCELOS, V.M. 1995. Uptake and depuration of the heptapeptide toxin microcystin-LR in *Mytilus galloprovincialis*. *Aquatic Toxicology*, **32**: 227-237.

- VASCONCELOS, R., ALVES, I., CANTO E CASTRO, L. & PESTANA, D. 1996. A estatística a decifrar o mundo – **Actas do IV Congresso da Sociedade Portuguesa de Estatística**. SPE. Edições Salamandra, Lda., Lisboa.
- VOOUS, K.H. 1960. **Atlas of European Birds**. Nelson, Edinburgh.
- WALTER, H. 1988. Temporal and spatial dynamics of *Sylvia* Warblers in the Tyrrhenis. **Bulletin d'Ecologie**, 19(2-3): 375-401.
- WCD (WORLD COMMISSION ON DAMS) 2000. **Dams and Development: a new framework for decision-making**. Earthscan Publications Ltd., London.
- WELTY, J.C. & BAPTISTA, L. 1988. **The Life of Birds**. Saunders College Publishing.
- WIENS, J.A. 1989. **The Ecology of Bird Communities**. 2 Vols. Cambridge University Press, Cambridge.
- WILCOVE, D.S., MCLELLAN, C.H. & DOBSON, A.P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. *In* Soulé, M.E. (ed.) **Conservation Biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer Associates, Sunderland. Pp: 237-256.
- WOODRUFF, D.S. 2001. Declines of biomes and biotas and the future of evolution. **Proceedings of the Natural Academy of Sciences**, 98(10): 5471-5476.
- ZAR, J. H. 1999. **Biostatistical Analysis**. 4th Ed. Prentice Hall, New Jersey.

8. ANEXOS

- ANEXO 1** – Lista dos *taxa* considerados para o estabelecimento de prioridades de conservação da avifauna da bacia do Guadiana.
- ANEXO 2** – Classificação assistida da imagem do satélite LandSat TM (Julho de 1997) relativa à área de influência da albufeira de Alqueva.
- ANEXO 3** – Variáveis relativas à caracterização dos ninhos e respectiva descrição.
- ANEXO 4** – Variáveis relativas à caracterização e localização dos ninhos de Toutinegratomilheira nidificante na área de estudo.
- ANEXO 5** – Valores de abundância das espécies detectadas nos sectores de vasa amostrados (todos os sectores) no estuário do Guadiana.
- ANEXO 6** – Densidades das espécies que ocorreram nos sectores de vasa amostrados no estuário do Guadiana.
- ANEXO 7** – Variação temporal da abundância de algumas espécies de aves aquáticas nos sectores de vasa amostrados no estuário do Guadiana.
- ANEXO 8** – Valores de abundância das espécies detectadas no total das salinas amostradas no estuário do Guadiana por meses de amostragem.
- ANEXO 9** – Densidades das espécies que ocorreram nos transectos realizados nas áreas de sapal no estuário do Guadiana.
- ANEXO 10** – Variação temporal da densidade de algumas espécies de Passeriformes associadas aos sapais amostrados no estuário do Guadiana.
- ANEXO 11** – Esboço de um *Plano de Acção* relativo à gestão das populações de Toutinegratomilheira associadas à bacia do Guadiana.

ANEXO 1 – Lista dos taxa considerados para o estabelecimento de prioridades de conservação da avifauna da bacia do Guadiana. IR: Índice de relevância; IS: Índice de sensibilidade; IB: Índice biológico; IC: Índice conservacionista; IRP: Índice de responsabilidade política.

Nome comum	Nome científico	IR	IS	IB	IC	Valor da Espécie	IRP
Abutre-negro	<i>Aegypius monachus</i>	9,00	9,43	9,21	7,33	8,74	10,00
Cortiçol-de-barriga-branca	<i>Pterocles alchata</i>	9,50	5,29	7,39	9,33	7,88	6,67
Abutre do Egito	<i>Neophron percnopterus</i>	5,50	9,71	7,61	8,67	7,87	10,00
Peneireiro-das-torres	<i>Falco naumanni</i>	7,00	8,00	7,50	8,00	7,63	10,00
Águia-imperial	<i>Aquila adalberti</i>	7,50	6,14	6,82	10,00	7,62	10,00
Cegonha-preta	<i>Ciconia nigra</i>	4,25	9,14	6,70	9,33	7,36	10,00
Águia de Bonelli	<i>Hieraaetus fasciatus</i>	7,25	8,29	7,77	6,00	7,33	10,00
Abetarda	<i>Otis tarda</i>	7,00	7,57	7,29	6,67	7,13	10,00
Águia-real	<i>Aquila chrysaetos</i>	7,00	8,00	7,50	6,00	7,13	10,00
Cortiçol-de-barriga-preta	<i>Pterocles orientalis</i>	8,50	5,14	6,82	8,00	7,12	6,67
Bufo-real	<i>Bubo bubo</i>	6,50	8,43	7,46	5,33	6,93	6,67
Colhereiro	<i>Platalea leucorodia</i>	5,25	7,00	6,13	8,67	6,76	10,00
Papa-ratos	<i>Ardeola ralloides</i>	5,50	6,71	6,11	8,67	6,75	6,67
Águia-pesqueira	<i>Pandion haliaetus</i>	4,75	7,71	6,23	8,00	6,67	10,00
Calhandrinha-das-marismas	<i>Calandrella rufescens</i>	10,00	5,29	7,64	3,67	6,65	3,33
Garça-vermelha	<i>Ardea purpurea</i>	5,25	7,14	6,20	8,00	6,65	6,67
Andorinha-do-mar-anã	<i>Sterna albifrons</i>	6,00	8,14	7,07	5,33	6,64	6,67
Grifo	<i>Gyps fulvus</i>	6,00	8,00	7,00	5,33	6,58	10,00
Perdiz-do-mar	<i>Glareola pratincola</i>	5,75	5,71	5,73	8,67	6,47	10,00
Grou-comum	<i>Grus grus</i>	5,25	8,00	6,63	5,33	6,30	10,00
Chasco-preto	<i>Oenanthe leucura</i>	7,50	5,71	6,61	4,67	6,12	10,00
Milhafre-real	<i>Milvus milvus</i>	7,50	7,14	7,32	1,33	5,82	10,00
Tartaranhão-ruivo-dos-pauís	<i>Circus aeruginosus</i>	5,00	6,86	5,93	5,33	5,78	10,00
Felosa-pálida	<i>Hippoboscus pallida</i>	9,00	3,86	6,43	3,67	5,74	6,67
Goraz	<i>Nycticorax nycticorax</i>	4,50	7,14	5,82	5,33	5,70	6,67
Alfaiate	<i>Recurvirostra avosetta</i>	7,00	4,57	5,79	5,33	5,67	10,00
Tartaranhão-caçador	<i>Circus pygargus</i>	4,50	7,00	5,75	5,33	5,65	10,00
Gaivina-dos-pauís	<i>Chlidonias hybridus</i>	4,50	7,71	6,11	4,00	5,58	6,67
Tartaranhão-azulado	<i>Circus cyaneus</i>	3,75	7,57	5,66	5,33	5,58	10,00
Sisão	<i>Tetrax tetrax</i>	6,25	5,71	5,98	4,00	5,49	6,67
Flamingo	<i>Phoenicopterus ruber</i>	5,50	6,43	5,96	4,00	5,47	10,00
Pilrito-comum	<i>Calidris alpina</i>	6,25	6,43	6,34	2,67	5,42	6,67
Garça-pequena	<i>Ixobrychus minutus</i>	5,25	5,57	5,41	5,33	5,39	6,67
Peneireiro-cinzento	<i>Elanus caeruleus</i>	7,25	3,57	5,41	5,33	5,39	10,00
Alcaravão	<i>Burhinus oedicnemus</i>	5,00	6,14	5,57	4,67	5,35	10,00
Cegonha-branca	<i>Ciconia ciconia</i>	3,50	5,29	4,39	8,00	5,29	10,00
Calhandra	<i>Melanocorypha calandra</i>	7,50	4,86	6,18	2,33	5,22	6,67
Águia-cobreira	<i>Circus gallicus</i>	5,50	6,14	5,82	3,33	5,20	10,00
Rolieiro	<i>Coracias garrulus</i>	5,75	5,43	5,59	4,00	5,19	10,00
Rouxinol-do-mato	<i>Cercotrichas galactotes</i>	8,00	4,86	6,43	1,33	5,15	6,67
Felosa-unicolor	<i>Locustella luscinioides</i>	5,50	5,57	5,54	4,00	5,15	6,67
Falcão-peregrino	<i>Falco peregrinus</i>	4,00	6,86	5,43	4,00	5,07	10,00
Melro-azul	<i>Monticola solitarius</i>	7,00	4,71	5,86	2,67	5,06	6,67
Gaivina-de-bico-preto	<i>Gelochelidon nilotica</i>	2,25	6,14	4,20	7,00	4,90	6,67
Toutinegra-tomilheira	<i>Sylvia conspicillata</i>	8,00	4,14	6,07	1,33	4,89	6,67
Pato-de-bico-vermelho	<i>Netta rufina</i>	6,00	4,00	5,00	4,00	4,75	6,00
Rola	<i>Streptopelia turtur</i>	3,50	4,71	4,11	6,67	4,75	2,67
Maçarico-preto	<i>Plegadis falcinellus</i>	3,25	6,29	4,77	4,67	4,74	10,00
Gaivina-de-bico-vermelho	<i>Sterna caspia</i>	3,00	6,43	4,71	4,67	4,70	6,00
Chasco-ruivo	<i>Oenanthe hispanica</i>	5,75	4,86	5,30	2,67	4,64	6,67
Mergulhão-de-pescoço-preto	<i>Podiceps nigricollis</i>	6,25	5,14	5,70	1,33	4,61	3,33
Cotovia-do-monte	<i>Galerida theklae</i>	7,50	3,00	5,25	2,67	4,60	6,67
Toutinegra-real	<i>Sylvia hortensis</i>	6,25	3,00	4,63	3,67	4,39	6,67
Maçarico-real	<i>Numenius arquata</i>	2,75	5,71	4,23	4,67	4,34	6,00
Borrelho-de-coleira-interrompida	<i>Charadrius alexandrinus</i>	4,25	6,43	5,34	1,33	4,34	6,67
Maçarico-de-bico-direito	<i>Limosa limosa</i>	4,50	5,29	4,89	2,67	4,34	6,00
Seixoeira	<i>Calidris canutus</i>	5,50	5,14	5,32	1,33	4,32	6,00

(continua)

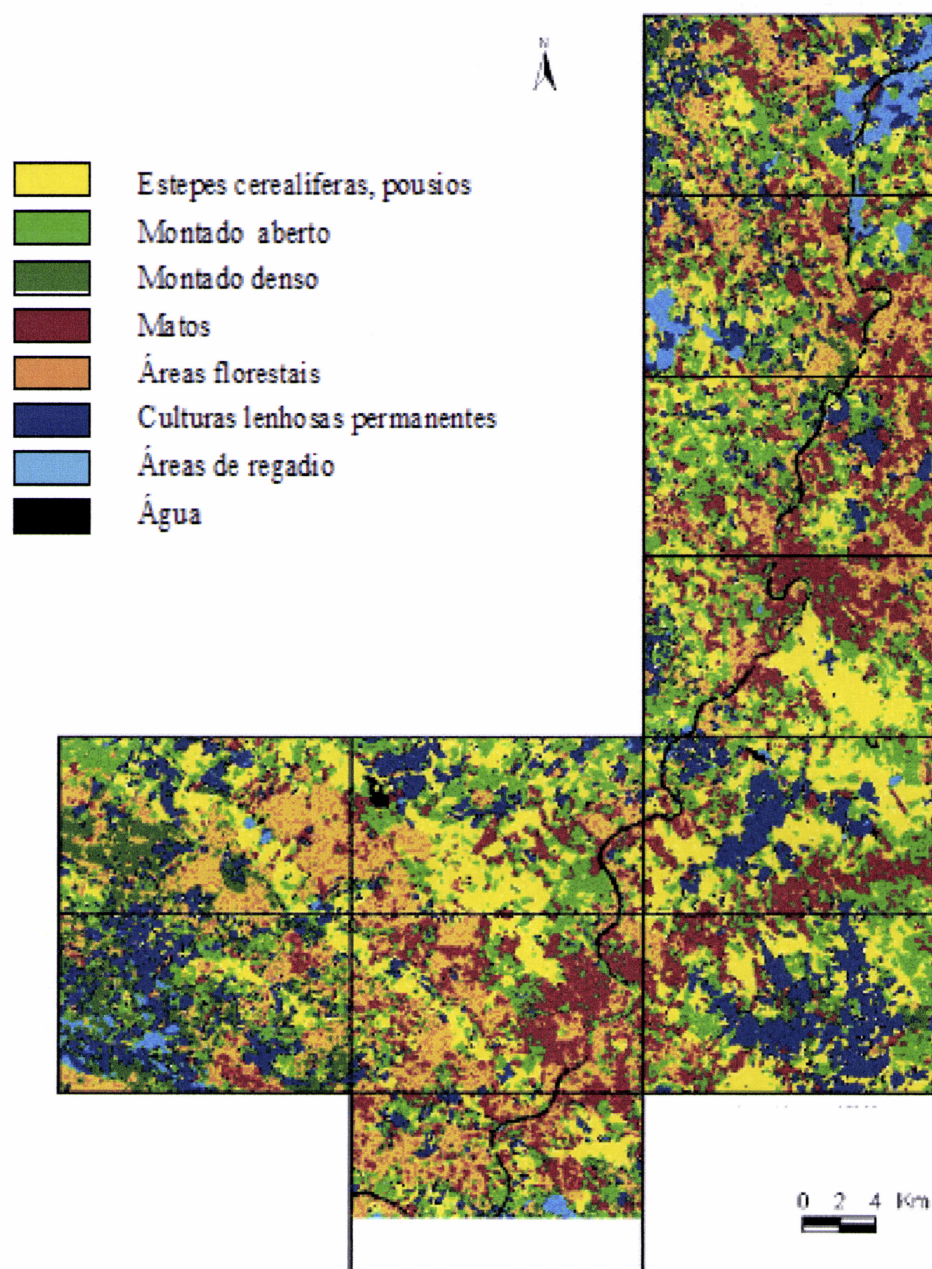
ANEXO 1 – Lista dos taxa considerados para o estabelecimento de prioridades de conservação da avifauna da bacia do Guadiana. IR: Índice de relevância; IS: Índice de sensibilidade; IB: Índice biológico; IC: Índice conservacionista; IRP: Índice de responsabilidade política.

(continuação)

Nome comum	Nome científico	IR	IS	IB	IC	Valor da Espécie	IRP
Rabirruivo-de-testa-branca	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	6,00	2,86	4,43	4,00	4,32	6,67
Felosa-do-mato	<i>Sylvia undata</i>	6,00	3,71	4,86	2,67	4,31	10,00
Açor	<i>Accipiter gentilis</i>	2,50	6,43	4,46	3,67	4,26	6,67
Narceja-galega	<i>Lymnocyptes minimus</i>	4,75	4,14	4,45	3,67	4,25	6,00
Andorinhão-real	<i>Apus melba</i>	6,25	4,14	5,20	1,33	4,23	3,33
Águia-calçada	<i>Hieraaetus pennatus</i>	4,50	5,71	5,11	1,33	4,16	10,00
Gaivina-preta	<i>Chlidonias niger</i>	2,50	5,14	3,82	4,67	4,03	6,67
Perdiz-comum	<i>Alectoris rufa</i>	5,25	3,57	4,41	2,67	3,97	2,67
Guarda-rios	<i>Alcedo atthis</i>	5,00	4,00	4,50	2,33	3,96	6,67
Picanço-barreteiro	<i>Lanius senator</i>	5,00	3,71	4,36	2,67	3,93	2,67
Cia	<i>Emberiza cia</i>	5,00	3,71	4,36	2,67	3,93	3,33
Calhandrinha	<i>Calandrella brachydactyla</i>	5,00	3,57	4,29	2,67	3,88	6,67
Corvo	<i>Corvus corax</i>	4,00	4,57	4,29	2,67	3,88	2,67
Abelharuco	<i>Merops apiaster</i>	5,00	4,43	4,71	1,33	3,87	6,67
Milhafre-preto	<i>Milvus migrans</i>	2,75	5,71	4,23	2,67	3,84	10,00
Gavião	<i>Accipiter nisus</i>	3,25	4,43	3,84	3,67	3,80	6,67
Pato-branco	<i>Tadorna tadorna</i>	4,75	3,57	4,16	2,67	3,79	6,67
Arrábio	<i>Anas acuta</i>	3,75	4,57	4,16	2,67	3,79	6,00
Coruja-do-nabal	<i>Asio flammeus</i>	2,75	4,57	3,66	4,00	3,75	6,67
Garajau-comum	<i>Sterna sandvicensis</i>	1,25	5,86	3,55	4,00	3,67	6,67
Perna-vermelha	<i>Tringa totanus</i>	3,50	5,29	4,39	1,33	3,63	6,00
Picanço-real	<i>Lanius meridionalis</i>	6,50	2,29	4,39	1,33	3,63	2,67
Dom-fafe	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	6,50	2,29	4,39	1,33	3,63	2,67
Andorinha-do-mar-comum	<i>Sterna hirundo</i>	3,25	4,43	3,84	2,67	3,55	6,67
Peneireiro-vulgar	<i>Falco tinnunculus</i>	3,25	5,29	4,27	1,33	3,53	6,67
Andorinha-das-barreiras	<i>Riparia riparia</i>	4,25	3,57	3,91	2,33	3,52	3,33
Coruja-das-torres	<i>Tyto alba</i>	4,25	4,00	4,13	1,33	3,43	3,33
Mocho-d'orelhas	<i>Otus scops</i>	3,75	4,43	4,09	1,33	3,40	3,33
Cotovia-pequena	<i>Lullula arborea</i>	4,25	3,00	3,63	2,67	3,39	6,00
Laverca	<i>Alauda arvensis</i>	3,25	4,00	3,63	2,67	3,39	2,67
Fuselo	<i>Limosa lapponica</i>	3,75	4,29	4,02	1,33	3,35	6,00
Marreco	<i>Anas querquedula</i>	3,25	3,86	3,55	2,67	3,33	6,00
Galinhola	<i>Scolopax rusticola</i>	1,25	4,43	2,84	4,67	3,30	6,00
Cartaxo-comum	<i>Saxicola torquata</i>	5,00	2,86	3,93	1,33	3,28	6,67
Frisada	<i>Anas strepera</i>	2,75	3,29	3,02	4,00	3,26	6,00
Petinha-dos-campos	<i>Anthus campestris</i>	2,75	4,14	3,45	2,67	3,25	6,67
Pica-pau-malhado-pequeno	<i>Dendrocopos minor</i>	5,00	3,00	4,00	1,00	3,25	3,33
Torcicolo	<i>Jynx torquilla</i>	3,50	3,57	3,54	2,33	3,24	3,33
Codorniz	<i>Coturnix coturnix</i>	3,25	3,57	3,41	2,67	3,22	6,00
Bufo-pequeno	<i>Asio otus</i>	4,00	3,86	3,93	1,00	3,20	3,33
Cotovia-de-poupa	<i>Galerida cristata</i>	4,50	3,00	3,75	1,33	3,15	2,67
Combatente	<i>Philomachus pugnax</i>	3,00	4,43	3,71	1,33	3,12	9,33
Falcão-abelheiro	<i>Pernis apivorus</i>	3,50	4,14	3,82	1,00	3,12	10,00
Ostraceiro	<i>Haematopus ostralegus</i>	3,00	4,29	3,64	1,33	3,07	2,67
Petinha-das-árvores	<i>Anthus trivialis</i>	4,50	2,71	3,61	1,33	3,04	3,33
Pombo-bravo	<i>Columba oenas</i>	4,00	3,43	3,71	1,00	3,04	2,67
Andorinha-das-chaminés	<i>Hirundo rustica</i>	3,50	3,57	3,54	1,33	2,99	3,33
Ógea	<i>Falco subbuteo</i>	2,00	4,57	3,29	2,00	2,96	6,67
Mocho-galego	<i>Athene noctua</i>	3,25	3,71	3,48	1,33	2,94	3,33
Esmerilhão	<i>Falco columbarius</i>	1,25	4,86	3,05	2,00	2,79	10,00
Papa-moscas-cinzentos	<i>Muscicapa striata</i>	3,50	3,00	3,25	1,33	2,77	6,67
Narceja	<i>Gallinago gallinago</i>	1,50	4,29	2,89	2,33	2,75	6,00
Cartaxo-do-norte	<i>Saxicola rubetra</i>	4,50	1,86	3,18	1,33	2,72	6,67
Peto-verde	<i>Picus viridis</i>	3,25	3,00	3,13	1,33	2,68	3,33
Zarro-comum	<i>Aythya ferina</i>	2,00	2,71	2,36	3,33	2,60	6,00
Papa-moscas-preto	<i>Ficedula hypoleuca</i>	3,25	1,86	2,55	1,33	2,25	6,67
Petinha-ribeirinha	<i>Anthus spinoletta</i>	2,25	1,71	1,98	1,33	1,82	3,33

ANEXO 2 – Classificação assistida da imagem do satélite LandSat TM (Julho de 1997) relativa à área de influência da albufeira de Alqueva.

Nota: a banda branca existente na porção sul da Carta Militar 501 é devida ausência de imagem relativa àqueles territórios (imagem produzida no Laboratório de Cartografia Biológica).



ANEXO 3 – Variáveis relativas à caracterização dos ninhos e respectiva descrição (adaptado de MARTIN *et al.* 1997).

Variáveis	Descrição (medida)
Altura do ninho	Esta variável fornece-nos dois valores: a altura a que (1) a base e (2) o topo do ninho se encontram em relação ao solo (cm).
Suporte arbustivo	Espécie vegetal onde a ave construiu o ninho. Nesta variável são medidas a altura, largura e comprimento do arbusto, permitindo ter uma aproximação ao seu volume.
Material de construção	Material usado pela espécie para construir o seu ninho, baseado numa identificação visual.
Orientação	Orientação do ninho, em graus, relativamente ao ramo central do arbusto. Caso não exista um ramo principal, considera-se o centro da planta.
Ramos de suporte	Número de ramos de suporte do ninho, incluindo todos os ramos (principais e secundários). São contados apenas os ramos que se encontram parcial ou totalmente debaixo do ninho. Os ramos verticais que apenas dêem apoio lateral não devem ser contados.
Diâmetro dos ramos de suporte	Diâmetro dos ramos que suportam o ninho (cm).
Centro planta-ninho	Distância do centro da planta ao centro do ninho (cm).
Dist. Fim folhagem	Distância do centro do ninho ao fim da folhagem (cm).
% cobertura	Percentagem do ninho que se encontra oclusa em vista de topo.
Entrada	Orientação da entrada preferencial dos progenitores no ninho.
Diâmetro interno do ninho	(cm)
Diâmetro externo do ninho	(cm)
Profundidade do ninho	(cm)

ANEXO 4 – Variáveis relativas à caracterização e localização dos ninhos de Toutinegra-tomilheira nidificante na área de estudo (vale da ribeira de Alcarrache). Medidas em centímetros. Nos campos assinalados com **(a)** não foi possível proceder à recolha dos dados.

Ninho/Ano	Dist. à base	Dist. ao topo	Altura taça	Suporte arbustivo	Mat. de construção	Altura (Sp arb.)	Largura (Sp arb.)	Comprimento (Sp arb.)	N.º ramos de suporte	Ø ramos de suporte	Cent. planta-cent. ninho	Dist. fim folhagem	% cobertura	Entrada	Ø interno	Ø externo	Profundidade da taça
2/00	12,0	19,0	7,0	<i>Ulex eriocladius</i>	gramíneas	58,0	93,0	80,0	2	1,4; 0,4	12	18	100	W	5,5	9,3	5,5
3/00 A	9,6	20,0	10,4	<i>Ulex eriocladius</i>	gramíneas	59,0	70,0	93,0	2	0,7; 0,7	2	30	100	NW	6,3	8,3	8,3
4/00 N	21,0	28,0	7,0	<i>Ulex eriocladius</i>	gramíneas	67,0	64,0	81,0	3	1,0; 0,7; 0,7	15	37	30	S	6,2	9,4	4,6
1/01 E	24,0	31,0	7,0	<i>Ulex eriocladius</i>	gramíneas	55,0	120,0	90,0	2	0,7; 1,0	8	30	80	(a)	4,0	6,7	6,1
2/01 X	24,0	31,0	7,0	<i>Ulex eriocladius</i>	gramíneas	60,0	120,0	200,0	2	0,6; 0,8	46	26	50	NE	4,7	8,4	5,2
3/01 O	14,0	21,0	7,0	<i>Ulex eriocladius</i>	gramíneas	60,0	95,0	110,0	2	0,7; 0,1	7	25	100	W	5,8	7,1	5,6
4/01 5	32,0	39,0	7,0	<i>Ulex eriocladius</i>	gramíneas	80,0	200,0	240,0	2	0,9; 0,6	85	40	100	E	4,3	7,7	3,9
5/01	21,0	27,0	6,0	<i>Ulex eriocladius</i>	gramíneas	60,0	134,0	200,0	(a)	(a)	64	45	80	E	6,2	8,5	5,7
6/01 —	(a)	(a)	(a)	<i>Ulex eriocladius</i>	gramíneas	60,0	110,0	125,0	(a)	(a)	10	53	100	E	(a)	(a)	(a)
Média	19,7	27	7,3	---	---	62,11	111,78	135,44	2,14	0,79	27,67	33,78	82,22	-	5,38	8,18	5,61
Desvio padrão	± 7,42	± 6,82	± 1,3	---	---	± 7,41	± 40,43	± 61,16	± 0,38	± 0,24	± 29,86	± 10,95	± 25,87	-	± 0,92	± 0,96	± 1,29
Intervalo	9,6-32	19-39	6-10,4	---	---	55-80	64-200	81-240	2-3	0,4-1,4	2-85	18-53	30-100	-	4-6,3	6,7-9,4	3,9-8,3

ANEXO 5 – Valores de abundância das espécies detectadas nos sectores de vasa amostrados (todos os sectores) no estuário do Guadiana por meses de amostragem. Ago I, Ago II, Set I, Set II – Verão 2000; Dez I, Dez II, Jan I, Jan II – Inverno; Abr I, Abr II, Mai I Mai II – Primavera; Ago III, Set III, Set IV – Verão 2001.

Espécies	Ago I	Ago II	Set I	Set II	Dez I	Dez II	Jan I	Jan II	Abr I	Abr II	Mai I	Mai II	Ago III	Set III	Set IV
<i>Podiceps nigricollis</i>	0	0	0	0	0	6	10	51	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	0	0	5	4	12	10	4	5	0	0	0	0	1	9	2
<i>Phalacrocorax carbo</i>	0	0	0	0	23	35	22	7	0	0	0	0	0	0	0
<i>Egretta garzetta</i>	24	28	12	15	9	8	9	8	7	19	9	14	22	37	26
<i>Ardea cinerea</i>	12	4	7	7	3	2	10	16	0	1	0	0	12	2	5
<i>Ciconia ciconia</i>	4	7	10	1	0	1	2	0	1	1	2	2	6	1	3
<i>Platalea leucorodia</i>	0	0	0	0	5	0	2	28	0	5	4	0	0	0	0
<i>Phoenicopterus ruber</i>	0	0	0	0	16	22	8	3	0	0	0	0	8	0	0
<i>Anas penélope</i>	0	0	0	0	0	21	0	6	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anas crecca</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anas platyrhynchos</i>	0	5	0	0	79	258	106	58	29	32	1	9	4	10	0
<i>Anas strepera</i>	0	0	0	0	0	14	6	39	2	0	0	0	0	0	0
<i>Anas acuta</i>	0	0	0	0	3	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aythya ferina</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anas clypeata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Gallinula chloropus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Haematopus ostralegus</i>	3	1	1	1	0	0	0	0	0	3	16	0	4	0	0
<i>Himantopus himantopus</i>	33	27	39	14	0	2	0	0	10	11	5	3	36	80	25
<i>Recurvirostra avosetta</i>	3	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	5	3	13	21
<i>Burhinus oedipnemus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Charadrius dubius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0
<i>Charadrius hiaticula</i>	67	98	124	81	112	146	71	105	72	166	106	10	172	352	284
<i>Charadrius alexandrinus</i>	102	128	110	71	108	162	109	89	66	58	76	62	172	240	194
<i>Pluvialis squatarola</i>	28	32	23	51	34	64	41	45	52	154	33	0	29	43	28
<i>Calidris canutus</i>	0	23	0	2	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0
<i>Calidris alba</i>	5	5	0	1	0	4	2	0	3	5	4	3	33	3	5
<i>Calidris minuta</i>	0	42	12	10	74	83	43	5	1	0	0	0	6	6	4
<i>Calidris ferruginea</i>	34	4	2	0	33	21	9	10	4	51	11	0	155	189	167

(continua)

ANEXO 5 – Valores de abundância das espécies detectadas nos sectores de vasa amostrados (todos os sectores) no estuário do Guadiana por meses de amostragem. Ago I, Ago II, Set I, Set II – Verão 2000; Dez I, Dez II, Jan I, Jan II – Inverno; Abr I, Abr II, Mai I Mai II – Primavera; Ago III, Set III, Set IV – Verão 2001.

(continuação)

Espécies	Ago I	Ago II	Set I	Set II	Dez I	Dez II	Jan I	Jan II	Abr I	Abr II	Mai I	Mai II	Ago III	Set III	Set IV
<i>Calidris alpina</i>	189	102	131	182	460	742	464	290	249	753	83	5	257	321	256
<i>Gallinago gallinago</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limosa limosa</i>	113	107	76	52	7	6	4	2	0	0	0	0	221	178	105
<i>Limosa lapponica</i>	0	0	0	0	1	7	1	0	6	6	18	8	0	4	1
<i>Numenius phaeopus</i>	6	4	5	5	1	4	4	1	2	15	4	0	8	15	7
<i>Numenius arquata</i>	0	0	0	0	1	11	5	11	1	1	0	1	0	1	1
<i>Tringa erythropus</i>	0	2	0	0	1	2	1	1	0	0	0	0	0	2	0
<i>Tringa totanus</i>	175	299	235	130	152	258	186	80	0	5	2	6	238	357	314
<i>Tringa nebularia</i>	12	5	9	9	7	9	11	3	6	3	0	3	10	14	15
<i>Tringa glareola</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Actitis hypoleucos</i>	5	5	7	10	19	8	7	14	6	8	0	1	10	24	13
<i>Arenaria interpres</i>	9	7	12	12	22	25	10	2	7	20	1	0	9	10	7
<i>Larus ridibundus</i>	458	524	352	173	22	171	248	18	7	13	2	24	566	842	455
<i>Larus audouinii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Larus cachinnans</i>	40	10	7	41	1	0	1	2	4	1	0	19	9	50	18
<i>Larus fuscus</i>	28	39	57	387	811	175	29	100	3	0	0	0	18	204	29
imaturas de <i>Larus</i> sp.	25	22	41	17	20	8	0	0	24	0	4	15	141	63	188
<i>Gelochelidon nilotica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Sterna caspia</i>	6	4	0	7	3	15	3	10	7	0	3	0	0	5	8
<i>Sterna sandvicensis</i>	3	7	0	15	11	10	1	2	0	0	0	0	0	23	9
<i>Sterna hirundo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sterna albifrons</i>	139	128	4	27	0	0	0	0	2	39	45	25	49	29	17

ANEXO 6 – Densidades das espécies que ocorreram nos sectores de vasa do estuário do Guadiana durante a realização de contagens. Os valores mínimos, máximos e de densidade média por época foram calculados com base no total de indivíduos recenseados em todos os transectos durante cada visita. Os valores de densidade estão arredondados a 2 casas decimais, excepto nos casos em que a densidade é menor que 0,01 indivíduos/ha; nestes casos estão arredondadas a 3 casas decimais. A área total recenseada corresponde a 37,68 ha. **EC** – Estatuto de Conservação de acordo com CABRAL *et al.* (1990) (**NT** – Não Ameaçado; **K** – Insuficientemente Conhecido; **V** – Vulnerável; **R** – Raro). **Berna, Bona, Directiva Aves** – Anexos da Convenções de Berna e de Bona e da Directiva Aves.

Espécies	Código	EC	Berna	Bona	Directiva Aves	Verão 2000	Inverno	Primavera	Verão 2001
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Tarufi	NT	II			[0-5]; 0,06	[4-12]; 0,21	---	[1-9]; 0,11
<i>Phalacrocorax carbo</i>	Phacarb	NT	III			---	[7-35]; 0,58	---	---
<i>Egretta garzetta</i>	Egrgarz	NT	II		I	[12-28]; 0,52	[8-9]; 0,23	[7-19]; 0,33	[22-37]; 0,75
<i>Ardea cinerea</i>	Ardcine	NT	III			[4-12]; 0,20	[2-16]; 0,21	[0-1]; 0,01	[2-12]; 0,17
<i>Ciconia ciconia</i>	Ciccico	V	II	II	I	[1-10]; 0,15	[0-2]; 0,02	[1-2]; 0,04	[1-6]; 0,09
<i>Platalea leucorodia</i>	Plaleuc	V	II	II	I	---	[0-28]; 0,23	[0-5]; 0,06	---
<i>Phoenicopterus ruber</i>	Phorube	R	II	II	I	---	[3-22]; 0,33	---	[0-8]; 0,07
<i>Aythya ferina</i>	Aytferi	NT	III	II	II/1; III/2	---	[0-1]; 0,01	---	---
<i>Anas strepera</i>	Anastre	R	III	II	II/1	---	[0-39]; 0,39	[0-2]; 0,01	---
<i>Anas crecca</i>	Anarec	NT	III	II	II/1; III/2	---	[0-1]; 0,01	---	---
<i>Anas platyrhynchos</i>	Anaplat	NT	III	II	II/1; III/1	[0-5]; 0,05	[58-258]; 3,32	[1-32]; 0,47	[0-10]; 0,12
<i>Anas acuta</i>	Anaacut	NT	III	II	II/1; III/2	---	[0-3]; 0,05	---	---
<i>Anas chrypeata</i>	Anaclyp	NT	III	II	II/1; III/3	---	---	---	[0-3]; 0,03
<i>Gallinula chloropus</i>	Galchlo	NT	III		II/2	---	---	---	[0-1]; 0,01
<i>Haematopus ostralegus</i>	Haeostr	NT	III			[0-3]; 0,04	---	[0-16]; 0,13	[0-4]; 0,04
<i>Himantopus himantopus</i>	Himhima	NT	II	II	I	[14-39]; 0,57	[0-2]; 0,01	[3-11]; 0,19	[25-80]; 1,25
<i>Recurvirostra avosetta</i>	Recavos	V	II	II	I	[0-3]; 0,02	[0-7]; 0,05	[0-5]; 0,03	[5-21]; 0,33
<i>Burhinus oedicnemus</i>	Buroedic	K	II	II	I	---	[0-1]; 0,01	---	---
<i>Charadrius hiaticula</i>	Chahiat	NT	II	II		[67-124]; 2,45	[71-146]; 2,88	[10-166]; 2,35	[172-240]; 5,36
<i>Charadrius alexandrinus</i>	Chalex	NT	II	II		[71-128]; 2,73	[89-162]; 3,11	[58-76]; 1,74	[172-240]; 5,36
<i>Pluvialis squatarola</i>	Plusqua	NT	III	II		[23-51]; 0,89	[34-64]; 1,22	[0-154]; 1,59	[28-43]; 0,88

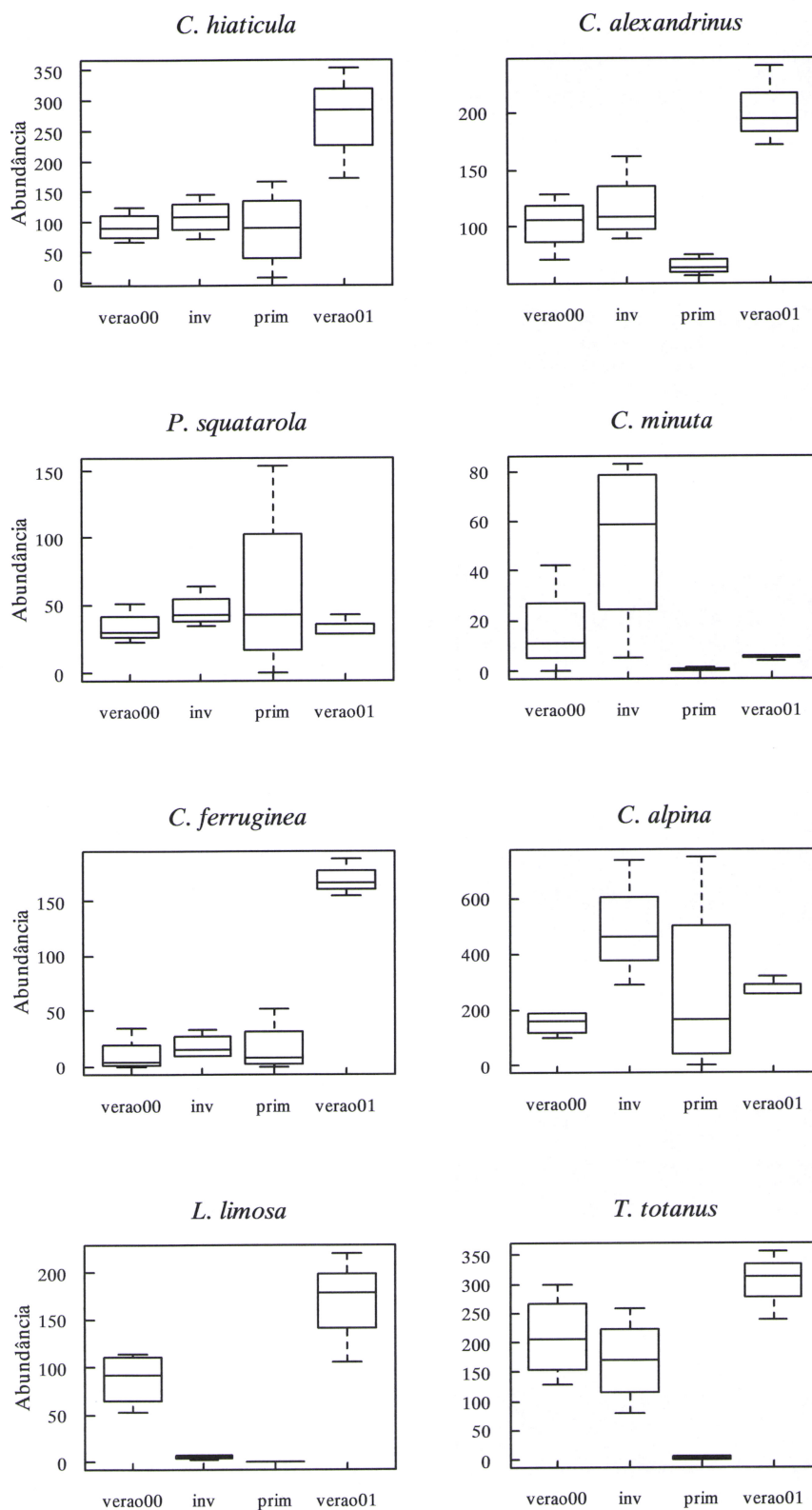
(continua)

ANEXO 6 – Densidades das espécies que ocorreram nos sectores de vasa no estuário do Guadiana durante a realização de contagens. Os valores mínimos, máximos e de densidade média por época foram calculados com base no total de indivíduos recenseados em todos os transectos durante cada visita. Os valores de densidade estão arredondados a 2 casas decimais, excepto nos casos em que a densidade é menor que 0,01 indivíduos/ha; nestes casos estão arredondadas a 3 casas decimais. A área total recenseada corresponde a 37,68 ha. **EC** – Estatuto de Conservação de acordo com CABRAL *et al.* (1990) (NT – Não Ameaçado; K – Insuficientemente Conhecido; V – Vulnerável; R – Raro). **Berna, Bona, Directiva Aves** – Anexos da Convenções de Berna e de Bona e da Directiva Aves.

(continuação)

Espécies	Código	EC	Berna	Bona	Directiva Aves	Verão 2000	Inverno	Primavera	Verão 2001
<i>Calidris canutus</i>	Calcanu	NT	III	II		[0-23]; 0,17	[0-1]; 0,01	[0-1]; 0,01	[0-1]; 0,01
<i>Calidris alba</i>	Calalba	NT	II	II		[0-5]; 0,07	[0-4]; 0,04	[3-5]; 0,10	[3-33]; 0,36
<i>Calidris minuta</i>	Calminu	NT	II	II		[0-42]; 0,42	[5-83]; 1,36	[0-1]; 0,01	[4-6]; 0,14
<i>Calidris ferruginea</i>	Calferr	NT	II	II		[0-34]; 0,27	[9-33]; 0,48	[0-51]; 0,44	[155-189]; 4,52
<i>Calidris alpina</i>	Calalpi	NT	II	II		[102-189]; 4,01	[290-742]; 12,98	[5-753]; 7,23	[256-321]; 7,38
<i>Gallinago gallinago</i>	Galgall	R	III	II	II/1; III/3	---	[0-1]; 0,01	---	---
<i>Limosa limosa</i>	Limlimo	NT	III	II		[52-113]; 2,31	[2-7]; 0,13	---	[105-221]; 4,46
<i>Limosa lapponica</i>	Limlapp	NT	III	II		---	[0-7]; 0,06	[6-18]; 0,25	[0-4]; 0,04
<i>Numenius phaeopus</i>	Numphae	NT	III	II		[4-6]; 0,13	[1-4]; 0,07	[0-15]; 0,14	[7-15]; 0,27
<i>Numenius arquata</i>	Numarqu	NT	III	II		--	[1-11]; 0,19	[0-1]; 0,02	[0-1]; 0,02
<i>Tringa erythropus</i>	Trieryt	NT	III	II		[0-2]; 0,01	[1-2]; 0,03	---	[0-2]; 0,02
<i>Tringa totanus</i>	Tritota	NT	III	II		[130-299]; 5,57	[80-258]; 4,49	[0-6]; 0,09	[10-15]; 0,35
<i>Tringa nebularia</i>	Trinebu	NT	III	II		[5-12]; 0,23	[3-11]; 0,20	[0-6]; 0,08	[10-15]; 0,35
<i>Tringa glareola</i>	Triglar	NT	II	II	I	---	[0-1]; 0,01	---	---
<i>Actitis hypoleucos</i>	Acthypo	NT	III	II		[5-10]; 0,18	[7-19]; 0,32	[0-8]; 0,10	[10-24]; 0,42
<i>Arenaria interpres</i>	Areinte	NT	III	II		[7-12]; 0,27	[2-25]; 0,39	[0-20]; 0,19	[7-10]; 0,23
<i>Larus ridibundus</i>	Larridi	NT	III			[173-524]; 10,00	[18-248]; 3,05	[2-24]; 0,31	[455-842]; 16,48
<i>Larus audouinii</i>	Laraudo		II	I	I	---	---	---	[0-1]; 0,01
<i>Larus fuscus</i>	Larfusc	NT				[28-387]; 3,39	[29-811]; 7,40	[0-3]; 0,02	[18-204]; 2,22
<i>Larus cachinnans</i>	Larcach	NT				[7-41]; 0,65	[0-2]; 0,03	[0-19]; 0,16	[9-50]; 0,68
<i>Gelochelidon nilotica</i>	Gelnilo	K	II		I	---	---	---	[0-3]; 0,03
<i>Sterna caspia</i>	Stecasp	R	III		I	[0-7]; 0,11	[3-15]; 0,21	[0-7]; 0,07	[0-8]; 0,12
<i>Sterna sandvicensis</i>	Stesand	NT	II		I	[0-15]; 0,17	[1-11]; 0,16	---	[0-23]; 0,28
<i>Sterna albifrons</i>	Stealbi	V	II		I	[4-139]; 1,98	---	[2-45]; 0,74	[17-49]; 0,84

ANEXO 7 – Variação temporal da abundância de algumas espécies de aves aquáticas nos sectores de vasa amostrados no estuário do Guadiana. A linha central representa o valor médio, os limites da caixa o erro-padrão e os extremos o desvio-padrão.



ANEXO 8 – Valores de abundância das espécies detectadas no total das salinas amostradas no estuário do Guadiana por meses de amostragem. Ago I, Ago II, Set I, Set II – Verão 2000; Dez I, Dez II, Jan I, JanII – Inverno; Abr I, Abr II – Primavera; Ago III, Set III, Set IV – Verão 2001.

Espécies	Ago I	Ago II	Set I	Set II	Dez I	Dez II	Jan I	Jan II	Abr I	Abr II	Mai I	Mai II	Ago III	Set III	Set IV
<i>Podiceps nigricollis</i>	0	0	0	0	0	6	10	51	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	0	0	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phalacrocorax carbo</i>	0	0	0	0	2	112	118	152	0	0	0	0	0	0	1
<i>Bubulcus ibis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Egretta garzetta</i>	23	11	101	26	9	5	6	5	3	16	17	12	39	17	36
<i>Ardea cinerea</i>	11	8	11	7	7	9	3	10	0	1	0	0	10	16	2
<i>Ciconia ciconia</i>	0	0	7	0	1	3	0	1	1	0	0	0	0	2	2
<i>Platalea leucorodia</i>	0	81	122	104	39	16	0	33	0	5	11	27	5	6	1
<i>Phoenicopterus ruber</i>	354	777	634	783	184	444	576	526	251	142	88	76	787	710	570
<i>Anser anser</i>	0	0	0	0	0	17	0	11	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tadorna tadorna</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	3	0
<i>Anas platyrhynchos</i>	5	22	14	2	7	0	9	23	6	11	13	3	2	7	9
<i>Anas stepera</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Anas acuta</i>	0	0	0	0	0	0	3	18	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anas clypeata</i>	0	0	0	4	232	16	216	143	0	0	0	0	0	14	0
<i>Himantopus himantopus</i>	450	458	368	270	117	159	138	145	157	211	207	131	411	251	279
<i>Recurvirostra avosetta</i>	1638	973	740	582	161	104	16	204	141	229	168	307	679	651	671
<i>Burhinus oedicnemus</i>	8	0	3	0	0	2	5	2	1	0	2	0	0	10	5
<i>Charadrius dubius</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1	0
<i>Charadrius hiaticula</i>	5	15	47	45	21	5	0	0	6	27	12	23	6	11	73
<i>Charadrius alexandrinus</i>	28	25	23	42	20	8	0	0	40	32	32	56	11	14	19
<i>Pluvialis squatarola</i>	1	3	1	16	13	19	12	13	6	22	0	0	3	0	8
<i>Calidris canutus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	8	0	0	0
<i>Calidris alba</i>	48	49	6	8	2	2	1	13	185	298	221	81	28	19	51
<i>Calidris minuta</i>	198	234	246	144	59	73	19	3	36	51	1	2	192	202	242
<i>Calidris ferruginea</i>	241	390	61	67	44	9	8	7	27	96	9	27	183	128	161
<i>Calidris alpina</i>	81	110	442	415	78	70	207	77	202	1573	3	61	78	35	155
<i>Philomachus pugnax</i>	15	27	33	8	2	8	3	2	7	12	0	0	6	23	11
<i>Limosa limosa</i>	1492	1349	1272	1354	2	58	124	61	0	1	11	2	1002	1091	1264

(continua)

ANEXO 8 – Valores de abundância das espécies detectadas no total das salinas amostradas no estuário do Guadiana por meses de amostragem. Ago I, Ago II, Set I, Set II – Verão 2000; Dez I, Dez II, Jan I, JanII – Inverno; Abr I, Abr II, Mai I, Mai II – Primavera; Ago III, Set III, Set IV – Verão 2001.

Espécies	(continuação)														
	Ago I	Ago II	Set I	Set II	Dez I	Dez II	Jan I	Jan II	Abr I	Abr II	Mai I	Mai II	Ago III	Set III	Set IV
<i>Limosa lapponica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	6	0	4	0
<i>Numenius phaeopus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Numenius arquata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tringa erythropus</i>	28	63	128	39	10	4	7	13	54	4	0	0	44	230	53
<i>Tringa totanus</i>	406	338	359	182	93	118	42	82	63	27	9	85	422	400	260
<i>Tringa nebularia</i>	2	4	4	3	1	2	0	0	26	3	0	0	2	0	2
<i>Actitis hypoleucos</i>	1	0	2	1	0	0	0	0	3	6	2	0	0	0	0
<i>Arenaria interpres</i>	8	0	4	0	0	0	0	0	1	30	0	0	0	0	0
<i>Phalaropus lobatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Phalaropus fulicarius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Phalaropus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Larus melanocephalus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Larus ridibundus</i>	308	309	216	360	94	292	232	402	40	104	12	41	373	279	199
<i>Larus genei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
<i>Larus audouinii</i>	41	11	23	18	0	0	1	0	26	24	26	30	47	40	30
<i>Larus cachinnans</i>	23	3	0	19	5	3	3	0	25	33	81	52	25	6	15
<i>Larus fuscus</i>	113	46	17	32	253	179	24	51	2	3	1	0	9	24	27
<i>imaturus de Larus</i> sp.	41	23	4	13	25	3	2	0	0	7	1	2	6	9	14
<i>Sterna caspia</i>	0	2	1	0	0	6	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sterna sandvicensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0
<i>Sterna hirundo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Sterna albifrons</i>	40	3	2	0	0	0	0	0	13	41	55	87	38	47	26

ANEXO 9 – Densidades das espécies que ocorreram nos transectos efectuados nas áreas de sapal no estuário do Guadiana. Os valores mínimos, máximos e de densidade média por época foram calculados com base no total de indivíduos recenseados em todos os transectos durante cada visita. Os valores de densidade estão arredondados a 2 casas decimais, excepto nos casos em que a densidade é menor que 0,01 indivíduos/ha; nestes casos estão arredondadas a 3 casas decimais. Área total recenseada: 50,57 ha. EC – Estatuto de Conservação de acordo com CABRAL *et al.* (1990) (NT – Não Ameaçado; K - Insuficientemente Conhecido; V – Vulnerável; R – Raro). **Berna, Bona, Directiva Aves** – Anexos da Convenções de Berna e de Bona e da Directiva Aves.

Espécies	Código	EC	Berna	Bona	Directiva Aves	Inverno	Primavera	Verão 2001
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Tarufi	NT	II			[0-1]; 0,01	---	---
<i>Phalacrocorax carbo</i>	Phacarb	NT	III			[0-2]; 0,01	---	---
<i>Bubulcus ibis</i>	Bubibis	NT	II			[0-6]; 0,03	[6-42]; 0,50	[1-11]; 0,09
<i>Egretta garzetta</i>	Egrgarz	NT	II		I	[1-6]; 0,06	[2-5]; 0,07	[8-14]; 0,23
<i>Ardea cinerea</i>	Ardcine	NT	III			[1-11]; 0,15	[0-7]; 0,04	[3-25]; 0,24
<i>Ciconia ciconia</i>	Ciccico	V	II	II	I	[0-2]; 0,08	0,21	0,25
<i>Platalea leucorodia</i>	Plaleuc	V	II	II	I	---	[1-18]; 0,21	[0-2]; 0,01
<i>Phoenicopiterus ruber</i>	Phorube	R	II	II	I	---	---	[0-12]; 0,08
<i>Anas strepera</i>	Anastre	R	III	II	II/1	---	[0-7]; 0,04	---
<i>Anas crecca</i>	Anacrec	NT	III	II	II/1; III/2	[0-2]; 0,01	---	---
<i>Anas platyrhynchos</i>	Anaplat	NT	III	II	II/1; III/1	[8-26]; 0,29	[7-63]; 0,58	[8-26]; 0,35
<i>Anas clypeata</i>	Anaclyp	NT	III	II	II/1; III/3	[0-4]; 0,02	---	---
<i>Buteo buteo</i>	Butbute	NT	II	II		[0-1]; 0,005	---	---
<i>Circus aeruginosus</i>	Ciraeru	V	II	II	I	[1-5]; 0,06	[1-4]; 0,03	[0-3]; 0,03
<i>Circus pygargus</i>	Cirpyga	V	II	II	I	---	[1-7]; 0,05	---
<i>Falco tinnunculus</i>	Faltinn	NT	II	II		[0-1]; 0,01	[1-2]; 0,03	---
<i>Coturnix coturnix</i>	Cotcotu	NT	III	II	II/2	[0-1]; 0,005	[0-3]; 0,03	[0-2]; 0,02
<i>Rallus aquaticus</i>	Ralaquat	NT	III			[0-2]; 0,01	[0-4]; 0,03	[0-1]; 0,01
<i>Tetrax tetrax</i>	Tettetr	NT	II	II	I	[2-75]; 0,50	[3-8]; 0,12	---
<i>Himantopus himantopus</i>	Himhima	NT	II	II	I	[0-2]; 0,01	[0-9]; 0,09	[0-10]; 0,09
<i>Recurvirostra avosetta</i>	Recavos	V	II	II	I	---	[0-2]; 0,01	---
<i>Burhinus oedienemus</i>	Buroedic	K	II	II	I	[0-2]; 0,01	[0-2]; 0,02	[0-2]; 0,01
<i>Glareola pratincola</i>	Glaprat	V	II	II	I	---	[0-2]; 0,02	---
<i>Charadrius dubius</i>	Chadubi	NT	II	II		---	[3-6]; 0,08	---
<i>Charadrius hiaticula</i>	Chahiat	NT	II	II		[1-7]; 0,08	---	[4-112]; 0,90
<i>Charadrius alexandrinus</i>	Chaalex	NT	II	II		---	[1-2]; 0,02	[0-1]; 0,01
<i>Pluvialis squatarola</i>	Plusqua	NT	III	II		[1-3]; 0,03	[0-41]; 0,20	---
<i>Vanellus vanellus</i>	Vanvane	NT	III	II		[1-17]; 0,18	--	---
<i>Calidris minuta</i>	Calminu	NT	II	II		[0-27]; 0,25	---	[0-1]; 0,01
<i>Calidris alpina</i>	Calalpi	NT	II	II		[1-16]; 0,11	[0-2]; 0,01	[1-3]; 0,05
<i>Philomachus pugnax</i>	Phipugn	R	III	II	I	[0-1]; 0,005	[0-1]; 0,005	---

(continua)

ANEXO 9 – Densidades das espécies que ocorreram nos transectos realizados nas áreas de sapal no estuário do Guadiana. Os valores mínimos, máximos e de densidade média por época foram calculados com base no total de indivíduos recenseados em todos os transectos durante cada visita. Os valores de densidade estão arredondados a 2 casas decimais, excepto nos casos em que a densidade é menor que 0,01 indivíduos/ha; nestes casos estão arredondadas a 3 casas decimais. Área total recenseada: 50,57 ha. **EC** – Estatuto de Conservação de acordo com CABRAL *et al.* (1990) (NT – Não Ameaçado; K - Insuficientemente Conhecido; V – Vulnerável; R – Raro). **Berna, Bona, Directiva Aves** – Anexos da Convenções de Berna e de Bona e da Directiva Aves.

(continuação)

Espécies	Código	EC	Berna	Bona	Directiva Aves	Inverno	Primavera	Verão 2001
<i>Gallinago gallinago</i>	Galgall	R	III	II	II/1; III/3	[0-5]; 0,03	---	-
<i>Limosa limosa</i>	Limlimo	NT	III	II		[0-12]; 0,06	---	[0-47]; 0,31
<i>Limosa lapponica</i>	Limlapp	NT	III	II		---	[0-7]; 0,03	[0-6]; 0,04
<i>Numenius phaeopus</i>	Numphae	NT	III	II		---	[0-6]; 0,03	[0-3]; 0,03
<i>Tringa erythropus</i>	Trieryt	NT	III	II		[0-3]; 0,02	[0-2]; 0,01	[0-1]; 0,01
<i>Tringa totanus</i>	Tritota	NT	III	II		[7-43]; 0,44	[0-1]; 0,01	[7-29]; 0,32
<i>Tringa nebularia</i>	Trinebu	NT	III	II		[0-1]; 0,00	[0-1]; 0,01	[0-3]; 0,03
<i>Tringa ochropus</i>	Trichlo	NT	II	II		[0-5]; 0,03	---	[0-1]; 0,01
<i>Tringa glareola</i>	Triglar	NT	II	II	I	[0-1]; 0,00	---	---
<i>Actitis hypoleucos</i>	Acthypo	NT	III	II		[1-5]; 0,06	[0-1]; 0,005	[4-5]; 0,09
<i>Larus ridibundus</i>	Larridi	NT	III			[0-4]; 0,04	[0-6]; 0,03	[40-88]; 1,17
<i>Larus fuscus</i>	Larfusc	NT				[2-19]; 0,15	---	[6-18]; 0,22
<i>Larus cachinnans</i>	Larcach	NT				---	[0-1]; 0,01	[0-2]; 0,01
<i>Sterna caspia</i>	Stecasp	R	III		I	[0-1]; 0,005	---	[0-1]; 0,01
<i>Sterna albifrons</i>	Stealbi	V	II		I	---	[4-11]; 0,12	[1-2]; 0,03
<i>Columba livia</i>	Collivi	NT			II/1; III/1	[0-10]; 0,06	[2-14]; 0,17	[8-16]; 0,22
<i>Streptopelia turtur</i>	Strturt	V	III		II/2	---	---	[0-6]; 2,00
<i>Clamator glandarius</i>	Claglan	K	II			---	[0-2]; 0,01	---
<i>Cuculus canorus</i>	Cuccano	NT	III			---	[0-1]; 0,01	---
<i>Apus apus</i>	Apuapus	NT	III			---	[1-13]; 0,13	[0-2]; 0,01
<i>Apus pallidus</i>	Apupall	NT	II			---	[10-38]; 0,47	[8-27]; 0,37
<i>Alcedo atthis</i>	Alcatth	NT	II		I	[0-2]; 0,02	---	[1-8]; 0,07
<i>Merops apiaster</i>	Merapia	NT	II	II		---	[0-3]; 0,01	---
<i>Upupa epops</i>	Upuepop	NT	II			[0-1]; 0,005	[0-5]; 0,05	[0-3]; 0,02
<i>Melanocorypha calandra</i>	Melcala	K	II		I	[0-1]; 0,005	---	---
<i>Calandrella brachydactyla</i>	Calbrac	NT	II		I	---	[3-14]; 0,17	[0-37]; 0,32
<i>Calandrella rufescens</i>	Calarufe	K	II			[4-15]; 0,15	[13-24]; 0,35	[0-10]; 0,10
<i>Galerida cristata</i>	Galcris	NT	III			[3-10]; 0,11	[12-22]; 0,36	[5-10]; 0,16
<i>Alauda arvensis</i>	Alaarve	NT	III			[50-86]; 1,38	---	---
<i>Riparia riparia</i>	Ripripa	NT	II			---	[0-1]; 0,01	[0-1]; 0,01
<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	Ptyrupe	NT	II			[0-2]; 0,01	---	---
<i>Hirundo rustica</i>	Hirrust	NT				[1-8]; 0,07	[22-67]; 0,69	[1-20]; 0,18
<i>Hirundo daurica</i>	Hirdaur	NT	II			---	[1-6]; 0,05	[1-4]; 0,05
<i>Delichon urbica</i>	Delurbi	NT	II			---	[2-36]; 0,26	[9-31]; 0,41
<i>Anthus campestris</i>	Antcamp	NT	II			---	---	[0-10]; 0,09

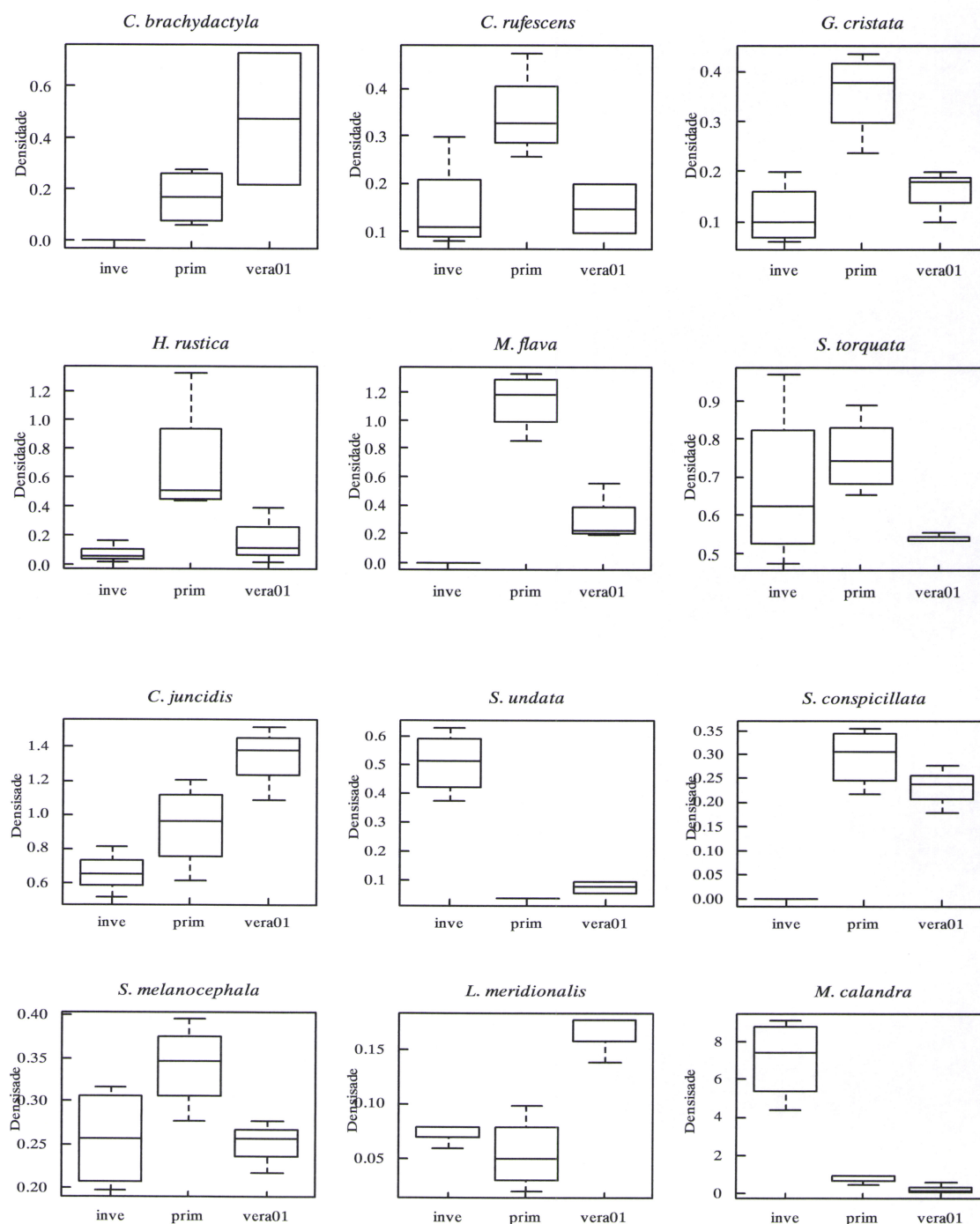
(continua)

ANEXO 9 – Densidades das espécies que ocorreram nos transectos realizados nas áreas de sapal no estuário do Guadiana. Os valores mínimos, máximos e de densidade média por época foram calculados com base no total de indivíduos recenseados em todos os transectos durante cada visita. Os valores de densidade estão arredondados a 2 casas decimais, excepto nos casos em que a densidade é menor que 0,01 indivíduos/ha; nestes casos estão arredondadas a 3 casas decimais. Área total recenseada: 50,57 ha. **EC** – Estatuto de Conservação de acordo com CABRAL *et al.* (1990) (NT – Não Ameaçado; K – Insuficientemente Conhecido; V – Vulnerável; R – Raro). **Berna, Bona, Directiva Aves** – Anexos da Convenções de Berna e de Bona e da Directiva Aves.

(continuação)

Espécies	Código	EC	Berna	Bona	Directiva Aves	Inverno	Primavera	Verão 2001
<i>Anthus pratensis</i>	Antprat	NT	II			[48-134]; 2,05	---	---
<i>Anthus spinoletta</i>	Antspin	R	II			[7-17]; 0,23	---	---
<i>Motacilla flava</i>	Motflav	NT	II			---	[43-67]; 1,14	[10-28]; 0,32
<i>Motacilla cinerea</i>	Motcine	NT	II			[0-1]; 0,005	---	---
<i>Motacilla alba</i>	Motalba	NT	II			[1-14]; 0,16	---	---
<i>Luscinia megarhynchos</i>	Lusmega	NT	II	II		---	---	[0-1]; 0,01
<i>Luscinia svecica</i>	Lussvec	NT	II	II	I	[5-12]; 0,17	---	[0-8]; 0,03
<i>Saxicola rubetra</i>	Saxrube	NT	II	II		---	---	[0-8]; 0,05
<i>Saxicola torquata</i>	Saxtorq	NT	II	II		[24-49]; 0,67	[33-45]; 0,76	[27-28]; 0,54
<i>Oenanthe oenanthe</i>	Oenoena	NT	II	II		---	---	[0-1]; 0,01
<i>Turdus merula</i>	Turmeru	NT	III	II	II/2	---	[0-2]; 0,01	---
<i>Turdus philomelos</i>	Turphil	NT	III	II	II/2	[0-2]; 0,01	---	---
<i>Cisticola juncidis</i>	Cisjunc	NT	II	II		[26-41]; 0,66	[31-61]; 0,93	[55-77]; 1,33
<i>Hippolais polyglotta</i>	Hippoly	NT	II	II		---	---	[0-1]; 0,33
<i>Sylvia undata</i>	Sylunda	NT	II	II	I	[19-32]; 0,51	[0-2]; 0,01	[0-5]; 0,05
<i>Sylvia conspicillata</i>	Sylcons	R	II	II		---	[11-18]; 0,30	[9-14]; 0,23
<i>Sylvia melanocephala</i>	Sylmela	NT	II	II		[10-16]; 0,26	[14-20]; 0,34	[11-14]; 0,25
<i>Phylloscopus collybita</i>	Phycoll	NT	II	II		[16-30]; 0,42	---	---
<i>Phylloscopus trochilus</i>	Phytroc	NT	II	II		---	---	[0-5]; 0,05
<i>Lanius meridionalis</i>	Lanmeri	NT	III			[3-4]; 0,07	[1-5]; 0,05	[7-9]; 0,16
<i>Lanius senator</i>	Lansena	NT	III			---	[0-1]; 0,005	---
<i>Sturnus unicolor</i>	Stuunic	NT	II			---	[2-17]; 0,15	---
<i>Passer domesticus</i>	Pasdome	NT				[0-2]; 0,02	[1-9]; 0,09	---
<i>Passer hispaniolensis</i>	Pashisp	NT	III			[0-17]; 0,16	---	---
<i>Fringilla coelebs</i>	Fricoele	NT	III			[0-3]; 0,02	---	---
<i>Serinus serinus</i>	Serseri	NT	II			[1-6]; 0,08	---	---
<i>Carduelis spinus</i>	Carspin	NT	II			[0-2]; 0,01	---	---
<i>Carduelis chloris</i>	Carchlo	NT	II			[1-48]; 0,25	---	---
<i>Carduelis carduelis</i>	Carcard	NT	II			[1-56]; 0,32	[2-10]; 0,10	---
<i>Carduelis cannabina</i>	Carcann	NT	II			[0-7]; 0,07	[0-1]; 0,01	---
<i>Emberiza schoeniclus</i>	Embscho	NT	II			[4-16]; 0,15	---	---
<i>Emberiza hortulana</i>	Embhort	I				---	---	[0-3]; 0,03
<i>Miliaria calandra</i>	Milcala	NT	III			[220-460]; 7,07	[23-48]; 0,80	[4-29]; 0,26

ANEXO 10 – Variação temporal da densidade (n.º de indivíduos/ha) de algumas espécies de Passeriformes associados aos sapais amostrados no estuário do Guadiana. A linha central representa o valor médio, os limites da caixa o erro-padrão e os extremos o desvio-padrão.



ANEXO 11 – Esboço de um *Plano de Acção* relativo à gestão das populações de Toutinegra-tomilheira associadas à bacia do Guadiana. Objectivos, medidas a adoptar e acções a implementar.

Objectivo 1 – Manter/melhorar as áreas de habitat favorável à espécie						
Medida A – Aplicação de medidas relativas ao uso do solo						
Acções	Sítios	Locais de intervenção	Como	Quando	Quem	Custo estimado Indicadores / Metas
1.1. Manutenção e incremento sustentado de pousios antigos	Área envolvente do regolho de Alqueva	Alcarrache, Bencatel, Luz-Mourão e Granja	Articulação com responsáveis por outros usos do solo	Anual. De preferência logo após o primeiro enchimento da albufeira de Alqueva	EDIA, S.A., equipa técnico-científica a constituir, proprietários	Definição das medidas a implementar localmente no final do 1.º ano A definir
1.2. Incremento das manchas de Tojo	Área envolvente do regolho de Alqueva	Alcarrache, Bencatel, Luz-Mourão e Granja	Articulação com responsáveis por outros usos do solo; Estabelecimento de contratos de gestão	Anual. De preferência logo após o primeiro enchimento da albufeira de Alqueva	EDIA, S.A., equipa técnico-científica a constituir, proprietários	Definição das medidas a implementar localmente no final do 1.º ano A definir
Medida B – Aplicação de medidas relativas à protecção de elementos do habitat						
1.3. Evitar o sobre-pastoreio, procurando manter o encabeçamento adequado aos requisitos da espécie (a definir, com base nas condições locais de capacidade de uso do solo e de regeneração da vegetação)	Área envolvente do regolho de Alqueva	Alcarrache, Bencatel, Luz-Mourão e Granja	Articulação com os proprietários	Anual	Proprietários, Associações de Agricultores, EDIA, S.A.,	Acordos de gestão estabelecidos para todos os locais de Intervenção até ao final do 2.º ano A definir
1.4. Impedir a deslocação de gado para locais com maior potencial para a reprodução da espécie	Área envolvente do regolho de Alqueva	A definir, nas áreas de Alcarrache, Luz-Mourão, Bencatel e Granja	Colocação de dispositivos que impeçam o acesso ao gado (p.e., cercas)	Anual	Proprietários, Associações de Agricultores, EDIA, S.A.,	Acordos de gestão estabelecidos para todos os locais de Intervenção até ao final do 2.º ano A definir

(continua)

ANEXO 11 – Esboço de um *Plano de Acção* relativo à gestão das populações de Toutinegra-tomilheira associadas à bacia do Guadiana. Objectivos, medidas a adoptar e acções a implementar.

(continuação)

Objectivo 2 – Aprofundar o conhecimento sobre a espécie no vale do Guadiana							
Medida C – Desenvolvimento de estudos sobre a distribuição e movimentos da espécie							
Acções	Sítios	Locais de intervenção	Como	Quando	Quem	Custo estimado	Indicadores / Metas
2.1. Censo da população nidificante no território nacional	Território nacional	Áreas de ocorrência da espécie no território continental	Aplicação de métodos não intrusivos de censo de aves	Quinquenal	Universidades, ICN, EDIA, S.A., outras entidades com potencial técnico-científico	A definir	Relatório quinquenal; apresentações em reuniões técnico-científicas
2.2. Monitorização dos núcleos populacionais da espécie no sudeste do território nacional	Área envolvente do regolfo de Alqueva e sectores a jusante	Alcarrache, troço médio do Guadiana (Mértola) e troço final no estuário	Aplicação de métodos não intrusivos de censo de aves	Anual	Universidades, ICN, EDIA, S.A., outras entidades com potencial técnico-científico	A definir	Relatórios anuais sobre os parâmetros em estudo; apresentações em reuniões técnico-científicas
2.3. Marcação individual de aves adultas e juvenis com vista à percepção dos níveis de dispersão, fidelidade e filopatria	Área envolvente do regolfo de Alqueva e sectores a jusante	Alcarrache, troço médio do Guadiana (Mértola) e troço final no estuário	Anilhagem com marcas coloridas	Anual, durante um período a definir ≥ 5 anos	Universidades, ICN, outras entidades com potencial técnico-científico	A definir	Relatórios anuais sobre os parâmetros em estudo; apresentações em reuniões técnico-científicas
Medida D – Investigação biológica adicional							
Acções	Sítios	Locais de intervenção	Como	Quando	Quem	Custo estimado	Indicadores / Metas
2.4. Realização de estudos sobre a ecologia trófica da espécie	Área envolvente do regolfo de Alqueva e sectores a jusante	Alcarrache, troço médio do Guadiana (Mértola) e troço final no estuário	Realização de estudo científico	A definir (de preferência anual)	Universidades, ICN, EDIA, S.A., outras entidades com potencial técnico-científico	A definir	Relatórios anuais sobre os parâmetros em estudo; apresentações em reuniões técnico-científicas
2.5. Realização de estudos com vista à obtenção de parâmetros demográficos	Área envolvente do regolfo de Alqueva e sectores a jusante	Alcarrache, troço médio do Guadiana (Mértola) e troço final no estuário	Realização de estudo científico	Anual, durante um período a definir ≥ 5 anos	Universidades, ICN, EDIA, S.A., outras entidades com potencial técnico-científico	A definir	Relatórios anuais sobre os parâmetros em estudo; apresentações em reuniões técnico-científicas; publicações
2.6. Realização de estudos acerca do efeito da predação	Área envolvente do regolfo de Alqueva e sectores a jusante	Alcarrache, troço médio do Guadiana (Mértola) e troço final no estuário;	Realização de estudo científico	Anual	Universidades, EDIA, S.A., outras entidades com potencial técnico-científico	A definir	Relatórios anuais sobre os parâmetros em estudo; apresentações em reuniões técnico-científicas; publicações

(continua)

ANEXO 11 – Esboço de um *Plano de Acção* relativo à gestão das populações de Toutinegra-tomilheira associadas à bacia do Guadiana. Objectivos, medidas a adoptar e acções a implementar.

(continuação)

Objectivo 3 – Acções de divulgação e promoção do património natural da bacia do Guadiana							
Medida E – Divulgação da importância conservacionista da espécie							
Ações	Sítios	Locais de intervenção	Como	Quando	Quem	Custo estimado	Indicadores / Metas
3.1. Desenvolver campanha pedagógica junto de escolas e proprietários, agricultores e caçadores; realização de sessões de informação sobre a espécie em particular e sobre a importância avifaunística dos sistemas agrícolas de sequeiro	Área envolvente do regolfo de Alqueva e sectores a jusante	Escolas de Ensino Básico e Secundário, Associações de Agricultores e Caçadores, Juntas de Freguesia/Câmaras Municipais do sector sudeste do território nacional	Campanha informativa com utilização de elementos didácticos	Annual (de preferência durante cinco anos seguidos)	EDIA, S.A.	A definir	Cobertura de 20% das escolas/entidades-alvo no termo de cada ano
3.2. Promover a divulgação da importância conservacionista da espécie e a importância avifaunística dos sistemas agrícolas de sequeiro	Área envolvente do regolfo de Alqueva e sectores a jusante; centros urbanos	Âmbito regional (media locais) e âmbito nacional (periódicos e outros órgãos de informação nacionais)	Artigos informativos e de opinião, entrevistas e ligações a "sites" de informação e ambiente	Annual (de preferência durante cinco anos seguidos)	EDIA, S.A., técnicos e equipas envolvidos em estudos e acções	A definir	Mínimo de 2 artigos/ano em media locais e 1 artigo/ano em periódicos de âmbito nacional
3.3. Promover a divulgação da importância conservacionista dos migradores trans-saharianos	Área da bacia do Guadiana; centros urbanos	Escolas de Ensino Básico e Secundário, Associações de Agricultores e Caçadores, Juntas de Freguesia/Câmaras Municipais do sector sudeste do território nacional; âmbito regional (media locais) e âmbito nacional (periódicos e outros órgãos de informação nacionais)	Campanhas informativas e didácticas; artigos informativos e de opinião, entrevistas e ligações a "sites" de informação e ambiente	Annual (de preferência durante cinco anos seguidos)	EDIA, S.A., técnicos e equipas envolvidos em estudos e acções	A definir	Cobertura de 20% das escolas/entidades-alvo no termo de cada ano; mínimo de 2 artigos/ano em media locais e 1 artigo/ano em periódicos de âmbito nacional